



HAL
open science

Méthodologie d'aide à la décision pour une gestion durable des risques d'origine naturelle en contexte incertain

Abla Mimi Edjossan-Sossou

► **To cite this version:**

Abla Mimi Edjossan-Sossou. Méthodologie d'aide à la décision pour une gestion durable des risques d'origine naturelle en contexte incertain. Autre. Université de Lorraine, 2015. Français. NNT : 2015LORR0291 . tel-01754585

HAL Id: tel-01754585

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01754585>

Submitted on 30 Mar 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>



UNIVERSITE DE LORRAINE
Ecole Nationale Supérieure des Mines de Nancy
Laboratoire GeoRessources
Ecole Doctorale RP2E

THESE

Présentée en vue du grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LORRAINE
en Mécanique - Génie Civil

Par

Abla Mimi EDJOSSAN-SOSSOU

Méthodologie d'aide à la décision pour une gestion durable des risques d'origine naturelle en contexte incertain

Soutenue publiquement le 14 décembre 2015

Devant le jury composé de

Youssef DIAB - Université de Paris Est Marne-la-Vallée (France)
Sidi Mohammed ELACHACHI - Université de Bordeaux (France)
Pierre-Alain AYRAL - Ecole des Mines d'Alès (France)
Thierry VERDEL - Université de Lorraine (France)
Olivier DECK - Université de Lorraine (France)
Marwan AL HEIB - INERIS (France)
Myriam MERAD - INERIS (France)

Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Directeur de thèse
Co-directeur de thèse
Co-encadrant de thèse
Invitée

A Catherine, Joseph et Toussaint, partis trop tôt.

J'aurais tant voulu partager avec vous ces moments d'émotion.

Cette dédicace pour vous dire que je vous aimerai toujours.

Remerciements

Enfin, nous y voilà !!!!

La rédaction de ces quelques lignes en guise de remerciements signifie que je suis arrivée à la fin de cette belle aventure qui aura duré exactement 1 554 jours. Les travaux de recherche achevés et la thèse soutenue, une page de ma vie se tourne ; j'espère vivement qu'il m'en reste de bien belles encore à découvrir.

Au moment de faire le bilan de ces quatre années, j'ai la ferme conviction que cette thèse n'a pas été un parcours en solitaire. En effet, je n'aurais certainement pas pu faire aboutir ce projet de thèse de la même manière sans les conseils avisés, l'intérêt manifesté à l'égard de mon sujet de recherche et les encouragements de chacun d'entre vous. C'est avec une grande émotion (et donc des larmes, eh oui ma sensibilité oblige), que je commence cette dernière mais non moins délicate tâche avec la crainte d'oublier certaines personnes qui m'auraient accompagnée d'une manière ou d'une autre au cours de cette aventure.

Tout d'abord j'aimerais m'adresser à mes encadrants sans qui cette thèse n'aurait jamais été une expérience aussi enrichissante et bien remplie. En tout premier lieu, je tiens à remercier très chaleureusement le Professeur Thierry Verdel, mon directeur de thèse, de m'avoir donné l'opportunité de réaliser ma thèse dans un cadre de recherche de haut niveau et d'avoir encadré cette recherche. Merci pour ta confiance et pour m'avoir fait découvrir et adopté le logiciel Mathematica que j'aimerais bien maîtriser comme toi.

Je saisis cette occasion pour exprimer ma profonde gratitude au Professeur Olivier Deck. Tu as toujours été disponible pendant les moments de doute qui n'ont pas manqué durant ces quatre ans et tu m'as énormément poussée à prendre du recul pour avoir un regard critique sur mes travaux. Ta rigueur scientifique, ta patience et tes précieux conseils ont permis à ce travail d'aboutir. Je te témoigne ici toute ma reconnaissance.

Mes remerciements s'adressent aussi à Monsieur Marwan Al Heib pour avoir co-encadré ces travaux. Merci pour ta réactivité et tes réflexions qui, non seulement, m'ont aidée à mieux cerner la problématique de la gestion des risques d'origine naturelle mais ont été très bénéfiques au cadrage de cette recherche doctorale.

Le jury de soutenance a, pour sa part, contribué à élargir ma vision de la problématique traitée dans mes travaux. Je lui en suis profondément reconnaissante et je tiens à adresser mes vifs remerciements aux membres du jury pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail ainsi que pour leur contribution aux discussions lors de la soutenance. Je pense notamment au Professeur Youssef Diab et à Monsieur Sidi Mohammed Elachachi pour m'avoir fait l'honneur d'être les rapporteurs de mes travaux ainsi qu'à Madame Myriam Mérad et

Monsieur Pierre-Alain Ayrat pour avoir accepté d'évaluer cette thèse. J'espère pouvoir vous croiser de nouveau pour bénéficier de votre expertise dans vos domaines respectifs.

Je remercie toute l'équipe de l'UMR GeoRessources de l'Université de Lorraine pour son accueil. Ma gratitude s'adresse aux Professeurs Christian Marignac et Jack-Pierre Pignet, à Messieurs Bernard Laumonier et Yann Gunzburger ainsi qu'à Madame Marianne Conin pour avoir toujours pris le temps de s'intéresser à l'état d'avancement de mes travaux et pour leurs encouragements lorsque ma détermination à aller au bout des travaux venait à vaciller.

Mes travaux ont été réalisés en partenariat avec la Direction des Risques du Sol et du Sous-Sol (DRS) de l'Institut National de l'Environnement industriel et des RISques (INERIS). J'ai grandement apprécié le soutien de l'INERIS. J'exprime ma reconnaissance à Messieurs Mehdi Ghoreychi et Jean-Bernard Kazmierczak d'avoir cru en moi pour mener ce projet doctoral à son terme. J'adresse mes sincères remerciements à Monsieur Mountaka Souley pour ses conseils et encouragements fraternels. J'exprime ma gratitude à tout le personnel de l'INERIS à Nancy que j'ai côtoyé plus ou moins longtemps durant ces années. J'ai partagé avec vous des moments enrichissants tant sur le plan humain que professionnel.

La présente thèse s'est déroulée dans le cadre du projet « *Prise en Compte des INCERTitudes pour des Décisions Durables – INCERDD* » financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) pour le compte de son programme de recherche Villes durables 2010. Elle n'aurait probablement jamais pu être réalisée sans ce financement. Aussi, je tiens à dire un grand merci à l'ANR pour avoir contribué au financement de trois des quatre années de ma recherche doctorale. Je remercie également l'UEMOA pour sa contribution financière au cours de ma dernière année de thèse ; la bourse d'excellence qu'elle m'a octroyée m'a permis de finir mes travaux dans des conditions optimales.

Je tiens également à remercier les membres du laboratoire Equipe de Recherche sur les Processus Innovatifs (ERPI) de l'Ecole Nationale Supérieure en Génie des Systèmes et de l'Innovation (ENSGSI) qui m'ont accompagnée dans cette thèse et m'ont permis d'avoir une meilleure connaissance des méthodes d'agrégation multicritère et de pouvoir disposer des logiciels adéquats pour traiter certaines de mes données. Mes sincères remerciements vont aux Professeurs Laure Morel et Mauricio Camargo ainsi qu'à Messieurs Laurent Dupont, Olivier Chery et Daniel Galvez.

Au cours de cette thèse, j'ai participé à de nombreuses séances de travail constructives avec les différents partenaires du projet INCERDD. Je voudrais leur témoigner ma reconnaissance pour ces précieux moments d'échange. Ce fut un plaisir de collaborer avec eux. Mes remerciements vont spécialement à la commune de Dieulouard (Meurthe-et-Moselle) pour sa franche collaboration.

Je ne saurai clôturer la section formelle de ces remerciements sans une pensée pour le personnel administratif qui n'a ménagé aucun effort pour apporter sa contribution, ô combien importante, à l'aboutissement de cette thèse. Je tiens tout particulièrement à dire un grand merci à Madame Brigitte Siatka qui a toujours donné de son temps pour m'aider dans la résolution des problèmes administratifs. J'aurais aimé te dire autant de « Merci » que le nombre de fois où je suis venue te demander un service mais ce nombre est si élevé

que je ne peux que te dire : Merci, Merci et encore Merci. Une pensée émue pour Madame Christine Fivet de l'ED RP2E pour sa disponibilité et sa sympathie. Mes remerciements vont également à Madame Christine Couverchel, coordinatrice des thèses à l'INERIS, pour son soutien et sa disponibilité.

Je voudrais maintenant m'adresser à mes collègues doctorant(e)s avec qui j'ai eu l'occasion et surtout la chance de partager cette expérience. Je parle de chance car ces années ont été enrichissantes sur le plan culturel et réjouissantes sur le plan culinaire. Sans prétendre à l'exhaustivité de la liste des pays, je suis heureuse d'avoir partagé des bons moments avec des collègues originaires de Chine, Egypte, Vietnam, Allemagne, Syrie, Iran, Irak, Québec, Mexique, Colombie, Algérie, Tunisie, Indonésie, Italie, Liban et bien évidemment France. Je tiens à vous dire que sans vous ma thèse n'aurait pas été aussi agréable. Si je devais résumer les moments inoubliables passés à vos côtés, j'imagine que je devrais rédiger une seconde thèse. Aussi, j'aimerais juste procéder aux remerciements par « générations de thésards ».

Je pense à mes « *prédécesseurs* » : Ngoc-Tuyen (un jour j'essaierai d'écrire ce fameux roman qui pourrait être passionnant) et Emad (tu es super sympa, dommage que je sois arrivée alors que tu partais) ; à mes « *contemporains* » : Yinfei (merci pour tes innombrables coups de main), Adeline (garde ta bonne humeur naturelle car tu fais du bien autour de toi), Jannes (je suis sous-employée depuis que tu es au deuxième étage) et Anh Tuan (merci d'avoir partagé la culture culinaire du Vietnam avec nous, non nems-party resteront à jamais gravés dans mes souvenirs) ainsi qu'à mes « *successeurs* » : Bakri (merci à Inas et toi pour votre amitié), Rafid (ton calme olympien m'impressionne toujours), Noémie (courage pour la dernière ligne droite « *Madame porosité* », dans quelques jours tu pourras être fière de ton travail), Thomas (profite pleinement de cette expérience et arrête de grandir), Samar (Miss Gambari, merci pour nos escapades touristiques), Jamil (en moins de trois mois tu m'as torturé les tympans avec « Le Beirut » et « Si l'amour existe encore »), Clément (merci pour l'initiation au ski et pour les moments conviviaux partagés en compagnie d'Audray), Jabrane (le petit frère de thèse de Noémie, Ah bon !) et Francesca (bon courage pour cette aventure). Merci à tous pour votre bonne humeur.

Merci à tous les ATER de passage au sein du laboratoire : Laura (merci pour ta gentillesse), Maria (tu es un rayon de soleil) et Rasool (comme promis j'ai bien écrit ton nom avec 2 O, merci pour les infusions et herbes aromatiques que tu m'as fait découvrir). Ma chère Kamila, je me réjouis d'avoir fait ta connaissance et partagé autant de choses avec toi. Merci pour ton amitié. Merci également à tous les stagiaires que j'ai côtoyés ainsi qu'aux étudiants dont j'ai encadré les projets de recherche (Jérôme, Thibaut et Pierre).

Un grand merci à Fleur et Yao pour ces interminables nuits passées à rédiger nos manuscrits respectifs. Mes sincères remerciements s'adressent également aux « *toutphiles* » : Moïse, Abdou, Jean, Tatiana, David et Mawulé. Une pensée fraternelle à mon jumeau de thèse Billy.

Il est des remerciements qui coulent de source, qui n'ont pas besoin d'être évoqués tant ils sont évidents : ce sont les remerciements à l'endroit de ma famille. Par ces quelques lignes je voudrais exprimer ma profonde reconnaissance à ma famille pour ses encouragements permanents tout au long de cette belle aventure. Ces cinq dernières années ont été très

difficiles avec la perte de certains membres de ma famille, aussi je fais le choix de ne citer aucun proche dans ces remerciements mais de dédier ma thèse à ceux qui sont partis et qui demeurent mon repère dans la vie. Merci à tous qui avez fait le déplacement sur Nancy pour assister à ma soutenance, votre présence était le plus beau de tous les cadeaux. Une pensée à celles (petites et grandes) qui ont préparé les bons plats, merci pour leur grande aide durant la préparation et l'organisation du pot de soutenance.

Qu'il me soit permis de présenter mes excuses à ceux que je n'ai pas pu citer dans ces quelques lignes et qui pourtant ont contribué de près ou de loin à mes travaux. Je leur suis reconnaissante pour tout et j'espère qu'elles se reconnaîtront.

Enfin, merci à vous, cher lecteur, pour l'intérêt que vous portez à ma thèse en la lisant.

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE 1 – DU DEVELOPPEMENT DURABLE A LA GESTION DURABLE DES RISQUES D’ORIGINE NATURELLE : CADRE THEORIQUE D’UN CONCEPT EMERGENT	9
INTRODUCTION	10
1.1 LE DEVELOPPEMENT DURABLE : UN CONCEPT PLURIDISCIPLINAIRE ET COMPLEXE	11
1.2 DE LA NOTION DE DURABILITE	16
1.3 EVALUATION DE LA DURABILITE	17
1.3.1 METHODES D’EVALUATION DE LA DURABILITE	21
1.3.2 EVALUATION DE LA DURABILITE : UN DEFI MULTI-ECHELLES	22
1.4 LES RISQUES URBAINS : UNE PROBLEMATIQUE A FACETTES MULTIPLES	26
1.4.1 GENERALITES SUR LE RISQUE.....	26
1.4.2 LA VILLE : UN TERRITOIRE COMPLEXE.....	33
1.4.3 DE L’IMPORTANCE DES RISQUES D’ORIGINE NATURELLE EN MILIEU URBAIN	35
1.5 LA GESTION DES RISQUES D’ORIGINE NATURELLE EN FRANCE	39
1.5.1 APPROCHE FRANÇAISE DE PREVENTION DES RISQUES.....	39
1.5.2 ASPECTS REGLEMENTAIRES DE LA GESTION DES RISQUES EN FRANCE	43
1.6 D’UNE VISION « ALEA-CENTREE » A UNE VISION MULTIPARAMETRIQUE : APPROCHES DE LA GESTION DES RISQUES ET CATASTROPHES D’ORIGINE NATURELLE	45
1.7 LA GESTION DES RISQUES D’ORIGINE NATURELLE, LEVIER DU DEVELOPPEMENT DURABLE DU TERRITOIRE	48
1.7.1 HISTORIQUE DE LA PRISE EN COMPTE DE LA GESTION DES RISQUES ET CATASTROPHES DANS LA PROBLEMATIQUE DE DEVELOPPEMENT A L’ECHELLE INTERNATIONALE	49
1.7.2 ROLE POSITIF POTENTIEL DE LA GESTION DES RISQUES D’ORIGINE NATURELLE DANS LE DEVELOPPEMENT DURABLE DU TERRITOIRE	50
1.8 CONCEPT DE GESTION DURABLE DES RISQUES D’ORIGINE NATURELLE	51
1.8.1 DEFINITION DU CONCEPT	52
1.8.2 PRINCIPES DIRECTEURS DU CONCEPT	53
SYNTHESE	55
CHAPITRE 2 – DEVELOPPEMENT D’UNE METHODOLOGIE D’EVALUATION MULTICRITERE DE LA DURABILITE DES DECISIONS DE GESTION DES RISQUES	57
INTRODUCTION	58
2.1 DE LA NECESSITE DES OUTILS D’AIDE A LA DECISION	59
2.1.1 AIDE A LA DECISION	60
2.1.2 LES PROBLEMATIQUES DECISIONNELLES	62
2.2 L’AIDE MULTICRITERE A LA DECISION	63
2.2.1 PRINCIPE DE L’ANALYSE MULTICRITERE	64
2.2.2 LES ENJEUX DU CHOIX D’UNE METHODE D’ANALYSE MULTICRITERE	67
2.2.3 PRESENTATION DES METHODES AHP ET PROMETHEE	71
2.3 DE LA NECESSITE D’UNE PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES DANS LE PROCESSUS DECISIONNEL	77
2.4 PRATIQUES ACTUELLES D’EVALUATION DES DECISIONS DE GESTION DES RISQUES D’ORIGINE NATURELLE	78
2.5 PROPOSITION D’UNE METHODOLOGIE D’EVALUATION DE LA DURABILITE	81

2.5.1	EVALUATION DE LA DURABILITE DES DECISIONS DE GESTION DES RISQUES D'ORIGINE NATURELLE : A QUELLES ECHELLES SPATIALE ET TEMPORELLE ?	83
2.5.2	IDENTIFICATION ET SELECTION DES CRITERES ET INDICATEURS DE DURABILITE.....	85
2.5.3	SPECIFICITES DU PROTOCOLE PROPOSE POUR LE CALCUL DU POTENTIEL DE DURABILITE.....	100
2.5.4	PROTOCOLE D'EVALUATION DE LA DURABILITE DES DECISIONS DE GESTION.....	107
	SYNTHESE	120

CHAPITRE 3 – INCERTITUDES LIEES A L'EVALUATION DE LA DURABILITE DES DECISIONS DE GESTION DES RISQUES : DE LEUR ESTIMATION A LEUR PRISE EN COMPTE

	INTRODUCTION	124
3.1	DE LA NOTION D'INCERTITUDES.....	125
3.2	FINALITES D'UNE PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES DANS L'EVALUATION DES DECISIONS DE GESTION DES RISQUES D'ORIGINE NATURELLE.....	128
3.3	DE LA GESTION DES INCERTITUDES	131
3.3.1	IDENTIFICATION DES INCERTITUDES SUSCEPTIBLES D'ENTACHER LES VARIABLES D'INTERET	132
3.3.2	CARACTERISATION DES INCERTITUDES SUR LES VARIABLES D'INTERET	132
3.3.3	EXPLOITATION ET/OU TRAITEMENT DES INCERTITUDES SUR LES VARIABLES D'INTERET	136
3.3.4	PRESENTATION DES INCERTITUDES.....	136
3.4	METHODES DE QUANTIFICATION DES INCERTITUDES SUR LES DONNEES D'ENTREE	138
3.4.1	METHODES PROBABILISTES.....	138
3.4.2	METHODES NON PROBABILISTES	140
3.5	METHODES DE PROPAGATION DES INCERTITUDES.....	143
3.5.1	THEORIE DES INTERVALLES	143
3.5.2	LOGIQUE FLOUE	144
3.5.3	SIMULATIONS MONTE CARLO.....	148
3.6	CONTRIBUTION A LA PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES DANS L'EVALUATION DES DECISIONS DE GESTION DES RISQUES D'ORIGINE NATURELLE.....	149
3.6.1	QUANTIFICATION DES INCERTITUDES SUR LES DONNEES D'ENTREE	150
3.6.2	PROPAGATION DES INCERTITUDES DANS LE PROCESSUS D'EVALUATION DE LA DURABILITE	151
	SYNTHESE	154

CHAPITRE 4 : DEVELOPPEMENT D'UN OUTIL POUR L'ESTIMATION DETERMINISTE ET PROBABILISTE DES DOMMAGES LIES AUX INONDATIONS A MICRO-ECHELLE

	INTRODUCTION	158
4.1	TYPLOGIE DES DOMMAGES	158
4.2	PRINCIPE DE MODELISATION DES DOMMAGES	159
4.2.1	CARACTERISATION DE L'ALEA SUR LE SITE DE L'ETUDE.....	160
4.2.2	CARACTERISATION DE LA VULNERABILITE DES ENJEUX EXPOSES A L'ALEA	162
4.2.3	CHOIX DE LA COURBE DE DOMMAGES APPROPRIEE	164
4.2.4	CARTOGRAPHIE DES DOMMAGES.....	164
4.2.5	ANNUALISATION DES DOMMAGES	165
4.3	LES SOURCES D'INCERTITUDES ASSOCIEES A L'EVALUATION DES DOMMAGES LIES AUX INONDATIONS	166
4.4	PRESENTATION DU SIMULATEUR.....	167
4.5	PRESENTATION DES COURBES DE DOMMAGES INTEGREES AU SIMULATEUR.....	171
4.5.1	FONCTIONS D'ENDOMMAGEMENT.....	172
4.5.2	COUTS DES DOMMAGES DIRECTS AUX LOGEMENTS	174
4.5.3	PERTES POTENTIELLES EN VIES HUMAINES	175

4.5.4	QUANTITE DE DECHETS POST-CATASTROPHES	177
4.6.	EVALUATION DES DOMMAGES LIES AUX INONDATIONS A DIEULOUARD	178
4.6.1	PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE.....	179
4.6.2	CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES ET HYDRAULIQUES DE DIEULOUARD	180
4.6.3	CARACTERISATION DES ENJEUX	182
4.6.4	RESULTATS DES EVALUATIONS DETERMINISTES ET ALEATOIRES	182
	SYNTHESE	194
CHAPITRE 5 : APPLICATION DE LA METHODOLOGIE GLOBALE A LA GESTION DES RISQUES LIES AUX INONDATIONS A DIEULOUARD		197
<hr/>		
	INTRODUCTION	198
5.1	DESCRIPTION DE LA FILIERE DE GESTION DES RISQUES LIES AUX INONDATIONS ET DES ALTERNATIVES DE GESTION RETENUES POUR L'ETUDE.....	199
5.1.1	ACTEURS DE LA FILIERE « GESTION DES RISQUES LIES AUX INONDATIONS » A DIEULOUARD	199
5.1.2	ALTERNATIVES DE GESTION RETENUES POUR L'ETUDE.....	199
5.2	PRESENTATION DES DONNEES D'ENTREE DE L'EVALUATION	204
5.2.1	DONNEES QUANTITATIVES.....	205
5.2.2	DONNEES QUALITATIVES	206
5.3	EVALUATION ECONOMIQUE DES STRATEGIES EN CONTEXTE INCERTAIN : VALEUR ACTUALISEE NETTE, TAUX DE RENTABILITE INTERNE ET RAPPORT BENEFICES/COUTS.....	212
5.4	RESULTATS AU NIVEAU DES INDICATEURS ET DES CRITERES	217
5.4.1	PERFORMANCES AU NIVEAU DES INDICATEURS QUANTITATIFS.....	218
5.4.2	PERFORMANCES AU NIVEAU DES INDICATEURS QUALITATIFS	222
5.4.3	PERFORMANCES AU NIVEAU DES CRITERES	224
5.5	RESULTATS PAR ECHEANCE TEMPORELLE	234
5.5.1	HIERARCHISATION FINALE A T0 + 5 ANS	235
5.5.2	ANALYSE DE LA VARIABILITE DES RESULTATS AUX DIFFERENTES SOURCES D'INCERTITUDES	243
5.5.3	HIERARCHISATION FINALE A T0 + 10 ANS	253
5.5.4	HIERARCHISATION FINALE A T0 + 30 ANS	255
5.6	EVOLUTION TEMPORELLE DE LA DURABILITE DES STRATEGIES	256
5.7	ANALYSE COMPARATIVE DES RESULTATS LA METHODOLOGIE ELABOREE AVEC CEUX D'AUTRES METHODES... 265	265
5.7.1	ANALYSE COMPARATIVE AVEC LES RESULTATS ECONOMIQUES.....	265
5.7.2	ANALYSE COMPARATIVE AVEC LES RESULTATS DE AHP ET PROMETHEE	265
5.8	DISCUSSION GENERALE DES RESULTATS	270
	SYNTHESE	273
CONCLUSION GENERALE.....		275
<hr/>		
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	280
	ANNEXES	302

Acronymes et Sigles

ACB : Analyse Coûts-Bénéfices

ACV : Analyse du Cycle de Vie

ADEVAL : Agence de Développement du Val de Lorraine

AGREGEE : Adaptation du modèle du Gradex à toutes crues Rares et Extrêmes par Généralisation de ses Estimateurs Elémentaires

AHP : Analytic Hierarchy Process

AMCD : Aide Multicritère à la Décision

ANDEM : Agence Nationale pour le Développement de l'Evaluation Médicale

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

BTP : Bâtiments et Travaux Pratiques

CATNAT : Arrêté de Catastrophes Naturelles

CEPRI : Centre Européen de Prévention de Risque d'Inondation

CGDD : Commissariat Général au Développement Durable

CMED : Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement

CORINE : Coordination of Information on the Environment

COV : Coefficient de Variation

CR : Ratio de Cohérence

CRED : Centre for Research on the Epidemiology of Disasters

CSOEC : Conseil Supérieur de l'Ordre des Experts Comptables

DC : Degré de Compatibilité

DDRM : Dossier Départemental sur les Risques Majeurs

DDT : Direction Départementale des Territoires

DEEE : Déchets Electroniques Electroménagers et Electriques

DEMA : Dommages Evités Moyens Annualisés

DGPR : Direction Générale de la Prévention des Risques

DIB : Déchets Industriels Banals

DICRIM : Document d'Information Communal sur les Risques Majeurs

DMA : Dommages Moyens Annualisés

DREAL : Direction Régionale Environnement Aménagement Logement

DRR : Disaster Risk Reduction

EIE : Etude d'Impact Environnemental

EIS : Etude d'Impact Social

ELECTRE : Election et Choix Traduisant la Réalité

ERP : Etablissements Recevant du Public

FEMA : Federal Emergency Management Agency

FHRC : Flood Hazard Research Centre

FLEMO : Flood Loss Estimation Model

GAIA : Geometrical Analysis for Interactive decision Aid

GDF : Geoffrion, Dyer and Feinberg Procedure

GDRN : Gestion Durable des Risques d'origine Naturelle

GRADEX : Gradient des valeurs Extrêmes

GRI : Global Reporting Initiative

GRIP : Generalized Regression with Intensities of Preference
 IC : Indice Composite
 IDG : Indice de Durabilité Globale
 IDNDR : International Decade for Natural Disaster Reduction
 IGN : Institut National de l'Information Géographique et Forestière
 INCERDD: Prise en compte des Incertitudes pour des Décisions Durables
 INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
 IPC : Indice de Performance du Critère
 IPI : Indice de Performance de l'Indicateur
 IUSIL : International Urban Sustainability Indicators List
 LCPC : Laboratoire Central des Ponts et Chaussées
 MACBETH : Measuring attractiveness by a categorical based evaluation technique
 MAUT : Multi-Attribute Utility Theory
 MAVT : Multi-Attribute Value Theory
 MECADEPI : Méthode d'Evaluation et de Caractérisation des Déchets Post-Inondation
 MEDDE : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie
 NC : Niveau de confiance ou de certitude
 NEMO : Necessary preference enhanced Evolutionary Multiobjective Optimizer
 NI : Note d'Impact
 NTAG : National Technical Advisory Group on Flooding Issues
 OCDE - CAD : Organisation de coopération et de développement économiques – Comité d'aide au développement
 ONU : Organisation des Nations-Unies
 ORSEC : Organisation de la Réponse de Sécurité Civile
 PAC : Porter A Connaissance préfectoral
 PADD : Projet d'Aménagement et de Développement Durable
 PAIRCLASS : Pairwise Classification
 PAPI : Programmes d'Action de Prévention des Inondations
 PCS : Plan Communal de Sauvegarde
 PLU : Plan Local d'Urbanisme
 PNUE : Programme des Nations-Unies pour l'Environnement
 PPMS : Plans Particuliers de Mise en Sûreté
 PPR : Plan de Prévention des Risques
 PPRI : Plan de Prévention des Risques Inondations
 PPRN : Plan de Prévention des Risques Naturels prévisibles
 PPRN : Plans de Prévention des Risques Naturels prévisibles
 PREFDIS : Preference Discrimination
 PROMETHEE : Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations
 RPD : Ratio du Profil de Durabilité
 RST : Réseau Scientifique et Technique
 SAGE : Schémas d'Aménagement et de Gestion de l'Eau
 SCOT : Schéma de Cohérence Territoriale
 SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
 SIG : Systèmes d'Informations Géographiques
 SMART : Simple Multi Attribute Rating Technique

SMC : Simulations Monte Carlo
SOeS : Service de l'Observation et des Statistiques
SPEED : Système Probabiliste d'Etude par Evènements Discrets
STEM : Step Method
THESEUS : Innovative Technologies for Safer European Coasts in a Changing Climate
TI : Taux d'Impact
TOPSIS : Technique for order preferences by similarity to ideal solutions
TRI : Taux de Rentabilité Interne
UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UNESCO : United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNISDR : United Nations Office for Disaster Risk Reduction
USACE : United States Army Corps of Engineers
UTA : Utilités Additives
UTADIS : Utilités Additives Discriminantes
VAN : Valeur Actualisée Nette
WWF : World Wide Fund

Liste des figures

Figure 1	Historique du développement durable	11
Figure 2	Perception du concept de développement durable par différents acteurs (Cucu Graindorge, 2012)..	13
Figure 3	Les trois piliers fondamentaux du développement durable et leurs interactions (Association 4D, 2011)	14
Figure 4	Structure hiérarchique des résultats d'une évaluation (OCDE-CAD, 2002)	19
Figure 5	Les différentes strates territoriales (Muis, 2008)	24
Figure 6	Schéma illustrant le risque comme une conjonction entre un aléa et des enjeux	27
Figure 7	Répartition des catastrophes naturelles en France par type d'aléa	28
Figure 8	Historique des plus graves inondations survenues en France (MEDDE-SOeS, 2014).....	30
Figure 9	Schéma illustrant la manifestation en surface d'un phénomène d'effondrement	31
Figure 10	Schéma générique des interactions possibles au sein d'un système urbain.....	34
Figure 11	Evolution des populations urbaines et rurales de 1950 à 2050 dans le monde (ONU, 2014).....	36
Figure 12	Phases de l'approche française de gestion des risques d'origine naturelle (Chance et Noury, 2011)	40
Figure 13	Exemple illustratif de cartes d'aléa, d'enjeux et de zonage du risque lié à une inondation par débordement de cours d'eau.....	41
Figure 14	Quelques mesures de gestion préventive des risques liés aux inondations sur un bassin versant	43
Figure 15	Historique comparative des catastrophes majeures, des approches de gestion des risques et des grandes initiatives internationales	46
Figure 16	Méthodes classiques d'AMCD en fonction de la problématique décisionnelle.....	71
Figure 17	Exemple d'une projection GAIA (Mareschal, 2014).....	75
Figure 18	Processus de prise de décision pour une gestion des risques axée sur la durabilité.....	82
Figure 19	Agrégations possibles au sein d'une structure hiérarchique à trois niveaux.....	86
Figure 20	Caractéristiques d'une grille de critères et indicateurs de bonne qualité (Teller)	88
Figure 21	Carte des aléas miniers sur la commune de Moyeuve-Grande et situation géographique des mesures de gestion étudiées (GEODERIS, 2010).....	91
Figure 22	Solutions mises en place pour la surveillance des chutes de blocs à Moyeuve-Grande (INERIS, 2013)	92
Figure 23	Critères et indicateurs de durabilité de la gestion des risques d'origine naturelle	96
Figure 24	Etapas de construction d'un indice composite	102
Figure 25	Processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle...	108
Figure 26	Performance des paramètres de l'indicateur « Impacts sur l'identité territoriale » de l'option Alter. 3 (échelle de notation de - 4 à + 4)	112
Figure 27	Exemple de représentation du profil de durabilité de l'option Alter. 1 (échelle de notation de - 4 à + 4)	115
Figure 28	Comparaison du classement global des options en fonction des règles de décision et de la technique d'agrégation.....	119
Figure 29	Taxonomie de l'incertitude (Thorel, 2014)	126
Figure 30	Incertitudes relatives à la modélisation et au processus de prise de décision.....	128
Figure 31	Caractéristiques générales des informations mobilisées dans une modélisation ou un processus de prise de décision	129
Figure 32	Démarche générique de gestion des incertitudes	132
Figure 33	Schéma de principe de la propagation des incertitudes sur les données d'entrée dans une équation	133
Figure 34	Principales méthodes de caractérisation des incertitudes	135
Figure 35	Représentation par bandes d'incertitudes de l'évolution temporelle d'une variable d'intérêt incertaine	137
Figure 36	Fonctions de densité de probabilité les plus courantes	139

Figure 37	Représentation graphique d'une distribution de possibilités de forme trapézoïdale (Mercat-Rommens et al., 2005).....	141
Figure 38	Système d'inférence floue	144
Figure 39	Fusions conjonctive et disjonctive de trois distributions (Ploix et al., 2008).....	145
Figure 40	Exemples d'opérations sur des ensembles flous.....	147
Figure 41	Exemple du choix de la forme des distributions de probabilité	153
Figure 42	Schéma de principe de l'évaluation des dommages des risques liés aux inondations	160
Figure 43	Principe de calcul des Dommages Moyens Annualisés et des Dommages Evités Moyens Annualisés (André, 2013 a).....	166
Figure 44	Quelques sources d'incertitudes inhérentes à l'évaluation des dommages liés aux inondations (Bourguignon, 2014)	167
Figure 45	Variables mesurables en entrée de l'évaluation des dommages directs liés aux inondations	168
Figure 46	Exemple d'un bâtiment ayant deux hauteurs de submersion différentes	168
Figure 47	Propagation des incertitudes par simulations Monte-Carlo dans l'estimation aléatoire des dommages	170
Figure 48	Courbes de dommages FLEMOps pour les évaluations micro-échelles (Thieken et al., 2007).....	174
Figure 49	Courbes de dommages moyennées selon les trois types de logements pour une durée de submersion de plus de 48 heures (CEPRI, 2014).....	175
Figure 50	Cadre conceptuel pour l'estimation des pertes potentielles en vies humaines	176
Figure 51	Carte de Dieulouard (Geoportail, 2015)	179
Figure 52	Réseau hydrographique de Dieulouard (ADEVAL, 2013).....	181
Figure 53	Crue de référence modélisée au droit de la commune de Dieulouard.....	181
Figure 54	Exemple de subdivision d'un bâtiment plusieurs logements	182
Figure 55	Classes de hauteur effective de submersion pour la crue de référence.....	183
Figure 56	Cartographies du taux d'endommagement moyen des bâtiments pour la Q_{Ref}	184
Figure 57	Répartition des logements prioritaires pour l'organisation des secours (avec le taux de létalité recommandé) en cas d'absence de système d'alerte lors d'une Q_{Ref}	186
Figure 58	Coûts moyens annualisés	188
Figure 59	Quantités moyennes annualisées de déchets.....	188
Figure 60	Cartographie comparative du coût minimal, moyen et maximal par bâti (Q_{Ref}).....	191
Figure 61	Exemple de l'affichage des intervalles de valeurs des dommages sur les cartes générées par le simulateur	191
Figure 62	Cartographie comparative des coûts moyens annuels (minimal, moyen et maximal) par bâti	192
Figure 63	Distributions des différents types de DMA de l'ensemble de la commune estimés par simulations Monte Carlo (1 000 itérations).....	193
Figure 64	Dommages moyens annualisés en fonction de l'approche d'évaluation (les bornes correspondent aux valeurs maximales obtenues).....	194
Figure 65	Filière globale de la gestion des risques liés aux inondations pour la commune de Dieulouard (Dupont et al., 2015)	199
Figure 66	Exemple de constructions sur vide sanitaire (a) ou sur pilotis (b).....	201
Figure 67	Tracé de la digue (identique à la voie ferrée).....	202
Figure 68	Exemple de dispositifs temporaires d'occultation des portes et bouches d'aération.....	203
Figure 69	Projets d'aménagement du territoire communal.....	204
Figure 70	Illustration du processus d'évaluation de l'indicateur « Impacts sur le cadre de vie » de S1 à t0 + 5 ans	209
Figure 71	Distributions de possibilités de l'indicateur « Cohésion sociale » de S4 à t0 + 5 ans.....	210
Figure 72	Distributions de possibilités de l'indicateur « Impacts sur le cadre de vie » de S2 à t0 + 10 ans.....	210
Figure 73	Distribution de possibilités de l'indicateur « Acceptabilité sociale » des quatre stratégies à t0 + 5 ans	210
Figure 74	Illustration des α -coupes (ou sous-ensembles de niveaux 0,7 - 0,5 et 0,3) de la distribution de possibilités de l'indicateur « Acceptabilité sociale » de S1 à t0 + 5 ans.....	211
Figure 75	Processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle...	212

Figure 76	Coûts et bénéfices cumulés (non actualisés) des alternatives au statu quo.....	214
Figure 77	Distribution de probabilité de l'indicateur « Création ou mise en danger d'opportunités économiques » de S2 à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 25 %).....	220
Figure 78	Distribution de probabilité de l'indicateur « Création ou mise en danger d'opportunités économiques » de S2 à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 10 %).....	220
Figure 79	Distribution de probabilité de l'indicateur « Impacts environnementaux » de S3 à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 10 %).....	221
Figure 80	Processus de détermination de la distribution de possibilités de la performance de l'indicateur « Acceptabilité sociale » de S3 à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	223
Figure 81	Illustration de la troncature de la distribution de possibilités de la performance de l'indicateur « Acceptabilité sociale » de S3 à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	223
Figure 82	Distributions de possibilités de la performance de l'indicateur « Cohésion sociale » de S4 à t0 + 5 ans	224
Figure 83	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Efficacité technique et fonctionnelle » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	225
Figure 84	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Efficacité technique et fonctionnelle » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10).....	225
Figure 85	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	226
Figure 86	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10).....	226
Figure 87	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité sociale » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	228
Figure 88	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité sociale » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10).....	228
Figure 89	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité environnementale » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	229
Figure 90	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité environnementale » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10).....	229
Figure 91	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité institutionnelle » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	230
Figure 92	Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité institutionnelle » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10).....	230
Figure 93	Représentation des profils de durabilité (déterministe et aléatoire) de S2 à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	231
Figure 94	Représentation des profils de durabilité (déterministe et aléatoire) de S3 à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	232
Figure 95	Représentation des profils de durabilité (déterministe et aléatoire) de S4 à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4).....	232
Figure 96	Ensemble des distributions de possibilités des Indices de Durabilité Globale à t0 + 5 ans (équipondération des critères, échelle de notation de - 4 à + 4).....	237
Figure 97	Distributions de possibilités des Indices de Durabilité Globale à t0 + 5 ans (équipondération des critères, échelle de notation de - 4 à + 4).....	238
Figure 98	Importance relative des critères de la durabilité de la gestion des inondations à Dieulouard.....	239
Figure 99	Comparaison des distributions de possibilités des IDG calculés selon deux jeux de pondération différentes (échelle de notation de - 4 à + 4).....	239
Figure 100	Distributions de possibilités des Indices de Durabilité Globale à t0 + 5 ans (pondération contextuelle des critères, échelle de notation de - 4 à + 4).....	240
Figure 101	Positionnements possibles des intervalles de confiance de deux options.....	245
Figure 102	Détermination du degré de compatibilité entre les stratégies.....	247
Figure 103	Distributions de possibilités des Indices de Durabilité Globale à t0 + 5 ans (équipondération des critères, échelle de notation de - 10 à + 10).....	248

Figure 104	<i>Comparaison des performances appariées selon les deux échelles de notation</i>	<i>249</i>
Figure 105	<i>Evolution temporelle des performances nominales et incertaines de S2</i>	<i>257</i>
Figure 106	<i>Evolution temporelle des performances nominales et incertaines de S3</i>	<i>258</i>
Figure 107	<i>Evolution temporelle des performances nominales et incertaines de S4</i>	<i>258</i>
Figure 108	<i>Comparaison de l'évolution temporelle des IDG des trois stratégies</i>	<i>259</i>
Figure 109	<i>Comparaison de l'évolution temporelle des IDG de S2 et S4</i>	<i>259</i>
Figure 110	<i>Comparaison de l'évolution temporelle des intervalles de confiance des IDG des trois stratégies (NC = 100 %)</i>	<i>260</i>
Figure 111	<i>Points de bascule entre S2 et S4 (NC = 100 %)</i>	<i>261</i>
Figure 112	<i>Comparaison de l'évolution temporelle des intervalles de confiance des IDG des trois stratégies (NC = 100 %)</i>	<i>262</i>
Figure 113	<i>Classements des trois stratégies par la méthode AHP pour des IPC déterministes (équipondération des critères)</i>	<i>267</i>
Figure 114	<i>Plan GAIA des résultats déterministes à t0 + 5 ans (équipondération des critères)</i>	<i>268</i>

Liste des tableaux

Tableau 1	<i>Quelques enjeux du développement durable</i>	14
Tableau 2	<i>Exemples de responsabilités des acteurs de la gestion des risques en France</i>	38
Tableau 3	<i>Caractéristiques des différentes problématiques de décision</i>	62
Tableau 4	<i>Avantages et limites de l'analyse multicritère</i>	67
Tableau 5	<i>Echelles de valeurs de la méthode AHP</i>	72
Tableau 6	<i>Avantages des solutions étudiées par rapport au critère « Durabilité sociale »</i>	93
Tableau 7	<i>Inconvénients des solutions étudiées par rapport au critère « Durabilité sociale »</i>	93
Tableau 8	<i>Quelques exigences à remplir par une décision de gestion des risques d'origine naturelle pour être durable</i>	94
Tableau 9	<i>Caractéristiques des méthodes de normalisation les plus courantes</i>	105
Tableau 10	<i>Echelle isométrique de normalisation en fonction de la nature de l'impact de la décision</i>	110
Tableau 11	<i>Exemple d'échelle non isométrique de normalisation en fonction de la nature de l'impact de la décision</i>	111
Tableau 12	<i>Exemple de matrice d'évaluation qualitative des conséquences d'une décision (Zihri, 2004)</i>	114
Tableau 13	<i>Exemple d'échelle de notation de - 4 à + 4 combinant l'importance de l'impact et la sensibilité d'un indicateur qualitatif</i>	114
Tableau 14	<i>Indices de performance des critères en fonction de la technique d'agrégation</i>	119
Tableau 15	<i>Relation entre le coefficient de variation (COV) et la précision d'une estimation</i>	134
Tableau 16	<i>Typologie des dommages liés aux inondations</i>	159
Tableau 17	<i>Nomenclature de la typologie des bâtiments résidentiels représentés dans le simulateur</i>	163
Tableau 18	<i>Exemples de distribution d'incertitudes liées aux données d'entrée d'études hydrauliques</i>	170
Tableau 19	<i>Echelle de dommages des risques liés aux inondations (Kelman, 2002 ; cité par Valencia David, 2006)</i>	172
Tableau 20	<i>Courbes de dommages de l'USACE pour les logements sans sous-sol/cave</i>	173
Tableau 21	<i>Coefficients de conversion des modèles FLEMOps en FLEMOps+ (Kreibich et al., 2012)</i>	174
Tableau 22	<i>Taux de mortalité en fonction de la hauteur d'eau (Jöbstl et al., 2011)</i>	176
Tableau 23	<i>Masse de déchets de BTP (kg) par logement pour une submersion de plus 48 heures (CEPRI, 2013 ; CEREMA 2014)</i>	178
Tableau 24	<i>Débits en fonction des temps de retour (m^3/s)</i>	180
Tableau 25	<i>Côtes (en m NGF) des différents scénarios de crue sur Dieulouard</i>	182
Tableau 26	<i>Coûts de dommages aux logements (K€) en fonction de la durée de submersion et du déplacement du mobilier</i>	185
Tableau 27	<i>Synthèse des dommages potentiels dus aux différents scénarios de crue étudiés (évaluation déterministe)</i>	187
Tableau 28	<i>Coefficient de variation des résultats des dommages des différents scénarios de crue étudiés pour une évaluation probabiliste basée sur 1 000 itérations (%)</i>	189
Tableau 29	<i>Distribution des dommages de la Q_{Ref} en fonction de la taille des tirages des simulations Monte Carlo</i>	190
Tableau 30	<i>Données d'entrée quantitatives du critère « Durabilité économique » à l'échelle temporelle t0 + 5 ans</i>	206
Tableau 31	<i>Rapport bénéfices/coûts des stratégies en fonction du taux d'actualisation</i>	216
Tableau 32	<i>Rapport bénéfices/coûts des stratégies en fonction du taux d'actualisation (limité aux coûts et bénéfices exclusivement liés à la gestion des inondations)</i>	217
Tableau 33	<i>Notes d'impact des paramètres relatifs au critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 25 %)</i>	219
Tableau 34	<i>Notes d'impact des paramètres relatifs au critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 10 %</i>	219

Tableau 35	<i>Intervalles de confiance des indices de performance des indicateurs relatifs au critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 25 %)</i>	221
Tableau 36	<i>Intervalles de confiance des indices de performance des indicateurs relatifs au critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 10 %</i>	222
Tableau 37	<i>Intervalles de confiance des Indices de Durabilité Globale à t0 + 5 ans (équipondération des critères, échelle de notation de - 4 à + 4)</i>	236
Tableau 38	<i>Matrice de jugement sur l'importance relative des critères dans le contexte de Dieulouard</i>	239
Tableau 39	<i>Classement des stratégies en fonction du nombre de meilleures performances à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4, NC = 100 %)</i>	241
Tableau 40	<i>Classement des stratégies en fonction du nombre de performances supérieures à celle de la référence à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4, NC = 100 %)</i>	242
Tableau 41	<i>Classement des stratégies en fonction de la plus faible contre-performance à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4, NC = 100 %)</i>	242
Tableau 42	<i>Classement des stratégies en fonction du nombre de IPC ayant atteint le seuil fixé à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4, NC = 100 %)</i>	243
Tableau 43	<i>Incertitudes relatives sur les IDG déterministes à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4)</i> ... 244	244
Tableau 44	<i>Classement des stratégies en fonction des règles de hiérarchisation et des approches de défuzzification à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10, NC = 100 %)</i>	252
Tableau 45	<i>Classement des stratégies en fonction des règles de hiérarchisation et des approches de défuzzification à t0 + 10 ans (échelle de notation de - 10 à + 10, NC = 100 %)</i>	254
Tableau 46	<i>Classement des stratégies en fonction des règles non compensatoires et des approches de défuzzification à t0 + 30 ans (échelle de notation de - 10 à + 10, NC = 100 %)</i>	256
Tableau 47	<i>Classement des stratégies en fonction des règles de hiérarchisation et des approches de défuzzification sur toute la durée de l'étude (échelle de - 10 à + 10, NC = 100 %)</i>	264
Tableau 48	<i>Utilité des stratégies vis-à-vis des critères et de la durabilité globale (%)</i>	266
Tableau 49	<i>Flux des stratégies pour une évaluation déterministe (équipondération des critères)</i>	268

Introduction générale

La présente thèse est une recherche pluridisciplinaire qui traite spécifiquement de la prise en compte des incertitudes dans le processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain. Cette introduction générale en décrit le contexte, les objectifs, la démarche méthodologique adoptée et le plan.

Contexte et motivation

Les risques, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, sont inhérents à la société contemporaine. Ils en constituent une des préoccupations majeures car leur réalisation s'accompagne souvent de préjudices humains et matériels considérables, particulièrement en milieu urbain. Ces dernières années ont été marquées, à l'échelle internationale et en France, par plusieurs catastrophes naturelles et technologiques dont quelques-unes des plus importantes sont :

- l'inondation de Vaison-la-Romaine (1992, France) ;
- les séismes de Kobé (1995) et de Tohoku (suivi d'accident nucléaire, 2011) au Japon ;
- les tempêtes Lothar et Martin (1999, France) ;
- l'explosion de l'usine AZF à Toulouse (2001, France) ;
- la canicule de 2003 (France) ;
- le tsunami dans l'océan indien (2004) ;
- les ouragans Katrina (2005) et Sandy (2012) aux USA ;
- le séisme de Port-au-Prince (2010, Haïti) ;
- la tempête Xynthia (2010, France) ;
- le typhon Haiyan (2013, Philippines) ; etc.

A l'heure où les préoccupations relatives au développement durable sont de plus en plus prégnantes, l'ampleur des coûts des catastrophes et l'augmentation de la demande sociale de sécurité suscitent une prise de conscience globale de la nécessité d'une gestion durable des risques ; ceci afin de garantir une sécurité optimale et pérenne à chaque citoyen et à ses biens. En effet, les défis émergents soulevés par la durabilité urbaine obligent les services publics à donner une nouvelle orientation à la prise des décisions de gestion des risques d'origine naturelle. Plus concrètement, il leur revient de prendre des décisions aptes à réduire les dommages occasionnés par l'occurrence de ces risques tout en contribuant au développement durable du territoire. Les réflexions sur les politiques de gestion des risques tendent alors à intégrer progressivement les principes de durabilité donnant ainsi naissance au concept de gestion durable des risques d'origine naturelle. Une telle gestion nécessite de s'appuyer sur une vision globale du système territorial soumis à ces risques ce qui implique que les décideurs révisent leur processus de prise de décision, classiquement axé sur une vision technico-économique, de façon à intégrer cette nouvelle perspective qui s'appuie plutôt sur une vision multicritère incluant des considérations sociales et environnementales.

Dans ce contexte, l'évaluation *a priori* des stratégies de gestion s'impose comme un outil essentiel d'aide à la décision destiné à éclairer au mieux les décideurs sur les conséquences potentielles de ces stratégies. Elle permet aux décideurs d'identifier, d'estimer et de comparer les impacts potentiels d'un ensemble de stratégies de gestion disponibles afin d'effectuer le choix décisionnel le plus pertinent au regard des attentes des différentes parties prenantes de la gestion des risques. L'enjeu de l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques consiste à répondre aux interrogations suivantes : les décisions répondent-elles aux objectifs de gestion fixés ? Ont-elles des performances pérennes dans le temps ? Sont-elles économiquement viables, socialement équitables, écologiquement acceptables et en harmonie avec les exigences d'éthique politique ? Bref, sont-elles durables ? Une question fondamentale se pose alors : comment mesurer la durabilité des décisions de gestion des risques ? Dans la perspective d'une gestion durable des risques d'origine naturelle, l'élaboration de méthodes et d'outils d'aide à la décision multicritère pour l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion représente une thématique de recherche intéressante et d'actualité.

Cependant, un des verrous scientifiques à l'évaluation de la durabilité des décisions vient de ce que le processus d'évaluation peut être entaché d'incertitudes provenant de différentes sources et que ces incertitudes sont susceptibles d'influencer la qualité des résultats de l'évaluation et donc la prise de décision. Primo, les données d'entrée mobilisées dans les processus de prise de décision ne sont souvent que des approximations de la réalité. En effet, celles qui sont pertinentes pour les évaluations sont généralement fragmentaires voire indisponibles d'où la nécessité de prendre en compte les incertitudes sur ces données afin de réaliser une évaluation dont les résultats représentent mieux la réalité que ne le feraient des résultats basés sur des données déterministes.

Secundo, que cela soit au regard des critères (indicateurs ou paramètres) de durabilité retenus, du protocole de calcul du potentiel de durabilité, des échéances temporelles, etc., l'hétérogénéité des choix méthodologiques qui sous-tendent l'évaluation est patente et rend l'interprétation des résultats subjective voire problématique. La nécessité pour les décideurs de disposer de résultats objectifs dans un contexte marqué par des biais méthodologiques potentiels justifie la mise en œuvre d'une démarche d'évaluation pragmatique qui tienne compte autant que possible des différentes options méthodologiques existantes.

Tertio, le traitement des problématiques urbaines nécessite une connaissance approfondie des caractéristiques du système urbain et de son comportement dynamique. Le milieu urbain est régi par des phénomènes physiques et socio-économiques souvent très complexes et en évolution permanente auxquels s'ajoutent des évolutions technologiques et réglementaires continues. Mais, bien souvent, la plupart des processus de prise de décision ne considèrent le système urbain que dans un contexte statique alors qu'il faut intégrer les différentes fluctuations qui peuvent s'y produire dans le temps.

Au vu de tous ces éléments, la prise en compte des incertitudes, peu fréquente jusqu'alors, tend à devenir une étape incontournable dans les processus d'évaluation, notamment en termes de crédibilité. Elle vise à analyser la variabilité des prédictions de performance induite par les différentes sources d'incertitudes identifiées. L'intégration des incertitudes

dans un processus de prise de décision est donc motivée par la nécessité d'une meilleure connaissance des incertitudes portant sur la prévision des conséquences des décisions qui seront prises. Car en effet, lorsqu'elles sont quantifiées, les incertitudes peuvent infléchir la prise de décision dans un sens ou dans un autre. C'est fort de ce constat que les travaux de cette thèse ont été menés dans l'intention de contribuer à améliorer la qualité des évaluations de durabilité des décisions dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle à travers une prise en compte des incertitudes.

Objectifs et contributions

Cette thèse a pour finalité la prise en compte des incertitudes associées à l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques en vue de quantifier l'incertitude globale sur les résultats de cette évaluation. L'enjeu de cette thèse n'est pas tant de réduire l'incertitude, mais plutôt de la quantifier au mieux pour aboutir à des résultats les plus pertinents possibles et d'en rendre compte de façon synthétique et utile aux décideurs.

L'objectif général de cette recherche est ainsi de *proposer une approche méthodologique formelle pour la prise en compte des incertitudes dans le processus d'évaluation de la durabilité des décisions pour une gestion durable des risques d'origine naturelle en milieu urbain.*

Les résultats attendus sont alors *des outils d'aide à la décision pour sélectionner les stratégies de gestion les plus durables en tenant compte des différentes incertitudes possibles qui entachent le processus décisionnel.*

Pour ce faire, le travail de recherche a été mené selon deux grands axes qui correspondent aux objectifs spécifiques ci-après :

1 - Proposition d'une méthodologie d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion

Pour aborder cet objectif et fournir des réponses adaptées, ces travaux de recherche se sont attachés à répondre aux interrogations suivantes :

– Quels sont les critères et indicateurs qui peuvent aider le décideur à estimer le potentiel de durabilité d'une décision de gestion des risques durable ?

Les travaux de cette thèse ont permis d'identifier un ensemble de critères et indicateurs qui traduisent potentiellement les dimensions technique, économique, environnementale, sociale et institutionnelle d'une gestion durable des risques en milieux urbains.

– Comment estimer le potentiel de durabilité d'une stratégie de gestion des risques ?

La proposition d'un protocole d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion constitue une des contributions de cette recherche. Ce protocole simple mais scientifiquement rigoureux est destiné à estimer le niveau de durabilité des décisions envisagées par rapport à une situation de référence donnée. Il peut être utilisé pour une évaluation aussi bien *a priori* que *a posteriori*. Dans le premier cas, il vise à informer les décideurs sur le potentiel de durabilité de ses décisions pour qu'il prenne sa décision en connaissance de cause. Dans le deuxième cas, de détecter les forces et les faiblesses en termes de durabilité des décisions

déjà mises en œuvre en vue d'apporter des mesures correctives destinées à augmenter le niveau de durabilité de ces décisions.

– Comment garantir la flexibilité aux décideurs dans le choix de la décision de gestion des risques la plus durable en fonction de leur vision de développement durable ?

La spécificité des contextes de la prise de décision, la variabilité des préférences du décideur et la diversité des intérêts des acteurs concernés par la gestion des risques sont autant d'éléments qui justifient le besoin de généricité de tout outil d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion pour une meilleure appropriation. L'outil d'évaluation développé est spécifique au domaine d'application tout en étant doté d'une généricité qui réside dans la possibilité de son utilisation avec différents choix méthodologiques (paramètres, échelles de normalisation, règles de décision, etc.) à condition de préciser les choix opérés pour permettre leur traçabilité.

2 - Proposition d'une méthodologie pour la prise en compte des incertitudes dans le processus d'évaluation de la durabilité

Pour atteindre cet objectif, la problématique de la prise en compte des incertitudes dans le processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion a été décomposée en trois sous problèmes. En d'autres termes, il s'est agi de répondre aux questions suivantes :

– Quel outil pour quantifier l'incertitude dans la modélisation prédictive des dommages liés aux risques d'origine naturelle ?

La prise en compte des incertitudes dans les processus de modélisation est désormais considérée par de nombreux auteurs comme essentielle. L'analyse des incertitudes vise à renforcer la confiance de l'évaluateur dans ses résultats et à fournir les éléments nécessaires à une prise de décision efficace en contexte incertain. Toutefois, l'identification, la quantification et la propagation des incertitudes ne sont pas encore devenues un exercice routinier dans la pratique.

Dans le cas particulier de l'estimation des dommages liés aux risques d'origine naturelle, notamment aux inondations, un des obstacles à la mise en œuvre effective de la prise en compte des incertitudes réside dans le fait que l'existence et la diffusion d'outils informatiques destinés à la simulation de ces dommages dans une perspective d'analyse des incertitudes restent encore très limitées. Pour lever cet obstacle, il a été développé dans le cadre de cette thèse un simulateur de dommages permettant d'évaluer plusieurs types de dommages aux logements (taux d'endommagement, coûts des dommages directs, nombre de victimes potentielles, quantité de déchets secs post-catastrophes) à l'échelle d'une commune. L'idée de base de ce simulateur consiste à intégrer dans un modèle mathématique, non pas une fonction de dommages mais un ensemble de fonctions de dommages pour réaliser des estimations aussi bien déterministes qu'aléatoires. Ce simulateur représente un outil générique nécessaire à la mise en œuvre d'une approche multicritère d'aide à la décision de gestion durable des risques d'origine naturelle.

– Comment décider lorsque les résultats de l'évaluation de la durabilité des stratégies de gestion sont entachés d'incertitudes ?

La recherche de la durabilité des décisions de gestion suppose que le décideur s'assure que ses décisions prises en matière de gestion des risques puissent demeurer performantes sur le long terme en dépit des diverses incertitudes liées à l'évaluation de leur durabilité. Les décideurs sont souvent démunis, faute d'outils d'aide à la décision, pour hiérarchiser les alternatives de gestion possibles dans un contexte incertain. Les travaux de la thèse ont abouti à l'élaboration d'une démarche qui vise, d'une part, à quantifier les incertitudes sur les données d'entrée et, de l'autre, à les propager dans le processus d'évaluation tout en intégrant les incertitudes de données, de modèles et de prise de décision. L'approche proposée combine des données incertaines quantitatives et qualitatives pour générer des résultats sous forme de distributions de possibilités.

– Comment rendre aisée l'interprétation des résultats incertains de l'évaluation de la durabilité des décisions ?

Cette question soulève le problème des difficultés liées à la communication des résultats incertains. En effet, s'il est malaisé de quantifier les incertitudes sur les résultats d'une évaluation, il l'est encore plus de présenter oralement ou par écrit les résultats incertains obtenus aux décideurs ou à des personnes non expertes. Les travaux de cette thèse ont permis d'explorer différentes façons de représenter des résultats incertains de manière cohérente avec la nature de l'information attendue par le décideur. Trois types de graphiques ont été retenus pour la représentation de ce type de résultat tout au long du processus d'évaluation. Il s'agit :

- des distributions de possibilités pour représenter les incertitudes sur un critère de durabilité et pour comparer entre elles les performances de plusieurs options de gestion au regard de ce critère ;
- des diagrammes radar pour représenter les incertitudes sur chacun des critères de durabilité d'une option de gestion et pour comparer plusieurs options en fonction des incertitudes relatives à chacun des critères de durabilité et
- des bandes d'incertitudes pour représenter et comparer l'évolution temporelle des plages de valeurs de la durabilité globale des options.

Les diverses contributions sont établies de sorte qu'elles soient suffisamment génériques pour être applicables à toute problématique de gestion des inondations, hors du contexte de l'application pratique de la présente thèse, voire être adaptables à des situations de gestion d'autres problématiques urbaines.

Démarche méthodologique

L'approche méthodologique mise en œuvre dans cette thèse est subdivisée en deux parties.

La première partie de cette thèse est théorique : recension des écrits et développement des outils. Ainsi, dans un premier temps, les questions soulevées par la thèse ont été posées. Ensuite, une revue de littérature en lien avec le développement durable et l'évaluation de la durabilité a été menée pour poser le cadre théorique de l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle. Puis, une synthèse de la littérature traitant de l'évaluation multicritère, de quantification et de l'analyse des incertitudes ainsi

que de l'estimation à micro-échelle des dommages liés aux inondations a été faite. Enfin, différents développements théoriques ont été élaborés à partir de la revue bibliographique des différentes questions traitées. Ces développements théoriques reposent sur des études de cas. D'une part, cette thèse s'est basée sur une étude de cas de la gestion des risques liés aux affaissements miniers à Moyeuvre-Grande (Moselle, France) pour justifier la pertinence des critères et indicateurs de durabilité retenus. D'autre part, elle s'est appuyée sur un cas décisionnel simulé pour élaborer la méthodologie d'évaluation de la durabilité. Il s'agit d'un processus de prise de décision de gestion des risques liés aux inondations dans une ville fictive (Merveille-sur-la-bleue) permettant d'expliquer chacune des étapes de la méthodologie élaborée.

La deuxième partie de la thèse correspond à l'étape d'application pratique. Elle vient en complément de la partie théorique pour tester l'opérationnalité des développements méthodologiques proposés. Elle consiste en une évaluation de la durabilité en contexte incertain de diverses stratégies de gestion des risques liés aux inondations à Dieulouard (Meurthe-et-Moselle, France). Les différentes étapes suivies pour cette application sont : la collecte et le traitement des données, l'analyse des résultats et la restitution des résultats de façon compréhensible pour les acteurs de la gestion des risques. Par ailleurs, cette démarche applicative a été bénéfique pour la commune. En effet, la commune s'est intéressée à des questions relatives à la gestion des inondations qu'elle avait jusqu'alors ignoré, faute d'informations sur la nécessité de ces questions, tout en se projetant sur le long terme.

Organisation de la thèse

Ce manuscrit comporte cinq chapitres précédés de cette partie introductive. Ils sont suivis d'une conclusion générale qui récapitule les résultats des travaux effectués au cours de cette thèse et évoque quelques perspectives à des fins d'amélioration future. Une description de ces chapitres est ci-après présentée.

Le **chapitre 1** est consacré à la présentation du cadre général de la recherche que constitue la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain dans une perspective de durabilité. Il s'agit d'établir le contexte scientifique dans lequel s'inscrit la thèse à travers une revue de la littérature sur le développement durable, l'évaluation de la durabilité, la ville en tant que système complexe, l'importance de la gestion durable des risques dans le développement territorial durable et la problématique de la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain. Cette synthèse bibliographique a permis de préciser le cadre conceptuel de la gestion durable des risques d'origine naturel en milieu urbain et de justifier l'opportunité d'élaborer un outil d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques.

Le **chapitre 2** est dédié au premier axe de recherche de la thèse. Il présente dans sa première partie un état de l'art sur l'aide multicritère à la décision et évoque comment les travaux de la thèse se situent par rapport aux différentes problématiques de prise de décision multicritère. Dans sa deuxième partie, il présente et argumente les choix opérés dans l'élaboration de l'outil d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturels. Des observations mettant en évidence les situations d'incertitudes

associées à l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain ponctuent ce chapitre dans le but de justifier, un tant soit peu, le deuxième axe de recherche de la présente thèse.

Le **chapitre 3** définit d'abord la notion d'incertitude et fait un état de l'art des méthodes de quantification et de propagation des incertitudes dans les processus de prise de décision. Il détaille ensuite la méthodologie proposée pour répondre au second axe de recherche de la présente thèse : l'estimation des incertitudes sur les résultats de l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques. La méthodologie comprend deux parties : la quantification des incertitudes sur les données d'entrée et leur propagation. La propagation des incertitudes s'organise autour des grandes étapes de la méthodologie proposée pour l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques proposée au chapitre précédent. Cette méthodologie a été développée de sorte à répondre à deux contraintes principales : (1) tenir compte de la complexité de la problématique de la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain qui met le décideur en présence de données d'entrée aussi bien quantitatives que qualitatives et (2) permettre de raisonner en contexte tant déterministe qu'incertain.

Les travaux de cette thèse ont nécessité le développement d'un outil informatique de simulation déterministe et stochastique des dommages liés aux inondations à micro-échelle. Le **chapitre 4** décrit le prototype de simulateur développé pour quantifier la variabilité associée aux estimations de dommages en tenant compte des incertitudes sur la hauteur de crue, la hauteur du terrain naturel, la hauteur du premier plancher habitable et les fonctions de dommages. Il présente également une application du simulateur sur le cas d'étude de Dieulouard. Cette application permet de vérifier la fonctionnalité du simulateur et de tester la robustesse des résultats générés (quantification des incertitudes).

Le **chapitre 5** présente un cas d'application de la méthodologie globale. L'étude de cas de la gestion des risques liés aux inondations sur la commune de Dieulouard a permis de démontrer l'applicabilité de l'approche développée. Elle a aussi montré l'intérêt pour le décideur d'intégrer les incertitudes à l'évaluation de la durabilité des alternatives à travers les éléments d'analyse identifiés tout au long de l'étude de cas et pouvant appuyer le processus de la prise de décision. Ce chapitre fait également une analyse comparative des résultats obtenus en utilisant la méthodologie élaborée et ceux provenant d'une évaluation purement économique ainsi que d'une analyse multicritère basée sur les méthodes AHP et PROMETHEE. Il est conclu par une synthèse qui met en évidence les avantages et les limites actuelles de la méthodologie développée.

Chapitre 1 – Du développement durable à la gestion durable des risques d'origine naturelle : cadre théorique d'un concept émergent

RÉSUMÉ : *La gestion durable des risques d'origine naturelle en milieu urbain est une problématique éminemment d'actualité. Elle implique que les décisions de gestion doivent dorénavant tendre le plus possible vers la durabilité. Les questions essentielles qui se posent alors sont : qu'est ce que la durabilité de la gestion des risques d'origine naturelle ? Comment vérifier si les décisions de gestion de ces risques tendent vers la durabilité ou au contraire s'en éloignent ? Dans ce contexte, l'évaluation de la durabilité est un outil essentiel d'aide à la décision qui permet de déterminer, de quantifier et d'analyser les impacts générés par les diverses décisions de gestion envisagées. Développer une méthodologie pertinente d'évaluation de la durabilité de la gestion des risques requière l'identification et la compréhension des enjeux d'une telle gestion. Face à la nécessité de circonscrire les fondamentaux de cette nouvelle approche de gestion des risques, l'objectif de ce chapitre, à vocation exploratoire, est d'apporter des éléments de conceptualisation de la gestion durable desdits risques. Il justifie l'opportunité de l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion et pose le cadre de référence sur lequel reposera la méthodologie d'évaluation élaborée dans le cadre de cette thèse.*

MOTS-CLÉS : *Développement durable, Evaluation de la durabilité, Ville durable, Critères et indicateurs, Risques d'origine naturelle, Gestion durable des risques*

Introduction

Qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, les risques peuvent avoir des conséquences dommageables lorsqu'ils surviennent. Même si tous les milieux (urbains et ruraux) sont soumis aux différents risques, les milieux urbains ont tendance à être davantage affectés par les risques. En effet, la qualité du cadre de vie en ville exerce une forte attractivité sur les populations avec comme conséquence l'accumulation de l'essentiel des activités humaines et des défis de développement dans les espaces urbains. Par conséquent, les dommages liés aux risques sont démultipliés en milieux urbains du fait de la concentration des populations, biens, activités économiques, bâtiments et infrastructures logistiques (Metzger et D'Ercole, 2011). La gestion des risques en milieu urbain devient alors une préoccupation majeure tant pour les décideurs que pour l'ensemble des acteurs de la société car la sécurité des citoyens, de leurs biens et de leur environnement apparaît de plus en plus comme une condition indispensable au développement durable des territoires urbains.

De manière générale, la gestion des risques d'origine naturelle s'articule autour de la définition classique du risque qui considère le risque comme la conjonction entre un aléa et des enjeux présents dans les zones impactées par cet aléa. Toutefois, la gestion des risques d'origine naturelle a pendant longtemps été caractérisée par une vision technocratique dite « *aléa-centrée* » (Cartier *et al.*, 2009). Le principe fondamental de cette approche de gestion est une logique de résistance aux aléas en vue d'améliorer le niveau de protection des biens et des personnes face aux risques. Les politiques de gestion relevant de cette vision accordent une grande importance à l'étude des aléas, indépendamment du contexte dans lequel évoluent les enjeux qui les subissent, pour en déduire les mesures adéquates de protection des enjeux. Elles consistent en une mise en œuvre d'aménagements structurels pour résister aux aléas, atténuer l'ampleur de leurs dommages ou surveiller les aléas en fonction des moyens disponibles au moment de la prise de décision. Cette approche fait l'objet de nombreuses critiques depuis quelques années. D'après Quenault (2014), les aménagements structurels sont limités par le développement d'un sentiment illusoire de sécurité chez les citoyens, des failles dans la protection qu'ils sont censés offrir aux citoyens et des degrés souvent très hétérogènes de résistance aux aléas.

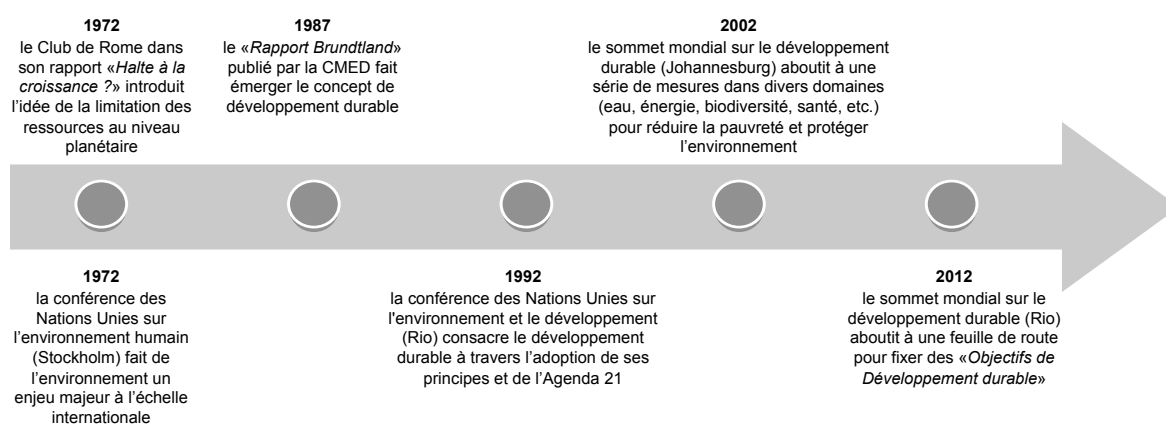
La remise en cause de l'approche classique de gestion des risques, qui est d'ailleurs encore très répandue, stimule l'adoption de nouveaux modèles de gestion (Puech, 2009 ; Quenault, 2013) caractérisés par un intérêt croissant pour les spécificités économiques, écologiques et socio-politiques des territoires soumis aux risques. Dans le contexte actuel d'une quête de durabilité dans toutes les politiques publiques, un modèle axé sur l'intégration des principes de développement durable est une option à privilégier. C'est de cette logique qu'émerge le concept de « *Gestion Durable des Risques d'origine Naturelle (GDRN)* ».

La problématique d'une gestion durable des risques d'origine naturelle en milieu urbain fait référence à des concepts qu'il convient de cerner pour mieux situer les travaux de la

présente thèse. Loin d'être exhaustif, ce chapitre, basé essentiellement sur des éléments de bibliographie, a pour vocation d'aborder les questions clés relatives à l'évaluation de la « durabilité » de la gestion susmentionnée. De ce fait, il aborde dans un premier temps le concept de développement durable, la notion de durabilité et son évaluation. Ensuite, il présente la problématique de la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain et les caractéristiques de la gestion de ces risques en France. Puis, il donne un aperçu général de l'évolution des approches de gestion des risques dans le temps. Enfin, il dresse un panorama non exhaustif des conditions dans lesquelles la gestion des risques pourrait contribuer au développement territorial durable et met en lumière les fondements conceptuels de la GDRN. Il est conclu par une synthèse qui pose un cadre de référence théorique pour l'évaluation de la durabilité des réponses aux risques d'origine naturelle en milieu urbain dans une perspective de gestion durable.

1.1 Le développement durable : un concept pluridisciplinaire et complexe

Préoccupation sociétale récente et en plein essor depuis la fin du 20^{ème} siècle, le développement durable est un concept désormais largement vulgarisé au point d'être inséré dans la législation de plusieurs Etats à travers le monde (Beauvais, 2012). Il résulte d'une dynamique historique amorcée dans les années 1970 suite aux catastrophes écologiques, aux crises énergétiques et autres problèmes connexes¹ entraînant un éveil des consciences sur la nécessité d'une remise en cause du mode de développement de l'époque. Les problèmes relatifs au modèle productiviste des « trente glorieuses (1940-1970) », essentiellement orienté sur la création de richesses au détriment du bien-être social et du patrimoine naturel, suscitent des réflexions sur l'identification d'approches alternatives. La prise de conscience de l'urgence d'un autre mode de développement s'est alors faite progressivement au fil du temps. La Figure 1 récapitule les événements marquants de l'essor du développement durable.



Source : Auteur

Figure 1 Historique du développement durable

¹ Epuisement et renchérissement des matières premières, perte de la biodiversité, pollution, surexploitation des systèmes naturels, incapacité à résorber les inégalités et à éradiquer la pauvreté dans le monde, etc.

Le concept de développement durable fait l'objet de nombreux ouvrages, recherches académiques, conférences, etc. Mais, il demeure difficile à cerner. L'expression « *sustainable development* » a été utilisée pour la première fois en 1968 lors de la conférence intergouvernementale sur l'utilisation rationnelle des ressources de la biosphère organisée par l'UNESCO (Paquot, 2008). Quelques années après, elle est reprise dans le rapport « *Word Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development* » pour désigner :

« ... un type de développement qui prévoit des améliorations réelles de la qualité de la vie des hommes et en même temps conserve la vitalité et la diversité de la Terre. » (UICN, PNUE et WWF, 1980).

Cette expression sera véritablement popularisée par la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) dans un rapport publié en 1987 et intitulé « *Our Common Future* » (Notre Avenir à Tous) plus connu sous le nom de « *Rapport Brundtland* »². Ce rapport a consacré la naissance officielle du développement durable à l'échelle mondiale marquant ainsi un tournant décisif dans l'évolution du concept. Il fait le plus souvent office de référence à propos du développement durable car il est considéré comme le principal texte fondateur de cette nouvelle perspective de développement.

Selon la version française du rapport, publiée en 1988, le « *sustainable development* »³ est :

« ... un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs » et qui permet
« de satisfaire les besoins humains fondamentaux et d'améliorer le niveau de vie pour tous, tout en protégeant et gérant mieux les écosystèmes et assurant un avenir plus sûr et plus prospère » (CMED, 1988).

Cette définition largement reprise dans d'innombrables publications, surtout dans sa première partie, est la définition la plus courante du concept au point d'en devenir la définition « canonique ». Elle a le mérite d'être diplomatique. En effet, elle est assez vague et consensuelle pour recueillir l'adhésion d'une multitude d'acteurs⁴ (simples citoyens, milieux associatifs et syndicaux, organismes institutionnels, entreprises publiques et privées, organisations professionnelles, bailleurs de fonds, communautés scientifiques, médias, etc.) qui y retrouvent tous une base commune sur laquelle seront fondées leurs actions. Comme l'illustre la Figure 2, chaque acteur a sa propre vision du concept.

Néanmoins avec cette définition, le but consensuel est d'aboutir partout dans le monde à un développement à long terme qui satisfasse l'intérêt général de la société. Les finalités de ces groupes d'acteurs étant souvent divergentes voire inconciliables, le développement durable

² Du nom de la présidente de la CMED Madame Gro Harlem Brundtland, alors premier ministre de la Norvège.

³ Dans la première version française du rapport, le terme « *sustainable* » a été traduit par divers adjectifs : durable, viable, vivable, soutenable, etc. L'occurrence élevée de « durable » aurait joué en sa faveur et il finira par s'imposer si bien que l'expression « développement durable » est quasi unanimement adoptée aujourd'hui (Jégou, 2011).

⁴ Dans le cadre de l'analyse des politiques publiques, est considéré comme acteur, toute personne physique ou morale qui par sa simple existence appartient objectivement au champ de l'analyse (Knoepfel *et al.*, 2001). Un acteur peut impacter le processus de prise de décision et/ou être impacté par les conséquences des décisions qui sont susceptibles d'être prises.

n'est plus l'objet d'une vision commune dans sa phase d'appropriation mais devient un ensemble d'interprétations qui cohabitent, chacune ayant une orientation singulière.

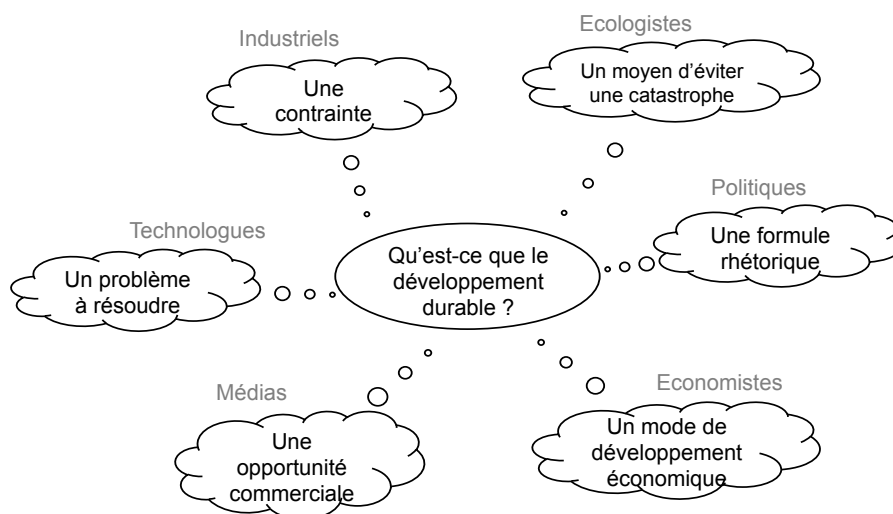


Figure 2 Perception du concept de développement durable par différents acteurs (Cucu Graindorge, 2012)

Le caractère très général de la définition du Rapport Brundtland stimule un foisonnement d'interprétations, de visions et de pratiques tout en leur donnant un cadre commun : les fondamentaux du développement durable (Almeida et Jalenques-Vigouroux, 2007). En effet, le Rapport Brundtland présente le développement durable comme un mode de développement qui associe la préservation de l'environnement et la recherche du bien-être des populations à la croissance économique. Cette combinaison est née de l'idée que la richesse économique, le bien-être social et la qualité de l'environnement sont des aspects intimement liés, et par conséquent, ne sauraient être considérés séparément.

Le Rapport Brundtland pose ainsi les bases du concept en justifiant la nécessité de positionner tout développement à la croisée de l'économie (niveau de vie), de la société (mode de vie) et de l'environnement (milieu de vie). En 1992, le sommet de Rio officialise ces dimensions potentiellement antagonistes comme étant les trois piliers du concept. Le développement durable est alors considéré comme un concept systémique qui s'articule autour d'un compromis entre ces trois piliers fondateurs et de leurs interactions ; un processus qui permet d'établir une sorte de cercle vertueux entre les volets économique, écologique et social (voir Figure 3).

Néanmoins, comme l'affirme Souriau (2010) :

« Le choix de ces trois dimensions n'est cependant pas complètement figé : d'autres dimensions sont parfois proposées pour compléter la définition du concept de développement durable ».

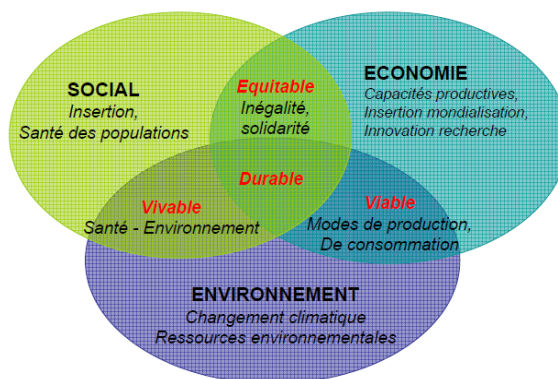


Figure 3 Les trois piliers fondamentaux du développement durable et leurs interactions (Association 4D, 2011)

Ainsi, deux autres piliers sont souvent suggérés. D’une part, la « culture » qui est tacitement rattachée au pilier « social » car ses valeurs sont intrinsèquement liées au développement humain. De l’autre, la « gouvernance » qui a pour objet principal de créer les conditions politiques du développement durable et de ce fait est transversale aux piliers fondamentaux. Cette thèse s’articulera donc autour des quatre composantes suivantes : l’économie, l’environnement, le social et la gouvernance. Les défis à relever pour chaque dimension sont nombreux. Le Tableau 1 illustre l’étendue possible mais non exhaustive de ces enjeux.

Tableau 1 Quelques enjeux du développement durable

Economie	Environnement	Social	Gouvernance
Adaptation aux changements structurels de l'économie ↗	Biodiversité ↗	Acceptabilité sociale des contraintes ↗	Appropriation des projets ↗
Attractivité territoriale ↗	Consommation responsable ↗	Compensation des préjudices ↗	Clarification des responsabilités ↗
Capacité d'innovation ↗	Durée de vie et recyclabilité des produits ↗	Culture – Loisirs ↗	Consensus ↗
Compétences professionnelles ↗	Eco-efficacité des matières premières ↗	Diversité et mixité sociales ↗	Coopération et cohérence entre territoires ↗
Revenus ↗	Paysages ↗	Egalité des chances ↗	Equité intergénérationnelle ↗
Production ↗	Qualité des milieux (air, eau, sol) ↗	Emploi ↗	Ethique ↗
Utilisation efficace des ressources ↗	Recours aux ressources renouvelables ↗	Equité intra-générationnelle ↗	Implication de tous les acteurs ↗
Dynamisme économique ↗	Consommation de matières premières ↘	Identité territoriale ↗	Transparence ↗
Potentiel du marché du travail ↗	Consommation d'énergie ↘	Intégration socio-culturelle ↗	
Compétitivité ↗	Nuisances sonores et olfactives ↘	Liens sociaux ↗	Centralisation des prises de décisions ↘
	Pollution ↘	Qualité du cadre de vie ↗	
	Risques environnementaux ↘	Mobilité ↗	
Coût de la vie ↘	Utilisation des ressources critiques ↘	Offre de logements ↗	
	Utilisation du sol ↘	Participation de tous les acteurs ↗	
	Variabilité climatique ↘	Patrimoine culturel ↗	
		Redistribution des richesses ↗	
		Santé ↗	
		Solidarité ↗	
		Sécurité et stabilité sociales ↗	

Les flèches indiquent le sens souhaitable pour l'enjeu (Source : auteur)

Compte tenu de l'éventail des enjeux couverts, il est clairement établi que le développement durable interpelle plusieurs disciplines. En effet, ce concept fait appel à des domaines aussi variés que la géographie, la philosophie, l'écologie, la sociologie, le droit, l'économie, l'anthropologie, les sciences politiques, etc. Le champ du développement durable est donc par essence un domaine de recherche à la croisée de plusieurs disciplines. Chacune d'elles apporte son point de vue spécifique sur cette nouvelle approche du développement et fait souvent appel à ses connaissances propres pour traiter les problématiques en lien avec le développement durable. La multidisciplinarité du développement donne également lieu à

une profusion de définitions, d'interprétations, de visions et de pratiques car chaque discipline possède un vocabulaire et des modes de raisonnement qui lui sont propres.

La particularité du développement durable à être appréhendé par une multitude de disciplines et par des acteurs de divers horizons amène certains auteurs, à l'instar de Bonnett (2002) ou Wu *et al.* (2010), à le qualifier de concept complexe en raison, notamment, du nombre élevé de définitions existantes. La plupart des définitions du développement durable paraphrasent celle du Rapport Brundtland mais sont reformulées par les auteurs selon le contexte, l'époque voire la langue. Déjà en 1992, Pezzey⁵ en dénombrait plus d'une soixantaine rien que dans la littérature économique. Il en existerait plusieurs centaines aujourd'hui (plus de deux cents selon le bureau du vérificateur général du Canada en 2010, plus de cinq cents selon le Club Développement Durable du CSOEC⁶ en 2011). La polysémie constitue un des paradoxes conceptuels du développement durable.

Dans ces conditions, retenir une définition du concept est un élément primordial car elle constitue le fondement des actions à mettre en œuvre pour la réalisation du développement durable. Il est alors indispensable de préciser que cette thèse adhère à la définition suivante, proposée par Pellaud (2011), qui a le mérite d'être plus riche :

« Contrairement à la croissance économique, le développement durable vise le "mieux" et non le "plus". Il se pense en termes de régulation et d'équilibre optimum entre plusieurs composantes majeures. La première, écologique, doit permettre à la nature d'avoir le temps de renouveler les matières premières que nous lui soustrayons (pour nous nourrir, nous chauffer, assurer nos transports et produire les services et les biens que nous consommons). La deuxième, sociale, doit permettre à tous les humains de vivre décemment. Dans ce sens, le développement durable implique une meilleure répartition des richesses. La troisième, économique, doit permettre aux entreprises d'assurer leur continuité et de développer leurs potentialités, dans le respect de l'homme et de son environnement.

Véritable processus d'amélioration de la "qualité de vie" de l'humanité, le développement durable nécessite d'accompagner toute décision et action d'une réflexion éthique, en tenant compte de chaque contexte culturel. Cette recherche d'équilibre concerne tout le monde, quels que soient son statut et son niveau d'intervention. Chacun est acteur : à l'échelle internationale, en tentant de limiter les conflits, à l'échelle nationale en développant des stratégies économiques et politiques nouvelles, à l'échelle individuelle enfin en se questionnant sur ses réels besoins. Des valeurs telles que le respect, la solidarité, l'empathie sont à la base de cette recherche. »

Malgré la complexité véhiculée par la polysémie, il n'en reste pas moins que le développement durable s'est imposé comme une nouvelle manière indispensable de penser, de définir et d'implémenter les politiques ou projets de société pour faire face aux

⁵ L'économiste britannique J. Pezzey a établi une liste non exhaustive des définitions les plus connues du concept dans l'annexe 1 de son ouvrage intitulé "Sustainable Development Concepts : An Economic analysis".

⁶ CSOEC : Conseil Supérieur de l'Ordre des Experts Comptables (France)

nombreux défis contemporains. L'essor du développement durable suscite de ce fait l'émergence d'un nouveau mode de prise de décisions à l'échelle planétaire. Des réflexions de fond sont menées pour se conformer au mieux à la finalité du développement durable : la recherche sur le long terme d'un équilibre cohérent⁷ entre les enjeux économiques, écologiques, socio-culturels et institutionnels du territoire. Cette nouvelle orientation du processus de prise de décisions implique de s'interroger sur les conséquences (directes/indirectes, immédiates/différées) de ses actions de manière à favoriser les apports positifs et à minimiser les effets néfastes.

L'engouement pour le développement durable est si fort que le panel de domaines auquel s'appliquent ses principes ne cesse de s'étendre. Il existe une déclinaison quasi illimitée du concept : aménagement durable, transport durable, tourisme durable, ville durable, consommation durable, habitat durable, agriculture durable, pêche durable, gestion durable, contrat durable et bien d'autres encore.

Cependant, inscrire une action dans une perspective de développement durable est un défi qui suscite de nombreuses questions. Une de ces questions, qui exprime la nécessité de définir les conditions dans lesquelles la durabilité est atteinte, peut se libeller comme suit : *Quels outils pour mesurer le niveau de développement durable d'un territoire ou pour estimer l'importance de la contribution d'une action au développement durable du territoire ?* La mise en œuvre pratique du développement durable soulève donc le problème crucial de sa traduction en outils opérationnels en vue de concilier le discours et la pratique sans pour autant réduire son périmètre conceptuel.

1.2 De la notion de durabilité

Invoquer la « *durabilité* » est aujourd'hui une démarche incontournable pour justifier une action. Il se pose alors la question de ce qu'on entend par la notion de « *durabilité* ». Le principe de base est que la durabilité est la caractéristique souhaitée d'une action dans une perspective de développement durable. Tout comme pour le concept de développement durable, la définition de la notion de durabilité n'est pas aisée. La définition de la durabilité s'entend généralement comme la capacité de l'action à respecter simultanément et de façon continue dans le temps des considérations d'ordre économique, écologique, social, culturel et politique. Conformément aux composantes du développement durable auxquelles se réfère cette thèse, une action est jugée durable quand : (1) elle est économiquement rentable, (2) elle a des impacts négatifs limités sur le milieu naturel, (3) elle répond de façon équitable aux attentes sociétales et (4) elle est inscrite dans un contexte de bonne gouvernance qui permette la réalisation simultanée des trois autres conditions.

Garantir la durabilité nécessite la construction d'un équilibre judicieux entre les quatre piliers du développement durable tout en évitant d'octroyer une importance disproportionnée à l'un ou à l'autre afin d'augmenter les chances d'obtention d'une

⁷ La prise en compte équilibrée des dimensions du développement durable n'est pas toujours systématique dans la réalité. Le déséquilibre en faveur d'une dimension donnée est une expression politique des enjeux face aux problèmes spécifiques qui se posent.

durabilité globale. Selon qu'on se réfère à une seule composante, la durabilité d'une action peut être déclinée en durabilité économique, sociale, environnementale ou institutionnelle. Ces différents axes de la durabilité sont brièvement explicités ci-après (pour les enjeux associés voir Tableau 1).

– La durabilité économique s'exprime en termes de rentabilité continue d'une action. Elle s'intéresse à sa cohérence économique, à la maîtrise de ses coûts globaux et à ses retombées économiques directes/indirectes dans le but essentiellement d'optimiser sa rentabilité et d'éviter de générer des charges d'endettement qui pourraient être transmises aux générations futures.

– La durabilité sociale vise à ce que toutes les couches de la société bénéficient, de façon impartiale, des fondamentaux du développement humain afin de jouir d'une qualité de vie stable dans le temps.

– La durabilité environnementale met l'accent sur le maintien, et mieux encore, l'amélioration de la capacité du capital naturel à demeurer productif afin de garantir la fourniture des services éco-systémiques⁸ aussi bien sur le court que le long terme.

– La durabilité institutionnelle recherche l'efficacité des mécanismes de gouvernance de la société. Elle implique que les structures institutionnelles existantes ont la capacité de persister dans le temps et de s'adapter aux chocs afin de continuer à exercer leurs fonctions sur le long terme ; d'où la notion de résilience de ces structures.

Alors que la recherche de la durabilité constitue plus que jamais une logique structurante pour l'élaboration et la mise en œuvre de projets ou de politiques, le véritable défi pratique est de mesurer le niveau de durabilité qui leur est associé (Kondyli, 2010). L'évaluation apparaît alors comme un moyen stratégique pour l'opérationnalisation de cette notion.

1.3 Evaluation de la durabilité

Avant d'aborder la notion de l'évaluation de la durabilité, il convient de faire un état de l'art général sur la notion d'évaluation. L'évaluation peut être définie comme :

« ... un processus d'analyse ... qui consiste à apprécier soit le déroulement d'une action ou d'un programme, soit à mesurer leurs effets » (ANDEM⁹, 1995).

L'évaluation est, par essence, un outil d'aide à la décision car évaluer consiste à collecter ou générer des informations sur la valeur ajoutée de l'objet de l'évaluation, à les interpréter et à les analyser en vue de prendre une décision à la lumière de son efficacité, son efficience, sa cohérence et/ou sa pertinence. Elle contribue à la prise de décisions rationnelles. Evaluer une action, un système, un projet ou une politique répond à plusieurs finalités. Selon Villalba *et al.* (2005), citant Jacques Theys, l'évaluation d'un objet peut servir d'outil :

– de suivi de ses performances réelles après sa mise en œuvre ;

⁸ Il s'agit des services d'approvisionnement en matières premières (nourriture, ressources génétiques, etc.), de régulation (du climat, purification de l'eau, élimination des déchets, etc.), de soutien (ensemble des services nécessaires pour la production des autres services éco-systémiques) et culturels (loisir, esthétisme, etc.).

⁹ Agence Nationale pour le Développement de l'Évaluation Médicale

– de sensibilisation et de mobilisation des acteurs concernés, de communication pour une compréhension mutuelle entre eux ;

– de comparaison par rapport à un référentiel, à des exigences (pour vérifier sa conformité), à des variantes de l'objet ou à d'autres objets (pour identifier le « meilleur » parmi eux), etc., ou

– de diagnostic ou d'identification de ses forces et faiblesses sur la base de ses performances attendues pour savoir s'il peut contribuer concrètement et effectivement à l'atteinte des objectifs qui lui sont fixés.

Tout processus d'évaluation respecte généralement les étapes suivantes : (1) définition des objectifs de l'évaluation, (2) identification et sélection des indicateurs de performance, (3) élaboration des mécanismes d'évaluation, (4) exécution de l'évaluation proprement dite par la conduite d'un jugement clair de l'objet évalué sur la base des indicateurs de performance retenus et (5) analyse des résultats et prise de décision.

L'évaluation s'appuie généralement sur des indicateurs. Selon l'OCDE-CAD (2002), un indicateur peut être défini comme un facteur ou une variable, de nature quantitative ou qualitative, qui constitue un moyen simple et fiable de mesurer et d'informer des changements liés à l'intervention ou d'aider à apprécier la performance. Les indicateurs correspondent donc à des informations qui renseignent l'évaluateur par rapport à ses préoccupations (présence/absence d'un élément donné ; description d'un phénomène ; changements intervenus sur une situation, etc.).

Dans le cas particulier d'une évaluation de la performance, l'indicateur renseigne sur les impacts induits ou les progrès accomplis par l'objet de l'évaluation. En d'autres termes, il caractérise le degré de réussite ou d'échec de l'objet évalué au regard d'un critère de jugement. La terminologie dédiée à l'expression de la performance inclut plusieurs notions : objectif, critère, indicateur et paramètre. Ces notions sont couramment structurées suivant une arborescence à plusieurs niveaux emboîtés (Figure 4) ; l'information véhiculée par chaque niveau N étant une synthèse obtenue par agrégation des informations¹⁰ du niveau N – 1 qui lui sont associées. Compte tenu de la diversité des définitions existantes de ces termes, il s'avère pertinent d'apporter des clarifications conceptuelles sur cette terminologie, qui constitue une partie importante des mots clés de la présente thèse, en précisant les définitions adoptées.

– **Objectif** : but à atteindre par l'objet de l'évaluation (OCDE-CAD, 2002) ; il s'agit d'un aboutissement espéré à l'issue d'un certain horizon temporel.

– **Critère** : caractéristique, thématique ou propriété d'après lequel on porte un jugement ou une appréciation sur l'objet de l'évaluation (ANDEM, 1995). C'est une représentation synthétique abstraite et qualitative, dérivée d'un ou plusieurs indicateurs, qui permet de définir les aspects à questionner lors de l'évaluation et de rendre compte de façon pertinente et fiable du positionnement de l'objet par rapport à l'objectif qu'il doit atteindre.

¹⁰ En général, l'appréciation de tous les aspects de la variable de niveau N requiert plusieurs variables de niveau N - 1. Néanmoins, il est judicieux de limiter le nombre de ces dernières pour que l'évaluation reste réalisable.

– **Indicateur** : information qui qualifie ou quantifie la satisfaction du critère. C'est une représentation synthétique concrète, dérivée de un ou plusieurs paramètres, qui fournit une indication (information parfois incomplète mais utile) sur le degré de satisfaction du critère (vrai objet de l'évaluation). Les indicateurs sont d'autant plus pertinents et utiles que les critères auront été bien définis en amont.

– **Paramètre** : donnée observée, estimée, mesurée ou décrite sur laquelle se base la construction de l'information véhiculée par les indicateurs (Bragança *et al.*, 2007).

Il arrive fréquemment que l'on doive combiner plusieurs paramètres, indicateurs ou critères pour capter les caractéristiques d'un seul phénomène complexe en une seule information. On peut alors construire un **indice composite**, par combinaison mathématique ou agrégation des valeurs de ces paramètres, indicateurs ou critères. L'indice composite permet de réduire la taille des données à manipuler lors de l'analyse des résultats facilitant ainsi leur comparaison et leur communication. Toutefois, lorsqu'il est mal construit, il peut conduire à des conclusions simplistes et erronées. Il peut également dissimuler, par le processus de la compensation, des informations individuelles significatives. Malgré ces critiques, les indices composites sont utiles pour la compréhension et le débat sur des problèmes complexes.

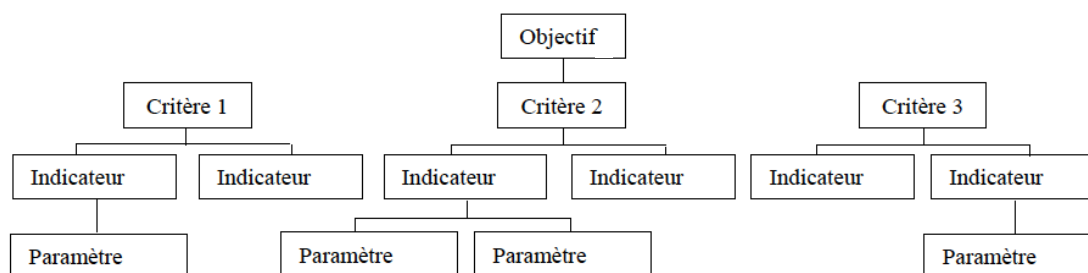


Figure 4 Structure hiérarchique des résultats d'une évaluation (OCDE-CAD, 2002)

Un indicateur est de nature quantitative lorsqu'il correspond à une valeur mesurable (ex : nombre de citoyens impliqués dans le processus de prise de décisions) ou qualitative lorsqu'il exprime des éléments de qualité (ex : niveau d'implication des citoyens dans le processus de prise de décisions). Par analogie à la nature des indicateurs, il existe deux approches d'évaluation : l'approche quantitative et l'approche qualitative. L'évaluation quantitative consiste à attribuer une valeur (donnée chiffrée) à l'intensité du différentiel d'impact au moyen de mesures, de méthodes analytiques, de simulations, ou d'analyses opérationnelles. L'évaluation qualitative vise à caractériser ou à décrire le niveau du différentiel d'impact à partir de la représentation (basée sur des connaissances, opinions ou croyances) que l'évaluateur s'en fait. Les caractéristiques (sous forme de données nominales) peuvent ensuite être numérisées à l'aide d'un positionnement sur une échelle de valeurs fondée sur une base de conversion prédéfinie.

D'après Chéron et Ermissé (2008), on distingue trois types d'évaluation au regard de la temporalité de la réalisation. Une évaluation est dite :

– *ex ante* : lorsqu'elle est réalisée, de façon prospective, avant la mise en œuvre de l'action au titre d'un diagnostic *a priori* de la capacité de celle-ci à atteindre les objectifs fixés ou les résultats attendus. Elle vise alors à éclairer le décideur sur les options décisionnelles possibles et sert à planifier les projets de façon optimale. Contrairement aux deux autres types d'évaluation, le jugement de valeur est fondé, non pas sur des données réelles, mais sur des projections issues elles-mêmes de différentes hypothèses¹¹ établies dans un cadre d'analyse bien défini (Cucu Graindorge, 2012) ;

– *in itinere* : lorsqu'elle est réalisée au cours de l'exécution de l'action pour vérifier si les performances de celle-ci répondent progressivement aux objectifs fixés ou aux résultats attendus afin, si possible, d'infléchir et de recentrer la mise en œuvre de l'action ou

– *ex post* : lorsqu'elle est réalisée, de façon rétrospective, après l'achèvement de l'action pour faire un bilan de l'atteinte ou non des objectifs fixés ou des résultats escomptés. Elle a pour objet de tirer, *a posteriori*, des enseignements sur une action pour en apprécier entièrement les impacts.

Une évaluation peut être absolue ou relative et ces deux modes sont complémentaires. Une évaluation est dite absolue lorsqu'elle donne une indication sur la performance intrinsèque de l'objet sans comparaison. L'évaluation ne dépend alors que de l'objet à évaluer. Avec une telle évaluation on aboutit, par exemple, à un jugement libellé comme suit : « *l'objet A est durable* ». Par contre une évaluation relative est basée sur une démarche de comparaison entre avant et après, avec et sans, ici et ailleurs, maintenant et plus tard ou entre les résultats de l'objet évalué et une référence (cible, norme, résultats obtenus par d'autres objets pour le même indicateur, etc.). Dans ce cas, le libellé du jugement sera plutôt « *l'objet A est deux fois plus durable que l'objet B* ». Bien souvent, il est pertinent de rapprocher la performance d'un objet de sa performance passée, de celle des objets alternatifs, d'une référence, etc.

L'évaluation de la durabilité consiste à apprécier le degré de participation de l'objet évalué au développement durable des territoires avec lesquels il interagit. Elle renvoie à la vérification de la compatibilité de celui-ci avec les dimensions du développement durable. Cela implique d'estimer ses gains nets en termes de développement à travers une vue d'ensemble de ses impacts réels et potentiels, positifs et négatifs, immédiats et différés sur l'économie, la société, l'environnement et le cadre politique de ces territoires ; ceci dans une perspective tant locale que globale. L'évaluation de la durabilité constitue de ce fait un outil d'aide qui permet de prendre des décisions en toute connaissance du niveau d'intégration des principes de développement durable.

L'approche d'évaluation de la durabilité la plus commune consiste généralement en un cadre de référence fondé sur un ensemble d'aspirations générales (critères) souvent subdivisées en aspirations plus opérationnelles (indicateurs). En référence à la Figure 4, les critères de durabilité représentent les considérations sur lesquelles une évaluation doit porter pour tester la réalisation de l'objectif de performance en matière de durabilité. Généralement

¹¹ Les hypothèses émises dans le cadre d'une telle évaluation portent souvent sur les aspects liés au périmètre d'étude, à la situation de référence et à l'horizon temporel.

chaque dimension du développement durable correspond à un critère de durabilité. Les indicateurs de durabilité mettent l'accent sur les conditions qui peuvent avoir un impact significatif sur l'atteinte de la durabilité lorsqu'elle est appliquée à un secteur ou un objet donné. Ils résultent des principes, en lien avec chacun des critères, susceptibles d'orienter les actions en vue de l'atteinte de la durabilité du secteur ou de l'objet. Les indicateurs de durabilité sont donc spécifiques à un secteur, une problématique ou un objet. Les indicateurs de durabilité relatifs à un sujet d'application servent de référentiel commun pour l'évaluation de celui-ci. Cependant, les référentiels sont en réalité des outils que chaque évaluateur doit s'approprier en s'interrogeant sur les particularités (contraintes, enjeux, etc.) du cas qu'il évalue. Cela étant, il est important d'identifier pour toute évaluation, si nécessaire, les paramètres qui traduisent concrètement les indicateurs de durabilité dans les conditions propres à cette évaluation ; bref qui permettent de les contextualiser.

1.3.1 Méthodes d'évaluation de la durabilité

Tels qu'ils sont employés dans cette thèse, les termes « *méthode* » ou « *méthodologie* » d'évaluation sont destinés à définir la manière dont les effets de l'objet seront évalués (comparaison avant/après, comparaison à une cible ou à un groupe témoin, enquête, modélisation, etc.). Ils expliquent de façon détaillée dans quelles conditions l'objectif sera atteint et comment mesurer le degré d'atteinte tout en précisant et en décrivant les outils de mesure. Chaque méthode a donc ses propres outils et techniques. Les méthodes d'évaluation mettent en œuvre plusieurs techniques notamment le « *scoring* » qui est une technique de notation consistant à attribuer une note à l'objet évalué en fonction du niveau de performance. Le terme « *outil* » d'évaluation désigne l'instrument développé pour mesurer l'atteinte de l'objectif en suivant les dispositions établies par la méthode. Un outil peut prendre diverses formes. Il peut s'agir d'une grille d'analyse¹², d'une liste de questions, d'un tableau de bord, etc.

De nombreuses méthodes d'évaluation de la durabilité ont été élaborées à la suite de l'essor du concept de développement durable. Elles suivent essentiellement deux logiques : focus sur une dimension préférentielle de la durabilité ou intégration de toutes les dimensions (Ness *et al.*, 2007).

1.3.1.1 Méthodes unidimensionnelles

Les méthodes ayant une approche unidimensionnelle n'évaluent qu'un seul critère de durabilité à la fois. Les méthodes qui s'inscrivent dans cette logique comprennent, entre autres, l'Etude d'Impact Environnemental (EIE), l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), l'Empreinte écologique, l'Analyse Coûts-Bénéfices (ACB), l'Etude d'Impact Social (EIS), etc. En réalité, la plupart de ces méthodes se focalisent sur la composante environnementale (Fortun-Lamothe, 2008) et très peu d'entre elles sur la dimension sociale (Balkema *et al.*, 2002).

Les méthodes unidimensionnelles ont l'avantage de générer des résultats qui sont relativement simples à interpréter mais ne permettent pas de prendre en compte la complexité de la durabilité. Les critères de durabilité étant généralement conflictuels, la

¹² Généralement appelées « *Outils de Questionnement et d'Analyse des politiques et projets en matière de Développement Durable (OQADD)* ». Cette appellation a été proposée par Boutaud (2004).

durabilité ne devrait en réalité pas être évaluée que par un champ disciplinaire unique. Réduire la durabilité à une seule de ses composantes, surtout à la dimension écologique comme c'est souvent le cas, est une démarche incomplète d'où une tendance actuelle à la recommandation et à l'élaboration de méthodes de plus en plus intégratives pour une prise en compte de toutes les composantes et de leurs interactions.

1.3.1.2 Méthodes multidimensionnelles

Les méthodes multidimensionnelles permettent de mieux appréhender la complexité de la durabilité (multi-acteurs, multi-objectifs, multi-dimensions, etc.) en intégrant à des degrés plus ou moins équivalents au moins deux voire tous les critères de durabilité. Ces méthodes ont donné naissance à un nombre important d'outils qui varient d'une institution à l'autre, d'un pays à l'autre, d'un domaine d'application à l'autre, etc. Ces outils ne répondent pas aux mêmes objectifs, n'évaluent pas des caractéristiques identiques et n'utilisent pas des indicateurs communs. A titre illustratif, les outils développés dans le cadre des méthodes multicritères comprennent : le cadre de référence de la ville européenne durable¹³ (RFSC), les lignes directrices du Global Reporting Initiative (GRI), la grille RST₀₂, la Boussole 21, la grille EcoConseil, International Urban Sustainability Indicators List (IUSIL), etc. Quelques uns de ces outils sont présentés en annexes (voir Annexes A1).

Il convient néanmoins de noter que ces méthodes présentent certains inconvénients. Leur utilisation n'est pas aisée : l'interprétation de leurs résultats est moins facile que dans le cas des méthodes monodimensionnelles (Gondran, 2015). L'adoption de telles méthodes conduit à admettre que la décision finale sera inévitablement le résultat d'un arbitrage entre plusieurs objectifs souvent conflictuels. Chaque évaluateur ayant sa propre vision du compromis possible entre les dimensions considérées, les résultats d'une évaluation de la durabilité par des méthodes multidimensionnelles peuvent varier d'un évaluateur à un autre en fonction des convictions et préférences exprimées.

1.3.2 Evaluation de la durabilité : un défi multi-échelles

La durabilité peut être appréhendée à différentes échelles spatiales et temporelles. En réalité, une évaluation de la durabilité n'est valable que lorsqu'elle porte sur un système bien identifié, considéré dans un contexte précis et à un instant donné ; l'objet évalué s'insérant en réalité dans un système dont il faut délimiter les contours (Caron, 2008). Evaluer la durabilité d'une action implique de clarifier la portée spatiale et temporelle de ses conséquences. Cela revient à se demander si la durabilité évaluée est celle d'aujourd'hui ou celle de demain ? Si elle est instantanée ou étalée dans le temps ? Si elle se limite à l'espace géographique du système d'étude, à un espace plus petit ou plus grand ?

La condition préalable à tout processus d'évaluation de la durabilité est la caractérisation du système d'étude. Un système peut être défini comme une entité bien délimitée et complexe ayant une organisation propre. Il est constitué de plusieurs composantes structurelles et fonctionnelles en interaction entre elles. Un système peut subir des changements structuraux avec ou sans perte d'identité et interagir, de façon volontaire ou non, avec son

¹³ Reference Framework for European Sustainable Cities (RFSC)

environnement¹⁴. L'intérêt de considérer l'objet évalué comme un système est d'améliorer la compréhension de la complexité de son fonctionnement en vue d'une meilleure gestion des problématiques auxquelles il est soumis. Evaluer la durabilité d'un objet, en le considérant comme un système, revient à vérifier si son évolution, en concomitance avec celle de son contexte externe, suit une trajectoire de durabilité et à estimer son positionnement par rapport à cette trajectoire. La trajectoire d'un système et de son contexte externe doit être projetée, non pas arbitrairement, mais le plus logiquement possible en fonction de leur configuration spatiale, de leurs conditions initiales, de leurs trajectoires passées, etc.

L'approche systémique de la durabilité est nécessaire car la durabilité d'un objet dépend à la fois de son fonctionnement interne (composantes et interactions) et de ses interactions avec son contexte externe ; les contextes interne et externe étant perpétuellement évolutifs. D'un point de vue systémique la durabilité se traduit par la capacité du système à remplir sur le long terme les conditions de durabilité (performances économiques, environnementales, sociales et politiques) dans un contexte interne et externe évolutif (Espinosa *et al.*, 2008).

Cette vision systémique est parfaitement adaptée à l'évaluation de la durabilité des décisions relatives à la gestion de problématiques territoriales, en l'occurrence la gestion des risques d'origine naturelle, qui constitue le centre d'intérêt de cette thèse. En effet, un territoire¹⁵, qu'il soit urbain ou rural et quelle que soit sa taille, peut être considéré comme un système complexe dont la dynamique résulte de boucles de rétroaction liant un ensemble d'acteurs¹⁶ et l'espace géographique qu'ils utilisent, aménagent et gèrent (Moine, 2008). La territorialisation de l'évaluation de la durabilité d'un objet donné est nécessaire car le territoire constitue la base de la mise en œuvre du développement durable (Zuindeau, 2000) : les problématiques en lien avec le développement durable sont essentiellement perçues à l'échelle du territoire. Les territoires ont d'ailleurs été mondialement reconnus comme le lieu d'expression du développement durable par le sommet de Rio au cours duquel le programme d'action « Agenda 21 » a été adopté.

Cette reconnaissance officielle les oblige à mieux orienter leurs politiques publiques afin de répondre aux enjeux de durabilité étant donné que les politiques publiques constituent un moteur du développement territorial. La proximité avec le terrain, les problématiques et les acteurs locaux, dote les territoires d'une aptitude à définir des politiques de développement durable en cohérence avec les spécificités de leurs territoires. La décentralisation, qui habilite des collectivités territoriales autres que l'Etat à intervenir dans certains domaines avec un pouvoir de décision et une certaine autonomie, apparaît dès lors comme un des moyens de promouvoir le développement durable. Comme le souligne Lahaye (1999), les

¹⁴ L'environnement d'un système représente tous les éléments qui n'appartiennent pas au système mais qui peuvent l'affecter. Pour éviter une confusion entre les termes, cet environnement sera désigné par l'expression « contexte externe » dans la suite de la thèse.

¹⁵ Un territoire est un espace, délimité géographiquement et juridiquement, ayant des caractéristiques propres : typologie d'entreprises, densité d'implantation des entreprises, réseaux de transport et de communication, histoire, peuplement, identité culturelle, topographie, paysage, biodiversité, etc.

¹⁶ Au sein du système territorial, les différents types d'acteurs ont des objectifs, des attentes et des capacités d'action très différents. Or, ils ont tous des impacts sur la maîtrise des enjeux de développement durable du territoire d'où la nécessité d'une action conjuguée de manière à établir les priorités de développement.

politiques de développement durable sont d'autant plus pertinentes qu'elles agissent à l'échelle où se décident les actions.

La territorialisation du développement durable donne à chaque échelon territorial les compétences et une part de responsabilité significative pour mettre en œuvre des projets de développement (Laganier *et al.*, 2002). En France, le découpage administratif du territoire est stratifié selon des logiques organisationnelles, géographiques et économiques ; chaque strate regroupant des unités administratives de même niveau (voir Figure 5). Chaque niveau de cette structure emboîtée forme un système complet et exclusif avec des compétences propres. Structure indépendante, encore appelée collectivité locale ou municipalité, la commune est la plus petite division de ce « mille-feuilles » territorial. Elle constitue le niveau où se font les analyses les plus fines afin d'identifier les problématiques les plus saillantes du territoire. Elle est dirigée par un maire et a compétence, entre autres, à :

- représenter l'Etat pour certaines formalités administratives ;
- gérer et aménager son territoire ;
- adopter des politiques destinées à réduire les risques auxquels elle est soumise et
- fournir les services publics (soutien à l'économie locale, aide sociale, assainissement, fourniture d'eau potable, voirie, équipements récréatifs, protection de l'ordre public, etc.).

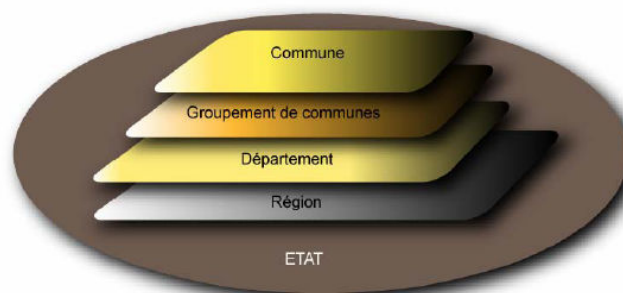


Figure 5 Les différentes strates territoriales (Muis, 2008)

Les acteurs locaux (institutions, collectivités territoriales, entreprises, associations, citoyens, etc.) sont donc responsables de la déclinaison des principes du développement durable sur le territoire. Pour concrétiser cette déclinaison, ces différents acteurs ont besoin d'outils opérationnels et pragmatiques adaptés à leur échelle d'action respective ; d'où la nécessité d'une identification adéquate des indicateurs de durabilité à mobiliser pour l'évaluation de la durabilité de leurs décisions actions.

Les diverses échelles spatiales du territoire ont des enjeux spécifiques qui influencent différemment le processus de décision de gestion des risques (Rault et Krebs, 2010). Selon ses caractéristiques spécifiques, chaque échelle spatiale doit être traitée séparément : un facteur ayant force de décision à une échelle peut devenir inapproprié à une autre échelle. Les indicateurs de performance ne sont donc pas forcément identiques d'une échelle spatiale à l'autre (Fekete *et al.*, 2010 ; Kienberger *et al.*, 2013). Il est crucial de préciser l'échelle spatiale de l'évaluation afin de définir des méthodes et outils adaptés aux enjeux locaux. La question de l'échelle spatiale est d'autant plus capitale que l'interprétation des

résultats en dépend : la sélection des indicateurs de performance, leur méthodologie d'évaluation ainsi que les informations mobilisables pour leur évaluation sont souvent spécifiques à une échelle donnée (Ness *et al.*, 2007).

L'échelle géographique sur laquelle est évaluée la durabilité est à définir en fonction des besoins spécifiques de l'évaluateur : les priorités économiques, écologiques et sociales peuvent être différentes d'une échelle à l'autre. L'échelle spatiale retenue doit être la plus pertinente possible et suffisamment précise pour prendre en compte autant que possible la totalité des impacts de l'objet évalué. Quelle que soit l'échelle spatiale considérée pour le système d'étude, l'objet évalué aura toujours des implications pour d'autres échelles (Lahaye, 1999). Pour Zuideau (2000), la durabilité « interne » d'une échelle spatiale ne doit pas être obtenue au détriment de la durabilité « externe » de son espace géographique. En clair, l'évaluation de la durabilité d'un objet doit tenir compte du fait que la durabilité du système territorial qui lui est associé ne doit pas ruiner les chances de durabilité d'autres territoires plus ou moins lointains.

La durabilité est une notion qui dépend des connaissances, des pratiques, des modes de fonctionnement, des besoins à couvrir (les objectifs et attentes se déclinent souvent sur des temporalités variées), etc. De fait, elle est par essence une notion fortement liée au temps. Par ailleurs, l'adjectif « durable » qualifie la capacité à durer dans le temps. Outre le fait que la durabilité vise un équilibre approprié entre plusieurs composantes, elle a pour objectif de faire perdurer cet équilibre sur le long terme.

La durabilité n'est pas un état stationnaire mais dynamique. La recherche de la durabilité ne saurait se limiter à des considérations à court terme. L'évaluation de la durabilité doit être attentive aux évolutions potentielles des phénomènes dans le temps afin de les anticiper ; elle doit tenir compte des impacts temporellement décalés des décisions du présent. Il est alors pertinent d'évaluer les conséquences de l'objet évalué à court, moyen et long termes, car dans l'immédiat, toutes les conséquences possibles risquent d'être imperceptibles. L'évaluation de la durabilité suppose une réflexion projective basée sur des hypothèses sur les évolutions futures. Il faut cependant fixer une limite crédible pour éviter des projections dans un avenir trop lointain. Pour Durand *et al.*, (2010) :

« la durabilité d'un système est donnée par sa capacité de proposer un équilibre entre les trois piliers à l'instant T jusqu'à l'instant $T + x$, où x est fonction de la longévité à laquelle est destinée le système pris en considération ».

L'évaluation de la durabilité permet de prendre en compte divers horizons temporels ; elle peut donc être réalisée soit pour un instant donné situé entre T et $T + x$, soit sur toute la période allant de T à $T + x$. Pour évaluer la durabilité entre T et $T + x$, il ne suffit pas de déterminer la durabilité au début et à la fin de la période considérée. L'évaluation devrait être réalisée à plusieurs moments au cours de cette période car la durabilité ne varie pas forcément de façon linéaire dans le temps.

En conclusion, l'appréciation de la durabilité d'un objet n'a de sens qu'à une échelle territoriale qui lui est adaptée et qui est clairement définie en tenant compte du fait que celle-ci est susceptible de changer dans le temps en fonction des évolutions économiques,

socio-culturelles, institutionnelles, technologiques, etc. Il se pose alors la question suivante : « *Quelle est la bonne échelle spatiale de l'évaluation de l'objet ?* ». Ce qui revient à se demander s'il faut l'évaluer à l'échelle du monde, d'un département, d'une ville, d'une ferme, d'un quartier, d'un ensemble de bâtiments voire d'un seul bâtiment ? La réponse à cette question dépend du niveau auquel la durabilité de l'objet participe au maintien dans le temps et dans l'espace d'un équilibre optimal entre les composantes économiques, écologiques, institutionnelles et sociétales du territoire.

C'est dans cette logique que pour les travaux de la présente thèse, qui aspirent à apporter une contribution à la recherche dans le domaine de la gestion des risques sur le territoire, le système urbain a été retenu comme échelle spatiale d'évaluation. Ce choix est dicté par le fait que la ville procure un niveau de détail intéressant sur les articulations entre les risques et le développement territorial ainsi qu'un niveau de complexité de réflexion idéale dans le cadre d'une évaluation multicritère de la durabilité des décisions de gestion de ces risques. Il semble alors opportun de mieux comprendre les spécificités des risques urbains pour justifier à quel point la recherche d'une sécurité durable des personnes, de leurs biens et de leur environnement face aux aléas naturels est cruciale pour relever le défi d'un développement urbain durable.

1.4 Les risques urbains : une problématique à facettes multiples

Le traitement des problématiques urbaines ne peut se faire sans une compréhension suffisante des phénomènes qui permettent de les expliquer. Ceci étant, une connaissance approfondie des caractéristiques du système urbain, territoire dans lequel elles s'inscrivent, s'avère nécessaire. Après avoir présenté quelques généralités sur la notion de risque, cette section se propose d'aborder le caractère complexe¹⁷ de la ville ainsi que la spécificité des risques d'origine naturelle en milieu urbain.

1.4.1 Généralités sur le risque

Le vocabulaire couramment utilisé dans le domaine des cindyniques ou sciences des dangers comprend des termes comme : risque, aléa, enjeu, vulnérabilité, catastrophe, résilience, etc. Ces notions fondamentales méritent d'être explicitées. Ces termes sont souvent utilisés dans divers domaines et sont polysémiques (Pigeon, 2005). Il convient alors de préciser leurs significations dans le cadre de cette thèse afin d'éviter d'éventuelles confusions.

– **Risque** : possibilité de survenance d'un événement dangereux susceptible de porter atteinte à l'intégrité des personnes, des biens et/ou du milieu naturel. Le risque est donc dû à un événement plus ou moins probable qui, s'il se réalise, peut avoir des conséquences¹⁸ dommageables pour l'intégrité physique, les activités économiques et le patrimoine environnemental (Thomi et Reynard, 2009). Comme l'illustre la Figure 6, le risque résulte de

¹⁷ Ce qui rend indéniable le fait qu'aucune discipline ne puisse prétendre couvrir à elle seule une problématique urbaine et justifie la dimension pluridisciplinaire des recherches sur les problématiques urbaines.

¹⁸ Un aléa n'a pas forcément que des conséquences négatives ; il peut aussi avoir des conséquences positives. Par exemple, les inondations ont des effets positifs sur les écosystèmes aquatiques : transport de sédiments, transport et dépôt de matières organiques enrichissantes pour les sols, curage du lit des cours d'eau, réalimentation et réactivation des zones humides, inondation des frayères, maintien ou amélioration de la biodiversité, recharges des nappes alluviales, etc.

la confrontation d'un ou plusieurs aléa(s) et d'une zone géographique où existent des enjeux plus ou moins vulnérables¹⁹ à cet (ces) aléa(s). Il est admis que l'action potentielle de l'aléa sur les enjeux, compte tenu de leur vulnérabilité, produit le risque (Gleyze, 2005).



Source : www.prim.net

Figure 6 Schéma illustrant le risque comme une conjonction entre un aléa et des enjeux

Le risque est une notion qui renvoie à des aléas aux zonages spécifiques et à des enjeux inscrits territorialement. Aussi, le risque constitue-t-il logiquement un « *objet géographique* » (November, 2006) : il impacte forcément un territoire. Ils peuvent être urbains ou ruraux selon qu'ils s'inscrivent dans un territoire urbain ou rural. En outre, les risques sont généralement classifiés en fonction de la nature du phénomène initiateur qui leur est associé. Aussi distingue-t-on deux grandes catégories : les risques d'origine naturelle, plus couramment appelés « *risques naturels* » (résultant de phénomènes naturels), et ceux d'origine anthropique (générés par l'activité humaine). Suite à quelques accidents technologiques graves²⁰ consécutifs à la survenance d'un risque d'origine naturelle, on assiste à l'émergence d'une nouvelle catégorie de risques à l'interface entre les risques d'origine naturelle et ceux d'origine anthropique. Il s'agit des risques Na-Tech²¹ ou risques couplés (Boudières *et al.*, 2012).

– **Aléa** : phénomène qui peut survenir sur une zone géographique donnée et y être potentiellement dangereux (Dauphiné, 2005). Un aléa est caractérisé par des paramètres comme sa nature, son intensité, sa durée, son étendue géographique, sa fréquence, sa probabilité d'occurrence, etc. Les aléas sont identifiés par leur nature qui peut être anthropique, naturelle voire mixte (Ariano, 2008).

On parle d'aléas **anthropiques** lorsqu'il s'agit de phénomènes accidentels générés par les activités humaines. Ces aléas sont à l'origine des risques domestiques, technologiques et socio-politiques. Ils comprennent, entre autres, les accidents de la vie courante, les exploitations des matières premières, le transport et le stockage de matières dangereuses (toxiques, explosives ou inflammables), les guerres, le terrorisme, etc.

Les aléas **naturels** sont des événements ayant pour origine des processus physiques du milieu naturel. Ces aléas sont difficiles à maîtriser et à anticiper (Sauvagnargues-Lesage,

¹⁹ Il n'y a de risque plus ou moins critique qu'en présence d'aléas plus ou moins forts et d'enjeux plus ou moins vulnérables.

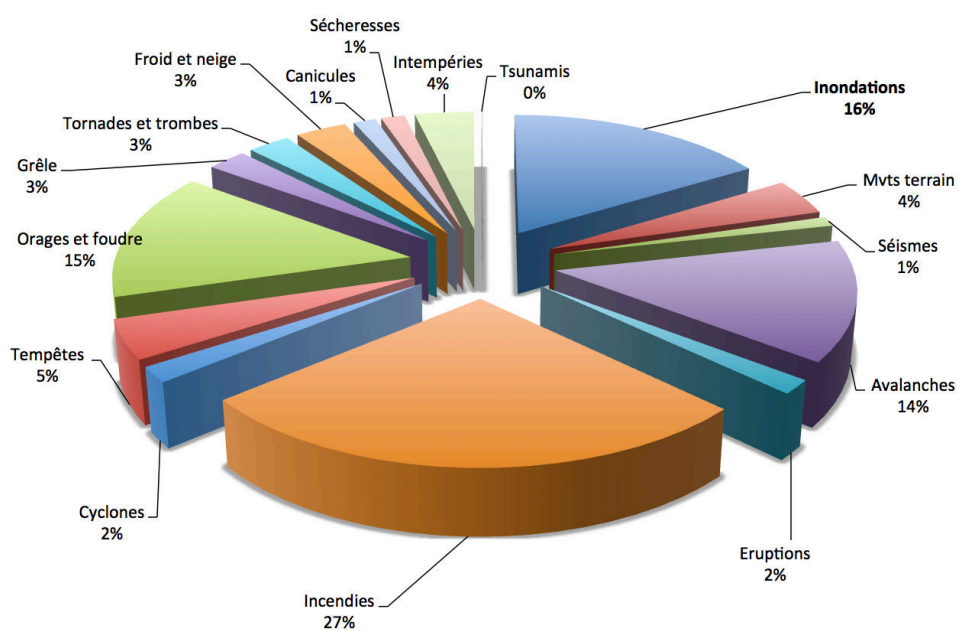
²⁰ A titre d'exemples, on peut citer la paralysie à grande échelle du transport aérien international suite à l'éruption du volcan islandais Eyjafjallajökull en avril 2010, la catastrophe nucléaire de la centrale de Fukushima en mars 2011 suite à un tremblement de terre de magnitude 9 à Tohoku suivi d'un tsunami de grande amplitude (vague de l'ordre de 15 m) qui a balayé les côtes japonaises avec une rare violence.

²¹ Natural Hazard Triggering Technological Disasters.

2003). Ils peuvent être de type géologique (séismes, éruptions volcaniques, mouvements de terrain, érosions, etc.), météorologique (inondations, sécheresses, avalanches, etc.) ou biologique (invasion d'agents biologiques pathogènes tels que les plantes allergènes, etc.).

Cette recherche s'intéresse prioritairement aux risques d'origine naturelle notamment ceux liés aux inondations. Une partie de l'approche théorique de la thèse (proposition d'un protocole de calcul de la durabilité ; section 2.4.4) et son approche empirique (développement d'un simulateur de dommages et application de la méthodologie à un cas concret ; chapitres 4 et 5) portent sur lesdits risques. Cet intérêt porté aux inondations s'explique par le fait que, tant à l'échelle mondiale qu'en France, elles constituent la première cause de catastrophes naturelles en termes de fréquence²² et d'ampleur des dommages induits.

Selon les statistiques du CRED (Centre for Research on the Epidemiology of Disasters)²³ sur la période 1900 – fin Juin 2015, on dénombre par an environ 38 inondations catastrophiques avec près de 60 000 décès, 31 millions de sinistrés et des coûts de l'ordre de six milliards de dollars en moyenne à travers le monde. En France, les inondations sont à l'origine de 209 des 1 280 catastrophes naturelles recensées de janvier 2001 à fin juin 2015, soit environ 16 % d'entre elles (voir Figure 7).



Source : Auteur d'après la base de données BD CATNAT – Ubyrisk Consultants²⁴

Figure 7 Répartition des catastrophes naturelles en France par type d'aléa

Sur les trente dernières années, les coûts moyens annuels des inondations en France sont de l'ordre de 650 à 800 millions d'euros (MEDDE-DGPR, 2014). Selon le MEDDE-SOeS (2014), 62 % des communes ayant été déclarées en état de catastrophe naturelle l'ont été suite à

²² Elles représentent près du tiers des catastrophes naturelles survenues dans le monde entre 1990 et fin 2015.

²³ Base de données disponible sur : www.emdat.be (dernier accès le 01 juillet 2015)

²⁴ Base de données disponible sur : www.catnat.net (dernier accès le 01 juillet 2015)

une inondation²⁵. En 2014, 21 772 communes françaises (dont près de trois cents grandes agglomérations) sur les 36 658 que compte le pays (soit environ 60 %) sont exposées aux risques liés aux inondations par cours d'eau et sont réparties sur quasiment l'ensemble du territoire ; quoiqu'il existe des disparités locales d'une région à l'autre. Toujours en France, près de 19 millions de personnes étaient exposées aux inondations, tous types confondus, en 2011 (soit un habitant sur quatre) tandis que près de 3,7 millions de logements et 10 millions d'emplois (soit un emploi sur trois) étaient en zones inondables selon le MEDDE-DGPR (2012).

Une inondation est une submersion temporaire, rapide ou lente, naturelle ou artificielle, d'une zone²⁶ habituellement hors d'eau (Scarwell et Laganier, 2004). Chaque inondation est classiquement caractérisée par sa genèse, son temps de retour, la hauteur d'eau (moyenne ou maximale) au-dessus du niveau habituel de l'eau dans le cours d'eau, la superficie de la zone inondée et la durée de submersion. L'ampleur d'une inondation dépend de la pluviométrie, du degré de saturation des sols en eau, du degré d'imperméabilisation des sols, du couvert végétal et des pratiques culturelles, de l'organisation et de la densité du chevelu hydrographique, de l'aménagement et de l'entretien du réseau hydrographique, etc. (Beloulou, 2008). D'après le MEDDE-DGPR (2012), selon leur genèse, on distingue essentiellement cinq types d'inondations répartis en deux grandes catégories en fonction de la cinétique (lente pour les deux premiers types ou rapide)²⁷ des phénomènes. On parle :

- (1) d'inondation de plaine : lorsque les cours d'eau débordent lentement de leur lit pour submerger les terres en zone de plaine. Elle est générée par une crue lente et progressive et peut s'étaler sur une période relativement longue (plusieurs jours voire des semaines) occasionnant ainsi d'importants dégâts aux biens et activités. En raison de sa lenteur, elle est moins dangereuse pour les vies humaines sauf en cas d'imprudence. C'est sur ce type d'inondation que se sont focalisés les travaux de cette thèse. Par conséquent, l'utilisation du terme « *inondation* » dans la suite du présent document désigne une inondation de plaine. Comme illustré par la Figure 8, il est clair que les inondations par débordement de cours d'eau sont les plus récurrentes des inondations marquantes en France depuis le début du 20^{ème} siècle ;
- (2) d'inondation par remontée de nappe : lorsque suite à une saturation du sol en eau, la nappe affleure et inonde les terrains bas ou mal drainés pendant une période relativement longue ;
- (3) d'inondation torrentielle : lorsque suite à des précipitations intenses sur un bassin versant les eaux de ruissellement se concentrent rapidement dans un cours d'eau à pente forte. Les crues torrentielles sont généralement caractérisées par une courte durée (quelques heures) de submersion mais elles sont dévastatrices et meurtrières ;
- (4) d'inondation par ruissellement : lorsque par suite d'une imperméabilisation excessive du sol (bâtiments, voiries, parkings, etc.) l'infiltration des eaux de pluie est réduite entraînant une saturation du réseau d'évacuation et des écoulements

²⁵ Il s'agit des inondations par débordement de cours d'eau, remontée de nappe, submersion marine et coulée de boue.

²⁶ Une zone inondable est une zone qui peut être submergée, quelle que soit le type d'inondation.

²⁷ Parfois des événements concomitants (par exemple une coïncidence d'une inondation par ruissellement avec une inondation de plaine) sont possibles.

souvent rapides de l'eau dans les rues. Elle n'est pas forcément liée à la présence d'un cours d'eau ;

- (5) d'inondation par submersion marine : lorsque la mer envahit l'intérieur des terres lors d'une marée haute à fort coefficient, d'une surcote d'origine météorologique et d'une forte houle.

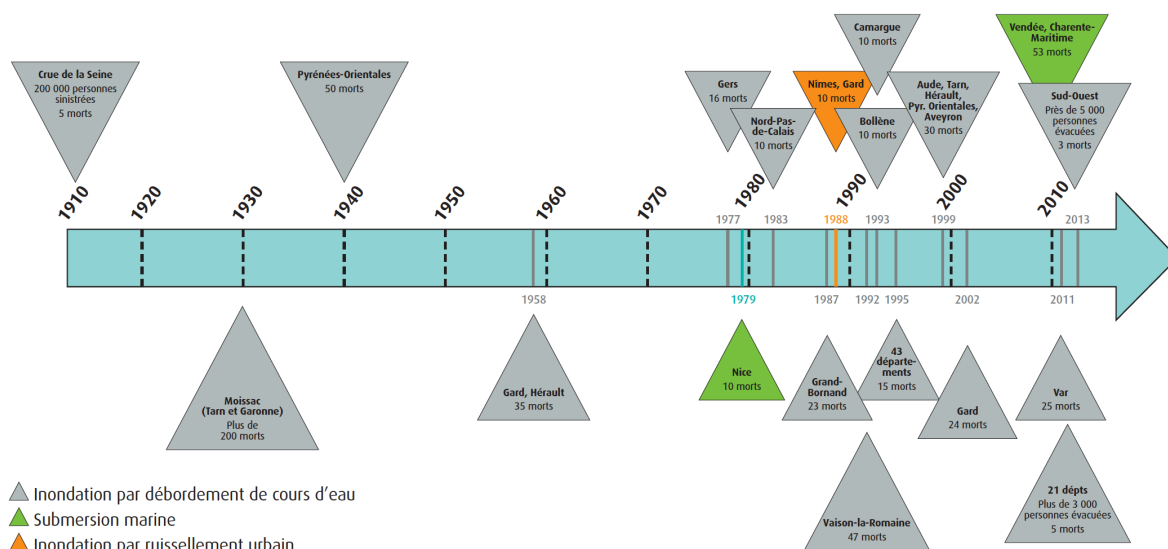


Figure 8 Historique des plus graves inondations survenues en France (MEDDE-SOeS, 2014)

Les inondations sont donc des phénomènes naturels inévitables²⁸. Les atteintes aux hommes, aux biens et aux activités qui en résultent dépendent non seulement de l'ampleur de la crue²⁹ mais aussi de l'importance de l'implantation de ces éléments dans les zones pouvant être inondées. Or, sous l'effet des pressions contemporaines (de nature sociale, économique, foncière voire politique), les cours d'eau sont de plus en plus aménagés, couverts et/ou déviés augmentant ainsi la concentration de ces éléments dans des zones potentiellement à risques.

Les aléas *mixtes*, de nature « hybride », ont à la fois une origine anthropique et naturelle. Ce sont des phénomènes naturels dont la réalisation est provoquée par des facteurs dus à l'activité humaine. Il s'agit (a) des mouvements de terrain induits par des cavités souterraines résultant d'une exploitation minière passée ou en cours, (b) des feux de forêts dont le départ est dû à une source de chaleur produite par une imprudence humaine (mégots de cigarettes, barbecue, etc.) et (c) des inondations par défaillance (rupture, surverse) d'ouvrages hydrauliques de protection (digues, barrages) suite à un épisode pluvieux d'intensité exceptionnelle soit à une maintenance insuffisante.

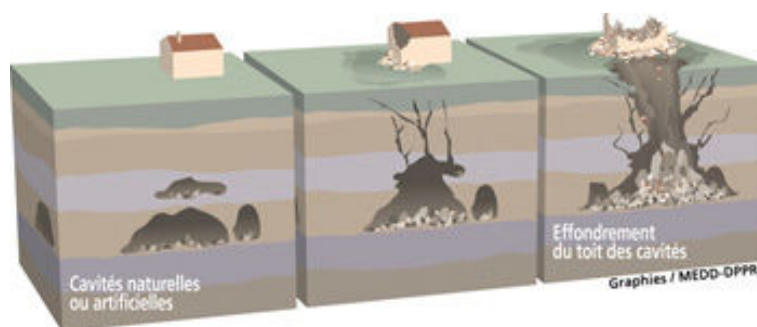
Bien qu'il soit communément admis que les mouvements de terrain associés aux cavités souterraines industrielles (chambres et piliers abandonnés, puits, galeries d'infrastructures,

²⁸ Préambule de la Directive Européenne relative à l'évaluation et à la gestion du risque inondation (2007).

²⁹ La crue désigne l'augmentation de la quantité d'eau qui s'écoule dans un cours d'eau. Elle devient inondation lorsque l'eau déborde du lit habituel ou lit mineur du cours d'eau (limité par les berges) pour se répandre sur les terrains alentours.

etc.) ne soient pas des aléas naturels, les travaux de cette thèse se sont aussi intéressés à ces aléas « mixtes ». La démarche de construction de la partie théorique de la méthodologie proposée, en l'occurrence l'identification et la sélection des indicateurs de durabilité des décisions de gestion des risques (voir § 2.4.2), s'est inspirée des enseignements tirés d'une étude de cas sur des mesures de gestion des risques liés aux affaissements miniers.

L'intérêt porté à cet aléa s'explique par le fait que l'abandon des cavités souterraines anthropiques engendre des problèmes d'instabilité des terrains en surface tels que les affaissements, les effondrements³⁰ généralisés et localisés de type fontis, débouillage ou suffosion (GéoRisques, 2015)³¹. Ces problèmes d'instabilité dépendent de plusieurs facteurs : nature et composition du sous-sol, profondeur de l'exploitation, technique d'exploitation, etc. Ces phénomènes sont dangereux pour la sécurité des personnes et des biens situés à l'aplomb des cavités, surtout en milieu urbain. Ils constituent une problématique préoccupante pour l'aménagement des territoires qui y sont soumis car leur manifestation fragilise ou détruit les structures porteuses du bâti, rendant parfois les bâtiments affectés inutilisables (voir Figure 9). Leur dangerosité est décuplée par le fait que ce sont des phénomènes rares qui tendent à être oubliés ; l'existence des exploitations minières abandonnées s'estompant progressivement de la mémoire collective au fil du temps. A titre d'exemple, le bassin ferrifère lorrain compte 11 000 ha de cavités souterraines minières dont 1 800 se situent sous des zones urbanisées (LCPC, 2004) rendant cette région sensible aux mouvements de terrain. Plusieurs effondrements marquants s'y sont d'ailleurs produits ces dernières années à Auboué (1996), Moutiers (1997), Moyeuve-Grande (1998), Montois-la-Montagne (1998) et Roncourt (1999). Face à cette situation, le besoin de prendre des décisions de gestion adaptées mais surtout durables se fait de plus en plus pressant.



Source : <http://www.var.gouv.fr/le-risque-mouvements-de-terrain-les-pprmt-dans-le-a1992.html>

Figure 9 Schéma illustrant la manifestation en surface d'un phénomène d'effondrement

– **Enjeux** : ensemble des éléments d'un territoire (personnes, logements, entreprises, magasins, bâtiments industriels, bâtiments nécessaires à la gestion de crise, réseaux de communication et d'assainissement, écoles, parcs, etc.) susceptibles d'être affectés par un phénomène donné et de subir des préjudices (Leone *et al.*, 2010). Ils sont souvent

³⁰ Les affaissements sont des phénomènes lents et progressifs pouvant durer plusieurs décennies à l'inverse des effondrements qui sont des événements brutaux résultant de la rupture du toit des cavités.

³¹ www.georisques.gouv.fr (dernier accès le 01 juillet 2015)

caractérisés par leur importance (nombre, nature, fonction, valeur monétaire ou non monétaire, etc.) et leur vulnérabilité.

– **Vulnérabilité** : propension d'un enjeu à être endommagé, voire détruit, sous l'effet d'un aléa (Gleyze et Reghezza, 2007), combinée à l'intensité possible de cet endommagement. La vulnérabilité rend compte du niveau de sensibilité des enjeux, pris individuellement ou collectivement, face à l'aléa : c'est un des déterminants de la gravité des conséquences négatives du phénomène redouté sur les enjeux. Plus un enjeu est vulnérable à un aléa donné, plus le risque engendré par son exposition à l'aléa est grand. Elle caractérise aussi bien des enjeux matériels qu'immatériels. La vulnérabilité de chaque enjeu dépend de ses caractéristiques intrinsèques (nature, caractéristiques techniques, réactivité face à l'aléa, etc.), de son exposition à l'aléa (fonction de sa localisation spatiale exposition), des caractéristiques de l'aléa et des mesures mises en œuvre pour limiter les impacts dommageables de l'aléa. En effet, Pour Meur-Férec *et al.*, (2006), la vulnérabilité est liée non seulement à des facteurs conjoncturels (aléas), mais aussi à des facteurs structurels (contexte socio-économique, culturel, fonctionnel, institutionnel). Elle peut donc être analysée sous différentes perspectives : physique, sociale, politique, institutionnelle, technologique, idéologique, culturelle, éducative, environnementale, etc. La vulnérabilité d'un système n'est pas figée ; elle est évolutive dans le temps.

Appliquée au territoire, la notion de vulnérabilité se base sur l'idée selon laquelle :

« il existe, au sein de tout territoire, des éléments localisables susceptibles d'engendrer et de diffuser leur vulnérabilité à l'ensemble d'un territoire, provoquant des effets qui peuvent perturber, compromettre, voire interrompre son fonctionnement et son développement » (D'Ercole et Metzger, 2009).

Comme l'affirme Becerra, (2012), la vulnérabilité territoriale englobe plusieurs vulnérabilités sectorielles : structurelle ou physique, économique, environnementale, sociale et institutionnelle. Ces vulnérabilités traduisent respectivement la sensibilité aux aléas des bâtiments, du tissu économique, du patrimoine naturel, de la population et de l'organisation fonctionnelle du territoire. La vulnérabilité d'un territoire est d'autant plus grande que les alternatives à son fonctionnement sont limitées. A titre d'exemple une commune ayant une seule installation d'adduction en eau potable est plus vulnérable à la défaillance de cette installation que si elle en avait plusieurs.

– **Résilience** : capacité d'un système à absorber une perturbation et à récupérer ses fonctions à la suite de cette perturbation (Lhomme *et al.*, 2010). Plus précisément il s'agit de l'aptitude du territoire à minimiser les dommages induits par l'occurrence d'un aléa, à maintenir son fonctionnement pendant et après cette occurrence malgré la perturbation de certaines composantes du système territorial et à reconstruire ses fonctions impactées ou à les adapter de manière à retrouver un état d'équilibre qui peut, toutefois, différer de l'équilibre antérieur (Cenci *et al.*, 2014).

Vulnérabilité et résilience sont deux concepts nouveaux de plus en plus mobilisés et qui s'imposent comme des notions majeures dans le domaine de la gestion des risques (Barroca *et al.*, 2013). Elles sont fortement liées et complémentaires mais elles ne sont pas

substituables. La vulnérabilité d'un système sera d'autant plus faible que sa résilience sera grande :

« plus un système est résilient et plus importante est la perturbation qu'il peut absorber sans basculer vers un état différent » (Woloszyn et Quenault, 2013).

Toutefois, cette complémentarité n'est pas aussi simple car un système ayant une vulnérabilité élevée peut être résilient à condition que les ressources nécessaires soient disponibles (Vale et Campanella, 2005). De même, la diminution de la vulnérabilité n'aboutit pas nécessairement à l'amélioration de la résilience.

– **Dommmages** : effets nocifs de l'aléa sur les enjeux provoqués par la réalisation du risque (Messner *et al.*, 2007). Ils peuvent être directs/indirects, immédiats/différés, tangibles/intangibles et internes/externes à la zone impactée par l'aléa (pour plus de détails voir § 4.1). La manière la plus courante d'évaluer les risques liés à un aléa consiste à estimer les dommages potentiels (nombre de personnes touchées, coûts des dégâts induits, pertes psychologiques, etc.) que celui-ci peut engendrer.

– **Catastrophe** : déstabilisation d'un territoire suite à un choc ou un bouleversement qui résulte de la matérialisation d'un risque³² à fort pouvoir de destruction si bien que le seuil de dommages acceptable par la société ou la capacité de réponse du territoire est dépassé(e) (Quenault, 2014). Elle induit généralement une interruption du fonctionnement du territoire en rompant les équilibres naturels entre les composantes du territoire ainsi que des dommages que celui-ci ne peut surmonter uniquement avec ses propres ressources.

1.4.2 La ville : un territoire complexe

La ville est une entité politique et économique délimitée par un découpage administratif. La définition de la ville est moins simple qu'il ne paraît car la ville peut être perçue de différentes manières. Pour Paulet (2009), une ville peut être définie comme une zone géographique relativement peuplée, dotée d'équipements collectifs variés, dans laquelle se concentre la plupart des activités humaines.

Classiquement, trois caractéristiques complémentaires sont utilisées pour définir une ville : sa délimitation administrative, sa taille et ses fonctions. La définition de la ville par rapport à la taille renvoie au nombre d'habitants³³. La notion de ville, au regard de cette considération, est variable d'un pays à l'autre si bien que selon l'ONU³⁴ il en existerait presque autant de définitions que de pays dans le monde. Aussi, peut être considéré comme ville tout territoire ayant 200 (Danemark), 20 000 (valeur onusienne) ou 50 000 (Japon) habitants. En France, l'INSEE³⁵ fonde la définition de la ville sur le principe de la continuité de l'habitat et sur un critère de population minimale (Le Féon, 2014). La notion d'unité urbaine ville désigne alors toute commune ou ensemble de communes ayant une continuité de bâti (soit une coupure

³² Catastrophe et risque sont deux notions qu'il ne faut pas confondre : la catastrophe est un évènement réel mais le risque n'est pas réel. Toute réalisation d'un risque ne conduit pas forcément à une catastrophe.

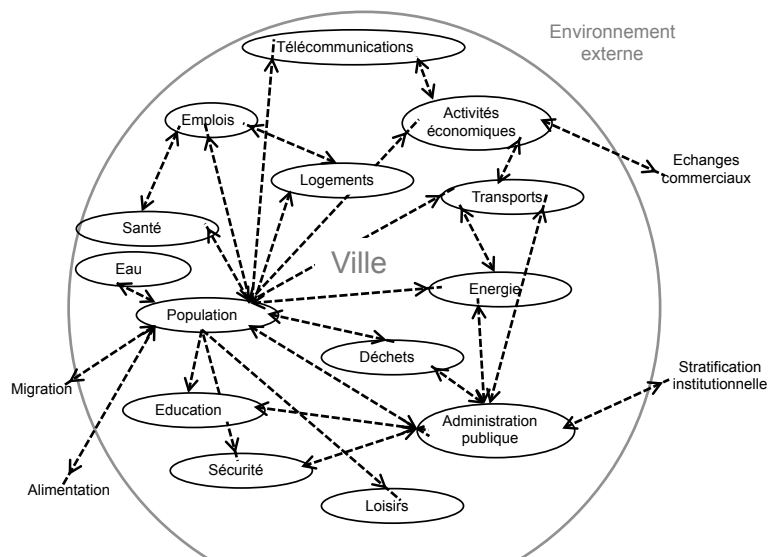
³³ La ville est un regroupement de populations différenciées (âge, genre, statut social, etc.) et de divers acteurs (citoyens, élus, commerçants, décideurs, etc.) avec une capacité à cohabiter ensemble en dépit des inégalités et des différences en termes de besoins et d'objectifs.

³⁴ Organisation des Nations Unies

³⁵ Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

inférieure à 200 mètres entre deux constructions) et une population d'au moins 2 000 habitants (INSEE, 2015)³⁶. Les travaux de cette thèse adhèrent à cette définition de l'INSEE et le champ d'étude retenu est l'unité urbaine constituée d'une seule commune ; cette dernière étant l'entité territoriale la plus simple rattachée à la définition de l'INSEE.

La ville est une entité géographique composée d'un grand nombre d'éléments constitutifs (habitat, commerce, industrie, éducation, politique, culture, etc.) dotés chacun d'une logique de fonctionnement, d'une spatialité et d'une temporalité d'évolution propres³⁷ (Cucu Graindorge, 2012). Comme l'illustre la Figure 10, les composantes d'une ville entretiennent de manière naturelle des interactions multiples entre elles et avec leur environnement dans un état global d'équilibre. La multiplicité et la dynamique de ces interactions font de la ville un objet spatial multidimensionnel (physique, écologique, social) et complexe (Levy et Lussault, 2003). De ce fait, la ville est un système dont la structure, la complexité, l'évolution³⁸ et le comportement sont difficiles à analyser.



Loin d'être exhaustive, cette figure illustre quelques-unes des multiples interconnexions entre les composantes du système urbain et des interactions qu'il peut avoir avec son environnement externe

Source : Auteur

Figure 10 Schéma générique des interactions possibles au sein d'un système urbain

La ville se caractérise aussi par de multiples fonctions parfois aussi complexes qu'elle. Selon la nature de la fonction dominante, une ville peut être qualifiée de politique (accueil du pouvoir administratif), sociale (lieu de résidence), économique (accueil d'entreprises et des ressources nécessaires à leur fonctionnement), intellectuelle (regroupement de structures d'éducation et de formation), touristique et culturelle, religieuse, etc. La ville est un lieu de

³⁶ Définition disponible à l'URL : <http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/unite-urbaine.htm> (dernier accès le 11 juillet 2014)

³⁷ Les composantes du système urbain ont des temporalités diverses : quotidienne, annuelle, générationnelle, séculaire, etc. Par exemple, la temporalité de l'évolution est de l'ordre du court terme pour des aspects liés à la population et du long terme pour les réseaux.

³⁸ La ville est en constante évolution à travers la modification de sa morphologie, les échanges commerciaux, la composition et les modes de vie de ses habitants, les besoins sécuritaires croissants.

vie conçu et construit par l'homme pour le rendre plus « *habitable* » (Toussaint et Vareilles, 2013) ; il s'agit d'un espace artificialisé contrairement au milieu rural. Les villes sont souvent situées dans des endroits stratégiques³⁹ (Richard et Laclemece, 2013) qui leur procurent une certaine attractivité, économique ou résidentielle, et qui en même temps constituent des éléments de vulnérabilité aux risques.

Attractive par les diverses fonctions qu'elle exerce, la ville contemporaine connaît de multiples problèmes souvent difficilement maîtrisables. En effet, bien qu'étant différentes les unes des autres par leur morphologie et leurs caractéristiques socio-économiques, les villes doivent faire face au quotidien à des problématiques territoriales identiques parmi lesquelles : l'aménagement du territoire, le logement, l'emploi, l'eau, les déchets, l'énergie, la qualité de l'air, le bruit, les transports, la sécurité, etc. Ces problèmes peuvent avoir des conséquences significatives sur tout le fonctionnement de la ville en compromettant l'équilibre entre ses composantes économiques, sociales, environnementales et politiques.

Compte tenu de la complexité de la ville, toute politique de gestion des problématiques urbaines requiert une vision systémique de la ville. Une telle vision permet d'appréhender l'influence potentielle d'une mesure de gestion sur l'équilibre du système urbain : une vision systémique de la ville garantit une gouvernance optimisée. La vision systémique de la ville introduit en effet une approche holistique (au croisement des sciences de l'ingénieur, des sciences économiques, des sciences de l'environnement, des sciences humaines et sociales). Intégrer le fonctionnement du système urbain dans les réponses à apporter aux diverses problématiques nécessite donc d'adopter une réflexion multidisciplinaire ; ce qui est en accord avec la logique d'un développement durable de la ville.

A l'échelle de la ville, la durabilité suppose la mise en place de modes de développement susceptibles d'éviter l'apparition de nouvelles vulnérabilités et inégalités sociales et/ou économiques ou l'aggravation des vulnérabilités et inégalités existantes. La durabilité urbaine passe par la recherche d'un équilibre entre des principes urbanistiques (aménagement du territoire), économiques, sociaux, environnementaux et de gouvernance démocratique. Elle se construit sur le long terme à travers les politiques qui orientent cette recherche d'équilibre et les dynamiques territoriales qu'elles impliquent. La durabilité urbaine s'appréhende aujourd'hui, entre autres, sous le prisme de la gestion durable des problématiques urbaines dont l'une des non moindres est la gestion des risques.

1.4.3 De l'importance des risques d'origine naturelle en milieu urbain

La problématique de la gestion des risques d'origine naturelle dépend du contexte. D'une part, les risques sont plus importants en milieu urbain que rural et ils sont variables d'une ville à l'autre ; chaque ville ayant un niveau de vulnérabilité propre. Contrairement à la campagne, la ville est caractérisée par une plus ou moins grande hétérogénéité de ses espaces, la composition sociale de la population, la densité, la qualité des logements, la répartition spatiale des aléas, etc. (Aschan-Leygonie et Baudet-Michel, 2011). L'hétérogénéité et la complexité de la ville font d'elle un milieu d'étude intéressant.

³⁹ Les villes se construisent généralement à proximité des réseaux de communication : grands axes routiers et ferroviaires, cours d'eau navigable, etc.

L'échelle de la ville a donc été jugée pertinente pour aborder les questions de gestion des risques d'origine naturelle afin d'appréhender au mieux la complexité de la problématique.

La prise en compte des risques, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, est une préoccupation grandissante au sein des villes. Relever le défi de la gestion des risques impose de prendre des décisions pertinentes et aptes à réduire voire annuler leurs effets néfastes sur la population, les activités économiques et l'environnement. La question se pose particulièrement à l'échelle des villes. L'intérêt porté à la gestion des risques urbains se justifie par le fait que les villes concentrent de nombreux enjeux économiques, politiques, écologiques, sociaux et logistiques ; ce qui augmente fortement leur sensibilité aux risques et l'ampleur des dommages induits par ceux-ci y est davantage importante (Metzger et D'Ercole, 2011).

Au cours de ces dernières années, les villes sont devenues extrêmement vulnérables aux risques d'origine naturelle (Hansson *et al.*, 2008). L'urbanisation accentue l'exposition des personnes et de leurs biens aux aléas entraînant ainsi une tendance à la progression du nombre d'évènements catastrophiques et de leurs dommages tant à l'échelle mondiale que nationale. Plusieurs catastrophes naturelles marquantes ont été enregistrées depuis le début du 21^{ème} siècle à travers le monde. A l'exception de quelques-unes d'entre elles (à l'instar de celle induite par le séisme suivi de tsunami dans plusieurs d'Asie du Sud en 2014), elles se sont produites pour une large part en ville.

En outre, depuis 2007 plus de la moitié des habitants de la planète vivent en ville. Selon l'ONU, 54 % de la population mondiale était urbaine en 2014 (ONU, 2014). Comme l'illustre la Figure 11, les prévisionnistes de l'ONU que les citoyens seraient près de 66 % en 2050. Cette croissance de la population urbaine pourrait engendrer une amplification des problématiques urbaines actuelles. Les défis à relever par les villes à cet horizon temporel sont donc de taille.

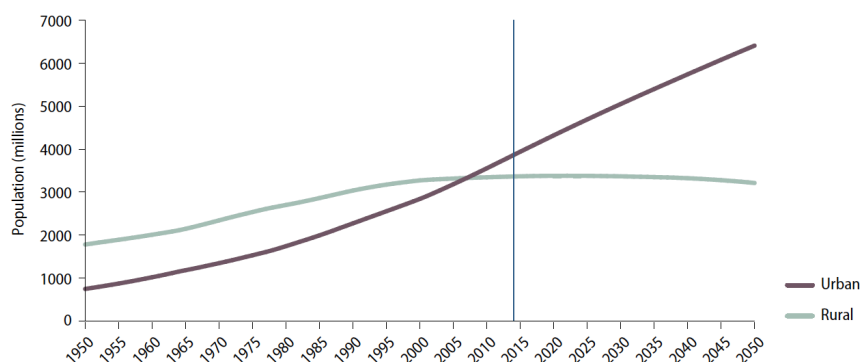


Figure 11 Evolution des populations urbaines et rurales de 1950 à 2050 dans le monde (ONU, 2014)

Divers facteurs expliquent la vulnérabilité⁴⁰ des espaces urbanisés et des sociétés urbaines aux risques d'origine naturelle et l'accentuation attendue des dommages :

⁴⁰ Le degré de vulnérabilité d'une ville est contextuel ; elle dépend de facteurs humains, socio-économiques et institutionnels ainsi que des ressources dédiées à la gestion des risques sur le territoire.

– En plus de la concentration des enjeux, on observe généralement un différentiel de valeur entre les enjeux exposés aux risques en milieux urbain et rural. Le niveau de vie plus élevé en ville fait que des enjeux identiques ont une plus forte valeur s'ils sont implantés en ville plutôt qu'à la campagne. Ce qui implique *de facto* un coût plus élevé des dommages induits par les risques urbains.

– La croissance continue de la population urbaine se traduit par un étalement et une densification concomitants des espaces urbains (D'Ercole *et al.*, 2009). D'une part, l'étalement contribue à la fragilisation des villes vis-à-vis des risques : pour accueillir les nouveaux citadins, issus de la croissance de la population urbaine, les villes ont besoin de transformer plus d'espace pour l'implantation des logements et activités. Cela induit une modification voire une altération du milieu naturel et peut parfois entraîner un encombrement artificiel des espaces habituels de manifestation des aléas naturels (terrains en pente, zones inondables, sismiques, etc.). D'autre part, la densification ouvre la voie à une ségrégation socio-spatiale observée lorsque les résidences et les lieux d'activités des citadins les moins nantis sont concentrés dans des zones d'aléas augmentant d'autant leur vulnérabilité aux risques et aggravant les dommages aux personnes et à leurs biens.

– La dynamique de l'évolution des villes est si rapide qu'il est difficile de penser la ville *a priori*. De fait, les pouvoirs publics peinent souvent à suivre et à projeter les transformations du système urbain. Ils ont davantage une attitude réactive que proactive en ce sens que la plupart de leurs décisions sont des ripostes aux problématiques apparues suite aux modifications du système urbain (Toussaint et Vareilles, 2013). Le constat général est que les politiques publiques de gestion des risques sont le plus souvent relancées ou réorientées au gré des événements marquants et de la demande sociale de sécurité (Vinet, 2007).

– Compte tenu de la difficulté à analyser les risques urbains, les décisions de gestion sont prises sans nécessairement maîtriser l'ensemble des phénomènes en jeu. Une connaissance insuffisante des risques peut aboutir à des réponses qui ne sont pas forcément adaptées. De plus, les interdépendances sans cesse plus fortes entre les composantes du système urbain peuvent l'exposer à des « *effets en cascade* » ou « *effets domino* »⁴¹ qui amplifient les dommages (Dutozia, 2013).

– L'hétérogénéité des acteurs impliqués dans la gouvernance des risques urbains, caractérisée par un fonctionnement multi-échelle⁴², complexifie la gestion desdits risques. De nombreux acteurs publics et privés (élus, citoyens, entreprises, associations, etc.) sont concernés par la problématique des risques. Cette multiplicité d'acteurs peut se révéler problématique car ils ont des responsabilités (voir Tableau 2), des poids, des représentations du risque, des préoccupations et des attentes très diversifiés (Lhomme, 2012). La gouvernance des risques doit faire face à des difficultés comme la mobilisation de tous les acteurs, la prise en compte de nombreuses préoccupations souvent très hétérogènes, une

⁴¹ La réalisation d'un risque peut déclencher la réalisation d'un autre risque. Cela peut avoir comme conséquence une multiplicité de trajectoires possibles de la diffusion spatiale des impacts d'un risque mais dans la réalité l'approche classique d'analyse des risques tient rarement compte des effets domino.

⁴² Articulation entre un ensemble d'acteurs ayant des niveaux d'action différents. La pluralité des acteurs démultiplie les échanges lors de la prise de décision.

décentralisation⁴³ (transfert des compétences, disponibilité des ressources, etc.) parfois insuffisante, l'emboîtement des échelles administratives lorsque les territoires exposés ne correspondent pas forcément aux échelles administratives de gestion des risques, etc.

Tableau 2 Exemples de responsabilités des acteurs de la gestion des risques en France

Types d'acteur	Responsabilités
Citoyens / Entreprises	Protection de ses biens Participation à la réduction de la vulnérabilité collective
Associations communautaires	Solidarité et assistance aux sinistrés : soutien moral, logistique et matériel Actions d'information et de sensibilisation (sorties pédagogiques, etc.) Interpellation des pouvoirs publics afin de faire évoluer les politiques de gestion
Communes	Connaissance des aléas présents sur le territoire et du degré de vulnérabilité des composantes du territoire Estimation des dommages potentiels des risques répertoriés Mise en œuvre des mesures de prévention des risques Coordination locale des opérations en cas de survenance de risques Information et sensibilisation des citoyens Mobilisation des ressources nécessaires Mise en place d'une veille réglementaire pertinente Evaluation des dommages post-catastrophes
Intercommunalités	Mutualisation des ressources Recherche d'une cohérence des politiques territoriales de gestion Sensibilisation et formation des élus
Etat	Financement des mesures de gestion et de la recherche Contrôle du respect de la réglementation Organisation des secours de grande envergure Aménagement des protections collectives de grande envergure Elaboration des politiques nationales de gestion des risques Eveil de la conscience collective du risque (programmes de formation) Alerte aux communes Coordination de la gestion des crises Reconnaissance de l'état de catastrophe naturelle (CATNAT) suite à un sinistre Evaluation des dommages post-catastrophes Analyses post-catastrophes pour des retours d'expérience
Compagnies d'assurances	Indemnisation des sinistrés après la reconnaissance de l'état de CATNAT
Médias	Information du public par la transmission d'une information transparente Diffusion des alertes sur injonction des autorités locales
Instances juridiques	Formalisation des outils réglementaires
Chercheurs	Elaboration d'outils (indicateurs de vulnérabilité, indicateurs de résilience, technologies d'observation des phénomènes, cartographies, etc.)

Source : Inspiré des travaux du Conseil de l'Europe (2005), Duarte-Colardelle (2006) et Vinet (2007)

⁴³ Dans de nombreux pays, la décentralisation des pouvoirs publics exige que les compétences et capacités des collectivités locales soient améliorées pour qu'elles puissent mettre en œuvre le développement durable sur leurs territoires

– Les comportements sociaux face aux risques sont dictés par la perception qu'en ont les citoyens. Les mouvements migratoires au sein de la ville peuvent engendrer une perte de la mémoire collective aboutissant à des attitudes et des modes de vie qui ne tiennent plus compte des risques. On peut alors constater : un déni du risque, une délégation de la gestion des risques aux pouvoirs publics car les citoyens pensent que leur sécurité et celle de leurs biens relèvent du devoir régalién de l'Etat, un refus d'être évacué ou délogé de son logement bien qu'il se trouve en zone à risques, etc.

Ces raisons, bien que non exhaustives, démontrent la complexité des risques urbains. Il s'agit donc d'une problématique multi-paramètres qui implique de multiples acteurs, enjeux, échelles de gouvernance, territoires administratifs, dispositifs techniques de réponse, disciplines, etc. Au vu de la complexité de cette problématique, axer la gestion des risques urbains sur un seul critère apparaît insuffisant dans le contexte où les systèmes urbains doivent se positionner sur une trajectoire de développement durable. Il est alors pertinent d'orienter les approches de gestion vers une logique systémique qui permette de prendre en compte de façon simultanée plusieurs critères, gage d'une gestion durable des risques d'origine naturelle en milieu urbain.

1.5 La gestion des risques d'origine naturelle en France

La répétitivité des catastrophes naturelles et l'ampleur sans cesse grandissante de leurs dommages incitent à continuer la recherche de moyens d'actions pour limiter ces dommages. En effet, bien que le « *risque zéro* » soit une utopie, il existe cependant des solutions permettant d'amoindrir le risque et par conséquent, de préserver les populations, leurs biens et leurs milieux de vie. La gestion des risques se définit ainsi comme l'ensemble des moyens déployés pour réduire les conséquences d'un aléa (Vinet, 2007).

En fonction du positionnement temporel de ces moyens par rapport à l'occurrence du phénomène aléatoire, gérer les risques consiste alors à les identifier, les évaluer, les prévenir, s'en protéger, en limiter les impacts négatifs, à y répondre et s'en remettre lorsqu'ils se produisent (Peltier, 2005). La gestion des risques et des catastrophes potentiellement subséquentes a donc trois temporalités différentes : avant (prévention), pendant (réaction) et après (sortie de crise et enseignement) la survenue du phénomène. Les travaux de cette thèse concernent essentiellement les stratégies de gestion inscrites dans la logique d'une gestion préventive. Ils peuvent néanmoins s'appliquer aux stratégies envisagées pendant et après la survenue du risque.

1.5.1 Approche française de prévention des risques

Selon Chance et Noury (2011), le processus global de gestion des risques d'origine naturelle en France peut être schématisé sous la forme d'un cycle constitué d'étapes génériques et chronologiques qui sont, bien souvent, plus ou moins chevauchantes (Figure 12). La prévention, premier maillon de ce cycle, regroupe l'ensemble des dispositions mises en œuvre en amont de la réalisation du risque en vue de l'éliminer et/ou d'en réduire les conséquences économiques, sociales et environnementales. Elle constitue de ce fait une

phase très importante du processus de gestion. Son importance se fait de plus en plus évidente au regard de l'ampleur des dommages qui résultent des catastrophes naturelles.

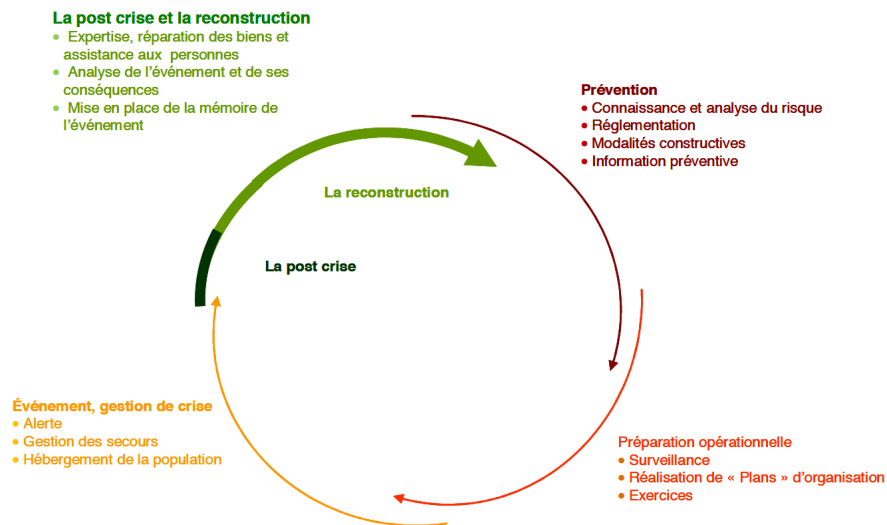


Figure 12 Phases de l'approche française de gestion des risques d'origine naturelle (Chance et Noury, 2011)

La politique française de prévention des risques est basée sur les grands axes suivants :

– **Connaissance du risque** : elle constitue un préalable essentiel à la prévention car, à l'évidence, on ne peut gérer que ce que l'on connaît. La connaissance approfondie du risque permet de mieux appréhender l'ampleur de ses dommages et par conséquent, de déployer des mécanismes de prévention appropriés compte tenu de la vulnérabilité du site impacté (Sanseverino-Godfrin, 1996). La connaissance du risque passe par une évaluation des différents types de dommages que sa réalisation peut potentiellement induire car c'est l'ampleur de ceux-ci qui détermine le degré de sinistralité du risque. Elle peut être acquise à partir de données historiques sur les risques vécus par la société mais surtout grâce à la modélisation qui est la pratique la plus courante aujourd'hui (Eleutério *et al.*, 2009).

La modélisation du risque repose sur une démarche générique qui combine des informations relatives à l'aléa et aux enjeux pour les convertir en dommages à l'aide d'un modèle mathématique. La première étape de l'évaluation d'un risque donné sur un territoire consiste à étudier et simuler le phénomène associé pour en déterminer les caractéristiques (intensité, étendue géographique, etc.) et établir la cartographie de l'aléa. L'étape suivante consiste à caractériser les enjeux situés dans l'enveloppe géographique de l'aléa (typologie, exposition, sensibilité, valeur, magnitude de l'aléa subi, etc.) et à générer la carte des enjeux qui représente la répartition géographique des enjeux exposés. Enfin la carte d'aléa est superposée à la carte des enjeux en vue de déterminer la sinistralité et la localisation des risques sur le territoire en vue d'avoir une vision globale de la répartition des risques sur le territoire. La confrontation entre la carte d'aléa et la carte des enjeux aboutit à la carte de zonage du Plan de Prévention des Risques (PPR) liés à l'aléa étudié (voir Figure 13).



Source : Direction Départementale des Territoires et de la Mer du Nord⁴⁴ (2015)

Figure 13 Exemple illustratif de cartes d'aléa, d'enjeux et de zonage du risque lié à une inondation par débordement de cours d'eau

Les textes régissant les PPR prévoient l'élaboration d'une carte de zonage qui consiste en une délimitation des zones à risques sur une commune donnée en fonction du niveau de risque (croisement entre niveau d'aléa et enjeux) auquel elles sont potentiellement exposées. Des prescriptions différentes sont imposées par ces textes pour chacune des zones définies et correspondent à des objectifs généraux de prévention en fonction du niveau de risque. Ces derniers comprennent, entre autres, l'interdiction de nouvelles implantations d'habitations et de biens dans les zones les plus exposées, la fixation de conditions sous réserve du respect desquelles de nouvelles constructions pourraient être acceptées si le niveau de risque le permet, l'amélioration de la pérennité des biens et activités existants par des mesures spécifiques de protection, etc.

Dès lors, les paramètres de l'aléa et de la vulnérabilité des enjeux sont croisés grâce à des modèles pour une estimation *ex ante* des dommages liés au risque étudié. L'estimation des dommages est un élément décisif de la prise de décision relative aux stratégies⁴⁵ concrètes

⁴⁴ http://www.lillemetropole.fr/files/live/sites/lmdu/files/images/ACTUALITES/AMENAGEMENT/0415_plaquette%20d'info.pdf (dernier accès le 20 juillet 2015)

⁴⁵ Il existe plusieurs définitions de ce terme. Dans sa définition la plus générale, une stratégie est un ensemble d'actions coordonnées mise en œuvre en vue d'atteindre un objectif donné. Cette recherche adhère à la définition suivante :

de mise en œuvre des objectifs généraux de prévention. Le chapitre 4 donne de plus amples détails sur l'estimation des dommages liés aux inondations et sur l'élaboration d'un outil destiné à formaliser la prise en compte des incertitudes relatives à cette estimation.

– **Surveillance des phénomènes et prévision de leur manifestation** : en vue d'anticiper les phénomènes grâce à des dispositifs dédiés, d'alerter les populations à temps et, le cas échéant, de les évacuer bien que certains phénomènes soient difficiles à prévoir et donc plus délicats à traiter en terme d'alerte.

– **Information préventive et éducation des populations sur le risque encouru** : dans l'objectif de développer une certaine culture du risque chez les citoyens, notamment grâce à des campagnes de sensibilisation.

– **Prise en compte du risque dans l'aménagement territorial** : afin d'éviter d'augmenter les enjeux dans les zones à risque en maîtrisant la planification spatiale des activités humaines et de diminuer la vulnérabilité des zones déjà urbanisées par la sécurisation des projets d'aménagement qui y sont déployés.

– **Mitigation des dommages potentiels** : dont l'objectif est d'atténuer les conséquences dommageables induites par le risque. Elle implique de réduire soit l'intensité de l'aléa⁴⁶ lorsque c'est possible, soit la vulnérabilité des enjeux ou encore les deux simultanément en fonction du contexte. La mitigation relève aussi bien des pouvoirs publics que des citoyens ; ces derniers devant entreprendre personnellement des actions de réduction de la vulnérabilité de leurs propres biens.

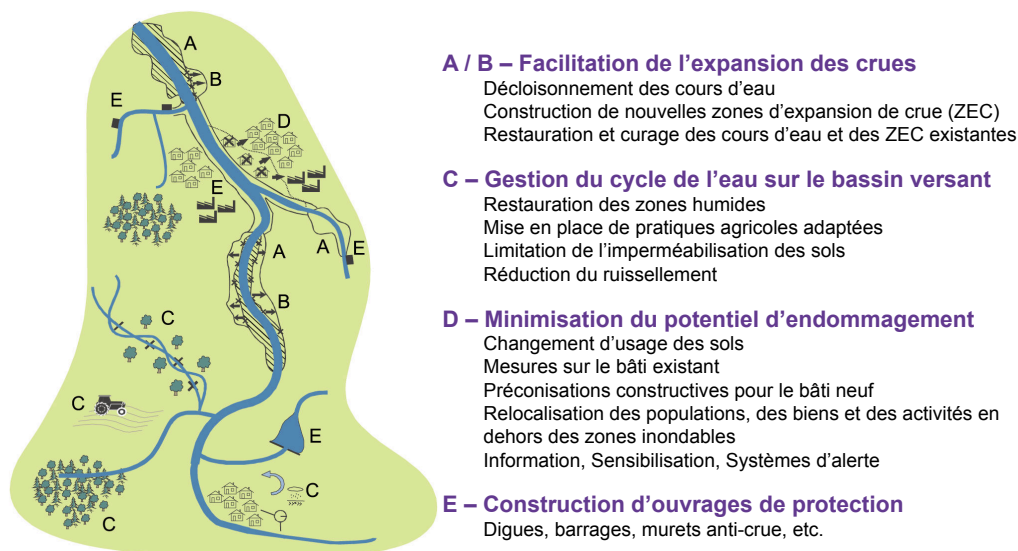
Il existe un large éventail de mesures de mitigation qui peuvent être de nature structurelle ou non structurelle (UNISDR⁴⁷, 2009). Elles sont dites structurelles lorsqu'il s'agit de dispositifs physiques issus des techniques d'ingénierie visant à contrôler ou à résister à l'aléa (barrages, filets pare-avalanches, constructions parasismiques, enrochements de stabilisation de versants, etc.). *A contrario* toutes les mesures qui ne relèvent pas du génie civil mais plutôt de démarches basées sur les connaissances, pratiques et comportements sont non structurelles. Ces mesures consistent, par exemple, en des dispositions réglementaires de contrôle de l'occupation des sols, des politiques de sensibilisation (pose de repères de crue, etc.) et de concertation de la population, des dispositions financières et fiscales d'incitation des acteurs (assurances, etc.), un renforcement des compétences et capacités d'action des acteurs (entraînement à la détection des signes précurseurs d'un aléa donné, etc.), des inspections régulières de l'état des enjeux en zone à risques, des politiques de recherche et développement en matière d'amélioration des connaissances sur le risque, etc. A titre illustratif, la Figure 14 présente une liste non exhaustive de mesures de mitigation des risques liés aux inondations.

« ensemble cohérent de décisions que se propose de prendre un agent assumant des responsabilités, face aux diverses éventualités qu'il est conduit à envisager, tant du fait des circonstances extérieures qu'en vertu d'hypothèses portant sur le comportement d'autres agents intéressés par de telles décisions » (Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales, CNRTL), disponible à l'URL : <http://www.cnrtl.fr/definition/strategie> (dernier accès : 19 septembre 2013).

Par la suite, les termes « décision », « projet » et « stratégie » sont employés de façon générique dans cette thèse pour désigner toute option de gestion basée sur une ou plusieurs mesures données.

⁴⁶ Certains aléas (inondations, coulées de boue, avalanches, etc.) peuvent s'y prêter et d'autres pas (séismes).

⁴⁷ Bureau des Nations-Unies pour la réduction des risques de catastrophes (United Nations Office for Disaster Risk Reduction)



Source : Inspiré de Hooier *et al.* (2002), Vinet (2007), Franzi (2012)

Figure 14 Quelques mesures de gestion préventive des risques liés aux inondations sur un bassin versant

– **Préparation ou anticipation de la crise** : elle consiste à anticiper les ressources et le fonctionnement opérationnel à déployer en cas de sinistre car quelles que soient les mesures préventives mises en place, le risque peut survenir. Il s'agit donc de la planification d'un ensemble de dispositions visant à garantir que les différentes composantes du système territorial, les procédures ainsi que les ressources nécessaires pour faire face à la réalisation du risque soient en place afin de venir rapidement en aide aux personnes touchées ; et ceci en utilisant dans la mesure du possible tous les mécanismes existants (systèmes d'alerte précoce, plans d'urgence, formation, sensibilisation, etc.). La qualité de la préparation ne peut être évaluée qu'au moment où les dispositifs mis en place ont fait leur preuve durant une crise réelle.

– **Retour d'expérience** : action post crise visant à faire une analyse rétrospective de l'évènement et de ses conséquences. Il permet de mieux comprendre les phénomènes en jeu, d'évaluer *a posteriori* l'efficacité des mesures de mitigation mises en œuvre, de tirer des enseignements pour la gestion de la crise et de prendre des dispositions pour une meilleure gestion du risque en adoptant de nouvelles orientations de gestion des risques.

1.5.2 Aspects règlementaires de la gestion des risques en France

En France, la gestion des risques demeure une des compétences régaliennes. L'Etat définit le cadre général de la gestion des risques en élaborant les politiques nationales de gestion. Les communes, échelle administrative de la gestion quotidienne des risques, sont chargées de concrétiser de façon opérationnelle les politiques sur le territoire (Peltier, 2005). Par conséquent la gestion des risques est une mission dévolue au maire de chaque commune.

Le maire, en vertu de ses pouvoirs de police générale, a la responsabilité de la sécurité de la population et de ses biens. Il est légalement tenu de :

« prévenir, par des précautions convenables, et de faire cesser, par la distribution des secours nécessaires, les accidents et les fléaux calamiteux ainsi que les pollutions de toute nature, tels que les incendies, les inondations, les ruptures de digues, les éboulements de terre ou de rochers, les avalanches ou autres accidents naturels, les maladies épidémiques ou contagieuses, les épizooties, de pourvoir d'urgence à toutes les mesures d'assistance et de secours et, s'il y a lieu, de provoquer l'intervention de l'administration supérieure » (Code Général des Collectivités Territoriales⁴⁸).

Pour accomplir sa mission le maire dispose de plusieurs dispositifs règlementaires (Meraux-Nétilard, 2013) :

– *Connaissance du risque* : il se doit de connaître⁴⁹ les risques auxquels est exposée sa commune en s'informant et en faisant faire des études d'aléa, de vulnérabilité des enjeux afin d'évaluer le risque.

– *Surveillance et alerte* : le maire réceptionne, traite et diffuse l'alerte émise par la préfecture. Il assure une vigilance à l'échelle de sa commune en mettant en place des systèmes de surveillance des zones de manifestation des aléas et en accordant une attention particulière aux ouvrages de protection. Il prend des arrêtés municipaux de police (interdiction de circuler, ordre d'évacuation, etc.).

– *Information préventive* : le maire doit élaborer et mettre à la disposition du public le Document d'Information Communal sur les Risques Majeurs (DICRIM) en vue d'informer les populations sur les risques auxquels elles sont soumises, sur les moyens de protection mis en place et les mesures de sauvegarde à adopter pour se protéger de ces risques. Il contrôle la bonne mise en œuvre des prescriptions d'information, d'alerte et d'évacuation. Il assure la signalisation des risques sur la commune (repères de crue).

– *Prise en compte du risque dans l'aménagement territorial* : pour ce faire le maire élabore le Plan Local d'Urbanisme (PLU). Le préfet établit des Plans de Prévention des Risques Naturels prévisibles (PPRN) qui sont prescrits dans la commune. Le maire planifie les orientations urbanistiques en fonction des risques présents sur son territoire et a la responsabilité de les faire respecter (compatibilité des permis de construire ou d'aménager avec le PLU et les PPRN, dispositions constructives, restrictions et servitudes relatives à certaines zones). Il gère l'occupation des sols et peut, si nécessaire, procéder à des mesures de gestion foncière telles que l'acquisition amiable de terrains ou à défaut l'expropriation, la création d'emplacements réservés à des ouvrages d'utilité publique (digues par exemple).

– *Mitigation* : le maire est responsable de la construction et de la gestion des ouvrages communaux de protection du bâti existant.

⁴⁸ Art. L.2212-2 disponible à l'URL :

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?idSectionTA=LEGISCTA000006164555&cidTexte=LEGITEXT000006070633>
(dernier accès : 21 juillet 2015)

⁴⁹ Pour cela il doit se référer à divers documents administratifs opposables ou informatifs (Dossier Départemental sur les Risques Majeurs – DDRM, Porter A Connaissance préfectoral – PAC, Schéma de Cohérence Territoriale – SCOT, Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux – SDAGE, Schémas d'Aménagement et de Gestion de l'Eau – SAGE, Plan de Prévention des Risques Naturels prévisibles – PPRN, etc.) ou à d'autres sources d'informations (historique des arrêtés CATNAT, cartes d'aléa et atlas des zones à risques, études spécifiques et cartographies associées, bases de données, sites internet des collectivités territoriales, plateformes électroniques spécifiques aux risques, etc.).

– *Préparation à la crise* : le maire est responsable de la planification des secours et de la sauvegarde de la population. A l'instar du Plan ORSEC (Organisation de la Réponse de Sécurité Civile) élaboré par le Préfet, il élabore le Plan Communal de Sauvegarde (PCS) qui définit l'organisation et la mobilisation des ressources de la commune pour assurer la protection des citoyens en cas de sinistre. Il doit assurer la formation des acteurs du PCS et organiser des simulations de crise régulières. Il doit veiller à l'élaboration de Plans Particuliers de Mise en Sûreté (PPMS) pour les ménages, les Etablissements Recevant du Public (ERP), les entreprises, etc.

– *Gestion de crise et retour d'expérience* : le maire met en œuvre les dispositions du PCS et dirige les opérations de secours. Il évalue les dommages induits par la crise et introduit si nécessaire le dossier de demande de reconnaissance d'état de catastrophe naturelle (CATNAT) de la commune. Il supervise la reconstruction des bâtiments endommagés et la réhabilitation des fonctions perturbées (assainissement, adduction d'eau potable, etc.) de la commune. Il réoriente la politique de gestion des risques sur le territoire à partir des enseignements tirés du bilan de la gestion de la crise.

Le préfet peut prendre la main de la gestion lorsque le risque concerne plusieurs communes, le plan ORSEC est déclenché, les mesures prises par le maire ne correspondent pas à l'ampleur du risque ou les conséquences du risque dépassent les capacités de réponses de la commune. Dans une telle situation, le maire est tenu d'exécuter les décisions préfectorales.

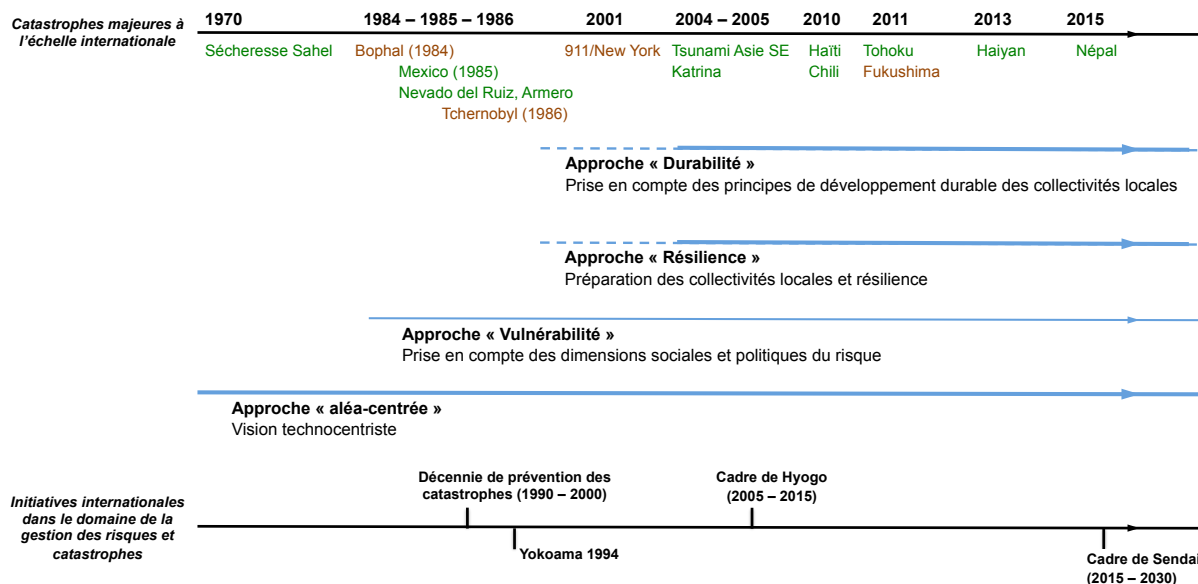
1.6 D'une vision « aléa-centrée » à une vision multiparamétrique : Approches de la gestion des risques et catastrophes d'origine naturelle

La gestion des risques et des catastrophes induites s'articule classiquement autour des éléments de définition du risque : l'aléa et la vulnérabilité des enjeux. D'après Robert (2012), il existe aujourd'hui plusieurs approches de gestion des risques qui se chevauchent et se complètent (Figure 15) dont la plus ancienne est l'approche dite « *aléa-centrée* ».

La pratique historiquement privilégiée et encore actuellement dominante est une gestion axée quasi exclusivement sur l'aléa avec pour objectif de supprimer les effets néfastes du phénomène ou carrément le phénomène. Les fondements de cette vision technocentriste de la gestion des risques peuvent en substance être résumés ainsi : (1) la gestion des catastrophes doit être rationnelle d'où la nécessité de se baser sur une expertise scientifique, (2) les catastrophes naturelles résultent d'un processus physique qu'il faut maîtriser voire éradiquer et (3) le processus physique physique peut (parfois) être maîtrisé par des solutions techniques économiquement justifiées (Reghezza, 2006).

La gestion aléa-centrée des risques se focalise ainsi prioritairement sur le déploiement de solutions techniques dans les zones exposées. Les ingénieurs élaborent des solutions que les décideurs politiques choisissent ou non d'appliquer en fonction des ressources disponibles et des priorités au moment de la prise de décision. Jusqu'à une date récente, cette vision a permis des avancées considérables dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle. En effet, le fait que les aléas aient bénéficié d'une aussi grande attention a permis d'affiner sensiblement la connaissance des phénomènes physiques par l'intermédiaire de

méthodes d'analyse de plus en plus pointues et de logiciels de simulation plus fiables. Cette évolution a notamment contribué à l'élaboration de dispositifs défensifs d'autant plus performants que la connaissance s'améliore ; sans nécessairement parvenir au contrôle des phénomènes qui est souvent irréaliste (Boudières, 2008).



Les catastrophes d'origine naturelle sont en vert et celles d'origine anthropique sont en marron

Source : adapté de Robert (2012)

Figure 15 Historique comparative des catastrophes majeures, des approches de gestion des risques et des grandes initiatives internationales

Cependant, cette approche de gestion présente quelques limites. Premièrement, elle a contribué à entretenir l'utopie du « *risque zéro* » et à engendrer une perte partielle ou totale de la conscience des risques chez les citoyens. De manière générale, les actions de gestion des risques participent à la construction d'un environnement sécurisé pour les populations et peuvent influencer leurs choix de lieux de résidence, d'activités et de loisirs. La mise en place des mesures structurelles aboutit à une raréfaction des aléas à faible périodicité et engendrent une certaine ignorance de l'existence de l'aléa ou un faux sentiment de sécurité chez la population qui, par conséquent, intensifie ses activités dans des zones considérées comme étant « *protégées* » (Brugnot, 2002). Ce phénomène est appelé « *levee effect* » dans le cas de la gestion des inondations (Di Baldassarre *et al.*, 2013). Concrètement, ces zones ne sont plus soumises à des événements fréquents mais demeurent vulnérables à des événements rares dépassant l'efficacité des dispositifs préalablement mis en œuvre.

Deuxièmement, bien que l'approche « *aléa-centrée* » permette généralement de réduire le risque, elle est aussi critiquée pour la tendance à une diminution des performances des dispositifs sur le long terme (Degg, 1998; Mileti, 1999). Le raisonnement adopté dans l'élaboration de la plupart des dispositifs de gestion est statique et ne s'inscrit pas souvent dans une perspective de long terme. L'efficacité de ces dispositifs est alors inévitablement, un jour ou l'autre, dépassée justifiant un renforcement des dispositifs existants voire la

création de nouveaux dispositifs car le risque est en constante évolution et les priorités de gestion à court terme peuvent évoluer considérablement avec le temps.

Troisièmement, elle ne tient que très peu ou pas du tout compte du contexte socio-économique, environnemental et institutionnel des territoires sur lesquels les risques sont traités (Thomi et Reynard, 2009). Or, les risques d'origine naturelle, en tant que problématique collective, dépassent largement la seule dimension de l'aléa. Le constat est que certaines mesures structurelles engendrent des conflits entre les enjeux économiques et sociaux/environnementaux du territoire, n'ont pas réussi à trouver un consensus entre les besoins divergents des acteurs ou encore s'avèrent incompatibles avec les exigences sociales/écologiques. En effet, plusieurs exemples ont montré que les mesures structurelles mises en œuvre sans une information préalable ou une concertation des acteurs concernés pouvaient se révéler inefficaces. Si bien que Luong (2012) affirme qu'elles :

« ... ont ralenti le développement social, culturel et ont favorisé les dégradations environnementales de nos sociétés ».

La combinaison des deux types de mesures est plus que jamais nécessaire car les mesures structurelles à elles seules se sont révélées insuffisantes (InfoResources, 2009). Les processus physiques ne peuvent donc plus être étudiés de manière autonome, mais plutôt en relation avec les activités humaines en vue d'explorer les dimensions « non techniques » du risque. La focalisation exclusive sur l'aléa est problématique à plus d'un titre. C'est pourquoi l'adoption de nouvelles approches s'est avérée nécessaire.

La première alternative, émerge dans les années 70 mais son essor se situe véritablement dans les années 90. Elle est fondée sur la conviction du géographe américain G. H. White selon laquelle les causes des catastrophes naturelles étaient liées aussi bien aux phénomènes physiques qu'à une certaine fragilité de la société à faire face à ces phénomènes (Boudières, 2008). Ce qui amène à considérer les catastrophes naturelles non plus comme le fait uniquement de l'aléa mais comme la résultante de l'aléa et d'une caractéristique intrinsèque à la société : sa vulnérabilité. L'« *approche Vulnérabilité* » tient compte des dimensions sociale et politique du risque en intégrant la propension de la société à subir les dommages tant matériels qu'immatériels induits par le risque. La vulnérabilité devient, tout comme l'aléa, objet d'action dans les politiques de gestion : il s'agit alors de tenter de la réduire.

L'« *approche Vulnérabilité* » va peu à peu subir des mutations conjoncturelles. Ainsi, face aux grandes catastrophes qui vont marquer la fin du 20^{ème} et le début du 21^{ème} siècle, il est clairement avéré que le « *risque zéro* » est une utopie et que le risque se manifestera inévitablement. Les catastrophes enregistrées au cours de cette période ont souligné la nécessité d'une approche de gestion encore plus pragmatique qui permette de réduire l'aléa et la vulnérabilité tout en préparant la société à la réalisation du risque. Cette approche vise à doter la société d'une aptitude à accepter les risques et à faire face aux catastrophes avec le moins de dommages possible. La résilience, désormais entendue comme la capacité de la société à absorber le choc d'une catastrophe naturelle de sorte à éviter un chaos immédiat ou des dommages permanents (Godschalk, 2003), devient également un objet d'action face

au risque. L'« *approche Résilience* » vise donc à réduire la vulnérabilité et à renforcer la résilience de la société en plus de la mise en place des mesures structurelles.

D'autre part, il a été établi que les dommages économiques des catastrophes majeures pouvaient compromettre le développement des sociétés qui les subissent ; et ceci pour de nombreuses années (Faber, 2010; Ni *et al.*, 2010). La réduction des risques apparaît alors comme un défi pour le développement. Dans la foulée du sommet de Rio (1992), qui a consacré le développement durable, l'ONU organise la conférence mondiale sur la prévention des catastrophes naturelles en 1994 à Yokohama (Japon). Cette conférence, première du genre sur le thème de la réduction des risques et des catastrophes « *naturels* », reconnaît que :

« ... un développement durable ne peut être réalisé sans mesures adéquates visant à réduire les pertes dues aux catastrophes et qu'il y a des liens étroits entre les pertes résultant des catastrophes et la dégradation de l'environnement ».

Partant de ce constat, il a été adopté le principe selon lequel :

« La prévention des catastrophes et la planification préalable doivent faire partie intégrante des politiques de développement et de planification aux niveaux national, régional, bilatéral, multilatéral et international ».

La conférence de Yokohama ouvre la voie à une nouvelle vision qui considère la gestion des risques et catastrophes d'origine naturelle comme un enjeu fondamental du développement durable de la société (Peltonen, 2006; Knott et Fox, 2010). L'« *approche Durabilité* » suppose ainsi que la gestion des risques, en plus de son objectif premier de réduction des dommages, pourrait être une source de valeur ajoutée supplémentaire en intégrant les principes de développement durable à ses pratiques.

1.7 La gestion des risques d'origine naturelle, levier du développement durable du territoire

Dans le contexte actuel de l'essor du développement durable croisé à une difficile maîtrise actuelle et future des risques d'origine naturelle par l'approche « *aléa-centrée* », la question d'une réorientation de cette dernière se trouve au centre des réflexions sur les politiques publiques de gestion. Une option de plus en plus admise consiste à inscrire la problématique de la gestion des risques dans une perspective de développement durable (Glavovic, 2010) : à l'instar de l'aléa, de la vulnérabilité et de la résilience, la durabilité tend à devenir un concept clef de la gestion des risques et catastrophes d'origine naturelle. Ce constat soulève une question majeure : comment la gestion des risques peut-elle être un réel moteur de développement territorial durable ? La présente section tente d'y répondre en menant une réflexion sur ce que pourrait être l'apport de la gestion des risques au développement durable. Mais au préalable, une présentation de quelques grandes initiatives internationales retrace un bref historique de l'évolution de l'approche « *aléa-centrée* » vers l'approche de prise en compte des principes de durabilité.

1.7.1 Historique de la prise en compte de la gestion des risques et catastrophes dans la problématique de développement à l'échelle internationale

La thématique de la gestion des risques d'origine naturelle est présentement une préoccupation mondiale de premier ordre qui ne cesse de monter en puissance. Pour preuve, les différentes initiatives internationales qui se sont succédées pour définir les grandes orientations de la gestion des risques et des catastrophes. A la suite des catastrophes naturelles et technologiques qui ont marqué la fin des années 1970 et le début des années 1980, le monde a pris conscience que les dégâts causés pouvaient mettre en péril le développement de la société. La nécessité de réduire les dommages des accidents et des catastrophes d'origine naturelle est devenue un consensus international au cours des dernières décennies. La réduction des risques de catastrophe (*Disaster Risk Reduction, DRR*) acquiert alors une place de plus en plus croissante sur l'agenda politique des instances internationales, notamment l'ONU⁵⁰.

En 1989, l'ONU déclare les années 1990 comme la Décennie Internationale pour la Réduction des Catastrophes Naturelles (*International Decade for Natural Disaster Reduction, IDNDR*). En 1994, la conférence de Yokohama décide de mettre l'accent sur la prévention, la mitigation et la préparation aux catastrophes. Elle insiste spécifiquement sur l'importance de l'évaluation des risques en vue de mettre au point des systèmes d'alerte précoce efficaces. En 2005, la seconde conférence mondiale sur la prévention des catastrophes naturelles, tenue à Kobe, adopte le cadre d'action de Hyogo pour la période 2005-2015 qui met l'accent sur le renforcement de la résilience des nations et des collectivités pour faire face aux catastrophes naturelles. En mars 2015 à Sendai, M. Ban Ki-Moon, Secrétaire Général de l'ONU, déclare lors de l'ouverture de la troisième conférence mondiale des Nations-Unies sur la réduction des risques de catastrophe que la durabilité commençait à Sendai. Les travaux de la conférence ont abouti à l'adoption du cadre d'action de Sendai⁵¹ pour la réduction des risques de catastrophe au titre de la période 2015-2030 avec les priorités d'action suivantes :

- Comprendre le risque et renforcer la culture du risque.
- Renforcer la gouvernance et les institutions pour la gestion du risque de catastrophe.
- Investir dans la réduction du risque de catastrophe pour un développement durable (économique, social, environnemental et culturel).
- Renforcer la préparation aux catastrophes afin de pouvoir y apporter une réponse efficace et mieux reconstruire dans le relèvement, la réhabilitation et la reconstruction.

⁵⁰ L'ONU a institué en 2009 une « Journée internationale de prévention des catastrophes naturelles » célébrée le 13 octobre de chaque année avec pour objectif de sensibiliser à l'importance de la prévention des risques d'origine naturelle.

⁵¹ Sept objectifs mesurables à atteindre au cours des quinze prochaines années y ont été fixés ; à savoir : (1) une réduction substantielle de la mortalité mondiale liée aux catastrophes ; (2) une réduction substantielle du nombre de personnes touchées ; (3) une réduction des pertes économiques par rapport au PIB mondial ; (4) une réduction substantielle des dégâts causés aux infrastructures et de l'interruption des services de base, notamment les établissements de santé et d'éducation, en cas de catastrophe ; (5) une augmentation du nombre de pays dotés de stratégies nationales et locales pour réduire les risques de catastrophe à l'horizon 2020 ; (6) le renforcement de la coopération internationale et (7) un accès accru aux systèmes d'alerte précoce multirisques et aux informations et évaluations sur les risques de catastrophes.

Ainsi la nécessité de renforcer la contribution de la réduction des risques de catastrophe au développement durable a été réaffirmée lors de cette conférence. Y parvenir implique de réduire les risques existants, d'empêcher la création de nouveaux risques et de renforcer la préparation pour la réponse et le relèvement par des mesures de toutes natures (économiques, technologiques, sociales, etc.). La reconnaissance mondiale du potentiel de la gestion des risques à être un moteur du développement durable en fait un axe prioritaire des politiques publiques.

1.7.2 Rôle positif potentiel de la gestion des risques d'origine naturelle dans le développement durable du territoire

La gestion des risques d'origine naturelle, par sa dimension transversale et son application dans un contexte multidimensionnel (technologies, acteurs, objectifs, etc.), impacte toutes les composantes du territoire ; qu'elles soient économiques, politiques, culturelles, sociologiques ou environnementales. Si l'objectif de la gestion des risques d'origine naturelle consiste indéniablement à sécuriser les efforts de développement des territoires, il est à noter que la gestion des risques peut aussi être un puissant levier de développement durable à double titre : à la fois comme une fin (orientation de développement) et un moyen (élément catalyseur potentiel de l'atteinte d'autres orientations). Pour ce faire, la gestion doit s'inscrire dans de nouvelles perspectives ; en étant non plus sectorielle mais transversale, accordant ainsi davantage d'attention aux spécificités des contextes locaux des territoires. Concrètement, le défi est donc tout à la fois :

– en tant que fin : (1) de ne pas exacerber les risques, de ne pas en générer de nouveaux localement ou sur d'autres territoires, voire de les réduire en vue de garantir la sécurité aussi bien des générations actuelles que futures ; (2) de s'articuler autour du caractère fédérateur mais trop souvent négligé des risques d'origine naturelle qui sont en réalité une cause commune à tous les acteurs du territoire. Ce qui suppose que les politiques de gestion soient conçues de manière inclusive en favorisant la participation de l'ensemble des acteurs⁵² concernés en vue d'une prise en compte optimale de leurs attentes. Les effets positifs escomptés de cette démarche de conciliation portent non seulement sur la réduction des dommages liés aux risques, mais également sur le bien-être des populations en garantissant une certaine qualité de vie et en combattant la précarité induite par les pertes consécutives aux catastrophes naturelles, le sentiment d'appartenance, la cohésion sociale au sein de la communauté, la réduction des inégalités dans la répartition des dommages liés aux risques ou dans la redistribution des effets bénéfiques de la gestion, la solidarité face aux risques, la responsabilisation de tous les acteurs, etc. Cette gouvernance de la gestion des risques basée sur la participation de tous les acteurs est un atout majeur pour rendre les territoires plus prospères aussi bien à court qu'à long terme.

– en tant que moyen : de créer des emplois, d'améliorer les moyens de subsistance des citoyens, de générer des revenus supplémentaires pour le territoire (fiscalité), d'augmenter l'attractivité du territoire (facteur clé d'installation de nouvelles populations et/ou activités économiques) par une amélioration des conditions de vie des populations locales (aménités

⁵² Qu'ils soient internes ou externes au territoire.

essentielles), de valoriser le patrimoine local naturel et culturel, de sauvegarder l'identité territoriale, de stimuler la recherche de nouvelles technologies de réponse, etc.

Au regard de ces observations, il est évident que la gestion des risques, sous ses différents volets, constitue potentiellement un levier stratégique et opérationnel pour l'atteinte de la durabilité du développement territorial. Mais, ce potentiel demeure encore insuffisamment exploité. Il est nécessaire que les activités de gestion des risques s'insèrent de plus en plus dans un processus global de développement du territoire. Il s'agit de promouvoir une vision systémique visant à adopter des pratiques de gestion aptes à jouer un rôle actif et significatif dans le développement du territoire concerné.

L'enjeu est d'accorder davantage d'importance à une vision systémique de gestion des risques qui prend en compte aussi bien les phénomènes physiques (aléas), les enjeux exposés que les facteurs (humains, économiques, environnementaux, etc.) de développement du territoire. Concrètement il convient d'encourager la mise en œuvre de politiques inclusives de gestion contribuant ainsi à réduire les dommages liés aux risques tout en permettant aux populations de pleinement bénéficier, sur le long terme, des avantages d'un territoire qui soit le foyer d'une croissance de leurs activités économiques ainsi que d'une amélioration de leurs conditions de vie.

Promouvoir le rôle avéré de la gestion des risques comme levier de développement durable du territoire implique de fixer explicitement des objectifs économiques, environnementaux, culturels, sociétaux et institutionnels qui puissent orienter sa contribution à la réalisation des enjeux de développement territorial vers son maximum. Ceci justifie l'essor du concept de « *Gestion Durable des Risques d'origine Naturelle (GDRN)* » qui prend progressivement de l'ampleur et gagne tous les milieux (académiques, politiques, etc.).

1.8 Concept de gestion durable des risques d'origine naturelle

Le constat issu des sections précédentes est une évolution de l'approche classique de gestion des risques d'origine naturelle vers une nouvelle approche dite « *durable* » en référence à l'intégration des principes de développement durable.

Les défis de la gestion des risques ne consistent plus uniquement à réduire les risques pour les personnes et leurs biens. Ils concernent aussi l'analyse des conséquences désirables (avantages) et non désirables (inconvenients) des mesures de gestion sur le contexte socio-économique, l'organisation politique du territoire et le milieu naturel. Où implanter des mesures structurelles de gestion ? Comment leur implantation affecterait-elle l'occupation du sol, le milieu naturel ou la sensibilité de la population à la problématique des risques ? Quelles démarches permettraient une meilleure acceptation sociale de ces mesures ? Ces mesures sont-elles compatibles avec les objectifs de développement communautaire ? Autant de questionnements qui révèlent quelques facteurs pouvant influencer significativement les performances réelles des mesures de gestion mise en œuvre. Par l'examen de ces aspects souvent négligés, les mesures de gestion pourraient être adoptées non seulement sur la base de leur efficacité technique et de leur rentabilité économique, mais aussi par rapport à leurs avantages et inconvenients sur les plans environnemental,

social et institutionnel. Dans cette perspective, la gestion des risques implique une vision globale de la problématique des risques qui intègre à la fois l'aléa, la vulnérabilité du territoire, son fonctionnement systémique et ses options de développement.

La « *gestion durable* » des risques est dorénavant une préoccupation majeure dans le cadre des grandes orientations du développement. Néanmoins, la mise au point de politiques de « *gestion durable* » nécessite de cerner préalablement le concept de « *Gestion Durable des Risques d'origine Naturelle (GDRN)* ». Cette section porte explicitement sur la définition et les principes de ce concept émergent.

1.8.1 Définition du concept

Etant une déclinaison de la notion de développement durable, il est largement admis que la GDRN implique d'intégrer les principes du développement durable dans les politiques et programmes de gestion des risques. Néanmoins, tout comme pour le développement durable, donner une définition du concept de GDRN n'est pas aisé.

Bien qu'il soit observé un intérêt croissant (principalement dans les pays anglo-saxons) pour la durabilité dans la gestion des risques à travers divers programmes ou projets (FLOODsite, IRMA-SPONGE⁵³, etc.), il n'existe pas de définition universellement admise de la GDRN. D'une part, ces différents programmes ou projets n'ont pas tenté, semble-t-il, de donner une définition précise du concept mais se sont généralement intéressés à la façon dont les principes de la gestion durable des risques d'origine naturelle peuvent être transposés dans la réalité. D'autre part, la plupart des tentatives de définition du concept de gestion durable des risques sont aussi vagues que la définition du développement durable ou alors portent sur un risque spécifique. En effet, dans la littérature, les rares définitions sont spécifiques aux inondations, causes des catastrophes naturelles les plus fréquentes et les plus désastreuses. Ainsi, pour Hooier *et al.* (2002), dans le cadre du programme IRMA-SPONGE, une stratégie de gestion des risques liées aux inondations est durable si :

« ... elle garantit une sécurité suffisante pour le présent comme pour l'avenir, et elle permet d'atteindre un équilibre acceptable entre les restrictions imposées par les mesures de réduction du risque d'inondation d'une part, et les conditions nécessaires au développement économique, social et environnemental des zones exposées aux risques d'inondations d'autre part ».

Le Scottish National Technical Advisory Group on Flooding Issues (Scottish Executive - NTAG, 2004) définit la gestion durable des inondations comme une gestion qui renforce la résilience socio-économique d'un territoire face aux inondations à travers une protection équitable et peu coûteuse de l'environnement tant au présent que dans le futur⁵⁴. La gestion durable des risques liés aux inondations s'entend alors comme la minimisation des dommages potentiels ainsi que l'amélioration de la résilience des personnes, activités et infrastructures pour une protection équitable, à court et long terme de la population, des

⁵³ Pour de plus amples informations voir liens les suivants :

<http://www.floodsite.net>

<http://www.wise-rtd.info/en/info/interreg-rhine-meuse-activity-flood-risk>

⁵⁴ « *Sustainable flood management provides the maximum possible social and economic resilience against flooding, by protecting and working with the environment, in a way which is fair and affordable both now and in the future* ».

activités économiques et de l'environnement. En plus de garantir une sécurité suffisante des générations actuelles et futures, elle vise un équilibre acceptable entre les conséquences des décisions et les exigences de développement des territoires inondables ; ceci en tenant pleinement compte des contraintes et conséquences des décisions.

Partant des différentes définitions de la gestion durable des risques liés aux inondations, la GDRN peut être comprise comme une gestion dont l'objectif est de réduire les dommages économiques, sociétaux et environnementaux des risques lorsqu'ils surviennent tout en contribuant au développement durable du territoire. Cette signification cadre bien avec la définition proposée par Saunders (2010 ; citant Puszkin-Chevlin *et al.*, 2006) selon laquelle⁵⁵ la GDRN devrait permettre de réduire, ou au moins de maintenir, la vulnérabilité de la communauté et les coûts de reconstruction à des niveaux qui ne compromettent pas d'autres objectifs publics, ni ne constituent un fardeau pour les générations futures.

Cette thèse s'est alors proposée d'établir, dans le cadre de ses travaux, une définition du concept de GDRN plus riche mais générique à tous les aléas naturels. Fortement inspirée de la définition de Hooier *et al.* (2002), la définition de GDRN retenue est la suivante : **gestion basée sur des décisions visant à garantir efficacement sur le long terme une sécurité suffisante pour les populations, leurs biens et le milieu naturel tout en recherchant un compromis acceptable entre les conséquences de ces décisions et les conditions nécessaires au développement économique, social et environnemental des territoires soumis aux risques.**

Telle que définie, la mise en pratique de la GDRN suppose la combinaison, dans tous les processus de prise de décision, d'objectifs d'efficacité technique et économique, d'équité sociale et de préservation de l'environnement dans un cadre de bonne gouvernance. La GDRN peut donc se caractériser comme une approche de gestion dont quelques-uns des principaux avantages sont :

- une vision globale de la problématique des risques : contrairement à l'approche actuelle elle fournit une compréhension approfondie des liens entre les différentes composantes du système territorial ainsi que des impacts des risques et des mesures de gestion sur les environnements économiques naturels et humains du territoire ;

- une répartition juste des bénéfices et des coûts de la gestion, améliorant ainsi la cohésion sociale et l'équité au sein du territoire ;

- une forte appropriation communautaire des mesures de gestion en faisant participer tous les acteurs concernés, y compris les citoyens, à la prise de décisions. La GDRN encourage une prise de décision inclusive ce qui facilite le dialogue et l'utilisation d'un langage commun qui soit compréhensible de tous ; etc.

1.8.2 Principes directeurs du concept

Pour être durable, la gestion des risques doit respecter quelques principes. Diverses séries de recommandations stratégiques pour la réduction des risques de catastrophe ont été

⁵⁵ Sustainable management « *ought to reduce, or at minimum not increase, community vulnerability and disaster recovery costs to levels that do not compromise other public objectives nor burden future generations* ».

proposées au cours des dernières décennies, notamment par Miletti (1999) et par la Stratégie Internationale pour la Prévention des Catastrophes (2002). Les principes de base de la GDRN retenus pour les fins de la présente recherche sont ceux proposés par Miletti (1999) ; à savoir :

– *La préservation et, si possible, l'amélioration de la qualité du milieu naturel* : les pratiques de gestion doivent éviter d'affecter significativement le patrimoine naturel du territoire mais plutôt contribuer, autant que faire se peut, à son maintien dans un état qui garantisse la fourniture des services écosystémiques vitaux.

– *La reconnaissance de l'importance cruciale de se doter d'économies locales viables et dynamiques* : en plus de réduire les risques, les pratiques de gestion doivent être intégrées à la politique de développement du territoire afin de contribuer à l'essor d'une économie locale viable dont profiteront les générations présentes et futures.

– *Le maintien et, si possible, l'amélioration de la qualité de vie de la population* : les pratiques de gestion doivent être élaborées de sorte à maximiser la contribution ponctuelle de la thématique de la gestion des risques au bien-être de la société.

– *La garantie d'une équité sociale intra- et intergénérationnelle* : les pratiques de gestion doivent pouvoir d'une part, assurer une protection à chaque acteur qui soit proportionnelle au niveau de risque auquel il est soumis et de l'autre, être réversible ou évoluer dans le temps de sorte à toujours être en adéquation avec les attentes et les besoins des acteurs. Il importe également d'éviter d'augmenter la vulnérabilité aux risques des catégories sociales les moins nanties.

– *La promotion de l'adaptabilité et de la responsabilisation locales face aux catastrophes* : les pratiques de gestion doivent encourager les citoyens à assumer personnellement la responsabilité en agissant de sorte à réduire leur vulnérabilité aux risques d'origine naturelle et, par conséquent, à améliorer leur qualité de vie.

– *La prise de décision en veillant à parvenir à un consensus et à assurer la participation de tous les acteurs concernés dès l'échelon local* : les décisions doivent être prises de manière transparente avec une participation éclairée de tous les acteurs concernés afin qu'ils se les approprient pleinement.

La mise en application pratique de la GDRN implique l'existence d'outils permettant d'évaluer le degré de prise en compte de ces principes. Or la GDRN n'est pas une solution type de gestion mais un concept qui définit les principes à intégrer dans une solution de gestion pour « être durable ». Vouloir évaluer la durabilité de la gestion des risques revient à évaluer la capacité des politiques et programmes de gestion, bref des décisions de gestion, à s'inscrire dans un processus de développement durable du territoire. Encore faut-il disposer des outils nécessaires à cette évaluation. Néanmoins, un constat s'impose : la GDRN étant une évolution très récente de l'approche classique, les outils d'évaluation de la durabilité des décisions ne sont pas encore suffisamment définis. Par conséquent, le chapitre suivant présente une méthodologie qui a été développée pour répondre à cette problématique.

Synthèse

Longtemps caractérisée par une vision aléa-centrée, la gestion des risques d'origine naturelle tend depuis quelques années à s'orienter vers une vision plus globale marquée par un intérêt croissant pour les spécificités économiques, socio-politiques et écologiques des territoires soumis aux risques. Cette évolution est en partie stimulée par les catastrophes naturelles marquantes aux conséquences démultipliées dans les zones urbanisées et par l'essor mondial du concept de développement durable. Le recours excessif voire exclusif aux mesures structurelles de gestion est progressivement remis en cause au profit de modes de gestion intégrant des paramètres autres que l'aléa, en l'occurrence la vulnérabilité, la résilience et plus récemment la durabilité donnant ainsi naissance au concept de gestion durable des risques d'origine naturelle (GDRN).

Actuellement, la GDRN est une notion couramment utilisée aussi bien dans le monde académique que politique sans pour autant être toujours suffisamment bien comprise ; tout comme le développement durable dont elle est un champ d'application. En effet, la GDRN est de toute évidence un concept complexe dont la compréhension souffre de l'absence de cadre théorique consensuel sur la notion de durabilité. Ce constat explique l'importance, dans cette thèse, de préciser un cadre théorique qui permette une meilleure compréhension de la notion.

Une revue de la bibliographie proche de la thématique a d'abord permis de définir et d'analyser les principales notions qui entrent en jeu dans la problématique de la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain puis de présenter la chronologie de l'évolution des approches de gestion des risques. Elle a ensuite abouti à la proposition d'une définition de la GDRN cohérente avec la définition originelle du développement durable mais enrichie de sorte à faire ressortir concrètement les caractéristiques attendues d'une telle gestion et suffisamment générique pour être applicable à la gestion de tout risque d'origine naturelle. L'articulation de cette définition avec les principes de base d'une GDRN identifiés dans la littérature fournit un cadre de référence pertinent pour la suite des travaux. Ce cadre théorique général pourrait constituer un premier pas vers une approche consensuelle de l'étude et de l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain. Ce cadre de référence fait ressortir la GDRN comme une notion complexe, transversale et multicritère, qui nécessite de doter les décideurs de méthodes et outils d'aide pour la prise en compte des principes de durabilité à leurs décisions.

De cette mise en contexte, se dégage le premier axe de recherche de cette thèse, soit l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques en milieu urbain. En effet, en devenant une référence performative pour l'ensemble des activités humaines, la durabilité suscite l'élaboration de méthodologies d'évaluation du niveau d'intégration des principes de développement durable dans ses différents champs d'application afin d'outiller les décideurs dans l'évaluation de la durabilité de leurs décisions.

Chapitre 2 – Développement d’une méthodologie d’évaluation multicritère de la durabilité des décisions de gestion des risques

RÉSUMÉ : *Dans le contexte actuel, les villes se doivent d’atteindre des objectifs de durabilité dans la gestion des risques d’origine naturelle auxquels elles sont soumises. L’analyse des conséquences potentielles des décisions de gestion, si possible depuis leur planification jusqu’à la fin de leurs effets, peut être envisagée comme un moyen pertinent pour se renseigner sur la contribution de la gestion desdits risques au développement durable des villes. Partant du principe que la GDRN ne peut se généraliser que par la mise en place et la vulgarisation d’outils d’aide à la décision efficaces, l’élaboration d’une méthode d’évaluation de la durabilité des décisions de gestion devient alors une nécessité primordiale. Face à ce défi, il importe d’aborder les villes comme des systèmes territoriaux constitués d’interrelations entre des composantes spatiales, économiques, sociales, démographiques, politiques et environnementales. Cette approche pluridisciplinaire de la problématique des risques en milieu urbain a permis d’élaborer une méthode d’évaluation de la durabilité des décisions basée sur des critères et indicateurs de performance afin d’aider les décideurs dans leurs choix. La méthode proposée est assez générique de sorte à s’appliquer à tout risque d’origine naturelle et pourrait être utilisée pour une évaluation soit ex ante, soit ex post.*

MOTS-CLÉS : *Gestion durable des risques, Durabilité, Evaluation, Outil d’aide à la décision, Moyeuve-Grande, Critères et indicateurs, Analyse multicritère, Agrégation, Pondération, Hiérarchisation*

Introduction

La gestion des risques d'origine naturelle sur le territoire relève du domaine de la compétence publique. Face à ces risques il est du devoir des responsables des collectivités territoriales d'opérer un ou plusieurs choix pertinent(s) de gestion entre différentes options possibles. Ce rôle déterminant justifie qu'une recherche soit menée afin d'optimiser la prise de décision relative à la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain.

La gestion des risques sur le territoire est, comme toutes les décisions publiques, complexe à plus d'un titre (Rochet, 2011). En effet, le processus de la prise de décision publique a bien souvent plusieurs obstacles à surmonter. Primo, les décisions publiques visent à satisfaire l'intérêt général d'où l'acceptabilité sociale de ces décisions par les différentes parties prenantes est un impératif majeur. Ce défi est parfois très difficile à relever du fait de la variété des attentes et préférences spécifiques, des conflits d'intérêts, etc. Secundo, elles sont confrontées à la multiplicité des interrelations entre les objets publics⁵⁶ alors que toute modification d'un objet public est susceptible d'impacter les autres objets avec lesquels il se trouve en interaction. Ceci oblige les décideurs à anticiper les dynamiques complexes des systèmes territoriaux. Tertio, les décideurs sont confrontés à la nécessité de prendre des décisions qui n'apporteront leurs fruits qu'à moyen voire long terme ; une temporalité généralement lointaine de celle des décideurs qui sont souvent hantés par la crainte des conséquences électorales d'une décision.

De plus, les choix décisionnels sont souvent tributaires de contraintes économiques : limitation des dépenses publiques sur le court terme, obligation de respect des budgets, etc. Autant d'obstacles qui parmi tant d'autres rendent les décisions publiques complexes. Cette complexité est renforcée aujourd'hui par le fait que la notion de durabilité intervient de manière de plus en plus récurrente tant dans les discours politiques que les recherches académiques sur l'avenir des territoires face aux risques d'origine naturelle.

La recherche d'une stratégie optimale de gestion, en termes de durabilité, dépend de choix politiques ou stratégiques mais surtout d'un arbitrage entre de nombreux critères (techniques, économiques, sociaux, environnementaux, etc.). Comme mentionné dans le chapitre précédent, l'évaluation de la durabilité vise à optimiser cet arbitrage dans les processus de décision dans tous les domaines qu'ils soient publics ou privés. Quelle décision est-elle la plus favorable ou préjudiciable à un développement territorial durable ? Comment mieux caractériser la contribution de la gestion des risques aux enjeux économiques, sociaux, environnementaux et institutionnels du développement territorial durable ? Comment proposer des éléments d'arbitrage, en termes d'avantages et d'inconvénients des décisions, qui soient susceptibles d'orienter les choix de gestion ? A partir de quand une décision de gestion n'est-elle plus durable ? Quels sont les méthodes et outils à mettre en

⁵⁶ Est considéré comme objet public tout objet susceptible d'affecter la situation d'un ou plusieurs groupes sociaux.

place pour évaluer la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbains ? Telles sont quelques questions qui peuvent émerger lors du processus de prise de décision de gestion des risques dans une perspective respectueuse de la durabilité.

Cependant, compte tenu du caractère récent de la notion de GDRN, la connaissance nécessaire pour répondre à ces questions est actuellement fragmentaire et le constat général est un manque de méthodes et outils d'évaluation de la durabilité des décisions permettant une opérationnalisation concrète de la GDRN. Les travaux scientifiques sur le sujet sont généralement sectoriels (intérêt porté à un seul aspect de la durabilité au détriment de la vision holistique de la durabilité ou à un seul type de risques, le plus souvent ceux liés aux inondations). Pour prendre leurs décisions en matière de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain, les gestionnaires ont besoin de méthodes adaptées à ce contexte multi-objectif et multi-acteur. L'analyse multicritère, qui repose sur une description des options de gestion et une simulation de leur application afin d'en projeter les conséquences sur les multiples objectifs en ligne de compte, apparaît comme une approche intéressante pour formaliser une méthodologie d'aide à la décision dans un tel contexte. D'autant plus que l'évaluation d'un projet ou d'une stratégie de gestion de problématiques urbaines devrait idéalement se baser sur une étude comparative de scénarios envisageables (Hégron et Haxaire, 2012).

Le présent chapitre vise à proposer un cadre général d'évaluation, basé sur des critères et indicateurs de performance pertinents, auquel pourrait recourir toute évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques sur un territoire. Cet objectif amène à aborder successivement les aspects suivants dans les quatre premières sections du chapitre :

- Importance des outils d'aide dans la prise de décision.
- Introduction générale aux méthodes d'analyse multicritère et positionnement des travaux de cette thèse par rapport à la littérature existante sur le sujet.
- Nécessité d'une prise en compte des incertitudes dans le processus décisionnel.
- Panorama des méthodes courantes d'aide à la décision dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle.

La cinquième section présente les différentes étapes et les choix méthodologiques de la méthodologie élaborée. En guise de conclusion, une dernière section fait une analyse critique de la méthodologie et dégage les perspectives pour de futurs travaux concernant cet axe de recherche.

2.1 De la nécessité des outils d'aide à la décision

La décision peut simplement se définir comme un choix entre plusieurs solutions, dont chacune est susceptible d'être mise en œuvre, qui résulte de la confrontation des informations disponibles au moment de faire le choix. La décision est donc l'étape finale du processus de réflexion visant à apporter une réponse à un problème donné. Elle peut avoir une portée individuelle ou collective.

La démarche générale (processus) de prise de décision est constituée de la succession dans le temps des événements qui contribuent directement ou indirectement à formaliser la décision. Selon (Simon, 1960), la prise de décision est un processus plus ou moins complexe constitué essentiellement de trois phases : (1) perception de la nécessité d'une décision qui conduit à identifier et à comprendre le problème posé, (2) recherche et analyse des solutions⁵⁷ possibles voire envisageables et (3) choix de la meilleure solution compte tenu des objectifs, des ressources disponibles et des contraintes. A ces trois étapes s'ajoute généralement une quatrième qui consiste en un contrôle de la réalisation de la solution choisie suivi d'une mise en œuvre d'actions correctives au besoin.

2.1.1 Aide à la décision

De manière générale, la prise de décision revient à faire un choix en présence de plusieurs alternatives. Néanmoins, une prise de décision n'est pas autonome. Elle dépend de beaucoup de considérations telles que : la problématique traitée, le contexte où elle sera appliquée, la connaissance plus ou moins précise de la situation par le décideur, les contraintes de divers ordres (financiers, technologiques, etc.) qui se présentent au décideur au moment de la prise de décision, ses effets⁵⁸ potentiels, etc. Tout décideur est amené, avec les moyens dont il dispose, à prendre en compte le maximum d'éléments en sa possession pour choisir de façon rationnelle la décision la plus pertinente possible.

Pour essayer de justifier leurs choix, les décideurs prennent de plus en plus appui sur des outils d'aide à la décision. D'après Roy (1985), l'aide à la décision peut être comprise comme toute activité qui, en prenant appui sur des outils ayant une certaine base scientifique à l'instar des modèles, vise à éclairer la prise de décision dans des contextes complexes marqués par une multitude d'acteurs et d'objectifs possiblement conflictuels. Elle consiste à mobiliser et à analyser des expériences, des données et des connaissances spécifiques à un problème donné pour générer des recommandations à l'endroit du décideur. Elle permet de soumettre des propositions de solutions au discernement du décideur qui fait son choix en toute connaissance de cause. Les recommandations formulées peuvent être retenues ou rejetées par le décideur qui est libre de s'y conformer ou pas. Il ne s'agit donc pas de prescrire des solutions toutes faites aux décideurs mais de les assister dans la définition de leurs propres réponses en enrichissant leur connaissance et leur raisonnement. L'aide à la décision mobilise souvent sur des outils formels et reproductibles pour renforcer la pertinence et la transparence des résultats en favorisant, notamment, la traçabilité des raisonnements menés.

Les outils d'aide à la décision⁵⁹, en s'insérant aux diverses phases du processus de la prise de décision, visent donc à apporter des éléments utiles à la réflexion du décideur en vue de

⁵⁷ Ci-après également désignées par les termes « alternatives » et « options ». Dans la littérature relative à l'aide à la décision, ils sont utilisés indifféremment pour désigner les solutions éventuelles d'un problème décisionnel (Bellut, 2002).

⁵⁸ Une décision se caractérise par les conséquences de son éventuelle application qui représentent les éléments par rapport auxquels elle sera jugée.

⁵⁹ Il est à noter que comme la prise de décision ne se déroule pas nécessairement dans un environnement certain, il existe des outils d'aide à la décision qui permettent de tenir compte des nombreuses incertitudes qui entachent la situation décisionnelle constituant ainsi une des difficultés du processus de prise de décision. La problématique des incertitudes sera abordée dans le chapitre suivant.

maximiser l'exploitation des informations en sa possession et d'améliorer la transparence du processus de prise de décision. Ils permettent de choisir parmi plusieurs alternatives en fonction des exigences et règles préétablies contribuant ainsi à limiter les biais subjectifs qui peuvent entacher les décisions prises. L'évaluation⁶⁰, du fait de procurer des recommandations contribuant à orienter une décision, constitue l'un des outils d'aide à la décision les plus utilisés (Voogd et Faludi, 1985). De nombreuses décisions sont prises aujourd'hui sur la base d'outils d'évaluation quantitative et/ou qualitative.

Avec l'essor des technologies informatiques dans de nombreux domaines, ces dernières années sont marquées par un développement considérable d'outils d'aide à la décision qui sont très souvent à vocation mathématique. En effet, l'aide à la décision fait référence à des méthodes et techniques issues du domaine des mathématiques appliquées (telles que les statistiques, l'optimisation, etc.) ainsi qu'à des théories moins formelles issues d'autres champs disciplinaires comme celui des sciences cognitives.

En fonction de la nature du problème à résoudre et de l'information disponible, plusieurs types d'outils peuvent être utilisés pour guider les décideurs dans leurs choix. Les outils d'aide à la décision suivent une logique soit réductionniste soit holistique⁶¹. Ainsi, on distingue les outils monocritères qui aident à appréhender les situations décisionnelles en ne considérant qu'un(e) seul(e) aspect/dimension de ces situations et les outils multicritères qui considèrent simultanément plusieurs aspects/dimensions, souvent conflictuels, dans le but d'en tirer le meilleur compromis possible. Les outils multicritères ont l'avantage de représenter les situations décisionnelles de façon moins partielle.

Il convient de préciser que certains outils multicritères peuvent agréger les différents critères en un critère unique de synthèse pour simplifier la lecture des résultats finaux. Ils ne sont pas pour autant des outils monocritères⁶². Il ne faut donc pas confondre l'analyse monocritère avec l'analyse multicritère lorsque celle dernière se ramène, après agrégation, en un critère unique de synthèse (Roy et Bouyssou, 1993). En effet, dès que le décideur prend en compte la complexité de la réalité et se base sur plusieurs critères dans son processus décisionnel, le problème devient alors multicritère.

La variabilité des outils d'aide à la décision pose divers problèmes parmi lesquels le choix de l'outil (des outils) adapté(s) à une situation décisionnelle donnée. Le choix de l'outil d'aide à la décision est tributaire de l'objectif du décideur (ou de sa problématique décisionnelle voir § 2.1.2) ainsi que de considérations liées au temps et aux ressources disponibles (OURANOS, 2008). Les outils d'aide se doivent d'être simples d'utilisation, basés sur des règles précises, rapides en termes de réactivité et aptes à générer des recommandations fiables et compréhensibles par les décideurs. Il est important que ces outils soient compris de tous les acteurs engagés dans la prise de décision pour faciliter le débat et donc l'acceptation des résultats générés. Pour Bootz et Monti (2008), l'usage des outils d'aide à la décision

⁶⁰ L'évaluation n'est pas synonyme de prise de décision mais elle assiste cette dernière en fournissant aux décideurs des informations factuelles nécessaires à la prise de décision.

⁶¹ Le réductionnisme consiste à expliquer un phénomène par une seule de ses composantes tandis le holisme consiste à considérer ce phénomène comme un tout.

⁶² Les outils monocritères n'excluent pas forcément l'agrégation : un critère unique peut résulter d'une agrégation (intra-critère) des indicateurs qui lui sont associés.

nécessite un effort pédagogique particulier pour faciliter leur appropriation par les différents acteurs et éviter ainsi un effet « *usine à gaz* » induit par une certaine complexité technique.

2.1.2 Les problématiques décisionnelles

La première démarche capitale face à une situation décisionnelle consiste à établir clairement l'objectif poursuivi (ou la problématique décisionnelle adoptée) afin de choisir l'outil d'aide le plus pertinent. La problématique décisionnelle peut être comprise comme l'orientation que le décideur souhaite adoptée traduisant ainsi le type de prescription attendu. Les outils d'aide à la décision sont construits pour résoudre une problématique décisionnelle spécifique et ne répondent donc pas aux mêmes objectifs. Roy (1985) a proposé quatre problématiques décisionnelles de référence ; à savoir : le choix, le tri, le rangement et la description (dont les caractéristiques sont résumées dans le Tableau 3).

Tableau 3 *Caractéristiques des différentes problématiques de décision*

Problématique	Objectif	Résultat	Procédure
α	Détermination d'un sous-ensemble aussi restreint que possible des alternatives identifiées comme étant les meilleures (ou à défaut les plus satisfaisantes) en vue du choix final d'une unique alternative. L'idéal est d'obtenir un singleton mais il est préférable de fournir au décideur différentes variantes de la meilleure alternative.	Choix	Sélection
β	Mise en œuvre d'un tri des alternatives afin d'affecter chacune à une catégorie, jugée la plus appropriée, parmi une famille de catégories prédéfinies. Cette affectation se fonde sur des normes ainsi que les objectifs du processus de décision. Une catégorie peut par exemple représenter un jugement sur la qualité des alternatives (bonne, mauvaise, etc.) ou déterminer des actions à effectuer (acceptation, rejet, analyse additionnelle, etc.). le jugement est absolu car les alternatives ne se pas comparées entre elles.	Tri	Affectation
γ	Répartition d'une partie ou de toutes les alternatives les plus satisfaisantes en classes (d'équivalence ou de priorité) ordonnées, de façon complète ou partielle, conformément à un ordre de préférence (de la meilleure à la moins bonne). Il s'agit d'une différenciation des alternatives selon leur intérêt relatif (telle alternative est meilleure que telle autre sans préciser si elles sont toutes bonnes ou mauvaises) ; les alternatives étant comparées entre elles.	Rangement	Classement
δ	Formulation d'une description, dans un langage approprié, des alternatives et de leurs conséquences en vue d'améliorer leur compréhension d'ensemble et de mettre en contexte les conséquences possibles. Pas de comparaison des alternatives entre elles.	Description	Cognition

Source : Roy (1985)

Il convient de noter la possibilité de décomposer une situation décisionnelle, lorsqu'elle est non réductible à l'une des quatre problématiques de référence, en deux ou plusieurs

problématiques de référence ; ce qui correspond à une problématique mixte (Roy, 1980 ; Vanderpooten, 2008). Dans ce cas, plusieurs outils d'aide à la décision seront utilisés de façon séquentielle dans un processus intégrant plusieurs cycles de résolution pour aboutir à la décision finale.

Chacune de ces problématiques peut s'appliquer au domaine de la gestion des risques d'origine naturelle. A titre d'exemples, le décideur qui opte pour le choix prendra la stratégie qui, sur une même échelle de notation que toutes les autres stratégies, obtient le niveau de potentiel de durabilité le plus élevé. S'il opte pour le tri il pourra classer les stratégies dans des classes de performance selon le niveau de leur potentiel de durabilité (par exemple : très fort, fort, moyen, faible, nul). Dans le cas d'une prise de décision axée sur le rangement, il aura à spécifier au préalable ses exigences et la stratégie à retenir sera celle qui remplira au mieux ces exigences ; sans nécessairement vérifier le potentiel de durabilité des autres. Adopter la description revient à présenter, dans un langage suffisamment accessible, chaque stratégie de gestion envisagée (coût, contraintes, conséquences potentielles, faisabilité, etc.) à tous les acteurs concernés pour une meilleure compréhension des avantages et inconvénients de celle-ci dans le contexte de son application.

Cette recherche se focalise sur des problématiques de choix ($P\alpha$) et de rangement ($P\gamma$) car elle vise à identifier une option de gestion des risques qui soit la plus « durable » en fonction de la vision du développement durable des décideurs ; en partant du principe que les ressources disponibles au moment de la prise de décision ne permettent la mise en place que d'une seule option à la fois. Le tri ($P\beta$) n'a pas été retenu car il ne permet pas de discriminer entre elles les options qui appartiendront par exemple à la catégorie « *potentiel de durabilité très fort* ». La description ($P\delta$) éclaire l'évaluation du potentiel de durabilité des stratégies sans plus. Elle est donc supposée être la phase préliminaire à l'évaluation de la durabilité des décisions et implicitement associée au choix et au rangement. Ces choix se justifient, d'une part, par le fait que la durabilité globale est souvent considérée comme un objectif à atteindre, une fonction à maximiser. De l'autre, dans le domaine de la durabilité de nombreux aspects peuvent présenter un caractère qualitatif et incommensurable. Il importe donc de proposer aux décideurs une méthodologie qui leur permette de réaliser l'analyse multicritère qui convient le mieux à leur contexte.

2.2 L'aide multicritère à la décision

Analyser des situations décisionnelles sous l'angle d'un seul critère peut s'avérer peu réaliste car en réalité elles sont trop complexes pour être abordées de façon réductionniste. En effet, les conséquences qui peuvent découler de ces situations sont multiples et de natures très diverses. Par conséquent, elles sont difficilement réductibles à une seule dimension (Kast, 2002). Pour intégrer cet aspect multidimensionnel, il est judicieux de les analyser sur la base des différents critères qui entrent en jeu. Ce qui justifie l'existence des outils d'aide à la décision basés sur l'« *analyse multicritère* ».

Cette section présente un aperçu des fondements théoriques des principales méthodes mobilisées dans l'analyse multicritère. L'objectif est de faire un état de l'art sur ces

méthodes pour en comprendre les avantages et les inconvénients afin de justifier les choix méthodologiques opérés lors de l'élaboration de la méthodologie d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle.

2.2.1 Principe de l'analyse multicritère

L'analyse multicritère ou, plus exactement, l'Aide Multicritère à la Décision (AMCD) prend de plus en plus d'importance en remplacement des approches classiques d'aide à la décision orientées vers l'optimisation d'un objectif unique qui est souvent d'ordre économique. En effet, il peut parfois s'avérer insuffisant de traiter certains problèmes de décision uniquement sous l'angle d'une optimisation économique. Dans la réalité, les problèmes de décision nécessitent la prise en compte de plusieurs points de vue souvent contradictoires ; ce qui peut être une source de confusion en l'absence d'un processus bien structuré de prise de décision. L'AMCD permet d'avoir une vision élargie des problèmes complexes en tentant de traiter l'ensemble des aspects qu'ils présentent tout en adoptant une représentation simplifiée de manière à alléger le niveau de complexité. Elle relève de la recherche d'un juste milieu entre deux préoccupations opposées que sont le souci d'être assez proche d'une réalité complexe et celui clarifier le processus de résolution des problèmes. L'AMCD vise à structurer, sur des bases scientifiques reconnues, et à simplifier la résolution de ces problèmes (Roy, 2005) ; contribuant ainsi à la facilitation des négociations entre les parties prenantes et à la légitimation de la décision finale.

Concrètement, l'AMCD peut être définie comme une analyse basée sur une série cohérente de critères qui puissent mettre en exergue, de façon aussi proche que possible de la réalité, les avantages et les inconvénients de divers ordres des solutions possibles en vue de bien discriminer ces dernières entre elles. Elle repose sur un ensemble de méthodes qui guident le décideur dans l'évaluation des capacités des alternatives à remplir un objectif global donné en se référant à leurs avantages et inconvénients au regard des différentes dimensions qui composent cet objectif global (Dolan, 2010)⁶³. Selon le Ministère des Finances et des Comptes Publics (2011), l'AMCD désigne généralement un ensemble de :

« ...méthodes permettant d'agréger plusieurs critères avec l'objectif de sélectionner une ou plusieurs actions [...], d'aider au diagnostic et, plus généralement, de faciliter la prise de décision stratégique ou opérationnelle. »

L'AMCD se résume en trois points : constitution d'une série d'options à évaluer, sélection d'un jeu de critères pour comparer les options et identification d'une méthode de classement des options. La réalisation d'une AMCD suit généralement plusieurs étapes essentielles, même si certaines méthodes d'AMCD peuvent parfois s'affranchir de l'une ou de l'autre de ces étapes (Schärlig, 1985 ; Farley *et al.*, 2005) :

– Définition et structuration du problème à résoudre. Cette étape consiste à identifier l'objectif global de la prise de décision, à désigner le type de problématique (tri, choix, rangement, description ou mixte). Cela requiert une compréhension du problème étudié, de

⁶³ « A multi-criteria method as one that guides the user through an evaluation of potential decision options using explicit profiles of their advantages and disadvantages across a range of distinct dimensions ».

son contexte et des acteurs impliqués dans la prise de décision afin d'aboutir à la construction d'une représentation cohérente de ce problème.

– Identification des alternatives à évaluer. Il s'agit de délimiter le champ d'étude en dénombrant les solutions possibles ou envisageables dont le nombre peut varier de 1 à ∞ . Une définition claire des alternatives aide à en limiter le nombre de possibilités.

– Identification et choix des critères de décision pertinents et communs à prendre en considération et sur la base desquels chacune des alternatives sera évaluée. Cette étape permet de faire une représentation simplifiée de la situation décisionnelle et représente l'une des étapes capitales du processus d'AMCD. Conformément à la vision véhiculée par l'AMCD les critères doivent être multiples (au moins deux). Les critères doivent être sélectionnés de façon à être exhaustifs (représenter au mieux tous les points de vue présents), opérationnels (faciles à comprendre et à manipuler), à former un ensemble cohérent dont les résultats sont plausibles et incontestables et à être non redondants et indépendants entre eux. L'expression des préférences explicites ou implicites du décideur intervient à cette étape à travers l'attribution d'un poids relatif à chaque critère retenu : les critères ne sont pas forcément d'importance égale d'où le besoin d'établir un ordre de priorité entre eux. La priorité de certains critères peut être si élevée que celui induit un veto.

– Evaluation de la performance de chaque alternative. Cette étape permet de juger les alternatives identifiées sur la base de leurs conséquences potentielles par l'attribution d'une valeur à ces dernières au regard des critères de jugement retenus ; établissant ainsi un tableau de performance. L'évaluation peut être aussi bien quantitative que qualitative.

– Agrégation des performances. Après avoir obtenu l'évaluation de chaque alternative par rapport à chaque critère il faut faire une évaluation globale d'où l'étape d'agrégation. Elle permet de passer de plusieurs évaluations partielles à une évaluation globale. Elle consiste à condenser les jugements obtenus au niveau de chaque critère en vue de hiérarchiser ou ordonner les alternatives sur la base de leurs performances et de choisir la ou les solution(s) la ou les plus performante(s). La différence majeure qui existe entre les méthodes d'AMCD réside dans la façon dont elles réalisent cette étape et dans la manière avec laquelle elles attribuent un poids relatifs aux critères. Il convient de rappeler que la performance de chaque critère peut résulter d'une agrégation intra-critère (souvent totale, équi-pondérée ou non) entre les différents indicateurs qui lui sont associés.

Il existe une logique sous-jacente en termes de compensation⁶⁴ à toute agrégation. D'après Schärli (1985), selon la logique de compensation, une agrégation peut être :

– totale : son but est de combiner tous les critères afin de les réduire en un critère unique. Cela implique que les critères soient tous mesurables, comparables et substituables alors qu'une des justifications de l'AMCD est la non commensurabilité de ces critères.

– partielle : son but est de limiter la compensation entre les performances en tenant compte de la non comparabilité/commensurabilité des critères. La technique consiste à comparer les options les unes aux autres pour vérifier, selon certaines règles préétablies, si certaines options surclassent d'autres ou pas. Elle est moins intuitive et moins facile à

⁶⁴ La compensation revient à équilibrer les mauvaises performances par les bonnes performances.

appréhender par le décideur car ne permettant pas d'obtenir un « *score de synthèse* » pour justifier les choix.

– locale ou itérative : son but est de partir d'une solution aussi bonne que possible et de chercher s'il n'y a pas de meilleure solution. La technique consiste donc en une analyse en boucle de la même solution en vue de progressivement l'améliorer.

On distingue aussi une agrégation sans aucune forme de compensation⁶⁵ dont la technique est basée sur des règles binaires d'exclusion ou de maintien des options définies pour chaque critère. Elle consiste à éliminer ou garder une option au regard du respect des règles d'un critère donné avant de passer au suivant et ainsi de suite. La méthodologie élaborée laisse le choix au décideur d'adopter une logique de compensation totale ou de non compensation lors de l'étape de l'agrégation inter-critère.

Deux méthodes peuvent être envisagées pour agréger les différents jugements sur les critères lors de la comparaison de deux alternatives (Grabisch et Perny, 2003) :

– « *Agréger puis comparer* » : elle consiste, pour chaque alternative, d'agréger toutes les performances des critères en une note unique de synthèse et ensuite de comparer les alternatives sur la base de leurs notes respectives.

– « *Comparer puis agréger* » : qui vise à comparer les alternatives critère par critère afin d'obtenir autant de relations de préférences partielles qu'il y a de critères et ensuite d'agréger ces préférences partielles en une préférence globale de synthèse.

L'AMCD présente un certain nombre d'avantages (récapitulés dans le Tableau 4) qui justifient son utilisation à titre d'approche de remplacement de l'aide monocritère à la décision (Roy, 2005 ; Vanderpooten, 2008). Bien que l'AMCD présente de nombreux avantages, elle est également sujette à quelques inconvénients (Duhaime *et al.*, 2004 ; Commission Européenne, 2005 ; Cailloux, 2012) dont une liste non exhaustive est consignée dans le Tableau 4. Malgré ses limites, l'analyse multicritère demeure plus intéressante qu'une aide monocritère à la décision à tel point que depuis quelques années on assiste à un foisonnement des méthodes, voire de familles⁶⁶ de méthodes d'AMCD disponibles. Cet état de fait est justifié par la grande diversité des situations décisionnelles auxquelles le décideur peut être confronté.

⁶⁵ C'est le cas des méthodes conjonctives (ex : toute option sous un seuil minimal acceptable pour chacun des critères est rejetée), disjonctives (ex : toute option qui ne dépasse pas un seuil minimal pour les critères jugés les plus importants est rejetée) et lexicographiques (ex : sélection de l'alternative ayant la plus forte valeur pour le critère jugé le plus important).

⁶⁶ A titre d'exemple, la famille ELECTRE avec ELECTRE I, ELECTRE II, ELECTRE III, ELECTRE IV, ELECTRE IS et ELECTRE TRI.

Tableau 4 Avantages et limites de l'analyse multicritère

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> – Simplification de problèmes complexes : l'AMCD permet de décomposer, structurer et rationaliser le processus de prise de décision afin de procéder en toute transparence à un jugement qui intègre la totalité des points de vue présents et d'aboutir à des choix pertinents – Bases de sélection des critères et de notation de leurs performances assez simples et compréhensibles pour tous les acteurs qui, du fait d'avoir été impliqués dans la mise au point de ces bases, ont une bonne visibilité des différentes étapes de la démarche. – Outil de facilitation de la coopération, du dialogue et des négociations entre les acteurs. La clarté et la compréhension des méthodes appliquées contribuent à dépassionner et à rendre factuels les débats – Regroupement de points de vue homogènes au sein de chaque critère et conservation de tout le panel des critères hétérogènes, qu'ils soient quantitatifs ou qualitatifs, pour la préservation du sens original des évaluations associées ce qui rend les critères beaucoup plus intelligibles et interprétables – Amélioration de la flexibilité et du réalisme de la représentation des situations décisionnelles par l'intégration d'une variété de paramètres (objectifs, critères, incertitudes, etc.) dans le processus de prise de décision – Absence de présupposé sur la façon d'agréger les critères – Meilleure adaptation à des contextes multi-acteurs et/ou multi-décideurs 	<ul style="list-style-type: none"> – Exigence de quelques conditions préalables indispensables, notamment un minimum de points d'accord entre les acteurs – Niveau de technicité élevé : la complexité de certains outils mathématiques utilisés pour traiter l'information, agréger les jugements et guider les choix implique parfois de disposer d'un savoir-faire d'un certain niveau pour manipuler ces outils afin d'éviter des erreurs de manipulation qui produiraient des conclusions erronées ou seraient sources de confusion dans l'analyse – Lourdeurs opérationnelles inhérentes au choix des alternatives, à la sélection des critères de jugement et la production des grilles de notation (calculs beaucoup plus complexes et fastidieux compte tenu du large éventail de critères considérés ensemble). La résolution de ces points essentiels à la réussite de l'analyse nécessite parfois des débats très longs et compliqués – Absence de données fiables, sur une durée suffisante, pour mettre en place et valider les méthodes. La non disponibilité des données peut se révéler être un handicap dans certaines situations – Durée et coût élevés de réalisation. La lenteur des processus, souvent de nature itérative et suscitant d'importantes et longues discussions, peut parfois être un facteur limitant – Subjectivité du processus de prise de décision : chaque méthode nécessite de déterminer un certain nombre de paramètres qui peuvent faire appel directement ou indirectement à des informations fournies par le décideur – Mythe du choix objectif. Une utilisation prudente est recommandée car l'AMCD peut faire planer un faux sentiment d'objectivité et une confiance excessive dans les résultats obtenus. Il n'est alors nullement légitime d'ériger les recommandations en normes à suivre sous peine d'être <i>irrationnel</i>

Source : Duhaime *et al.*, (2004) ; Roy (2005) ; Commission Européenne (2005) ; Vanderpooten (2008) ; Cailloux (2012)

2.2.2 Les enjeux du choix d'une méthode d'analyse multicritère

Il existe une assez grande diversité au sein des méthodes d'AMCD. Toutes ces méthodes ont été élaborées pour résoudre une problématique décisionnelle spécifique. Elles ne répondent donc pas toutes aux mêmes objectifs et chacune d'entre elles restitue différemment ses recommandations finales. Néanmoins, il n'existe pas de méthode miracle : il existe plusieurs

bonnes méthodes. Le choix de l'une ou de l'autre des méthodes dépend de la nature du problème posé et du décideur (Laaribi, 2000).

La démarche de sélection est graduelle. Elle débute par l'identification de la famille de méthodes qui convient à la problématique décisionnelle suivie d'une sélection plus fine en prenant en compte les considérations particulières du cas d'étude à travers des réponses à des questions qui seront précisées plus loin dans cette sous-section. Le décideur doit formuler la façon dont il souhaite que les résultats lui soient restitués. C'est la condition primordiale à toute sélection d'une méthode d'AMCD. Roy et Słowiński (2013) proposent un classement des méthodes d'AMCD selon le type de résultats escomptés par le décideur ; en clair, en fonction de la nature de la problématique car c'est elle qui oriente le choix de la logique d'agrégation des critères. Ils distinguent en tout cinq groupes dont les principales caractéristiques⁶⁷ sont présentées ci-après sans pour autant prétendre à leur exhaustivité.

2.2.2.1 Le résultat est une valeur numérique unique de synthèse

Principe général : agréger les performances individuelles des critères en une fonction (de valeur ou d'utilité) unique qu'il faut ensuite optimiser (maximisation ou minimisation). Les options sont classées de la meilleure à la moins bonne selon le degré d'atteinte de l'objectif fixé par la fonction d'utilité. Elle utilise des techniques d'agrégation additives, multiplicatives ou mixtes. Les fonctions additives, notamment la moyenne pondérée, sont les techniques d'agrégation les plus simples et les plus utilisées.

Avantages : méthodes simples et claires, résultats numériques et définitifs, classement complet des options, résultats riches dus aux hypothèses formulées (notamment l'existence d'une fonction d'utilité à optimiser), etc.

Inconvénients : hypothèses rigides, transitivité totale des jugements, évacuation de toute incomparabilité (toutes les options sont supposées potentiellement comparables entre elles), dissimulation des performances négatives par la compensation totale, perte d'information, interprétation délicate voire difficile, nécessité d'une analyse de sensibilité pour ne retenir que les informations les plus robustes de celles fournies par les résultats, etc.

Exemples de méthodes : MAUT, MAVT, AHP, MACBETH, UTA, SMART, TOPSIS, etc.

2.2.2.2 Le résultat est un ordre de classement (partiel ou complet) des alternatives

Principe général : établir une relation binaire partielle de dominance entre les options sans construire de fonctions mathématiques (pas d'attribution de valeur numérique) mais à partir des informations disponibles sur les préférences du décideur. Cela revient à comparer les options par paire au niveau de chaque critère, après avoir fixé ou pas des seuils de discrimination (indifférence, préférence) voire de veto pour chacun d'entre eux, pour vérifier si une option dépasse l'autre au regard des préférences exprimées ou pas. Le décideur est guidé dans son choix par l'identification des options qu'il peut éliminer sans remords et de celles qu'il peut garder.

Avantages : prise en compte de l'incomparabilité (ce qui revient à admettre qu'il n'est pas toujours possible de déterminer la meilleure option entre deux options) et de l'intransitivité,

⁶⁷ Issues d'une synthèse de la revue bibliographique, principalement des travaux de Bouzarour-Amokrane (2013).

fait ressortir les richesses des relations possibles entre deux alternatives, aucune rationalité mathématique imposée, traitement simultané des critères quantitatifs et qualitatifs plus aisé, faible besoin d'information, pas de prescription d'une option donnée, etc.

Inconvénients : réflexivité de la méthode obligeant à construire la relation de sur-classement prioritairement à l'analyse, difficulté de mise en œuvre, résultats pas forcément définitifs, résultats solides mais pauvres en renseignements, seul un nombre réduit d'alternatives peuvent être comparées deux à deux, l'ensemble des options à évaluer doit être fini et connu *a priori*, etc.

Exemples de méthodes : ELECTRE (III, IV), PROMETHE (I, II), GRIP, RUTA, etc.

2.2.2.3 Le résultat est un ensemble réduit de solutions admissibles pour en retenir une ou quelques-unes d'entre elles

Principe général : classer chaque option dans une seule des catégories prédéfinies en fonction de l'ensemble des performances de ses critères sans faire une comparaison avec les performances des autres options et sélectionner un nombre N (déjà fixé ou à fixer) d'options dans la catégorie des options admissibles.

Avantages : synthèse des informations sans perdre celles qui ont une importance significative, pas forcément de solution unique mais un ensemble de solutions possibles dont la mise en application simultanée de deux ou plusieurs d'entre elles n'est pas exclue, chaque alternative est jugée au regard uniquement de ses propres performances, nombre d'options à évaluer plus important que pour les deux premières familles de méthodes, parfaitement adaptées aux données imprécises ou incomplètes, etc.

Inconvénients : catégories non figées dans le temps ce qui peut entraîner une variation des résultats en fonction des aspirations du décideur, l'ensemble des options à évaluer doit être fini et connu *a priori*, etc.

Exemples de méthodes : ELECTRE I et IS, PROMETHEE V, Méthode Rubis, etc.

2.2.2.4 Le résultat est une affectation de chaque option à une ou plusieurs catégories

Principe général : réaliser un tri basé sur une comparaison à des points de référence. Cela consiste à classer les options dans des catégories prédéfinies avec un minimum d'erreurs en désagrégeant les préférences du décideur. Il faut pour cela étudier des exemples typiques d'affectations réalisées antérieurement par le décideur pour un ensemble d'options dont les performances sont connues afin de définir plus nettement les catégories.

Avantages : réduction de la subjectivité dans la définition des catégories, minimisation des erreurs de classification grâce aux options de référence, etc.

Inconvénients : réduction de la taille des valeurs possibles en vue de limiter le nombre de solutions possibles, risque d'incohérence avec la réalité, etc.

Exemples de méthodes : UTADIS, PREFDIS, ELECTRE TRI-B, ELECTRE TRI-C, PAIRCLASS, THESEUS, etc.

2.2.2.5 Le résultat est un ensemble d'alternatives dont les propriétés remarquables serviront de base de sélection

Principe général : apporter continuellement des informations préférentielles au fur et à mesure que le processus d'AMCD se déroule jusqu'au moment où le décideur juge que le processus peut être arrêté. Les méthodes de ce groupe sont basées sur des conceptions orientées recherche et/ou apprentissage. Leur application nécessite la définition d'un protocole d'interaction (type d'information à apporter, mode de dialogue, etc.).

Avantages : analyse d'un nombre élevé d'options, etc.

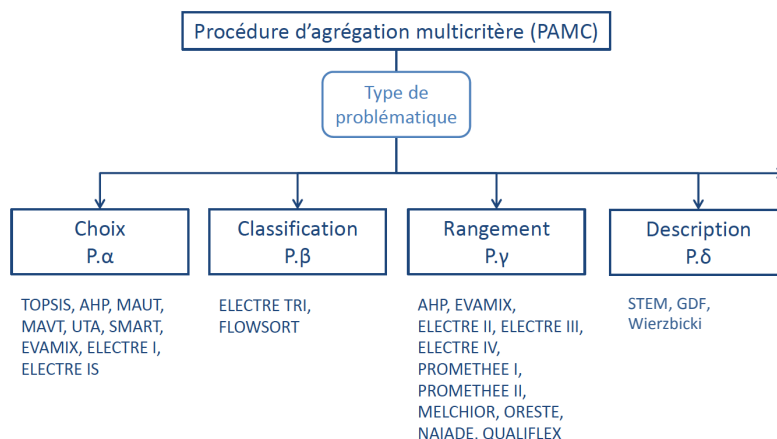
Inconvénients : probable maîtrise insuffisante du contexte de l'analyse au début du processus décisionnel avec pour conséquence une difficulté pour le décideur dans certains cas à déterminer l'information requise de lui et donc à exprimer clairement ses préférences, possibilité d'obtention d'un nombre élevé d'options efficaces que le décideur serait dans l'incapacité de tout de considérer, etc.

Exemples de méthodes : NIMBUS, NEMO, STEM, GDF, ZW, Méthode de Steuer, Méthode du point de référence de Wierzbicki, etc.

La Figure 16 fait un récapitulatif des méthodes les plus couramment utilisées en fonction des problématiques décisionnelles. Après avoir identifié la famille de méthodes qui correspond à sa problématique le décideur obtient une liste réduite de méthodes parmi laquelle il pourra choisir la méthode la plus adaptée en vérifiant si elle a les propriétés souhaitables ou pas. Les réponses apportées aux questions suivantes pourraient le guider dans son choix final (Roy et Słowiński ; 2013) :

- Les échelles de performance adoptées remplissent-elles toutes les propriétés requises pour une application appropriée de la méthode envisagée ?
- Est-il facile, difficile voire impossible d'obtenir les informations sur les préférences requises par la méthode ?
- Les incertitudes sont-elles prises en compte dans l'estimation de la performance ? Si oui, de quelle manière ?
- La compensation entre les mauvaises et les bonnes performances est-elle acceptable ?
- Est-il nécessaire de tenir compte d'une certaine interaction entre les critères ?

En définitive, la méthode choisie doit fournir au décideur toutes les informations dont il a besoin, être compatible avec la nature et la quantité des données disponibles, être facile à comprendre et à manipuler car plus une méthode est accessible, plus elle sera adoptée. Si le décideur n'arrive pas à comprendre le fonctionnement de la méthode il la percevra comme une boîte noire.



Source : adapté de Lidouh et Vanhuyse⁶⁸

Figure 16 Méthodes classiques d'AMCD en fonction de la problématique décisionnelle

2.2.3 Présentation des méthodes AHP et PROMETHEE

Les travaux de cette thèse se proposent de développer une méthodologie qui permet au décideur de choisir sa problématique entre l'optimisation de la performance globale de chaque stratégie de gestion et le sur-classement des stratégies entre elles en fonction de règles de décision ou de préférence établies. C'est pourquoi pour valider la méthodologie d'évaluation élaborée, les résultats de son application seront comparés à des résultats issus de deux méthodes classiques d'AMCD : AHP (pour traiter la problématique de GDRN sous l'angle d'une optimisation) et PROMETHEE (sur-classement) qui sont présentées ci-après.

2.2.3.1 Analytic Hierarchy Process (AHP)

La méthode AHP est une approche analytique d'AMCD très populaire qui est utilisée dans plusieurs domaines depuis qu'elle a été développée par Saaty dans les années 1970. Ses principes de base consistent en une structuration hiérarchique du problème à résoudre, une comparaison binaire des critères de jugement et des alternatives analysées ainsi qu'en une vérification de la cohérence dans le raisonnement du décideur.

La résolution d'un problème complexe par la méthode AHP se fait selon une procédure généralement décomposée comme suit :

- **Décomposition du problème en une structure hiérarchique** : il s'agit d'élaborer une représentation structurée des éléments de décision caractéristiques du problème de sorte à positionner l'objectif de la décision au niveau le plus haut de la structure et les alternatives à la base. Un problème est constitué au minimum de 4 niveaux : objectif à attendre, critères, sous-critères ou indicateurs, [...] ⁶⁹ et alternatives. Chaque problème devient ainsi une hiérarchie de plusieurs sous-problèmes plus compréhensibles que le problème de départ ; chacun d'eux pouvant être analysé de manière indépendante.

- **Réalisation des comparaisons binaires entre critères (et sous-critères s'il y a lieu)** : elle permet d'attribuer un poids à chaque critère. Cela consiste à construire des matrices de

⁶⁸ Disponible à l'URL :

http://cafesig.ulb.ac.be/pluginfile.php/1890/mod_resource/content/2/Introduction_analyse_multicritereexemple_v3.pdf

⁶⁹ Le nombre de sous niveaux dépend surtout des besoins du décideur.

comparaison à partir des réponses, fonction de l'expérience et l'appréciation personnelles du répondant, à un questionnaire qui combine les critères deux à deux et intègre une échelle de valeurs⁷⁰ (Tableau 5) dite échelle de Saaty. La question posée est : quel est le critère le plus important entre C_i et C_j ? Les préférences exprimées sont ensuite consignées dans une matrice ; tout en respectant le principe de réciprocité qui établit que si le critère C_i comparé au critère C_j se voit attribuer une valeur du tableau, C_j aura la valeur inverse (par exemple 1/7 si le score de C_i était 7) lorsqu'on le compare à C_i . Le poids spécifique des différents critères se déduit de la normalisation de la matrice de comparaison.

Tableau 5 Echelles de valeurs de la méthode AHP

Degré d'importance	Définitions
1	Importance égale des deux éléments
3	Un élément est légèrement plus important que l'autre
5	Un élément est plus important que l'autre
7	Un élément est beaucoup plus important que l'autre
9	Un élément est absolument plus important que l'autre
2 ; 4 ; 6 ; 8	Valeurs intermédiaires entre deux appréciations voisines destinées à affiner le jugement

Source : Saaty (1977)

– **Réalisation des comparaisons binaires entre options** : les alternatives sont comparées par paire par rapport à chaque critère de jugement. Ce qui permet d'attribuer un score à chacune d'entre elles en répondant à la question suivante : quelle option entre A et B répond-elle le mieux aux exigences du critère C_i (ou alors quelle option entre A et B a un meilleur score pour le critère C_i) ? La réponse se base également sur l'échelle de Saaty : un score de 1 signifie que A est aussi bonne que B et un score de 9, que A est absolument meilleure que B. Les scores sont ensuite normalisés et leur moyenne est calculée.

– **Synthèse des comparaisons pour déduire un classement final** : les scores des options sont combinés aux poids des critères pour établir la performance relative de chacune⁷¹.

– **Vérification de la cohérence des jugements** : la cohérence des résultats finaux est évaluée par le ratio de cohérence (CR) qui donne une idée des inconsistances dans les jugements exprimés ; les différentes étapes du calcul du CR sont détaillées dans les annexes (Annexes A13). Bien qu'une cohérence parfaite soit rarement possible, le calcul de ce ratio permet de valider ou non les résultats obtenus : plus il est grand plus les résultats sont incohérents. Saaty (1977), propose que toute matrice ayant un ratio en dessous⁷² du seuil de 10 % soit considérée cohérente pour une matrice dont la taille est supérieure ou égale à (5 x 5). Le jugement est jugé acceptable si son CR est inférieur à 0,1. Dans le cas contraire,

⁷⁰ Une des limites de la méthode est qu'il n'existe pas de justification mathématique au choix des valeurs de l'échelle de comparaison (Ennaouri, 2010).

⁷¹ On obtient alors l'impact d'un critère donné sur chacune des options.

⁷² RC ne doit pas dépasser 5 % si la matrice a une taille de (3 x 3) et 8 % si la taille est de (4 x 4).

toute évaluation dont le ratio dépasse ce seuil devrait être réévaluée et toute la procédure doit être de nouveau appliquée.

Plusieurs raisons expliquent le choix de la méthode AHP pour une analyse comparative des résultats orientés « *optimisation* » de l'application. Elles sont essentiellement en lien avec les avantages de la méthode. A la fois simple et puissante dans la résolution des problèmes complexes, elle permet de déterminer la pondération des critères et de vérifier la cohérence des relations d'importance ainsi établies entre eux. Elle intègre aussi bien les aspects quantitatifs que qualitatifs des situations décisionnelles et évite les difficultés liées à la manipulation de données ayant des unités de mesure différentes. De plus, elle admet un nombre illimité de critères⁷³ tout en considérant que leur importance est variable et elle facilite les analyses de sensibilité par le fait que des critères peuvent être ajoutés ou soustraits du processus décisionnel (Ennaouri, 2010). La méthode AHP permet également de prendre en compte des incertitudes à travers ses nombreuses extensions parmi lesquelles l'approche AHP floue ou « *Fuzzy-AHP* ». Cette dernière se base sur des sous-ensembles flous pour la comparaison binaire entre les critères ou les options (voir les travaux de Zouggari, 2011 ; Kubler, 2012 ; etc.). L'utilisation de la méthode AHP est facilitée par une implantation dans de nombreux logiciels d'aide à la décision tels que : « *Expert Choice* », « *Which&Why* », « *Make it rational* », etc.

La méthode souffre cependant de quelques limites (Ennaouri, 2010). Le remplissage de la matrice de comparaison peut être long et fastidieux. Comme toutes les méthodes d'AMCD, AHP est sujette à une certaine subjectivité qui se situe au niveau de la structuration hiérarchique des éléments de décision. Cette subjectivité peut être réduite par la vérification de la pertinence de la structure (revue bibliographique, observation *in situ*, expertise).

2.2.3.2 Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations (PROMETHEE)

PROMETHEE désigne une famille de méthodes d'AMCD appartenant au groupe des méthodes qui mettent en œuvre une agrégation partielle ou partiellement compensatoire. En effet, depuis la présentation par Brans (1986) des deux premières variantes⁷⁴ PROMETHEE I (rangement partiel) et PROMETHEE II (rangement complet), plusieurs extensions ont été apportées au point où il en existe aujourd'hui six variantes. Le principe de base de PROMETHEE consiste à :

« établir un processus de comparaison numérique de chaque action par rapport à toutes les autres actions. Ainsi il est possible de calculer le plus (mérite) ou le moins (démérite) de chaque action par rapport à toutes les autres. Le résultat de cette comparaison permet le classement ordonné des actions. » (Brans, 1986)

Les variantes les plus couramment utilisées sont PROMETHEE I et PROMETHEE II qui se distinguent par le type de relation d'ordre souhaité pour le classement des alternatives.

⁷³ Saaty (1977) souligne toutefois que la matrice n'est plus appropriée pour traiter plus de 7 (± 2) éléments simultanément. En effet, au-delà de cette limite, il est plus ardu d'obtenir une matrice cohérente. Le nombre de comparaisons croît exponentiellement en fonction du nombre de critères : n critères entraînent $n*(n - 1)/2$ comparaisons. A cela s'ajoute les comparaisons des options entre elles.

⁷⁴ Présentées pour la première fois lors d'une conférence en 1982 à l'Université Laval (Québec) dont les actes ont été publiés en 1986 par Nadeau et Landry.

PROMETHEE I génère un classement partiel partant du principe que toutes les alternatives ne peuvent nécessairement pas être comparées les unes aux autres et donc certaines options peuvent demeurer incomparables. La variante II, quant à elle, génère un classement complet de toutes les alternatives de la meilleure à la moins bonne. PROMETHEE II est plus facile à utiliser que PROMETHEE I dont l'approche nécessite une plus grande prudence.

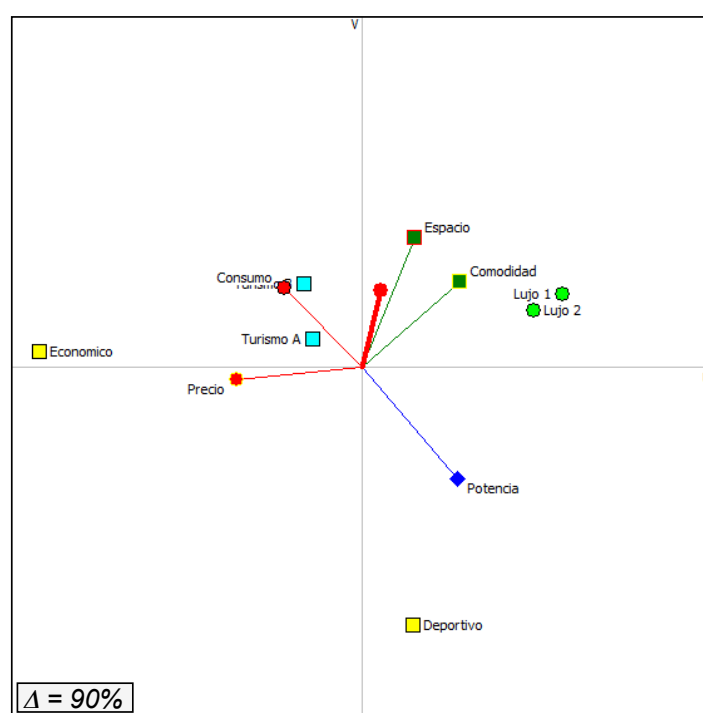
En général, la conduite d'une AMCD par méthode PROMETHEE se déroule en trois phases : enrichissement de la structure de préférence, détermination d'une relation de sur-classement et modélisation des préférences. Il s'agit d'abord d'associer à chaque critère initial un critère généralisé choisi sur la base d'une fonction de préférence. Ensuite il faut comparer les alternatives deux à deux pour estimer l'intensité de préférence $P_c(a, b)$ de l'une par rapport à l'autre pour chaque critère à l'aide d'une fonction $f(d)$ où d correspond à la différence des évaluations. Pour un critère donné, les valeurs de $P_c(a, b)$ varie de 0 et 1 ; $P_c(a, b) = 0$ signifie une indifférence de a par rapport à b et $P_c(a, b) = 1$ traduit une préférence stricte de a par rapport à b . La fonction $f(d)$ peut prendre six formes différentes et elle dépend essentiellement de deux paramètres (seuils d'indifférence q et de préférence stricte p) qui relèvent du décideur.

L'étape suivante consiste à calculer un indicateur de préférence $\pi(a, b)$ pour chaque couple d'alternatives en faisant la moyenne arithmétique pondérée des intensités de préférence $P_c(a, b)$ obtenues pour les critères. La pondération des critères dépend du décideur et peut se faire selon plusieurs technique (vote pondéré, technique Delphi, etc.). Il est à noter que la démarche de calcul de l'indicateur de préférence se fait dans les deux sens pour obtenir $\pi(a, b)$ et $\pi(b, a)$ car cet opérateur n'est pas commutatif. Les indicateurs de préférence servent enfin à calculer les flux sortants et entrants de chaque alternative. Les flux sortants $\emptyset^+(a)$ de l'alternative A équivalent à la somme des indicateurs de préférence $\pi(a, x_n)$ résultant de la comparaison de A à toutes les autres alternatives à l'étude et représentent les avantages de cette option par rapport aux autres. Les flux entrants $\emptyset^-(a)$ correspondent à la somme des indicateurs de préférence $\pi(x_n, a)$ issus de la comparaison de chacune des autres options à l'option A et traduisent donc ses désavantages.

La différence entre PROMETHEE I et PROMETHEE II apparaît à partir de ce niveau et se situe au niveau du rangement des options. Ces variantes diffèrent par le fait que PROMETHEE I considère les différences entre les flux positifs et les flux négatifs tandis que PROMETHEE II considère leurs intersections. Seule l'approche de PROMETHEE II qui permet un rangement complet, objectif de cette recherche, est détaillée ci-après. Pour réaliser le rangement complet, il faut déterminer les flux nets $\emptyset(i)$ de chaque option en faisant la différence entre les flux sortants (avantages) et les flux entrants (inconvenients). Partant de là, A est préféré à B si $\emptyset(a) > \emptyset(b)$ et il y a une indifférence entre elles si leurs flux nets sont égaux.

Le succès de ces deux variantes repose notamment sur l'existence de logiciels offrant une présentation visuelle des résultats selon le raisonnement PROMETHEE-GAIA. Ce raisonnement associe à PROMETHEE une méthode complémentaire dénommée GAIA (Geometrical Analysis for Interactive decision Aid) qui représente sa composante descriptive pour la représentation graphique des résultats tandis que PROMETHEE en est la composante prescriptive pour l'obtention des résultats.

PROMETHEE-GAIA permet de projeter les critères et/ou alternatives dans un plan grâce à la méthode d'analyse en composantes principales pour en appréhender les similitudes et antagonismes. Le plan de projection GAIA permet de visualiser dans quelles conditions une alternative est bonne ou mauvaise au regard de chacun des critères mais également les éventuels conflits entre ces derniers tout en aidant à identifier les compromis possibles (Mareschal⁷⁵, 2014). Les alternatives sont représentées par des points et les critères par des axes correspondant à une vue agrégée des critères sur l'ensemble des options. L'axe de décision, encore appelée droite PROMETHEE, représente la pondération des critères et indique le type de compromis correspondant aux poids choisis. Il donne la direction dans laquelle se trouvent les meilleures options du classement complet issu de PROMETHEE II. La Figure 17 montre ainsi un exemple de résultats possible pour un problème combinant six alternatives et cinq critères⁷⁶.



NB : Les options analysées sont représentées par des points et les critères par des axes généralement terminés par des points ou des flèches

La qualité de la projection est mesurée par le pourcentage d'inertie Δ , plus il est proche de 100 % meilleure est la qualité. Si Δ est faible, les informations issues du plan GAIA doivent être considérées comme approximatives et des conclusions trop hâtives risqueraient de se révéler erronées

Figure 17 Exemple d'une projection GAIA (Mareschal, 2014)

Les bases de l'interprétation d'un plan GAIA, illustrées par la Figure 17, sont les suivantes :

– Plus l'axe d'un critère est long, mieux il sera un facteur de discrimination des options (cas de Po.).

⁷⁵ Voir « Transparents – Partie 1 » disponible à l'URL : <http://homepages.ulb.ac.be/~bmaresc/math-umons.html>

⁷⁶ Ils seront désignés dans les exemples illustratifs par leurs initiaux dans un souci de facilitation de la lecture. Les alternatives sont désignées par E, D, TA, TB, L1 et L2 respectivement pour Economico, Deportivo, Turismo A, Turismo B, Lujo 1 et Lujo 2. Les cinq critères sont : Pr. : Precio, Po. : Potencia, Com. : Comodidad, Es. : Espacio et Con. : Consumo.

– Les critères qui présentent des similitudes sont représentés par des axes orientés dans des directions proches les uns des autres (Es. et Com.). Les critères conflictuels ont donc des axes avec des orientations opposées (Con. et Po.). Les critères qui ne présentent aucune similitude ou opposition ont des axes orthogonaux (Con. et Com.). Les critères qui s'opposent indiquent que quand une option est bonne sur l'un, elle est en général mauvaise sur l'autre (l'option TB est bonne pour Con. mais elle mauvaise pour Po.). Plus les axes des critères couvrent toutes les régions du plan moins les critères sont redondants.

– La distance entre deux points permet de mesurer la dissemblance entre les options qu'ils représentent. Les alternatives similaires et donc difficilement comparables sont représentées par des points proches les uns des autres (L1 et L2) et les alternatives dissemblables sont représentées par des points éloignés (E et D).

– Tout comme dans le cas des critères, deux options sont incomparables si elles sont situées dans des directions opposées (E et L1). Cette incomparabilité est d'autant plus grande que la distance entre leurs points représentatifs est grande.

– Les options ayant les meilleures performances ou qui présentent des préférences pour un critère donné sont représentés par des points situés dans la direction de l'axe et proches de l'extrémité (plus faible distance par projection orthogonale) de ce critère (cas de TA et TB pour Con.).

– Plus l'axe de décision est long par rapport aux axes des critères, plus son pouvoir de décision est considéré grand. Dans ce cas, les meilleures options sont classées le plus loin possible de l'origine dans la direction de l'axe (idem pour les critères). Le décideur est dès lors invité à sélectionner des options qui tendent le plus possible dans sa direction. S'il est court, cas observé lorsque certains critères sont fortement conflictuels, les options situées près de l'origine peuvent alors constituer un bon compromis.

– L'orientation de l'axe de décision indique les critères qui sont en accord ou en désaccord avec le classement complet de PROMETHEE II. Dans le présent exemple, seuls les critères Es. et Com. sont en accord, avec un avantage pour Es. Cela signifie que la meilleure option respectera au mieux le critère Es.

Les méthodes PROMETHEE ont l'avantage d'être simples et intuitives, d'intégrer de façon formelle plusieurs fonctions de préférence dans un seul processus, de faciliter la discrimination des critères (préférés, indifférents, incomparables) par le biais des comparaisons par paire des options, etc. Néanmoins elles sont limitées par l'absence de quantification des différences entre les options classées, la variabilité des résultats en fonction de la pondération des critères, le fait de considérer des seuils d'indifférence et de préférence constants, etc. Kabura (2012). Par ailleurs, bien que le plan GAIA facilite la visualisation des résultats, il est judicieux de garder à l'esprit qu'il s'agit d'une représentation plane de ces résultats qui peut parfois être limitée par la perte d'une partie de l'information lors des projections.

Tout comme AHP, PROMETHEE permet également de prendre en compte des incertitudes grâce à des extensions comme la méthode PROMETHEE floue ou « *Fuzzy-PROMETHEE* » qui se base sur des sous-ensembles flous lors de la démarche de sur-classement des options (comme dans les travaux de Jlassi, 2009 ; Yuen et Ting, 2012 ; Senvar *et al.*, 2014 ; etc.).

2.3 De la nécessité d'une prise en compte des incertitudes dans le processus décisionnel

Les processus décisionnels se déroulent généralement dans un environnement affecté par différentes incertitudes dont il convient d'évoquer brièvement quelques-unes pour justifier le bien fondé de leur prise en compte dans la prise de décision.

Premièrement, les décisions se prennent souvent dans des contextes en perpétuelle évolution qui sont marqués par une incertitude multidimensionnelle quant aux conséquences économiques, sociales, environnementales ou encore politiques de ces décisions. De cette incertitude sur le contexte résulte la nécessité pour le décideur de se constituer un portefeuille optimal d'options en vue de disposer d'un maximum de réponses possibles à l'évolution du contexte (Cohendet et Llerena, 1989).

Deuxièmement, la prise de décision est un processus marqué par la subjectivité du décideur. Cette subjectivité peut s'exprimer sous diverses formes : choix sélectif des critères et indicateurs sur lesquels se base la prise de décision, préférences en termes d'identification des options à analyser (d'où souvent une certaine absence d'exhaustivité de la liste des options), jugements de valeurs sur les seuils d'acceptabilité des impacts des décisions, etc. Sans outil de rationalisation destiné à encadrer de façon formelle la subjectivité du décideur, la décision finale d'un processus de prise de décision ne peut être connue avec précision car elle dépend des convictions personnelles du décideur.

Troisièmement, les incertitudes apparaissent dans des situations où les données pertinentes à la prise de décision sont fragmentaires voire indisponibles. C'est le cas lorsque les décideurs sont amenés à prendre des décisions proactives et procèdent, de ce fait, à une évaluation *a priori* des options. Or, d'une part, les données d'entrée d'une évaluation *a priori* ne peuvent souvent pas être déterminées de façon déterministe. Néanmoins, lorsqu'elles sont sous forme de valeur unique, elles ne représentent qu'une des valeurs possibles comprises entre une borne inférieure et une borne supérieure. D'autre part, les données d'entrée d'une évaluation *a priori* ne sont pas non plus forcément représentatives de la réalité. Elles peuvent être issues de résultats d'une simulation ou d'une manipulation en laboratoire ; ce qui les expose à une remise en cause éventuelle. La non prise en compte des incertitudes sur les données en entrée d'un modèle de décision s'accompagne inévitablement d'une perte d'information pouvant nuire au processus décisionnel. Or, le constat suivant s'impose :

« dans les pratiques actuelles le manque de prise en considération des incertitudes sur les données d'entrée utilisées pour l'évaluation des indicateurs de performance peut en partie expliquer le décalage entre la performance calculée (simulations) et la performance effective (mesurée) » (Thorel et al., 2013).

Y remédier implique pour le décideur d'envisager plusieurs jeux de données plausibles pour une même situation décisionnelle. Cette approche peut aboutir à des résultats variables et donc à plusieurs décisions possibles.

Tenir compte de ces variations induites par les points susmentionnés peut améliorer la prédictibilité des résultats en vue d'une prise de décisions mieux éclairée. Il est plus réaliste de comparer les décisions sur la base de tout l'éventail de leurs résultats possibles que d'un résultat unique. Il est alors clair que le décideur doit définir un champ des décisions possibles à l'intérieur duquel il pourra mieux décider. Prendre la « bonne » décision dépend de la manière dont ce champ des possibles aura été exploré. Cet aspect constitue le deuxième axe de recherche de la présente thèse et sera abordé dans le chapitre suivant.

2.4 Pratiques actuelles d'évaluation des décisions de gestion des risques d'origine naturelle

La gestion des risques d'origine naturelle passe, comme le souligne Dauphiné (2005), par la mise en œuvre d'une ou plusieurs stratégies pour résister à voire contrôler l'aléa et/ou diminuer la vulnérabilité des enjeux de sorte à éviter les catastrophes ou au moins à en limiter les dommages. Le choix des projets de gestion des risques est souvent basé, en dehors des études préliminaires de faisabilité technique, sur l'évaluation des performances escomptées de ces politiques, principalement sous l'angle de considérations socio-économiques. Les projets de gestion font l'objet d'évaluation dans le but de vérifier leur performance, et le cas échéant, de l'améliorer en réajustant les projets.

Les références bibliographiques majeures sur le sujet démontrent que l'orientation généralement donnée à l'évaluation des décisions publiques de gestion des risques est, avant tout, de justifier leur opportunité économique. Aujourd'hui, cette analyse de l'opportunité économique repose sur différentes méthodes dont la plus privilégiée, outre les méthodes traditionnelles d'évaluation de la rentabilité économique que sont la Valeur Actualisée Nette – VAN, le Taux de Rentabilité Interne – TRI et le Ratio Bénéfices/Coûts (pour des détails voir § 5.3), est l'Analyse Coûts-Bénéfices⁷⁷ (ACB) ou Analyse Coûts-Avantages. Bien qu'elle soit obligatoire en France depuis 2011 (Saint-Geours *et al.*, 2013), uniquement dans le cas de projets remplissant certaines conditions, son utilisation reste encore sporadique (Erdlenbruch *et al.*, 2008).

L'ACB est une approche qui met en évidence les effets désirables et non désirables d'un projet. Elle associe la recherche du bien-être social à la rentabilité économique prenant ainsi en compte les dimensions économique, environnementale et sociale des projets. Son principe de base est qu'un projet est bon s'il produit le maximum d'avantages pour la société. Elle permet de comparer une situation sans et avec la mise en place d'un projet à travers l'ensemble des coûts et des bénéfices occasionnés par le projet exprimés en termes monétaires. Les coûts sont définis comme l'ensemble des dépenses directes/indirectes liées à la réalisation du projet en plus des effets négatifs du projet. Les bénéfices correspondent à l'ensemble des retombées positives du projet.

Dans le domaine de la gestion des risques la démarche la plus courante, tant en France qu'à l'étranger, consiste à étudier les bénéfices uniquement sous l'angle de la réduction des coûts

⁷⁷ L'ACB est reconnue aujourd'hui comme la principale méthode d'évaluation des investissements publics. Elle est recommandée par plusieurs institutions internationales.

directs des dommages. La détermination des bénéfices passe alors par la quantification du niveau de risque qui prévaudrait avec et sans le projet de gestion ; d'où le calcul des Dommages Moyens Annualisés (DMA) et des Dommages Evités Moyens Annualisés (DEMA).

La conduite de l'ACB consiste d'abord à identifier et à quantifier les coûts et les avantages sur toute la durée de vie du projet. Les coûts et bénéfices non marchands, à condition qu'ils puissent être monétarisés, sont ensuite exprimés en valeurs monétaires. Une fois les coûts et bénéfices monétarisés, ils sont actualisés pour les ramener à leur valeur d'aujourd'hui par rapport à un taux d'actualisation donné. Enfin la VAN, le TRI et le ratio sont calculés à partir des valeurs actualisées. Le projet est pertinent si ses bénéfices nets sont positifs⁷⁸.

Le principal avantage de l'ACB c'est d'être une approche intégrée qui dépasse l'objectif de maximisation des objectifs purement économiques pour justifier les dépenses liées à un projet d'investissement par l'amélioration du bien-être de la société. Malgré ses points forts, l'ACB connaît quelques critiques dont la principale concerne la monétarisation des différents impacts du projet. D'une part, la monétarisation fait appel à plusieurs méthodes dont aucune n'est officiellement recommandée ce qui laisse libre choix à l'évaluateur avec pour conséquence un intérêt plus important porté aux aspects qui peuvent être facilement mesurés et monétarisés au détriment des autres. D'autre part, la conversion monétaire des impacts sociaux et environnementaux pose les questions de la valeur économique de ces impacts et de la substituabilité entre tous les aspects considérés.

Cette critique fait progressivement évoluer l'évaluation des décisions de gestion des risques de façon à mieux considérer les exigences d'aujourd'hui qui sont dictées par les enjeux de développement territorial durable. Ce qui explique l'intérêt croissant (principalement dans les pays anglo-saxons) pour des programmes et projets récents (FLOODsite, IRMA-SPONGE⁷⁹, etc.) orientés vers une évaluation « réellement » multidimensionnelle des mesures de gestion sans oublier les divers travaux de recherche (Mileti, 1999; Kundzewic, 2002; Turner II *et al.*, 2003; Freedman *et al.*, 2004; Galloway, 2004; Scottish Executive, 2005; Achet et Fleming, 2006; Werritty, 2006; Agrawala, 2007; Defossez, 2009 ; Inter-American Development Bank, 2010 ; Kang *et al.*, 2013; etc.). La littérature montre l'existence de quelques méthodes et outils destinés aider les décideurs dans l'évaluation multicritère des risques et des décisions de gestion. Joerin *et al.*, (2011) proposent une revue d'approches multicritères destinées à traiter différentes problématiques de risques en milieu urbain. En France, le CGDD⁸⁰ a publié en 2012 puis en 2014 un guide méthodologique sur la conduite d'une AMCD pour la sélection des projets de prévention des risques liés aux inondations afin d'intégrer au mieux tous les impacts (économique, environnementaux et sociaux) d'un projet de gestion des inondations sur la collectivité.

Dans le contexte actuel où l'introduction de la notion de durabilité dans la prise de décisions bouleverse les procédures d'évaluation des politiques publiques, le choix d'une option de

⁷⁸ Généralement ces résultats sont soumis à une analyse de sensibilité pour tester leur robustesse face aux incertitudes présentes et futures liées à la mise en œuvre du projet (utilisation de plusieurs taux d'actualisation).

⁷⁹ Voir liens suivants : <http://www.floodsite.net>

<http://www.wise-rtd.info/en/info/interreg-rhine-meuse-activity-flood-risk>

⁸⁰ Commissariat Général au Développement Durable

gestion des risques implique l'évaluation des avantages et inconvénients des options possibles suivant des critères souvent conflictuels. L'AMCD⁸¹ apparaît dès lors comme un outil majeur d'aide à la décision de gestion. Elle aide à localiser les zones les plus susceptibles de subir différents types de dommages afin de mieux les intégrer dans les orientations d'aménagement du territoire, facilite l'arbitrage stratégique nécessaire à une décision consensuelle, etc. Cependant, les méthodes et/ou outils actuels d'évaluation tiennent peu compte de l'aspect multidimensionnel (technique, économique, social, écologique, éthique, politique, juridique, etc.) de la problématique de la gestion des risques en milieu urbain.

En effet, l'état de l'art révèle d'une part que les méthodes d'évaluation dans le domaine de la gestion des risques demeurent encore majoritairement sectorielles (pour plus de détails sur les différentes méthodes monocritères d'évaluation de la durabilité voir Aubin *et al.*, 2011 ; Singh *et al.*, 2012) voire essentiellement économiques et qu'elles varient d'un pays à l'autre. D'autre part, bien qu'avec le concept de durabilité on tende à développer des méthodes qui intègrent plusieurs dimensions, force est de constater que la plupart des travaux de recherche sur le sujet se font dans les pays anglo-saxons. Chaque auteur propose une approche plus ou moins formalisée mais le plus souvent spécifique à un type de risque ; principalement les inondations et les risques côtiers (McGahey *et al.*, 2009).

Il n'existe donc pas actuellement une méthode et/ou un outil universellement admis pour l'évaluation de la durabilité ni même de la performance des décisions de gestion des risques applicable(s) indifféremment à chaque cas d'étude et quel que soit le type de risque (Carreño *et al.*, 2007). Les indicateurs de performance à considérer soit ne sont pas toujours bien définis, soit varient d'un auteur à l'autre (Kundzewic, 2002) ou alors la méthode de calcul de la performance n'est pas clairement définie. Dans certains cas (par exemple le référentiel IUSIL), la gestion des risques d'origine naturelle est considérée comme un champ thématique du développement durable ce qui lui vaut d'être juste intégrée comme un indicateur (associé au critère social) dans les outils d'évaluation de la durabilité urbaine. Sur le plan institutionnel, la Stratégie Internationale de Prévention des Catastrophes (International Strategy for Disaster Reduction, ISDR) des Nations Unies a suggéré en 2003 une liste indicative d'objectifs et critères pour guider la gestion des risques et surveiller son efficacité sans définir d'indicateurs de performance.

La recherche de durabilité, vision récente dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle (voir § 1.6), est encore relativement peu théorisée. Ce constat justifie la démarche d'élaboration d'une méthode formalisée et générique pour l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion. La section suivante présente la méthodologie proposée à travers ses différentes phases.

⁸¹ L'AMCD est en réalité une démarche d'ACB qui prend aussi bien les aspects monétarisés que non monétarisés sans les transformer en valeur monétaire. Certains auteurs dont Damart et Roy (2005) proposent une utilisation simultanée des deux méthodes (une ACB suivie d'une AMCD) car la combinaison des deux permettrait de pallier d'un côté à l'incompréhensibilité de l'ACB par les acteurs concernés et de l'autre à la subjectivité de l'AMCD.

2.5 Proposition d'une méthodologie d'évaluation de la durabilité

Afin de proposer une démarche opérationnelle d'évaluation comparative de la durabilité des décisions potentielles de gestion des risques en milieu urbain, plusieurs étapes de réflexion ont été nécessaires. Il a fallu convenir d'une définition de la GDRN, définir une grille de critères et indicateurs de durabilité des décisions et proposer une méthode de calcul des performances aux différentes étapes successives du processus décisionnel. La démarche scientifique suivie pour ce travail est essentiellement basée sur une revue de la littérature⁸² sur les méthodes d'évaluation de la durabilité qualifiées d'« *orientées indicateurs* ».

La démarche de conceptualisation de la durabilité d'une décision de gestion des risques d'origine naturelle n'est pas aisée car il est difficile de trouver une définition consensuelle de la notion de GDRN dans la littérature. Néanmoins, comme mentionné dans le chapitre précédent, la GDRN peut être entendue comme une gestion basée sur des décisions visant à garantir efficacement sur le long terme une sécurité suffisante pour les populations, leurs biens et le milieu naturel tout en recherchant un compromis acceptable entre les conséquences de ces décisions et les conditions nécessaires au développement économique, social et environnemental des territoires soumis aux risques.

Le grand nombre de critères à mobiliser couplé au fait qu'une option de gestion ne peut pas forcément maximiser de façon simultanée l'ensemble de ces critères rend la prise de décision de GDRN délicate. Ce contexte est à l'évidence multicritère et l'utilisation de méthodes d'évaluation qui mettent en jeu une AMCD peut alors éclairer et faciliter le choix du décideur. Cette observation justifie l'adoption d'une logique d'AMCD dans l'élaboration de la méthodologie d'évaluation des décisions de gestion.

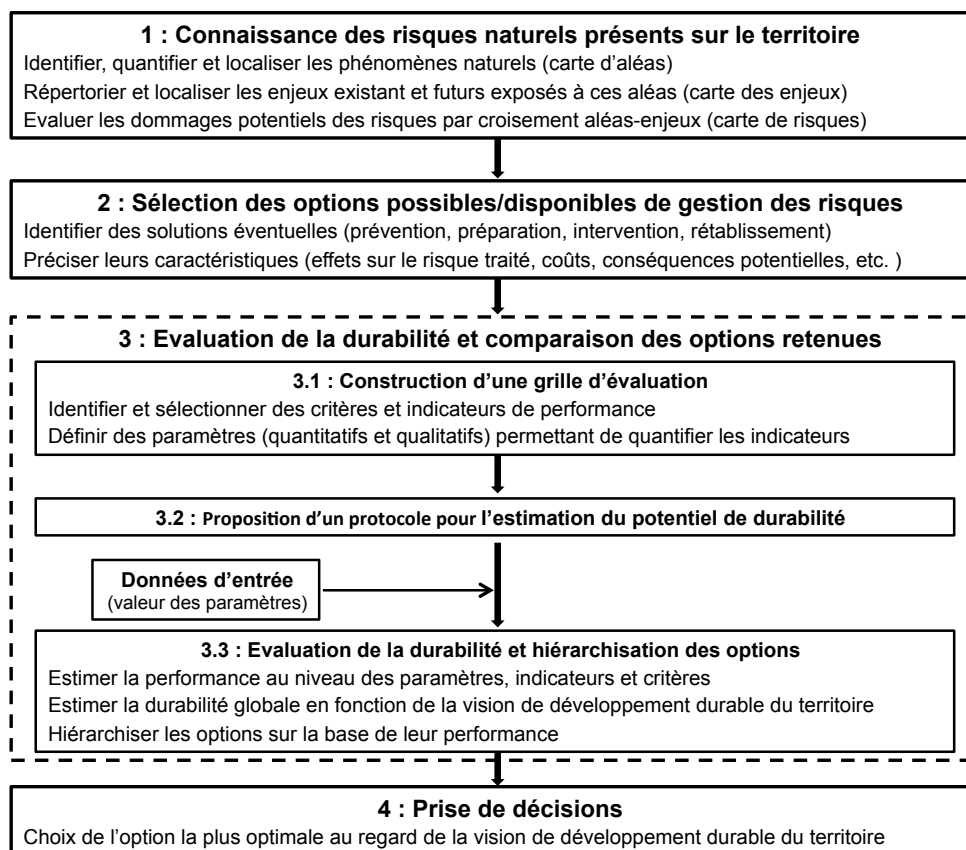
Dans la logique des travaux de cette thèse l'analyse multicritère des décisions de gestion des risques d'origine naturelle est considérée sous l'angle des impacts que peuvent engendrer les choix de gestion des risques sur la durabilité du développement territorial. Selon Morris et Therivel (2009), un impact peut être de plusieurs ordres : quantitatif ou qualitatif, négatif ou positif, réversibles ou irréversibles, de nature diverses (économique, social, physique, etc.), direct ou indirect, immédiat ou différé, réel ou perçu, etc. Analyser l'impact d'une décision de gestion des risques dans le cadre d'une évaluation ex ante revient à suivre le potentiel modificateur de cette décision dans le temps et dans l'espace. En effet, une mesure de gestion peut avoir des conséquences positives à court terme mais négatives par la suite ou alors elle peut être efficace au regard de son objectif sur la commune d'étude et avoir des conséquences négatives sur d'autres communes.

La démarche théorique de la méthodologie proposée pour l'évaluation des impacts d'une décision de gestion est illustrée par la Figure 18. Conduire un processus décisionnel de GDRN dans une logique d'AMCD revient à :

- Identifier les risques sur le territoire (quantification, acteurs concernés, etc.).
- Inventorier et sélectionner les options de gestion possibles.

⁸² La méthodologie proposée intègre différentes méthodes et/ou outils à chacune de ses étapes. Leur utilisation est soumise à une revue bibliographique préalable.

- Etablir les critères de comparaison des options, évaluer les options retenues à l'aune de ces critères, analyser les performances et hiérarchiser les options.
- Communiquer les résultats et les recommandations subséquentes au décideur.
- Retenir et appliquer l'option la plus adaptée en fonction des spécificités du cas étudié.



Source : Auteur

Figure 18 Processus de prise de décision pour une gestion des risques axée sur la durabilité

L'étape capitale de ce processus est l'étape 3 puisqu'elle permet d'intégrer les principes de développement durable dans les décisions. La méthodologie d'évaluation proposée a été construite en deux phases : identification et sélection des critères et indicateurs de performance puis proposition d'un protocole de calcul de la durabilité potentielle des décisions. Partant du principe que l'évaluation de la durabilité peut être soit *a priori*, soit *a posteriori*⁸³, un premier travail a consisté à identifier et à sélectionner les critères et indicateurs de performance à partir d'une étude de cas sur la gestion des risques liés aux affaissements miniers à Moyeuvre-Grande (Moselle). Il faut préalablement rappeler que la

⁸³ L'évaluation de la durabilité, lorsqu'elle est réalisée *a priori* (*ex ante*), est un outil qui peut aider les responsables politiques à décider quelle mesure de gestion ils pourraient prendre (ou ne pas prendre) pour espérer contribuer à la durabilité du territoire. Elle devient un outil de suivi lorsqu'elle est réalisée *a posteriori* (*ex post*) pour s'assurer que la mesure de gestion déjà mise en œuvre apportait une contribution au développement durable de la société et pour déterminer le niveau de cette contribution.

L'évaluation *ex ante* est tout de même mise en avant car elle constitue le positionnement adopté dans l'élaboration de cette méthodologie.

méthodologie proposée obéit avant tout à une logique prospective : elle a été conçue pour les évaluations *ex ante* des décisions. Elle pourrait néanmoins être utilisée pour évaluer la durabilité de mesures de gestion existantes.

La seconde phase a consisté à proposer un protocole de calcul pour estimer la durabilité. Ce travail s'est appuyé sur un cas d'étude théorique portant sur une ville fictive soumise à des inondations. Cette étude de cas, à visée pédagogique, a permis d'illustrer chaque étape du protocole de calcul et ainsi de vérifier la faisabilité et l'opérationnalité de la méthodologie à chacune de ses étapes. Bien que pour cette étude de cas théorique, le risque soit lié à des inondations, la méthodologie a été élaborée en s'assurant de sa reproductibilité lors du processus de prise de décision relatif à tout type de risque d'origine naturelle.

Développer une méthodologie pour évaluer la durabilité des décisions de gestion des risques exige au préalable de fixer l'échelle spatiale d'application car une évaluation n'est valide que pour un système caractérisé par un contexte géographique précis, à une échelle spatiale et temporelle pertinente donnée. L'élaboration de la présente méthodologie a donc nécessité des choix méthodologiques concernant les échelles spatiales et temporelles qu'il semble judicieux de justifier avant de présenter la méthodologie.

2.5.1 Evaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle : à quelles échelles spatiale et temporelle ?

Réfléchir à la durabilité de la gestion des risques d'origine naturelle oblige à préciser les échelles spatiale et temporelle sur lesquelles s'appliquent les décisions de gestion (Ko, 2005; Fekete *et al.*, 2010; Kienberger *et al.*, 2013).

2.5.1.1 Echelle spatiale

Pour rappel, le niveau politique le plus bas de la structure hiérarchique de prise de décisions en France est la commune. La méthodologie d'évaluation a donc été pensée pour toute commune répondant à la définition de la ville⁸⁴ proposée par l'INSEE. Cette échelle permet d'appréhender de manière cohérente et effective la complexité de la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain. Cependant les communes, hormis les grandes agglomérations, n'ont souvent ni les capacités techniques, ni les outils d'aide à la décision appropriés, ni même toutes les compétences nécessaires pour décider en toute transparence des décisions de gestion qui soient durables. Les municipalités étant responsables de la gestion des risques d'origine naturelle sur leur étendue géographique, il est judicieux de procurer aux maires un outil d'aide à la décision pour les accompagner à faire des choix de gestion dans une vision globale et sur le long terme. Ce faisant ils pourraient être en mesure de justifier leurs décisions en toute transparence.

L'échelle spatiale a une influence sur la disponibilité des données et le temps nécessaire à leur collecte : plus elle est réduite, plus les données sont disponibles et précises. L'exactitude de l'évaluation dépend de la finesse de l'échelle spatiale. A échelle spatiale réduite, il semble plus aisé de cerner la complexité des phénomènes inhérents à la gestion des risques, de collecter les données dont la disponibilité est plus importante ; ce qui laisse supposer un

⁸⁴ Une commune peut être considérée comme une unité urbaine lorsqu'elle est caractérisée par une continuité du bâti et une population d'au moins 2 000 habitants.

faible degré d'incertitudes (Fekete *et al.*, 2010). Toutefois, pour les risques d'origine météorologique le niveau de confiance des projections à petite échelle⁸⁵ diminue (OCDE, 2014).

2.5.1.2 Echelle temporelle

La durabilité d'une décision sous-entend le maintien de sa cohérence dans le temps et dépend de la longévité de l'équilibre entre les différentes composantes du système auquel elle est appliquée. L'échelle temporelle de l'évaluation devrait être retenue de sorte à couvrir l'entièreté de la durée de mission de la décision. En outre, étant donné que les conséquences d'une décision peuvent varier au fil du temps, sa durabilité devrait être appréhendée à différents horizons temporels. En effet, certaines conséquences peuvent se produire immédiatement après la mise en œuvre de la décision ou seulement après un intervalle de temps plus ou moins long.

Il est alors pertinent de distinguer trois horizons pour caractériser la temporalité des conséquences des décisions : le court, le moyen et le long termes. La prise de décision de gestion des risques et catastrophes d'origine naturelle ne devrait pas uniquement être focalisée sur des considérations de court et moyen termes mais aussi de (très) long terme afin d'aboutir à des décisions plus durables (Genserik, 2012).

Ce constat implique que l'évaluation soit réalisée à des échelles temporelles différentes. Dans la pratique, il faudrait évaluer le potentiel de durabilité des décisions de T_0 (instant de l'évaluation ou de référence) à $T_0 + \Delta T$ (Durand *et al.*, 2010). Saunders (2010) juge que pour l'évaluation des décisions de gestion des risques d'origine naturelle il est pertinent de considérer une fenêtre temporelle de 50 ans ou 100 ans débutant à l'instant de référence T_0 où se fait l'évaluation prospective. Mais, la projection sur le long terme se fait souvent sur un horizon de 30 ans (Joumard et Nicolas, 2007). Il est important de retenir un horizon raisonnable parce que la précision des résultats de l'évaluation en dépend. Pour un horizon temporel éloigné, les prédictions peuvent avoir un niveau de précision relativement faible car l'évaluation repose dès lors sur des hypothèses délicates compte tenu des difficultés à prédire les évolutions de la dynamique territoriale (Duchêne, 1999). Conduire l'évaluation à ces différents horizons temporels permet d'apprécier l'évolution de la durabilité des options de gestion dans le temps afin d'aboutir à une prise de décision pertinente qui intègre le comportement dynamique de toutes les composantes du système territorial.

Partant du principe que la prise en compte de plusieurs horizons temporels permet d'affiner les résultats de l'évaluation de la durabilité d'une décision, cette méthodologie a été construite de manière à envisager l'évaluation de la durabilité comme un continuum allant du court au long terme (minimum de 30 ans). N'ayant pas pu identifier de modèles pour une évaluation dynamique de la durabilité des décisions dans le temps (sur la période $[T_0 ; T_0 + 30 \text{ ans}]$), il a été décidé de faire deux évaluations intermédiaires entre T_0 et $T_0 + 30 \text{ ans}$: une à $T_0 + 5 \text{ ans}$ et l'autre à $T_0 + 10 \text{ ans}$. Le choix de $T_0 + 5 \text{ ans}$ (court terme) s'explique par le fait que ce délai correspond au temps moyen nécessaire à la réalisation (planification, choix, mise en œuvre) des décisions. Il équivaut quasiment à une législature dans un raisonnement

⁸⁵ Les projections climatiques actuelles résultent de modèles globaux. Leur cohérence diminue en cas de descente d'échelles.

politique et au court terme pour une évaluation au niveau communal (Office fédéral du développement territorial - ARE, 2007). L'échéance de 10 ans (moyen terme) semble être assez suffisante pour réaliser un bilan de la mise en œuvre effective de la décision. Il représente un horizon temporel réaliste pour mesurer les premiers effets concrets des politiques publiques sectorielles (Cucu Graindorge, 2012).

2.5.2 Identification et sélection des critères et indicateurs de durabilité

Les méthodes dites « *orientées indicateurs* » ou méthodes à indicateurs cherchent à traduire dans les faits les principes de durabilité tels qu'ils ont été énoncés par la définition originelle du développement durable au travers d'indicateurs de performance. Elles représentent la plupart des méthodes éprouvées les plus employées à cause de leur facilité d'utilisation et du grand nombre d'indicateurs ayant été développés dans les divers domaines où ces méthodes sont déjà appliquées. Ces avantages associés à la compatibilité de ce type de méthodes avec la problématique d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle justifient le choix d'élaborer une méthodologie axée sur des critères et indicateurs de performances.

Après la définition de la GDRN, une grille de critères et indicateurs a été développée conformément aux choix méthodologiques susmentionnés (étape 3.1 de la Figure 18). L'objectif de cette étape a donc été de construire au mieux et en fonction de l'état des connaissances actuelles une structure hiérarchique cohérente de la problématique de la GDRN. La démarche adoptée pour la construction de ce référentiel repose essentiellement sur une synthèse bibliographique et des discussions avec les partenaires du projet INCERDD. Dans le cadre des travaux de cette thèse, dans le souci de ne pas réinventer la roue, le choix a été fait de ne pas construire de nouveaux critères et indicateurs de durabilité mais de s'inspirer de ceux trouvés dans la littérature, très riche, sur l'évaluation de la durabilité dans divers domaines. L'essentiel c'est que ceux-ci soient pertinents pour mesurer la contribution de la gestion des risques d'origine naturelle au développement territorial durable.

2.5.2.1 Généralités sur la construction d'une grille de critères et indicateurs

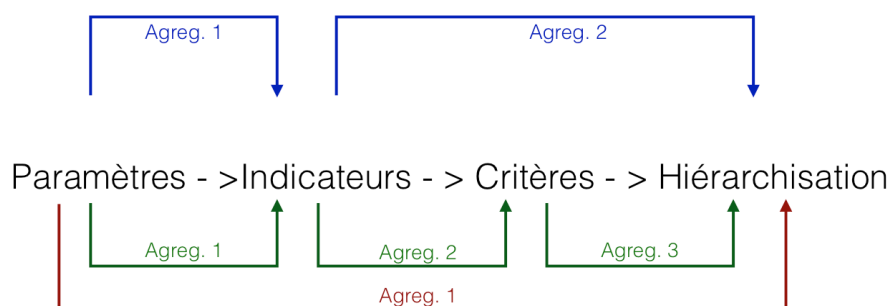
Le choix des critères, et accessoirement des indicateurs, est primordial dans la formulation d'une problématique décisionnelle destinée à être résolue par une approche d'AMCD. Cette dernière est inextricablement liée à la notion de critères. Considérés sous l'angle d'une AMCD, les critères sont des outils de jugement et de comparaison des options de décision selon un point de vue particulier (Bouyssou, 1990). Ils reflètent les divers aspects généraux de durabilité sur la base desquels les options vont être questionnées. Quant aux indicateurs, ils spécifient précisément ce qui est sous-entendu par « *décision durable* » et doivent constituer un repère objectif commun à tous les décideurs. Botreau et Veissier, (2013) les définissent comme des unités d'informations, quantitative ou qualitative, qui servent d'outil pour mesurer de façon approximative la manifestation d'une réalité changeante.

Pour rappel, un ou plusieurs indicateurs peuvent être associés à chaque critère afin de le renseigner et de lui affecter une valeur. Les critères n'ont de sens pratique qu'une fois traduits en indicateurs. De la même manière, les indicateurs peuvent être subdivisés en un

ou plusieurs paramètres⁸⁶ exprimant les valeurs sur lesquelles se base leur quantification. Certains paramètres peuvent être tellement représentatifs d'une situation qu'ils peuvent directement être considérés comme un indicateur voire un critère. De manière générale, les paramètres véhiculent une information cardinale (données chiffrées traduisant des variables mesurables⁸⁷) tandis que les indicateurs et critères véhiculent une information ordinale. Les paramètres associés aux indicateurs de nature qualitative se présentent généralement sous forme de description (Rey, 2012).

On distingue habituellement trois niveaux d'emboîtement des paramètres aux critères en passant par les indicateurs ; les critères sont ainsi des indices composites obtenus par agrégations successives. Le nombre d'agrégations dépend du nombre de niveaux d'emboîtement mais aussi du choix du décideur. Pour une structure avec paramètres, indicateurs et critères, plusieurs combinaisons d'agrégation sont possibles (Figure 19). Dans le cadre des travaux de cette thèse, le choix de l'agrégation à trois niveaux a été fait (flèches de couleur verte) :

- Agrégation des paramètres en indicateurs pour évaluer la performance de la décision pour chacun des aspects relatifs à une dimension du développement durable (Agreg. 1).
- Agrégation des indicateurs en critères pour mesurer la performance de la décision au regard de chacune des dimensions du développement durable (Agreg. 2).
- Agrégation des critères pour estimer le potentiel de durabilité de la décision et réaliser une analyse comparative synchronique (comparaison réalisée à un instant T donné) avec les autres décisions envisagées (Agreg. 3).



Le niveau « Hiérarchisation » correspond à la réalisation de l'AMCD proprement dite.

Source : Auteur

Figure 19 Agrégations possibles au sein d'une structure hiérarchique à trois niveaux

En outre, l'évaluation de la durabilité dans le cadre de la GDRN suppose une analyse comparative qui peut être de deux ordres : synchronique ou diachronique (comparaison de l'évolution de la durabilité des décisions sur une période donnée ou sur toute leur durée de

⁸⁶ Au besoin un paramètre peut être subdivisé en sous-paramètres. De même tous les indicateurs ne sont pas forcément subdivisés en paramètres. Pour la décomposition des éléments des différents niveaux de la structure hiérarchique on applique le principe de rationalité procédurale (Faucheux *et al.*, 1994) selon lequel le processus de décomposition d'une problématique élémentaire s'achève lorsqu'elle devient quantifiable ou qualifiable. Selon la complexité de la problématique globale, le nombre d'étapes de décomposition peut être plus ou moins élevé.

⁸⁷ Les paramètres peuvent prendre plusieurs formats : nombre résultant d'un comptage, rapport (proportion, ratio, taux), indice (traduction arithmétique sans dimension) dichotome ou non, etc.

vie). Il est possible de combiner les analyses synchroniques et diachroniques dans une même étude. Cette approche combinatoire est judicieuse car elle permet de saisir la dynamique de la durabilité d'une décision donnée et de la confronter avec celle des autres décisions en compétition. Ainsi, à ces trois agrégations s'ajoute une quatrième dénommée par la suite « *agrégation temporelle* » qui consiste à agréger les résultats des différentes AMCD ponctuelles afin de tenir compte des diverses temporalités considérées dans l'évaluation.

Les fonctions d'un critère (et idem pour un indicateur) sont doubles. Elles consistent en une réduction de l'information véhiculée par le nombre élevé d'indicateurs (de paramètres) normalement indispensables pour rendre compte de la problématique traitée et en une simplification de la compréhension ainsi que de la compréhension des résultats de l'évaluation (Elachachi *et al.*, 2015). Pour remplir ces fonctions, il est important d'optimiser le nombre de critères (indicateurs) sélectionnés pour décrire une problématique (OCDE, 1993). Un nombre trop élevé de critères (indicateurs) assujettit les résultats de l'évaluation à une certaine confusion et occulte la vue d'ensemble de la problématique. Par contre, des critères (indicateurs) en nombre trop réduit risquent de ne pas être assez représentatifs de celle-ci. La grille des critères et indicateurs doit donc être construite de sorte à être suffisamment complète pour décrire la problématique de façon exhaustive et exprimer tous les points de vue. Le nombre d'indicateurs doit être décidé en fonction des objectifs à atteindre, de l'usage qui sera fait de ces indicateurs, de l'échelle spatiale à laquelle ils seront appliqués (Fevre-Gautier, 2009).

Toutefois, il faut éviter d'aboutir à une pléthore de critères/indicateurs au risque de voir l'outil prendre des allures de « *listes à la Prévert* » ce qui pourrait entraîner des difficultés pour les décideurs à se l'approprier et l'utiliser (Georgopoulou *et al.*, 1998, Mancebo, 2006). Cela nécessite de veiller à la non redondance en évitant les critères/indicateurs superflus et/ou en évitant de comptabiliser plus d'une fois dans le processus de la prise de décision un même point de vue ou une même conséquence exprimé(e) différemment par plusieurs critère/indicateur.

Ainsi qu'il a été précisé précédemment, la sélection des critères et indicateurs est capitale car elle peut impacter les résultats d'une AMCD (Hajkowicz *et al.*, 2000). Proposer des critères et indicateurs de durabilité suppose de se poser quelques questions dont l'une des non moindres est : quelles sont les exigences à respecter lors de la construction ou de la sélection de ceux-ci ? Beaucoup de travaux se sont penchés sur l'identification des conditions de sélection des critères et indicateurs de durabilité. La Figure 20 présente les conditions à remplir pour obtenir des critères et indicateurs de bonne qualité.

Dans un état de l'art sur le sujet, Elachachi *et al.*, 2015 ont répertorié plusieurs conditions⁸⁸ à remplir par un bon critère/indicateur dont les plus récurrentes sont d'être :

– Pertinent : rendre compte fidèlement des points de vue qui entrent dans la problématique décisionnelle et être utile à la prise de décision grâce à un apport effectif de l'information requise.

⁸⁸ Souvent ces exigences sont regroupées sous le sigle SMART pour Simple, Mesurable, Atteignables, Réaliste et Temporel

– Clair : être simple et facilement compréhensible de sorte qu'il puisse être compris, interprété et communiqué clairement et de la même manière par tous les différents acteurs de la prise de décision ; même en n'étant pas des experts du sujet traité.

– Crédible : être mesurable, en termes quantitatifs ou qualitatifs, de manière simple et relativement peu coûteuse (coût et délai d'acquisition raisonnables) par des techniques vérifiables et reproductibles dans le temps.

– Disponible en temps opportun : être estimé à partir de données d'entrée facilement disponibles. La fonctionnalité d'un critère/indicateur dépend de la disponibilité des données et de la capacité à les collecter. Généralement la charge de travail nécessaire pour estimer un critère/indicateur est moins lourde lorsqu'on sélectionne, là où cela est possible, un critère/indicateur identique ou similaire à ceux qui sont déjà présents et estimés dans des méthodologies existantes.

Ces quatre exigences correspondent à ceux proposées par plusieurs auteurs dont Donnelly *et al.*, (2006) et Champagne St-Arnaud (2009). Elles constituent les fondements de la sélection des indicateurs adoptés dans le cadre de cette thèse. Dans la pratique, il y a inévitablement des compromis à faire entre ces exigences car les critères/indicateurs ne les remplissent pas toujours de façon simultanée.

Qualités scientifiques	Représentativité et adéquation vis-à-vis des relations sociales, économiques écologiques
	Transparence
	Reproductibilité des résultats
	Reproductibilité de l'agrégation
	Reproductibilité du choix des critères
Qualités fonctionnelles	Qualité des données et transparence sur les imprécisions
	Sensibilité au changement dans le temps
	Adéquation pour mesurer des tendances données
	Fonctions de "early warning"
	Compatibilité internationale
Qualités communicationnelles	Relation aux objectifs
	Degré de détail adapté au public
	Adapté à des fonctions politiques
	Compréhensible par le public et des politiques
	Consensus social sur la valeur de l'indicateur
Qualités pratiques	Disponibilité de la donnée
	Possibilité de ré-actualiser périodiquement
	Effort raisonnable pour obtenir la donnée

Figure 20 Caractéristiques d'une grille de critères et indicateurs de bonne qualité (Teller)

2.5.2.2 Approche méthodologique de sélection des critères et indicateurs

Les grilles d'évaluation peuvent être construites de deux manières différentes mais non mutuellement exclusives : il s'agit des approches top-down (axée sur l'objectif global de la problématique) et bottom-up (axée sur les solutions possibles de la problématique). L'approche top-down désigne la situation où les critères découlent des orientations générales formulées par le décideur en fonction des contraintes auxquelles il est soumis. Les critères sont définis à partir de ces orientations de sorte que chaque critère corresponde à une orientation ; les indicateurs sont ensuite déduits des critères. Cette approche déductive facilite une description théorique des objectifs de durabilité poursuivis et une collecte rigoureuse des critères et indicateurs correspondant à ces objectifs à partir d'une revue de la

littérature. En général, elle est adoptée par les institutions internationales dans l'élaboration des outils d'évaluation de la durabilité. L'enjeu majeur de cette approche est de conserver une information conceptuelle correcte à chaque niveau de la structure hiérarchique.

Contrairement à l'approche top-down, qui a un raisonnement descendant, l'approche bottom-up recense les indicateurs existants qui sont relatifs à la problématique traitée pour les synthétiser progressivement jusqu'au niveau le plus global. Cette approche déductive nécessite l'identification préalable des conséquences et effets potentiels de l'objet évalué dans le contexte de la problématique (Kheireldin et Fahmy, 2001). Une fois ces conséquences et effets identifiés, il faut les regrouper en indicateurs sur la base des similitudes entre eux. De la même manière, les indicateurs peuvent ensuite être regroupés en critères. Enfin, les critères peuvent être regroupés en objectifs. Dans cette approche les conséquences et effets potentiels servent de référence pour la validation des critères et indicateurs pertinents répondant aux exigences de durabilité du domaine d'étude concerné.

Dans bien des cas, la combinaison de ces deux approches en une approche hybride conduit à des meilleurs résultats qu'un usage exclusif de l'une d'entre elles (Elachachi *et al.*, 2015). En effet, le processus de sélection des critères et indicateurs doit comprendre aussi bien des discussions avec les acteurs que l'analyse de l'objet de l'évaluation pour intégrer respectivement les aspects stratégiques et opérationnels de la problématique (Hämäläinen *et al.*, 2001). L'approche hybride réunit à la fois la précision de la méthode ascendante et l'exhaustivité de l'approche descendante. Le choix de l'une ou l'autre de ces approches dépend de la problématique et de la façon dont le décideur souhaite la traiter.

De ces trois types de postures procédurales de construction des référentiels de durabilité, à savoir top-down, bottom-up et hybride (Franco et Montibeller, 2009; Weiland *et al.*, 2011), l'approche hybride a été retenue. Selon cette approche proposée par Laaribi (2000), partant de la perception de la problématique de gestion durable des risques d'origine naturelle en milieu urbain, il s'agit d'abord de dégager les objectifs généraux à atteindre. Ensuite, à partir de conséquences potentielles assez détaillées des actions envisagées, il faut dégager des indicateurs représentant la spécificité de cette problématique et les associer aux objectifs retenus. La démarche adoptée pour construire le référentiel se décompose en trois phases :

- Identification et sélection des critères de durabilité appropriés à la problématique de gestion des risques d'origine naturelle.
- Identification et sélection des indicateurs susceptibles de mettre en lumière tous les aspects de la durabilité de la gestion des risques représentés par les critères.
- Brainstorming sur la liste préliminaire d'indicateurs potentiels et validation d'une liste définitive par consensus.

2.5.2.3 Sélection des critères

A travers une approche top-down, des objectifs généraux de durabilité de la gestion des risques d'origine naturelle ont été identifiés et sélectionnés en mettant en interaction la définition de la GDRN proposée au chapitre précédent, les principes de l'évaluation de la durabilité d'un objet donné (Gibson *et al.*, 2005; Gibson, 2006) et ceux de gestion durable des catastrophes naturelles (Mileti, 1999).

Malgré les spécificités de chaque système urbain, les préoccupations auxquelles doivent faire face les maires dans un processus de prise de décision de gestion des risques sont quasi identiques. Cinq objectifs ou points de vue ont été retenus pour constituer le point de départ pour la construction du référentiel. Ils sont traduits par les critères suivants :

- Efficacité technique et fonctionnelle
- Durabilité économique
- Durabilité sociale
- Durabilité environnementale et
- Durabilité institutionnelle

Selon la logique adoptée pour l'élaboration de la grille d'évaluation, les critères retenus ne sont pas nouveaux. Il s'agit de ceux exprimant les quatre composantes du développement durable et qui sont communément utilisés pour d'autres problématiques auxquels a été ajouté un critère « *métier* », spécifique à la problématique de la gestion des risques, pour analyser l'atteinte des objectifs propres à la gestion des risques.

Les conséquences d'une décision de gestion des risques, au regard des quatre composantes du développement durable, dépendent en partie des performances techniques de cette décision. Intuitivement, il semble exister une redondance entre le critère « *Efficacité technique et fonctionnelle* » et les autres critères. Cette question a été traitée au cours de la thèse par une analyse de sensibilité des résultats d'une étude de cas réel (voir Edjossan-Sossou *et al.*, 2014). Dans les conditions de l'étude, il a été démontré que le critère « *Efficacité technique et fonctionnelle* » pouvait avoir une influence sur la variabilité des résultats. Ceci soulève la question de l'incertitude sur les critères (voire les indicateurs et paramètres) à retenir dans l'élaboration de la méthodologie. Cette incertitude justifie, en partie, le choix qui a été fait dans cette thèse d'élaborer une méthodologie totalement flexible sur la sélection des paramètres mais indicative sur la liste des indicateurs qu'il faut examiner si l'on désire faire une évaluation méthodique de la durabilité des décisions de gestion compte tenu des connaissances actuelles sur le sujet.

2.5.2.4 Sélection des indicateurs

Si les indicateurs servent à évaluer l'impact des conséquences des décisions, inversement l'examen des conséquences de décisions peut aider à définir les indicateurs d'évaluation des décisions. Une étude de cas a alors été conduite pour identifier les indicateurs par approche bottom-up. Il s'agit en réalité d'une analyse rétrospective des conséquences recensées de deux mesures de gestion des risques liés aux affaissements miniers sur la commune de Moyeuvre-Grande (Moselle) au regard des critères retenus.

Moyeuvre-Grande est une commune du bassin ferrifère lorrain qui dispose de cavités souterraines héritées de son passé minier. On y dénombre six concessions minières qui sont actuellement abandonnées et renoncées. A la fin des années 90, elle a été confrontée à des problèmes issus de l'activité minière passée : sulfatation de l'eau potable suite à l'ennoyage des galeries, infiltration des eaux d'exhaure dans les caves des quartiers de la commune situés à des altitudes plus basses, nombreux fontis, etc. Des études d'aléas et de risques y ont été réalisées en 2004 par GEODERIS pour mieux cerner le problème des affaissements

miniers. Elles révèlent 18 zones de risque couvrant environ 10 ha sur un total de 31 zones d'aléa sur près de 75 ha (Figure 21).

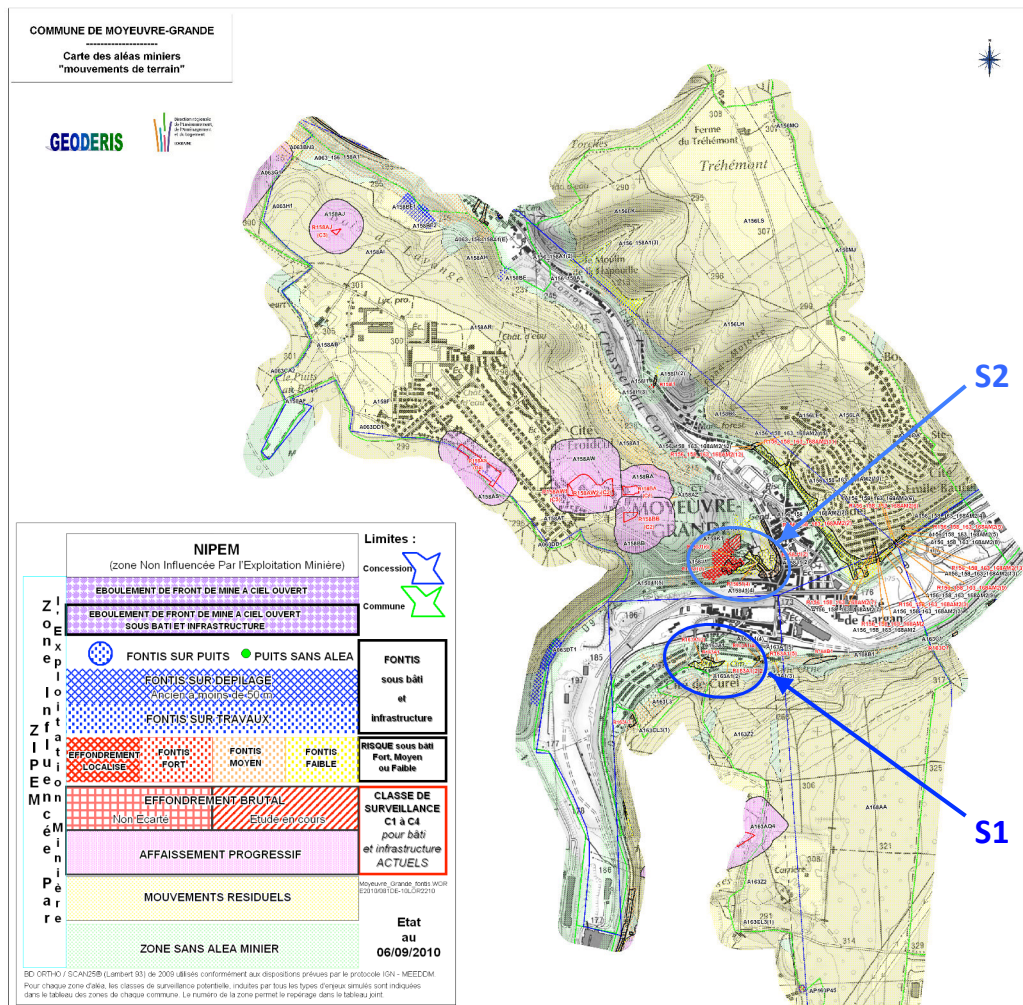


Figure 21 Carte des aléas miniers sur la commune de Moyeuve-Grande et situation géographique des mesures de gestion étudiées (GEODERIS, 2010)

Plusieurs solutions y ont été mises en place pour gérer les risques liés aux affaissements miniers (Cherkaoui, 2010). Cette étude de cas a porté sur deux d'entre elles. Réalisée en 2012, elle a consisté à faire une rétro-analyse de ces mesures à travers les conséquences observées et à identifier les indicateurs qui permettraient de tenir compte de ces types de conséquences dans toute prise de décision de gestion. La première solution (S1) est une mesure active ayant combiné le comblement (en 2001) des cavités souterraines du quartier « Cité Curel » et la réhabilitation en zone paysagère de la partie où aucun traitement n'était possible après la destruction des logements au droit des cavités (en 2003-2004). L'autre solution analysée (S2) est une surveillance des chutes de blocs dans les galeries souterraines du quartier « Centre » débutée en 2008 (voir Figure 22). Depuis la réalisation de cette étude de cas la zone surveillée a également été comblée.



Figure 22 Solutions mises en place pour la surveillance des chutes de blocs à Moyeuve-Grande (INERIS, 2013)

L'étude a consisté en un bilan des avantages et inconvénients de ces solutions à partir d'informations issues de la documentation existante et disponible sur le sujet et d'entretiens avec des personnes ressources ayant participé à la mise en œuvre de ces solutions. Les Tableau 6 et Tableau 7 résument respectivement les avantages et inconvénients des deux solutions étudiées au regard du critère « *durabilité sociale* ». Pour des détails sur le bilan voir en annexes (voir Annexes A2). Sur la base de ce bilan et des caractéristiques d'une gestion durable des risques et catastrophes d'origine naturelle proposée par Dind (2006), il a été élaboré un cahier des charges de la durabilité d'une décision de gestion. Ce cahier des charges est résumé dans le Tableau 8. Ce cahier des charges a permis d'élaborer une liste préliminaire d'indicateurs qui a été soumise à un brainstorming entre les partenaires du projet INCERDD de sorte à représenter des aspects suffisamment généraux (rentabilité économique, cohésion sociale, identité territoriale, etc.) pour être facilement adaptés à d'autres types de risques d'origine naturelle.

La sélection d'une liste définitive d'indicateurs et sa validation constituent la dernière étape de la construction de la grille d'évaluation afin d'établir un protocole devant permettre une évaluation précise et réaliste des performances des décisions de gestion. Partant du principe qu'un indicateur serait validé s'il répond aux exigences de qualité établies et s'il est scientifiquement fondé, la liste préliminaire des indicateurs a été soumise à validation. En réalité, bon nombre de grilles d'indicateurs actuellement proposées ne sont pas toujours validées et cette absence de validation pose la question de la pertinence de leur utilisation.

La technique de validation adoptée repose sur une analyse critique par des chercheurs partenaires du projet INCERDD du fondement scientifique⁸⁹ des indicateurs au regard de la problématique de gestion durable des risques. Cette approche appelée *design validation* (Bockstaller et Girardin, 2003) permet, à travers son caractère participatif, de prendre en compte les avis des pairs de divers domaines afin de proposer des indicateurs qui résultent le plus possible d'un consensus. Cette co-construction apporte ainsi plus de crédibilité à l'outil. Elle a nécessité plusieurs séances de discussion itérative.

⁸⁹ Le fondement scientifique d'un indicateur est crucial pour démontrer sa capacité opérationnelle, son objectivité, sa transparence et sa crédibilité. Etablir le fondement scientifique d'un indicateur aide donc à prouver un lien scientifique solide entre l'indicateur et l'aspect de durabilité qu'il est destiné à mesurer

Tableau 6 *Avantages des solutions étudiées par rapport au critère « Durabilité sociale »*

Comblement / Réhabilitation	Surveillance
<ul style="list-style-type: none"> • Risque nul de pertes en vies humaines ou de blessures • Plantation d'espèces végétales épineuses empêchant l'accès aux zones non sécurisées (mesure de limitations des dommages sociaux) • Augmentation de la sécurité et préservation de la vie de 65 familles • Renforcement de la confiance des citoyens dans les associations communautaires (jugées seules capables d'apporter des informations fiables) • Amélioration du cadre de vie par la mise en place de la zone paysagère • Frein potentiel de la baisse continue de la population 	<ul style="list-style-type: none"> • Préservation de l'identité « minière » du territoire par la conservation des cavités souterraines qui pourraient être exploitées à titre touristique

Source : Auteur

Tableau 7 *Inconvénients des solutions étudiées par rapport au critère « Durabilité sociale »*

Comblement / Réhabilitation	Surveillance
<ul style="list-style-type: none"> • Perte de l'identité « minière » de la cité par disparition des cavités souterraines chargées d'histoire • Rupture des liens sociaux résultant du relogement de 65 familles • Profonde rupture des pratiques antérieures des populations relogées suite à une dispersion (relogement en immeuble, de façon éclatée au gré des disponibilités dans le parc HLM) • Séquelles morales résultant de la rupture du lien affectif entre les personnes et leurs biens immobiliers ou l'espace de vie auquel elles s'identifient (communauté construite autour du travail minier) • Perte de la cohésion sociale car le relogement a concerné des populations minières fragiles (âgées, immigrées, etc.) • Faible culture du risque liée à l'absence de victimes et risque de perte de la mémoire collective • Action en justice des familles expropriées 	<ul style="list-style-type: none"> • Exposition des habitants de 6 bâtiments à des dommages sociétaux liés à une future occurrence de l'aléa : pertes en vies humaines, traumatismes physiques et moraux (incapacité permanente, angoisse, effets psychologiques subis par les victimes et leur entourage), etc. • Problème d'insécurité pour les intervenants (chutes de toits, émanation de gaz, etc.) • Impact démographique : diminution continue de la population (variation de densité de -1,29% par an) • Maintien d'un climat d'incertitude et d'inquiétude des citoyens sinistrables (augmentation de l'angoisse et du stress, etc.) • Possibilité d'une dégradation de la perception du cadre de vie • Motivation au déménagement suite à la persistance du risque (manque de confiance dans l'efficacité de la solution technique) • Faible culture du risque liée à l'absence de dommages physiques

Source : Auteur

Tableau 8 Quelques exigences à remplir par une décision de gestion des risques d'origine naturelle pour être durable

Critères	Exigences à satisfaire
<p>Efficacité technique</p>	<p>Réduire le risque potentiel lié à l'occurrence de l'aléa concerné ou à la vulnérabilité du bâti</p> <p>Ne pas engendrer ou exacerber des risques liés à d'autres aléas (contre-performance)</p>
<p>Durabilité économique</p>	<p>Avoir un coût global de mise en œuvre le plus faible possible</p> <p>Réduire les dommages économiques (pertes de valeur, destruction de biens, réparation, indemnisations, etc.) liés à l'occurrence de l'aléa</p> <p>Générer des opportunités économiques (libération et valorisation du foncier, création de conditions favorables à l'attractivité du territoire : emplois, etc.)</p> <p>Permettre une reprise rapide du fonctionnement du territoire après l'occurrence de l'aléa</p> <p>Générer des opportunités économiques (création d'emplois, valorisation du foncier, etc.)</p>
<p>Durabilité environnementale</p>	<p>Réduire les dommages environnementaux (pollution, risques technologiques ou sanitaires subséquents, effets négatifs sur la valeur écosystémique, etc.) liés à l'occurrence de l'aléa</p> <p>Préserver les ressources naturelles</p> <p>Avoir des impacts environnementaux positifs (esthétique paysagère, sauvegarde des écosystèmes, etc.)</p>
<p>Durabilité sociale</p>	<p>Réduire les dommages sociaux (décès, blessures, traumatismes psychologiques, etc.) liés à l'occurrence de l'aléa</p> <p>Tenir compte de la diversité des acteurs concernés par la problématique</p> <p>Susciter leur adhésion à la démarche décisionnelle</p> <p>Satisfaire leurs attentes et besoins de façon équitable</p> <p>Contribuer à la fortification des liens communautaires</p> <p>Contribuer à assurer le maintien voire l'amélioration du cadre de vie des citoyens</p> <p>Sauvegarder le cadre de vie auquel s'identifient les citoyens et tenir compte des spécificités culturelles</p> <p>Contribuer à la préservation du patrimoine culturel</p>
<p>Durabilité institutionnelle (gouvernance)</p>	<p>Respecter les enjeux de bonne gouvernance</p> <p>Etre facilement adaptable à l'évolution du système urbain</p> <p>Etre dans une logique de cohérence territoriale et tenir compte des enjeux de durabilité territoriale</p>

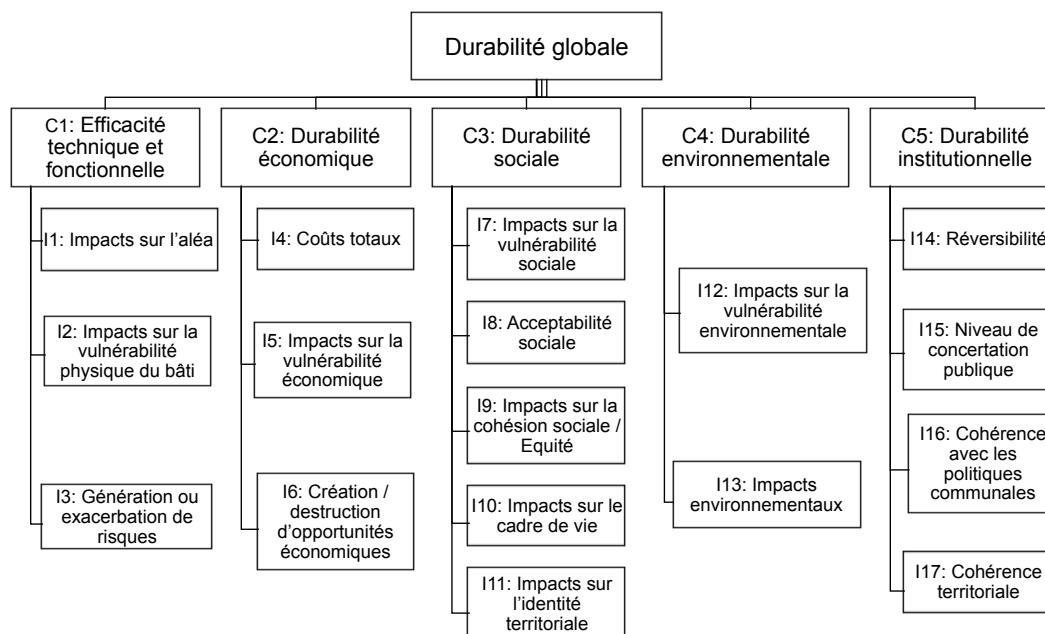
Source : Auteur

Les indicateurs sont retenus s'ils remplissent au moins la majorité des exigences de qualité préalablement retenues (pertinent, clair, crédible et disponibilité des données d'entrée) ; soit trois exigences parmi lesquelles seule la pertinence est obligatoire. Cette condition a été imposée car la pertinence exprime la capacité de l'indicateur à répondre aux objectifs de l'évaluation. Bien qu'il soit difficile pour chaque indicateur de se conformer à toutes les exigences, il était important qu'ils en respectent le plus possible. Certains indicateurs qui relèvent le plus souvent des dimensions sociale (par exemple la qualité de la vie) et institutionnelle ont été reconnus importants pour décrire des aspects particuliers de la problématique. Mais en l'état actuel de la connaissance, leur évaluation n'est pas simple à réaliser (Lekuthai et Vongvisessomjai 2001 cités par Poulard *et al.*, 2010). Les difficultés liées à leur évaluation sont méthodologiques et résultent essentiellement de l'absence de consensus sur les paramètres à mobiliser et sur la méthode concrète de leur évaluation. Ainsi, lors de l'élaboration de la grille, à chaque fois qu'un indicateur quantitatif pouvait traduire un aspect de la gestion durable des risques, il a été préféré à des indicateurs de nature qualitative. Dans le cas contraire, les indicateurs qualitatifs sont sélectionnés avec l'idée que des méthodes consensuelles⁹⁰ pourraient être développées pour les évaluer.

Les travaux de validation ont abouti à une liste jugée suffisamment complète en fonction de l'état des connaissances sans toutefois se prévaloir d'une exhaustivité totale. Cette liste n'est bien évidemment pas figée et pourrait évoluer dans le temps au gré des améliorations consécutives à son application effective. Elle permet de considérer la GDRN comme une articulation de dix-sept enjeux regroupés dans cinq thématiques (Figure 23). Pour l'AMCD, la durabilité de chaque projet de décision de gestion pourrait être évaluée en estimant autant que faire se peut sa performance pour chacun des critères retenus.

Les indicateurs proposés devraient *a minima* être considérés pour toute évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques. Par contre, le choix des paramètres dépend de la spécificité de chaque cas. En effet, le raisonnement sous-jacent à l'élaboration de la grille est que les critères et indicateurs devraient être génériques à tout problème de gestion des risques tandis que les paramètres, et éventuellement les sous-paramètres, dépendraient des spécificités du cas étudié. Les paramètres pourraient être identifiés et sélectionnés au cas par cas en fonction des caractéristiques spécifiques du territoire, des orientations stratégiques retenues dans le cadre de son développement durable et de la disponibilité des données nécessaires à leur évaluation. Chaque système territorial étant particulier par sa géographie, son histoire, sa culture, les personnes qui y habitent et leurs comportements, etc., il semble judicieux de permettre au décideur de proposer les paramètres les plus adaptés au contexte de son étude. Le degré de pertinence de chaque paramètre pour les décideurs peut donc différer d'une commune à l'autre. Ceci donne une certaine flexibilité à la méthodologie et facilite son adoption par les décideurs.

⁹⁰ L'objectif est d'identifier les indicateurs qui permettent de bien cerner la GDRN compte tenu des connaissances actuelles ; même si ces connaissances sont imparfaites.



L'ordre dans lequel les indicateurs sont présentés n'a aucune signification. Source : Auteur

Figure 23 Critères et indicateurs de durabilité de la gestion des risques d'origine naturelle

Les critères et indicateurs retenus sont détaillés ci-après pour décrire l'information qu'ils sont censés véhiculer lorsqu'on tente d'appréhender la durabilité de la gestion des risques d'origine naturelle.

2.5.2.5 Indicateurs relatifs au critère « Efficacité technique et fonctionnelle »

Une décision est jugée efficace si son niveau de performance est conforme aux objectifs de gestion qui lui étaient assignés lors de sa conception. Le critère « *Efficacité technique et fonctionnelle* », composante métier de la grille d'évaluation, traduit l'objet spécifique des décisions dans le cadre de la GDRN : les possibilités de gains induits par la décision quant aux objectifs de réduction du risque (Vinet, 2007). Il permet de vérifier la pertinence d'une décision en fonction de ses performances techniques face aux risques d'origine naturelle au titre de la réduction/augmentation de l'aléa (Medina-Cetina et Nadim, 2007) et/ou de la vulnérabilité physique des bâtiments. Dans la perspective de la durabilité, en plus de la quête de pertinence des décisions, la pérennité de leur capacité à remplir les objectifs de protection des personnes et des biens devrait être souhaitable et recherchée.

- **Impacts sur l'aléa** : l'évaluation de cet indicateur revient à estimer les effets directs de la décision sur l'intensité, la probabilité d'occurrence et/ou l'étendue géographique de l'aléa ; bref cet indicateur permet la caractérisation de l'aléa résiduel sur le territoire suite à une éventuelle application de la décision.

- **Impacts sur la vulnérabilité physique du bâti** : l'évaluation de la performance technique porte également sur le potentiel de la décision à réduire la vulnérabilité structurelle des enjeux. Il est donc important d'estimer la vulnérabilité résiduelle (taux d'endommagement du bâti diminué/augmenté) potentiellement induite par une application de la décision.

– **Génération ou exacerbation de risques** : cet indicateur vise à vérifier si la décision évaluée est susceptible d'induire des risques de tout type et à estimer les risques potentiellement engendrés ou exacerbés par la décision sur le territoire de l'étude ou ailleurs. En effet, une décision de gestion peut causer une :

« ... possible aggravation, amplification d'un phénomène observé et, au final, sur la production d'une nouvelle génération de risques d'une autre ampleur, d'une autre dimension voire d'une autre nature » (Le Morvan, 2010)

2.5.2.6 Indicateurs relatifs au critère « Durabilité économique »

Dans l'optique du développement urbain durable, une décision de gestion des risques d'origine naturelle vise à renforcer le dynamisme économique et la valorisation du potentiel endogène de la commune concernée. Le critère « *Durabilité économique* » permet de jauger l'apport de la décision à l'essor économique du territoire en considérant :

– **Coûts totaux** : comme pour tout projet, la viabilité économique d'une décision de gestion s'avère un élément indispensable à sa concrétisation. L'évaluation économique des éventuelles options de gestion des risques permet aux décideurs d'analyser le caractère réalisable de chacune d'elles par rapport à son coût. Dans ce sens, l'estimation des coûts totaux de sa réalisation constitue un indicateur indispensable. Il peut s'agir des coûts globaux annualisés (investissement initial, maintenance, exploitation, coûts indirects et cachés, etc.) à une année donnée ou cumulés⁹¹ sur la période t à $t + \Delta t$ pour des comparaisons sur une base uniforme malgré des durées de vie différentes. Ces coûts peuvent être considérés tels quels pour quantifier l'effort économique annualisé ou cumulé sur une période donnée nécessaire à la mise en œuvre de la décision (Feuillette Le Gall *et al.*, 2013). Ils peuvent aussi être ramenés aux Dommages Evités Moyens Annualisés (DEMA)⁹² pour estimer la quantité de dommages évités pour 1 € investi (Arnaud et Croix, 2011).

– **Impacts sur la vulnérabilité économique** : cet indicateur permet de mesurer la contribution de la mesure de gestion à la réduction ou, au pire, à l'augmentation de la vulnérabilité économique du territoire à travers les dommages économiques moyens annualisés résiduels. C'est la somme des Dommages Moyens Annualisés résiduels (DMA) de l'instant t à l'instant $t + \Delta t$. Il exprime l'efficacité de la décision en termes monétaires (Bründl *et al.*, 2009) sans toutefois la mettre en rapport avec les coûts.

– **Création ou destruction d'opportunités économiques** : lors de la prise de décision le décideur doit se demander quelle est la réponse de chaque décision envisagée aux enjeux d'attractivité économique de son territoire. Cet indicateur l'aide à vérifier les répercussions de la décision sur le dynamisme des activités économiques locales en termes d'emplois, de richesses et de compétitivité (Dind, 2006). Il est censé mettre en évidence les opportunités économiques potentiellement générées ou mises en danger par l'application d'une décision donnée par suite d'une modification favorable ou défavorable du contexte territorial vis-à-vis des risques.

⁹¹ Les coûts globaux cumulés résultent de la somme des coûts globaux annualisés sur une durée donnée d'exploitation. Cette dernière peut être égale à la durée de vie du projet ou de valeur moindre.

⁹² Les DEMA sont obtenus par la différence entre les dommages sans et avec décision.

2.5.2.7 Indicateurs relatifs au critère « Durabilité sociale »

Analyser une décision à l'aune du critère « Durabilité sociale » revient à en apprécier la performance sociétale, entendue comme la contribution de cette décision à l'amélioration des conditions de vie des citoyens, grâce aux indicateurs de performance suivants :

– **Impacts sur la vulnérabilité sociale** : en pratique cet indicateur vise à renseigner le décideur sur les variations de la vulnérabilité de la population imputables à la décision (Benson et Twigg, 2007). L'essence de la gestion des risques étant de réduire les dommages, cet indicateur rend compte du nombre d'habitants soumis aux risques résiduels, de la capacité de la communauté à faire face à ces risques, à y résister et à se remettre de leurs impacts éventuels sur les différentes fonctions territoriales.

– **Acceptabilité sociale** : l'évaluation de l'acceptabilité sociale d'une décision permet de vérifier le degré d'acceptation par tous les acteurs impliqués et donc leur réaction face à sa mise en œuvre (Kuhlicke et Steinführer, 2010). L'acceptabilité sociale d'une décision dépend des contraintes liées à sa mise en œuvre, du consentement des acteurs à supporter ces contraintes et surtout de sa capacité à répondre aux attentes des différents acteurs (élus, entreprises, associations, citoyens, etc.). La recherche de la satisfaction de leurs préoccupations face aux risques doit constituer un des points essentiels de la planification de la gestion des risques.

– **Impacts sur la cohésion sociale/Équité** : cet indicateur permet au décideur de mener une réflexion relative aux conséquences sur la cohésion sociale et l'équité au sein de la société pouvant découler de la décision. Il lui permet de vérifier si la décision réduit les inégalités sociales, si ses retombées ou les investissements ou encore les efforts financiers sont répartis de façon équitable entre les acteurs, si elle est destinée en priorité aux populations les plus vulnérables, etc. (Dind, 2006).

– **Impacts sur le cadre de vie** : l'évaluation de ce critère permet de questionner une éventuelle amélioration/dégradation de la qualité du cadre de vie résultant de la décision (Nicolas *et al.*, 2001). Il s'agit de vérifier si la décision contribue à assurer un cadre de vie agréable à travers la disponibilité et/ou l'accès rapide/facile/suffisant aux aménités urbaines, la sécurité publique, etc.

– **Impacts sur l'identité territoriale** : à travers cet indicateur le décideur juge l'apport de la décision à la sauvegarde ou à la disparition des éléments représentant les valeurs⁹³ intrinsèques ou l'identité particulière du territoire (Union Européenne, 2010). Cet indicateur l'aide à répondre à son questionnement sur comment la décision peut-elle contribuer à valoriser le patrimoine culturel du territoire et à consolider son identité territoriale ?

2.5.2.8 Indicateurs relatifs au critère « Durabilité environnementale »

La performance environnementale d'une décision, évaluée à l'aide du critère « Durabilité environnementale », permet de comparer les avantages attendus de la mise en application de cette décision avec ses inconvénients potentiels du point de vue environnemental. Ce

⁹³ Il s'agit des patrimoines naturel (paysages particuliers et attrayants, aires protégées, présence d'espèces faunistiques et floristiques inhabituelles ou typiques, des particularités géologiques comme les lacs, falaises, etc.) et culturel/patrimonial (monuments, ruines, musées, savoir-faire, us et coutumes, etc.).

critère se réfère à la capacité de la décision à impacter positivement ou non le patrimoine environnemental du territoire. Dans le cadre de la GDRN il dépend des :

– **Impacts sur la vulnérabilité environnementale** : cet indicateur aide à conduire le diagnostic de la vulnérabilité environnementale résiduelle découlant de la mise en application de la décision. Cela revient à identifier la contribution de la décision en termes de protection des enjeux environnementaux du territoire tels que les paysages, les points de captage d'eau potable et de traitement des déchets, les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), les sites/sols pollués, la quantité de déchets post-catastrophes potentiellement générée par le risque résiduel, etc. (Barczak et Grivault, 2007).

– **Impacts environnementaux** : il permet de vérifier si la décision fait appel à des pratiques qui préservent ou ne détériorent pas le patrimoine environnemental. Son évaluation consiste à identifier les effets négatifs/positifs directs/indirects des mesures prévues par la décision tout au long de leur cycle de vie au niveau de la commune (superficie affectée ou ressources naturelles consommées par la mise en œuvre de la décision, risque de destruction d'habitats d'espèces faunistiques et floristiques, pollution, nuisances acoustiques et olfactives induites, etc.). Son objectif est de démontrer que le choix des décisions s'est effectué en respectant des considérations écologiques et d'identifier la ou les décision(s) la ou les plus acceptable(s) sur le plan environnemental (Tranquard, 2013).

2.5.2.9 Indicateurs relatifs au critère « Durabilité institutionnelle »

Dans une perspective de développement durable, l'idéal poursuivi est un développement qui soit porté par le plus grand nombre d'acteurs pour le plus grand nombre d'acteurs. Cela suppose le renforcement des capacités de l'« agir ensemble » pour favoriser l'adhésion à une démarche de gestion partagée par tous les acteurs concernés et renforcer la légitimité des réponses apportées aux risques. Le critère « Durabilité institutionnelle » fait référence à l'intégration des principes de bonne gouvernance afin de faciliter l'appropriation de la décision par les parties prenantes et de s'assurer que ses conséquences ne constitueraient pas un danger potentiel ni pour les générations présentes situées en dehors du territoire de l'étude ni pour les générations futures. Les points essentiels à examiner sont :

– **Réversibilité** : dans toute prise de décision de GDRN, le décideur devrait au moins se poser les questions suivantes. S'il advenait que la décision prise soit mauvaise, serait-il possible de revenir sur cette décision ? Pourrait-elle être requalifiée ou serait-elle complètement obsolète ? Avec cette décision les risques pourraient-ils par la suite être gérés via une autre option (par exemple une nouvelle technologie encore inconnue à l'heure actuelle) ? La réversibilité des décisions apparaît comme un facteur clé dans la mesure où lors de la prise de décision le décideur est face à plusieurs incertitudes. Cet indicateur lui permet de répondre un tant soit peu à ses questions en le renseignant sur la capacité de la décision à s'adapter aux inévitables perturbations du système urbain ou évolutions technologiques et à intégrer le principe de réversibilité dans le temps pour une équité-intergénérationnelle⁹⁴ (Faburel et Roché, 2012).

⁹⁴ Les générations futures auraient ainsi la possibilité de choisir la décision de gestion qui correspond le mieux à leur savoir-faire technique, à leurs normes et à leurs valeurs.

– **Niveau de concertation publique** : un processus décisionnel ouvert et participatif contribue à garantir que la décision finale sera comprise de tous les acteurs qu'elle concerne et qu'elle bénéficiera d'une large adhésion de leur part. En effet, selon Simon (2002) :

« *c'est grâce à une démarche de concertation que, véritablement, les projets d'infrastructure, de territoire se construisent sur des bases durables* ».

La concertation vise à informer les différents acteurs sur les avantages et les inconvénients d'une décision afin d'amener ceux-ci à mieux l'accepter au regard de la perception qu'ils ont de la capacité de la décision à gérer les risques conformément à leurs attentes. Elle permet aussi d'identifier les éventuelles contestations liées à sa mise en œuvre afin d'y trouver des mesures correctives. La concertation contribue à une meilleure acceptabilité sociale des décisions. Cet indicateur rend compte du degré d'intégration des attentes des différents acteurs afin de mieux mettre en cohérence les actions prévues par la décision avec ces attentes. L'implication des acteurs dans toutes les étapes clés de la définition de la décision contribue à aboutir à une décision portant sur l'option/les options préférentielle(s)⁹⁵ de gestion du risque traité favorisant ainsi son/leur acceptabilité.

– **Cohérence avec les politiques communales** : il est essentiel de vérifier la cohérence de la décision de gestion avec les différentes politiques de développement du territoire afin d'en identifier les effets pervers éventuels (Desjeux *et al.*, 2011). Toute décision devrait être questionnée sous cet angle pour mettre en perspective ses opportunités et contraintes collatérales pour d'autres champs thématiques de développement durable. Cette démarche permet d'assurer la gestion des risques sans pour autant nuire aux efforts de développement de la société. Cet indicateur permet de vérifier l'articulation de la décision avec la planification urbaine ainsi que les autres politiques publiques communales de développement durable.

– **Cohérence territoriale** : la ville est souvent au cœur d'un ensemble d'interactions dont les points de départ et/ou d'arrivée sortent du cadre de la ville *stricto sensu*. De ce fait, se cantonner uniquement à l'échelle de la commune pour l'étude des problématiques urbaines telles que la gestion des risques d'origine naturelle peut paraître insuffisante car les conséquences des décisions peuvent largement dépasser les limites administratives de la ville. Ainsi, même si une commune a la capacité de s'engager unilatéralement dans une démarche de gestion des risques, il est souhaitable qu'elle veille à ce que les effets pervers éventuels de ses décisions ne pénalisent le développement durable des territoires avoisinants. Prendre en compte cet indicateur revient à déterminer le degré d'insertion de la décision dans une réflexion territoriale. Il permet de considérer une échelle spatiale plus large que la commune afin de s'assurer que la GDRN dans une commune ne se fasse au détriment des communes voisines (Rocher et Serrano, 2005).

2.5.3 Spécificités du protocole proposé pour le calcul du potentiel de durabilité

Le protocole d'évaluation de la durabilité proposé est caractérisé par :

– une combinaison d'indicateurs quantitatifs et qualitatifs pour garantir une évaluation exhaustive et exempte de toute exclusion des aspects difficilement quantifiables ;

⁹⁵ Il apparaît judicieux que le décideur prenne en compte le niveau souhaité de protection des différents acteurs.

- un recours à des indices composites pour donner une vision synthétique de la performance au niveau des indicateurs/critères et
- une approche d'évaluation relative plutôt qu'une approche basée sur la valeur intrinsèque de la performance des décisions au regard de chaque aspect considéré.

2.5.3.1 Une combinaison d'indicateurs quantitatifs et qualitatifs pour accompagner la prise de décision de gestion des risques

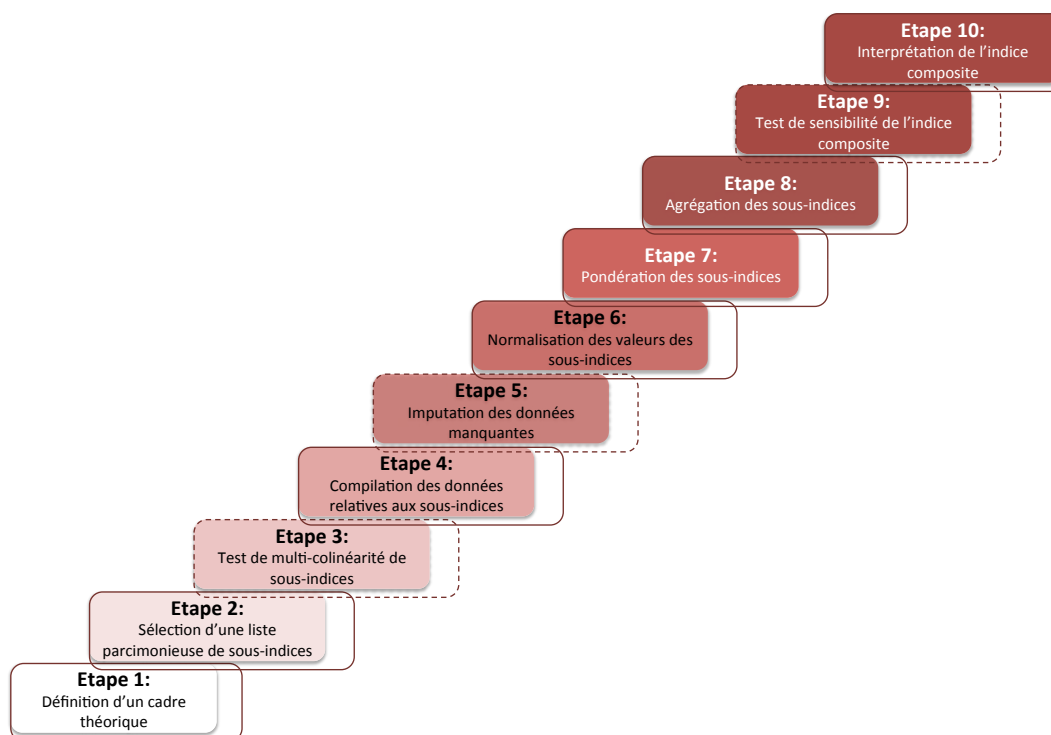
Comme dans tous les champs d'application de la durabilité, les indicateurs d'évaluation des décisions de gestion peuvent ne pas être tous forcément quantitatifs (Fevre-Gautier, 2009). Le panel d'indicateurs de GDRN regroupe à la fois des indicateurs quantitatifs et qualitatifs. Les indicateurs quantitatifs expriment une appréciation chiffrée (nombre de logements en zone à risque, taux de chômage, coût des dommages liés aux risques, etc.). Ils sont essentiellement associés aux critères « *Efficacité technique et fonctionnelle* » et « *Durabilité économique* ». Dans le cadre des travaux de cette thèse, seuls les indicateurs quantitatifs sont subdivisés en paramètres. Ils résultent donc de descripteurs quantifiables fondés sur des mesures, des données statistiques, des normes, des sorties de modèles et outils de calcul existants, etc. Voir en annexes pour des détails sur les modes d'évaluation des différents paramètres (Annexes A3) qui sont susceptibles d'être mobilisés dans l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain.

Les indicateurs qualitatifs sont plus difficiles à appréhender que les indicateurs quantitatifs. Ils expriment des niveaux d'appréciation (niveau d'équité d'une décision, degré de flexibilité, etc.) à travers des mots, des couleurs ou des symboles et sont établis à partir d'observations, de descriptions, d'opinions, d'une connaissance experte, etc. Cependant, les niveaux d'appréciation exprimés peuvent être transformés en données chiffrées en utilisant des matrices, des codifications ou des échelles de notation. Les indicateurs de ce type sont majoritairement associés aux critères « *Durabilité sociale* » et « *Durabilité institutionnelle* » pour des raisons d'absence de méthodes d'évaluation quantitative ou de difficultés à mettre en place de telles méthodes.

L'élaboration du référentiel a ouvert la voie à une réflexion sur l'élaboration d'un protocole d'évaluation de la performance des décisions (voir étape 3.2 de la Figure 18). Une démarche méthodologique a été élaborée pour quantifier ou qualifier les différents indicateurs. Cette démarche a donc été construite selon la nature de l'indicateur (quantitative ou qualitative respectivement). Selon González *et al.* (2013), un outil d'aide à la décision est efficace s'il est capable de procurer au décideur une vision claire et synthétique des éléments d'analyse de la problématique décisionnelle. A cet effet, le protocole de calcul a été conçu de manière à obtenir une méthodologie d'évaluation souple, pragmatique, compréhensible et facile à utiliser. Il est fondé sur des indices composites qui ont le mérite de présenter l'information de manière synthétique, simple, lisible et donc accessible à la majorité des acteurs impliqués même s'ils n'ont aucune expertise sur le sujet (Stevens, 2006). Il a été construit dans une logique de généricité pour permettre aux utilisateurs de l'adapter aux spécificités de leur étude en leur laissant la liberté de réaliser différents choix méthodologiques tout au long du processus d'évaluation.

2.5.3.2 Une méthodologie d'évaluation basée sur des indices composites

Comme le constatent Cambon et Ladouceur (2013), les indices composites sont de plus en plus utilisés par les décideurs pour évaluer les performances des territoires dans de nombreux domaines. De ce fait, le protocole proposé repose sur le calcul d'indices composites de performance construits en suivant les étapes recommandées par l'OCDE (Freudenberg, 2003 ; Nardo *et al.*, 2008) pour la construction de tels indices. Les différentes étapes de la construction d'un indice composite, représentées schématiquement par la Figure 24, sont les suivantes.



Les étapes entourées de pointillés ne sont pas nécessairement obligatoires

Source : inspiré de Nardo *et al.*, 2008

Figure 24 *Étapes de construction d'un indice composite*

– **La définition d'un cadre théorique** : permet de comprendre clairement le phénomène multidimensionnel à mesurer à travers une description de la finalité de l'indice et fournit la base pour la sélection des sous-indices pertinents. Une mauvaise définition du cadre théorique aura des répercussions sur les autres étapes de sa construction aboutissant ainsi à des interprétations équivoques ou erronées. Cette étape conditionne donc le succès de l'indice composite à renseigner par le décideur sur l'adéquation d'une décision.

– **L'identification et sélection des sous-indices pertinents** : les variables constitutives d'un indice composite sont choisies suivant plusieurs exigences dont le plus important est leur pertinence vis-à-vis du phénomène mesuré. Cette étape aboutit également à la détermination des types de données nécessaires (et par conséquent leurs méthodes de collecte respectives) à la construction de l'indice composite.

Après avoir retenu le panel de critères et d'indicateurs d'évaluation de la GDRN, ces deux premières étapes sont supposées en partie réalisées. Il revient au décideur de contextualiser

la méthodologie par la sélection des paramètres spécifiques à son cas d'étude afin de bien représenter les différents indicateurs quantitatifs.

– **La réalisation de tests de multi-colinéarité sur les sous-indices** : le souci de représenter de façon exhaustive les phénomènes complexes représentés par les indices composites peut aboutir à un risque de redondance et de corrélation entre les différents sous-indices qui leur sont associés. Il est indispensable de mesurer les coefficients de corrélation entre les sous-indices pour vérifier s'il existe ou pas un problème de colinéarité pouvant affecter par la suite l'interprétation de l'indice composite.

Ces tests n'ont pas été réalisés sur les indicateurs sélectionnés ; la sélection ayant été faite de façon à limiter les redondances. Il faut reconnaître que les redondances ne peuvent toutefois pas être totalement évitées dans les contextes complexes (Thivierge, 2011) comme la GDRN en milieu urbain.

– **L'imputation des données manquantes** : en réalité, les données d'entrée nécessaires au calcul de l'indice composite ne sont pas toujours disponibles en totalité. Pour contourner cette difficulté, l'option la plus simple est d'exclure tout simplement les sous-indices pour lesquels les données sont manquantes du processus de construction de l'indice composite (*case deletion*). A défaut d'une exclusion des sous-indices non totalement renseignés, l'autre option consiste à fournir un ensemble complet de données grâce à l'imputation qui permet de reconstruire des données plausibles afin de les substituer aux valeurs manquantes.

Les approximations peuvent se faire par des méthodes de substitution d'indicateurs tendanciels (moyennes, médianes ou modes), de corrélation, de régression (linéaire, chaîne de Markov, simulations Monte Carlo, Bootstrap, etc.) d'interpolation au plus proche voisin, etc. (Jaulent, 2007 ; Nardo *et al.*, 2008 ; Glasson-Cicognani et Berchtold, 2010). Bien que l'imputation puisse permettre de minimiser les biais induits par les données manquantes, elle ne saurait être une panacée. En cas d'imputation, il convient de toujours garder à l'esprit l'incomplétude des données utilisées pour l'estimation car les données imputées ne sont pas équivalentes à des données réelles. Les considérer comme telles réduit l'intervalle de confiance de l'indice composite (Dialga et Le, 2014).

– **La normalisation des valeurs des sous-indices** : l'indice composite résulte d'une combinaison mathématique entre plusieurs sous-indices qui n'ont pas forcément des unités de mesure identiques. La normalisation est donc une méthode de transformation qui permet d'assigner une nouvelle valeur aux sous-indices pour régler les problèmes d'hétérogénéité des unités de mesure et/ou de valeurs extrêmes (Jaulent, 2007) et pour en vue de ramener ces sous-indicateurs à une échelle commune. Cette étape permet d'exprimer les sous-indices soit dans une unité commune ou soit sans unité afin de faciliter les comparaisons. Elle peut également être nécessaire avant d'effectuer l'agrégation des sous-indices (selon la méthode d'agrégation retenue).

La normalisation peut se faire suivant plusieurs méthodes (Freudenberg, 2003 ; Nardo *et al.*, 2008 ; Hudrliková et Kramulová, 2013 ; Dialga et Le, 2014) parmi lesquelles l'attribution de score (*scoring*), le calcul de la distance à une valeur de référence, la normalisation centrée réduite (méthode Z-scores), le calcul du ratio à la moyenne ou à la valeur maximale, le

classement (*ranking*), la transformation logarithmique, la méthode Min-Max, etc. La sélection de la méthode de normalisation la plus adéquate n'est pas triviale ; elle dépend des propriétés des données d'entrée et des objectifs de l'indice composite (Ebert et Welsch, 2004). Les méthodes de normalisation présentent des avantages et des inconvénients et aboutissent à des résultats différents ; de ce fait aucune n'est pleinement satisfaisante (Nardo *et al.*, 2008). Le choix de l'une ou de l'autre des méthodes doit prendre en considération les objectifs du décideur, le nombre et la nature des sous-indices (quantitatifs et/ou qualitatifs), etc.

Le Tableau 9 fait un récapitulatif des méthodes les plus souvent rencontrées dans la littérature relative à la construction des indices composites. Ce tableau intègre également les résultats d'un exemple destiné à illustrer les différences entre les méthodes. Il s'agit d'obtenir la valeur normalisée d'un paramètre dont la performance est de 12,3 % ce qui le classe en 17^{ème} position sur un total de 40 paramètres ayant des performances entre 3,4 % et 29,7 % (pour une performance référentielle de 15 %, une moyenne de 16,55 % et un écart-type de 3,41 %). Pour la catégorisation des points allant de 1 à 5 sont attribués aux performances suivant des classes de pas isométriques de 20 % ; soit une note de 2 pour une performance comprise entre 21 % et 40 %.

– **La pondération des sous-indices** : avant de passer à l'agrégation il est indispensable de répondre à la question suivante : Faut-il attribuer le même poids à tous les sous-indices ou faut-il leur attribuer des poids différents, et si oui, lesquels et comment les choisir ? La pondération consiste à attribuer des poids à chacun des sous-indices en fonction de son importance pour la représentation de l'indice composite et/ou de la fiabilité des données (Cambon et Ladouceur, 2013). Elle peut introduire une hiérarchisation entre les sous-indices : plus le poids est élevé plus le sous-indice est important (Bragança *et al.*, 2007). La pondération des différents sous-indices lors de la construction d'un indice composite est une étape encline à la subjectivité des décideurs tout comme l'agrégation. Il existe une pluralité de procédures de pondération : programmation linéaire, régression économétrique, sondage d'opinions, dire d'experts (Budget Allocation Process, Benefit Of the Doubt, AHP, etc.), enseignements tirés de contextes d'étude semblables, référentiels résultant de travaux scientifiques, etc. (Wong, 2006 ; Tanguay et Rajaonson, 2012).

Quelle que soit la méthode adoptée, il est souvent difficile d'obtenir un consensus autour des poids obtenus (Carlevaro *et al.*, 2002) car ceux-ci sont inévitablement issus de jugements de valeur des différents acteurs. Bien que la pondération ne puisse jamais être exempte de critiques (compte tenu de la part de subjectivité qui lui est inhérente), l'essentiel c'est que le processus d'attribution des poids soit transparent et clairement définis. Cette étape est importante car les différentes combinaisons de poids influencent sensiblement la valeur finale de l'indice composite (Floridi *et al.*, 2011 ; Minvielle *et al.*, 2011).

– **L'agrégation des sous-indices** : Avec ou sans pondération différentielle, les sous-indices sont ensuite agrégés pour aboutir à une valeur unique. En général, les techniques d'agrégation des composantes d'un indice composite sont l'addition, la multiplication ou la sélection (Carlevaro *et al.*, 2002). Le choix d'une technique donnée doit rendre compte des

formes d'interaction (neutralité⁹⁶, superposition, synergie, antagonisme) existantes entre les composantes. L'addition correspond à une superposition, la multiplication à une synergie ou un antagonisme et la sélection est utilisée en cas de neutralité entre les sous-indices.

Tableau 9 Caractéristiques des méthodes de normalisation les plus courantes

	Description	Avantages	Inconvénients
<i>Technique de classement (ranking)</i>	Classement relatif des sous-indices relatifs à chaque élément évalué entre eux Exemple : 17	Simple Non affectée par les valeurs aberrantes Suivi de la performance au niveau des sous-indices dans le temps en fonction de leur position relative	Pas de scores rien que des rangs Impossibilité de faire des analyses sur la variation des performances absolues dans le temps par perte d'informations
<i>Normalisation centrée réduite ou de standardisation (Z-scores)</i>	Conversion des sous-indices sur la base d'une échelle commune de moyenne 0 et d'écart-type 1 Calcul de l'écart réduit entre un sous-indice et la valeur moyenne des sous-indices Exemple : - 1,25	Facile à comprendre Maintien des démarcations dans le spectre de valeurs des sous-indices Distinction facile des sous-indices qui se démarquent	Fort influence des sous-indices à valeur démarquée sur la valeur de l'indice composite
<i>Méthode Min-Max ou redistribution des valeurs</i>	Redistribution des valeurs des sous-indices pour qu'elles aient des étendues identiques ([0; 1]) en soustrayant des sous-indices la valeur minimale et en divisant la différence par l'étendue de la gamme de valeurs des sous indices Exemple : 0,34	Echelle de variation identique pour tous les sous-indices	Elargissement de l'étendue de la gamme de valeurs des sous-indices Distorsions sur la valeur des sous-indices transformés : augmentation du nombre de valeurs extrêmes avec pour conséquence une influence plus importante sur l'indice composite
<i>Méthode par la distance à une valeur de référence (benchmark scale-ratio)</i>	Détermination du positionnement relatif d'un sous-indice par rapport à une valeur de référence choisie de façon plus ou moins arbitraire (seuil, cible, etc.) Exemple : - 0,18	Simple et facile à comprendre Echelle de variation identique pour tous les sous-indices	Nécessite la définition d'une référence Problème de fiabilité des valeurs de référence Possibilité de distorsions dues aux valeurs extrêmes en fonction du type de valeur de référence choisi
<i>Méthode de catégorisation (categorical scale)</i>	Attribution de score chiffré ou cote par classes de performance Exemple : 1	Simple Non affectée par les valeurs aberrantes Catégorisation de sous-indices quantitatifs ou qualitatifs	Fort perte d'informations sur la variance Fort subjectivité compte tenu du choix arbitraire des bornes des catégories Problème d'identification du meilleur niveau de détail

Source : Freudenberg, 2003; Nardo *et al.*, 2008 ; Cambon et Ladouceur, 2013 ; Hudríková et Kramulová, 2013

⁹⁶ On parle de neutralité entre les sous-indices lorsque l'effet combiné de tous les sous-indices est égal à l'effet individuel le plus important (plus dommageable ou plus bénéfique selon l'objectif du décideur).

Ces différentes techniques d'agrégation ne sont pas équivalentes entre elles et peuvent avoir une influence sur les résultats. L'agrégation sélective qui stipule d'agréger les sous-indices en ne retenant que la valeur minimale ou maximale de l'ensemble des sous-indices est relativement peu utilisée. Les deux techniques agrégatives les plus couramment utilisées sont donc la moyenne arithmétique et la moyenne géométrique ; pondérées ou non (Juwana *et al.*, 2012). La principale différence entre ces dernières est que l'approche géométrique implique une compensation partielle et tient compte des différences dans les sous-indices tandis que l'agrégation arithmétique implique une compensation totale, ce qui rend ses résultats sensibles aux valeurs extrêmes.

Dans la mesure où la compensation semble inévitable lors de l'agrégation des sous-indices en indice composite, une compensation interne à un critère est plus tolérée qu'une compensation entre les critères (Thivierge, 2011). Aussi, les agrégations Agreg. 1 et Agreg. 2 (Figure 19) sont imposées par le protocole de calcul ; seules les agrégations (Agreg. 3 et temporelle) qui correspondent concrètement à la conduite de l'analyse multicritère sont laissées au libre choix du décideur.

L'intérêt des indices composites est de faciliter la prise de décision en résumant des situations multidimensionnelles en une information condensée et simple de manière à ce qu'elles soient aisément communicables et compréhensibles pour différents acteurs. Néanmoins, les indices composites soulèvent un problème de subjectivité car la majorité des choix méthodologiques (normalisation, pondération, agrégation, etc.) sous-jacents à leur construction dépendent de jugements de valeur (Saisana et Tarantola, 2002) puisqu'il n'existe pas de règles standard pour leur construction (Dialga et Le, 2014). Pour Singh *et al.* (2009), la robustesse de ces choix peut être questionnée par des analyses de sensibilité qui permettent d'arbitrer entre les méthodes. Pour résoudre le problème de l'adéquation du choix des méthodes, il convient de tester leur influence sur la variabilité des résultats afin de vérifier si l'indice composite est stable ou au contraire très sensible au choix d'une méthode donnée. L'analyse de sensibilité permet ainsi de déterminer la ou les méthodes pertinente(s) pour chacune des étapes de la construction de l'indice.

Compte tenu des forces et faiblesses des méthodes de normalisation, de pondération et d'agrégation utilisées dans le processus de construction des indices composites, ces derniers doivent être interprétés avec prudence et ne servir juste que de valeurs indicatives pour la résolution de la problématique traitée. Néanmoins, l'absence d'objectivité dans les choix méthodologiques ne remet pas nécessairement en cause la validité d'un indice composite, tant et aussi longtemps que le processus de sa construction est transparent. Malgré toutes les critiques, les indices composites restent sans doute l'un des meilleurs supports pragmatiques de communication pour la prise de décision.

2.5.3.3 L'évaluation relative comme modalité d'estimation de la durabilité des décisions

En pratique, une évaluation absolue de la durabilité est impossible sans une expérimentation sur le long terme pour cerner concrètement l'essence de la durabilité et asseoir un jugement absolu sans risque de se tromper (Bockstaller *et al.*, 2001). A ce titre, le protocole de calcul a été élaboré à partir de l'hypothèse selon laquelle le potentiel de durabilité d'une décision de

gestion ne peut être valablement évalué que de manière relative. Comme indiqué dans le chapitre précédent, une évaluation relative implique une comparaison de la performance de l'objet évalué à différentes situations de référence. Le choix d'une situation ou d'une valeur de référence est donc indispensable pour déterminer le cadre par rapport auquel les décisions de gestion seront évaluées (Acosta-Alba et Van der Werf, 2011).

La valeur de référence peut être un degré de durabilité souhaitable (Van Cauwenbergh *et al.*, 2007) ou un seuil critique (Wiek et Binder, 2005 ; Zahm *et al.*, 2006) établi à partir de normes, jugements d'experts et d'études empiriques relatifs à la gestion des risques d'origine naturelle ainsi que des spécificités territoriales (Acosta-Alba et Van der Werf, 2011). Elle peut également correspondre à une valeur issue soit d'une mise en perspective historique par rapport à une année donnée, soit de la performance de la situation antérieure à la mise en application de la décision (Klijn *et al.*, 2009), soit de la performance d'une situation similaire ou concurrente à celle de l'étude, etc.

Le maintien du statu quo ou « *option zéro* », correspondant à la situation courante sans aucune modification de l'approche de gestion des risques d'origine naturelle c'est-à-dire à une non-application des décisions de gestion envisagées, est considéré comme situation de référence dans le cadre de cette thèse. Ce choix est justifié par le fait que la prise en compte du statu quo dans un processus de prise de décision permet de mieux justifier le bien-fondé de la décision (Leduc et Raymond, 2000). L'approche adoptée vise ainsi à déterminer l'écart entre les conséquences des décisions et celles de la situation initiale à un instant $T_0 + \Delta t$ en gardant à l'esprit que cette situation de référence n'est pas figée mais évolue selon un scénario tendanciel. En effet, un système en situation de statu quo poursuit son évolution « *naturelle* » dictée tant par sa dynamique interne que par des facteurs exogènes (Favre D'Arcier, 1998).

2.5.4 Protocole d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion

Compte tenu du fait que la méthodologie d'évaluation combine des indicateurs quantitatifs et qualitatifs, le protocole de calcul a été élaboré de façon à tenir compte de la nature des indicateurs. La procédure générale d'évaluation des paramètres aux critères est synthétisée par la Figure 25. Les données d'entrée correspondent soit aux valeurs des paramètres soit directement aux valeurs des conséquences traduites par les indicateurs qualitatifs.

La conception du protocole s'est appuyée sur une étude de cas théorique. Pour une meilleure compréhension de chacune de ces étapes, des exemples issus de cette étude illustrent les calculs concernant chaque équation. Les étapes d'évaluation de la durabilité telles qu'elles sont présentées ci-après correspondent à des conditions d'évaluation où les données d'entrée sont supposées déterministes.

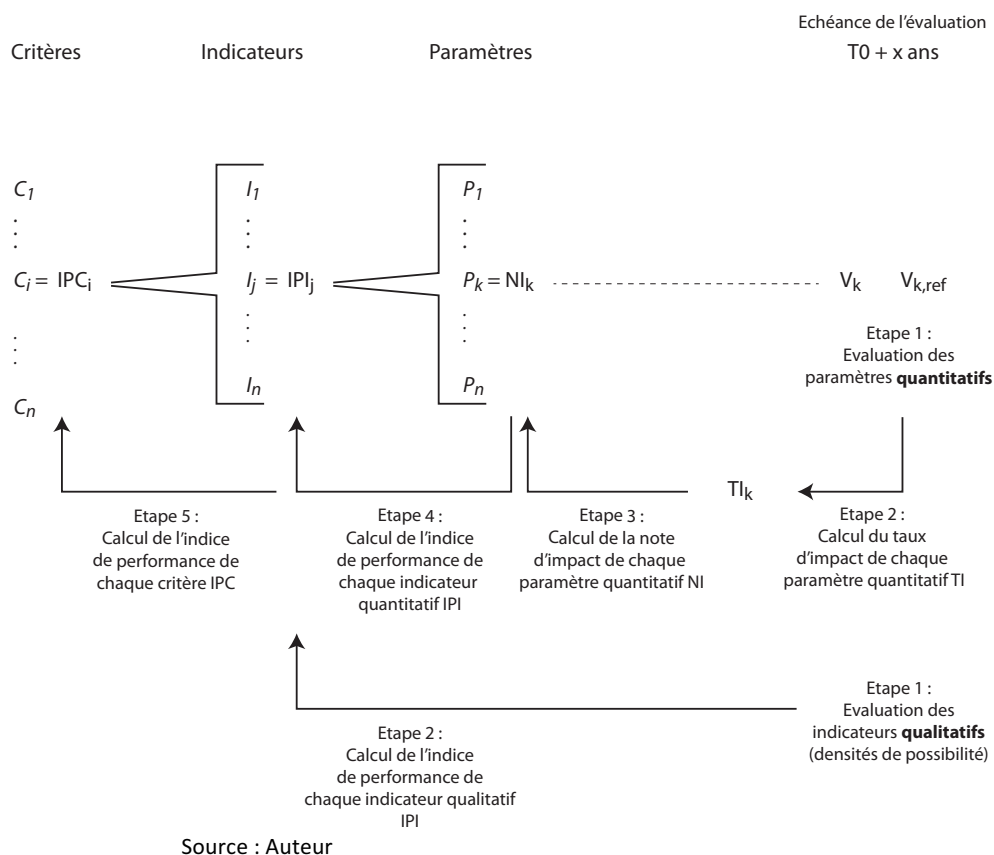


Figure 25 Processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle

2.5.4.1 Une étude de cas théorique comme base de développement du protocole de calcul

Cette étude de cas théorique porte sur la commune virtuelle de Merveille-sur-la-bleue soumise à des risques liés à des inondations. Trois approches de gestion différentes (Alter. 1, Alter. 2 et Alter. 3) ont été évaluées par rapport à une situation de statu quo. Pour cette étude de cas, l'hypothèse de travail suppose que tous les indicateurs de durabilité retenus sont quantitatifs. Ils ont de ce fait tous été subdivisés en paramètres (voir Annexes A2). Les paramètres sont proposés à titre illustratif. Néanmoins cette liste de paramètres pourrait constituer un socle commun auquel il serait utile aux décideurs de se référer lors de l'analyse des stratégies de gestion des risques d'origine naturelle. Elle n'a pas vocation à être exhaustive et les paramètres peuvent ne pas être tous renseignés à chaque évaluation.

Le jeu de données généré à cet effet ne correspond pas nécessairement à une situation réelle, l'essentiel était d'avoir des données chiffrées pour démontrer la faisabilité de l'approche proposée. Ce cas test permet donc de valider la méthodologie avant son application à une étude de cas réelle.

2.5.4.2 Evaluation de la performance au niveau des indicateurs quantitatifs

L'évaluation de la performance des indicateurs quantitatifs pour chaque décision se décline en trois phases : estimation des données d'entrée (valeurs des paramètres) de l'évaluation de chaque décision, évaluation de la performance au niveau des paramètres et calcul de l'indice de performance de chaque indicateur.

Estimation des données d'entrée ou valeurs des paramètres

Afin d'appréhender les différents indicateurs retenus, le décideur est appelé à sélectionner (dans la littérature existante sur la durabilité et selon les spécificités du contexte propre au cas étudié) des paramètres associés à ces indicateurs. Tout comme pour les indicateurs, la sélection des paramètres est guidée par les conséquences potentielles des décisions et les spécificités du territoire.

A titre d'exemple, pour l'indicateur « *Impacts sur la vulnérabilité environnementale* » il s'agira d'identifier et de répertorier les déterminants de la vulnérabilité environnementale du territoire. Ce sont des éléments qui, lorsqu'ils sont situés dans les enveloppes des zones à risque, sont sources d'insécurité environnementale pour le territoire. Il s'agit, entre autres, des espaces naturels protégés, des espaces naturels non protégés, des zones à intérêt paysager, des espaces verts urbains aménagés, des habitats aquatiques, des espèces d'intérêt ou menacées de disparition, de points de captage d'eau potable, des stations de traitement des eaux usées, des unités de traitement et de stockage de déchets, des installations classées (manipulation de substances polluantes) et des sites pollués. A ces paramètres peuvent s'ajouter des éléments qui peuvent potentiellement être nocifs au patrimoine environnemental lorsque les risques se réalisent comme le gisement de déchets post-catastrophes générés.

Après leur définition, les paramètres sont renseignés en s'aidant des méthodes et modèles existants. Chaque paramètre peut être renseigné par un ou plusieurs méthodes/modèles de calcul. Le choix de ces méthodes/modèles peut également être une source d'incertitudes. Les valeurs des paramètres ainsi obtenues permettent de caractériser chaque décision et servent de données d'entrée pour son évaluation.

Attribution d'une note de performance aux paramètres

La procédure de notation retenue se fait en deux temps. Elle consiste d'abord à calculer un **taux d'impact (TI)** qui représente le taux de variation de la performance de la décision évaluée en comparaison à la performance de la situation de référence (Opschoor et Reijnders, 1991). Cette étape permet de révéler l'ampleur de l'impact de la décision par rapport à la situation de référence pour chacun des paramètres (Myllyviita *et al.*, 2013). Le TI est donc le ratio de la valeur ajoutée (positive ou négative) de la décision sur la valeur de référence comme l'indique l'équation [1] où V_{strat} est la donnée de la décision et V_{ref} la donnée de référence. Pour la simplification des calculs, les conditions suivantes sont fixées lorsque la donnée de référence est nulle ($V_{ref} = 0$) :

- TI = 0 % lorsque $(V_{strat} - V_{ref}) = 0$ et
- TI = ± 100 % lorsque $(V_{strat} - V_{ref}) \neq 0$

$$TI = \frac{V_{strat} - V_{ref}}{V_{ref}} \quad [1]$$

A titre d'exemple, dans l'étude de cas théorique, les valeurs du paramètre « *Quantité totale de déchets susceptibles d'être générés par la survenue d'une inondation* » associé à l'indicateur « *Impacts sur la vulnérabilité environnementale* » sont respectivement de 56 t et

40 t pour le statu quo (V_{ref}) et Alter. 1 (V_{strat}), ce qui donne un TI de - 28,57 %. La conclusion est que Alter. 1 permet de diminuer le gisement de déchets post-catastrophes de 28,57 %.

Une normalisation par la méthode de catégorisation permet ensuite de transformer le TI en **note d'impact (NI)**. La NI constitue la performance de durabilité au niveau des paramètres. Cette étape consiste à passer d'une échelle cardinale (en pourcents) à une échelle ordinale de spectre plus réduit pour faciliter les agrégations futures. Elle peut se faire par une codification basée sur des barèmes de percentiles, de type échelle de Likert. Vu que les conséquences des décisions de gestion peuvent aller dans un sens positif ou négatif, les échelles sont bidirectionnelles et symétriques. Les valeurs positives caractérisent les impacts avantageux et les négatives s'appliquent aux désavantages ; le zéro correspond à l'absence de variation (neutralité des impacts).

Le choix de l'échelle est un élément déterminant dans l'évaluation. En effet, selon l'échelle utilisée, la performance d'une décision peut varier pour un même paramètre donné. La taille de l'échelle dépend de la précision que le décideur souhaite donner à ses estimations. Dans le souci de garantir une certaine souplesse de la méthodologie, deux échelles de notation sont suggérées au décideur : une échelle isométrique à neuf points caractérisée par des pas identiques de 25 % (représentée par le Tableau 10) et une autre à vingt-et-un points (pas identiques de 10 %). Les NI vont alors varier de - 4 à + 4 avec la première échelle et de - 10 à + 10 avec la seconde. La notation⁹⁷ sera moins fine avec l'échelle à neuf points qu'avec celle à vingt et un points alors que l'utilisation d'une échelle à vingt et un points peut sembler plus fastidieuse. La NI obtenue à partir du TI de l'exemple précédent serait de + 2 sur une échelle à neuf points ou de + 3 sur une échelle à vingt-et-un points. La réduction des déchets post-catastrophes est idéalement recherchée ce qui constitue un impact positif pour Alter. 1 d'où des NI positives.

Tableau 10 Echelle isométrique de normalisation en fonction de la nature de l'impact de la décision

Intervalle de valeur du taux d'impact (TI)	Impact positif	Note d'impact (NI)	Impact négatif	Note d'impact (NI)
TI > 0,75	Avantage très élevé	4	Désavantage très élevé	- 4
0,75 ≥ TI > 0,5	Avantage élevé	3	Désavantage élevé	- 3
0,5 ≥ TI > 0,25	Avantage moyen	2	Désavantage moyen	- 2
0,25 ≥ TI > 0	Faible avantage	1	Faible désavantage	- 1
TI = 0	Impact nul	0	Impact nul	0

Source : Auteur

Les échelles de notation ne sont pas nécessairement isométriques ; il est possible d'adopter des échelles ayant des pas variables pour mieux faire ressortir la sensibilité des paramètres en fonction des spécificités du cas d'étude. Le Tableau 11 présente un exemple d'échelle non

⁹⁷ Il n'existe pas forcément de rapport proportionnel entre les notes obtenues : une décision notée 2 n'a pas forcément un impact deux fois plus grand qu'une décision ayant la note 1.

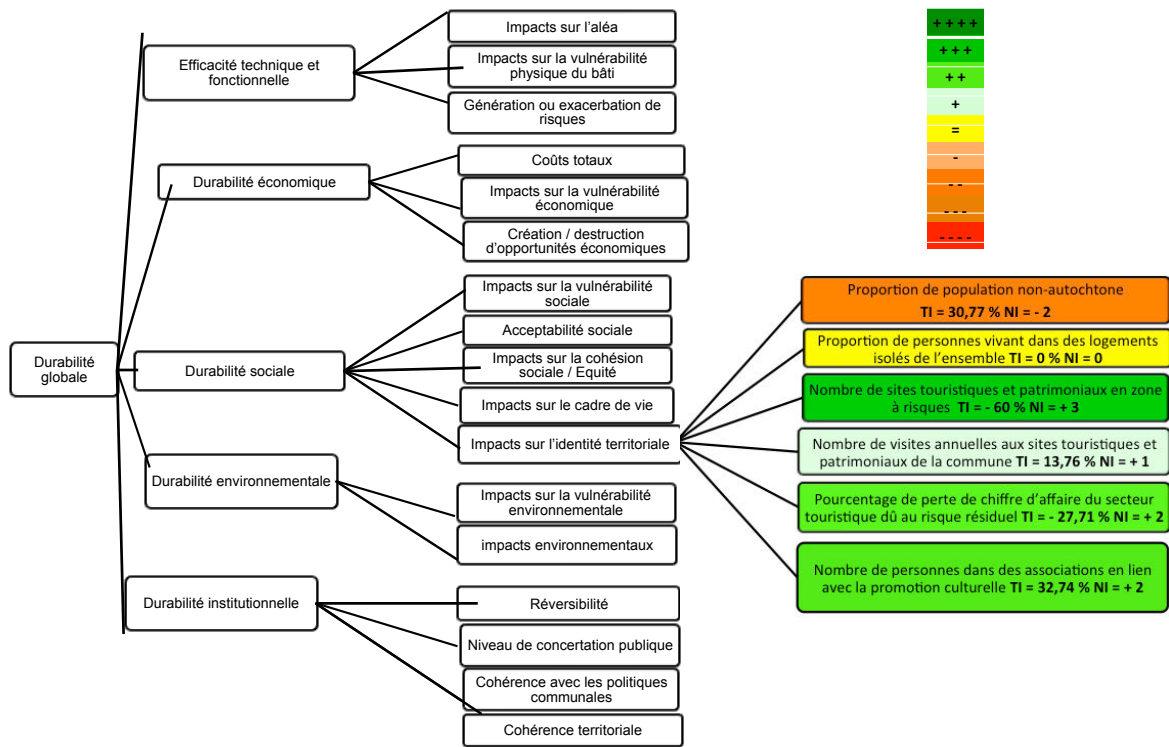
isométrique dans lequel le niveau d'impact augmente à un rythme plus rapide que dans le cas d'une échelle isométrique. Le décideur est libre d'adopter une échelle de notation spécifique à chaque paramètre pour mieux traduire l'importance des paramètres. L'essentiel c'est de faire preuve de cohérence en utilisant une même échelle spécifique à un paramètre donné pour toutes les options évaluées et d'homogénéiser les notes avant leurs agrégations.

Tableau 11 Exemple d'échelle non isométrique de normalisation en fonction de la nature de l'impact de la décision

Intervalle de valeur du taux d'impact (TI)	Impact positif	Note d'impact (NI)	Impact négatif	Note d'impact (NI)
$TI > 0,5$	Avantage très élevé	4	Désavantage très élevé	- 4
$0,5 \geq TI > 0,2$	Avantage élevé	3	Désavantage élevé	- 3
$0,2 \geq TI > 0,1$	Avantage moyen	2	Désavantage moyen	- 2
$0,1 \geq TI > 0$	Faible avantage	1	Faible désavantage	- 1
$TI = 0$	Impact nul	0	Impact nul	0

Source : Auteur

A ce stade les répercussions positives et négatives de chaque décision peuvent être synthétisées sous forme d'un graphique synoptique représentant l'arbre hiérarchique de la problématique de gestion des risques sans aucune agrégation. Compte tenu du nombre relativement élevé des paramètres que le décideur doit manipuler, un graphique peut s'avérer plus parlant qu'un tableau. L'utilisation d'un code couleur peut faciliter l'identification des situations avantageuses et désavantageuses par le décideur. Selon le principe d'un feu tricolore les couleurs verte, jaune et rouge peuvent être utilisées pour représenter la nature et l'ampleur de l'impact afin de capter visuellement l'attention du décideur. La couleur verte peut être utilisée pour désigner des impacts positifs, le jaune pour indiquer l'absence d'impacts et le rouge pour les impacts négatifs ; les classes d'impact étant représentées par un dégradé de la couleur verte ou rouge. Cette représentation permet d'identifier les forces et faiblesses des décisions déjà au niveau des paramètres (cas des indicateurs quantitatifs) qui représentent la réalité du contexte de l'étude avant la perte d'information due à l'agrégation. A titre illustratif, la Figure 26 représente les performances au niveau des paramètres associés à l'indicateur « Impacts sur l'identité territoriale » pour l'option Alter. 3 du cas d'étude théorique.



Source : Auteur

Figure 26 Performance des paramètres de l'indicateur « Impacts sur l'identité territoriale » de l'option Alter. 3 (échelle de notation de -4 à +4)

Calcul de l'indice de performance de l'indicateur

L'estimation de la performance au niveau d'un indicateur consiste à calculer l'**Indice de Performance de l'Indicateur (IPI)** obtenu par une agrégation (Agreg. 1 sur la Figure 19) des performances individuelles (NI) des paramètres qui lui sont associés. Les IPI sont calculés par moyenne arithmétique pondérée (voir équations [2] et [3] où x_i est le coefficient de pondération du paramètre i et reflète l'importance du paramètre dans la construction de l'indicateur). Le choix de cette méthode s'explique par sa facilité de compréhension et d'utilisation ainsi que par sa transparence (Dialga et Le, 2014). Ce choix a été validé par une analyse de sensibilité dont les résultats sont présentés ultérieurement (voir § 2.5.4.7).

$$IPI = \frac{\sum x_i * NI_i}{\sum x_i} \quad [2]$$

ou (lorsque les coefficients x'_i sont normalisés avant leur utilisation comme dans le cas des poids générés par la méthode AHP) :

$$IPI = \sum x'_i * NI_i \quad [3]$$

Dans la phase opérationnelle, il appartient à chaque décideur de définir la pondération idéale en fonction des spécificités du territoire, des choix ou priorités dictés par son mandat politique ou de la perception que les parties prenantes de l'évaluation ont de chacun des paramètres ; pourvu qu'elle soit transparente et clairement énoncée. Lorsque les renseignements concernant l'importance des différents paramètres n'existent pas, il est

suggéré de procéder à une équipondération pour les différentes agrégations entre les paramètres pour éviter de pencher trop subjectivement en faveur d'un ou plusieurs paramètres (Zhou *et al.*, 2007).

2.5.4.3 Evaluation de la performance au niveau des indicateurs qualitatifs

Lorsqu'une évaluation quantitative des impacts d'une décision est difficile voire impossible, ceux-ci peuvent être exprimés sous forme d'indicateurs qualitatifs. Généralement, la quantification de la performance au niveau de ces indicateurs se fait à l'aide de matrices, de tableaux de bord ou d'échelles de valeurs construites à partir d'opinions, de perceptions, de références juridiques ou scientifiques, etc.

Dans le cadre de la GDRN, la démarche proposée pour évaluer la performance intrinsèque des décisions au niveau des indicateurs qualitatifs est une notation basée sur une échelle⁹⁸ de notation préétablie. Cette échelle peut être construite en s'inspirant de la matrice de Fecteau⁹⁹ ou des travaux de divers auteurs sur l'évaluation par expertise de l'importance d'un impact (Zihri, 2004 ; Mdaghri, 2008 ; etc.). L'évaluation qualitative des conséquences des décisions peut alors se faire sur la base de l'intensité, de sa portée (importance des acteurs et/ou de l'étendue géographique touchés) et de la durée supposées de cet impact comme le montre l'exemple du Tableau 12. Cette échelle permet d'attribuer une valeur quantitative à chaque niveau d'impact d'un indicateur qualitatif donné. Elle doit être construite de manière compréhensible et son mode d'utilisation doit être explicite même si les experts, qui vont l'utiliser, sont censés avoir les connaissances requises pour porter un jugement sur l'indicateur évalué. Elle doit clairement indiquer dans quelles circonstances une option obtient un certain score afin de justifier précisément les scores attribués. Une échelle de notation des indicateurs qualitatifs peut également intégrer la sensibilité d'un indicateur dans le contexte spécifique de l'évaluation. Le Tableau 13 montre l'exemple d'une matrice de notation combinant le niveau d'impact et la sensibilité de l'indicateur.

Ainsi, l'indicateur est d'abord noté pour la performance intrinsèque de la situation initiale (V'_{ref}) et de la décision à évaluer (V'_{strat}) selon l'avis des experts en se projetant directement à l'horizon temporel de l'évaluation. Ensuite, la performance de la décision au niveau de l'indicateur (IPI) est calculée en faisant la différence entre la note de la décision et celle de la situation initiale suivant l'équation [4].

$$IPI = V'_{strat} - V'_{ref} \quad [4]$$

2.5.4.4 Evaluation de la performance au niveau des critères

Tout comme pour les indicateurs quantitatifs, la performance au niveau des critères résulte d'une agrégation par moyenne arithmétique pondérée des IPI (pour tous les indicateurs associés au critère, quelle que soit leur nature). L'**Indice de Performance du Critère (IPC)** est alors calculé suivant l'équation [5] dans laquelle k_i est le coefficient de pondération de l'indicateur i , fonction de l'importance de l'indicateur dans la construction du critère. A

⁹⁸ L'idéal serait que cette échelle soit élaborée de façon à être en concordance avec l'échelle de normalisation utilisée pour attribuer les NI aux paramètres des indicateurs quantitatifs.

⁹⁹ La matrice de Fecteau combine l'intensité, l'étendue et la durée d'un impact pour en déterminer l'importance absolue.

défaut d'indication sur l'importance relative des différents indicateurs, il est suggéré de leur attribuer des poids identiques.

$$IPC = \frac{\sum k_i * IPI_i}{\sum k_i} \quad [5]$$

Tableau 12 Exemple de matrice d'évaluation qualitative des conséquences d'une décision (Zihri, 2004)

		Intensité			
Portée	Durée	Faible	Moyen	Elevé	Très élevé
Individuelle	Courte	1	1	1	1
	Moyenne	1	1	1	1
	Longue	1	1	2	2
	Très longue	1	1	2	2
Locale	Courte	1	1	2	2
	Moyenne	1	1	2	2
	Longue	1	2	3	3
	Très longue	2	2	3	3
Régionale	Courte	2	2	3	3
	Moyenne	2	3	3	3
	Longue	2	3	3	4
	Très longue	3	3	4	4
Nationale	Courte	3	4	4	4
	Moyenne	3	4	4	4
	Longue	4	4	4	4
	Très longue	4	4	4	4

L'ampleur des conséquences est obtenue par la codification suivante :

1 = Faible 2 = Moyenne 3 = Importante 4 = Très importantes

Un signe (+ ou -) est ensuite attribué à la note pour indiquer si les conséquences sont positives ou négatives.

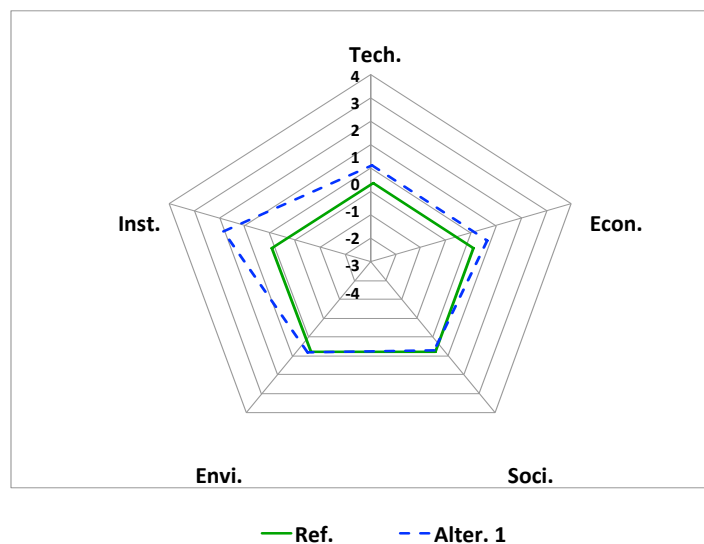
Tableau 13 Exemple d'échelle de notation de - 4 à + 4 combinant l'importance de l'impact et la sensibilité d'un indicateur qualitatif

		Sensibilité de l'indicateur											
		Faible à moyen				Moyen à élevé				Elevé à très élevé			
Niveau de l'impact		Faible	Moyen	Elevé	Très élevé	Faible	Moyen	Elevé	Très élevé	Faible	Moyen	Elevé	Très élevé
		Note d'impact associée (NI)		± 1	± 2	± 3	± 4	± 2	± 3	± 4	± 4	± 3	± 4

Source : Auteur

2.5.4.5 Représentation graphique des performances au niveau des critères

Avant l'analyse multicritère proprement dite, il est utile de représenter graphiquement les résultats de l'évaluation des performances au niveau des critères afin d'en avoir une vue d'ensemble et d'identifier les points forts et les points faibles de l'option évaluée. Les formes de graphiques les plus couramment utilisées pour représenter le potentiel de durabilité sont les histogrammes et les diagrammes radar en « toile d'araignée » qui permettent de tracer les valeurs de chaque critère le long d'un axe distinct commençant du centre du graphique vers l'extérieur. Il intègre autant d'axes que de critères et les performances des critères sont reliées entre elles pour former un polygone. La Figure 27 présente les résultats de l'évaluation de la durabilité de l'option Alter. 1 obtenus en adoptant une équ pondération pour les différentes agrégations successives. Les profils de durabilité de plusieurs options peuvent être représentés sur un même graphique afin de mieux visualiser et de comparer les écarts entre les performances de ces options au regard des différents critères.



Source : Auteur

Figure 27 Exemple de représentation du profil de durabilité de l'option Alter. 1 (échelle de notation de - 4 à + 4)

2.5.4.6 Analyse multicritère synchronique

Après l'évaluation de leur performance au niveau de chaque critère, les options à l'étude sont classées en fonction de la contribution de chacune à l'atteinte d'une GDRN. Il s'agit d'ordonner ces options sur la base d'un critère unique de synthèse des cinq critères de durabilité retenus ou en considérant les performances individuelles des cinq critères appréhendés dans leur pluralité ; ceci en vue de faire ressortir l'alternative qui s'approche le plus de la problématique décisionnelle du décideur. Les options sont donc comparées entre elles suivant des règles qui traduisent l'interprétation ou la vision que le décideur a du concept de développement durable. Ces règles peuvent s'inscrire dans une approche compensatoire ou non compensatoire.

Compte tenu de la diversité des règles de décision identifiées, le classement des options est susceptible de changer en fonction des motivations ou des préférences du décideur. Cette

variabilité justifie le choix dans l'élaboration de la présente méthodologie de ne pas imposer de règles de prise de décisions afin de lui garantir la plus grande souplesse possible.

Règles de prise de décisions compensatoires (problématique de choix $P\alpha$)

Elles autorisent implicitement une compensation totale et donc une substituabilité entre les critères. Ces règles suivent la logique d'une performance globale. Il s'agit principalement du calcul d'un **Indice de Durabilité Globale (IDG)** par agrégation (Agreg. 3) par moyenne arithmétique pondérée des IPC (voir équation [6] où w_i correspond au poids de chaque critère dans la durabilité globale). Cette règle est nommée règle n°1 (**R1**) dans la suite du document. Une équipondération est idéale car elle représente la vision théorique du développement durable. Toutefois, elle peut ne pas être forcément pertinente car le territoire concerné peut souffrir d'insuffisances historiques par rapport à certains critères ce qui nécessite donc des rattrapages. La comparaison des résultats d'une équipondération et de la pondération propre du décideur permettra de juger si cette dernière est pertinente ou non du point de vue de l'équilibre relatif entre les critères.

$$IDG = \frac{\sum w_i * IPC_i}{\sum w_i} \quad [6]$$

La pondération des sous-indices successifs (NI, IPI, IPC) est une étape qui fait nécessairement intervenir la subjectivité des décideurs. Elle constitue, de ce fait, une source potentielle d'incertitudes au cours du processus d'évaluation.

Les options peuvent également être classées en fonction de la taille de leur profil de durabilité (diagramme radar). Plus la surface du profil de durabilité d'une option est importante, plus le degré d'intégration des principes de durabilité est élevé (Walther et Von Graffenried, 2015). Un **Ratio du Profil de Durabilité (RPD)** pourrait être calculé en divisant la surface du profil de durabilité de l'option par celle de la situation de référence, tel que défini par l'équation [7] pour une échelle de notation à neuf points (en réajustant les performances pour qu'elles appartiennent à l'intervalle [0 ; 8] plutôt que [- 4 ; 4]). Le réajustement permet de calculer la surface du profil de durabilité avec des valeurs positives. Pour l'option Alter. 1, dont le profil de durabilité a été précédemment présenté en exemple, le RPD vaut 1,37. Cette valeur peut s'interpréter de la façon suivante. Dans l'ordre de la représentation des critères sur le graphique (Tech., Econ., Soci., Envi. et Inst.), la surface du profil de durabilité de l'option Alter. 1 vaut 1,37 fois celle de la situation de référence.

$$RPD = \frac{1}{80} * (a * b + b * c + c * d + d * e + e * a) \quad [7]$$

où a, b, c, d et e sont les performances réajustées de chaque critère.

Le calcul du RPD (**R2**) peut s'avérer intéressant lorsque le nombre de critères de durabilité est élevé car la lisibilité d'un graphique de comparaison des profils de durabilité diminue avec le nombre de critères considérés ainsi que le nombre d'options étudiées. Toutefois la principale limite du calcul du RPD concerne l'ordre de positionnement des critères sur les axes du graphique : les classements issus du calcul du RPD ne sont pas robustes au changement de positionnement des critères (Dias et Domingues, 2014).

Règles de prise de décisions non compensatoires (problématique de sur-classement P_{γ})

Lorsque la compensation entre les avantages et les désavantages des différents critères n'est pas justifiable, ces règles permettent de comparer les options par paires pour établir une relation de préférence entre elles au regard des performances individuelles des critères. Cela consiste à imposer des niveaux d'exigence plus ou moins forts à respecter. Dans cette logique de raisonnement une option A est préférée à une option B pour un critère donné si c'est l'option A qui respecte le mieux les prescriptions ou relations de sur-classement imposées. Au cas où les deux options respectent l'exigence de la même manière il n'y a pas de préférence entre elles. Les relations de sur-classement proposées sont les suivantes. L'option de gestion la plus durable est celle ayant :

- **R3 : Le nombre maximal des meilleurs Indices de Performance des Critères.**
- **R4 : Le nombre maximal des Indices de Performance des Critères supérieurs à ceux de la situation de référence (les IPC de la référence étant supposés égaux à 0).**
- **R5 : La plus faible contre-performance (avoir l'IPC négatif le plus proche de 0).**
- **R6 : L'atteinte d'un seuil de performance fixé *a priori* pour chacun des critères.**

Il convient de noter que la variabilité des règles de décision qui s'offrent aux décideurs est également une source potentielle d'incertitude dans l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques.

2.5.4.7 Analyse multicritère diachronique

Du fait qu'il est quasiment impossible d'évaluer toutes les conséquences d'une option de gestion donnée sur une unique fenêtre temporelle, les résultats obtenus pour les différentes échéances temporelles considérées sont alors agrégés pour déterminer la durabilité dans le temps de cette option. Dans le cas d'une approche compensatoire, l'agrégation temporelle permet à nouveau d'obtenir une valeur unique représentative de la durabilité des options sur la période considérée. Les opérateurs d'agrégation temporelle souvent utilisés sont (Rodrigues, 2002 cité par Rousval, 2005) :

- la somme, la moyenne, la médiane, la valeur maximale (pic) ou la valeur minimale (creux) des différentes valeurs ponctuelles obtenues pour chaque échéance temporelle spécifique considérée ;
- la détermination d'un percentile (qui peut correspondre au pourcentage de temps sur la période considérée où une performance seuil fixée est dépassée) ;
- l'aire sous la courbe décrite par le jeu de valeurs complet interpolé sur toute la période considérée (les performances des années situées entre deux échéances temporelles d'évaluation sont déduites par interpolation) ; etc.

Dans la présente méthodologie il est proposé de faire une interpolation des IDG sur toute la période d'évaluation pour obtenir la courbe $f(t)$ décrivant l'évolution temporelle de ceux-ci puis de calculer l'intégrale de $f(t)$ entre t_{\min} et t_{\max} . En ce qui concerne l'agrégation temporelle en situation non compensatoire (règles R3 à R6), il a été retenu une application de la règle de décision choisie en considérant simultanément les différentes échéances temporelles. A titre illustratif, les options seront comparées par paire pour un total de vingt

critères pour une évaluation portant sur quatre échéances de temps différentes. Ce qui revient globalement à faire une addition des performances individuelles des options sur la période considérée.

Pour toute comparaison diachronique il est judicieux de ne pas oublier que l'évolution temporelle des données mobilisées, essentiellement celles qui sont du domaine des sciences humaines, souffre d'un manque de stabilité dans le temps : elles ne sont guère fiables en termes de valeurs absolues (Morel, 2008). Néanmoins, elles ont le mérite d'éclairer le décideur sur l'évolution des performances des différentes options dans le temps, à condition que celui-ci considère que les biais sont du même ordre pour toutes les options.

2.5.4.8 Analyse de sensibilité des résultats de l'étude de cas théorique à la technique d'agrégation adoptée pour la construction des indices composites

Une analyse de sensibilité a été conduite pour justifier le choix de la moyenne arithmétique pondérée comme technique d'agrégation dans la construction des différents indices composites présents dans cette méthodologie. Cette analyse a consisté à construire tous les indices composites en utilisant soit la moyenne arithmétique pondérée, soit la moyenne géométrique pondérée ; en adoptant une équi-pondération dans tous les cas.

L'agrégation des sous-indices en indice composite (IC) par moyenne géométrique est obtenue par l'équation [8] où les w_i correspondent aux poids respectifs des sous-indices SI_i . Du fait que le calcul d'une moyenne géométrique pondérée se base usuellement sur le logarithme népérien, tous les sous-indices dont la valeur est nulle ou négative doivent être exclus (Dialga et Le, 2014) lorsque cette technique d'agrégation est utilisée. Or, le fait d'exclure un sous-indice donné du calcul de l'indice composite soustrait la contribution de ce dernier à l'indice composite. Une alternative à l'exclusion est le réajustement de sorte à ce que les valeurs négatives deviennent toutes positives.

$$IC = e^{\frac{\sum w_i \ln(SI_i)}{\sum w_i}} \quad [8]$$

Dans cette étude de cas théorique, le réajustement a été fait de sorte à éviter les valeurs négatives ou nulles. Toutes les NI des paramètres ont été transformées en leur ajoutant + 5 ce qui permet de passer d'une échelle de notation allant de - 4 à + 4 à une échelle allant de 1 à 9. Les résultats des IPC sont synthétisés dans le Tableau 14 et les différents classements issus du choix de l'une ou de l'autre technique présentés par la Figure 28. Cette figure révèle que les classements des options étudiées sont identiques pour presque toutes les règles de décision à l'exception de la règle R4 (nombre maximal des Indices de Performance des Critères supérieurs à ceux de la situation de référence).

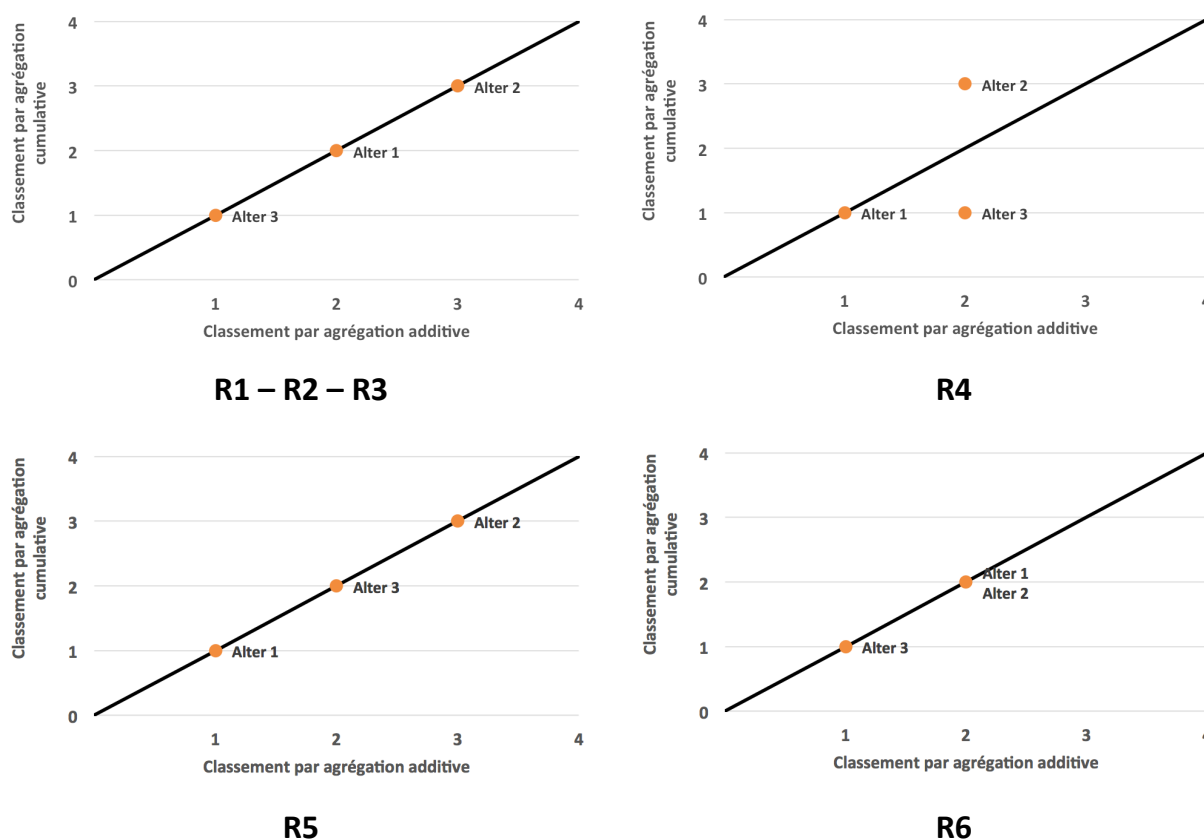
On constate que les résultats de cette application sont peu sensibles (à quelques exceptions près) à la technique d'agrégation adoptée. Ce qui permet de conclure que dans des conditions semblables à celle de cette étude de cas théorique la moyenne arithmétique pondérée tout comme la moyenne géométrique pondérée peut être utilisée sans une influence significative sur les différents résultats. Néanmoins, la méthodologie est destinée à être utilisée par toute partie prenante à la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain, elle se doit d'être la plus simple d'utilisation et la plus compréhensible possible pour

une meilleure prise en main. Cette exigence justifie que, malgré ses limites (compensation totale entre les sous-indices, sensibilité aux valeurs extrêmes, etc.), la moyenne arithmétique pondérée peut objectivement être retenue comme méthode d'agrégation.

Tableau 14 Indices de performance des critères en fonction de la technique d'agrégation

	Moyenne arithmétique			Moyenne géométrique		
	Alter.1	Alter. 2	Alter. 3	Alter.1	Alter. 2	Alter. 3
Efficacité technique et fonctionnelle	0,67 (3 ^{ème})	1,05 (2 ^{ème})	1,83 (1 ^{er})	5,56 (3 ^{ème})	5,78 (2 ^{ème})	6,71 (1 ^{er})
Durabilité Economique	0,60 (3 ^{ème})	0,87 (2 ^{ème})	1,47 (1 ^{er})	5,44 (2 ^{ème})	4,09 (3 ^{ème})	6,12 (1 ^{er})
Durabilité sociale	0,05 (3 ^{ème})	0,58 (2 ^{ème})	1,06 (1 ^{er})	4,81 (3 ^{ème})	4,98 (2 ^{ème})	5,77 (1 ^{er})
Durabilité environnementale	0,16 (1 ^{er})	- 1,84 (3 ^{ème})	- 0,57 (2 ^{ème})	5,09 (1 ^{er})	2,37 (3 ^{ème})	3,74 (2 ^{ème})
Durabilité institutionnelle	1,88 (1 ^{er})	0,88 (3 ^{ème})	1,13 (2 ^{ème})	5,12 (2 ^{ème})	4,36 (3 ^{ème})	5,76 (1 ^{er})

Source : Auteur



Source : Auteur

Figure 28 Comparaison du classement global des options en fonction des règles de décision et de la technique d'agrégation

Synthèse

Ce chapitre a d'abord permis de faire un état de l'art sur la problématique de l'aide à la décision et plus particulièrement l'AMCD à travers son processus de réalisation, les problématiques de décision multicritères ainsi que les méthodes de leur traitement. Ensuite il présente un outil d'aide à la décision dans la perspective d'une GDRN. Le travail présenté dans ce chapitre tente modestement de remédier au manque, constaté dans la littérature existante, d'une méthodologie universellement admise pour l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain. La construction d'une méthodologie d'aide à la décision, basée sur une AMCD du potentiel de durabilité des options de gestion, est apparue comme une des solutions les plus pertinentes à ce problème. En effet, les outils d'évaluation de la durabilité sont des outils d'aide à la décision censés fournir aux décideurs des informations utiles et éclairantes sur leurs champs d'actions potentiels.

La méthodologie proposée a été construite pour répondre à un besoin précis : proposer un outil d'aide à la décision qui soit à la fois :

- Multicritère : une décision de gestion durable des risques d'origine naturelle doit prendre en compte la globalité des aspects de développement durable du territoire et, par conséquent, elle nécessite de questionner simultanément un grand nombre de critères souvent conflictuels. Dans une telle condition la prise de décision peut s'avérer délicate et l'utilisation d'outils d'aide à la décision axés sur une AMCD constitue un cadre formel pour éclairer et faciliter le choix des décideurs vers des décisions ayant le potentiel d'améliorer la durabilité du développement territorial. Un corpus de critères et d'indicateurs a ainsi été formalisé pour servir de base de comparaison des décisions de gestion envisagées.

- Co-construit : sur le plan méthodologique, la présente contribution est basée sur des critères et indicateurs issus de la très riche littérature existante sur l'évaluation de la durabilité. En ce sens, la méthodologie proposée peut se lire non comme une approche nouvelle d'évaluation de la durabilité mais plutôt comme une mise en commun des approches sectorielles d'évaluation de la durabilité. Le corpus de critères et d'indicateurs a été soumis à l'approbation des partenaires du projet INCERDD pour lui garantir une base scientifique valide au regard de la problématique traitée. Ensuite, le point de vue de quelques acteurs territoriaux, en l'occurrence les élus de la commune qui a servi de site pilote de l'application pratique de la méthodologie, a été recueilli sur cette grille. Toutefois, il serait judicieux de la soumettre à un plus large panel d'acteurs territoriaux pour garantir une meilleure cohérence de l'outil avec les attentes contextuelles des décideurs en lien avec la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain. La vulgarisation des critères et indicateurs, devra donc par la suite s'appuyer sur plusieurs essais sur le terrain afin de recevoir l'appui de l'opinion publique et des décideurs. A défaut, le consensus technique et scientifique risque de ne pas être d'une grande utilité et la méthodologie risque de demeurer inopérante s'il n'y a pas l'approbation des pouvoirs politiques.

- Générique à la gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain : lorsqu'il s'agit de choisir entre plusieurs options, les décideurs ne sont pas forcément dans l'attente d'un

outil « *clé en main* » qui leur impose un choix. Ils sont plus dans l'attente d'un outil qui les guide dans leur choix sans pour autant faire le choix à leur place. Dans cette optique, bien que les critères et indicateurs soient recommandés, les décideurs doivent contextualiser le processus d'évaluation en définissant des paramètres propres à la situation spécifique de leur étude. En outre l'utilisation de la méthodologie laisse une liberté des choix méthodologiques (pondération, règles de décision, etc.) aux décideurs.

– Basé sur une méthode d'évaluation pertinente, facilement compréhensible et utilisable par les décideurs : l'objectif de l'évaluation de la durabilité étant d'informer le processus de prise de décision, elle se doit d'être crédible, transparente, facilement comprise de tous les acteurs concernés et d'avoir une certaine convivialité ou ergonomie pour permettre une prise de décision éclairée. La recherche de ces caractéristiques permet de rendre aisée l'interprétation des résultats finaux de même qu'elle facilite la discussion entre les acteurs pour une prise de décision comprise de tous. Elle ouvre également la voie à une meilleure adoption de la méthodologie qui sera de fait moins perçue comme une « *boite noire* ».

L'objectif de cette partie de la thèse consistant à fournir un ensemble de critères et d'indicateurs d'usage courant, pertinents et applicables à toute situation de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain a été atteint par l'élaboration d'une méthodologie dont l'opérationnalité a été validée par une étude de cas théorique. Cette méthodologie a permis de proposer aux décideurs une approche multicritère formelle pour l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion. Elle est donc perfectible et potentiellement évolutive dans la mesure où elle doit pouvoir progressivement intégrer les changements induits par l'évolution de l'état des connaissances et par les retours d'expérience relatifs à ses applications pratiques.

Par ailleurs, cette méthodologie a été élaborée dans le cadre du développement d'un outil d'accompagnement des décideurs à la mise en place de stratégies durables de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain. Toutefois, sa formulation générale permet d'espérer qu'elle puisse s'appliquer à d'autres problématiques urbaines pour peu que les paramètres associés au critère « *Efficacité technique et fonctionnelle* », qui traduit l'aspect métier de la problématique, soient réadaptés à la problématique en question.

Chapitre 3 – Incertitudes liées à l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques : de leur estimation à leur prise en compte

RÉSUMÉ : *Comme toute activité prospective, l'évaluation ex ante de la durabilité des décisions de gestion des risques est soumise à des incertitudes de diverses sources. L'ignorance de ces incertitudes peut aboutir à des décisions non robustes ; d'où l'importance de la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions. La quantification et la propagation (c'est-à-dire la caractérisation de leurs effets sur les résultats de l'évaluation) de ces incertitudes nécessitent de recourir à des théories encore peu mises en œuvre dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle. Un des grands défis qui se posent est donc de trouver des méthodes et outils adéquats pour encourager cette prise en compte des incertitudes. En outre, la communication des résultats aux décideurs et autres acteurs concernés peut s'avérer délicate. Un autre défi est alors de représenter l'incertitude dans la présentation des résultats de l'évaluation de la durabilité. Afin de relever un tant soit peu ces défis, ce chapitre suggère quelques orientations méthodologiques pour évaluer la durabilité des décisions de gestion des risques en contexte incertain.*

MOTS-CLÉS : *Incertitudes, Variabilité des résultats, Probabilité, Possibilité, Simulations Monte Carlo, Théorie des possibilités, Théorie des intervalles*

Introduction

Depuis quelques années, l'étude des incertitudes fait l'objet d'un intérêt croissant dans divers domaines. La société contemporaine est de plus en plus confrontée à des problématiques qui sont souvent caractérisées par une insuffisance voire une absence de certitudes scientifiques. De ce fait, toute prise de décision relative à ces problématiques est assujettie à des incertitudes. Ces dernières peuvent amener les résultats et conclusions guidant la prise de décision à différer de la réalité, plus ou moins sensiblement, par suite d'une modification des caractéristiques du contexte voire d'une non matérialisation des hypothèses qui sous-tendent ces résultats et conclusions. Les incertitudes sont donc indissociables de toute prise de décision et peuvent en saper la robustesse. Face à ce constat, caractériser et représenter les incertitudes constituent aujourd'hui une étape importante préalable à toute décision robuste dans un contexte inévitablement incertain (Bouglet, 2002).

Lorsqu'ils formulent les politiques de gestion des problématiques urbaines telles que la gestion des risques d'origine naturelle, les pouvoirs publics doivent composer avec un degré considérable d'incertitudes. Selon Renn (2008 b) la gestion systémique des risques est soumise aux trois challenges suivants : complexité, incertitudes et ambiguïté. La complexité réside dans la difficulté à identifier et à quantifier les liens de causalité ainsi que les relations temporelles entre les phénomènes et les effets néfastes observés. Les incertitudes portent sur la variabilité des résultats (en sortie d'analyse) induite par divers facteurs. L'ambiguïté concerne l'interprétation divergente des résultats de l'analyse en fonction de la perception de chaque acteur. Aussi, une fois la complexité du risque plus ou moins cernée (à partir de la connaissance actuelle et des hypothèses sur l'évolution de l'aléa, de la vulnérabilité et des dommages potentiels), toute décision de gestion doit prendre en compte les incertitudes, gage de crédibilité du processus décisionnel (Renn, 2008 a).

La gestion des risques d'origine naturelle est similaire à une démarche d'anticipation basée sur des approches prédictives et prospectives basées le plus souvent sur des retours d'expériences. Modélisations, méthodes statistiques et expertise sont des outils, de plus en plus performants, utilisés pour prédire les aléas, délimiter les zones exposées aux aléas, identifier les enjeux susceptibles d'être impactés, estimer les dommages potentiels, évaluer les impacts des mesures de gestion, dimensionner les ressources nécessaires à la mise en œuvre de ces mesures, etc. Pour une situation de risque donnée, des scénarios possibles de gestion sont construits et analysés en fonction de plusieurs paramètres. La précision des résultats de l'analyse est limitée, entre autres, par la rareté et les incertitudes de données conduisant à une compréhension incomplète des phénomènes, le recours à des hypothèses, la multiplicité des interactions à considérer, la connaissance imparfaite des objectifs des différents acteurs impliqués, une non maîtrise de l'évolution du contexte, le doute sur la représentativité des données, la subjectivité des choix du décideur, etc. Tous ces facteurs

sont autant de sources d'incertitudes qui pèsent sur une gestion durable des risques d'origine naturelle. Les incertitudes et la variabilité des résultats qu'elles induisent n'empêchent pas la prise de décisions efficaces de gestion des risques, néanmoins elles doivent être prises en compte lors de l'élaboration de ces politiques.

Dans une logique de durabilité, une décision sera considérée « quasi optimale¹⁰⁰ » si, quelles que soient les incertitudes affectant le processus d'évaluation, sa performance demeure la meilleure sur la période de temps considérée. Le choix de l'horizon temporel de l'évaluation est un aspect important ; il doit être suffisamment éloigné pour cerner au maximum les conséquences possibles d'une décision. Or les incertitudes sur les conséquences augmentent à long terme et réduisent la crédibilité d'une évaluation prospective. La prise en compte des incertitudes contribue à améliorer la prédictibilité des conséquences des décisions.

La prise en compte des incertitudes est une démarche complexe. Le besoin de développer des outils de caractérisation des incertitudes sur la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle semble évident. Ce chapitre ambitionne d'apporter une contribution méthodologique visant à formaliser et donc à faciliter cette prise en compte. En ce sens, il introduit dans un premier temps quelques généralités sur la typologie et les sources d'incertitudes. Ensuite, il aborde la pertinence de la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle. Puis, il dresse un panorama général de quelques méthodes de quantification et de propagation des incertitudes. La dernière section décrit l'approche méthodologique proposée pour prendre en compte les incertitudes dans le processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques.

3.1 De la notion d'incertitudes

Pour mieux appréhender l'influence des incertitudes sur les résultats de l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques, il est important de comprendre cette notion. L'incertitude est une notion complexe traduisant différents aspects de la méconnaissance d'un problème. Il s'agit d'une notion vaste qui englobe des domaines d'étude variés. Elle a des définitions variables et souvent propres au contexte et au domaine dans lesquels elle est utilisée (Heijungs et Huijbregts, 2004) si bien que les auteurs s'accordent difficilement sur sa terminologie (Benetto, 2002). Selon Rommens *et al.* (2002) :

« L'incertitude est un terme général qui regroupe différents concepts : méconnaissance, imprécision, incomplétude, variabilité, etc. ».

Le terme « *incertitude* » désigne donc une diversité de notions qui dépendent du niveau de connaissance et donc de l'information disponible et de sa qualité au moment de la prise de décision ou de la variabilité des phénomènes aléatoires étudiés. Une taxonomie de l'incertitude proposée par Thorel (2014) est représentée par la Figure 29. Lorsque la cause

¹⁰⁰ En réalité, il n'existe pas de décision optimale unique mais plutôt un ensemble de décisions optimales correspondant aux meilleurs compromis possibles entre les nombreux objectifs antagonistes en jeu et qui résultent des préférences du décideur. La décision « quasi optimale » est donc la meilleure d'entre toutes au sens des différentes préférences exprimées ; et ceci à un moment donné. Elle dépend de l'état des connaissances scientifiques à ce moment précis car cet état évolue au cours du temps.

des incertitudes est relative à l'information, l'information est qualifiée d'imparfaite (Pagnon, 2012). Une information est parfaite lorsqu'elle est précise et certaine. Dans le cas contraire, l'information est :

– Imprécise : lorsqu'elle est mal définie. L'imprécision d'une information correspond à une difficulté dans l'énoncé de la connaissance (Bouchon-Meunier, 1995), une insuffisance de connaissance pour répondre aux questions dans une situation donnée. Elle caractérise la qualité de l'information. L'imprécision peut être relative à l'information ou à sa source.

– Incertaine : lorsqu'il existe un doute sur sa validité (Curt et Boissier, 2008). L'incertitude d'une information se rapporte à la vérité ou la fausseté d'une proposition qui n'est pas définitivement établie au regard à sa conformité ou non à l'information disponible sur la réalité.

– Incomplète : lorsqu'on observe une absence d'information (Pagnon, 2012) ou l'existence d'informations partielles sur certaines caractéristiques du système étudié due à un manque de données, à l'absence d'une connaissance explicite ou tout simplement à l'existence d'une connaissance d'ordre général. L'incomplétude d'une information peut se mesurer par la différence de la quantité d'information réellement fournie par la source et la quantité d'information que celle-ci devrait normalement fournir.

– Contradictoire : lorsqu'elle est sujette à un conflit ou à un désaccord avec une autre information au sujet d'une même situation connue ou connaissable ou encore qui ne peut pas être connue (Assaghir, 2010). L'inconsistance est observée lorsque deux ou plusieurs informations aboutissent à des interprétations contradictoires et donc incompatibles concernant cette situation. Le conflit dans les informations peut entraîner une incohérence dans les conclusions.

En un mot, l'imprécision, l'incomplétude et l'inconsistance concernent le contenu de l'information tandis que l'incertitude concerne sa validité et sa qualité. Pour éviter de faire toutes ces distinctions, nous utiliserons le terme incertitude de façon générique pour désigner toutes les situations non déterminées ou marquées par l'impossibilité de pouvoir répondre précisément à une question dans un contexte donné.

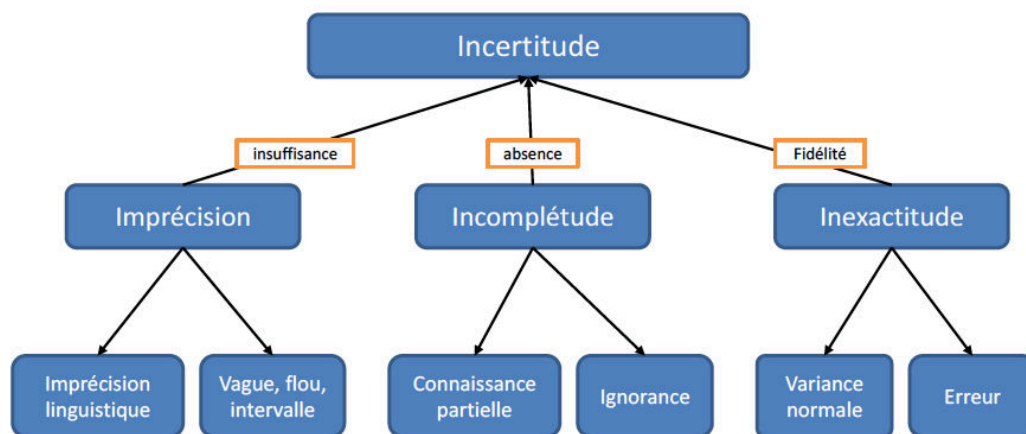


Figure 29 Taxonomie de l'incertitude (Thorel, 2014)

Dans l'usage courant, la définition de l'incertitude se limite souvent à la notion d'erreurs sur les données dues à des mesures imprécises en raison d'une mauvaise calibration des appareils de mesure ou à un mauvais traitement des données recueillies (Thorel, 2014). Plus globalement, l'incertitude peut être comprise comme la difficulté, voire l'impossibilité de caractériser avec une précision optimale une situation donnée ou un résultat à partir des informations disponibles (Bernier *et al.*, 2000). Cette perception cadre parfaitement avec la définition proposée par Duchêne (1999), et adoptée dans le cadre de la présente thèse, qui affirme que l'incertitude :

« ... doit être comprise dans le sens d'incapacité à être prédit avec exactitude ».

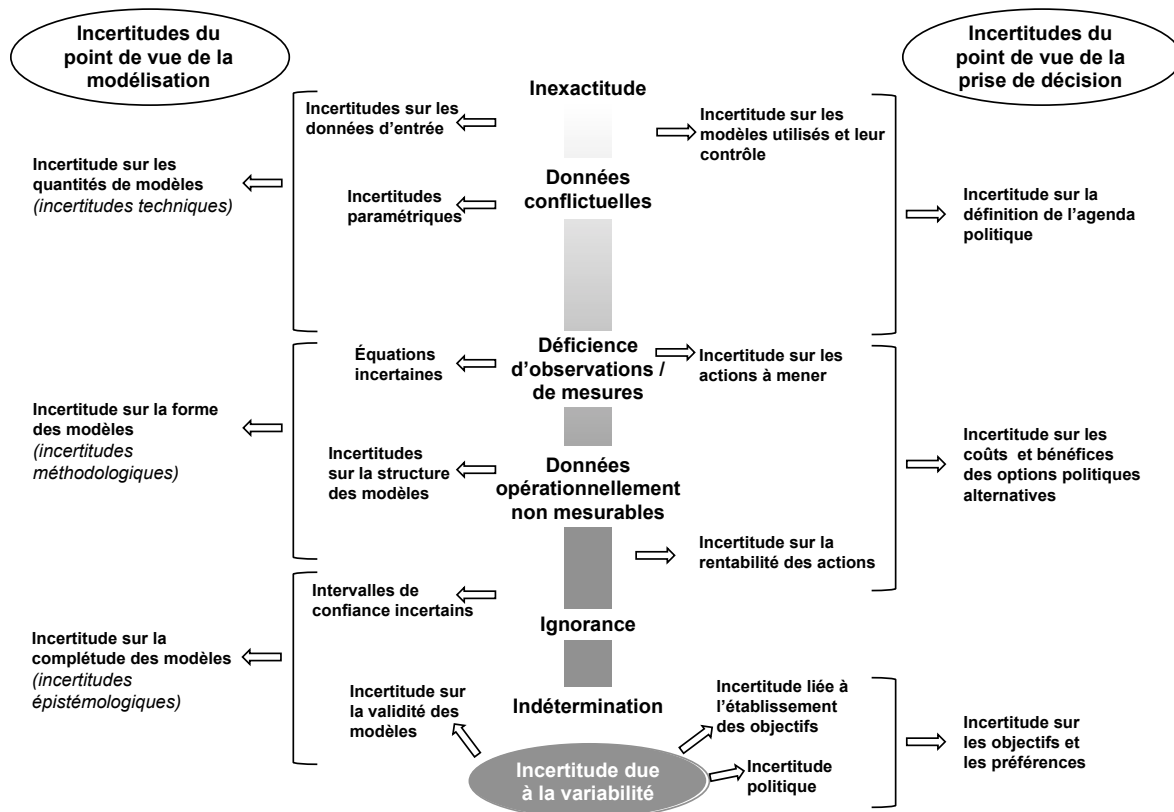
La littérature propose différentes approches de classification des incertitudes. Néanmoins, la classification la plus courante consiste à distinguer deux catégories d'incertitudes : les incertitudes aléatoires ou stochastiques et les incertitudes épistémiques (Parry, 1996). Les incertitudes aléatoires résultent de la variabilité naturelle, spatiale et/ou temporelle, des phénomènes aléatoires. Elles correspondent aux situations où les données sont précises mais différentes dans l'espace ou dans le temps. Elles sont intrinsèques au système d'étude et seront toujours présentes. Elles se conceptualisent plus facilement. Les incertitudes épistémiques résultent quant à elles, d'une connaissance scientifique limitée, imprécise ou incomplète des phénomènes. La différence fondamentale entre ces deux types d'incertitudes est que les premières sont irréductibles (Bae *et al.*, 2004) tandis que les incertitudes épistémiques peuvent être réduites par une amélioration de la connaissance des phénomènes et de leurs interactions (études complémentaires) et des mesures (collecte d'informations supplémentaires).

Néanmoins, il est souvent difficile dans bien des situations de distinguer si l'incertitude est liée à un défaut de connaissance ou à la nature de l'information. Face à ce constat, il convient de considérer qu'il est quasiment impossible de prendre une décision qui soit exempte d'incertitudes (Allaire, 2009). Ceci justifie la nécessité d'intégrer les incertitudes dans la sélection de la décision la plus pertinente en gardant à l'esprit que les incertitudes ne sont pas figées mais évoluent dans le temps en fonction de l'évolution des connaissances.

Selon Imbeault-Tétrault (2010), il est parfois difficile de faire une distinction entre les types et les sources d'incertitudes. Néanmoins, il est possible d'affirmer que les incertitudes peuvent être issues d'une multitude de sources¹⁰¹, allant des erreurs quantifiables sur les données d'entrée aux projections concernant la dynamique du système d'étude en passant par les choix méthodologiques inhérents à la modélisation ou à la prise de décision (voir Figure 30). D'une part, du fait de la complexité des phénomènes réels, toute méthode de modélisation est inévitablement assujettie à des incertitudes. D'autre part, les incertitudes peuvent être appréhendées à différents niveaux dans le processus de prise de décision. Elles sont présentes au niveau de la description du contexte, de la structuration du problème de gestion, du choix des critères/indicateurs/paramètres, des hypothèses du modèle, des paramètres du modèle, des données d'entrée, etc. Il apparaît donc judicieux de prendre en compte les incertitudes du début du processus d'évaluation de la durabilité des décisions de

¹⁰¹ En pratique les sources d'incertitudes ne sont pas forcément indépendantes.

gestion jusqu'à l'interprétation des résultats. Il serait incohérent de s'intéresser à leur présence à certains niveaux du processus et pas à d'autres : par exemple, quantifier juste les incertitudes sur les données d'entrée sans pour autant analyser la variabilité de la hiérarchisation finale des décisions de gestion face à ces incertitudes ou à celles relatives aux choix méthodologiques.



Source : Adaptée de Van Asselt (2000) cité par Saunders *et al.* (2013)

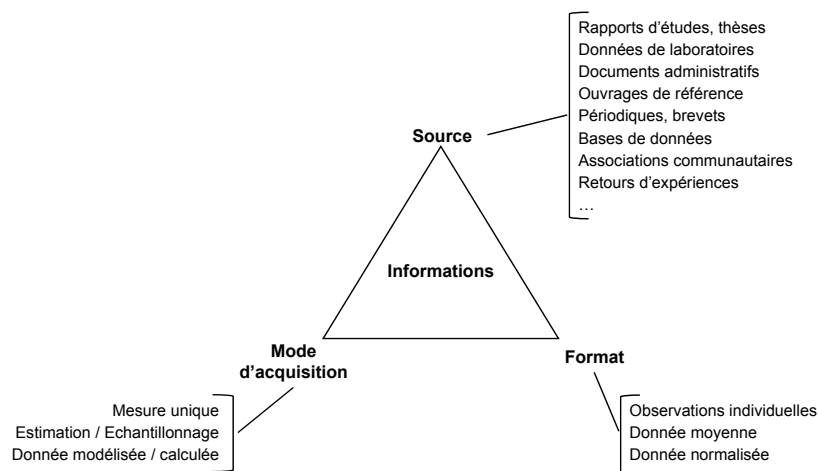
Figure 30 Incertitudes relatives à la modélisation et au processus de prise de décision

3.2 Finalités d'une prise en compte des incertitudes dans l'évaluation des décisions de gestion des risques d'origine naturelle

Les sources d'incertitudes dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle sont nombreuses. En effet, les incertitudes susceptibles d'affecter les résultats d'une évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques peuvent être imputables aux données d'entrée, aux modèles d'estimation des paramètres (associés aux indicateurs quantitatifs) et des indicateurs qualitatifs, aux choix méthodologiques opérés au cours du processus d'évaluation et aux hypothèses ou scénarios sur les évolutions futures du contexte. Dans le cadre de cette thèse l'intérêt est porté, à des degrés variés, à ces différentes incertitudes. Les incertitudes que l'on rencontre dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle, et plus particulièrement dans l'évaluation des décisions de gestion, relèvent¹⁰² :

¹⁰² Ces incertitudes sont à la fois épistémiques et aléatoires. Bien que les incertitudes aléatoires soient plus difficiles à réduire, une collecte minutieuse des données peut néanmoins permettre de mieux comprendre et de réduire en partie certaines incertitudes de ce type dans le cadre d'une GDRN à l'échelle de la commune.

– **de la variété des caractéristiques des informations mobilisées** : les données utilisées dans les modélisations et les processus de prise de décisions proviennent d'informations hétérogènes quant à leurs formats, leurs sources et leurs modes d'acquisition (voir Figure 31). D'une part, le choix du format des données à collecter dépend des objectifs fixés et des moyens mis en œuvre. Or, les différents formats n'ont pas forcément la même fidélité dans la description du phénomène mesuré ce qui peut affecter la précision des données. De plus, en cas de besoin d'une cohérence structurelle des données, la manipulation des données lors de conversion d'un format à un autre peut également affecter la précision des données. D'autre part, la profusion des sources d'information peut résulter en une certaine confusion lors de la sélection de l'information recherchée et/ou engendrer une incertitude sur la fiabilité des différentes sources (sauf si leur niveau de fiabilité est indiqué) ;



Source : Adaptée de Leroy (2009)

Figure 31 Caractéristiques générales des informations mobilisées dans une modélisation ou un processus de prise de décision

– **de l'inexactitude des données due à l'erreur humaine ou à l'imprécision des techniques de mesure** (par exemple : hauteur de crue au niveau d'un bâtiment donné, effectif de la population en zone à risques, etc.). Les erreurs de mesure de l'intensité ou de la zone d'impact d'un aléa peuvent amener à considérer un enjeu comme étant vulnérable (situé en zones à risque) alors que ce n'est pas le cas et inversement ;

– **d'insuffisances d'ordre statistique** comme les erreurs d'échantillonnage, les problèmes de représentativité et d'exhaustivité des informations, les erreurs d'approximation, etc. A titre illustratif, les intervalles de confiance de l'intensité d'un aléa peuvent résulter d'observations sur le phénomène or un échantillonnage restreint n'est pas forcément représentatif de la population. Plus les observations sont réduites, plus la précision des informations acquises est faible ;

– **de la complexité des phénomènes et de leurs interactions**. Les modèles développés pour les étudier, les expliquer ou les prévoir, sont des outils dont le résultat est plus ou moins fidèle. Les modèles élaborés pour caractériser certains risques peuvent être parfois entachés d'arbitraire. Les obstacles proviennent du fait que les données manquent sur les événements sources, que les événements aléatoires associés à ces risques sont trop

hétérogènes pour être mis en série ou que leurs enchaînements sont trop complexes, etc. Dans ce contexte, l'estimation des dommages potentiels d'un événement aléatoire résulte le plus souvent de la meilleure compréhension de l'aléa et de la meilleure connaissance des enjeux disponibles au moment de l'estimation ;

– **des choix méthodologiques relatifs à l'estimation des données en entrée de l'évaluation de la durabilité.** L'évaluation de la durabilité des décisions implique d'évaluer leur capacité à réduire les dommages liés aux risques. Or, il existe une multitude de fonctions destinées à estimer les dommages résiduels potentiels des décisions et la transférabilité de celles-ci semble limitée dans l'espace et le temps. Faute de fonctions spécifiques au contexte de son étude, l'évaluateur est amené à choisir une fonction parmi les fonctions existantes ce qui soulève la question de la validité du choix effectué ;

– **du paramétrage des modèles d'estimation des dommages liés aux risques :** par exemple, pour l'estimation des dommages physiques au bâti, certaines fonctions se basent sur la typologie du bâti et la hauteur de submersion pour estimer les dommages potentiels d'une crue alors que d'autres considèrent des paramètres supplémentaires comme la contamination des eaux, l'existence ou non de mesures de protection sur les bâtiments ;

– **des hypothèses retenues pour la construction des scénarios socio-économiques futurs** (comportement de la société, adéquation politique des actions dans le temps, disponibilité et efficacité technologiques, évolution du contexte, changements institutionnels et réglementaires, etc.). Plus on se projette dans le futur, moins les hypothèses sont solides et plus l'incertitude est élevée car le temps amplifie les carences de connaissance. Il est illusoire de croire que la science puisse donner une connaissance totale de la dynamique de certains processus naturels ou anthropiques ;

– **des objectifs du décideur lors de la prise de décision :** la multiplicité des objectifs rend potentiellement contradictoires et le décideur est souvent obligé d'opérer un arbitrage sur la base d'un processus explicite cohérent ou d'un jugement de valeurs ;

– **de l'imprévisibilité du comportement** (participation au processus, appropriation, etc.) **des différents acteurs du territoire face aux décisions prises.** En réalité, les divergences de perception font que chaque type d'acteurs, et plus encore chaque individu, a sa propre réaction face à une décision donnée, ce qui fait que le comportement des acteurs peut être source d'incertitudes lors de la prise de décision ;

– **des aptitudes cognitives du décideur** à traiter, à analyser et à interpréter l'information dont il dispose pour prendre la décision de gestion la plus pertinente. Le décideur se doit de connaître le risque (facteurs déclencheurs et caractéristiques de l'aléa, la priorité des enjeux, etc.) qu'il a à gérer ainsi que les enjeux qui y sont liés, de choisir un cadre de gestion adéquat (outils et méthodes à mettre en œuvre, les ressources mobilisables et celles effectivement disponibles, etc.), d'identifier les stratégies (nature, portée, conséquences potentielles, etc.) qu'il peut déployer en fonction des informations¹⁰³ dont il dispose ;

¹⁰³ Il est à noter que ces informations ne correspondent pas toujours à la problématique posée ou alors elles ne sont pas forcément utilisables dans le processus décisionnel.

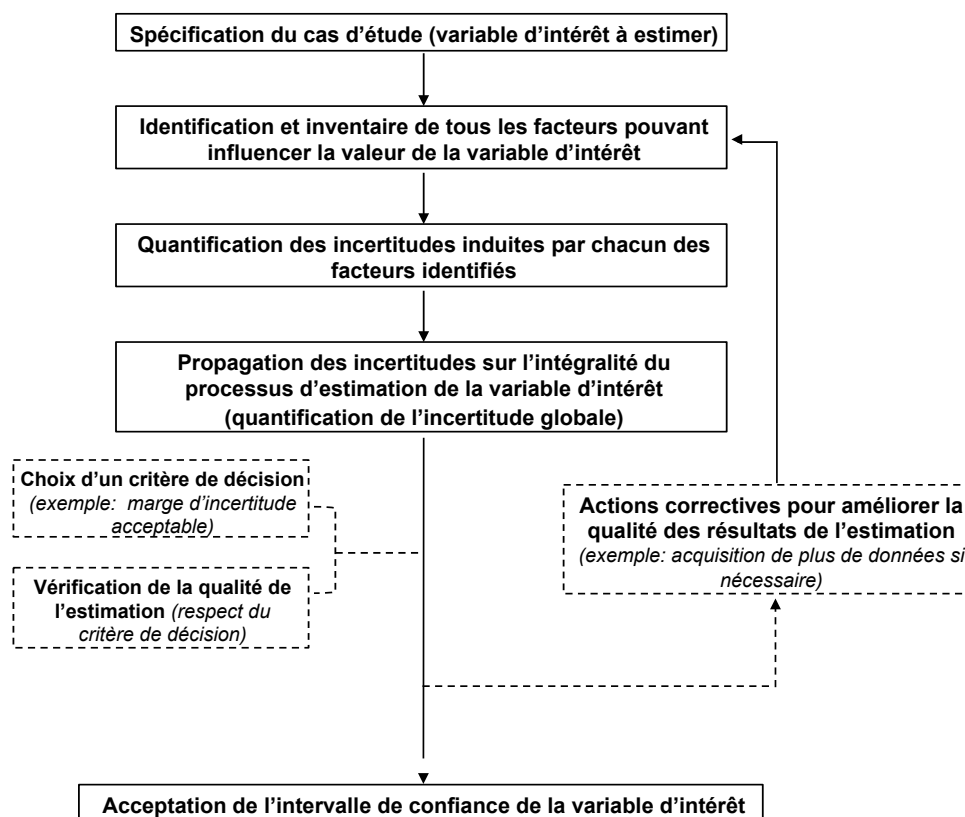
– **de la variabilité spatiale et temporelle des phénomènes** (exemples : variation des dommages subis par des enjeux *a priori* similaires mais ayant des positionnements spatiaux différents, usage et valeur spécifiques à chaque bâti situé en zone à risques) ; etc.

Les incertitudes rencontrées dans l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques, comme en témoignent les exemples ci-dessus, peuvent être aussi bien aléatoires que épistémiques. Ces différentes incertitudes constituent autant d'obstacles auxquels les décideurs publics doivent faire face dans leur démarche de prise de décisions. Lorsque les incertitudes s'invitent dans la gestion des problématiques urbaines, qui sont des enjeux de sociétés souvent très sensibles, prendre des décisions en totale ignorance de ces incertitudes peut être lourd de conséquences parfois irréversibles. Face à cette situation, les collectivités locales ont besoin d'une aide pour mieux appréhender un processus décisionnel qui combine, bien souvent, divers types et sources d'incertitudes. Aussi, les travaux de cette thèse visent à proposer aux décideurs un cadre formel pour le traitement des incertitudes.

Le résultat de l'évaluation de la durabilité d'une décision de gestion en conditions déterministes n'est en réalité qu'une réalisation d'une variable aléatoire (dans le cas présent il s'agit de la performance de cette décision) fondée sur un ensemble de données et d'hypothèses supposées précises. La prise en compte des différentes incertitudes dans cette évaluation peut ne pas donner une estimation unique de la performance mais une fourchette de résultats possibles. La détermination de cette fourchette repose sur la simulation de différents scénarios qui tiennent compte, de manière individuelle ou simultanée, des variations possibles des données et hypothèses mobilisées dans l'évaluation. La prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions permet donc de déterminer de manière objective la qualité de l'évaluation et d'octroyer un niveau de confiance aux résultats. Plus les incertitudes sont faibles, plus les résultats de l'évaluation seront précis. Par conséquent, une décision robuste aux incertitudes est celle qui minimise l'influence des incertitudes sur ses conséquences tout en garantissant le respect des exigences de GDRN.

3.3 De la gestion des incertitudes

La démarche générique de gestion des incertitudes sur les résultats d'une évaluation ou d'un modèle se décline généralement en plusieurs étapes qui sont présentées sur la Figure 32. La gestion des incertitudes combine quatre étapes séquentielles : identification des différentes incertitudes prévisibles, caractérisation et analyse de leurs effets sur les variables d'intérêt, exploitation et/ou traitement des incertitudes globales sur les variables d'intérêt et prise de décision finale suite à la validation des variables d'intérêt incertaines.



Les étapes en pointillés sont optionnelles et ne sont pas considérées dans le cadre du projet INCERDD.
 Source : Adaptée de de Rocquigny *et al.* (2008), Hall et Solomatine (2008) et Dutfoy *et al.* (2009).

Figure 32 Démarche générique de gestion des incertitudes

3.3.1 Identification des incertitudes susceptibles d'entacher les variables d'intérêt

Cette étape vise à identifier les incertitudes qui se présentent tout au long du processus d'évaluation ou de l'utilisation du modèle en répondant à la question suivante : Quelles sont les sources d'incertitudes à considérer lors de la mise en œuvre du processus ou du modèle ? La caractérisation des incertitudes repose pour une grande part sur une identification précise des sources d'incertitudes. Ce qui oblige l'analyste à identifier attentivement toutes les sources¹⁰⁴ d'incertitudes possibles ; quoique toutes les sources d'incertitudes puissent ne pas être identifiées et qu'il soit illusoire d'espérer évaluer toutes les incertitudes identifiées (Rommens *et al.*, 2002).

3.3.2 Caractérisation des incertitudes sur les variables d'intérêt

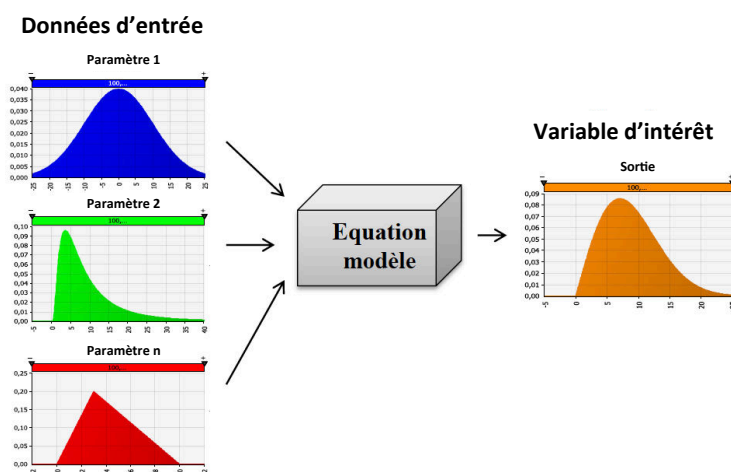
La caractérisation des incertitudes sur les résultats permet d'identifier les résultats robustes c'est-à-dire ceux relativement peu sensibles aux variations engendrées par les conditions d'évaluation incertaines. Elle vise à mesurer l'imprécision obtenue sur les sorties d'un modèle à partir de l'estimation des erreurs et des imprécisions sur les données d'entrée et de la variation des choix méthodologiques (Pagnon, 2012). Il s'agit d'analyser l'influence des différentes incertitudes identifiées. Ces dernières peuvent induire une dispersion plus ou moins importante des résultats d'une évaluation ou des sorties d'une modélisation (souvent

¹⁰⁴ Certes, une étude détaillée exige un effort important mais il est essentiel que l'effort consenti ne soit pas disproportionné.

appelés « variables d'intérêt »). Mais alors, comment estimer cette dispersion et juger la fiabilité des résultats obtenus ? La réponse à cette question consiste à caractériser les incertitudes sur les variables d'intérêt. La caractérisation des incertitudes sur les résultats comprend la quantification des incertitudes sur les données d'entrée et leur propagation dans les processus d'évaluation ou dans les modèles. Les définitions suivantes permettent de clarifier les différences entre la caractérisation, la quantification et la propagation.

Selon Unwin *et al.* (2011), la caractérisation consiste à déterminer, de façon quantitative ou qualitative, le niveau d'incertitude associé à un résultat prédictif. Elle permet de déterminer l'intervalle de confiance de la variable d'intérêt ainsi que le degré de confiance à accorder à chacune des valeurs possibles ; et de ce fait contribue à l'appréciation objective de la qualité de la modélisation ou de l'évaluation. La quantification consiste à identifier pour un paramètre, en entrée du processus d'évaluation ou du modèle, la valeur la plus probable ainsi que l'intervalle au sein duquel les valeurs possibles de ce paramètre peuvent varier. La quantification permet ainsi d'attribuer un degré de confiance à chacune des valeurs possibles du paramètre. Après l'identification des différentes sources d'incertitudes, l'étape de la quantification des incertitudes sur les données d'entrée est déterminante car elle permet de déterminer les incertitudes à propager. D'après Pagnon (2012), la qualité de la caractérisation des incertitudes sur les variables d'intérêt dépend de la pertinence de la quantification des incertitudes sur les données d'entrée¹⁰⁵.

La propagation consiste à faire transiter les incertitudes sur les données d'entrée au travers du modèle ou de l'équation pour estimer la dispersion qui en résulte sur les variables d'intérêt. La Figure 33 illustre le schéma de principe de la propagation d'incertitudes à travers une équation ou un modèle. Dans le cas de l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion par exemple, la propagation des incertitudes sur les données d'entrée au sein du protocole d'évaluation permet de déterminer les intervalles de valeurs des performances pour différents degrés de confiance que le décideur aura choisis.



Source : Auteur

Figure 33 Schéma de principe de la propagation des incertitudes sur les données d'entrée dans une équation

¹⁰⁵ Le terme « données d'entrée » désigne l'ensemble des valeurs des variables nécessaires à l'évaluation ou des paramètres caractérisant spécifiquement le phénomène à modéliser.

Selon l'objectif poursuivi par la caractérisation des incertitudes, la propagation des incertitudes peut consister en une :

– analyse de sensibilité : lorsqu'on vise la quantification des effets relatifs des différentes sources d'incertitudes identifiées sur la variable d'intérêt en vue d'identifier celles dont l'influence est prépondérante. Cela revient à évaluer la marge de la variation de la réponse du modèle à une variation des données d'entrée du modèle ou des choix méthodologiques en les considérant individuellement ; ce qui met en évidence la contribution spécifique de chaque élément incertain à la variabilité du résultat final. Les résultats d'une analyse de sensibilité peuvent aider à alléger les modèles complexes par l'élimination des éléments les moins influents dont la présence ou l'absence dans les modèles n'influence pas les résultats obtenus (Saltelli *et al.*, 2004).

Bien souvent, la dispersion des variables d'intérêt induite par la variation de chacune des sources d'incertitudes est mesurée par le calcul du coefficient de variation (COV). Le coefficient de variation est une mesure de la dispersion relative des valeurs possibles des variables d'intérêt autour de la valeur moyenne obtenue. Exprimé en pourcentages, le COV équivaut à l'écart-type relatif obtenu en divisant l'écart-type de l'ensemble des valeurs possibles des variables d'intérêt par la moyenne de cet ensemble. Plus le COV est petit, plus la dispersion des valeurs est réduite et plus l'influence de la source d'incertitude est faible. Le COV permet également de juger de la précision d'une estimation incertaine avant toute prise de décision : plus un COV est élevé, moins l'estimation est précise et vice versa. L'Institut de la Statistique du Québec (2013) propose une échelle pour apprécier le niveau de précision d'une estimation en fonction du COV (Tableau 15).

Tableau 15 Relation entre le coefficient de variation (COV) et la précision d'une estimation

Coefficient de variation	Précision de l'estimation
COV ≤ 5 %	Excellente
5 % < COV ≤ 10 %	Très bonne
10 % < COV ≤ 15 %	Bonne
15 % < COV ≤ 25 %	Passable
COV > 25 %	Faible

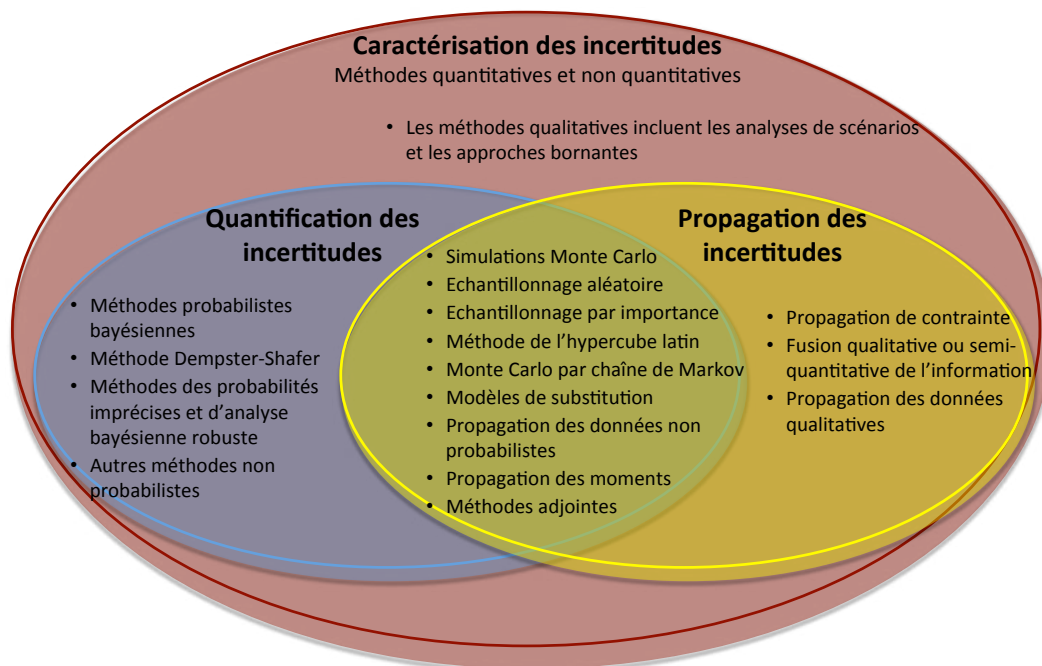
Source : (Institut de la Statistique du Québec, 2013)

– analyse d'incertitudes : qui consiste à calculer ou à caractériser la variabilité ou la dispersion des valeurs possibles des résultats en fonction de la variabilité des données d'entrée et des choix méthodologiques de l'évaluation (Merheb, 2013). Elle permet donc d'estimer l'impact de l'ensemble des différentes incertitudes sur les variables d'intérêt ainsi que la marge de confiance à accorder à la prise de décision subséquente. L'analyse des incertitudes est une activité essentielle dans l'évaluation des décisions dans une perspective de GDRN. Elle améliore la crédibilité de la prise de décision en apportant des éléments permettant de conclure si deux décisions sont significativement différentes ou non. Cette

thèse est plus orientée vers une analyse d'incertitudes plutôt qu'une analyse de sensibilité car l'objectif est de comparer et de hiérarchiser les décisions de gestion disponibles en fonction des intervalles de confiance de leur potentiel de durabilité.

Par ailleurs, il est possible d'estimer la qualité d'une caractérisation des incertitudes sur une variable d'intérêt. Une caractérisation des incertitudes est de bonne qualité si les distributions prédictives obtenues sont les plus fiables mais surtout les plus fines possible car l'incertitude sur une variable d'intérêt est d'autant plus faible que la distribution prédictive est concentrée (Bourgin, 2014). S'intéresser à la fiabilité d'une distribution prédictive revient à vérifier si les valeurs observées de la variable d'intérêt ont tendance à appartenir ou non aux limites de la distribution prédictive. La finesse d'une distribution prédictive peut être mesurée par différents indicateurs de concentration comme le coefficient d'étalement, l'écart inter-quantiles, l'entropie, etc. Toutefois, cet aspect ne sera pas abordé dans la présente thèse car la vérification de la qualité de la caractérisation des incertitudes n'en constitue pas l'objectif. L'objectif de la thèse étant de développer une méthodologie fonctionnelle pour la prise en compte des incertitudes ; la vérification de la qualité de la caractérisation des incertitudes pourrait être envisagée dans les perspectives d'amélioration de la méthodologie élaborée.

Il existe une multitude de méthodes de caractérisation des incertitudes dont le choix dépend du type et/ou de la source d'incertitudes mais aussi de la phase de la caractérisation (quantification ou propagation) à mettre en œuvre. Unwin *et al.* (2011) proposent une schématisation synthétique des principales méthodes de caractérisation des incertitudes (voir Figure 34). La présentation de quelques-unes de ces méthodes sera l'objet des deux sections suivantes.



Source : Adaptée de Unwin *et al.* (2011)

Figure 34 Principales méthodes de caractérisation des incertitudes

3.3.3 Exploitation et/ou traitement des incertitudes sur les variables d'intérêt

Dans un contexte de prise de décision en univers incertain, après avoir caractérisé les incertitudes sur les variables d'intérêt, l'étape suivante consiste à s'assurer que les décisions ont été correctement prises. Il s'agira, dans le cas de la GDRN par exemple, de s'assurer que les incertitudes susceptibles d'avoir une influence négative sur les performances des stratégies de gestion ont été effectivement réduites ou éliminées. Cette étape vise donc à démontrer la conformité ou non des valeurs prises par les variables d'intérêts avec des critères de décision explicites ou des normes préalablement fixées. En cas de conformité, les variables d'intérêt sont validées pour la prise de décision finale. Dans le cas contraire, les incertitudes peuvent être réduites ou éliminées par des actions correctives en vue d'améliorer la qualité des résultats. Les incertitudes résiduelles résultant des actions correctives sont alors de nouveau prises en compte pour une nouvelle itération jusqu'au respect, si possible, des critères de décision par les variables d'intérêt. Les travaux menés dans le cadre de la présente thèse ne visent pas un traitement des incertitudes mais juste la caractérisation des incertitudes sur les performances des différentes stratégies en vue du choix de la stratégie la plus pertinente malgré les différentes incertitudes identifiées. En effet, l'enjeu de la thèse n'est pas tant de réduire les incertitudes sur les performances des décisions de gestion des risques, mais plutôt de les quantifier correctement et d'en rendre compte de façon synthétique et utile aux décideurs.

3.3.4 Présentation des incertitudes

La formalisation des résultats incertains est un des enjeux majeurs de la démarche de quantification des incertitudes. L'incertitude peut être représentée par une valeur quantitative (par exemple, lorsqu'elle porte sur le résultat d'une modélisation) ou qualitative (lorsqu'elle porte sur des énoncés reflétant des avis d'experts). Elle est souvent exprimée sous la forme d'un ensemble ou d'un intervalle de valeurs acceptables (les plus plausibles) incluant la valeur la plus réaliste pour un niveau de confiance donné. D'après Faber (2006), les formes de présentation des incertitudes les plus courantes sont les suivantes :

– Moments statistiques : généralement l'information relative à la dispersion d'une donnée incertaine est donnée sous la forme de sa valeur moyenne et de sa variance (μ ; σ^2) ; c'est la variance qui décrit l'incertitude associée à la dispersion. Bien que ces caractéristiques statistiques puissent traduire une loi de distribution donnée, sans une représentation graphique elles ne renseignent pas sur la forme de cette distribution.

– Intervalles de confiance¹⁰⁶ ($\{X_{\min}, \dots, X_{\max}\}$ ou $[X_{\min} ; X_{\max}]$) : cette présentation donne les valeurs possibles de la donnée incertaine allant du pire des cas au meilleur des cas sans pour autant renseigner sur la répartition des différentes valeurs dans l'intervalle et donc sur la forme de la distribution des valeurs. Les représentations graphiques de l'incertain dans ce cas sont des barres d'incertitude, des ellipses de confiance, des boîtes à moustaches, etc.

– Fonctions de densité de probabilité : ce type de présentation est obtenu lorsque les valeurs incertaines sont générées à partir de données statistiques (Thorel, 2014). Elle permet de préciser la probabilité d'occurrence des différentes valeurs de la donnée incertaine.

¹⁰⁶ Les données incertaines sont sous forme d'ensembles (valeurs discrètes) ou d'un intervalle (valeurs continues).

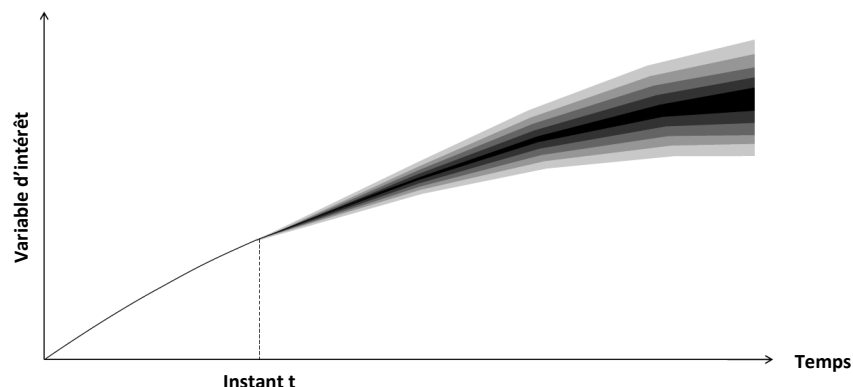
– Sous-ensembles flous : pour décrire les différents ensembles emboîtés auxquels la valeur recherchée est supposée appartenir selon un degré de possibilité donné.

L'intérêt de ces deux dernières formes de présentation est de renseigner sur la forme de la distribution des valeurs probables ou possibles de la variable d'intérêt. Elles permettent ainsi d'éviter d'ajouter aux incertitudes réelles sur les variables d'intérêt une incertitude liée à la façon dont ces incertitudes sont perçues concrètement ou visualisées. Par exemple, lorsque les probabilités ne sont pas fournies sur une distribution relative à une variable d'intérêt donnée, le décideur peut implicitement se forger ses propres probabilités selon sa compréhension de la variable d'intérêt. Ce qui peut aboutir soit à une divergence de ces probabilités par rapport à celles qu'un expert aurait proposées ou soit à des divergences de représentation d'un décideur à l'autre (Hall *et al.*, 2005).

Dans la présente thèse, un accent particulier est mis sur la représentation graphique des incertitudes sur les variables d'intérêt. L'objectif est de proposer une approche permettant aux résultats d'être compréhensibles pour tous les acteurs de la gestion des risques même ceux qui ne sont pas familiers à la conduite d'une analyse d'incertitudes. La présentation des incertitudes en termes simples peut s'avérer difficile, il en résulte naturellement une difficulté perceptuelle pour ceux qui ne sont pas experts de la problématique. Le recours systématique à une représentation graphique explicite des incertitudes sur les variables d'intérêt peut faciliter leur compréhension et être un support de description éloquent de résultats complexes. Les techniques de visualisation des incertitudes adoptées dans cette thèse sont essentiellement :

– les distributions de probabilité/possibilité : pour représenter les incertitudes sur les données d'entrée et les performances aux différents niveaux du processus d'évaluation et

– les bandes d'incertitudes : pour représenter l'évolution temporelle des performances incertaines (Jackson, 2008). Cette approche permet de délimiter l'ensemble des points du graphique où une performance donnée a une probabilité p non nulle de se trouver lorsqu'il s'agit d'une distribution de probabilité¹⁰⁷ (voir Figure 35).



Source : Auteur

Figure 35 Représentation par bandes d'incertitudes de l'évolution temporelle d'une variable d'intérêt incertaine

¹⁰⁷ On parlera de degré de possibilité lorsqu'il s'agit d'une distribution de possibilité.

3.4 Méthodes de quantification des incertitudes sur les données d'entrée

Le choix de la méthode d'appréhension des incertitudes sur les données d'entrée dépend du type et de la quantité d'informations dont on dispose. L'approche la plus simple consiste à quantifier les incertitudes à partir de spécifications issues de références scientifiques, d'orientations réglementaires et normatives, de retours d'expériences, etc. Certaines sources peuvent également donner des renseignements sur la qualité des données fournies en précisant la marge d'erreur ou l'ordre de grandeur de l'imprécision à considérer lors de l'utilisation. Par exemple, la base de données BD TOPO® de l'Institut National de l'Information Géographique et forestière (IGN) a une précision (planimétrique et altimétrique) de l'ordre du mètre. La littérature peut également fournir des niveaux indicatifs d'incertitudes, fonction des conditions spécifiques de collecte et/ou d'utilisation des données.

Lorsqu'aucune indication n'est fournie, les incertitudes sur les données d'entrée peuvent être quantifiées par de nombreuses méthodes réparties en deux grandes familles selon qu'elles s'inscrivent dans un cadre probabiliste ou non probabiliste (Brissaud *et al.*, 2010).

3.4.1 Méthodes probabilistes

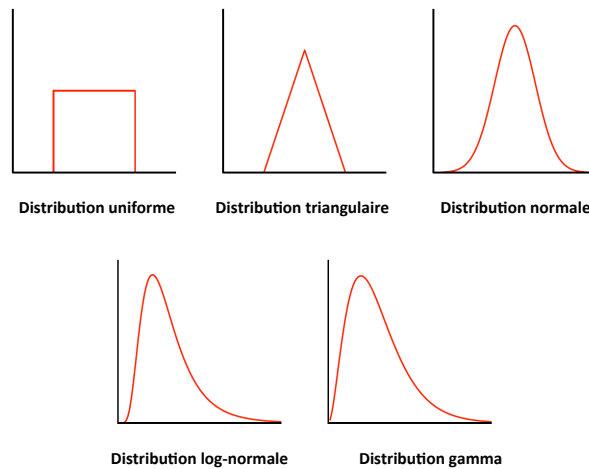
L'approche probabiliste est la plus répandue des approches de gestion de l'incertain. De ce fait, elle est la mieux outillée : dans la littérature, de nombreux travaux de quantification des incertitudes s'appuient sur la théorie des probabilités. Cette approche suppose que les données d'entrée incertaines proviennent d'échantillons caractérisés par une moyenne, un écart type, une fonction de distribution, etc. Elle s'appuie généralement sur le traitement, par une méthode de la statistique descriptive ou inférentielle¹⁰⁸, d'une série de valeurs provenant d'observations directes ou de simulations en vue de déterminer la loi de probabilité spécifique à ces valeurs (Denoël, 2015). Plus ces données sont nombreuses, plus la détermination de la loi de probabilité est aisée. Les lois de probabilité les plus courantes sont illustrées sur la Figure 36. Ces distributions peuvent prendre différentes formes : uniforme, triangulaire, normale, etc. Les fonctions de densité de probabilité constituent un des meilleurs moyens de présentation des incertitudes car elles donnent une idée beaucoup plus précise de la forme de la distribution de la variable d'intérêt.

Les méthodes probabilistes classiques les plus courantes sont présentées ci-après, en les illustrant avec des exemples concrets dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle.

– Les estimations statistiques directes telles que les études empiriques sur de faibles jeux de données et les analyses basées sur la théorie des valeurs extrêmes pour déterminer une plage de variabilité de la donnée incertaine. Dans le domaine de la gestion des risques d'origine naturelle, la projection des événements extrêmes est d'une grande importance car elle contribue à l'estimation des dommages potentiels des risques liés à la survenance de tels événements. La théorie des valeurs extrêmes (loi de Fréchet, de Gumbel, de Weibull,

¹⁰⁸ La statistique inférentielle, encore appelée statistique mathématique ou inductive, vise à déterminer si une loi de probabilité donnée peut représenter la variabilité d'une grandeur incertaine observée ou simulée.

etc.) est souvent employée pour prédire les phénomènes aléatoires extrêmes. C'est le cas par exemple en hydrologie, où les crues extrêmes sont modélisées à partir d'une série temporelle d'observations relatives à des crues antérieures (Ancey, 2015).



Source : Auteur

Figure 36 Fonctions de densité de probabilité les plus courantes

– La méthode du maximum de vraisemblance qui consiste à rechercher les paramètres d'une distribution qui maximisent la probabilité d'obtenir les réalisations observées. Elle est utilisée pour le calage de différentes lois statistiques, issues d'informations historiques souvent incomplètes voire censurées, relatives aux phénomènes aléatoires tels que les crues (Payrastre, 2005) ou à la vulnérabilité des enjeux comme par exemple les courbes de fragilité sismique (Shinozuka *et al.*, 2000).

– Les inférences bayésiennes qui permettent de déterminer a posteriori la distribution de la donnée incertaine à partir d'une distribution *a priori*, déterminée par une connaissance historique (statistiques antérieures concernant la donnée) ou fournie par un modèle mathématique. Elles sont souvent utilisées pour traiter les incertitudes sur bien des aspects dans le domaine de la gestion des risques. On peut citer en exemple la définition des scénarios alternatifs d'évolution climatique par la détermination d'une loi de probabilité conditionnelle pour spécifier la dispersion des scénarios autour de l'évolution tendancielle (Guin, 2011).

– Les Simulations Monte Carlo (SMC) dont le principe consiste à simuler la donnée en grand nombre pour en déterminer la distribution, la simulation reposant sur un modèle mathématique et une connaissance *a priori* de la distribution des paramètres qu'il contient. Les SMC sont souvent utilisées dans le domaine de la gestion des risques pour modéliser des phénomènes aléatoires : exemple de la stabilité des pentes rocheuses (Selmi *et al.*, 2006). Outre la quantification des incertitudes sur les données d'entrée, l'approche basée sur les SMC permet également de propager ces incertitudes dans les modèles.

– Les simulations bootstrap qui consistent à générer plusieurs échantillons par tirages aléatoires avec remise dans un échantillon initial (de sorte que ces nouveaux échantillons aient la même taille que l'échantillon initial) pour déduire la variabilité de la donnée

incertaine. Il s'agit donc d'un ré-échantillonnage d'un échantillon initial pour calculer la dispersion de l'estimateur statistique souhaité. Elles sont généralement utilisées pour déterminer les lois de distribution sans faire d'hypothèse préalable. Hopke *et al.* (1995) ont utilisé la méthode du « *bootstrapping* » pour quantifier les incertitudes sur la localisation des sources de polluants atmosphériques.

La principale difficulté liée à l'application des méthodes probabilistes est relative au choix de la fonction de distribution. Parfois la modélisation probabiliste de la variabilité d'une donnée incertaine peut s'avérer difficile lorsqu'on ne dispose pas ou que de très peu d'information pour justifier la représentation de la dispersion de cette donnée par une loi de probabilité. La théorie des probabilités ne permet pas de modéliser toutes les formes d'incertitudes ; c'est le cas des incertitudes liées à l'imprécision ou à l'incomplétude des connaissances (Baudrit *et al.*, 2006). Aussi l'outil probabiliste semble peu pertinent pour représenter les incertitudes pouvant entacher des informations subjectives comme les opinions d'experts (Destercke *et al.*, 2006). Tacnet (2009) identifie quelques difficultés liées à l'utilisation de l'approche probabiliste dans l'estimation des risques d'origine naturelle. Ses observations illustrent la nécessité de recourir à des méthodes non probabilistes pour la quantification des incertitudes dans le cadre de la gestion desdits risques compte tenu du fait que tous les aspects de la problématique sont difficilement probabilisables.

3.4.2 Méthodes non probabilistes

Plusieurs méthodes alternatives aux méthodes probabilistes ont été développées pour quantifier les incertitudes sur les données d'entrée lorsque recourir aux probabilités devient inapproprié. La logique des méthodes non probabilistes consiste à décrire l'incertain sous la forme d'intervalles définis uniquement par leurs bornes et par le degré d'appartenance de la variable d'intérêt à ces divers intervalles. Cette logique sous-tend diverses méthodes parmi lesquelles la théorie des possibilités, la théorie des probabilités imprécises, la théorie de l'évidence, etc. Seule la théorie des possibilités, jugée la plus pertinente dans le cadre de la présente étude, est succinctement présentée ci-après.

Comme son nom l'indique, la théorie des possibilités s'intéresse à la possibilité de l'occurrence d'un événement. Développée par Dubois et Prade (1980), la théorie des possibilités est fondée sur la théorie des ensembles flous ou logique floue introduite par Zadeh (1965). Cette dernière représente un ensemble de théories mathématiques qui proposent des concepts, des techniques et des méthodes formellement rigoureuses pour recueillir, représenter et traiter des connaissances ou données imprécises, incomplètes ou subjectives. Les ensembles flous sont donc utilisés soit pour modéliser la représentation humaine des connaissances entachées d'incertitudes, soit pour représenter des informations collectées sous forme lexicale.

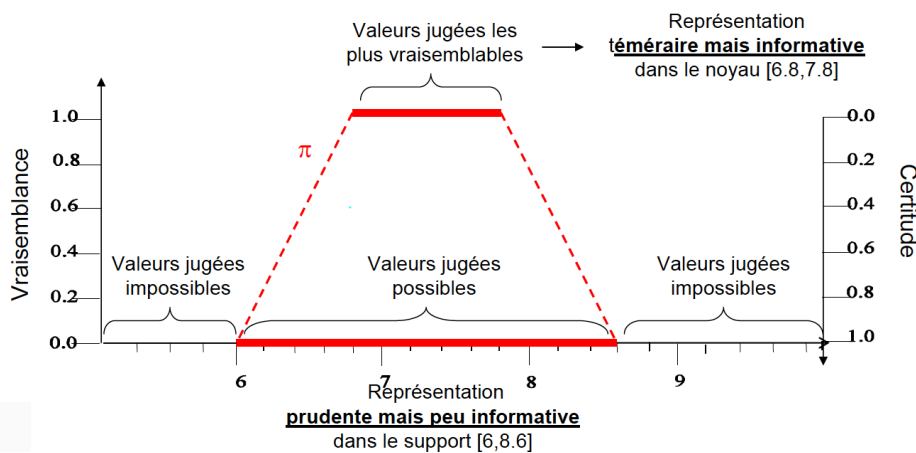
La théorie des ensembles flous attribue à chaque élément d'un ensemble donné un degré d'appartenance¹⁰⁹ α dans l'intervalle $[0 ; 1]$. La logique de la théorie des nombres flous permet ainsi de considérer qu'un élément fait partie de l'ensemble ($\alpha = 1$), qu'il n'en fait pas partie ($\alpha = 0$) ou qu'il en fait plus ou moins partie ($0 < \alpha < 1$). Par analogie à la fonction de

¹⁰⁹ Egalement appelé degré de possibilité ou encore degré de vraisemblance.

densité de probabilité, la fonction d'appartenance indique à quel degré une valeur incertaine appartient à un ensemble donné lorsque celle-ci résulte d'opinions émises par des experts (Tan, 2008).

Un ensemble flou est caractérisé par un noyau (intervalle ayant la plus grande vraisemblance de contenir la vraie valeur de la variable d'intérêt), un support (intervalle dans lequel la vraie valeur de la variable d'intérêt est supposée se trouver avec certitude) et une hauteur (degré de possibilité ou de vraisemblance maximal de la fonction d'appartenance). Le noyau d'un ensemble flou correspond donc à une situation d'ignorance totale tandis que le support traduit une connaissance certaine. Un ensemble flou est normalisé lorsque son degré de possibilité maximal est égal à 1 ; dans ce cas il possède un noyau non vide. La normalisation facilite la manipulation de différentes fonctions d'appartenance. Par ailleurs, il est possible de définir des α -coupes ou coupes de niveau α entre le support et le noyau. Un α -coupe est le sous-ensemble constitué par les éléments ayant un degré d'appartenance supérieur ou égal à α . Un ensemble flou n'est pas forcément normalisé.

Dans la logique possibiliste un degré de certitude sur la réalisation d'un élément possible est associé à toute α -coupe. Le degré de certitude qu'une α -coupe donnée contienne bien la vraie valeur d'une variable d'intérêt est définie comme étant égal à $1 - \alpha$. Dans une distribution de possibilité, la certitude sur le réalisme des valeurs diminue quand la précision de l'intervalle de confiance de ces valeurs augmente (Figure 37). En effet, plus une α -coupe est large, plus elle est susceptible d'inclure des valeurs jugées peu vraisemblables mais en contrepartie, plus la certitude que la vraie valeur se trouve bien dans cette α -coupe augmente. Un ensemble flou normalisé est donc constitué d'une compilation d'intervalles délimités par des valeurs minimale et maximale entre lesquelles se situe la valeur recherchée avec un niveau de certitude donné (par exemple, 50 %, 70 %, 90 %, 95 %, 99 % voire 100 %) ; les valeurs limites des intervalles étant fonction du niveau de certitude. La théorie des possibilités permet donc de raisonner sur des ensembles emboîtés en leur attribuant des degrés de certitude ou confiance en fonction de la crédibilité accordée à l'expertise (Fallet-Fidry, 2012).



Sur cet exemple, l'expert est certain que sa variable incertaine se situe entre 6 et 8,6. Toutefois, les valeurs de l'intervalle [6,7 ; 7,8] lui semblent plus vraisemblables

Figure 37 Représentation graphique d'une distribution de possibilités de forme trapézoïdale (Mercat-Rommens et al., 2005)

La distribution de possibilités d'une variable d'intérêt peut donc être construite à partir de la connaissance de deux ou plusieurs de ces intervalles. Les distributions de possibilités peuvent théoriquement prendre n'importe quelle forme et sont généralement définies par des segments de droites qui relient les bornes des intervalles de confiance des différents degrés de certitude entre eux. Néanmoins, elles sont le plus souvent de forme triangulaire (symétrique ou non) ou trapézoïdale. Bien que les distributions de possibilités puissent être sujettes à discussion compte tenu de leur niveau élevé de subjectivité, elles renseignent néanmoins sur la forme de la dispersion d'une variable d'intérêt incertaine tout comme les distributions de probabilités.

L'intérêt porté à la théorie des possibilités dans cette thèse se justifie par le fait qu'il permet de raisonner avec des concepts vagues mais surtout de traiter des données aussi bien quantitatives que qualitatives. D'une part son formalisme quantitatif facilite les calculs et l'interprétation des résultats générés ; les distributions de possibilités des variables d'intérêt pouvant tout simplement être perçues comme un ensemble d'intervalles de confiance. D'autre part, son formalisme qualitatif permet de traiter l'information incertaine sans nécessairement avoir à la quantifier numériquement. De ce fait, la théorie des possibilités est assez générale pour s'appliquer efficacement à la quantification des incertitudes sur des données incertaines qui sous-tendent la prise de décision dans divers domaines.

Une autre des caractéristiques importantes de la théorie des possibilités est de permettre la fusion des opinions énoncées sur un même sujet par différents experts. La fusion d'informations peut être définie comme la combinaison d'informations hétérogènes issues de différentes sources afin de définir une ou plusieurs informations globales de meilleure qualité (Bloch, 2003). Le but de la fusion des informations dans le processus de prise de décision est d'extraire l'information la plus pertinente d'un ensemble d'informations provenant de plusieurs sources dans le but d'améliorer la prise de décision basée sur ces informations hétérogènes. Elle s'avère intéressante dans le cadre de la présente recherche pour améliorer la qualité de la quantification possibiliste (dont la précision dépend de l'expert) des incertitudes sur les données d'entrée : l'approximation possibiliste d'une donnée incertaine est d'autant plus précise qu'elle résulte de la fusion d'avis élémentaires (pour de plus amples informations sur la fusion des informations voir 3.5.2.1).

Malgré la simplicité de la théorie des possibilités, laissant le choix de la formalisation de la fonction d'appartenance au décideur, et la grande flexibilité qu'elle offre dans le choix des opérateurs de fusion des informations (voir § 3.5.2), un des inconvénients majeurs de cette théorie est la complexité du choix de l'opérateur le plus adapté à une application donnée. Le choix de l'opérateur adapté au problème étudié est difficile pour le décideur qui se trouve souvent démuni face au nombre d'opérateurs proposés sans disposer d'aucune directive pour définir son choix : ce qui introduit une grande part de subjectivité dans l'application de la théorie. Il faut noter que la formalisation de la fonction d'appartenance la plus adéquate pour décrire une situation donnée est en elle-même un défi majeur. La qualité de la prise de décision dépend largement de la définition des ensembles flous : tout jugement de faible précision pourrait être préjudiciable à la qualité de la prise de décisions (Liu, 2012).

Au final, l'utilisation des méthodes non probabilistes, et plus particulièrement de la théorie des possibilités, pour quantifier les incertitudes dans le domaine de la gestion des risques est plus limitée que les méthodes probabilistes. Néanmoins, on constate un intérêt de plus en plus important pour l'application de ces méthodes à la quantification des incertitudes sur les données d'entrée dans le domaine de la gestion des risques. A titre d'exemples on pourrait citer les travaux de Lapointe (1999) portant sur le traitement des incertitudes liées à la prévision et au suivi des crues, de Rohmer (2007) relatifs aux incertitudes de la chaîne de traitement du risque sismique par le logiciel ARMAGEDOM[®] développé par le BRGM¹¹⁰ et de Tacnet (2009) dans le cadre de la prise en compte des incertitudes dans l'expertise des risques d'origine naturelle en montagne.

3.5 Méthodes de propagation des incertitudes

Après la présentation de quelques-unes des différentes méthodes de quantification des incertitudes sur les données d'entrée, cette section décrit les méthodes de propagation des incertitudes adoptées dans le cadre de la présente thèse. Il s'agit de l'arithmétique de la théorie des intervalles, de la logique floue et des Simulations Monte Carlo.

3.5.1 Théorie des intervalles

La propagation des incertitudes sur les données d'entrée par l'arithmétique de la théorie des intervalles est une approche ensembliste qui consiste à exprimer les bornes de l'intervalle de valeurs de la variable d'intérêt en fonction des bornes des intervalles des données d'entrée (Gant, 2011 ; Liu, 2012). Elle nécessite juste un encadrement des données d'entrée du modèle (sans information précise sur la distribution des différentes valeurs) pour exprimer la sortie du modèle sous forme d'intervalle (Xia *et al.*, 1997). De ce fait, l'arithmétique de la théorie des intervalles, introduite par Moore et Yang (1959), est classiquement associée à l'approche possibiliste. Soient deux intervalles X et Y tels que $X = [X_{\min} ; X_{\max}]$ et $Y = [Y_{\min} ; Y_{\max}]$, l'arithmétique de la théorie des intervalles consiste à réaliser l'addition et la soustraction (les deux opérations du processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques) sur ces intervalles comme suit (Chevalier et Téno, 1996) :

$$X + Y = [X_{\min} + Y_{\min} ; X_{\max} + Y_{\max}] \quad [9]$$

$$X - Y = [X_{\min} - Y_{\max} ; X_{\max} - Y_{\min}] \quad [10]$$

La propagation des incertitudes par la théorie des intervalles a l'avantage d'être simple et de ne nécessiter que très peu d'information sur la distribution des données d'entrée. Elle est applicable quel que soit le type ou la source de l'incertitude. Elle est intéressante dans le cadre de l'évaluation de la durabilité car, bien souvent, l'évaluateur est confronté à des indicateurs dont les données existent sous forme de plage de valeurs sans aucune précision sur la distribution de ces valeurs ou pour lesquels l'insuffisance des informations disponibles milite en faveur d'un formalisme possibiliste (Piluso *et al.*, 2010). Par contre, elle a plusieurs inconvénients. Elle ne donne aucune indication sur la distribution des résultats. De plus, elle est limitée par son caractère conservatif. Elle permet de considérer toutes les combinaisons

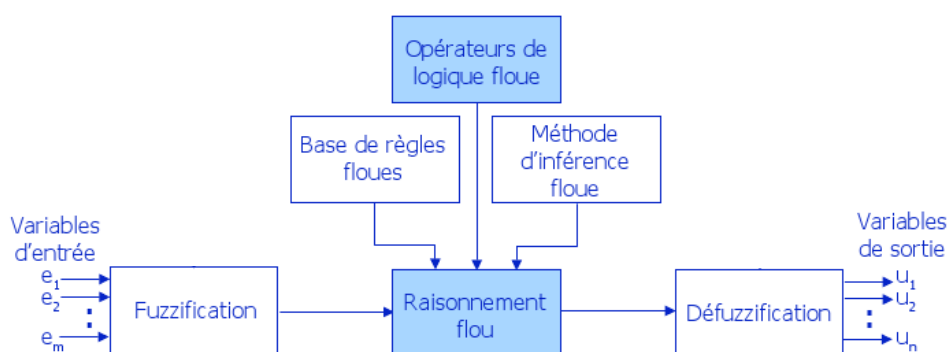
¹¹⁰ Bureau de Recherches Géologiques et Minières.

possibles entre les valeurs des données d'entrée ; ce qui résulte en une surestimation des incertitudes sur les variables d'intérêt. L'intervalle des variables d'intérêt s'élargit au fur et à mesure que le nombre de paramètres en entrée du modèle ou de l'évaluation augmente (Relun, 2011). La précision de la distribution des variables d'intérêt est donc fonction du nombre d'intervalles impliqués dans l'estimation de ces variables.

Les démarches basées sur la théorie des intervalles ont été appliquées avec succès à la prise en compte des incertitudes dans de nombreuses problématiques environnementales telles que la gestion des ressources hydriques (Li *et al.*, 2006), des déchets (Lu *et al.*, 2008), de la qualité de l'air (Lv *et al.*, 2009), etc.

3.5.2 Logique floue

Lorsque les incertitudes sur les données d'entrée sont exprimées par des sous-ensembles flous, un système d'inférence floue permet alors de propager les incertitudes. Le principe du système d'inférence floue consiste à déterminer le sous-ensemble flou global des variables d'intérêt par agrégation des sous-ensembles flous des données d'entrée à partir de diverses règles d'inférence. Un système d'inférence floue, représenté par la Figure 38, se décline essentiellement en trois phases : la fuzzification, l'inférence floue et la défuzzification.



Source : Auteur

Figure 38 Système d'inférence floue

3.5.2.1 Fuzzification

La fuzzification consiste à définir les distributions de possibilités de chacune des variables d'entrée incertaines d'un modèle ou d'une équation donnée. En général, les distributions de possibilités sont définies subjectivement à partir des jugements émis par des experts spécialistes du domaine de chacune des variables. Les experts sont ainsi amenés à quantifier les incertitudes sur les variables à partir de la connaissance technique détaillée, qu'elle soit *a priori* ou acquise antérieurement, qu'ils ont sur ces variables. La fuzzification requiert donc une certaine expérience de la part des experts : la précision de la quantification des incertitudes par un expert dépend de sa connaissance et de sa capacité à analyser de façon critique la situation qui sous-tend la définition des fonctions d'appartenance relatives à une variable d'entrée donnée.

Selon Talon (2006), la constitution des jugements d'experts requiert toujours deux étapes : l'élicitation et la formalisation. L'élicitation vise à collecter les avis d'experts par diverses

techniques (entretien structuré, interview, introspection, la description phénoménologique, etc.) afin de construire une fonction d'appartenance représentant la connaissance et l'incertitude de chaque expert en ce qui concerne le problème étudié. L'étape de formalisation consiste à retranscrire les opinions recueillies afin de construire la fonction d'appartenance qui synthétise l'expertise émise.

La fuzzification est une phase délicate du processus de mise en œuvre de la logique floue ; la fonction d'appartenance de la variable d'intérêt en dépend fortement. Elle est souvent réalisée de manière itérative. En effet, plusieurs séances d'élicitation-formalisation peuvent être nécessaires pour valider la véracité des avis exprimés et de ce fait obtenir une quantification des incertitudes qui soit aussi fidèle que possible. Suite au processus d'élicitation-formalisation, les distributions de possibilités individuelles correspondant à l'opinion de chaque expert peuvent être agrégées à travers une fusion d'informations pour définir une distribution unique qui résume toutes les opinions du groupe d'experts.

Fusion d'informations dans un cadre possibiliste

Le principe général d'une fusion d'informations dans un cadre possibiliste est d'identifier les zones d'accord et de désaccord entre les distributions de possibilités des sources pour en extraire une ou des information(s) suffisamment fiables. Toute la difficulté d'une fusion d'informations réside dans le choix de l'opérateur pertinent pour le problème traité. En effet, diverses approches de fusion d'avis d'experts en une distribution de possibilités synthétique peuvent être recensées dans la littérature. Dubois et Prade (1994, 2001, 2004) distinguent une large variété de méthodes possibilistes de fusion des informations parmi lesquelles la fusion conjonctive, la fusion disjonctive et la fusion adaptative. La Figure 39 montre un exemple de trois distributions (π_1 , π_2 , et π_3) fusionnées selon un mode conjonctif ou disjonctif.

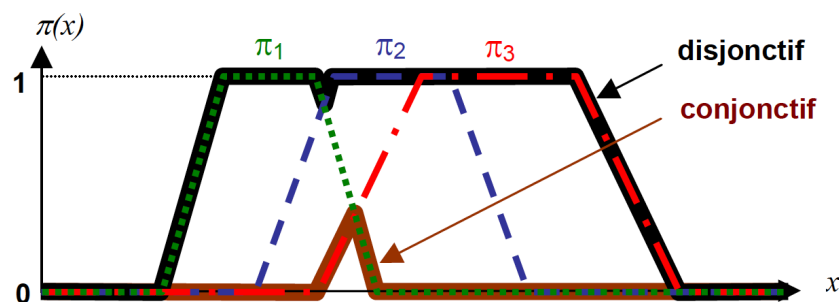


Figure 39 Fusions conjonctive et disjonctive de trois distributions (Ploix et al., 2008)

La fusion conjonctive correspond à un consensus entre les avis fusionnés. Ce mode de fusion suppose que les sources d'information sont de fiabilité égale (connaissance commune des experts). Le sous-ensemble flou résultant d'une fusion conjonctive est toujours compris dans tous les sous-ensembles flous qui ont été fusionnés. La fusion conjonctive permet de réduire l'incertitude globale sur la distribution de possibilités de synthèse et fournit un résultat plus précis que chacun des sous-ensembles flous individuels (Alsun, 2012). La fusion conjonctive nécessite bien souvent une normalisation de la distribution de possibilités de synthèse. Dans le cas d'une fusion disjonctive, le sous-ensemble de synthèse contient tous les éléments des

différents sous-ensembles fusionnés avec comme conséquence l'augmentation de l'incertitude globale. Elle est utilisée lorsque les sources d'informations sont de fiabilité différente avec au moins une source fiable. Une telle fusion fournit un résultat généralement très crédible mais moins précis que les différents sous-ensembles considérés séparément. La fusion adaptative, intermédiaire entre les deux autres, consiste en une fusion qui évolue alternativement d'une fusion conjonctive à une fusion disjonctive dès que les conditions de mise en œuvre (fiabilité des sous-ensembles) de l'une ou de l'autre sont réunies.

Généralement, la fusion d'avis d'experts soulève le problème de la pondération des experts. Lorsque les avis émis sont conflictuels, pondérer les experts revient à leur attribuer un poids en fonction de la qualité de leurs opinions. Le poids attribué à chaque expert dépend de sa capacité à émettre des avis dont la véracité est avérée. La méthode de pondération d'experts la plus rationnelle et donc la couramment utilisée consiste à déterminer leur performance en termes du contenu informatif de leur avis test et de sa calibration¹¹¹. Pour ce faire, ils sont amenés à exprimer des jugements sur des paramètres témoins dont les valeurs réelles, connues de leur interlocuteur, leur sont inconnues. Le poids de chaque expert est alors déduit en fonction de ces deux indicateurs (Destercke *et al.*, 2006).

Par ailleurs, un des principaux défis de l'utilisation des avis d'experts réside dans l'existence de divers biais pouvant intervenir à différents moments du processus de leur acquisition (Fallet-Fidry, 2012). Aussi toute démarche d'élicitation requiert une certaine prudence étant donné que les jugements humains sont inéluctablement biaisés (Hussler et Rondé, 2006). Muffat (2005 ; cité par Fallet-Fidry, 2012) définit le biais comme une source d'altération de l'expertise par rapport à un point de référence donné ou à la vraie valeur et distingue quatre catégories de biais : (1) les biais cognitifs de l'expert, (2) les biais motivationnels de l'expert, (3) les biais induits par l'analyste (être humain ou système informatique chargé de collecter et de synthétiser les avis) lors de l'élicitation ou de la formalisation des avis et (4) les biais dus aux outils ou techniques d'élicitation. Les différentes sources de biais dans les jugements d'experts doivent être prises en compte car une expertise biaisée peut grandement entacher la qualité de la prise de décision. Toutefois, cet aspect de l'utilisation des avis d'expert ne sera pas traité dans la présente thèse. L'objectif de la thèse étant de développer une méthodologie fonctionnelle pour la prise en compte des incertitudes ; la prise en compte des biais dans les expertises pourrait être envisagée dans les perspectives d'amélioration de la méthodologie élaborée.

3.5.2.2 Inférence floue

Propager les incertitudes sur chaque variable d'entrée revient à combiner leurs distributions de possibilités respectives résultant de la phase de fuzzification. Cela implique la définition de règles d'inférence¹¹² de forme « *si on rencontre une telle condition sur les données d'entrée alors on en tire une conclusion donnée sur la variable d'intérêt* » à appliquer aux fonctions d'appartenance en entrée du moteur d'inférence du système pour obtenir la fonction d'appartenance en sortie du modèle ou de l'équation. Ces règles d'inférence peuvent mettre en œuvre le principe d'extension de Zadeh qui permet d'étendre les

¹¹¹ La calibration d'un expert dépend du degré auquel son avis est proche de l'avis test qui traduit la réalité connue.

¹¹² Ensemble des règles reliant les données d'entrée floues d'entrée d'un modèle aux variables d'intérêt floues en sortie.

opérateurs¹¹³ ensemblistes aux ensembles flous. Comme pour la théorie classique des ensembles, les opérateurs les plus couramment utilisés sont ceux de complémentation, d'intersection et d'union. La Figure 40 résume graphiquement les résultats de l'application de ces trois opérations sur des ensembles flous.

– La complémentation (opérateur NON) permet de déterminer le sous-ensemble flou constitué par les éléments dont le degré d'appartenance est d'autant plus élevé qu'ils appartiennent peu ou pas à un ensemble flou donné.

– L'intersection (opérateur ET, *min*) en logique floue permet de déterminer le sous-ensemble flou constitué par les éléments affectés du plus petit degré d'appartenance aux sous-ensembles flous en entrée. Elle est utilisée dans les fusions conjonctives.

– L'union (opérateur OU, *max*) de sous-ensembles flous consiste à déterminer le sous-ensemble flou constitué par les éléments affectés par le degré maximal d'appartenance à ces différents sous-ensembles. Elle représente l'approche de fusion dite disjonctive.

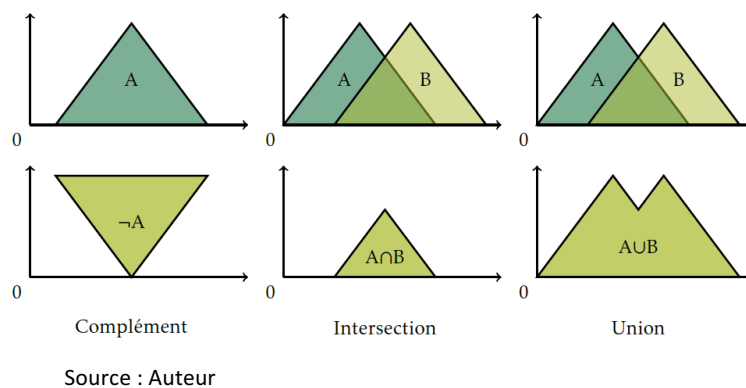


Figure 40 Exemples d'opérations sur des ensembles flous

La propagation des incertitudes par l'inférence floue aboutit à des résultats qui sont généralement des sous-ensembles flous. Ces derniers nécessitent parfois d'être transformés en valeurs réelles équivalentes qui soient facilement interprétables ; d'où la défuzzification.

3.5.2.3 Défuzzification

Cette étape est une démarche inverse de la fuzzification ; elle consiste à synthétiser la globalité des informations contenues dans un sous-ensemble flou en une unique valeur réelle. Il existe plusieurs méthodes de défuzzification (Sallak, 2007 ; Talon *et al.*, 2010 ; Abchir, 2013) parmi lesquelles :

– la méthode du centre de gravité de la distribution de possibilités de synthèse : la valeur défuzzifiée correspond à l'abscisse du centre de gravité de la surface sous la courbe des résultats ;

– la méthode du maximum (du minimum, du milieu) qui donne comme valeur réelle l'abscisse de la borne supérieure (de la borne inférieure, du milieu) du support, du noyau ou d'un α -coupe donné de la fonction d'appartenance solution ;

¹¹³ En réalité, il existe plusieurs définitions pour les opérateurs ET (minimum, produit direct) et OU (maximum, somme, complément du produit des compléments) dans la logique floue. Le choix de la définition à adopter revient entièrement à l'utilisateur du système d'inférence flou. Les travaux de cette s'intéressent uniquement aux opérateurs de Zadeh.

- la méthode du calcul de la moyenne des maxima dont le résultat est l'abscisse de la moyenne des valeurs de sortie les plus vraisemblables ;
- la méthode de la bisection de la surface dont le résultat est l'abscisse qui coupe la surface de la distribution en deux parties égales ; etc.

Le choix de la méthode de défuzzification est une opération délicate car l'interprétation des résultats, les conclusions et la prise de décision s'appuient sur la valeur défuzzifiée qui, selon la méthode adoptée, est plus ou moins représentative du sous-ensemble flou solution¹¹⁴. La méthode du centre de gravité, par exemple, est très gourmande en temps de calcul mais génère les valeurs défuzzifiées les plus représentatives des sous-ensembles flous. En définitive, le choix d'une méthode de défuzzification donnée dépend essentiellement de la précision attendue de la valeur défuzzifiée et des ressources disponibles.

Toute la puissance de la logique floue réside dans sa capacité à incorporer directement des données issues du raisonnement humain caractérisées par des degrés de précision variés au sein du système décisionnel sans forcément nécessiter l'existence d'une expression analytique sur leur distribution ni aucune hypothèse sur la nature de celle-ci. Les méthodes de propagation des incertitudes issues de la logique floue sont beaucoup moins contraignantes que les méthodes probabilistes et permettent ainsi des raisonnements plus riches (Petiot et Dalle, 2003). Toutefois, comme indiqué précédemment au 3.4.2, le décideur qui adopte un raisonnement flou doit faire un certain nombre de choix importants, relatifs essentiellement à la définition des fonctions d'appartenance et au choix des règles d'inférence, qui sont souvent basés sur une expertise ou sur une analyse empirique. L'absence de règles et de directives précises relatives à ces choix ne permet pas de garantir de façon rigoureuse la stabilité et la robustesse des résultats de la propagation des incertitudes.

3.5.3 Simulations Monte Carlo

La méthode des Simulations Monte Carlo est une méthode probabiliste de propagation des incertitudes qui est très répandue en raison de sa robustesse et de sa facilité d'utilisation. En effet, le principe de base de cette approche numérique est assez simple : il consiste d'abord à attribuer une densité de probabilité à chaque donnée d'entrée puis à faire des simulations répétées en tirant de façon aléatoire, d'une fois à l'autre, une valeur pour chacune des données d'entrée en fonction de leur densité de probabilité respective. Réaliser des SMC revient à transformer un modèle déterministe en modèle aléatoire. La répétition des simulations permet de générer un échantillon de valeurs de la variable d'intérêt assez représentatif de ses valeurs possibles. Une analyse statistique de cet échantillon permet de déterminer les caractéristiques statistiques (moyenne, variance, asymétrie, etc.) et la distribution de probabilité pour la variable d'intérêt ; bref d'avoir une caractérisation numérique de la variable d'intérêt.

Le grand avantage de l'approche basée sur les SMC est sa facilité d'utilisation, une fois son implémentation informatique réalisée ; ce qui permet la prise en compte de presque toutes

¹¹⁴ Généralement la défuzzification génère une perte d'information car la valeur réelle obtenue n'est en réalité qu'une valeur représentative du sous-ensemble flou solution.

les formes de lois de probabilités possibles. Néanmoins, elle est limitée par sa faible vitesse de convergence et donc son coût élevé en temps de calcul. En effet, elle nécessite un nombre suffisamment grand de simulations pour couvrir toute l'étendue des distributions de probabilités associées respectivement à chaque variable d'entrée du modèle pour que l'étude statistique de la variable d'intérêt converge (Thorel, 2014). Ce nombre est d'autant plus grand que le nombre de variables en entrée du modèle est élevé et, plus le nombre de tirages aléatoires est important plus l'estimation de la variable d'intérêt est proche de sa vraie valeur : la précision d'une propagation d'incertitudes par cette méthode dépend uniquement de la taille de l'échantillon et donc du temps de calcul. Selon la complexité du modèle, une SMC peut durer plusieurs heures.

Par ailleurs, comme l'affirment Macdonald et Strachan (2001), la distribution des variables d'intérêt issue des SMC est souvent systématiquement approximée par une distribution d'allure gaussienne, quelles que soient les fonctions de densité de probabilité des données d'entrée ; ce qui n'est pas forcément vrai. La conséquence de cette pratique se traduit par le fait que même si les fonctions de densité de probabilité des données ne sont pas fournies, il suffit juste que la moyenne et l'écart-type soient disponibles pour que les utilisateurs de ces données choisissent d'exprimer les incertitudes par une configuration gaussienne. Une autre des limites des SMC réside donc dans le fait d'avoir à définir une fonction de densité de probabilité pour chacune des données d'entrée avant de les utiliser. Lorsque les formes des fonctions ne sont pas fournies avec les données d'entrée l'utilisateur est obligé de choisir la signification statistique des valeurs des bornes dont il dispose, ce qui peut introduire une part de subjectivité et ainsi biaiser les résultats. De plus, les SMC ne fournissent pas forcément des bornes identiques pour les variables d'intérêt d'une simulation à l'autre (Ragot *et al.*, 2007). En effet, on observe une fluctuation des bornes des intervalles de confiance de la variable d'intérêt due au caractère aléatoire de ces intervalles.

3.6 Contribution à la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation des décisions de gestion des risques d'origine naturelle

Dans le contexte de la gestion durable des risques d'origine naturelle, l'intégration des incertitudes dans le processus d'évaluation est motivée par la nécessité d'une meilleure maîtrise des incertitudes de prévision des conséquences des décisions. Une telle démarche vise à analyser la variabilité des prévisions induite par les différentes incertitudes qui entachent l'évaluation. Il s'avère alors intéressant pour les décideurs de disposer d'une méthodologie globale offrant une souplesse d'utilisation pour quantifier et représenter d'une part, les données d'entrée incertaines de natures parfois différentes et d'autre part, les performances des stratégies de gestion envisagées. La seconde partie des travaux réalisés dans cette thèse a eu pour objectif de développer une telle méthodologie globale.

La méthodologie développée pour cette problématique de caractérisation des incertitudes sur les résultats de l'évaluation des décisions de gestion des risques d'origine naturelle a été construite autour des principales étapes de la démarche générique de caractérisation des incertitudes (Figure 32). Elle a été élaborée pour répondre à deux grands objectifs : estimer les incertitudes associées à chaque donnée d'entrée lorsque c'est possible et quantifier

l'incertitude globale sur chacun des indices composites calculés aux différentes étapes de la méthodologie d'évaluation de la durabilité proposée.

Son originalité réside d'une part dans la considération des incertitudes sur les données d'entrée et sur les choix méthodologiques de l'évaluation et de l'autre, dans une démarche mixte combinant approches probabilistes et approches possibilistes pour propager les incertitudes depuis les paramètres jusqu'aux critères.

3.6.1 Quantification des incertitudes sur les données d'entrée

Cette sous-section aborde la question de la quantification des incertitudes sur les données d'entrée quantitatives et qualitatives de l'évaluation de la durabilité des décisions. L'approche proposée repose sur les SMC et la théorie des possibilités selon la nature des données d'entrée.

3.6.1.1 Cas des données d'entrée quantitatives

Pour rappel, les données d'entrée quantitatives de la méthodologie d'évaluation de la durabilité sont les paramètres associés aux indicateurs de performance de nature quantitative. L'approche méthodologique proposée pour la quantification des incertitudes sur ce type de données distingue quatre situations distinctes :

- cas 1 : lorsque la donnée disponible est considérée précise on considère cette unique valeur pour l'estimation déterministe et aléatoire ;

- cas 2 : lorsqu'il s'agit de données bibliographiques synthétiques il convient d'extraire des indications sur les incertitudes à partir des sources desquelles elles sont issues. Quand l'information n'existe pas, on pourra s'inspirer des incertitudes sur des données suffisamment semblables ou rechercher des données plus précises ;

- cas 3 : lorsque la valeur du paramètre est mesurée il s'agira de réaliser un échantillon d'au moins 30 mesures pour en déduire les moments statistiques et

- cas 4 : lorsque les valeurs des paramètres proviennent de calculs, la méthode des SMC a été retenue pour propager les incertitudes quantifiées sur les variables intervenant dans le calcul et pour déterminer la plage des valeurs possibles de ces paramètres. En ce qui concerne le cas particulier des paramètres traduisant les différents dommages induits par l'occurrence d'un aléa, un outil a été élaboré dans cette optique (voir chapitre 4). Il s'agit plus précisément d'un simulateur destiné à estimer les dommages liés aux inondations en contexte déterministe et aléatoire.

La mise en œuvre de cette démarche permet d'obtenir les plages des valeurs possibles des différents paramètres associés aux indicateurs quantitatifs : les données d'entrée collectées/estimées sont des valeurs numériques approximatives sous forme d'intervalles $[x_{inf} ; x_{sup}]$. Elles peuvent aussi être des ensembles $\{x_1 ; x_2 ; \dots ; x_n\}$. Dans ce cas, lors de la propagation, on procède à autant d'évaluations qu'il y a d'éléments dans l'ensemble (considération de tous les éléments un à un). Par conséquent, à chacune des étapes de la méthodologie d'évaluation de la durabilité, les variables d'intérêt TI, NI, IPI et IPC (voir § 2.5) seront également exprimées sous forme d'ensembles.

3.6.1.2 Cas des données d'entrée qualitatives

La théorie des possibilités a été retenue comme cadre général de l'approche proposée pour la quantification des incertitudes liées aux données qualitatives. Son choix s'explique par le fait que le cadre possibiliste est un outil efficace et simple pour représenter, manipuler, fusionner des informations de différentes sources en une seule information de meilleure qualité ainsi que pour quantifier les incertitudes finales associées à l'information globale obtenue (Alsun, 2012).

La démarche proposée consiste à fusionner des avis d'experts en considérant que ces avis peuvent être complémentaires et redondants ou conflictuels et incohérents (Gutiérrez Celaya, 2005) puis à quantifier la dispersion de ces opinions. Le principe général adopté vise à réunir toutes les opinions émises pour en extraire la réponse la plus plausible et se décompose en quatre étapes : (1) la sollicitation et la collecte des avis des experts, (2) la formalisation et la représentation des avis pour en faciliter la manipulation, (3) la pondération¹¹⁵ des avis en fonction du niveau d'expertise ou de la précision des expertises antérieures de celui qui l'exprime et (4) la synthèse suivant une méthode de combinaison ensembliste (fusion conjonctive). Le résultat d'une telle démarche est une distribution de possibilités dans laquelle le décideur réalisera différentes α -coupes en vue d'obtenir des intervalles $[x_{inf} ; x_{sup}]$ ou un singleton.

3.6.2 Propagation des incertitudes dans le processus d'évaluation de la durabilité

Le deuxième niveau de la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions, consiste à propager les incertitudes des données d'entrée tout au long du processus d'évaluation.

3.6.2.1 Calcul de l'Indice de Performance des Indicateurs quantitatifs

La démarche retenue pour propager les incertitudes sur les paramètres dans le calcul des indicateurs quantitatifs fait référence à des SMC et à la théorie des intervalles. La première technique permet de déterminer la forme de la fonction de densité de probabilité et la seconde permet de déterminer l'intervalle pour lequel il existe le maximum de chance de trouver tous les résultats de l'évaluation en vue de pallier au fait que les SMC ne fournissent pas forcément des bornes garanties pour les variables d'intérêt

La propagation des incertitudes dans l'évaluation des indicateurs quantitatifs se décline en deux étapes. La première consiste à réaliser deux évaluations basées sur les bornes inférieures ($V_{inf_{strat}}$ pour la stratégie évaluée et $V_{inf_{ref}}$ pour la situation retenue comme référence) et supérieures ($V_{sup_{strat}}$ et $V_{sup_{ref}}$) des intervalles de valeurs des paramètres (voir équations [11] et [12]). Cette étape permet de calculer les TI (taux d'impact) et de déduire les encadrements des NI (note d'impact) par normalisation des taux d'impact. Elle aboutit aux valeurs minimale et maximale de la dispersion associée à chaque NI, obtenue à partir des TI_{inf} et TI_{sup} . La seconde étape consiste à déterminer la distribution des IPI (Indice de Performance des Indicateurs) en réalisant par SMC des agrégations par moyenne

¹¹⁵ Cette thèse part du principe que les experts sont supposés avoir le même niveau d'expertise d'où l'adoption d'une logique d'équi-pondération.

arithmétique pondérée à partir de N tirages¹¹⁶ réalisés dans les intervalles de valeurs des NI avec une hypothèse de distribution uniforme ; à défaut de disposer d'informations sur les distributions réelles. A ce niveau, l'application des SMC présente l'avantage de ne nécessiter aucune hypothèse sur la forme de la distribution des valeurs des NI. L'équation [13] permet de déterminer les bornes extrêmes (degré de confiance maximal) de la distribution des IPI.

$$TI_{inf} = \frac{V_{inf_{strat}} - V_{inf_{ref}}}{V_{inf_{ref}}} \quad [11]$$

$$TI_{sup} = \frac{V_{sup_{strat}} - V_{sup_{ref}}}{V_{sup_{ref}}} \quad [12]$$

$$IPI \in \left[\frac{\sum x_i * NI_{inf_i}}{\sum x_i} ; \frac{\sum x_i * NI_{sup_i}}{\sum x_i} \right] \quad [13]$$

3.6.2.2 Calcul de l'Indice de Performance des Indicateurs qualitatifs

Pour les indicateurs qualitatifs la propagation des incertitudes se fait uniquement par la théorie des intervalles en une seule étape. L'intervalle des valeurs de l'IPI est déterminé directement en faisant la différence entre les bornes des opinions d'experts sur la décision à analyser [$E_{strat_{inf}}$; $E_{strat_{sup}}$] et sur la situation de référence [$E_{ref_{inf}}$; $E_{ref_{sup}}$] (comme le montre l'équation [14]). Ce calcul se fait pour le noyau, le support et les intervalles obtenus pour les α -coupes choisies par l'évaluateur.

$$IPI \in [E_{strat_{inf}} - E_{ref_{sup}} ; E_{strat_{sup}} - E_{ref_{inf}}] \quad [14]$$

La propagation des incertitudes sur le calcul des IPI permet d'obtenir des distributions probabilistes (indicateurs quantitatifs) ou possibilistes (indicateurs qualitatifs) de diverses formes (singleton, uniforme, triangulaire, trapézoïdale, gaussienne¹¹⁷, etc.)

Comme précédemment indiqué, une des limites des SMC est que, pour simplifier les calculs, les histogrammes de valeurs des variables d'intérêt sont systématiquement approximées par une distribution gaussienne. Le parti pris lors de l'élaboration de la méthodologie a été de coller au plus près à la forme réelle des histogrammes résultant des SMC. Dans l'exemple de la Figure 41 on constate qu'une distribution trapézoïdale est plus adaptée qu'une distribution normale.

Par ailleurs, dans le cas des indicateurs qualitatifs il est possible d'observer des ruptures de pente dans la distribution triangulaire ou trapézoïdale des IPI. En effet, lorsqu'une borne des intervalles de valeurs de l'IPI dépasse la valeur minimale/maximale de l'échelle de notation initialement adoptée, il faut tronquer la distribution au niveau de la valeur extrême de l'échelle de sorte à toujours garantir l'appartenance des intervalles à l'échelle d'évaluation (voir § 5.4.2).

¹¹⁶ Le calcul aléatoire des IPI des indicateurs quantitatifs se base sur des SMC effectuées avec 50 000 tirages (temps de calcul de l'ordre de quelques secondes).

¹¹⁷ L'allure trapézoïdale résulte de la prépondérance notable d'une variable représentée par une loi uniforme tandis que la forme triangulaire traduit plutôt la prédominance d'une variable ponctuelle.

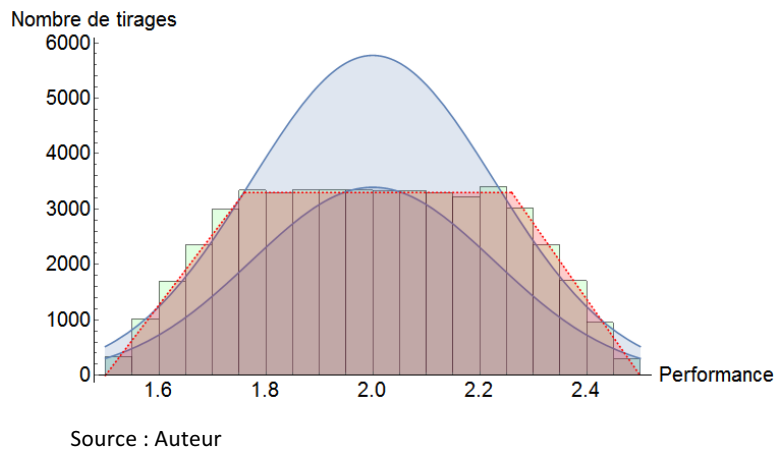


Figure 41 Exemple du choix de la forme des distributions de probabilité

3.6.2.3 Calcul de l'Indice de Performance des Critères

Pour le calcul des IPC la propagation des incertitudes se fait par la théorie des intervalles à travers des inférences par α -coupes. Le choix de la théorie des intervalles se justifie par sa capacité à permettre une combinaison des données probabilistes provenant des indicateurs quantitatifs et celles possibilistes des indicateurs qualitatifs. La propagation des incertitudes sur le calcul des IPC par une telle combinaison donne des résultats possibilistes. Les intervalles des valeurs des IPC sont déterminés en faisant la moyenne arithmétique pondérée des bornes des IPI (voir équation [15]) pour le noyau, le support et les intervalles relatifs aux différents niveaux de certitude $(1 - \alpha_i)$ définis par l'évaluateur. La fonction d'appartenance ainsi construite à partir des ensembles flous des IPC obtenues pour chacune des inférences servira alors de base à l'analyse comparative des décisions de gestion dans le cadre d'une GDRN en présence d'incertitudes aléatoires et épistémiques.

Pour rappel, la construction d'indices composites permet de diluer les incertitudes relatives aux sous-indices. L'agrégation des IPI en IPC contribue ainsi à l'obtention d'une plage d'incertitudes plus réduite sur les performances au niveau des critères que celle au niveau des indicateurs et des paramètres.

$$IPC \in \left[\frac{\sum k_i * IPI_{inf_i}}{\sum k_i}, \frac{\sum k_i * IPI_{sup_i}}{\sum k_i} \right] \quad [15]$$

Cette approche est également suggérée pour la propagation des incertitudes sur les IPC lorsque le décideur traite une problématique α (choix) et donc calcule l'IDG. Tout comme pour les IPC, on obtient une distribution de possibilités pour l'IDG.

Pour aller plus loin, l'utilisateur de la méthodologie a la possibilité de réaliser des SMC à partir des intervalles de valeurs des IPI et/ou des IPC. Ce faisant, il pourra identifier non seulement l'ensemble flou des valeurs des IPC et/ou de l'IDG (en fonction de différents niveaux de certitude) mais aussi la probabilité qu'une performance donnée appartienne à cet ensemble flou. Cette démarche contribuerait certainement à affiner la prise de décision de GDRN en contexte incertain. Par manque de temps cette possibilité n'a pas été envisagée dans l'étude de cas présentée dans le chapitre 5. Néanmoins elle demeure une perspective de travail futur.

Synthèse

La caractérisation des incertitudes sur les conséquences potentielles des décisions fait désormais de plus en plus partie intégrante des processus décisionnels. Elle est d'ailleurs considérée comme un défi majeur pour améliorer la prédictibilité des procédures d'analyse comparative et de ce fait conférer une plus grande objectivité à la prise de décision. En effet, il est admis que les incertitudes seront forcément toujours présentes dans les processus décisionnels mais qu'il est possible d'améliorer la robustesse des décisions prises en en tenant compte. Il existe dans la littérature de très nombreuses méthodes à ce sujet ; ce qui traduit l'ampleur des questions relatives à la prise en compte des incertitudes dans les processus de prise de décision. Chacune de ces méthodes présente des avantages et des inconvénients. Toutefois, au delà de différences parfois subtiles d'interprétation des résultats, il semble difficile de conclure la supériorité de l'une ou de l'autre de ces méthodes par rapport aux autres. Le choix d'une méthode donnée et, par conséquent, du formalisme adapté dépend du contexte de son application.

Dans le cadre de la GDRN, s'intéresser aux incertitudes revient à s'intéresser à la qualité des données utilisées, à la modélisation ou au calcul des paramètres liés aux indicateurs quantitatifs ainsi qu'aux choix méthodologiques liés à l'évaluation. L'objectif général d'une méthodologie de formalisation de la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions est de fournir des résultats accompagnés d'informations permettant une parfaite traçabilité des choix méthodologiques qui ont guidé l'évaluation et précisant les limites de l'interprétation de ces résultats en vue d'éclairer la prise de décision.

Pour répondre à cet objectif, il a été proposé un cadre méthodologique permettant, d'une part, de traiter les incertitudes aléatoires et épistémiques présentes le long du processus d'évaluation de la durabilité des décisions. D'autre part, ce cadre permet de manipuler des données d'entrée de nature différentes (quantitative et qualitative) et provenant de diverses sources (observations *in situ*, données présentes dans la littérature et les bases de données, résultats de modèles, jugements d'experts, etc.). Ce cadre repose sur un formalisme mixte combinant des techniques probabilistes et non probabilistes afin de représenter les incertitudes d'une manière qui soit la plus cohérente possible en fonction de l'information disponible (Guyonnet *et al.*, 2003).

L'intérêt d'un formalisme combinant des données/méthodes quantitatives et qualitatives dans une même analyse c'est d'être une démarche méthodologique pragmatique qui permet de cerner de façon systémique les problématiques complexes sans avoir à en négliger certains aspects faute de pouvoir les traiter dans un cadre purement quantitatif ou qualitatif (Aldebert et Rouzies, 2011). Le formalisme mixte contribue donc à une meilleure compréhension des phénomènes complexes et multidimensionnels, comme la gestion des risques en milieu urbain, qu'aucune autre méthode prise individuellement. La méthodologie proposée repose sur :

- les simulations Monte Carlo et la théorie des possibilités pour la représentation des données d'entrée incertaines et

– la théorie des intervalles pour la propagation des incertitudes dans le processus d'évaluation, et par conséquent, l'évaluation des incertitudes sur les résultats obtenus.

Cette méthodologie est appelée à être appliquée à toute situation de prise de décisions basée sur une analyse multicritère en contexte incertain et pour laquelle les jugements d'experts contribuent énormément à l'estimation des indicateurs non quantifiables en l'état actuel des connaissances.

Chapitre 4 : Développement d'un outil pour l'estimation déterministe et probabiliste des dommages liés aux inondations à micro-échelle

RÉSUMÉ : *La gestion des risques liés aux inondations implique, entre autres, la connaissance et l'évaluation des dommages potentiels de ces risques sur un territoire donné aussi bien avant qu'après la mise en œuvre des décisions envisagées. Pour choisir la stratégie à adopter face à ces risques, les décideurs sont confrontés à des enjeux d'arbitrage entre des considérations techniques, économiques, sociales, écologiques et règlementaires dans un environnement baigné d'incertitudes. La quantification de l'incertitude sur l'évaluation des dommages est nécessaire pour améliorer le niveau de confiance accordée aux estimations et, par conséquent, la prise de décisions en matière de gestion du risque. Or, les outils actuels d'évaluation des dommages intègrent rarement les incertitudes. Ce chapitre présente un simulateur dont l'originalité réside dans la diversité des dommages considérés et l'intégration des incertitudes les plus couramment associées à l'évaluation des dommages liés aux inondations.*

MOTS-CLÉS : *Modélisation de dommages, SIG, Fonctions¹¹⁸ de vulnérabilité, Inondation, Taux d'endommagement, Coûts, Pertes potentielles en vies humaines, Déchets post-catastrophes, Incertitudes*

¹¹⁸ Les termes « fonction », « courbe » et « modèle » sont employés de façon générique dans ce chapitre pour désigner la relation qui aide à quantifier les dommages à partir des caractéristiques des aléas et des enjeux.

Introduction

Les évaluations de dommage sont de plus en plus systématiques dans la prise de décisions de gestion des risques. Cet engouement est notamment stimulé par des exigences réglementaires¹¹⁹ et le développement d'outils informatiques d'automatisation des évaluations (HAZUS, CAPRA[®], ARMAGEDOM[®], etc.). Néanmoins, les approches et outils actuels d'évaluation présentent quelques limites. D'une part, malgré la nature variée des dommages, les évaluations portent essentiellement sur la résistance des enjeux face aux aléas (dommages physiques) et sur les coûts économiques des dommages (André, 2013 a). Dans la perspective des analyses multicritères, une évaluation multidimensionnelle des dommages tend à devenir incontournable. Elle nécessite de s'intéresser à tous les types de dommages, qu'ils soient physiques, économiques, sociaux ou environnementaux, pour mesurer l'impact global des risques sur le territoire en vue de prendre des décisions optimales en termes de gestion durable de ces risques.

D'autre part, l'évaluation des dommages est traditionnellement déterministe. Elle permet d'estimer un niveau de dommages escomptés pour un scénario d'aléa donné. De ce fait, on remarque un manque de prise en compte des incertitudes dans les approches et outils d'évaluation alors que, de nature, l'estimation *a priori* des dommages est une opération entachée d'incertitudes. Il est donc indispensable de quantifier l'incertitude associée à l'évaluation de dommages dans le processus de prise de décisions car les incertitudes peuvent avoir une influence sur une décision.

Ce chapitre présente un outil de prédiction à petite échelle (de l'ordre de quelques centaines d'habitations) des dommages aux bâtiments résidentiels. Il s'agit d'un simulateur développé pour l'estimation des dommages spécifiques aux inondations par débordement de cours d'eau. Il permet d'estimer différents types de dommages, de prendre en compte les incertitudes inhérentes à leur estimation et de restituer de façon cartographique les dommages estimés (de façon déterministe et aléatoire).

4.1 Typologie des dommages

Le terme « dommages » est utilisé pour désigner les effets nocifs des aléas sur les êtres humains, leurs biens, les activités économiques, les infrastructures, le système écologique, le patrimoine culturel, etc. (Messner *et al.*, 2007). Les dommages sont généralement classés en quatre catégories sur la base de deux critères dichotomiques : direct/indirect et tangible/intangible (voir Tableau 16). Les dommages directs se manifestent par une dégradation des enjeux imputable à l'action physique instantanée de l'aléa. Les dommages indirects résultent des conséquences des dommages directs. Contrairement aux dommages

¹¹⁹ Concernant les inondations, l'évaluation des dommages est recommandée dans la mise en œuvre de la « Directive Inondation », des « Programmes d'Actions de Prévention du risque Inondation (PAPI) » et des « Plans de Submersions Rapides (PSR) ».

directs, ils peuvent toucher des enjeux situés dans ou en dehors de la zone d'aléa et survenir de façon immédiate ou différée. Les dommages tangibles sont ceux pour lesquels il est possible d'estimer une valeur financière. Les impacts difficilement mesurables sont dits intangibles. Le caractère intangible¹²⁰ des dommages découle donc de la difficulté technique à leur associer une valeur monétaire¹²¹ bien que ces dommages revêtent une importance considérable et puissent coûter énormément à la société.

Sur le plan méthodologique, l'évaluation des dommages est un exercice difficile par manque d'outils opérationnels et de données (CGDD, 2012). La plupart des outils disponibles sont dédiés à l'estimation des dommages directs et tangibles aux biens (surtout les bâtiments résidentiels et leurs contenus). Or, il convient d'identifier et de quantifier tous les dommages en vue de nourrir le débat lors de la prise de décisions de gestion. L'originalité du simulateur développé repose sur l'évaluation des dommages directs tangibles (taux d'endommagement et coûts des dommages) et intangibles (quantités de déchets post-catastrophes et pertes potentielles en vies humaines).

Tableau 16 Typologie des dommages liés aux inondations

	Tangibles	Intangibles
Directs	<ul style="list-style-type: none"> - Dégradation ou destruction de biens : <ul style="list-style-type: none"> • Immobiliers, mobiliers, véhicules • Infrastructures et réseaux • Stocks et équipements des entreprises - Perturbation ou interruption des activités économiques (agricoles, artisanales, commerciales, industrielles, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> - Pertes en vies humaines - Effets sur la santé physique (blessures) et psychologique (stress, dépression, traumatismes émotionnels, etc.) - Dégradation ou destruction de biens à valeur affective (souvenirs, animaux de compagnie, etc.) - Production de déchets post-catastrophes, rejet direct d'effluents par les stations d'épuration, pollution par les produits nocifs des installations classées, etc. - Dégradation ou destruction du patrimoine naturel (biodiversité, zones humides, paysages esthétiques) - Dégradation ou destruction de l'héritage culturel (musées, sites archéologiques, bibliothèques, chefs-d'œuvre culturels, etc.) - Difficultés financières (poursuite des engagements financiers sur des biens endommagés, altération de la capacité d'emprunt par perte du patrimoine immobilier, etc.)
Indirects	<ul style="list-style-type: none"> - Perturbation ou interruption des activités économiques hors zone d'aléa - Perturbation ou interruption des services publics - Coûts de réponse à l'urgence (évacuation et sauvetage, relogement temporaire des sinistrés, nettoyage, soins de santé aux sinistrés, etc.) - Perte de la valeur marchande des biens - Dégradation de l'économie locale - Perte de l'attractivité territoriale - Chômage technique, pertes de revenus ou d'emplois - Perturbation ou interruption des activités touristiques 	<ul style="list-style-type: none"> - Risques sanitaires dus à l'exposition à des produits dangereux pour la santé (moisissures, toxines, contaminants, etc.), à des maladies infectieuses, etc. - Problèmes chroniques de santé publique - Déracinement et perte des liens communautaires - Inconfort des utilisateurs des biens endommagés - Dégradation de la qualité de vie et hausse de la vulnérabilité des sinistrés - Sentiment d'isolement et inquiétude des citoyens - Perte de confiance dans les autorités - Perturbations sociales - Perturbation de la capacité d'organisation du territoire - Perturbation à long terme des services écosystémiques

Source : inspiré de Eleutério (2012) et André (2013 a)

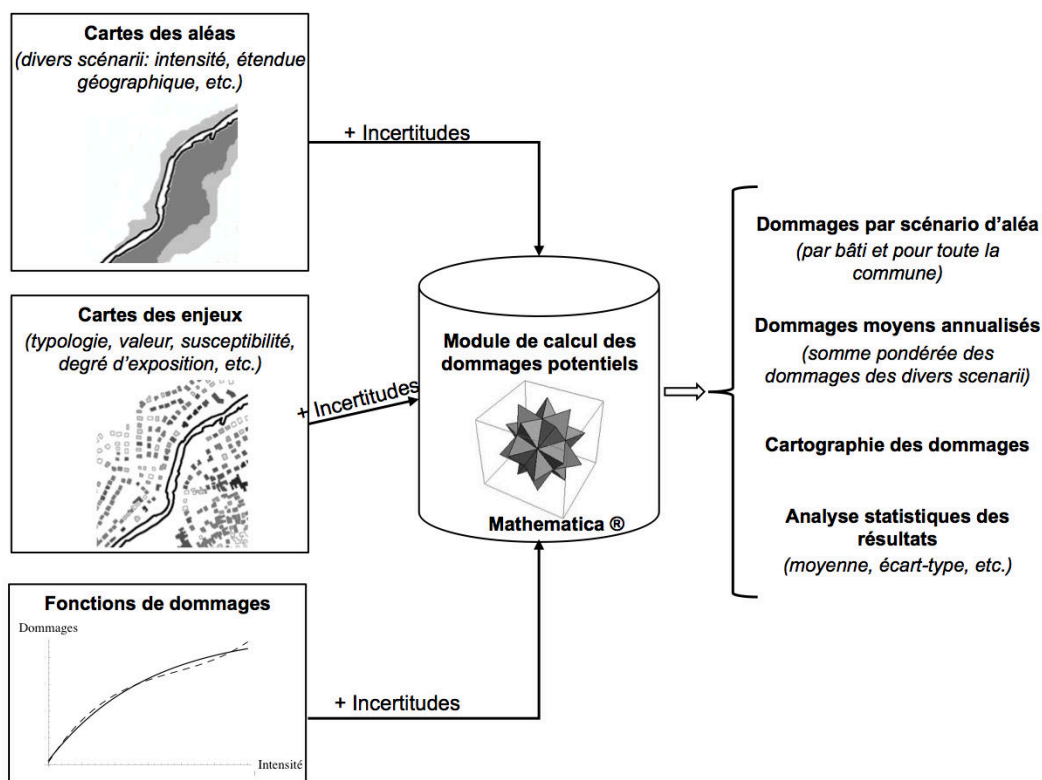
4.2 Principe de modélisation des dommages

L'évaluation des dommages est une science en évolution constante (André, 2013 b). Par conséquent, il existe un large éventail d'approches qui diffèrent par la méthodologie : échelle spatiale d'application, typologie d'enjeux étudiée, paramètres de caractérisation de

¹²⁰ L'intangibilité d'un dommage est relative ; elle dépend de l'état des connaissances concernant son évaluation monétaire.

¹²¹ Les dommages ne doivent pas nécessairement être exprimés en valeurs monétaires ; ils peuvent également être exprimés en pourcentage ou en unités

l'aléa considérés, etc. Malgré cette diversité, la démarche standard adoptée pour évaluer les dommages repose sur l'utilisation de fonctions de vulnérabilité qui permettent d'établir une relation entre l'intensité d'un aléa et un niveau de dommage potentiellement subi par un type d'enjeu particulier (Thieken *et al.*, 2005). Quelle que soit la méthode, l'évaluation des incidences potentielles des risques dépend des caractéristiques de l'aléa, de la propension des enjeux exposés à subir des dommages sous l'effet de l'aléa ainsi que des fonctions de dommages (voir Figure 42). Le processus de modélisation des dommages se décline donc généralement en trois phases essentielles : caractérisation de l'aléa, caractérisation de la vulnérabilité des enjeux et choix de la fonction de dommages appropriée.



Source : Auteur

Figure 42 Schéma de principe de l'évaluation des dommages des risques liés aux inondations

4.2.1 Caractérisation de l'aléa sur le site de l'étude

La connaissance et la localisation de l'aléa sont des activités fondamentales préalables à toute démarche de gestion des risques. L'étude d'aléa vise à générer les informations nécessaires pour qualifier l'aléa associé à une probabilité d'occurrence donnée et définir en tout point d'un territoire les caractéristiques du phénomène en considérant les effets combinés des paramètres qui participent à sa définition. Elle peut se baser sur des observations *in situ*, des retours d'expériences relatifs à des événements passés, des événements hypothétiques construits à partir de bases de données existantes, des analyses statistiques des données disponibles ou des modélisations du phénomène. Le choix de la méthode dépend de l'échelle de l'étude, de la disponibilité des données requises et des coûts de mise en œuvre.

Dans le cas des inondations, la caractérisation de l'aléa consiste essentiellement à délimiter l'emprise des zones inondables par un scénario d'aléa donné (en fonction du temps de retour) puis à déterminer la vitesse d'écoulement et la cote du niveau d'eau attendu en tout point de cette emprise. L'aléa inondation peut être caractérisé par une approche quantitative (modélisations hydrologiques et hydrauliques) ou qualitative (méthode hydrogéomorphologique). Concernant l'approche quantitative, dans un premier temps, la modélisation hydrologique transforme les données de pluie d'un bassin versant en débit de crue dans un cours d'eau. Il existe plusieurs modèles hydrologiques (Agrégee, Gradex, Schadex, Shypre, Sim, Speed, etc.). Le plus souvent probabilistes, ces modèles suivent différentes lois de probabilités¹²² et ont une approche spatiale locale, régionale ou intermédiaire. Ensuite, la modélisation hydraulique permet de déduire la hauteur d'eau et la vitesse de la crue en tenant compte des propriétés morphologiques et topographiques du cours d'eau. Les approches de modélisation hydraulique peuvent être unidimensionnelles ou multidimensionnelles (Ernst *et al.*, 2010). Les modèles unidimensionnels sont des modèles simplifiés qui structurent le cours d'eau en tronçons filaires et considèrent que la cote de la crue est constante sur un même tronçon. Ils ne prennent en compte que les écoulements parallèles au cours d'eau et permettent de réaliser des calculs hydrauliques (hauteur d'eau, temps d'arrivée, etc.) à de grandes échelles géographiques.

Les modèles bidimensionnels prennent en compte aussi bien les écoulements parallèles que transversaux et ne considèrent donc pas de sens d'écoulement préférentiels. En intégrant les obstacles aux écoulements dans le plan horizontal, les modèles bidimensionnels permettent d'aboutir à des caractéristiques hydrodynamiques qui varient au sein d'un même maillage en fonction des conditions d'écoulement de la crue. Ils sont intéressants pour les caractérisations nécessitant un certain niveau de détail (cas des évaluations de dommages à l'échelle du bâti) mais requièrent un temps de calcul long et sont plus exigeants en termes de technicité. Les modèles 1D et 2D peuvent être combinés ou couplés pour construire des modèles mixtes afin de bénéficier des avantages de chacun.

Il existe également des modèles 3D qui considèrent des mouvements verticaux en plus des écoulements horizontaux mais ils ne sont pas encore aussi opérationnels que les modèles 1D et 2D (Rüther et Olsen, 2007). Les modèles 3D permettent d'intégrer des éléments sur le relief du bassin versant et sur la géométrie réelle des objets qui y sont présents (bâtiments, ouvrages, etc.). Ils peuvent calculer l'amplitude et la direction de la vitesse d'une crue dans les trois directions. La modélisation 3D peut s'avérer utile pour capturer des phénomènes de vagues dans des situations d'inondation par ruissellement, de crues torrentielles ou par submersion marine.

L'approche qualitative se réfère à la topographie, à la géologie et aux traces d'écoulements historiques pour déterminer les unités hydrogéomorphologiques¹²³ du territoire et leur attribuer une intensité d'aléa (Lelièvre *et al.*, 2008).

¹²² Les lois le plus souvent utilisées sont : Weibull, normale, log-normale, Pearson III, log-Pearson III, Fréchet, Gumbel, etc.

¹²³ Les unités géomorphologiques sont les lits topographiques (mineur, majeur actif, majeur passif, majeur exceptionnel) façonnés par le cours d'eau au fur et à mesure de ses crues successives et représentent les enveloppes morphologiques délimitant les crues fréquentes, rares et exceptionnelles.

4.2.2 Caractérisation de la vulnérabilité des enjeux exposés à l'aléa

L'ampleur des dommages dépend évidemment de la nature des enjeux exposés et de leur propension à être endommagés sous l'effet d'un aléa. De ce fait, la collecte des informations relatives aux enjeux constitue une phase importante du processus d'évaluation des dommages. Elle consiste à recenser les différents enjeux, à déterminer les usages qui leur sont associés et à estimer leur susceptibilité à subir des dommages en fonction d'un niveau d'aléa donné. La vulnérabilité d'un territoire peut donc être appréhendée à travers la typologie des enjeux et leur importance en nombre et/ou superficie dans la zone potentiellement impactée par l'aléa.

La catégorisation de la vulnérabilité des enjeux dépend de la précision souhaitée mais surtout de l'échelle spatiale de l'étude en tenant compte du fait que la classification est conditionnée par la disponibilité de courbes de dommages spécifiques à chacune des catégories envisagées. L'évaluation de la vulnérabilité des enjeux peut se faire selon trois niveaux imbriqués d'échelles spatiales (Eleutério, 2012) :

- Macro-échelle : l'espace géographique de l'évaluation est très étendu (de l'ordre d'un ou de plusieurs pays) et les objets d'étude sont des unités administratives (communes, départements, états).

- Méso-échelle : les éléments considérés à ce niveau sont des espaces identifiables par leur usage qui sont situés sur des aires d'étude de taille intermédiaire (agglomérations, départements).

- Micro-échelle : l'évaluation est réalisée au niveau d'une ou plusieurs communes et elle porte sur des entités individuelles (bâtiment, personne, ouvrage).

L'étude de la vulnérabilité des enjeux à grande et moyenne échelles se base sur une approche zonale (zone d'occupation homogène). L'approche zonale consiste à diviser le territoire en zones différenciées par la nature de l'occupation/utilisation dominante du sol. On distingue des zones résidentielles, agricoles, commerciales, industrielles, naturelles, etc. La caractérisation des enjeux vulnérables à micro-échelle est réalisée au niveau de chaque enjeu préalablement localisé avec précision. Cette démarche nécessite de faire un inventaire le plus exhaustif possible des enjeux présents sur le territoire et de s'intéresser à des détails de construction (techniques et matériaux utilisés), d'occupation (résidentielle ou commerciale), etc. Le niveau de détail du recensement dépend de la précision souhaitée mais aussi de l'échelle de l'étude. La typologie des enjeux entrant généralement dans l'étude de la vulnérabilité à une échelle fine est la suivante :

- Habitat et biens des particuliers : immobilier, mobilier, moyens de déplacement, etc.

- Bâtiments publics et infrastructures stratégiques : mairie, commissariat, centres de secours et de gestion de crise, etc.

- Etablissements recevant du public : écoles, crèches, hôtels, commerces, salles polyvalentes, maisons de retraite, lieux de culte, terrains de camping, gares, stations, etc.

- Sites culturels : monuments historiques, musées, sites archéologiques, etc.

- Infrastructures de transport : routes, voies ferrées, voies navigables, quais, etc.

– Réseaux : d'assainissement (canalisations, bouches d'égouts, regards), de transport d'énergie (pylônes, transformateurs, lignes hautes tensions, oléoducs, gazoducs), de communication (antennes relais, câblage), etc.

– Equipements collectifs particuliers : espaces naturels (parcs, jardins, zones protégées), espaces de loisirs, terrains de sport, points de captage d'eau potable, châteaux d'eau, stations d'épuration des eaux usées, déchetteries, etc.

Cette typologie générale peut être affinée suivant la variabilité de la sensibilité à un aléa des enjeux de même type. Dans le cas de l'habitat, il est courant de distinguer plusieurs classes de bâtiments en fonction de :

- la nature de l'habitat (maison individuelle isolée, maison individuelle mitoyenne ou jumelée, logement collectif) ;
- la taille de l'habitat (nombre de pièces déduite de la surface au sol du bâti) et
- la morphologie de l'habitat (présence ou non d'étages, de cave/sous-sol).

Plusieurs classifications de bâtiments résidentiels sont disponibles. Néanmoins, partant de ces trois critères et pour les besoins de généricité, un total de 24 types de bâtiments résidentiels a été retenu dans le cadre de la construction du simulateur de dommages (voir Tableau 17). Les différentes fonctions intégrées au simulateur ne considèrent pas des paramètres identiques. La mise en commun des divers paramètres a conduit à cette nomenclature détaillée en vue d'une utilisation du simulateur sans avoir à l'adapter à chaque fois à une fonction donnée.

Tableau 17 Nomenclature de la typologie des bâtiments résidentiels représentés dans le simulateur

	Sans sous-sol Sans étage			Sans sous-sol Avec étage(s)			Avec sous-sol Sans étage			Avec sous-sol Avec étage(s)		
	indi. isol.	indi. mit.	coll.	indi. isol.	indi. mit.	coll.	indi. isol.	indi. mit.	coll.	indi. isol.	indi. mit.	coll.
2 pcs.					T 07	T 24						
3 pcs.		T 01			T 08	T 20			T 21	T 13	T 14	T 21
4 pcs.		T 02			T 09						T 15	
5 pcs.	T 03	T 04			T 10					T 16	T 17	
6 pcs.	T 05	T 06		T 11	T 12					T 18	T 19	
Garage = T 22 ; Bâtiment non concerné *** = T 23												

*** bâtiment à usage commercial, servant de débarras, en mauvais état ou délabré, non occupé

Source : Auteur

La collecte des informations sur les enjeux peut s'appuyer sur différentes bases de données cartographiques et statistiques existantes. On peut citer CORINE Land Cover de l'Agence Européenne pour l'Environnement pour les zones d'occupation du sol et BD TOPO® de

l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière¹²⁴ pour les enjeux à une échelle d'évaluation fine. Malgré l'apport non négligeable de ces bases de données, l'évaluation micro-échelle des dommages nécessite des visites de terrain indispensables pour valider et compléter les informations qu'elles fournissent.

4.2.3 Choix de la courbe de dommages appropriée

Le choix de la relation¹²⁵, qui permet d'attribuer une valeur aux dommages en combinant les informations sur les enjeux et les paramètres de l'aléa, est déterminant pour l'évaluation des dommages. Lorsqu'il n'existe pas de courbes spécifiques au contexte de l'évaluation, le choix d'une courbe plutôt qu'une autre peut considérablement influencer les résultats de l'évaluation. Les courbes de dommages proviennent essentiellement d'extrapolations de données. Comme l'affirment Chen *et al.* (2013), elles peuvent être élaborées par des retours d'expériences sur les dommages observés après des événements passés¹²⁶ ou par expertise ou simulation numérique des phénomènes d'endommagement (Dang, 2014). Il existe une grande variabilité de fonctions de vulnérabilité. Les plus reconnues en ce qui concerne les inondations ont été élaborées par l'United States Army Corps of Engineers (USACE) aux Etats-Unis, la Federal Emergency Management Agency (FEMA) aux Etats-Unis ou le Flood Hazard Research Centre (FHRC) au Royaume-Uni. L'utilisation des fonctions de vulnérabilité est limitée, entre autres, par :

– Leur niveau de fiabilité : elles sont souvent élaborées à partir de données ayant des faiblesses concernant le nombre d'observations et la diversité des situations considérées. Elles sont rarement validées par une confrontation a posteriori aux dommages observés lors de nouveaux événements. Elles ont souvent une construction abstraite ou en « boîtes noires » (Brémond, 2011), les modalités de leur élaboration n'étant pas toujours clairement précisées¹²⁷. Il est à noter que pour réduire l'impact de ces limitations, quelques rares modèles fournissent des écart-types ou marges d'erreurs qui expriment l'étendue des valeurs possibles des dommages.

– La nécessité d'une adaptation au contexte spécifique de l'étude lorsque les modèles ont été élaborés en dehors de ce contexte. Cette démarche n'est pas souvent évidente.

4.2.4 Cartographie des dommages

L'évaluation des dommages est généralement spatialisée. Ceci explique le recours fréquent à des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG). La plupart des méthodes utilisées pour évaluer les risques d'origine naturelle sur un territoire utilisent des techniques d'analyses géo-spatiales pour croiser les informations sur l'aléa et sur les enjeux exposés et permettre de générer, respectivement, des cartes d'aléas et des cartes d'enjeux. Les SIG facilitent

¹²⁴ Les différentes bases de données fournies par l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) permettent de déterminer différents attributs associés à chaque enjeu tels que la géométrie, l'altitude, la hauteur, la surface, etc.

¹²⁵ Il peut s'agir d'une relation discrète (matrice, ratio) ou continue (fonctions mathématiques linéaires, en escaliers, etc.)

¹²⁶ Ces événements sont décrits par des sources hétérogènes plus ou moins précises.

¹²⁷ Elles sont souvent produites à partir de données dont le caractère privé ou confidentiel ne permet pas de divulguer certaines informations au public (ex : données sur les coûts des dommages des sociétés d'assurance).

ensuite le croisement des données¹²⁸ issues de ces cartes avec les courbes de dommages pour modéliser la distribution spatiale des dommages sur le territoire et élaborer des cartes de risques. Les SIG permettent d'automatiser le processus d'évaluation et garantissent son efficacité par une analyse fine et rapide des différentes composantes des risques. La présentation des résultats de l'évaluation sous forme de cartes offre des avantages comme :

- Une visualisation rapide de la répartition des dommages : mise en évidence et mémorisation aisée de la situation des zones concentrant le plus de dommages.

- Un moyen de communication efficace (usage d'éléments graphiques de différenciation des résultats : tailles variables, codes couleurs, etc.) entre tous les acteurs de la gestion des risques (même ceux qui ne sont pas des spécialistes dans l'évaluation des dommages) sans compromettre la rigueur scientifique de la démarche.

- Une aide à l'optimisation de la programmation des interventions de gestion de crises à travers la géolocalisation des enjeux (ex : zonage pour les procédures d'évacuation).

4.2.5 Annualisation des dommages

Dans la réalité une décision de gestion des risques ne peut valablement pas se baser sur l'analyse d'un seul événement aléatoire. L'analyse du risque doit donc se faire pour l'ensemble des événements aléatoires qui peuvent potentiellement survenir sur le territoire. Par conséquent, l'évaluation des dommages porte sur les différents scénarios d'occurrence de l'aléa avec comme résultat une série de niveaux de dommages fonction des probabilités d'occurrence de l'aléa.

Le calcul des Dommages Moyens Annualisés (DMA) permet de présenter de façon synthétique les dommages potentiels des différents scénarios de risques afin d'analyser objectivement le risque global sur le territoire. Les DMA correspondent à l'intégrale de la courbe qui relie les points représentant les dommages en fonction de la probabilité d'occurrence des scénarios de risque. Cette courbe s'obtient à partir d'un minimum de trois points (voir Figure 43) correspondant aux dommages :

- d'un événement dont l'occurrence engendre les premiers dommages sur le territoire. Cet événement est souvent fréquent et de faible intensité ;

- d'un événement correspondant à une manifestation rare de l'aléa dont la probabilité d'occurrence est souvent faible et dont les conséquences sont très importantes et

- d'un événement d'intensité intermédiaire entre les deux autres.

Les DMA se calculent par addition de l'ensemble des différents dommages pondérés par leur probabilité d'occurrence (Saint-Geours *et al.*, 2011). L'intérêt de l'annualisation c'est la prise en compte des dommages de toute la gamme des scénarios de risques possibles, y compris les événements rarissimes mais catastrophiques.

Sur le même principe, les Dommages Evités Moyens Annualisés (DEMA) constituent un indicateur de l'efficacité d'une stratégie de gestion des risques (OCDE, 2014). Les DEMA correspondent à la différence entre les DMA avec la stratégie (résultant des risques résiduels

¹²⁸ L'enjeu doit être positionné à son emplacement exact pour que la superposition avec l'aléa et donc l'évaluation du risque soit la plus précise possible.

après sa mise en œuvre) et les DMA sans la stratégie (voir Figure 43). En France, le calcul des DEMA est l'outil le plus utilisé lors de l'ACB des projets d'aménagements envisagés dans le cadre des Programmes d'Action de Prévention des Inondations (PAPI).

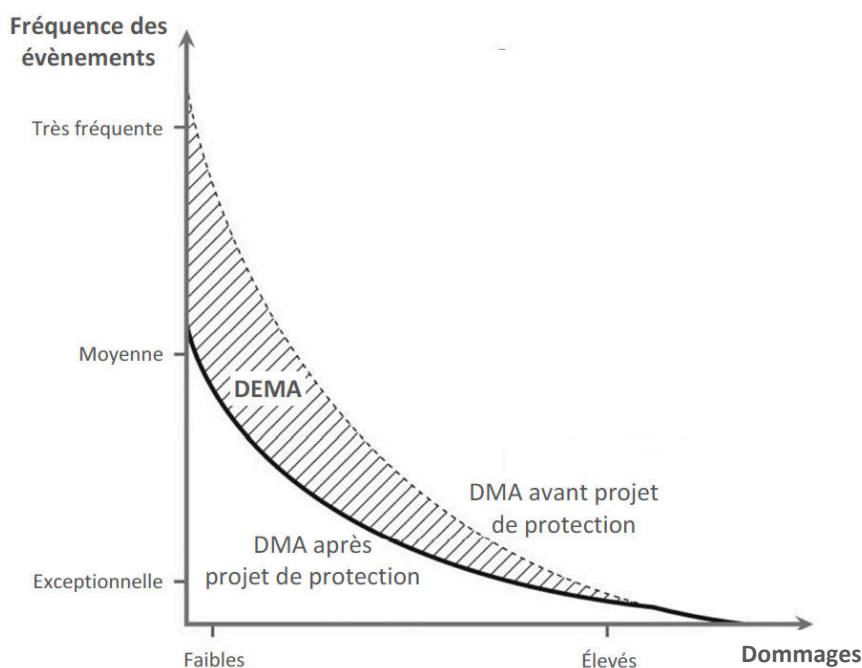


Figure 43 Principe de calcul des Dommages Moyens Annualisés et des Dommages Evités Moyens Annualisés (André, 2013 a)

4.3 Les sources d'incertitudes associées à l'évaluation des dommages liés aux inondations

Les pratiques actuelles de l'évaluation des dommages demeurent trop souvent déterministes alors que l'estimation *a priori* des dommages est une opération qui est par nature empreinte d'incertitudes. Dans le cas spécifique des dommages liés aux inondations, ces incertitudes proviennent de nombreuses sources. La Figure 44 illustre quelques-unes de ces sources.

Comme pour tous les outils de modélisation, les résultats obtenus dans une logique déterministe ne sont qu'une approximation¹²⁹ des dommages potentiels réels. Néanmoins, les résultats sont souvent tenus pour certains et les décideurs ne prennent pas en compte les incertitudes dans leurs analyses. L'estimation des dommages doit donc être nuancée par les incertitudes inhérentes à la démarche. L'évaluation aléatoire ou probabiliste permet de déterminer des intervalles de variation et des distributions de probabilité des résultats plutôt qu'une valeur unique de dommages. La quantification des incertitudes associées aux résultats est un facteur déterminant de la prise de décision de gestion des risques.

¹²⁹ Elle dépend des données d'entrée (niveau d'imprécision, incomplétude du jeu de données, obsolescence, données manquantes), des hypothèses retenues et des choix méthodologiques.

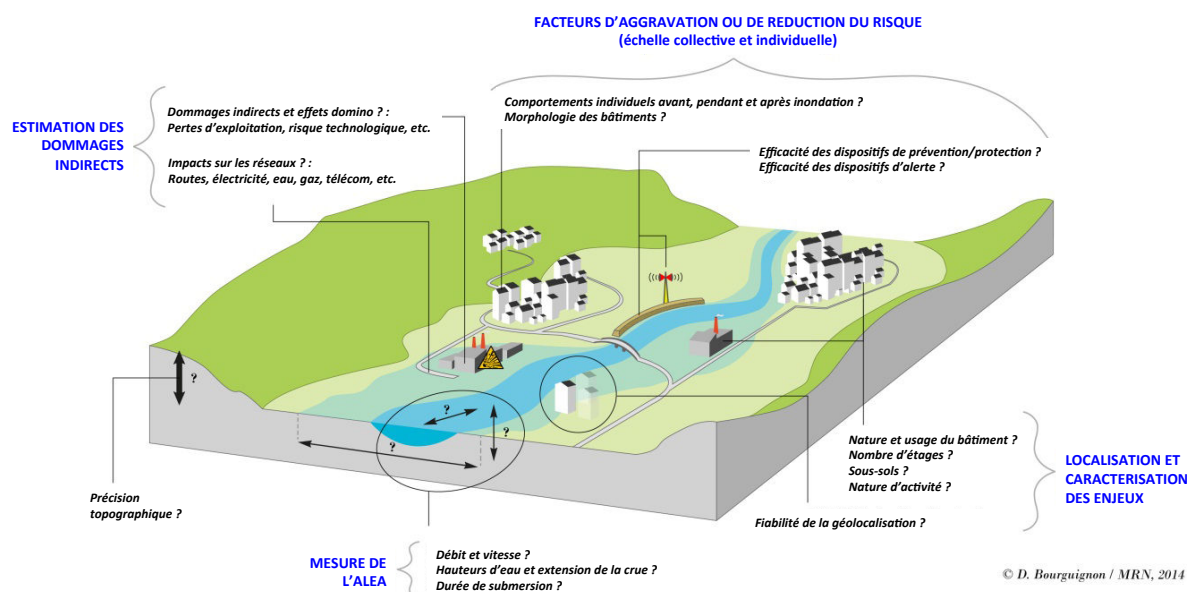


Figure 44 Quelques sources d'incertitudes inhérentes à l'évaluation des dommages liés aux inondations (Bourguignon, 2014)

Plusieurs études récentes ont porté sur les incertitudes affectant le processus d'évaluation des dommages liés aux inondations. Mais peu d'entre elles se sont focalisées sur la proposition d'outils opérationnels pour l'analyse des incertitudes affectant l'évaluation. Dans la mesure où les dommages estimés viennent en appui au processus de prise de décisions, la quantification des incertitudes est nécessaire pour déterminer (1) l'influence que celles-ci ont sur les prédictions et (2) le niveau de confiance à accorder à ces prédictions.

4.4 Présentation du simulateur

Dans le cadre des travaux de cette thèse, un outil intégrant des fonctionnalités SIG a été développé pour estimer les dommages liés aux inondations et les incertitudes associées à partir du simulateur élaboré au laboratoire GeoRessources par Saeidi *et al.* (2011) sous le logiciel Mathematica®. Cet outil est destiné à la simulation¹³⁰ des dommages aux logements dus aux inondations par débordement¹³¹ de cours d'eau en zone urbaine pour en faire des synthèses cartographiques. Bien que développé pour des études à micro-échelle (secteurs résidentiels de l'ordre de 2 000 bâtiments ou 5 000 habitants), le simulateur peut être adapté à des échelles spatiales plus larges. Il peut être utilisé aussi bien pour une estimation *a priori* que pour une estimation *a posteriori* des dommages consécutifs à une catastrophe : les acteurs de la gestion des risques pourraient ainsi l'utiliser en temps réel pour l'organisation des ressources à mettre en œuvre en cas d'événements catastrophiques.

¹³⁰ Le temps de calcul est de l'ordre de 1 à 3 millièmes de seconde par bâtiment ; avec un ordinateur récent le temps de calcul pour une estimation déterministe est inférieur à six secondes pour des communes de 2 000 bâtiments.

¹³¹ L'application est restreinte aux crues résultant de débordement de cours d'eau qui surviennent lorsque ceux-ci sortent de leur lit mineur par suite d'une accumulation et d'une stagnation des eaux de pluie. Ces crues souvent statiques sont caractérisées par une montée peu rapide des eaux (vitesse de courant inférieure à 1 m/s) et ont une durée de submersion relativement longue. La lenteur de ces phénomènes les rend prévisibles et laisse le temps aux autorités pour déclencher des alertes. Ces inondations dites « de plaine » sont les plus fréquentes en France (Valencia David, 2006).

Ce simulateur a été construit pour générer des profils de dommages à partir d'une base de données sur les bâtiments. Son utilisation requiert une caractérisation précise de chaque bâtiment à travers un ensemble de données : numéro d'identification, coordonnées géographiques des sommets¹³² (description géométrique), typologie¹³³, hauteur de submersion, fonction de dommages associée, etc. Les dommages directs d'une inondation dépendent de la hauteur effective de submersion de l'enjeu impacté or cette hauteur est déduite¹³⁴ de la côte du scénario de crue étudié (résultat de modélisations hydrauliques), l'altitude du terrain naturel (issue des Modèles Numériques de Terrain, MNT) et la hauteur du premier plancher habitable par rapport au niveau du terrain naturel (voir Figure 45).

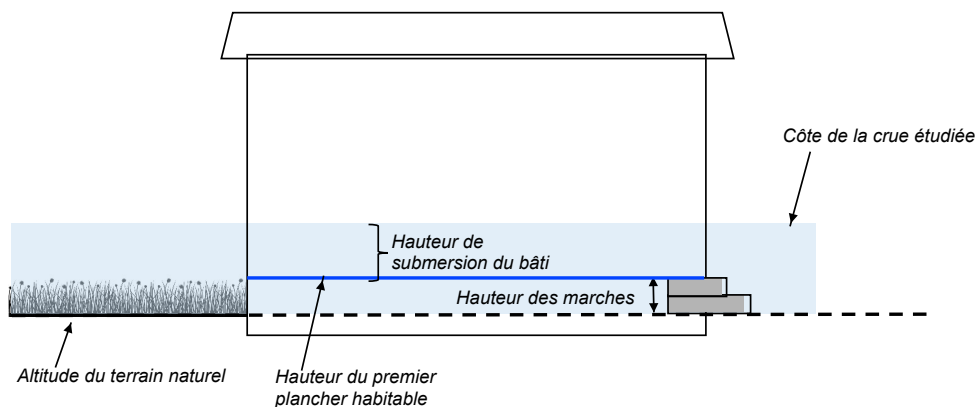


Figure 45 Variables mesurables en entrée de l'évaluation des dommages directs liés aux inondations

Chaque bâtiment est alors représenté par autant de hauteurs effectives de submersion qu'il a de sommets dans la base de données sur les bâtiments. Les dommages sont évalués en considérant la valeur maximale des différentes hauteurs effectives de submersions ; même si cette hauteur impacte une faible partie du bâtiment par rapport aux autres hauteurs. Dans le cas de l'exemple de la Figure 46, caractérisé par un terrain en pente et deux hauteurs de submersion différentes, c'est la hauteur H2 qui sera utilisée.

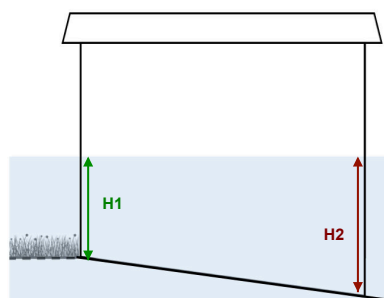


Figure 46 Exemple d'un bâtiment ayant deux hauteurs de submersion différentes

¹³² Chaque bâtiment est décrit par un polygone dont les sommets sont localisés par leurs coordonnées géographiques dans le système Lambert RGF 93. Un bâtiment ayant n sommets est représenté par $n + 1$ points (pour fermer les polygones le premier point est répété en dernière position) ; ces points doivent être ordonnés pour éviter que des cotés ne se croisent.

¹³³ On suppose qu'il n'y a pas d'incertitudes sur la typologie : les visites de terrain peuvent permettre de vérifier la typologie déduite de la surface au sol des logements (attribut résultant des bases de données géographiques).

¹³⁴ Toutes ces variables étant sujettes à des incertitudes, la hauteur de submersion est inévitablement incertaine.

En l'état, ce simulateur permet d'estimer les conséquences potentielles de n'importe quel scénario de crue, même les plus extrêmes.

Les sorties possibles de la simulation sont :

- un dommage unitaire subi par chaque bâtiment ;
- des dommages totaux dus à un scénario de crue spécifique ;
- des dommages moyens annualisés et
- une cartographie¹³⁵ de la répartition des dommages basée sur un code couleur fonction du niveau de dommages. Le gris représente l'absence de dommages. Les bâtiments ayant des dommages sont différenciés par des couleurs inspirées des feux de signalisation allant du vert (pour les dommages de faible ampleur) au rouge (pour les dommages élevés) en passant par le jaune et l'orange.

En complément de ces sorties, il est possible de faire des analyses statistiques sur les résultats (dommage moyen par bâtiment, nombre total de bâtiments impactés, histogramme de la répartition des dommages, etc.) et de réaliser des zooms sur les secteurs à fort enjeu.

Conçu à partir d'une compilation de courbes de dommages de la littérature, ce simulateur est un outil générique qui pourrait, dans le cadre des ACB, s'appliquer à toute commune sur le territoire français. Il pourrait ainsi servir de base commune pour la comparaison des dommages liés aux inondations sur différentes communes. En effet, il est constaté, à l'échelle de la France, une absence d'harmonisation des méthodologies d'évaluation des dommages (Perherin *et al.*, 2013). Celles-ci divergent d'une étude à l'autre et sont rarement comparables en termes d'entrées et de sorties de l'évaluation d'où la nécessité de développer un outil d'évaluation générique pouvant faire l'objet de consensus.

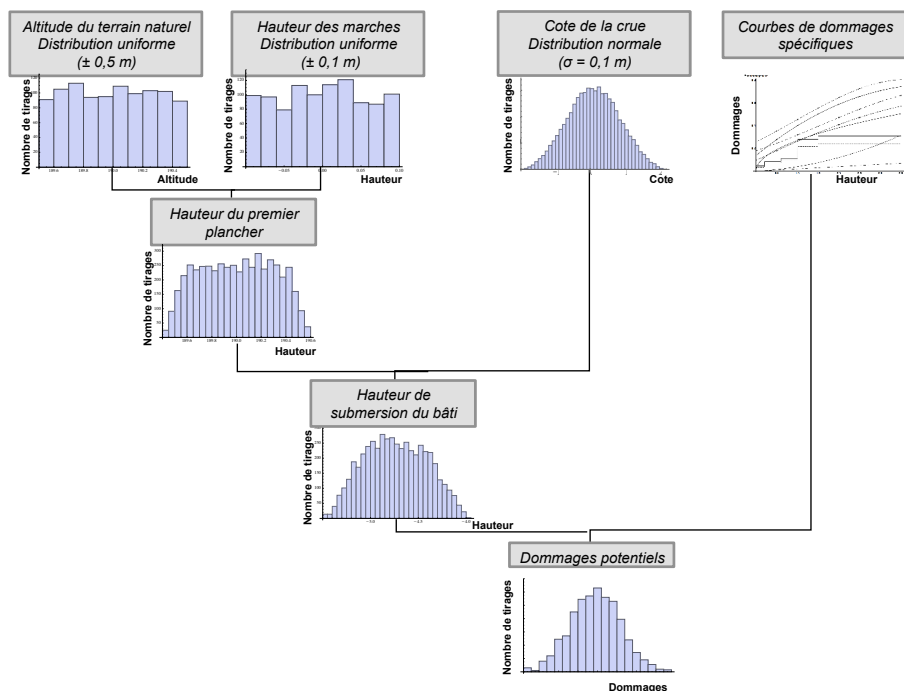
Ce simulateur est dédié aussi bien à des évaluations déterministes (lorsque l'utilisateur peut spécifier avec certitude la fonction de vulnérabilité et la précision des données mesurées) que non déterministes (lorsque l'utilisateur ne prédétermine aucun choix). Aussi, une des particularités du simulateur réside dans l'intégration des incertitudes sur les différentes variables en entrée de l'évaluation pour quantifier la dispersion des dommages estimés. Il met en jeu des simulations Monte Carlo qui permettent de propager les principales incertitudes identifiées dans le processus d'évaluation des dommages (voir Figure 47) à travers :

- Le tirage d'un échantillon de N réalisations aléatoires des variables¹³⁶ en entrée du processus d'évaluation notamment : la côte de la crue, l'altitude du terrain naturel et la hauteur du premier plancher. Le Tableau 18 indique que des références bibliographiques peuvent fournir des indications sur les distributions applicables. L'hypothèse que les trois variables incertaines (altitude du terrain naturel, côte de la crue et hauteur des marches) sont indépendantes a été retenue. Le simulateur a été construit en supposant, d'une part,

¹³⁵ Les bâtiments sont représentés sous forme vectorielle par des polygones.

¹³⁶ Pour éviter les redondances (qui engendreraient trop d'incertitudes) toutes les sources d'incertitudes liées aux données en entrée de l'évaluation sont intégrées dans la même boucle de calcul.

une distribution normale¹³⁷ pour la cote des crues (écart-type de 10 cm sur la base d'un écart possible de ± 20 cm) et de l'autre, une distribution uniforme¹³⁸ pour la hauteur totale des marches (sur la base de l'hypothèse d'une marge d'erreur de mesure de 10 cm) et l'altitude du terrain (les bases de données de type MNT fournissent le plus souvent des altitudes qui sont arrondies à l'entier naturel le plus proche ce qui entraine une variation de ± 50 cm).



Source : auteur

Figure 47 Propagation des incertitudes par simulations Monte-Carlo dans l'estimation aléatoire des dommages

Tableau 18 Exemples de distribution d'incertitudes liées aux données d'entrée d'études hydrauliques

	Ecart le plus probable	Ecart possible	Ecart exceptionnel envisageable
Données topographiques	± 1 m (XY) $\pm 1,5$ m (Z)	$\pm 2,7$ m (XY) ± 4 m (Z)	± 10 m (XY, Z)
Hauteurs d'eau	± 1 à 10 cm	± 5 à 20 cm	± 20 à 40 cm
Laisses de crue	± 20 à 30 cm	± 30 cm	± 30 à 60 cm
Débits	T * < 30/50 ans : ± 10 à 20 %	T * < 30/50 ans : ± 20 %	T * < 30/50 ans : ± 30 à 40 %

* T = temps de retour

Source : (Raclot, 2003)

¹³⁷ Génération de côtes de crue distribuées suivant une loi normale dont la moyenne est la valeur issue des simulations hydrauliques et l'écart-type est la moitié de l'écart possible de ± 20 cm (avec un seuil de confiance de 95%)

¹³⁸ Valeurs aléatoires uniformément distribuées sur les intervalles [x - 10cm ; x + 10cm] et [y - 50cm ; y + 50cm]

– Le calcul des N valeurs de dommages correspondant aux N tirages aléatoires réalisées précédemment en utilisant pour le calcul de chaque valeur une fonction¹³⁹ de dommages tirée au hasard dans les fonctions de dommages intégrées au simulateur (voir § 4.5).

– La détermination des caractéristiques statistiques (moyennes, écart-type, etc.) de l'échantillon des N résultats pour en déduire la distribution de probabilité des dommages et donc le niveau de confiance à accorder aux différentes plages de valeurs.

Lors des évaluations aléatoires, le simulateur génère des cartes interactives mettant en évidence le caractère incertain des dommages afin d'aider les décideurs à prendre leurs décisions en toute connaissance de l'impact des incertitudes sur les résultats. Les cartes interactives sont des outils de géo-visualisation qui permettent à l'utilisateur d'accéder à des compléments d'information sur les objets cartographiés (Arnaud et Davoine, 2011). Dans le cas du simulateur, elles permettent de faire ressortir au niveau de chaque bâtiment les intervalles de valeurs possibles des dommages dans un contexte incertain. En effet, le passage de la souris sur la représentation graphique d'un bâtiment entraîne l'ouverture en superposition d'une bulle informative contenant la valeur minimum, la valeur moyenne et la valeur maximum des dommages associés à ce bâtiment.

4.5 Présentation des courbes de dommages intégrées au simulateur

Face au constat selon lequel l'évaluation des dommages ne porte le plus souvent que sur des dommages directs tangibles, l'enjeu de ce simulateur est d'être un outil unique pour évaluer différents types de dommages. Il permet d'estimer quatre catégories de dommages directs à chaque logement : le taux d'endommagement (vulnérabilité structurelle ou physique), les coûts des dommages directs à la structure et au contenu (vulnérabilité économique), la quantité des déchets post-catastrophes (vulnérabilité environnementale) et les pertes potentielles en vies humaines (vulnérabilité sociétale).

L'état de l'art sur l'évaluation des dommages liés aux inondations montre, d'une part, que les courbes de dommages peuvent être basées sur un ou plusieurs paramètres. Toutes les fonctions de vulnérabilité sont basées sur la hauteur d'eau au droit du bâtiment (Penning-Rowsell *et al.*, 2013) : la hauteur d'eau est le paramètre le plus significatif de la sévérité d'une crue et donc de ses conséquences potentielles. Mais la hauteur de submersion n'explique pas à elle seule tous les processus d'endommagement dus aux inondations. A la hauteur d'eau s'ajoutent parfois d'autres paramètres comme la durée de submersion, la vitesse d'écoulement de l'eau, le transport de débris, la contamination de l'eau par des polluants, l'existence de mesures de précaution ou de système d'alerte, etc. (Büchle *et al.*, 2006). D'autre part, seules quelques rares fonctions sont accompagnées d'informations (écart-type, taux de variation, etc.) sur l'intervalle de confiance des valeurs de dommages préconisées (Eleutério *et al.*, 2012). Le parti pris dans le cadre de l'élaboration du simulateur est d'adopter un intervalle de confiance de 95 % lorsque des écart-types (σ) accompagnent

¹³⁹ L'utilisateur ne connaît pas *a priori* laquelle des courbes de vulnérabilité de la littérature est la plus adaptée à son cas d'étude. Même si les courbes sont spécifiques à son cas d'étude, il existe des incertitudes sur les situations réelles de réalisation des risques (durée de submersion, alerte, etc.). La diversité de ces situations implique des variantes pour certaines courbes de vulnérabilité.

les fonctions : ce qui revient à faire varier les valeurs autour des valeurs préconisées d'une valeur égale à $\pm 2 \sigma$ (pour une loi normale, la valeur exacte est de 1,96 qui est arrondie à 2). Lorsqu'il n'y a aucune information pour décrire les incertitudes, des marges de $\pm 10\%$ d'erreurs potentielles ont été appliquées : l'enveloppe de confiance varie entre 0,9 et 1,1 fois les valeurs préconisées (Grelot, 2009 ; CEPRI, 2010). Ainsi toutes les courbes du simulateur sont dotées d'une enveloppe de confiance pour les estimations aléatoires.

Les modèles de dommages intégrés au simulateur n'ont pas été développés dans le cadre de cette thèse. Ce sont des courbes disponibles dans la littérature qui sont le plus souvent des modèles spécifiques au pays¹⁴⁰ où ils ont été élaborés. Les sous-sections suivantes présentent les courbes retenues pour chacun des quatre types de dommages.

4.5.1 Fonctions d'endommagement

Le taux d'endommagement renseigne sur la fragilité de la structure et du contenu d'un bâtiment face à une crue donnée. Connaissant le taux d'endommagement, l'estimateur peut alors identifier la classe de dommages en se référant à des échelles de dommages comme celle présentée dans le Tableau 19 et ainsi se faire une idée des effets de l'endommagement sur le fonctionnement du bâtiment. Ce qui le rend plus à même de prendre des dispositions par rapport à l'habitabilité ou à la qualité d'usage du bâtiment en cas d'événement préjudiciable. Par exemple, pour un taux d'endommagement supérieur à 10 %, il faut penser au relogement des occupants (FEMA, 2011). Friedland et Levitan (2009) estiment qu'au-delà de 25% les dommages structurels au bâtiment deviennent irréparables.

Tableau 19 *Echelle de dommages des risques liés aux inondations (Kelman, 2002 ; cité par Valencia David, 2006)*

Classe de dommages	Description	Taux équivalent
DS0	Il n'y a pas de dommage	0 %
DS1	L'eau atteint l'extérieur du bâtiment sans entrer	2 %
DS2	L'eau s'infiltré et/ou il y a des dommages à l'extérieur du bâtiment	50 %
DS3	L'eau entre dans le bâtiment probablement par une fenêtre ou une porte	60 %
DS4	L'eau entre dans le bâtiment par destruction d'un mur	80 %
DS5	La structure est endommagée sans possibilité de réparation	100 %

Pour l'estimation du taux d'endommagement le simulateur intègre les fonctions de vulnérabilité ci-après listées.

4.5.1.1 Modèles qui ne tiennent pas compte de la typologie du bâti

Les trois modèles suivants, développés en Allemagne (Merz *et al.*, 2010), ne sont basés que sur la hauteur d'eau (h). Ils ne sont pas accompagnés d'indications sur les incertitudes.

¹⁴⁰ On suppose que la plupart des courbes élaborées en Europe sont proches des réalités de la France

– $MURL^{141} = 0,02 * h$ [16]

– $ICPR^{142} = 2 (h^2 + h) / 100$ [17]

– $Hydrotec = (27*vh) / 100$ [18]

4.5.1.2 Modèles qui tiennent compte de la typologie du bâti

Il s'agit des modèles :

– **USACE** (Etats-Unis) : ils sont accompagnés d'écart-types comme l'illustre le Tableau 20. Seuls les écarts-types des dommages à la structure (plus élevés que ceux relatifs au contenu) ont été considérés dans le simulateur.

Tableau 20 Courbes de dommages de l'USACE pour les logements sans sous-sol/cave

		No basement							
		Structure				Content			
		One story		Two or more stories		One story		Two or more stories	
Depth (ft)	Depth (m)	Damage Mean (%)	SD	Damage Mean (%)	SD	Damage Mean (%)	SD	Damage Mean (%)	SD
-2	-0.7	0%	0.00%	0%	0.00%	0%	0.00%	0%	0.00%
-1	-0.3	2.50%	2.70%	3.00%	4.10%	2.40%	2.10%	1.00%	3.50%
0	0.0	13.40%	2.00%	9.30%	3.40%	8.10%	1.50%	5.00%	2.90%
1	0.3	23.30%	1.60%	15.20%	3.00%	13.30%	1.20%	8.70%	2.60%
2	0.7	32.10%	1.60%	20.90%	2.80%	17.90%	1.20%	12.20%	2.50%
3	1.0	40.10%	1.80%	26.30%	2.90%	22.00%	1.40%	15.50%	2.50%
4	1.3	47.10%	1.90%	31.40%	3.20%	25.70%	1.50%	18.50%	2.70%
5	1.7	53.20%	2.00%	36.20%	3.40%	28.80%	1.60%	21.30%	3.00%
6	2.0	58.60%	2.10%	40.70%	3.70%	31.50%	1.60%	23.90%	3.20%
7	2.3	63.20%	2.20%	44.90%	3.90%	33.80%	1.70%	26.30%	3.30%
8	2.6	67.20%	2.30%	48.80%	4.00%	35.70%	1.80%	28.40%	3.40%
9	3.0	70.50%	2.40%	52.40%	4.10%	37.20%	1.90%	30.30%	3.50%
10	3.3	73.20%	2.70%	55.70%	4.20%	38.40%	2.10%	32.00%	3.50%
11	3.6	75.40%	3.00%	58.70%	4.20%	39.20%	2.30%	33.40%	3.50%
12	4.0	77.20%	3.30%	61.40%	4.20%	39.70%	2.60%	34.70%	3.50%
13	4.3	78.50%	3.70%	63.80%	4.20%	40.00%	2.90%	35.60%	3.50%
14	4.6	79.50%	4.10%	65.90%	4.30%	40.00%	3.20%	36.40%	3.60%
15	5.0	80.20%	4.50%	67.70%	4.60%	40.00%	3.50%	36.90%	3.80%
16	5.3	80.70%	4.90%	69.20%	5.00%	40.00%	3.80%	37.20%	4.20%

Source : Jöbstl *et al.* (2011) adapté de Dawson (2003)

– **Flood Loss Estimation Model** (FLEMO, Allemagne) : ils ont plusieurs variantes qui, en plus de la typologie, font référence à la qualité du bâti, la contamination de l'eau et la mise en œuvre de mesures individuelles de protection sur les bâtiments. Pour une évaluation fine, les valeurs des modèles FLEMOps (*Flood Loss Estimation Model for the private sector* ; Voir Figure 48) sont pondérées par les coefficients¹⁴³ du Tableau 21 pour devenir des modèles FLEMOps+ (Elmer *et al.*, 2010). Le simulateur intègre les modèles FLEMOps et FLEMOps+. Le choix a été fait de ne pas considérer l'existence de très bonnes mesures de précaution dans la construction du simulateur.

¹⁴¹ Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein – Westfalen (Ministry of North Rhine – Westphalia for Environment, Regional Development and Agriculture).

¹⁴² International Commission for the Protection of the Rhine

¹⁴³ Le Tableau 21 ne contient pas de coefficient égal à 1 car les modèles FLEMOps (qui ignorent la pollution potentielle de l'eau par du mazout et la protection individuelle des bâtiments) correspondent à un « modèle moyen » des modèles FLEMOps+.

Tableau 21 Coefficients de conversion des modèles FLEMOps en FLEMOps+ (Kreibich et al., 2012)

		Mesures de précaution		
		Absentes	Bonnes	Très bonnes
Contamination	Non	1,09	0,70	0,55
	Moyenne	1,34	0,86	0,68
	Importante	1,34	0,86	0,68

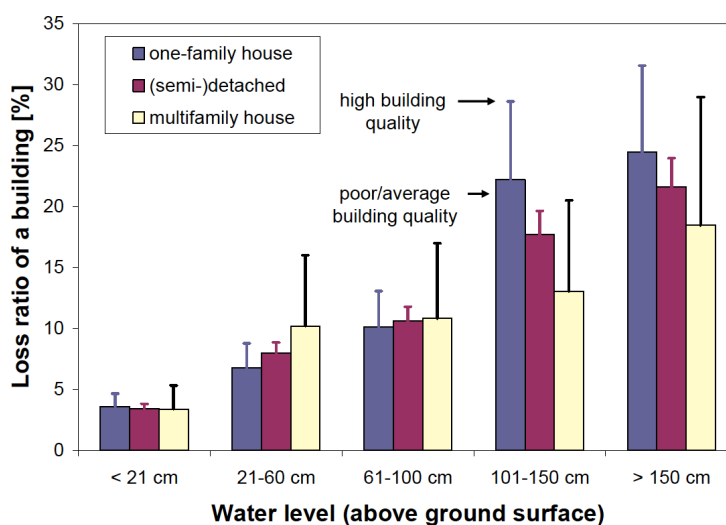


Figure 48 Courbes de dommages FLEMOps pour les évaluations micro-échelles (Thieken et al., 2007)

4.5.2 Coûts des dommages directs aux logements

Evaluer les coûts des dommages directs induits aux biens mobiliers et immobiliers est indispensable pour déterminer le potentiel de vulnérabilité économique d'un territoire. Cela participe à la sensibilisation des différents acteurs et éclaire les arbitrages financiers (CEPRI, 2014). Contrairement aux fonctions d'endommagement structurel, les courbes de dommages économiques ne sont pas facilement transposables : les valeurs fluctuent dans le temps et dans l'espace (André, 2013 a). C'est-à-dire que des fonctions de dommages construites en un instant T donné pour une zone géographique donnée devraient être actualisées dans le temps pour tenir compte de l'inflation. D'autre part, une courbe de dommages économiques développée pour une zone géographique pourrait ne pas s'appliquer telle quelle à une autre zone géographique. A titre d'exemple, les courbes élaborées par le CEPRI expriment les coûts des dommages en €₂₀₁₁. Les coûts obtenus au moment de la simulation seraient légèrement différents de ceux qui ont servi de référence aux travaux du CEPRI car 1 €₂₀₁₁ n'aura pas la même valeur que 1 € de l'année durant laquelle se fait l'évaluation. Il faut soit actualiser les coûts dans le temps soit préciser que les coûts estimés en €₂₀₁₁.

Le simulateur est construit à partir des courbes élaborées par le CEPRI¹⁴⁴ dans le guide méthodologique sur les AMCD en 2012 pour les courbes archétypes¹⁴⁵ (CGDD, 2012) et en 2014 pour les courbes moyennées (CEPRI, 2014). Les fonctions de dommages du CEPRI ont des variantes qui dépendent de la durée de submersion (plus ou moins de 48 heures) et du déplacement ou non du mobilier. La Figure 49 représente les courbes de dommages pour les trois types de logements moyens dans le cas d'une durée de submersion supérieure à 48 heures. Elles expriment les coûts nécessaires pour une remise en état à l'identique des logements. Elles sont accompagnées de taux de variations qui donnent une idée des valeurs maximale et minimale des dommages.

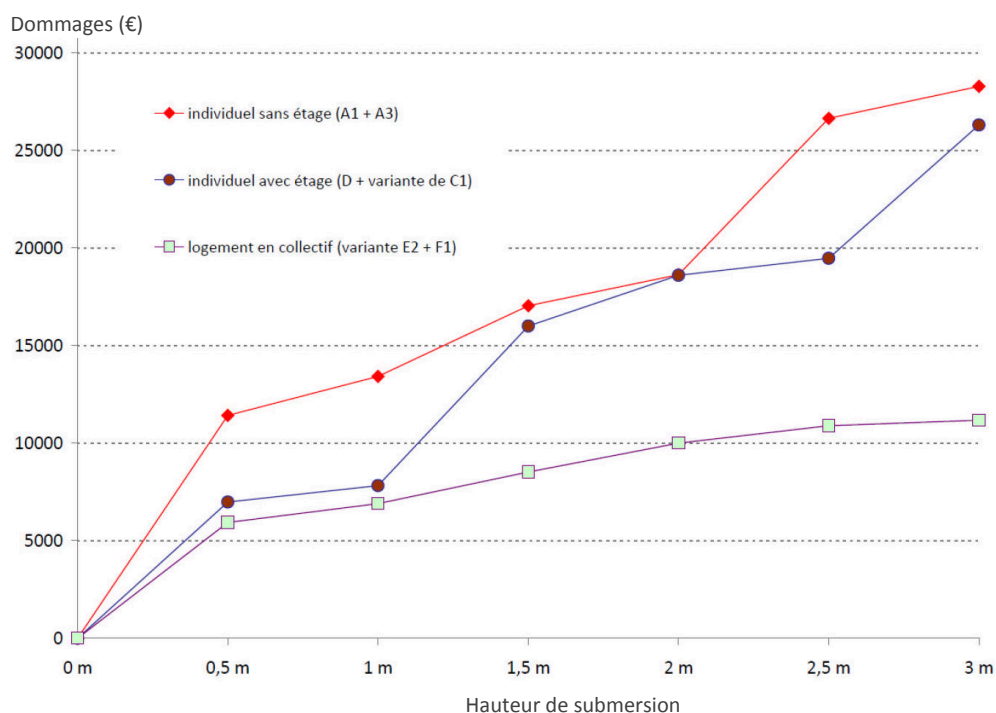


Figure 49 Courbes de dommages moyennées selon les trois types de logements pour une durée de submersion de plus de 48 heures (CEPRI, 2014)

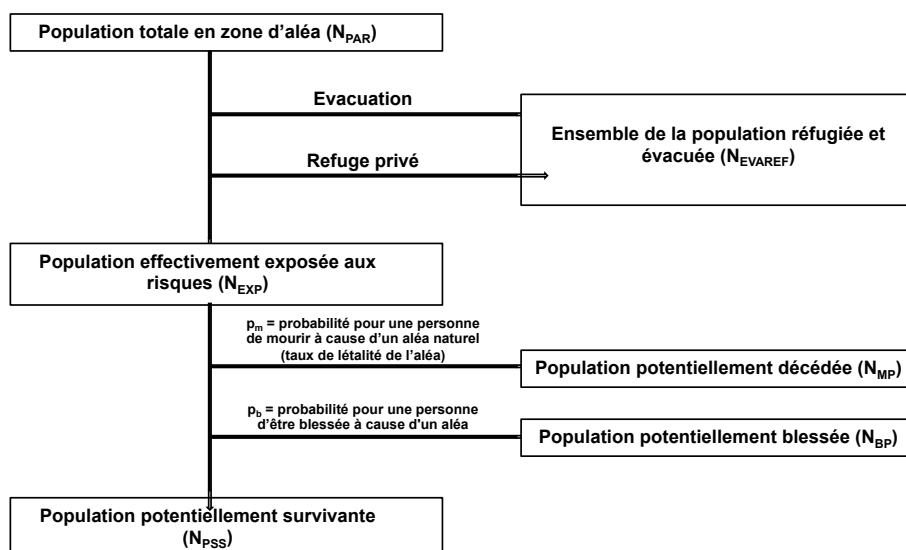
4.5.3 Pertes potentielles en vies humaines

Bien que relativement marginaux par rapport aux autres types de dommages liés aux risques, les impacts humains peuvent illustrer à eux seuls la gravité d'un phénomène. La vulnérabilité sociale peut être exprimée par les impacts sur la santé mentale et les préjudices corporels à travers le nombre de blessés (légers ou graves), de disparus voire de décès. Le sauvetage des vies humaines étant un l'objectif principal de la gestion des risques au sein d'une commune, il convient d'identifier avec précision les logements où il pourrait y avoir une interaction entre la crue et les habitants afin de savoir si face à une crue donnée des pertes en vies humaines sont probables ou pas.

¹⁴⁴ Ces fonctions de vulnérabilités ont été construites en France. Leur intérêt réside dans le fait qu'elles correspondent globalement spécificités locales et de l'autre et qu'elles sont des courbes plus ou moins standardisées à l'échelle nationale.

¹⁴⁵ On distingue 6 types de logements (avec 2 variantes) synthétisés en 3 types moyens (logement individuel sans étage, logement individuel avec étage, logement collectif). Il y a en globalement une variation de plus ou moins 30% entre les courbes archétypes et les courbes moyennées.

Pour estimer les risques pour la vie il faut recenser les populations potentiellement touchées (à travers le nombre moyen d'habitants par logement sur la commune) et celles pouvant être évacuées pour en déduire le nombre de personnes effectivement exposées comme l'illustre la Figure 50. L'estimation des pertes potentielles en vies humaines se fait en fonction de ce dernier et d'une fonction de létalité. En effet, la susceptibilité des personnes à subir des préjudices peut être exprimée par le taux de létalité en fonction du niveau d'eau dans un logement. Les hypothèses adoptées lors du développement du simulateur sont que pendant une crue un logement est effectivement occupé par tous ceux qui l'habitent et tous les habitants d'un logement à étage(s) sont considérés comme potentiellement réfugiés. Les modèles retenus sont basés sur les taux de létalité de l'aléa inondation proposés par Jöbstl *et al.* (2011) pour deux situations (absence et existence de système d'alerte). Comme le montre le Tableau 22, les intervalles de valeurs possibles traduisent les incertitudes associées à ces fonctions.



Source : Auteur

Figure 50 Cadre conceptuel pour l'estimation des pertes potentielles en vies humaines

Tableau 22 Taux de mortalité en fonction de la hauteur d'eau (Jöbstl *et al.*, 2011)

Category	Flood severity	Fatality rate, FR (Proposed value)	Fatality rate, FR (Range)
C _{p1}	S0	0.0003	0 - 0.0009
	S1	0.0021	0.001 - 0.003
	S2	0.0038	0.0015 - 0.0045
	S3	0.0105	0.006 - 0.04
	S4	0.0448	0.01 - 0.11
C _{p3}	S0	0.0002	0 - 0.00065
	S1	0.0015	0.001 - 0.002
	S2	0.0027	0.001 - 0.003
	S3	0.0075	0.004 - 0.028
	S4	0.0320	0.009 - 0.08

S0 = 0,44 m S1 = 0,79 m S2 = 0,99 m S3 = 2,99 m S4 = 5 m

C_{p1} : absence de système d'alerte C_{p2} : existence de système d'alerte

4.5.4 Quantité de déchets post-catastrophes

La gestion des déchets post-catastrophes est un défi, à la fois environnemental et sanitaire, auquel doit faire face le territoire (CEPRI, 2012). Au contact de l'eau, la plupart des matériaux (de construction et de fabrication des objets) subissent des endommagements ce qui les rend inaptes à l'utilisation. Cela se traduit par la production d'une quantité inhabituelle de déchets pouvant dépasser la capacité de gestion du territoire ; des déchets dont la collecte et le traitement peuvent s'étaler sur une durée relativement longue. L'estimation de la quantité potentielle de déchets post-catastrophes permet d'en anticiper la gestion et donc de limiter les problèmes subséquents.

Le simulateur intègre des courbes issues de l'étude sur la Méthode d'Évaluation et de Caractérisation des Déchets Post-Inondation (MECADEPI) développées par l'Université de Marne la Vallée et le CEPRI¹⁴⁶. Seules cinq catégories de déchets sur les sept répertoriées sont prises en compte. Il s'agit des déchets d'ameublement, des déchets des équipements électroniques et électriques, des déchets dangereux susceptibles d'être présents dans une habitation, des déchets non dangereux en mélange et des déchets du bâtiment. Les catégories non intégrées dans la version actuelle du simulateur sont les déchets d'activité de soins et médicamenteux et les véhicules.

Ces courbes dépendent de la typologie du logement, de la durée de submersion et du déplacement ou non du petit électroménager. Pour l'évaluation aléatoire, les enveloppes de confiance sont attribuées par défaut faute d'indications spécifiques. A titre d'exemple, le Tableau 23 représente les quantités de déchets de type « Bâtiments et Travaux Pratiques » (BTP) par type de logement pour une durée supérieure à 48 heures. En réalité la quantité estimée correspond à la masse sèche des déchets ; l'estimateur doit avoir à l'idée que la masse va augmenter lorsque les déchets seront imbibés d'eau suite aux inondations.

Afin de vérifier l'opérationnalité et la validité du simulateur, ce dernier a été appliqué à l'estimation (déterministe et aléatoire) des dommages liés aux inondations sur la commune de Dieulouard ; site pilote de la thèse. Les résultats de cette application sont présentés et discutés dans la section suivante.

¹⁴⁶ En l'état, on peut supposer qu'il s'agit de courbes standardisées et spécifiques au contexte de la France

Tableau 23 Masse de déchets de BTP (kg) par logement pour une submersion de plus 48 heures (CEPRI, 2013 ; CEREMA 2014)

TEMPS DE SUBMERSION SUPÉRIEUR À 48 H		HAUTEUR D'EAU EN MÈTRES					
TYPE DE LOGEMENTS	TYPE DE DÉCHETS	0,5	1	1,5	2	2,5	3
Maisons individuelles sans étage	Inertes	196	380	380	386	386	386
	DIB	2 246	2 389	2 513	2 670	4 180	4 549
	Dangereux	85	269	518	570	639	639
	DEEE	15	15	63	69	72	72
Maisons individuelles avec étages	Inertes	505	505	551	561	561	609
	DIB	1 704	2 042	2 196	2 482	2 604	3 558
	Dangereux	53	93	130	153	171	209
	DEEE	1	1	42	48	49	54
Logements collectifs	Inertes	221	387	413	528	726	924
	DIB	1 112	1 338	1 545	2 127	2 390	2 394
	Dangereux	67	94	101	107	118	118
	DEEE	8	8	41	48	50	50
Caves logements collectifs	Inertes	316					
	DIB	421					
	Dangereux	286					
	DEEE	14					

DIB : Déchets Industriels Banals (exemple des déchets de bureau)

DEEE : Déchets Electroniques Electroménagers et Electriques

4.6. Evaluation des dommages liés aux inondations à Dieulouard

L'objectif de cette section est de démontrer l'opérationnalité de l'outil. Le simulateur a été appliqué à une étude de cas sur la commune de Dieulouard en adoptant le cheminement méthodologique suivant :

- Caractérisation de divers scénarios de crues¹⁴⁷.
- Extraction, avec le logiciel ArcGIS 9.3, des coordonnées géographiques des sommets et d'autres attributs des bâtiments résidentiels de la commune.
- Caractérisation individuelle des logements à partir des bases de données BD TOPO®, BD ADRESSES®, BD PARCELLAIRE® et du modèle numérique de terrain LIDAR de l'IGN.
- Enrichissement des caractéristiques des bâtiments par une enquête de terrain pour, d'une part, compléter et vérifier les informations acquises sur la typologie des bâtiments (existence ou non d'étages/sous-sols, usage effectif du bâti¹⁴⁸) et de l'autre, pour estimer la hauteur de l'entrée du bâti par rapport au terrain naturel. La hauteur de l'entrée est estimée à partir du nombre de marches devant chaque bâti avec l'hypothèse qu'une marche mesure

¹⁴⁷ La présente étude, bien que prédictive, ne s'intéresse pas à des évènements pluvieux futurs qui considèreraient les effets probables du changement climatique. Il s'agit d'une estimation des dommages des scénarios de crue tels qu'ils ont été modélisés dans le cadre de l'élaboration de l'atlas des zones inondables de la Moselle (2000). On ne s'intéresse donc pas aux incertitudes sur l'évolution de l'aléa. Cependant il serait intéressant pour les travaux futurs de questionner les conséquences de cette évolution sur les résultats des évaluations de dommages.

¹⁴⁸ Les bâtiments dont le rez-de-chaussée est occupé par des activités économiques, qui sont délabrés ou abandonnés ont ainsi été identifiés comme des bâtiments non concernés par l'étude de cas.

15 cm de haut. Cette enquête exhaustive a été réalisée pour tous les bâtiments susceptibles d'être impactés par une crue millénaire.

4.6.1 Présentation de la zone d'étude

Avec une superficie de 17,69 km² pour environ 4 700 habitants, Dieulouard (Meurthe-et-Moselle, France) a été choisie comme site pilote pour la mise en pratique de l'approche méthodologique pour la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle. Dieulouard est située à quelques kilomètres au Nord de Nancy et fait partie d'un continuum urbain qui s'étend le long de la vallée de la Moselle (voir Figure 51).

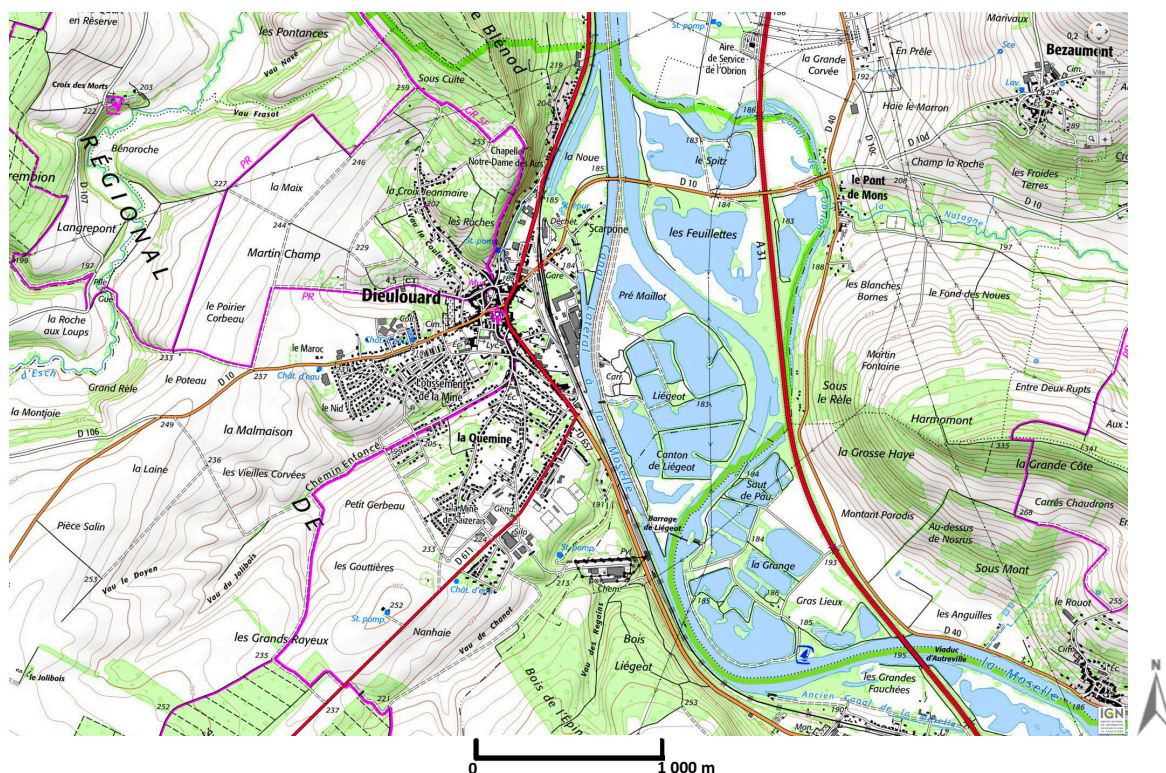


Figure 51 Carte de Dieulouard (Geoportail, 2015)

Cette commune fait face à des risques d'origine naturelle parmi lesquels : les inondations, les mouvements de terrain et chutes de blocs, le retrait/gonflement des argiles, etc. Dieulouard a été l'objet de divers arrêtés portant reconnaissance de l'état de catastrophe naturelle suite à :

- des inondations et coulées de boues (6 arrêtés en tout entre 1983 et 2006) ;
- un séisme (06/12/1993) ;
- des inondations, coulées de boues et mouvements de terrain (29/12/1999) et
- des mouvements de terrain différentiels consécutifs à la sécheresse et à la réhydratation des sols (22/02/2007).

Les risques liés aux inondations sont les plus présents sur le territoire qui subit des inondations dues aux débordements de la Moselle. La rivière Moselle est un affluent du Rhin qui traverse la France sur un linéaire de 300 km et qui connaît des débordements assez

fréquents. La crue historique qualifiée de crue de référence date de décembre 1947. Elle est considérée légèrement supérieure à une crue centennale et serait de l'ordre de 150 ans au niveau de Custines où se situe la station hydrométrique la plus proche de Dieulouard (DREAL Lorraine, 2014). Un Plan de Prévention des Risques Inondations y a été prescrit et approuvé.

4.6.2 Caractéristiques hydrologiques et hydrauliques de Dieulouard

Située entre 177 et 307 mètres d'altitude, Dieulouard a un réseau hydrographique varié. La commune est traversée par deux bras de la Moselle (le bras sauvage et le bras canalisé qui longe le centre-ville et par trois ruisseaux (ADEVAL, 2013) : la Bouillante située en zone urbaine (prend sa source au pied du château et se jette dans la Moselle canalisée), la Natagne qui rejoint la Moselle sauvage par le canal de l'Obrion et l'Esche (voir Figure 52). Entre les méandres de la Moselle se trouvent de nombreux étangs résultant de l'exploitation des gravières et utilisés comme espaces de loisirs (pêche).

La caractérisation de l'aléa est issue de l'étude de SOGREAH dans le cadre de l'élaboration de l'atlas des zones inondables de la Moselle. Les modélisations ont été réalisées par la méthode SPEED (Système Probabiliste d'Etudes par Evénements Discrets) qui permet d'établir une relation entre la pluviométrie et le débit d'un cours d'eau. Des détails sur la méthode SPEED et les éléments établis pour la présente étude sont joints en annexes (voir Annexes A4). L'atlas des zones inondables de la Moselle permet de visualiser les enveloppes de crue décennale (Q_{10}), trentennale (Q_{30}) et de référence (Q_{Ref}) sur le bassin de la Moselle. La Figure 53 représente l'extension de la zone impactée par la crue de référence à Dieulouard. Le Tableau 24 présente les débits extrapolés pour divers scénarios¹⁴⁹ de crue à partir des formules déduites de l'étude de SOGREAH (Voir Annexes A4 pour les équations). Le résultat quasi identique obtenu pour le débit millénal à Custines (également estimé par la méthode SPEED) par la DREAL Lorraine (2014) a permis de valider ces valeurs.

Tableau 24 Débits en fonction des temps de retour (m^3/s)

Temps de retour T (ans)	10	24	30	50	100	150	1000	2000	10 ⁶
Valeur inférieure	1 400	1 580	1 637	1 744	1 890	1 975	2 371	2 516	3 812
Valeur moyenne	1 425	1 639	1 678	1 794	1 950	2 041	2 465	2 620	4 009
Valeur supérieure	1 450	1 674	1 720	1 844	2 010	2 107	2 560	2 725	4 206

Source : Auteur

Ces débits sont ensuite convertis en hauteur d'eau à partir de lois déduites des courbes de tarage en amont et en aval de la commune (équations [19] et [20]). D'après l'atlas des zones inondables de la Moselle, la côte de la crue de référence est de 186,62 m NGF en amont et 184,92 m en aval. On en déduit alors les côtes en amont et en aval de Dieulouard pour les différents scénarios de crue dont le débit a été calculé précédemment. Ces côtes sont consignées dans le Tableau 25.

¹⁴⁹ Pour les événements extrêmes ou à faible probabilité, la Directive Inondation propose à titre indicatif de considérer a minima une période de retour de 1000 ans (DREAL Rhône-Alpes, 2013). Cette étude est allée au-delà de cette indication pour estimer les dommages potentiels des crues $Q_{1000000}$ (probabilité d'occurrence de 10^{-6}) dans un but prospectif.

$$H_{amont} = 184 + e^{1,12 * (-6,76 + \text{Log } Q)} \quad [19]$$

$$H_{aval} = 183 + e^{1,406 * (-7,15 + \text{Log } Q)} \quad [20]$$

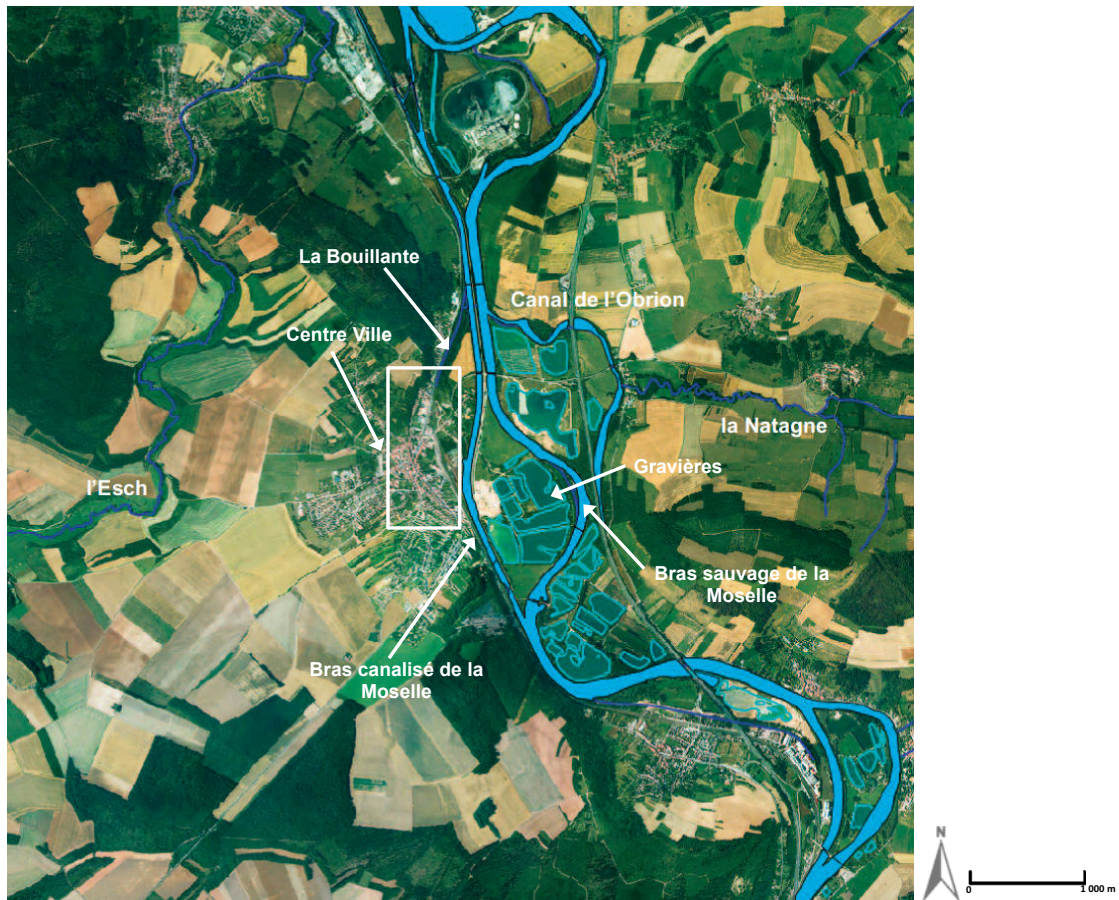


Figure 52 Réseau hydrographique de Dieulouard (ADEVAl, 2013)



Source : <http://cartorisque.prim.net> (2014) carte générée le 18/01/2014

Figure 53 Crue de référence modélisée au droit de la commune de Dieulouard

Tableau 25 Cotes (en m NGF) des différents scénarios de crue sur Dieulouard

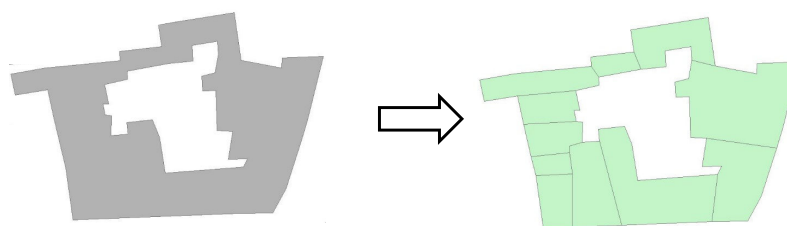
	Q ₂₄	Q ₅₀	Q ₁₀₀	Q ₁₀₀₀	Q ₂₀₀₀	Q ₁₀₀₀₀₀₀
Amont	186,05	186,27	186,49	187,24	187,47	189,59
Aval	184,41	184,61	184,81	185,51	185,74	187,98

Source : Auteur

La Moselle traverse la commune sur une distance d'environ 2 500 m avec une pente moyenne de 0,075% soit un dénivelé de l'ordre de 2 m pouvant atteindre 2,5 m par endroits (SOGREAH, 2000). Les crues peuvent être représentées par un plan incliné. Partant de là, les côtes de crue au niveau de chacun des sommets des bâtiments ont été obtenues par interpolation entre les côtes en amont et en aval. Compte tenu des caractéristiques hydrologiques de Dieulouard et sur la base de l'étude de SOGREAH, il a été déterminé que la crue des premiers dommages sur la commune a un temps de retour de 24 ans.

4.6.3 Caractérisation des enjeux

Sur la base des données de BD TOPO®, Dieulouard est composé de 1 133 bâtiments en « *bâti indifférencié* ». La combinaison avec les données de BD ADRESSES® et BD PARCELLAIRE®, en se focalisant uniquement sur les bâtiments susceptibles d'être impactés par une crue millénale, a permis de subdiviser certains bâtiments en plusieurs logements (voir Figure 54 où le bâtiment initial est composé de 11 bâtiments individuels) aboutissant ainsi à une base de donnée composée de 1 349 bâtiments dont 346 ont été comptabilisés dans la zone inondable¹⁵⁰. Les paramètres explicatifs de la vulnérabilité (typologie, hauteur du premier plancher) ont été associés aux bâtiments dans un fichier Excel composé de 10 486 sommets.



Source : Auteur

Figure 54 Exemple de subdivision d'un bâtiment en plusieurs logements

4.6.4 Résultats des évaluations déterministes et aléatoires

Pour l'approche déterministe, toutes les variables en entrée sont supposées connues avec exactitude¹⁵¹ sauf la formulation de la fonction de dommages. Pour une même situation et toute chose étant égale par ailleurs, le décideur peut choisir la fonction de dommages dans

¹⁵⁰ Les cartographies des dommages se feront essentiellement par un zoom sur les bâtiments en zone inondable.

¹⁵¹ Le calcul des dommages potentiels est basé sur les valeurs ponctuelles de l'altitude du terrain naturel, de la hauteur des marches et de la cote de la crue.

le large éventail de modèles et de leurs variantes qui ont été intégrés au simulateur en raison de l'absence de procédure standard (Cammerer *et al.*, 2013).

Les premiers résultats portent sur la détermination de la hauteur effective de submersion pour chacun des scénarios de crue étudiés. Pour la crue de référence (Q_{Ref} retenue pour la présentation des résultats par la suite), la hauteur moyenne d'eau dans les logements est de 0,59 m. La Figure 55 illustre la répartition des hauteurs d'eau dans les bâtiments pour la crue de référence.

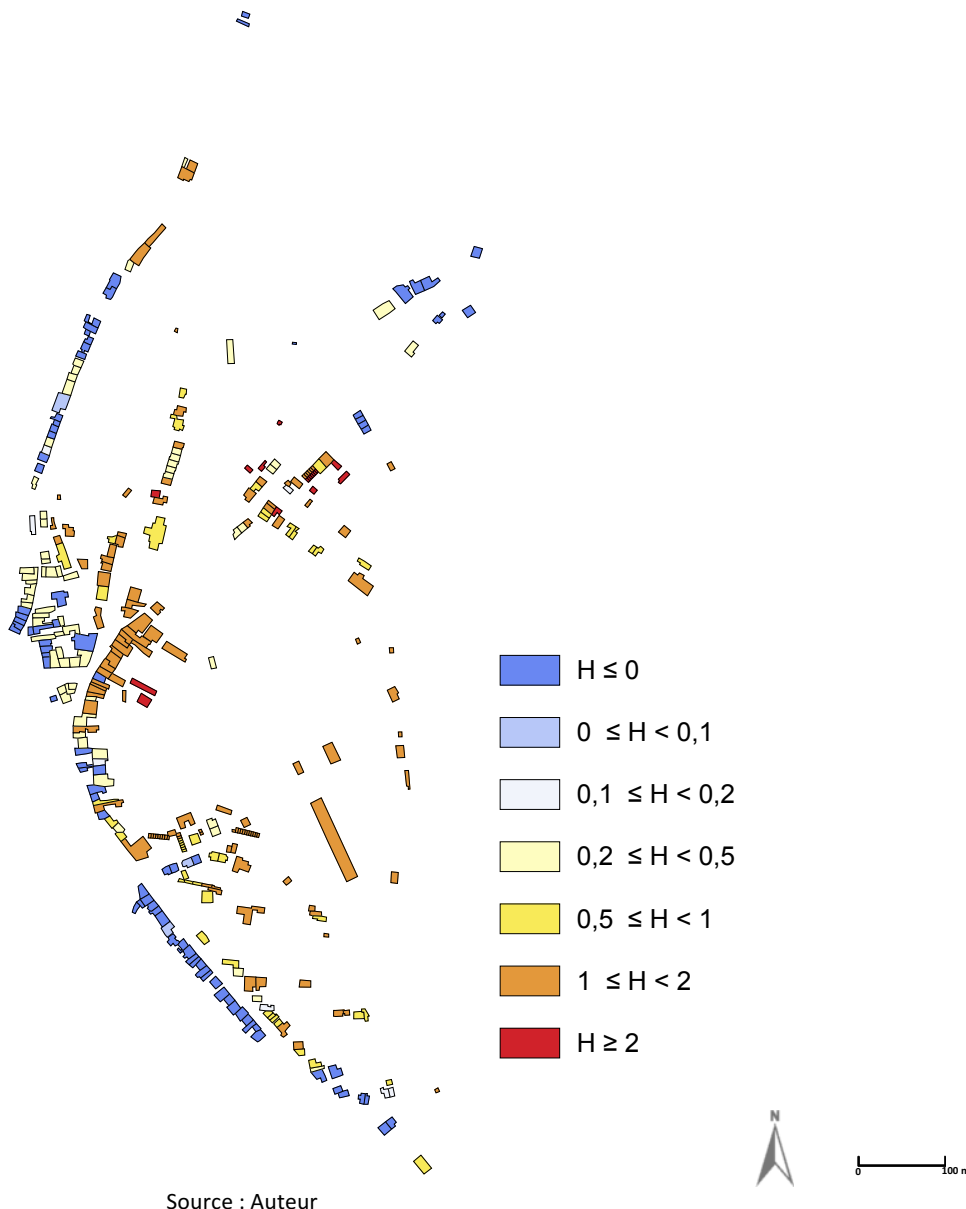


Figure 55 Classes de hauteur effective de submersion pour la crue de référence

En ne considérant que la Q_{Ref} , le taux d'endommagement moyen des bâtiments impactés varie de 1,64 % (pour 138 bâtiments endommagés avec le modèle MURL) à 26,22 % (140 bâtiments, USACE) selon la courbe de dommages utilisée avec une moyenne de 13,07 %. On note un écart à la moyenne des dommages issus des différentes courbes de - 87 % pour le modèle MURL et de + 101 % pour le modèle USACE. La Figure 56 représente pour le même

scénario de crue, la répartition spatiale de l'endommagement des bâtiments en fonction du modèle utilisé. Elle montre que le dommage unitaire maximal varie de 4,7 % à 63,8 %. On constate aussi qu'avec le modèle MURL aucun habitant n'a besoin d'être relogé (taux > 10 %) alors qu'avec le modèle USACE presque tous les logements impactés ne peuvent plus être occupés.

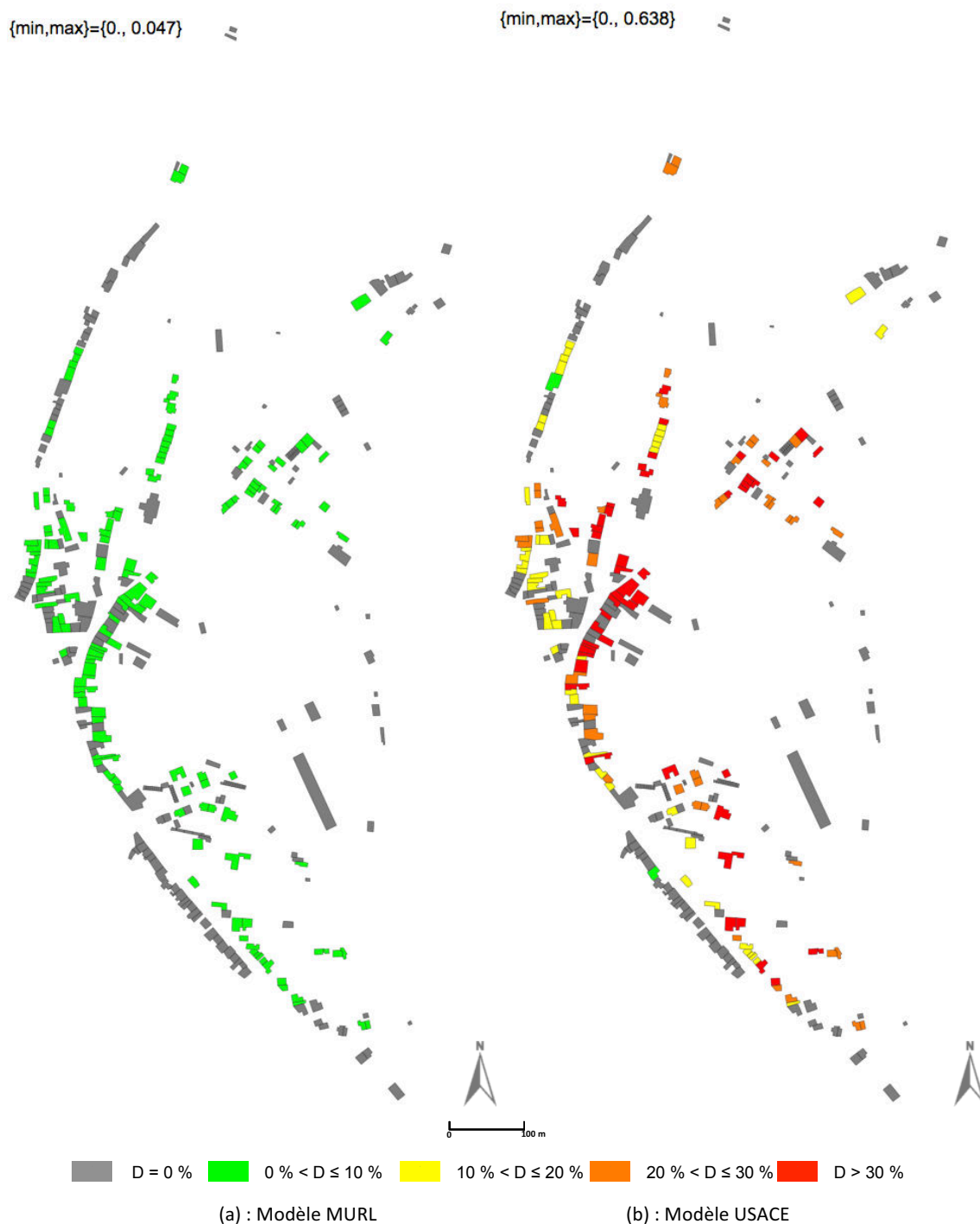


Figure 56 Cartographies du taux d'endommagement moyen des bâtiments pour la Q_{Ref}

D'après le Tableau 26, en fonction de la durée de submersion et de la possibilité de mettre le mobilier hors d'atteinte de l'eau, les coûts des dommages directs aux logements sont d'environ 930 000 € à 2 685 000 € pour Q_{Ref} et 1 498 000 € à 4 114 000 € pour Q_{1000} . Les valeurs de ce tableau corroborent la démarche usuelle d'estimation du coût des dommages liés aux crues extrêmes qui consiste à multiplier les dommages de la crue de référence par un facteur de 1,5 (CEPRI, 2010)¹⁵².

Une crue millénale engendrerait à Dieulouard des dommages dont le coût serait 1,5 à 1,61 fois celui des dommages engendrés par la crue de référence. De plus, il est intéressant de noter que chaque année, Dieulouard a une chance sur un million de subir un événement dont les coûts seraient de l'ordre de 6 467 000€ à 11 339 000 €.

Tableau 26 Coûts de dommages aux logements (K€) en fonction de la durée de submersion et du déplacement du mobilier

	Durée de submersion < 48 heures			Durée de submersion > 48 heures		
	Pas de déplacement	Déplacement de mobilier	Courbes moyennées	Pas de déplacement	Déplacement de mobilier	Courbes moyennées
Q_{Ref}	2 040	928	1 922	2 685	1 475	2 511
Q_{1000}	3 227	1 498	3 015	4 114	2 318	3 764
$Q_{1000000}$	9 227	6 467	7 636	11 339	8 572	9 245

Source : Auteur

Avec l'hypothèse que chaque logement est occupé par 2,3 personnes¹⁵³ et pour la crue de référence, le nombre de personnes concernées par une inondation de leur logement va de 214 à 322 (soit 4,55 % à 6,85 % de la population directement impactés) avec un risque de 1 décès potentiel. Ces chiffres permettront à la commune de bien préparer la gestion d'une crise consécutive à une Q_{Ref} , notamment l'organisation des évacuations et les hébergements éventuels. La Figure 57, représente une cartographie relative des victimes potentielles des logements les plus impactés par rapport aux autres. Avec un dégradé de couleur allant du bleu foncé (sans victime) au rouge (valeur la plus élevée qui est égale à 0,024 dans le cas présent), elle indique les logements prioritaires en cas de secours aux sinistrés. Sur cette figure on observe que deux logements accolés peuvent avoir des niveaux de dommages différents. Ceci peut s'expliquer par une différence d'altitude (si le terrain est en pente), de typologie ou de hauteur des marches.

D'après les résultats de l'évaluation, une crue de référence pourrait générer entre 786 et 1 116 tonnes de déchets. Sur la base de la taille de la population et de la quantité de déchets collectée¹⁵⁴ par an et par habitant, la commune collecte environ 95 tonnes de déchets par

¹⁵² Il est préconisé pour l'évaluation des dommages inhérents à une crue théorique de fréquence nulle (c'est-à-dire crue extrême) de multiplier par 1,5 les dommages de la plus forte crue modélisée

¹⁵³ Taux d'occupation des logements à Dieulouard

¹⁵⁴ Selon la mairie, la commune collecte mensuellement 20 kg de déchets (valorisables et non valorisables) par habitant.

mois auprès des ménages. La production de déchets issus de l'inondation des logements représenterait ainsi l'équivalent de 8 à 12 mois de collecte de déchets ménagers.

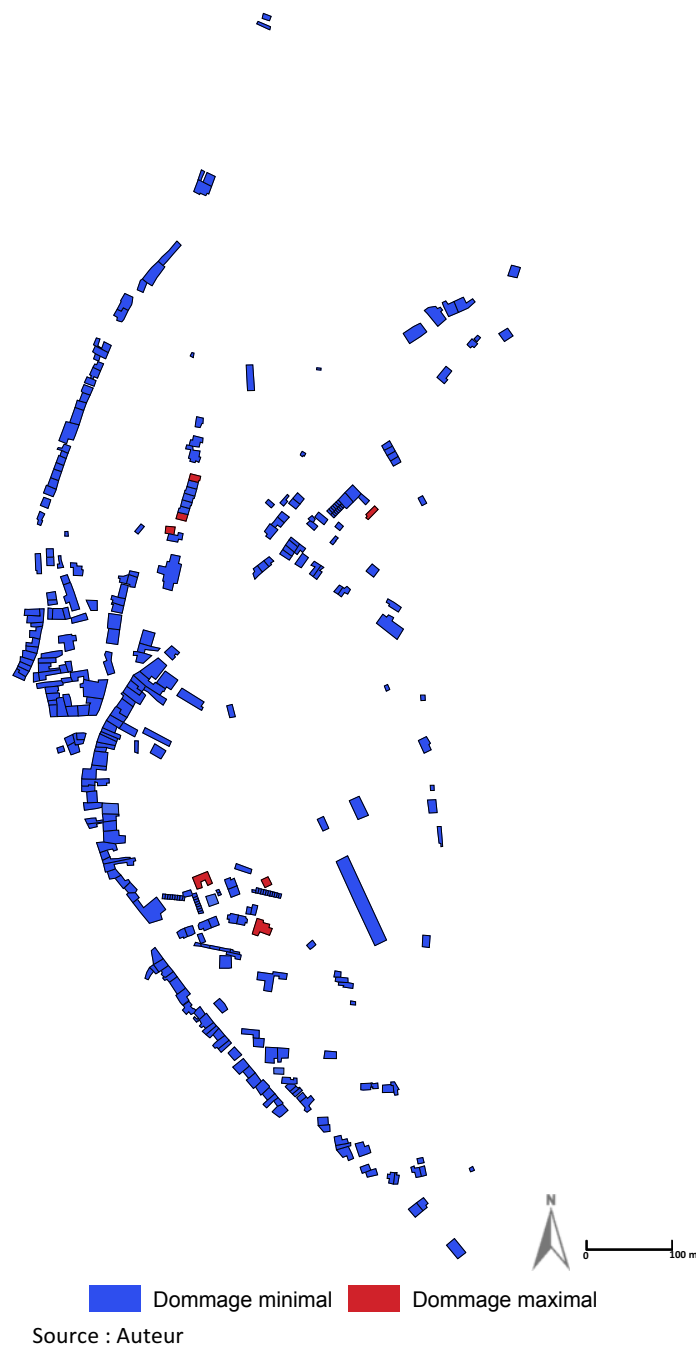


Figure 57 Répartition des logements prioritaires pour l'organisation des secours (avec le taux de létalité recommandé) en cas d'absence de système d'alerte lors d'une Q_{Ref}

Le Tableau 27 synthétise les dommages potentiels des différents scénarios de crue étudiés. Les DMA (coûts des dommages directs aux logements et déchets), calculés par SMC à partir des données de ce tableau, sont représentés respectivement par les Figure 58 et Figure 59. En fonction de la courbe de dommages utilisée dans le cadre d'une évaluation déterministe, les coûts moyens annualisés varie de 65 000 €/an à 179 000 €/an. Cela signifie que, en moyenne, chaque année Dieulouard devrait s'attendre à des coûts qui représentent 2,76 % à

7,6 % de ses dépenses annuelles de fonctionnement de 2012 (Finestia, 2015)¹⁵⁵. De même elle aurait à faire face à une quantité supplémentaire de déchets secs de 63 t à 89 t (soit environ un mois de collecte en plus).

Tableau 27 Synthèse des dommages potentiels dus aux différents scénarios de crue étudiés (évaluation déterministe)

		Taux d'endom. (%)	Coûts (k€)	Décès * (#)	Déchets (t)
Q ₂₄	Min	1,34	485	0,04	455
	Moy	10,98	951	0,13	535
	Max	24,43	1 289	0,32	644
Q ₃₀	Min	1,36	514	0,05	509
	Moy	10,69	1 023	0,20	605
	Max	24,03	1 390	0,48	728
Q ₅₀	Min	1,33	603	0,06	633
	Moy	11,15	1 226	0,26	748
	Max	23,42	1 680	0,66	899
Q ₁₀₀	Min	1,43	809	0,06	761
	Moy	12,03	1 675	0,27	903
	Max	24,63	2 327	0,67	1 085
Q _{Ref}	Min	1,64	928	0,07	786
	Moy	13,07	1 927	0,28	932
	Max	26,22	2 685	0,69	1 116
Q ₁₀₀₀	Min	2,32	1 498	0,12	1 034
	Moy	16,01	2 989	0,46	1 218
	Max	31,78	4 114	1,11	1 441
DMA	Min	0,16	65	0	63
	Moy	1,26	131	0,02	74
	Max	2,74	179	0,13	89

* Les dommages obtenus sont arrondis à l'unité supérieure dans l'analyse des résultats.

Moy = moyenne des dommages estimés à partir des différents modèles. Source : auteur

¹⁵⁵ Finestia réalise des analyses financières des collectivités. Les informations concernant Dieulouard sont disponibles à l'URL : <http://www.fiscalite-locale.com/index.php?id=54157> (dernier accès : 22 juin 2014)

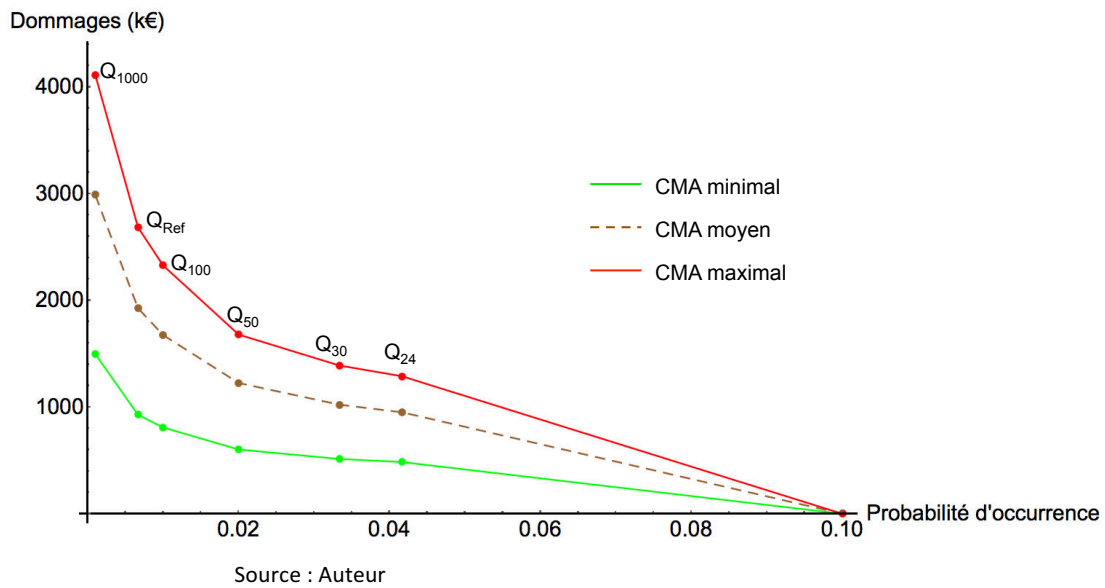


Figure 58 Coûts moyens annualisés

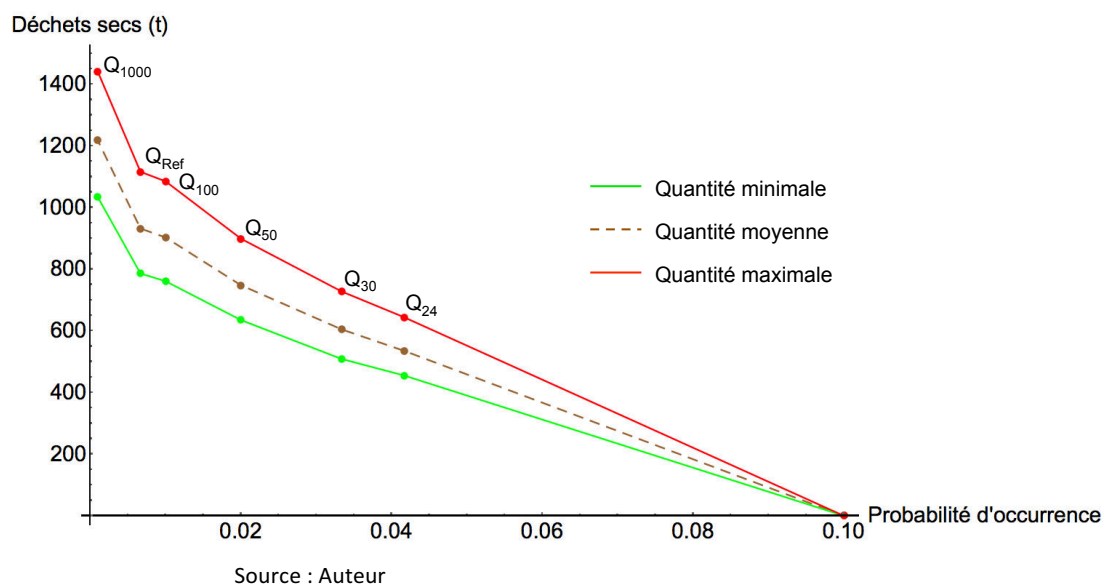


Figure 59 Quantités moyennes annualisées de déchets

La variabilité observée dans les dommages d'un même scénario (voir Tableau 27) illustre la question pertinente du choix de la fonction de dommages la plus adéquate et argumente la nécessité d'un recours simultané à plusieurs courbes de vulnérabilité. L'évaluation aléatoire, via les simulations Monte Carlo, se base sur un certain nombre de tirages pour déterminer les différentes valeurs de dommages possibles pouvant être obtenues. Un des problèmes techniques des simulations Monte Carlo est la question du nombre de tirages nécessaires pour atteindre une certaine précision (Pernot, 2013) ; la précision des résultats étant conditionnée par le nombre de tirages. En effet, un échantillon de N tirages donne un taux d'erreur de prévision sur l'écart-type inférieur à $1/\sqrt{N}$ (Driot et Bachelet, 2007) : plus le nombre d'itérations est élevé, plus l'écart-type est censé s'approcher de sa valeur théorique.

Le coefficient de variation (COV) des résultats a été calculé pour chacune des estimations probabilistes afin de déterminer la variabilité imputable à l'ensemble des incertitudes considérées (altitude du terrain naturel, côte de la crue, hauteur des marches et choix de la fonction de dommages). Pour rappel, le COV rend compte de la distribution des incertitudes sur les résultats : plus sa valeur est faible, plus le niveau d'incertitude sur les résultats de l'estimation est faible.

Les résultats du calcul des COV (voir Tableau 28) montrent que l'influence des incertitudes varie d'un type de dommages à un autre mais ne varie quasiment pas d'un scénario de crue à un autre. Les valeurs les plus élevées portent sur l'estimation du taux d'endommagement tandis que les COV les plus faibles sont observés sur l'estimation des déchets. Ces résultats impliquent que la prise en compte des incertitudes engendre une dispersion très importante des taux d'endommagement prédits. L'estimation des dommages structurels est la plus incertaine de toutes compte tenu d'une plus variabilité des courbes d'endommagement considérées dans la construction du simulateur. Par ailleurs, en se référant aux valeurs de COV recommandées par l'Institut de la Statistique du Québec pour apprécier le niveau de précision d'une estimation (voir Tableau 15), on peut constater que le niveau de précision des dommages moyens annualisés (DMA¹⁵⁶) générés par le simulateur varie de « très bon » (8 % pour les déchets) à « passable » (21 % pour le taux d'endommagement).

Tableau 28 Coefficient de variation des résultats des dommages des différents scénarios de crue étudiés pour une évaluation probabiliste basée sur 1 000 itérations (%)

	Taux d'endom.	Coûts	Décès	Déchets
Q₂₄	52	31	27	17
Q₃₀	49	31	29	16
Q₅₀	48	30	26	16
Q₁₀₀	47	31	23	15
Q_{Ref}	49	30	25	15
Q₁₀₀₀	45	29	21	15
DMA	21	14	13	8

Source : Auteur

Une comparaison du contenu des Tableau 27 et Tableau 29 montre une différence entre les résultats en fonction de l'approche de calcul adoptée (déterministe ou aléatoire). En se référant aux dommages de la Q_{Ref}, on note que la moyenne des résultats aléatoires est supérieure (variation allant de 11,27 % à 76,21 %) à celle des résultats déterministes. On devrait normalement s'attendre à ce que les moyennes soient identiques mais cette variation pourrait s'expliquer par le fait que généralement les courbes de dommages ont

¹⁵⁶ Les DMA constituent un des principaux outils de comparaison des projets de gestion des inondations dans la conduite des ACB.

une pente importante jusqu'à une certaine hauteur d'eau puis se stabilisent ce qui entraîne une plus grande variation des dommages d'un logement lorsque la hauteur d'eau varie dans un intervalle couvrant de faibles hauteurs d'eau. De plus, il faut noter une distribution plus large des résultats aléatoires (par exemple : des coûts variant entre [1 116 k€ ; 3 369 k€] contre [928 k€ ; 2 685 k€]). Lors de la prise de décision de gestion, une estimation aléatoire des dommages permet de déterminer toutes les valeurs possibles des dommages et donc d'éviter d'ignorer des valeurs qui pourraient s'avérer importantes dans les analyses.

Tableau 29 *Distribution des dommages de la Q_{Ref} en fonction de la taille des tirages des simulations Monte Carlo*

	100 tirages	500 tirages	1 000 tirages
Taux d'endommagement (%)	[2,02 % ; 30,15 %] $\mu = 15,86 \%$ $\sigma = 6,84 \%$	[1,97 % ; 30,47 %] $\mu = 14,94 \%$ $\sigma = 7,23 \%$	[1,97 % ; 30,51 %] $\mu = 14,63 \%$ $\sigma = 7,04 \%$
Coûts (k€)	[1 134 ; 3 311] $\mu = 2 328$ $\sigma = 731$	[1 115 ; 3 390] $\mu = 2 345$ $\sigma = 719$	[1 116 ; 3 369] $\mu = 2 394$ $\sigma = 707$
Décès (#)	[2,59 ; 4,89] $\mu = 3,65$ $\sigma = 0,67$	[2,57 ; 4,98] $\mu = 3,62$ $\sigma = 0,68$	[2,46 ; 4,91] $\mu = 3,63$ $\sigma = 0,68$
Déchets (t)	[856 ; 1 292] $\mu = 1 061$ $\sigma = 163$	[841 ; 1 290] $\mu = 1 039$ $\sigma = 158$	[848 ; 1 284] $\mu = 1 037$ $\sigma = 158$

Source : Auteur

La comparaison des cartes de la Figure 60 fait ressortir un autre avantage de l'évaluation probabiliste. Elle aide à vérifier la robustesse des résultats à l'échelle du bâti. Pour les bâtiments ayant des résultats faiblement variables sur les 1 000 tirages, les dommages obtenus sont considérés robustes. Pour ceux dont les résultats s'étalent sur des intervalles de valeurs plus larges, la robustesse des dommages obtenus est faible et les conclusions issues de ces résultats méritent d'être nuancées.

Un des résultats intéressants de l'évaluation probabiliste consiste à générer des cartographies des DMA par logement (voir Figure 62 pour les coûts moyens annualisés). Sur cette figure, il est intéressant de remarquer qu'en moyenne la plupart des logements impactés font face à des coûts moyens annualisés inférieurs ou égaux à 2 500 €/an. Tandis que pour un bon nombre d'entre eux, les coûts moyens annualisés dépassent les 2 500 €/an en situation de scénario pessimiste (valeur maximale des coûts moyens annualisés). Ces cartes pourraient aider les élus à renseigner les citoyens sur les dommages auxquels ils sont potentiellement exposés chaque année dans leur logement. Elles sont donc un outil d'information et de sensibilisation des citoyens (amélioration de la perception du risque).

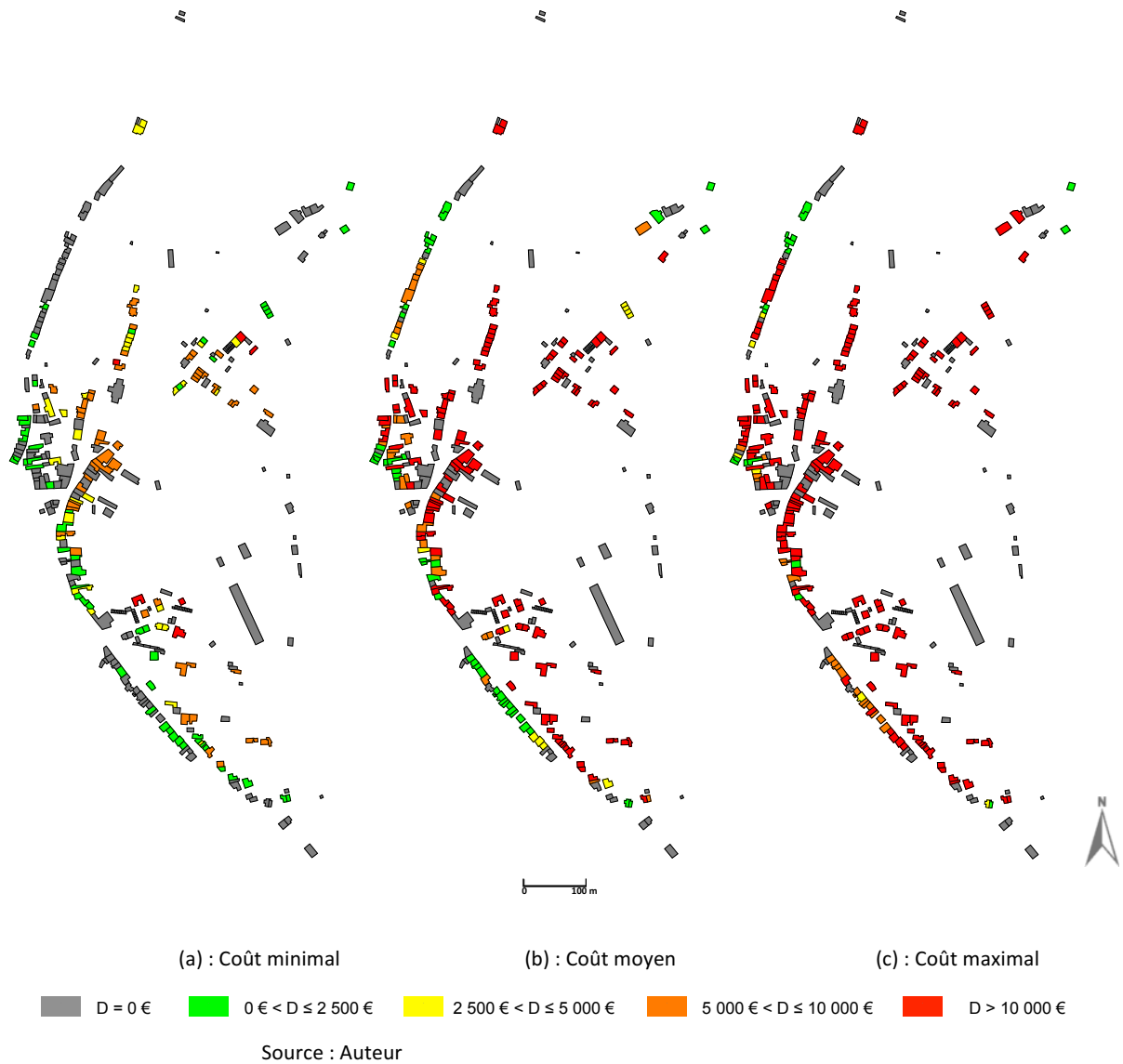
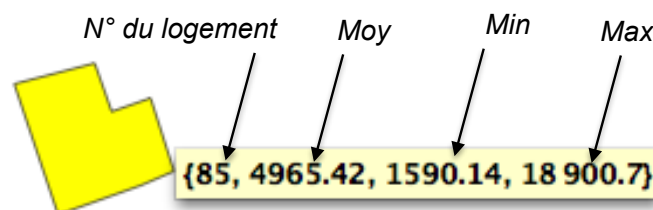


Figure 60 Cartographie comparative du coût minimal, moyen et maximal par bâti (Q_{Ref})

Les cartes générées étant interactives, il est possible d'y visualiser directement l'intervalle de valeurs des dommages pour chacun des bâtiments comme le montre la Figure 61. Pour le cas par exemple le bâti n° 85, le dommage moyen d'une Q_{Ref} issu d'une évaluation aléatoire est de 4 965,42 € pour un intervalle de valeurs possibles de [1 590,14 € ; 18 900,7 €].



Source : Auteur

Figure 61 Exemple de l'affichage des intervalles de valeurs des dommages sur les cartes générées par le simulateur

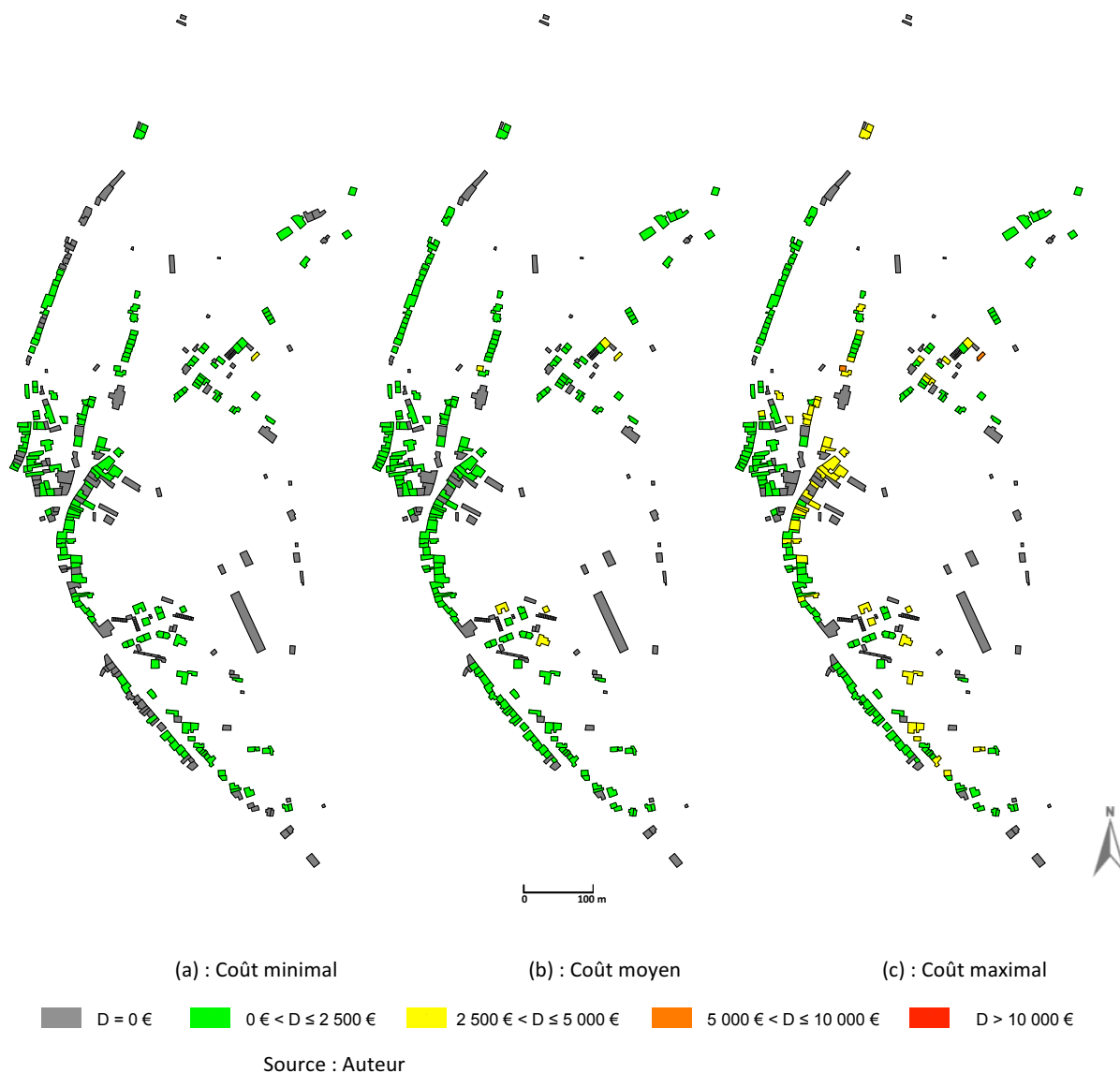


Figure 62 Cartographie comparative des coûts moyens annuels (minimal, moyen et maximal) par bâti

Il convient de garder à l'esprit que le niveau de précision des dommages incertains au niveau d'un bâtiment est faible car à l'échelle unitaire du bâti, les différentes incertitudes considérées entraînent une grande variabilité des dommages. Cette variabilité est plus réduite à l'échelle du territoire car le grand nombre de bâtiments permet aux erreurs affectant les dommages unitaires de se compenser autour du dommage moyen ; d'où la précision des dommages estimés augmente avec le nombre de logements impactés.

Un test de Khi¹⁵⁷ deux a été réalisé sur les distributions des quatre types de DMA pour vérifier si elles pouvaient être approximées par une loi normale. La Figure 63 présente les différentes distributions de DMA obtenues. D'après les résultats, l'hypothèse H₀ selon

¹⁵⁷ Le test de Khi deux (χ^2) sert à vérifier si une distribution observée s'apparente ou pas à une distribution théorique donnée. On teste alors les hypothèses H₀ (la distribution étudiée suit la loi spécifiée) et H₁ (la distribution étudiée ne suit pas la loi spécifiée). En considérant que l'effectif théorique minimum est de 30, le degré de liberté de la loi du Khi deux est de 29 (soit ddl = n - 1) d'où le χ^2 théorique est de 42,56 pour un degré de liberté de 5 %.

laquelle les valeurs de DMA suivent une distribution normale a été rejetée, avec un risque de 5 % de se tromper, uniquement pour les DMA relatifs à la quantité de déchets post-catastrophes. Les χ^2 calculés sont de 26,82 pour le taux d'endommagement, de 37,57 pour les coûts, de 29,06 pour les victimes et de 88,58 pour la quantité de déchets pour un χ^2 théorique de 42,56. En ce qui concerne les coûts moyens annualisés par exemple, les résultats des SMC correspondent à une distribution normale de moyenne $\mu = 188\ 181$ € et d'écart-type $\sigma = 28\ 017$ €. L'incertitude sur la valeur de ces coûts est alors exprimée par $\pm 2 \sigma$ pour un intervalle de confiance de 95%. Avec une approche probabiliste complète (intégration de toutes les incertitudes identifiées), les coûts moyens annualisés des dommages appartiennent à l'intervalle [132 147 € ; 244 215 €] avec 5% de risque de se tromper ; sachant que la valeur minimale et maximale de ces coûts sont respectivement de 95 618 € et 255 717 €.

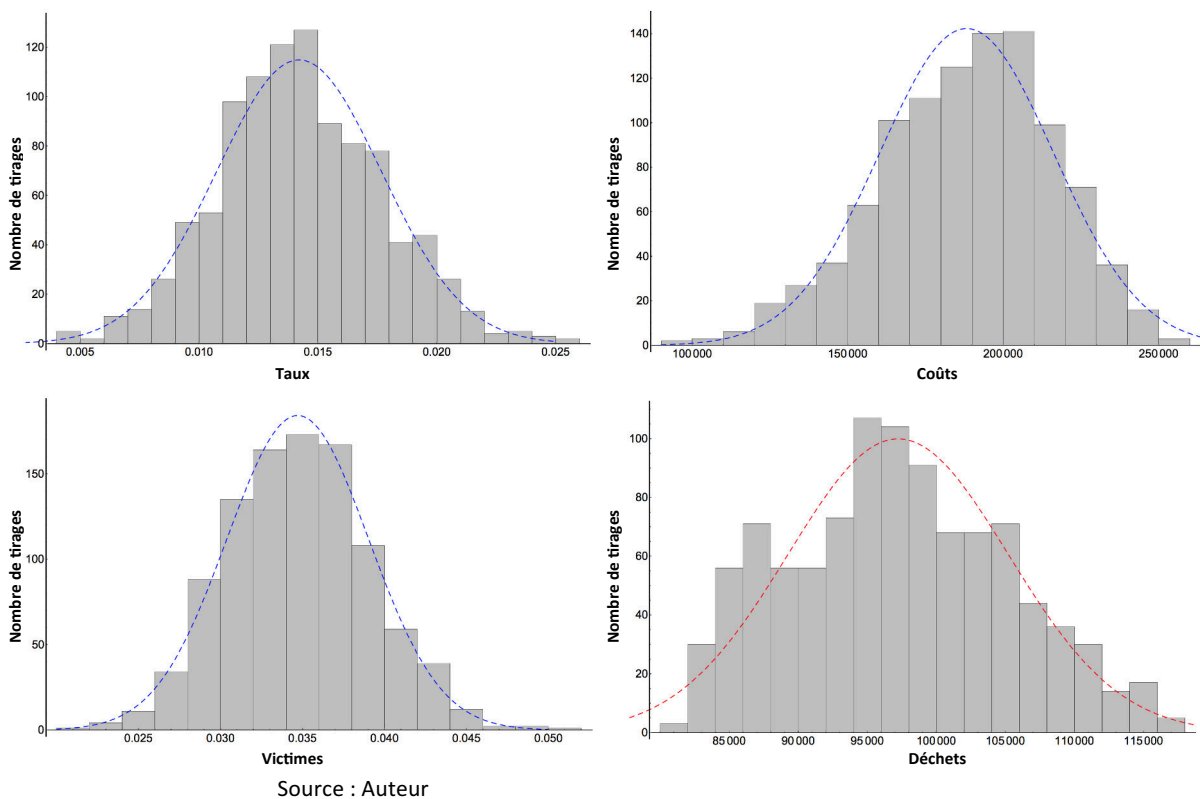


Figure 63 Distributions des différents types de DMA de l'ensemble de la commune estimés par simulations Monte Carlo (1 000 itérations)

La comparaison des DMA (Figure 64) obtenus par les deux méthodes d'estimation montre une variabilité entre les résultats moyens pour les quatre types de dommages étudiés : les DMA aléatoires semblent être supérieurs aux DMA déterministes. Ce qui laisse supposer que dans le cadre de l'estimation des dommages liés aux inondations, dans des conditions identiques à celle de la présente application, les résultats déterministes peuvent ne pas toujours être vérifiés lorsqu'on tient compte des incertitudes.

Cette application a démontré l'opérationnalité du simulateur. Les résultats montrent que la prise en compte des différentes incertitudes entraîne inévitablement une variation des

résultats : l'estimation des dommages potentiels liés aux inondations ne saurait donner une valeur unique et donc précise compte tenu de la variabilité des choix et hypothèses méthodologiques. Or, il est évident qu'une variabilité dans les estimations prédictives des dommages pourrait influencer les décisions qui en découlent. Les décisions issues de ces estimations seraient plus fiables si le processus décisionnel portait sur des intervalles intégrant le plus de valeurs de dommages possibles. Ce simulateur est un outil prototype, donc perfectible, pour la prédiction des plages de valeurs des dommages en tenant compte des incertitudes liées aux données, aux modèles et aux hypothèses. Ceci en fait un outil de fiabilisation des analyses inscrites dans le cadre de la problématique de la gestion des inondations en milieu urbain.

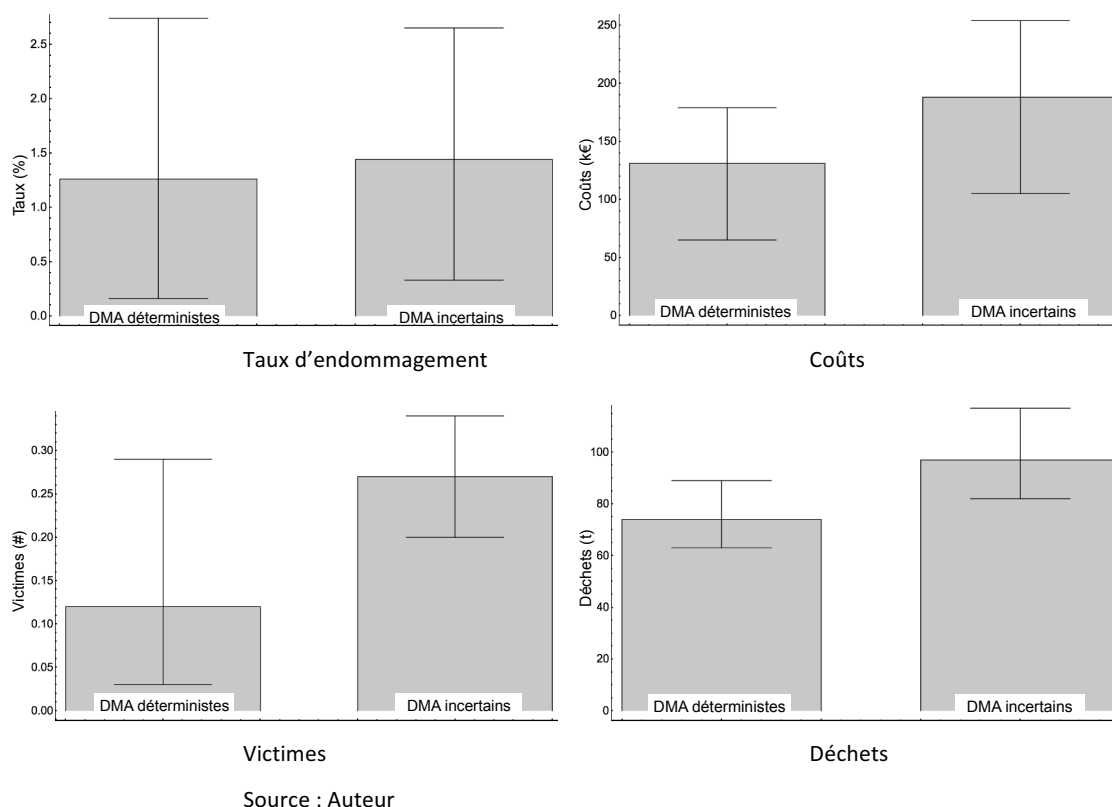


Figure 64 Dommages moyens annualisés en fonction de l'approche d'évaluation (les bornes correspondent aux valeurs maximales obtenues)

Synthèse

La quantification des incertitudes dans les prédictions des dommages est un enjeu majeur pour la gestion durable des risques. Les données nécessaires à la prédiction du niveau de dommages, lorsqu'elles existent, sont peu précises, éparées ou de qualité hétérogène et les hypothèses formulées lors des prédictions ne sont qu'une approximation de la réalité. Il faut pouvoir mesurer les incertitudes associées aux dommages estimés et aux décisions de gestion qui en découlent. Si les travaux sur l'évaluation des dommages sont prolifiques, notamment en termes de construction de fonctions de dommages, la mise en œuvre opérationnelle de la prédiction des dommages se heurte à des difficultés le plus souvent techniques et économiques. Les modélisations des risques et de leurs dommages sont

actuellement relativement onéreuses pour un usage généralisé (Chiroiu, 2004). Or il est essentiel pour les acteurs de la gestion des risques de disposer d'informations sur les différentes vulnérabilités du territoire.

L'outil présenté dans ce chapitre est une tentative de réponse à ce constat. En effet, l'objectif de ce chapitre est double. Il s'agit, d'une part, de montrer la construction d'un simulateur destiné à l'évaluation de différents types de dommages liés aux inondations à micro-échelle et de l'autre, d'y intégrer un mode de calcul aléatoire pour couvrir un maximum de configurations possibles.

Concernant la première partie de l'objectif, le simulateur développé est un outil prototype qui rassemble dans un environnement unique des fonctions de dommages de la littérature pour en faire un outil standard d'évaluation de différents types de dommages liés aux inondations. Cette particularité permet d'optimiser l'évaluation des dommages. Utiliser ce simulateur permet de réduire les ressources nécessaires aux différentes évaluations : plus besoin de passer d'un outil à un autre pour évaluer chaque type de dommages. De plus, une seule et même base de données est nécessaire à l'évaluation de tous les types de dommages. Ce simulateur a été développé dans une logique de standardisation de l'évaluation des dommages, il offre ainsi une grande souplesse d'utilisation. L'utilisateur a accès à l'architecture du simulateur ce qui lui donne la latitude de moduler les fonctions de dommages (valeur maximale, nominale, minimale) qui y sont intégrées pour les adapter aux spécificités de son étude.

Pour la seconde partie de l'objectif, les simulations aléatoires s'appuient sur la quantification et la propagation par simulations de Monte Carlo des différentes incertitudes identifiées. L'enjeu de cette démarche est de déterminer l'influence des incertitudes sur les résultats étant donné que la détermination de la dispersion des résultats est essentielle à leur exploitation rationnelle. Pour ce faire, le simulateur génère une distribution des dommages à partir des intervalles de variation ou de la distribution de probabilité des données incertaines en entrée de l'évaluation. On peut alors déduire de cette distribution et des statistiques associées (moyenne, écart-type, etc.), un intervalle de confiance aux différentes valeurs prédites.

Le simulateur a été testé sur le site pilote d'application du projet INCERDD. La facilité de son utilisation a montré qu'il est suffisamment pratique et opérationnel en son état actuel. L'absence de données réelles sur les dommages antérieurs sur la commune n'a pas permis de confrontation avec les dommages simulés. Néanmoins, la comparaison des dommages issus des deux modes de calcul du simulateur démontre la nécessité de prendre en compte les incertitudes. Pour les quatre types de dommages, les dommages moyens annualisés aléatoires sont supérieurs aux dommages moyens annualisés déterministes : ignorer les incertitudes reviendrait à sous-estimer les dommages. Les incertitudes ont donc une influence sur l'évaluation des dommages et leur prise en compte contribue à améliorer la prise de décision.

Bien que ce soit un outil pratique facilitant l'évaluation déterministe ou aléatoire des dommages, le simulateur n'est pas un outil parfait. Sur le plan méthodologique, le

simulateur est susceptible d'être amélioré sur plusieurs points. Ainsi, il serait souhaitable de procéder à des comparaisons entre résultats estimés et dommages d'évènements réels afin de territorialiser les fonctions utilisées, si nécessaire, et d'améliorer la précision du simulateur. Les fonctions d'estimation du taux d'endommagement et des pertes potentielles en vies humaines ont été établies dans d'autres pays dont les réalités ne sont pas forcément identiques à celles de la France. Elles pourraient ne pas être valables telles qu'elles en France d'où le besoin de les adapter dans la mesure du possible aux spécificités de la France.

Les dommages estimés par le simulateur ne sont pas exhaustifs à l'échelle du territoire : seuls les dommages directs aux logements sont considérés. Sur le plan économique, le simulateur pourrait intégrer l'évaluation des coûts des dommages directs à d'autres catégories d'enjeux urbains (entreprises, établissements publics, réseaux d'assainissement et routiers, etc.) lorsque les courbes de dommages existent. D'autres dommages intangibles (anxiété, etc.) pour lesquels des fonctions existent (travaux de Lekuthai et Vongvisessomjai, 2001 ; Ediriweera, 2007 ; Dassanayake *et al.*, 2010), pourraient également être incorporés au simulateur dans le but d'en faire un outil beaucoup plus pluridisciplinaire.

La quantification des incertitudes relatives à l'évaluation des dommages pourrait être affinée par la prise en compte d'autres paramètres qui n'ont pas été considérés (vitesse d'écoulement, formation d'embâcles, etc.) et des incertitudes sur le choix des modèles hydrologiques et hydrauliques.

Chapitre 5 : Application de la méthodologie globale à la gestion des risques liés aux inondations à Dieulouard

RÉSUMÉ : *Mieux cerner la variabilité des résultats d'une évaluation apporte des précisions sur leur fiabilité et limite les erreurs dans la prise de décisions. Cela permet de juger la possibilité d'aboutir à des décisions robustes c'est-à-dire des décisions invariables quelles que soient les incertitudes considérées. La méthodologie globale élaborée dans le cadre de cette thèse vise à proposer des principes à suivre dans le cadre d'une prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques. A l'issue du travail d'élaboration, la méthodologie a été confrontée au cas d'étude de la gestion des risques liés aux inondations à Dieulouard pour illustrer comment l'intégration des différentes incertitudes peut impacter la prise de décisions. L'étude porte sur l'évaluation de trois stratégies de gestion par rapport au statu quo et analyse la variabilité des performances de durabilité due aux variations des données d'entrée et des choix méthodologiques. L'objet de ce chapitre est de présenter les résultats de cette application à Dieulouard.*

Les résultats de l'étude permettent de mettre en perspective l'influence des incertitudes sur la prise de décisions prouvant ainsi la pertinence d'une prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions et démontrant la faisabilité d'une telle approche. Néanmoins, il faut rappeler qu'il n'a pas été possible de valider les hypothèses sur lesquelles repose cette étude de cas. Cette limite ne remet pas fondamentalement la méthodologie en cause mais soulève la question de la validité des résultats obtenus.

MOTS-CLÉS : *Evaluation de la durabilité, Aide à la décision, Analyse multicritère, AHP, PROMETHEE, Incertitudes, Inondation, Dieulouard*

Introduction

La gestion durable des risques d'origine naturelle vise à réduire les dommages engendrés par ces risques sur un territoire dans l'intérêt des générations présentes et futures. L'atteinte de la durabilité de la gestion desdits risques passe par l'intégration des principes de développement durable aux stratégies de gestion envisagées. L'évaluation de la durabilité des stratégies s'avère de ce fait une composante essentielle du processus de prise de décisions qui permet d'analyser les répercussions techniques, économiques, écologiques, socioculturels et politiques des stratégies sous l'angle de leur contribution à l'atteinte d'une gestion durable. Toutefois, l'évaluation de la durabilité des stratégies, du fait du caractère prédictif des conséquences potentielles, inclut forcément une part d'incertitude inhérente, entre autres, à l'impossibilité de prédire précisément la dynamique d'un système territorial.

Une méthodologie a été pensée dans le but d'appréhender cette part d'incertitude par la détermination du niveau de confiance (représentation mathématique de l'incertitude sur les résultats) à accorder aux différents résultats. Elle se veut un outil d'aide pour favoriser une prise de décisions transparente, en toute conscience des incertitudes, à partir d'une information dont le niveau de crédibilité est connu.

Une première application de la méthodologie a porté sur l'analyse comparative des performances de durabilité de trois stratégies de gestion des inondations sur Dieulouard (Meurthe-et-Moselle) afin de tester la robustesse de ces performances à la prise en compte ou non des incertitudes. Bien que ces stratégies soient réelles, elles servent uniquement à démontrer l'applicabilité de la méthodologie. Le but de cette étude de cas n'est pas tant de recommander une stratégie à la commune puisqu'elle se base sur des hypothèses¹⁵⁸ de faible évolution du contexte mais d'apprécier la sensibilité des performances des stratégies aux incertitudes relatives aux données d'entrée et choix méthodologiques. Cette étude de cas est essentiellement à visée pédagogique. Il ne s'agit pas de proposer, dans les conditions de l'étude, la stratégie durable de gestion mais d'illustrer l'importance d'une démarche de prise en compte des incertitudes dans le processus de prise de décisions. Toute prise de décision définitive pour la gestion durable des inondations à Dieulouard nécessiterait des études complémentaires par des professionnels des disciplines concernées.

Ce chapitre a pour objectif spécifique de restituer et de discuter les résultats de l'étude de cas susmentionnée. Il est structuré en neuf sections. La première section décrit la filière de la gestion des risques liés aux inondations à Dieulouard ainsi que les options de gestion à évaluer. La seconde se concentre sur la présentation des données, quantitatives puis qualitatives, qui ont été mobilisées pour l'étude. La troisième section consiste en une analyse économique des options en prenant essentiellement en compte les incertitudes sur les coûts, les bénéfices et les taux d'actualisation. Les sections 5.4 à 5.6 exposent les

¹⁵⁸ Elles ont été formulées de façon à être les plus cohérentes possibles sur la base du contexte historique de la commune.

résultats de l'évaluation de la durabilité obtenus à chaque niveau du processus d'évaluation (indicateurs, critères, échéance temporelle et durée totale de l'étude). La section 5.7 est consacrée à la comparaison des résultats de l'évaluation de la durabilité avec, respectivement, ceux de l'analyse économique et ceux issus d'autres techniques d'analyse multicritère, en l'occurrence AHP et PROMETHEE. La dernière section fait une discussion d'ensemble des résultats de l'étude de cas et en tire les conclusions. Une synthèse en fin de chapitre permet de faire une analyse générale de la méthodologie d'évaluation de la durabilité en contexte incertain.

5.1 Description de la filière de gestion des risques liés aux inondations et des alternatives de gestion retenues pour l'étude

L'identification des différents acteurs de la gestion des risques ainsi que de leurs besoins et attentes en termes de gestion contribue à la définition des stratégies de gestion les plus pertinentes et à la compréhension du contexte global dans lequel elles s'inscrivent.

5.1.1 Acteurs de la filière « gestion des risques liés aux inondations » à Dieulouard

Le projet INCERDD a conduit une étude afin de mieux connaître la filière de gestion des risques liés aux inondations à Dieulouard. Les résultats (voir Figure 65) ont démontré que la filière de gestion implique *a minima* : les citoyens, les acteurs économiques, la collectivité (élus, conseillers municipaux, services techniques) et les services déconcentrés de l'administration territoriale (notamment la Direction Départementale des Territoires DDT).

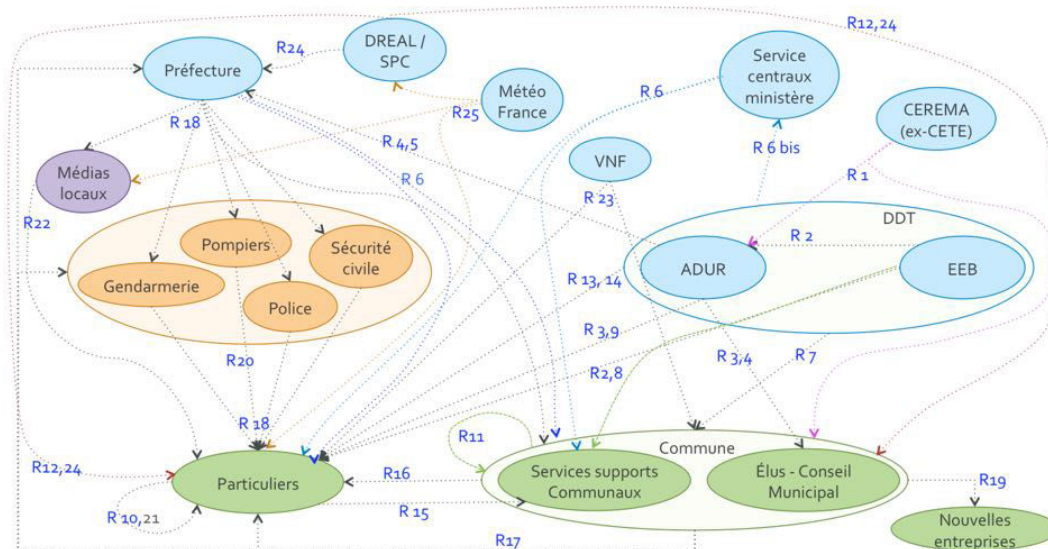


Figure 65 Filière globale de la gestion des risques liés aux inondations pour la commune de Dieulouard (Dupont et al., 2015)

5.1.2 Alternatives de gestion retenues pour l'étude

Les solutions disponibles pour réduire les conséquences néfastes des inondations sur un territoire sont multiples et peuvent être regroupées en deux grandes catégories. Les solutions intervenant directement sur l'aléa sont dites structurelles. Elles consistent à mettre

en place des aménagements hydrauliques pour contenir les cours d'eau dans leur lit, pour éviter le débordement du réseau de collecte des eaux, pour limiter la hauteur, la vitesse et/ou la durée d'une crue, etc. Il s'agit des travaux d'ingénierie hydraulique (barrages, digues, murets anti-crues, canaux de dérivation, bassins de rétention, etc.) ou de contrôle du cycle de l'eau à l'échelle du bassin versant (construction de zones d'expansion de crues, entretien et restauration du lit et des berges des cours d'eau, réduction du ruissellement des eaux de surface par le reboisement, limitation de l'imperméabilisation des sols, etc.).

Les solutions qui se focalisent sur la réduction de la vulnérabilité des enjeux sont dites non-structurelles. Elles visent à renforcer la sécurité des enjeux, à améliorer leur résilience pour une reprise rapide de leur fonctionnement normal, etc. Elles comprennent, entre autres, l'information et la sensibilisation pour améliorer la culture du risque, le renforcement des systèmes de prévision et d'alerte, la maîtrise de l'occupation des sols, la relocalisation des enjeux inondables, les assurances, les prescriptions constructives et l'organisation pour une meilleure gestion des crises post-inondations. Ces deux catégories de mesures ne s'excluent pas mutuellement ; elles sont plutôt complémentaires. La combinaison de mesures structurelles et non structurelles, en fonction des spécificités du territoire, est nécessaire pour une stratégie systémique de gestion.

Pour expérimenter la méthodologie, les options possibles de gestion des inondations à Dieulouard (pour la présentation du site voir § 4.6.1) ont d'abord été identifiées puis quatre d'entre elles ont été retenues pour l'étude. Ces stratégies sont présentées ci-après.

– **Stratégie S1** : maintien du statu quo. Cette option consiste à laisser la politique de gestion actuelle des inondations en l'état en ne mettant en œuvre aucune nouvelle mesure. En cas d'inondation, les biens seront nettoyés ou remplacés grâce aux indemnités des assurances. La stratégie **S1** est considérée la situation de référence de l'évaluation.

– **Stratégie S2** : respect des prescriptions constructives inscrites dans le PPRI pour les futurs bâtiments afin d'en réduire la vulnérabilité (Figure 66) en plus des mesures mises en œuvre dans le cadre de la politique actuelle de gestion. Toute nouvelle construction située à une altitude inférieure à la cote de la Q_{Ref} devrait avoir des mesures individuelles de protection (surélévation des nouveaux logements sur un vide sanitaire inondable ou des pilotis ou sur un remblai strictement limité à l'emprise de la construction et à son accès, constructions avec des dispositifs d'étanchéité adaptés ou des fondations résistantes aux affouillements, etc.). Toutefois les prescriptions constructives n'empêchent pas les habitants de ces nouveaux logements situés en zones inondables d'être impactés par une crue. Ils peuvent subir des désagréments dus aux perturbations des réseaux (d'électricité ou d'eau potable, de communication et d'assainissement), à l'impossibilité de vaquer à leurs occupations en dehors des logements lorsque la crue dure plusieurs jours, etc. Ces nouvelles constructions en zone inondable demeurent vulnérables aux crues exceptionnelles.



(a)

Sources : (a) : CAUE du Loiret



(b)

(b) : <http://www.dessine-moi-une-maison.fr>

Figure 66 Exemple de constructions sur vide sanitaire (a) ou sur pilotis (b)

– **Stratégie S3** : construction d'un ouvrage collectif de protection. Il s'agit d'un endiguement pour contenir le plus possible les débordements de la Moselle au niveau de la partie urbanisée de la commune. L'idée retenue est que la ligne de chemin de fer¹⁵⁹ qui longe la Moselle et fait indirectement office de digue puisse être élargie et rehaussée de sorte qu'elle soit au moins supérieure de 30 cm¹⁶⁰ à la côte de la Q_{Ref} soit un rehaussement moyen d'environ 1,10 m sur une longueur d'environ 2,5 km (Figure 67). Cette digue ne pourra donc pas contenir des crues dont la période de retour dépasse celle de la Q_{Ref} (Q_{1000} par exemple). Sauf en cas de dysfonctionnements¹⁶¹ (essentiellement les ruptures et surverses dont la probabilité annuelle d'occurrence est de l'ordre de 10^{-3} à 10^{-4} selon Royet *et al.*, 2009), cette digue est censée protéger tous les enjeux situés dans les zones potentiellement impactées par la Q_{Ref} . Les travaux de mise en œuvre seront réalisés au cours de l'année t0.

La construction de la digue protégerait également des parcelles de terrains situées entre la route nationale et les voies ferrées. Le principe de non-aggravation des enjeux exposés aux risques liés aux inondations suppose la non-constructibilité des terrains situés derrière les digues sauf exception justifiée en zones urbanisées ou en zones d'intérêt stratégique¹⁶². Partant de ce principe, l'étude de cas s'est basée sur l'hypothèse selon laquelle le développement d'infrastructures de transport dans les environs immédiats de la commune

¹⁵⁹ Cette démarche permettrait de limiter les inconvénients de la construction des digues comme la consommation d'espace, les préjudices paysagers, etc.

¹⁶⁰ Comme le montre la Figure 47 (§ 4.4), l'écart-type de la côte de crue est de l'ordre de 10 cm soit un intervalle de $\mu \pm 20$ cm (pour un niveau de confiance de 95 %), la marge de 30 cm au dessus de la valeur nominale de la Q_{Ref} permettrait d'assurer une certaine sécurité.

¹⁶¹ En cas de survenance de ces dysfonctionnements le risque initial induit par la Q_{Ref} est augmenté (le débit et la vitesse d'une crue par rupture ou surverse de digue sont potentiellement supérieurs à ceux d'une crue par débordement du cours d'eau). De même, le taux de létalité pour une inondation dynamique est plus élevé que celui d'une inondation statique. Pour cette étude l'hypothèse d'une probabilité de surverse de 10^{-3} a été retenue. Ce qui suppose qu'en plus des dommages de la crue exceptionnelle (Q_{1000}), les personnes et biens actuellement en zones inondables en plus de ceux qui s'y installeront suite à des aménagements (projet d'urbanisation de la friche industrielle et possibilité de viabilisation/occupation des terrains situés dans les environs de la gare) ont un risque de 0,1 % de subir chaque année des dommages dus à une Q_{Ref} malgré la digue qui est censée les protéger contre une telle crue.

¹⁶² Dans le cadre de l'orientation générale n° 2 de son Projet d'Aménagement et de Développement Durable (PADD) intitulée « Limiter l'étalement urbain et préserver les espaces agricoles », la commune a identifié l'existence d'un potentiel de développement urbain au sein du tissu existant notamment les espaces situés autour de la gare et le long des voies ferrées. Les futures zones de développement urbain s'implanteront dans ces espaces en vue de densifier et de hiérarchiser la structure urbaine existante de la commune.

impacterait positivement l'attractivité territoriale avec pour conséquence un besoin en logements. Dans cette optique, l'option a été faite de viabiliser ces parcelles situées derrière la digue et d'y construire des logements. Ces logements seraient construits dans le respect des prescriptions constructives du PPRI et dotés de zones de refuge pour la mise en sûreté des habitants en cas de surverse ou de rupture de la digue.

Pour ce faire il a été supposé un investissement progressif pour la viabilisation sur 15 ans afin de mettre les terrains en vente à partir de $t_0 + 16$ ans. Les ventes s'échelonnent uniformément sur une durée de 10 ans : tous les terrains rendus constructibles seraient ainsi vendus à $t_0 + 25$ ans mais ils ne seraient construits qu'après $t_0 + 30$ ans.

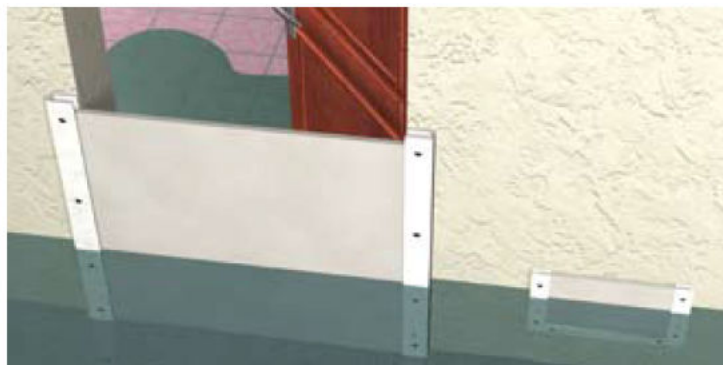


Figure 67 *Tracé de la digue (identique à la voie ferrée)*

– **Stratégie S4** : installation de dispositifs individuels destinés à limiter ou à retarder la pénétration de l'eau dans le bâti existant. Il s'agit, par exemple, de batardeaux pour obturer les ouvertures¹⁶³ (Figure 68), du relèvement des seuils des logements, de clapets anti-retour pour éviter le refoulement de l'eau vers l'intérieur du bâtiment par les canalisations d'évacuation des eaux usées, etc. Les dispositifs de protection temporaire (batardeaux) nécessitent un temps d'alerte suffisant pour leur installation. Selon Thieken (2013), la mise en place de ces dispositifs d'occultation des ouvertures peut entraîner une réduction modérée des dommages aux logements ; soit une diminution moyenne de l'ordre de 30 à

¹⁶³ L'action des barrières d'obturation des ouvertures est limitée à des hauteurs de crue de moins de 1 m et à une durée de submersion de moins de 48 heures. Ils ne sont donc pas pertinents pour des hauteurs supérieures à 1 m ou des durée de submersion dépassant 48 heures.

60 %. Pour cette étude de cas et en ce qui concerne la stratégie **S4**, tous les logements en zone inondable sont supposés être dotés de batardeaux et de clapets anti-retour.



Source : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/Ref-Inond-Fiche01.pdf>

Figure 68 Exemple de dispositifs temporaires d'occultation des portes et bouches d'aération

Le parti pris est de considérer une réduction moyenne de 50 % des dommages économiques initiaux (pour un intervalle de variation de 30 à 60 %), de 30 % du taux d'endommagement moyen des bâtiments impactés ([20 ; 40]) et de 15 % de la quantité de déchets post catastrophes ([0 ; 30]). Les travaux de mise en œuvre seront réalisés au cours de l'année t0.

Outre les opérations spécifiques à la gestion des inondations, les stratégies **S2**, **S3**, et **S4** intègrent des projets de développement de la commune. Il s'agit, entre autres, de la création d'un quartier offrant une mixité fonctionnelle (commerces, logements individuels/collectifs, équipements publics, etc.) et de l'exploitation des disponibilités foncières intéressantes de la commune pour accueillir de nouvelles entreprises (Figure 69).

Dans le cadre de l'orientation générale n° 3 de son Projet d'Aménagement et de Développement Durable (PADD) qui vise le renforcement des pôles de service et d'habitat dans la ville, la commune se propose de développer une nouvelle offre de services publics et privés pour renouveler son attractivité. Pour ce faire, elle se propose de construire un nouveau quartier sur des friches industrielles situées en zone d'aléa mais ayant des dispositions intéressantes pour le développement urbain. La construction des nouveaux bâtiments suivra les prescriptions du PPRI : sur pilotis et compensation du remblai de tout ou partie de la zone inondable. Il a été supposé pour l'étude de cas que les travaux de viabilisation se dérouleront au cours de l'année t0 et que la construction de la centaine de logements se répartira uniformément sur neuf années¹⁶⁴ à compter de t0 + 3 ans avec une occupation¹⁶⁵ effective l'année suivant la construction.

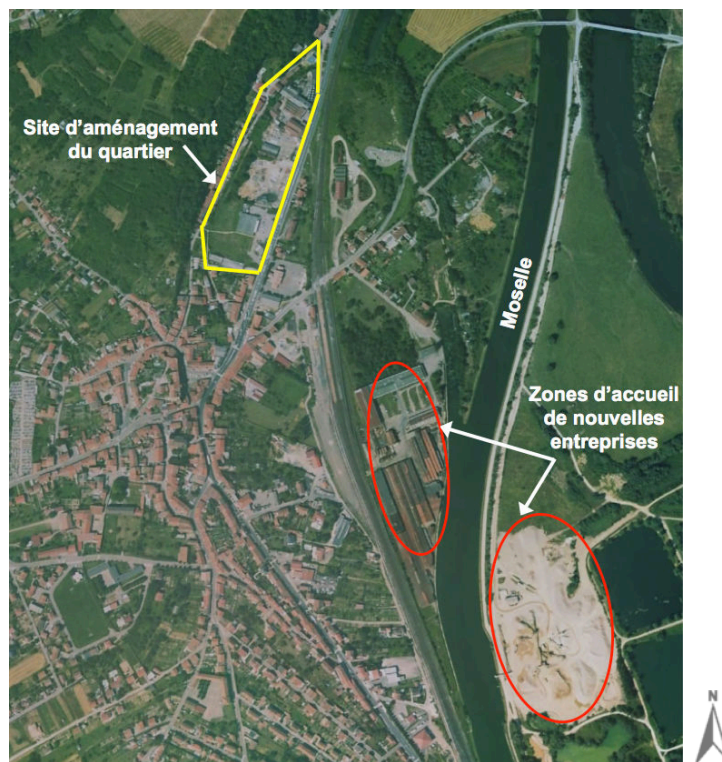
Une des actions de l'orientation générale n° 4 « Favoriser le développement économique » du PADD consiste à accueillir de nouvelles entreprises afin de maintenir les emplois sur la commune. Dans ce contexte, il a été prévu l'installation¹⁶⁶ d'entreprises dont les activités

¹⁶⁴ Conformément à la durée d'aménagement envisagée par la commune (2017/2025).

¹⁶⁵ Dans l'hypothèse d'une vente de ces logements l'année qui suit celle de leur construction, la vente s'échelonne à t0 + 4 ans à t0 + 12 ans.

¹⁶⁶ L'installation est prévue sur des sites à vocation industrielle situés en zone d'aléa.

sont faiblement sensibles aux inondations (recyclage de matériaux inertes ou de matières organiques) ou ayant des dispositifs de mise en sécurité de leurs équipements sensibles (installation au dessus de la cote de la Q_{Ref} , matériaux résistants à une immersion prolongée, etc.) et pouvant être desservies par voie fluviale/ferroviaire.



Source : Adapté de GoogleEarth (2015)

Figure 69 Projets d'aménagement du territoire communal

En résumé, hormis le statu quo (**S1**), les options retenues correspondent à la mise en œuvre des projets d'aménagement en association avec des mesures de réduction de l'aléa (**S3**) ou de la vulnérabilité soit du bâti neuf uniquement (**S2**) ou soit du bâti existant et neuf (**S4**). Les quatre stratégies sont toutes reconnues techniquement réalisables.

5.2 Présentation des données d'entrée de l'évaluation

Les données utilisées dans cette étude ont été collectées de manière à être aussi probantes que possibles. Elles ont été acquises à partir d'une variété de sources telles que les observations directes sur le terrain, les documents administratifs (PPRI, PADD, etc.), les rapports d'étude (atlas des zones inondables de la Moselle, rapport d'étude d'impact, etc.), les avis des acteurs concernés (enquêtes auprès des citoyens, séances de travail avec des élus, etc.), les bases de données officielles, les modèles de calcul (simulateur de dommages), les informations accessibles sur Internet, etc.

La quantification des incertitudes sur ces données s'est appuyée sur de la documentation, sur de la modélisation, sur des traitements statistiques et sur de l'expertise.

5.2.1 Données quantitatives

Dans un premier temps, les paramètres qui participent à la caractérisation de chaque indicateur quantitatif ont été sélectionnés de sorte qu'ils restituent le plus fidèlement possible la problématique de la gestion durable des inondations dans le contexte spécifique de la commune. Pour la présente étude, trente-cinq paramètres ont été jugés potentiellement pertinents. Les paramètres retenus ainsi que leurs valeurs possibles sont récapitulés en annexes (Voir Annexes A6). Les choix ont été réalisés en fonction des informations disponibles tout en ayant à l'esprit la possibilité d'étoffer ultérieurement le jeu de paramètres. En effet, la méthodologie proposée permet d'utiliser autant de paramètres (ou sous-paramètres) désirés¹⁶⁷ pour l'appréciation d'un indicateur donné ; chaque paramètre apportant des informations distinctes.

La seconde phase a consisté à déterminer, à différentes échéances temporelles, la valeur nominale des paramètres et si possible l'intervalle de confiance qui exprime l'incertitude relative à cette valeur nominale en vue de comparer les résultats avec et sans prise en compte des incertitudes sur les données d'entrée (voir § 5.5.2.1). A défaut de disposer de données issues de la prospective territoriale, la valeur nominale et son intervalle de confiance ont été identifiés à t0 puis extrapolés sur la base d'hypothèses¹⁶⁸ et à partir des informations les plus récentes disponibles sur l'évolution des différents paramètres considérés. Ces hypothèses de travail sont décrites en détail en annexes (voir Annexes A5).

Les extrapolations ont été réalisées selon trois scénarios d'évolution¹⁶⁹ : intermédiaire, pessimiste et optimiste. Ces trois scénarios permettent d'obtenir respectivement la valeur nominale, la borne inférieure et la borne supérieure de l'intervalle des valeurs possibles des paramètres ; la valeur nominale n'étant pas nécessairement le milieu de cet intervalle. Les scénarios ont été projetés à des horizons temporels de t0 + 5 ans, t0 + 10 ans et t0 + 30 ans pour chaque paramètre. Le Tableau 30 présente, à titre illustratif, les valeurs obtenues pour les paramètres associés aux indicateurs du critère « *durabilité économique* » à l'échéance t0 + 5 ans. La totalité des données quantitatives mobilisées pour cette étude est portée en annexes (voir Annexes A6).

¹⁶⁷ Toutefois il est souhaitable que ces paramètres ne soient pas pléthoriques afin d'éviter de perdre le fil de l'évaluation.

¹⁶⁸ Pour les besoins de la présente étude des hypothèses ont été formulées afin de générer des données prospectives jusqu'à t0 + 30 ans (la durabilité devant s'appréhender à court, moyen et long termes). Ces hypothèses n'engagent cependant en rien la commune de Dieulouard. Du fait que ces hypothèses sont elles-mêmes soumises à de fortes imprécisions une interprétation prudente des résultats est nécessaire. Des études prospectives devront être menées pour affirmer ou infirmer ces hypothèses.

¹⁶⁹ Le scénario intermédiaire correspond à une trajectoire d'évolution pour laquelle les tendances actuelles se poursuivent. Il n'est pas forcément le scénario le plus probable. Ce scénario reproduit le fonctionnement territorial observé dans le passé et le projette à l'horizon temporel souhaité sans intervention de phénomènes de rupture.

Le scénario pessimiste (« pire des cas ») correspondant à une évolution défavorable par rapport aux tendances actuelles. Le scénario optimiste (« meilleur des cas ») pour une évolution beaucoup plus favorable.

Tableau 30 Données d'entrée quantitatives du critère « Durabilité économique » à l'échelle temporelle t0 + 5 ans

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Coût global cumulé (k€)	-----	[63 ; 240] *	[6986 ; 10428]	[8530 ; 14151]	[7813 ; 11493]
		120 **	7195	8903	8123
Impacts sur la vulnérabilité économique	Dommages moyens annuels cumulés (k€)	[901 ; 2179]	[905 ; 2192]	[20 ; 61]	[360 ; 1526]
		1613	1622	39	807
	Trafic journalier en zone inondable (milliers)	[10,5 ; 14]	[10,5 ; 14]	[3 ; 4]	[10,5 ; 14]
		12	12	3,3	12
	Nombre d'emplois en zone inondable (#)	[85 ; 175]	[115 ; 275]	[60 ; 120]	[115 ; 275]
		130	190	100	190
	Emplois créés (#)	[45 ; 150]	[75 ; 260]	[77 ; 265]	[75 ; 260]
		113	173	176	173
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Taux de chômage (%)	[9,8 ; 10,5]	[8,4 ; 9]	[8,4 ; 9]	[8,4 ; 9]
		10	8,7	8,7	8,7
	Entreprises créées (#)	[30 ; 100]	[32 ; 105]	[32 ; 105]	[32 ; 105]
		75	78	78	78
	Recettes fiscales cumulées (k€)	[6892 ; 8570]	[10648 ; 14843]	[10648 ; 14843]	[10648 ; 14843]
		7479	11471	11471	11471

* [Min Z ; Max Z] = Intervalle de variation du paramètre Z

** Les valeurs en gras correspondent aux données nominales (utilisées pour les évaluations déterministes¹⁷⁰)

Source : Auteur

5.2.2 Données qualitatives

L'état actuel des connaissances limite la capacité à quantifier certains indicateurs dans le contexte de cette application. De ce fait, les indicateurs suivants : « *Acceptabilité sociale* », « *Impacts sur la cohésion sociale/équité* », « *Impacts sur le cadre de vie* » et « *Niveau de concertation publique* »¹⁷¹ sont considérés qualitatifs. La quantification des incertitudes sur leurs valeurs a suivi les modalités de l'approche présentée précédemment pour formaliser les incertitudes sur les données d'entrée qualitatives (voir § 3.6.1.2).

Pour ce faire, des avis sur la capacité de chaque stratégie à être en conflit ou non avec l'état initial des éléments permettant de caractériser les indicateurs susmentionnés ont été recueillis. L'appréhension de ces retombées est exclusivement envisagée sous l'angle de la gestion des inondations sur la commune. Le protocole adopté pour collecter les avis d'experts permettant de définir la distribution de possibilités des indicateurs se décline comme suit : (1) formalisation d'un cadre d'appréciation des retombées, (2) constitution d'un panel d'acteurs ayant chacun son domaine d'expertise ou d'action sur la commune, (3) explication du cadre d'évaluation aux acteurs, (4) collecte des opinions des acteurs et (5) fusion des opinions concernant chaque indicateur en conservant le maximum d'information sur les opinions émises.

¹⁷⁰ Les termes « déterministe », « ponctuelle », « intermédiaire » et « nominale » sont employés de façon générique pour désigner les valeurs utilisées dans une évaluation qui ne tient pas compte des incertitudes sur les données d'entrée.

¹⁷¹ Perçu dans la présente étude par le degré de satisfaction des attentes des quatre grands groupes d'acteurs concernés par la gestion des inondations sur la commune.

Le principe de base d'émission d'un jugement a consisté à imaginer le futur de la commune (dans 5, 10 et 30 ans) en matière de gestion des inondations et de projeter subséquemment les retombées de chaque stratégie. Cet exercice a mis les experts dans une situation où leur mode de raisonnement était d'anticiper les conséquences d'une stratégie avant qu'elle ne soit effectivement réalisée et les a amenés à être attentifs à des questions qu'ils ne se posaient pas nécessairement avant. La collecte des avis s'est faite pendant des séances de travail en collectif où chaque expert donne individuellement son avis par rapport à deux situations possibles : une raréfaction ou une recrudescence des inondations sur la commune. Le panel d'experts était composé de six personnes (cinq élus locaux dont le maire et un représentant de l'ADEVAL¹⁷²) qui ont été invitées à positionner la représentation que chacune se fait des retombées des stratégies sur une échelle de notation continue allant de - 4 à + 4 en réponse aux questions suivantes :

– « *Comment croyez-vous que la population apprécierait la qualité de son cadre de vie suite à la mise en œuvre de la stratégie S_n à $t_0 + 5$ ans, $t_0 + 10$ ans et $t_0 + 30$ ans ?* ». Répondre à cette question revient à imaginer la réponse des citoyens concernant leur satisfaction ou non de l'état qu'aurait leur cadre de vie à ces échéances temporelles avec chacune des stratégies selon que des inondations se produisent ou non de manière récurrente.

– « *Pensez-vous que la population considèrerait que les avantages de la mise en œuvre de la stratégie S_n seraient plus importants que les inconvénients à $t_0 + 5$ ans, $t_0 + 10$ ans et $t_0 + 30$ ans ?* ». Cette question permet de mettre en balance les retombées positives (emplois, logements, aménités, etc.) et négatives (diverses contraintes) de chaque stratégie.

– « *Pensez-vous que la population considèrerait que les efforts que nécessite la mise en œuvre de la stratégie S_n sont équitablement répartis entre les différents groupes sociaux à $t_0 + 5$ ans, $t_0 + 10$ ans et $t_0 + 30$ ans ?* ». Cette question permet de vérifier si, selon les citoyens, le choix d'une stratégie donnée privilégierait une frange de la population au détriment des autres.

– « *En tant que (1) citoyen, (2) acteur économique, (3) élu local ou (4) membre d'un service supra-communal de l'administration territoriale, pensez-vous que la stratégie S_n correspondrait le mieux à vos attentes en matière de gestion des inondations à $t_0 + 5$ ans, $t_0 + 10$ ans et $t_0 + 30$ ans ?* ». Cela revient à recueillir le point de vue de chaque groupe d'acteurs concernés par la gestion des inondations sur le territoire sur sa façon d'appréhender une stratégie donnée¹⁷³ ; l'opinion d'un groupe d'acteurs pouvant différer de celui des autres. Ces points de vue peuvent renseigner sur le niveau de concertation publique, essentielle pour une appropriation (acceptation des contraintes techniques, financières, juridiques, etc.) de la stratégie par chaque groupe d'acteurs, qui aurait prévalu en amont de l'évaluation de la durabilité des stratégies.

¹⁷² L'Agence de Développement du Val de Lorraine est une agence d'urbanisme au service de la stratégie de développement du Pays du Val de Lorraine

¹⁷³ Pour exprimer son avis sur les différentes stratégies, chaque groupe d'acteurs doit être informé sur les caractéristiques ainsi que les conditions de leur réalisation (et surtout les comprendre).

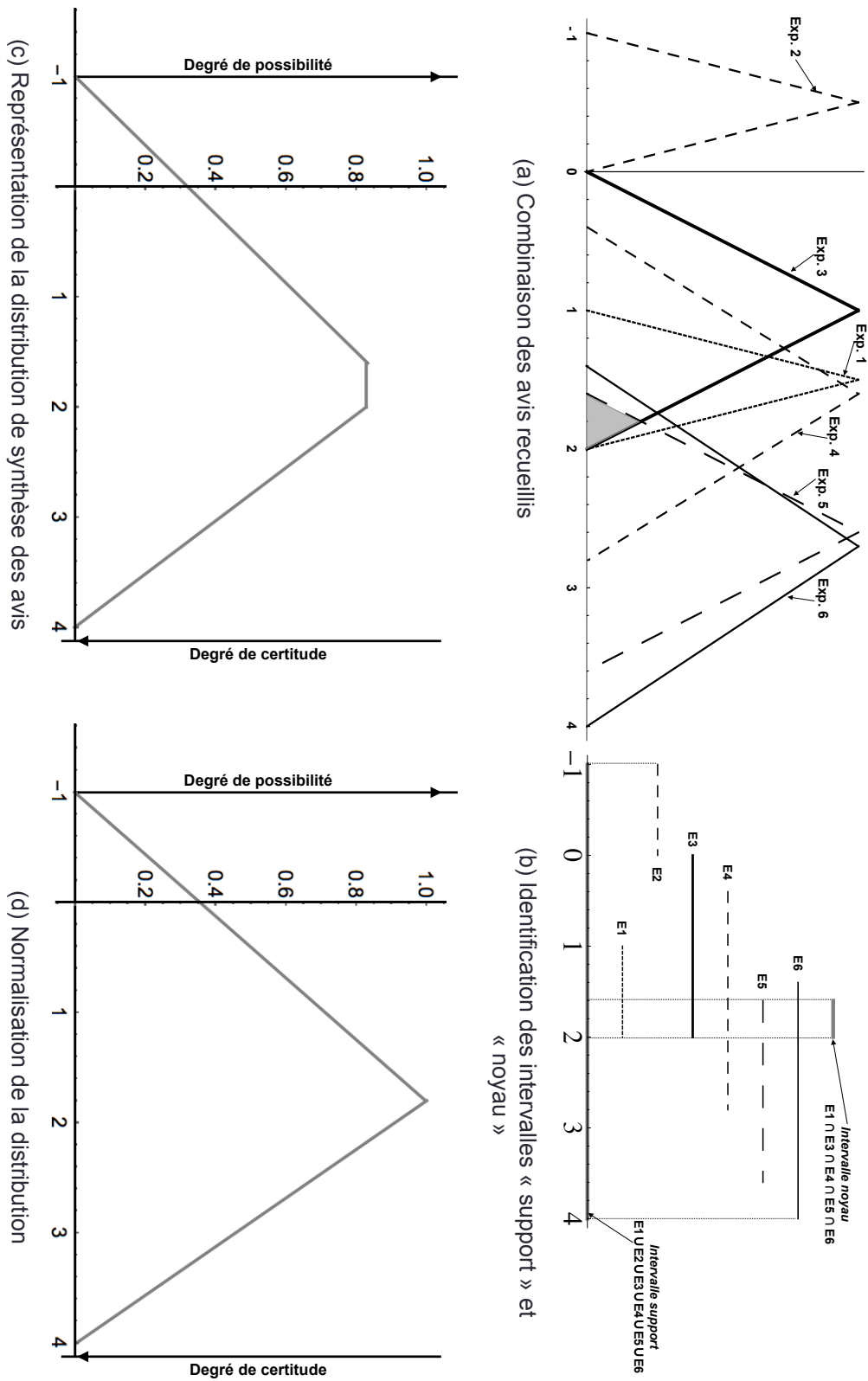
Dans le cadre de cette étude, tous les groupes d'acteurs n'ont malheureusement pas pu participer aux séances de collecte des avis. Seul les élus locaux et l'administration territoriale étaient représentés. Il se pose alors la question de la légitimité des personnes composant le panel d'experts et ceci peut constituer un biais dans l'évaluation de l'indicateur « *Niveau de concertation publique* ». Néanmoins on utilise les résultats de l'évaluation de cet indicateur pour son intérêt méthodologique.

Cette évaluation permet ainsi d'identifier la représentation que les acteurs se font des forces et faiblesses des stratégies en matière de gestion des inondations par rapport aux indicateurs considérés (importance accordée à chaque indicateur). A titre d'exemple, la Figure 70 présente le processus de fusion des estimations individuelles (exprimées comme suit : Exp.1 = [1 ; 2], Exp.2 = [-1 ; 0], Exp.3 = [0 ; 2], Exp.4 = [0,4 ; 2,8], Exp.5 = [1,6 ; 3,6], Exp.6 = [1,4 ; 4]) de S1 pour l'indicateur « *Impacts sur le cadre de vie* ». Dans cet exemple, à l'exception d'Exp.2, tous les experts ont proposé des estimations qui recouvrent une zone de consensus allant de 1,6 à 2 (zone grisée de a). On peut alors considérer que la valeur de l'indicateur se trouve entre -1 et 4 mais appartient plus vraisemblablement à l'intervalle [1,6 ; 2]. Dans cette étude, le choix a été fait de retenir comme valeur nominale d'un indicateur qualitatif, la valeur du point d'intersection entre les deux fonctions affines qui relient les bornes supérieures et inférieures des intervalles « support » et « noyau » obtenus avant la normalisation. Après normalisation, on obtient une distribution de possibilités triangulaire de noyau {1,8} et de support [- 1 ; 4] pour le point de vue général des experts sur ce que serait l'impact sur le cadre de vie de S1 à t0 + 5 ans.

La fusion d'avis d'experts peut contribuer à mettre en évidence d'éventuelles contradictions entre les perceptions des acteurs et à identifier les indicateurs qui font davantage débat que les autres : la fusion d'avis ne donne pas forcément une seule distribution.

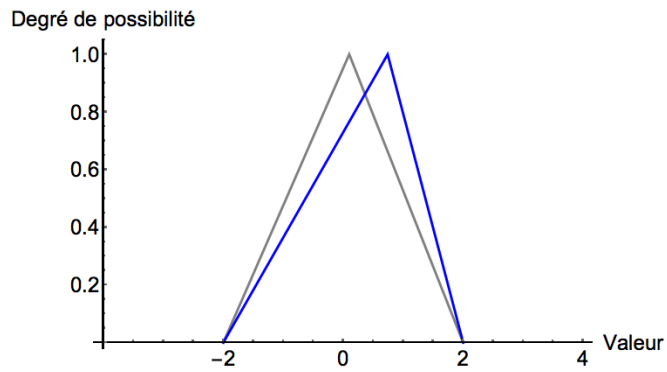
En effet, en cas de divergence importante entre les avis, il est possible d'obtenir plusieurs ensembles d'intersection avec le même nombre d'avis (deux ou trois dans le cas présent) ce qui ne permet pas d'identifier un unique intervalle « noyau » avec le maximum d'avis mais plusieurs intervalles « noyaux » avec un nombre identique d'avis consensuels. On obtient alors des distributions avec des intervalles « noyaux » distincts alors que les intervalles « supports » sont identiques (Figure 71) voire des distributions ayant aussi bien les intervalles « support » que les intervalles « noyaux » distincts (Figure 72). Dans cette application, le choix a été fait de considérer chacune des distributions contradictoires obtenues plutôt que de les unir en une seule distribution ; l'idée étant d'étudier l'impact du désaccord entre les experts sur les indices de performance des critères (voir § 5.5.2.2).

La Figure 73 présente, à titre illustratif, les valeurs nominales (pointillés bleus) et les distributions de possibilités obtenues par expertise pour l'indicateur « *Acceptabilité sociale* » à l'horizon temporel de t0 + 5 ans (voir Annexes A7 pour l'ensemble des distributions de possibilités construites à partir de la fusion des avis).



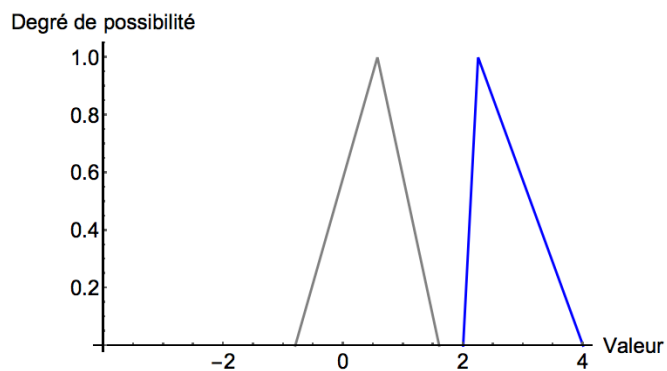
Source : Auteur

Figure 70 Illustration du processus d'évaluation de l'indicateur « Impacts sur le cadre de vie » de S1 à t0 + 5 ans



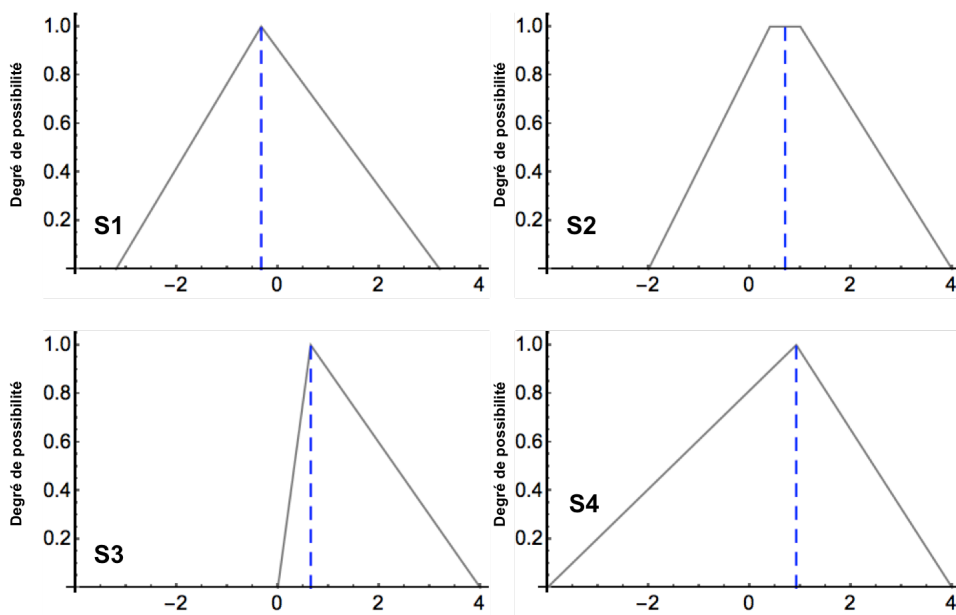
Source : Auteur

Figure 71 Distributions de possibilités de l'indicateur « Cohésion sociale » de S4 à $t_0 + 5$ ans



Source : Auteur

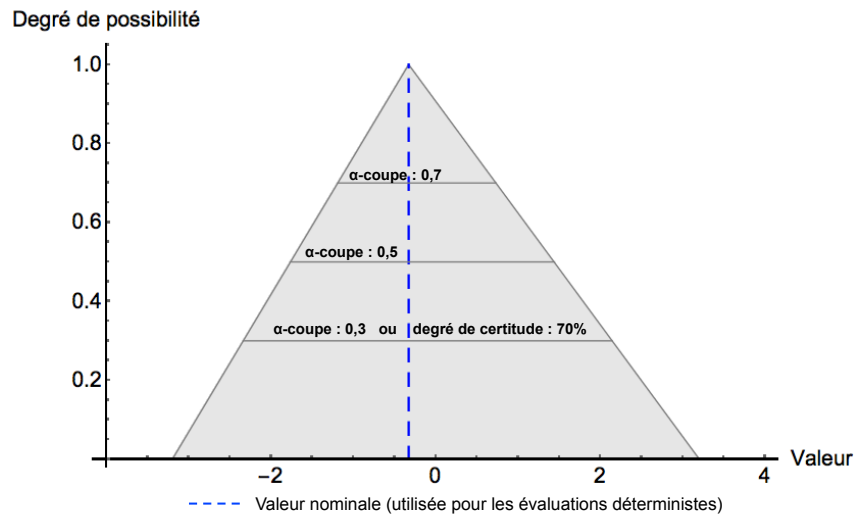
Figure 72 Distributions de possibilités de l'indicateur « Impacts sur le cadre de vie » de S2 à $t_0 + 10$ ans



Source : Auteur

Figure 73 Distribution de possibilités de l'indicateur « Acceptabilité sociale » des quatre stratégies à $t_0 + 5$ ans

Comme l'illustre la Figure 74, des α -coupes sont ensuite réalisées dans les distributions de possibilités pour déterminer l'intervalle de confiance de la valeur de l'indicateur associé à chacun des degrés de certitude¹⁷⁴ (DC) retenus pour cette étude.



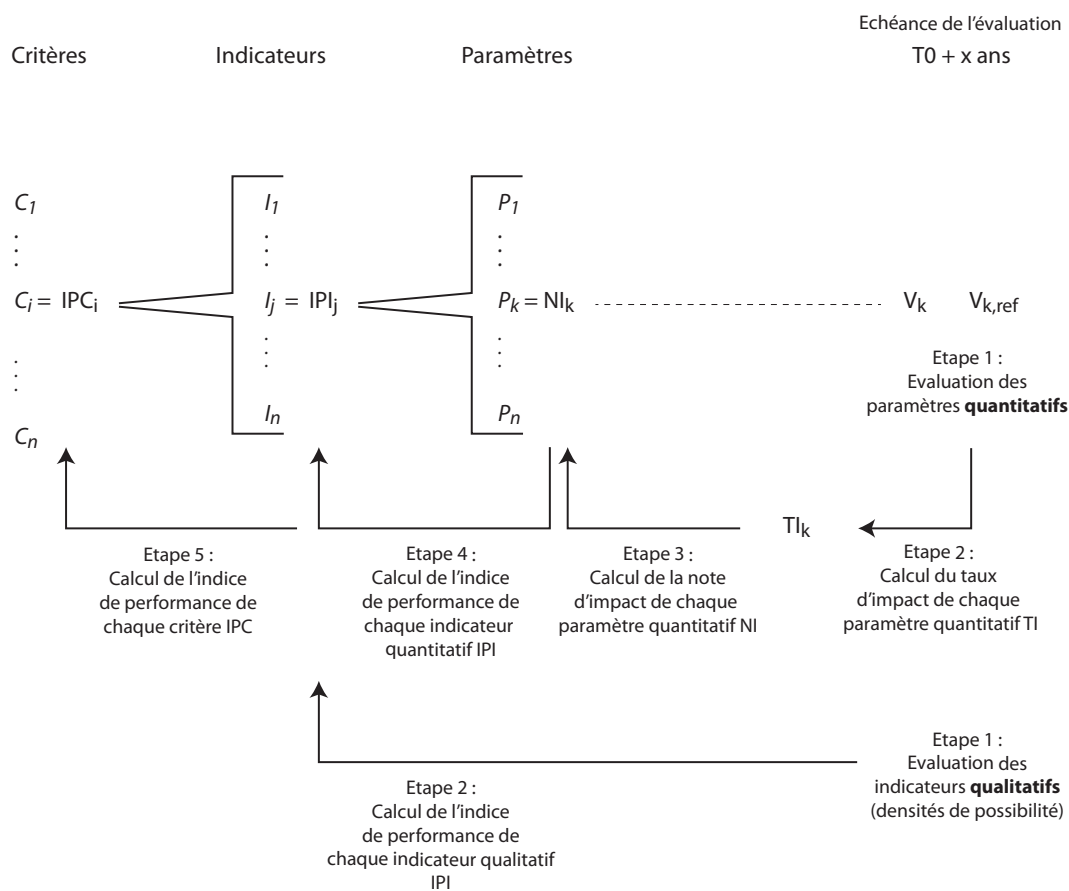
Source : Auteur

Figure 74 Illustration des α -coupes (ou sous-ensembles de niveaux 0,7 - 0,5 et 0,3) de la distribution de possibilités de l'indicateur « Acceptabilité sociale » de S1 à t0 + 5 ans

Cette étude est donc réalisée à partir de valeurs extrapolées (données quantitatives) ou issues d'expertise (données qualitatives). La propagation des incertitudes sur ces données s'est faite en suivant le parcours évaluatif rappelé par la Figure 75. Il faut préciser que chaque critère de durabilité est évalué par son indice de performance, résultat de l'agrégation des indices de performance de ses indicateurs. Ces derniers sont eux même fonction des notes d'impact des paramètres qui leurs sont associés (indicateurs quantitatifs) ou de la variation de leurs distributions de possibilités relativement à celles de la situation de référence (indicateurs qualitatifs). L'ensemble des résultats intermédiaires et définitifs de l'évaluation est fourni en annexes (Voir Annexes A8 à A12).

Afin de confronter les résultats d'une évaluation de la durabilité des décisions à ceux d'une évaluation purement économique (voir § 5.7), cette étude s'est intéressée à vérifier la viabilité économique des alternatives au statu quo en comparant leurs coûts à leurs bénéfices. La sous-section suivante fait une analyse préliminaire de la viabilité économique des stratégies pour identifier la plus rentable d'entre elles économiquement au vu des données et hypothèses de travail de la présente étude.

¹⁷⁴ Pendant du niveau ou degré de confiance



Source : Auteur

Figure 75 Processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle

5.3 Evaluation économique des stratégies en contexte incertain : Valeur Actualisée Nette, Taux de Rentabilité Interne et Rapport Bénéfices/Coûts

L'objectif de cette section est d'estimer la rentabilité des stratégies en déterminant si, d'un point de vue économique, leurs bénéfices sont plus importants que leurs coûts. Cette analyse monocritère s'appuie sur trois indicateurs économiques classiques. Il s'agit de :

- La Valeur Actualisée Nette (VAN) ou bénéfice actualisé qui représente la différence entre le coût de l'investissement initial et la valeur actuelle de tous les flux monétaires (recettes et dépenses de fonctionnement) dégagés par cet investissement. La VAN à t_0 est la somme des bénéfices nets annuels actualisés à une année donnée pour un taux d'actualisation donné (voir équation [19]). Les différents montants sont actualisés sur la période d'étude ou la durée de vie du projet (**30 ans dans la présente étude**). Une stratégie est acceptable si sa VAN > 0. De plus, la meilleure stratégie est celle dont la VAN est supérieure à celle des autres stratégies.

$$VAN = -C0 + \sum_{i=0}^n \frac{1}{(1+a)^i} * (Bi - Ci) \quad [19]$$

avec :
C0 = investissement initial
a = taux d'actualisation
i = année à laquelle l'actualisation est réalisée
Bi = bénéfices annuels
Ci = dépenses annuels

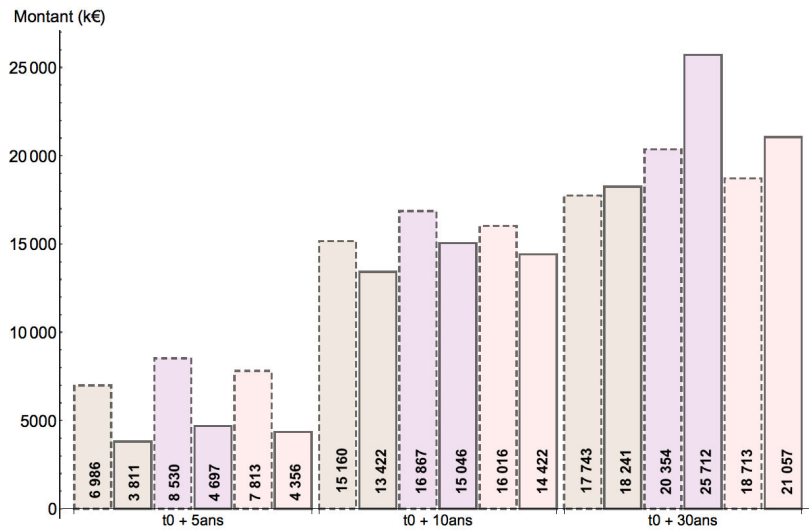
– Le Taux de Rentabilité Interne (TRI) correspond à la valeur du taux d'actualisation qui annule la VAN et permet d'évaluer le rendement d'un projet sans se référer à un taux d'actualisation particulier. C'est le taux d'actualisation pour lequel le projet n'a ni perte ni profit. Une stratégie est acceptable si son TRI est supérieur ou égal à un seuil donné (ce seuil équivaut généralement au taux d'actualisation des investissements publics ou au taux d'intérêt appliqué par les fournisseurs de capitaux et les banques). Plus le TRI d'un projet est élevé, plus il est rentable. Pour des projets mutuellement exclusifs, le TRI ne renseigne pas nécessairement sur le meilleur d'entre eux car un projet ayant le TRI le plus élevé n'est pas forcément celui qui a la VAN la plus élevée ni celui qui est le meilleur projet. Il indique juste s'il faut investir ou pas.

– Le Rapport Bénéfices/Coûts (R) correspond au ratio entre les bénéfices générés par la stratégie sur son coût. Il se calcule en divisant le total du flux actualisé des bénéfices par le total du flux actualisé des coûts. Il renseigne le décideur sur les gains qu'il pourrait escompter de chaque euro dépensé en faveur d'une stratégie donnée : il permet de classer les projets en termes d'efficience. Une stratégie de gestion des risques économiquement efficiente implique que ses bénéfices totaux priment sur ses coûts totaux d'où une stratégie est acceptable si son R est supérieur ou égal à 1.

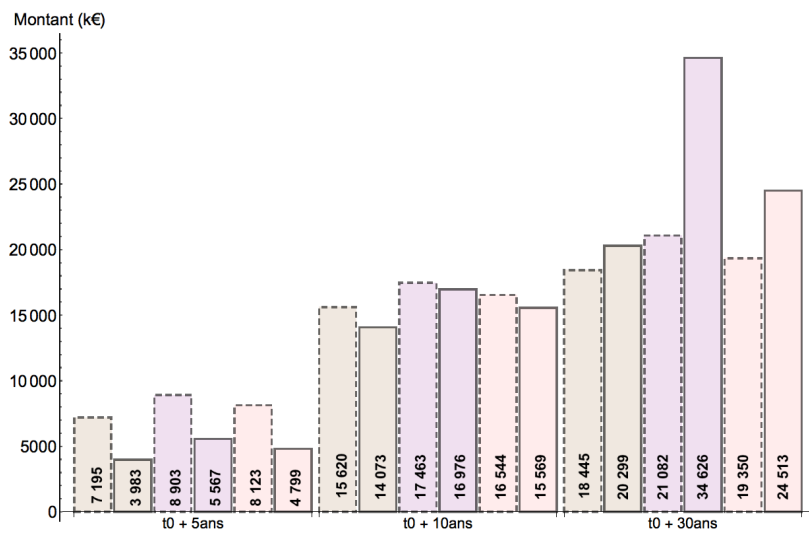
La présente analyse quantifie uniquement les coûts directs ou coûts matériels et les bénéfices directs (correspondant aux coûts des dommages évités plus revenus financiers différentiels) de chaque stratégie. La Figure 76 récapitule les montants considérés.

Compte tenu du débat récurrent sur la valeur du taux d'actualisation à appliquer dans une analyse économique des coûts et bénéfices d'un projet, différents taux ont été utilisés dans le calcul de ces indicateurs : 4 % (valeur recommandée pour l'actualisation des investissements publics¹⁷⁵ dont la durée de vie maximale est de 30 ans), 7 % et 10 % (en considérant ces valeurs comme des taux d'intérêt possibles dans l'hypothèse que la commune empruntera pour la réalisation des projets de développement associés aux mesures purement destinées à la gestion des inondations). Cette démarche permet de réaliser une analyse de sensibilité des résultats et donc de comparer les classements des stratégies en fonction du taux d'actualisation utilisé.

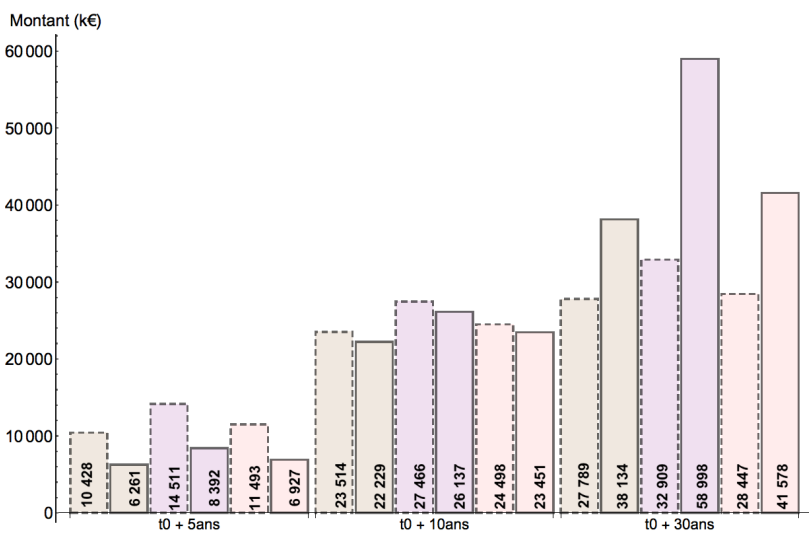
¹⁷⁵ Est considéré comme investissement public, tout investissement réalisé par l'Etat, les collectivités territoriales ou les établissements publics.



(a) Bornes inférieures



(b) Valeurs nominales



(c) Bornes supérieures

S2 S3 S4 Bénéfices Coûts

Source : Auteur

Figure 76 Coûts et bénéfices cumulés (non actualisés) des alternatives au statu quo

Les résultats obtenus pour la VAN permettent de tirer les conclusions suivantes :

– Avec un taux de 4 %, la VAN nominale de S2 est de 7 k€ avec la possibilité d’être comprise entre – 601 k€ et 3 396 k€, celle de S3 vaut 4 759 k€ (pour des valeurs incertaines entre 1 022 k€ et 8 995 k€) contre 1 359 k€ pour S3 (intervalle allant de 34 k€ à 4 375 k€). Les trois stratégies seraient rentables lorsque l’évaluation est basée sur les valeurs nominales. Dans ce cas la stratégie présentant la meilleure VAN est la S3 suivie de S4 puis de S2. Cet ordre de classement est le même en considérant aussi bien les bornes inférieures que supérieures des intervalles de valeurs des variables d’entrée (par contre S2 deviendrait non rentable avec les valeurs inférieures). La prise en compte des incertitudes qui pèsent sur ces variables permet de relativiser les conclusions fondées sur les VAN nominales. En effet, bien que la VAN nominale de S2 indique que cette stratégie semble pertinente d’un point de vue économique, cette stratégie peut en réalité ne pas être rentable compte tenu de ces incertitudes. Il existe environ 15 % de chance que S2 ne soit pas rentable. De plus on constate que le temps de retour sur investissement (délai pour lequel la VAN devient positive) serait de 30 ou 12 ans pour S2 (valeurs intermédiaires ou supérieures), de 21 ou 12 ou 13 ans pour S3 et de 29 ou 13 ou 12 ans pour S4 (avec les valeurs inférieures, intermédiaires et supérieures).

– Lorsqu’un taux d’actualisation de 7 % est appliqué, S2 et S4 ne seraient plus rentables que pour les valeurs supérieures (avec respectivement 53 % et 39 % de chance de non rentabilité pour S2 et S4) alors que S3 le serait pour les valeurs nominales et supérieures (14 % de chance de non rentabilité). Pour un taux de 10 %, seule S3 permettrait de générer un bénéfice global ; ceci à partir de $t_0 + 29$ ans et uniquement pour les valeurs nominales et supérieures (avec environ 90 % de chance de non rentabilité en contexte incertain).

Globalement l’analyse des VAN montre que la rentabilité varie selon le taux d’actualisation et les valeurs utilisées pour le calcul mais l’ordre de classement reste identique : S3 est la plus rentable et S2 la moins rentable.

La comparaison des TRI des stratégies révèle que S3 présente les meilleurs TRI. Ses performances sont de l’ordre de 6 % (valeurs inférieures) et 10 % (valeurs nominales et supérieures). Si le taux d’actualisation considéré est de 4 % (investissements publics entièrement) la commune peut investir dans S3 indépendamment du scénario mais s’il doit y avoir un emprunt avec un taux de 10 % seuls les scénarios intermédiaire et maximaliste seraient intéressants. La stratégie S2 présente un TRI de 2 %, 4 % ou 9 %. Investir en empruntant ne semble pas rentable car aucun des trois scénarios ne génère un TRI supérieur ou égal à 10 %. Par contre, on pourrait mettre en œuvre la stratégie sur des investissements publics pour les scénarios intermédiaire (TRI de 4 %) et maximaliste (TRI de 9 %). Avec des valeurs de TRI de l’ordre de 4 %, 7 % et 9 % pour la S4, seuls les investissements publics seraient rentables pour les trois scénarios. En résumé, il serait avantageux pour la commune, compte tenu des hypothèses et données de cette étude, de mettre en œuvre les différentes stratégies uniquement grâce aux investissements publics. Sauf pour le scénario minimaliste de S2, toutes les stratégies sont rentables indépendamment du scénario considéré.

Le Tableau 31 présente les résultats de l’estimation des R des stratégies à l’horizon de 30 ans. L’analyse de ces résultats permet de déterminer dans quelles conditions celles-ci sont

efficaces. Les trois stratégies sont susceptibles d'engendrer des bénéfices de plus d'un euro par euro investi pour un taux d'actualisation de 4 %. Ces résultats sont toutefois nuancés pour S2 : compte tenu des incertitudes il existerait de l'ordre de 24 % de chance que son R soit inférieur à 1. Dans le scénario minimaliste de S2 pour chaque euro dépensé, seuls 95 centimes d'euro seraient engrangés en contrepartie. Avec un taux de 7 %, on observe la possibilité que les bénéfices escomptés n'atteignent pas un euro quelle que soit la stratégie. Compte tenu des incertitudes, on a environ 63 % (S2), 14 % (S3) et 47 % (S4) de chance d'avoir un R inférieur à l'unité. Lorsque le calcul des R se fait avec un taux de 10 %, seule S3 produirait des bénéfices supérieurs à un euro pour chaque euro dépensé avec environ 80 % de chance que ces bénéfices soient inférieurs à un euro. Dans ce cas, on remarque également que la différence entre les performances des trois stratégies n'est pas très significative. En effet, le R de S3 dépasse celui de S4 de l'ordre de 1 à 5 centimes (contre 8 à 17 centimes pour un taux de 4 %) et celui de S2 de 4 à 6 centimes (contre 13 à 22 centimes) soit une forte similarité entre S2 et S4.

Tableau 31 Rapport bénéfices/coûts des stratégies en fonction du taux d'actualisation

		Taux d'actualisation					
		4 %		7 %		10 %	
Stratégies	Scénarios	R	Rang	R	Rang	R	Rang
S2	Minimum	0,95	3 ^{ème}	0,9	3 ^{ème}	0,84	3 ^{ème}
	Nominal	1	3 ^{ème}	0,93	3 ^{ème}	0,87	3 ^{ème}
	Maximum	1,16	3 ^{ème}	1,06	3 ^{ème}	0,97	3 ^{ème}
S3	Minimum	1,08	1 ^{er}	0,97	1 ^{er}	0,88	1 ^{er}
	Nominal	1,32	1 ^{er}	1,15	1 ^{er}	1,03	1 ^{er}
	Maximum	1,38	1 ^{er}	1,18	1 ^{er}	1,03	1 ^{er}
S4	Minimum	1	2 ^{ème}	0,93	2 ^{ème}	0,87	2 ^{ème}
	Nominal	1,1	2 ^{ème}	1	2 ^{ème}	0,92	2 ^{ème}
	Maximum	1,21	2 ^{ème}	1,08	2 ^{ème}	0,98	2 ^{ème}

Source : Auteur

Lorsque les R sont calculés uniquement avec les coûts correspondant aux mesures de gestion des inondations et les dommages évités (Tableau 32), on constate que pour les trois taux d'actualisation considérés S2 n'est pas une stratégie à adopter car elle aurait tendance à augmenter de quelques centimes les coûts plutôt que de générer des bénéfices. En effet, elle ne diminue pas le niveau de dommages actuel et le fait qu'elle permette l'installation d'habitations et d'entreprises en zone d'aléa augmente le niveau de vulnérabilité à des crues d'intensité supérieure à celle de la Q_{Ref} . Pour les deux autres stratégies, les R sont en général plus élevés lorsqu'on se limite aux bénéfices et coûts engendrés par les actions de gestion des inondations. Jusqu'à un taux d'actualisation de 7 %, il serait plus intéressant pour la commune de mettre en œuvre les actions de gestion des inondations inscrites dans S3 et S4.

Tableau 32 Rapport bénéfices/coûts des stratégies en fonction du taux d'actualisation (limité aux coûts et bénéfices exclusivement liés à la gestion des inondations)

Stratégies	Scénarios	Taux d'actualisation					
		4 %		7 %		10 %	
		R	Rang	R	Rang	R	Rang
S2	Minimum	- 0,07	3 ^{ème}	- 0,07	3 ^{ème}	- 0,07	3 ^{ème}
	Nominal	- 0,08	3 ^{ème}	- 0,08	3 ^{ème}	- 0,08	3 ^{ème}
	Maximum	- 0,06	3 ^{ème}	- 0,06	3 ^{ème}	- 0,06	3 ^{ème}
S3	Minimum	1,37	1 ^{er}	1,11	1 ^{er}	0,92	1 ^{er}
	Nominal	2,15	1 ^{er}	1,73	1 ^{er}	1,43	1 ^{er}
	Maximum	1,33	1 ^{er}	1,06	1 ^{er}	0,87	1 ^{er}
S4	Minimum	1,52	2 ^{ème}	1,2	2 ^{ème}	0,98	2 ^{ème}
	Nominal	1,91	2 ^{ème}	1,51	2 ^{ème}	1,23	2 ^{ème}
	Maximum	1,25	2 ^{ème}	0,99	2 ^{ème}	0,8	2 ^{ème}

Source : Auteur

Ces indicateurs permettent (1) de conclure que globalement les investissements envisagés pour les trois stratégies semblent économiquement rentables pour un taux d'actualisation de 4 % et (2) de déterminer un ordre de classement entre les stratégies : S3 serait la meilleure option suivie de S4 puis de S2. Il est évident que la rentabilité économique joue un rôle important voire contraignant dans la prise de décisions de gestion des risques d'origine naturelle. Aussi après avoir justifié que les stratégies étudiées seraient rentables (à des degrés divers) dans les conditions de cette application, il a été procédé à l'évaluation en contexte incertain de leur durabilité suivant la méthodologie proposée.

La présentation des résultats est structurée suivant l'architecture du processus d'évaluation. Elle aborde successivement les performances par paramètre (si applicable), par indicateur, par critère, par échéance temporelle et sur la durée de l'étude. La section suivante expose les résultats obtenus jusqu'à l'étape des critères. Seuls les résultats à t0 + 5 ans seront détaillés afin de simplifier la lecture de l'intégralité de l'étude ; les résultats à t0 + 10 ans et à t0 + 30 ans seront directement présentés à l'étape de la hiérarchisation par échéance temporelle (la totalité des résultats est consultable en Annexes A8 à A12).

5.4 Résultats au niveau des indicateurs et des critères

Avant d'étudier l'effet potentiel des choix méthodologiques sur la variabilité des résultats de l'évaluation, une étape importante consiste à déterminer l'enveloppe d'incertitude (due à la propagation des incertitudes sur les données d'entrée) associée aux performances en

fonction du niveau de confiance que l'évaluateur souhaiterait accorder aux résultats. Dans cette étude, les niveaux de confiance ou de certitude retenus¹⁷⁶ sont de 50 %, 70 % et 100 %.

Concernant la transposition des taux d'impact en notes d'impact, le choix a été fait de retenir des échelles de normalisation identiques pour tous les paramètres (partant du principe qu'ils ont tous la même importance ou sensibilité). L'attribution des notes d'impact a été faite selon deux échelles bidirectionnelles isométriques de neuf (pas de 25 %) et de vingt et un (pas de 10 %) pas ; soit des notes allant de - 4 à + 4 et de - 10 à + 10. Pour ramener les indicateurs qualitatifs à l'échelle de 21 pas, la synthèse des avis d'experts (initialement collectés avec une échelle de notation de - 4 à + 4) est tout simplement multipliée par 2,5. Les résultats de chacune des deux échelles sont présentés afin d'évaluer l'influence du choix de l'une ou l'autre sur les résultats finaux (voir § 5.5.2.3).

5.4.1 Performances au niveau des indicateurs quantitatifs

Pour déterminer les distributions des performances des indicateurs quantitatifs (voir § 3.6), on estime d'abord les intervalles de confiance des Taux d'Impact qui sont ensuite transformés en intervalles de confiance des Notes d'Impact (NI). Puis on quantifie l'incertitude sur la performance de l'indicateur par une agrégation par moyenne arithmétique pondérée des NI. Ces dernières sont alors utilisées comme données d'entrée de simulations Monte Carlo de 100 000 tirages chacune. La propagation des incertitudes sur les NI permet d'obtenir des distributions de probabilité centrées sur la valeur la plus probable de l'IPI en contexte incertain. Les Tableau 33 et Tableau 34 récapitulent les NI obtenues selon les deux échelles retenues et sur la base des données du Tableau 30. A titre illustratif, les Figure 77 et Figure 78 représentent les distributions de probabilité de la performance de l'indicateur « *Création ou mise en danger d'opportunités économiques* » de S2 en fonction des NI issues des deux échelles.

A partir des résultats du Tableau 34 (cellules grisées), on constate que suite à la normalisation, il est possible d'obtenir des NI déterministes qui n'appartiennent pas forcément à l'intervalle de confiance des NI en contexte incertain bien que les valeurs utilisées pour l'estimation des NI déterministes appartiennent aux intervalles de confiance des données d'entrée. A titre illustratif et sur la base des données du Tableau 30, le TI de S3 en termes « *d'emplois créés* » pour une évaluation déterministe est de l'ordre de 56 % soit une NI de 6. En contexte incertain le TI du scénario minimaliste équivaut à 71 % (NI = 8) et celui du scénario maximaliste équivaut à 77 % (NI = 8). Malgré une différence de 6 % entre les TI des deux scénarios, le fait qu'ils se situent entre 70 % et 79 % donne le singleton {8} pour l'intervalle de confiance des NI lorsqu'on prend en compte les incertitudes sur les données d'entrée contre une NI de 6 dans le cas contraire. Ce constat peut s'expliquer par le fait que la valeur nominale d'un paramètre n'étant pas forcément le milieu de son intervalle de confiance, la différence entre deux valeurs nominales qui occupent des positions excentriques opposées dans leurs intervalles de confiance respectifs peut résulter en une NI

¹⁷⁶ On suppose que (1) le plus faible degré acceptable est de 50 % car il permet d'aboutir à une décision ni douteuse ni assurée, (2) 70 % apparaît comme un niveau intermédiaire (où la prise de décision est plus prudente qu'à 50 %) et 100 % est objectivement le meilleur niveau de raisonnement.

située en dehors de l'intervalle délimité par les différences entre les bornes inférieures et les bornes supérieures des intervalles de valeurs du paramètre.

Tableau 33 Notes d'impact des paramètres relatifs au critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 25 %)

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	-----	{- 4} - 4	{- 4} - 4	{- 4} - 4
Impacts sur la vulnérabilité économique	Coûts moyens annualisés des dommages	{- 1} - 1	{4} 4	[2 ; 3] 2
	Trafic journalier en zone inondable	{0} 0	{3} 3	{0} 0
	Nombre d'emplois en zone inondable	[- 3 ; - 2] - 2	{2} 1	[- 3 ; - 2] - 2
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés	{3} 3	[3 ; 4] 3	{3} 3
	Taux de chômage	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Entreprises créées	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gains économiques annualisés	{3} 3	{3} 3	{3} 3

* [Min NI_Z ; Max NI_Z] = Intervalle de variation de la note d'impact du paramètre Z (en cas de singleton on a {NI_Z})

** Les valeurs en gras correspondent aux données nominales

Source : Auteur

Tableau 34 Notes d'impact des paramètres relatifs au critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	-----	{- 10} - 10	{- 10} - 10	{- 10} - 10
Impacts sur la vulnérabilité économique	Coûts moyens annualisés des dommages	{- 1} - 1	{10} 10	[3 ; 7] 5
	Trafic journalier en zone inondable	{0} 0	{8} 8	{0} 0
	Nombre d'emplois en zone inondable	[- 6 ; - 4] - 5	[3 ; 4] 3	[- 6 ; - 4] - 5
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés	[7 ; 8] 6	{8} 6	[7 ; 8] 6
	Taux de chômage	{2} 2	{2} 2	{2} 2
	Entreprises créées	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gains économiques annualisés	[6 ; 8] 6	[6 ; 8] 6	[6 ; 8] 6

Source : Auteur

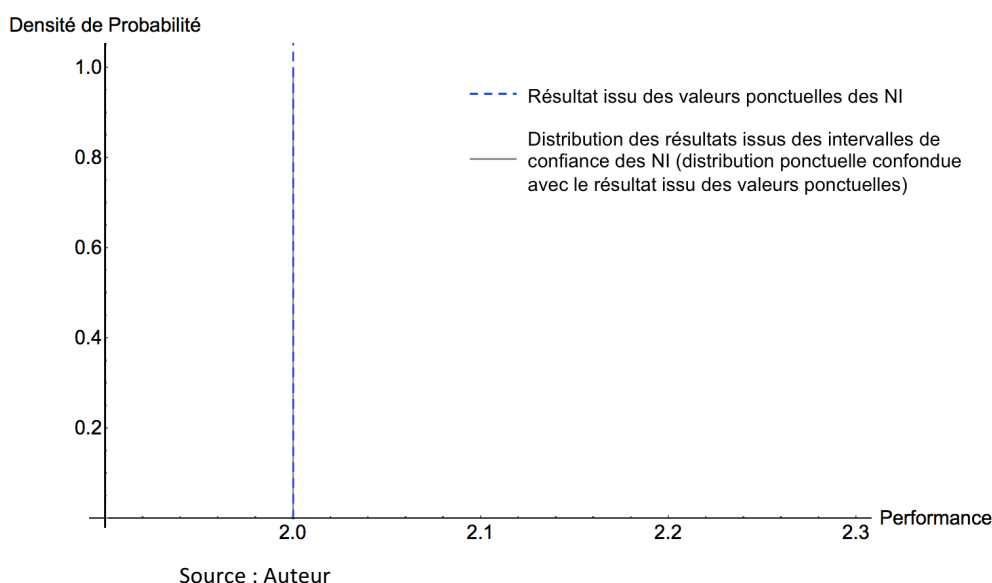


Figure 77 Distribution de probabilité de l'indicateur « Création ou mise en danger d'opportunités économiques » de S2 à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 25 %)

Ce constat se répercute également au niveau des IPI. Sur la Figure 78, par exemple, on remarque que la performance déterministe (en pointillés bleus) de l'indicateur vaut 3,75 alors que la plage de valeurs des performances va de 4 à 4,75 en contexte incertain, pour un niveau de confiance de 100 %.

Les distributions de probabilité obtenues pour les IPI sont de forme ponctuelle (lorsque l'incertitude n'est pas quantifiée, voir Figure 77), triangulaire, trapézoïdale (Figure 78), rectangulaire ou normale (Figure 79). Les intervalles de confiance déduits des distributions des performances des indicateurs relatifs au critère « durabilité économique » sont rapportés dans les Tableau 35 et Tableau 36.

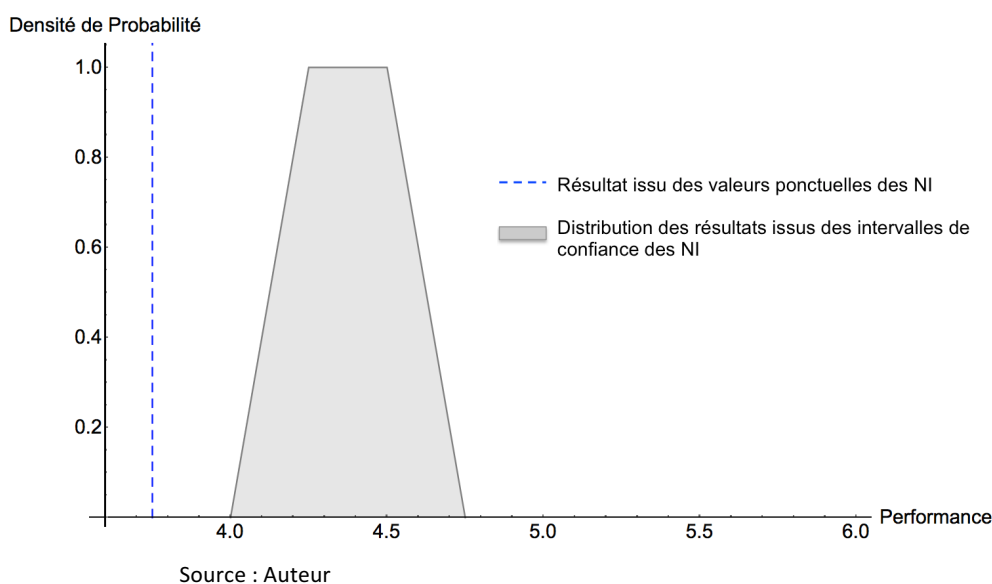


Figure 78 Distribution de probabilité de l'indicateur « Création ou mise en danger d'opportunités économiques » de S2 à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 10 %)

La comparaison des Figure 77 et Figure 78 permet de constater que la distribution des performances d'un indicateur peut varier en fonction de l'échelle de normalisation. En effet, la finesse de l'échelle de vingt et un pas permet d'obtenir une performance comprise, au maximum, entre 4 et 4,75 alors que pour l'échelle de neuf pas la performance ne peut prendre que la valeur de 2. Plus les pas de l'échelle de normalisation sont moins nombreux, plus il y a de la perte d'informations. D'autre part, on constate que ce n'est pas forcément parce que la performance avec l'échelle de neuf pas est égale à 2 que celle obtenue avec l'échelle de vingt et un pas serait de 5 (soit 2 fois 2,5).

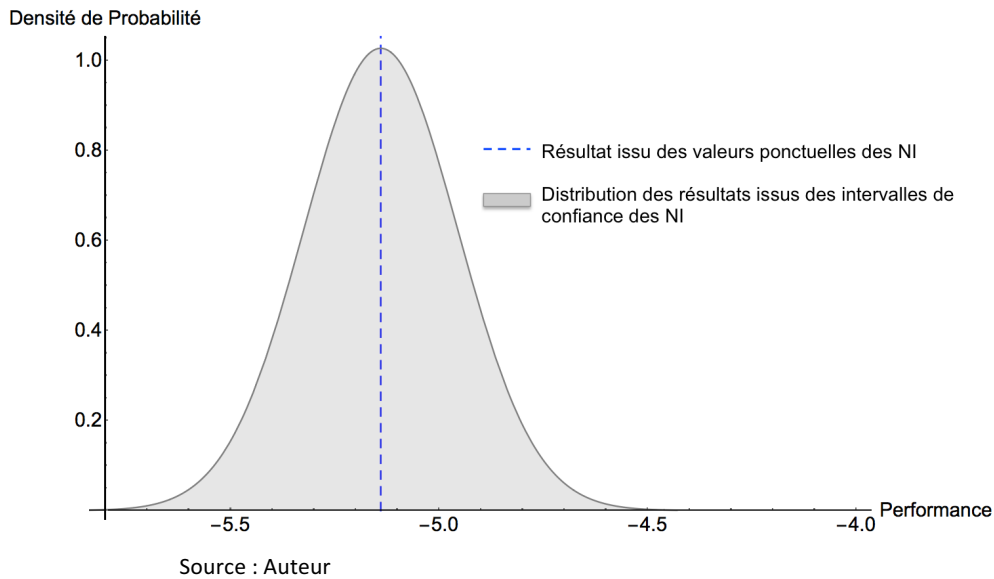


Figure 79 *Distribution de probabilité de l'indicateur « Impacts environnementaux » de S3 à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 10 %)*

Tableau 35 *Intervalle de confiance des indices de performance des indicateurs relatifs au critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans (échelle isométrique de 25 %)*

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	50 %	{ - 4 }	{ - 4 }	{ - 4 }
	70 %	{ - 4 }	{ - 4 }	{ - 4 }
	100 %	- 4	- 4	- 4
Impacts sur la vulnérabilité économique	50 %	[- 1,33 ; - 1]	{ 3 }	[- 0,33 ; 0,33]
	70 %	[- 1,33 ; - 1]	{ 3 }	[- 0,33 ; 0,33]
	100 %	- 1	2,67	0
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	50 %	{ 2 }	[2 ; 2,25]	{ 2 }
	70 %	{ 2 }	[2 ; 2,25]	{ 2 }
	100 %	2	2	2

Source : Auteur

Tableau 36 Intervalles de confiance des indices de performance des indicateurs relatifs au critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	50 %	{- 10}	{- 10}	{- 10}
	70 %	{- 10}	{- 10}	{- 10}
	100 %	{- 10} - 10	{- 10} - 10	{- 10} - 10
Impacts sur la vulnérabilité économique	50 %	[- 2,33 ; - 1,67]	[7 ; 7,33]	[- 0,7 ; 0,7]
	70 %	[- 2,33 ; - 1,67]	[7 ; 7,33]	[- 0,82 ; 0,82]
	100 %	[- 2,33 ; - 1,67] - 2	[7 ; 7,33] 7	[- 1 ; 1] 0
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	50 %	[4,13 ; 4,63]	[4,25 ; 4,75]	[4,13 ; 4,63]
	70 %	[4,08 ; 4,68]	[4,25 ; 4,75]	[4,08 ; 4,68]
	100 %	[4 ; 4,75] 3,75	[4,25 ; 4,75] 3,75	[4 ; 4,75] 3,75

Source : Auteur

5.4.2 Performances au niveau des indicateurs qualitatifs

Pour déterminer la distribution de performance de chaque indicateur qualitatif, on soustrait les intervalles de confiance du statu quo de ceux des autres stratégies et ceci pour chacune des α -coupes réalisées en se référant à l'arithmétique de la théorie des intervalles. La Figure 80 illustre la détermination de la distribution de possibilités de la performance de l'indicateur « *Acceptabilité sociale* » de S3.

Les distributions de possibilités obtenues pour les IPI sont globalement de forme triangulaire ou trapézoïdale. Néanmoins, il est possible d'observer des formes « *quelconques* » dues à des ruptures de pente dans ces distributions. Lorsqu'une borne des intervalles flous de la distribution de l'IPI dépasse la valeur minimale ou maximale de l'échelle de notation initialement adoptée (ici - 4 à + 4), pour être en cohérence avec la démarche globale d'évaluation de la durabilité, il faut réajuster la borne en la ramenant à la valeur extrême de l'échelle de sorte à toujours garantir l'appartenance des intervalles à l'échelle des performances. La distribution de possibilités de l'indicateur « *Acceptabilité sociale* » de S3 préalablement présentée est une distribution tronquée par rapport aux résultats réels de la soustraction des intervalles flous initiaux (voir Figure 81).

Lorsque la stratégie de référence et/ou la stratégie évaluée présentent plusieurs distributions initiales de possibilités divergentes pour un indicateur qualitatif donné (soient respectivement i et j distributions), l'évaluation de la performance de cet indicateur aboutit à un nombre total de $i * j$ distributions de possibilités. La Figure 82 représente l'exemple des distributions de possibilités de la performance de l'indicateur « *Cohésion sociale* » de S4 (résultats d'une distribution initiale pour S1 et de deux distributions initiales pour S4).

Les intervalles de confiance des performances des dix-sept indicateurs, issus de distributions de probabilité ou de possibilité, deviennent à leur tour des données d'entrée pour l'évaluation des performances des cinq critères retenus pour l'analyse multicritère.

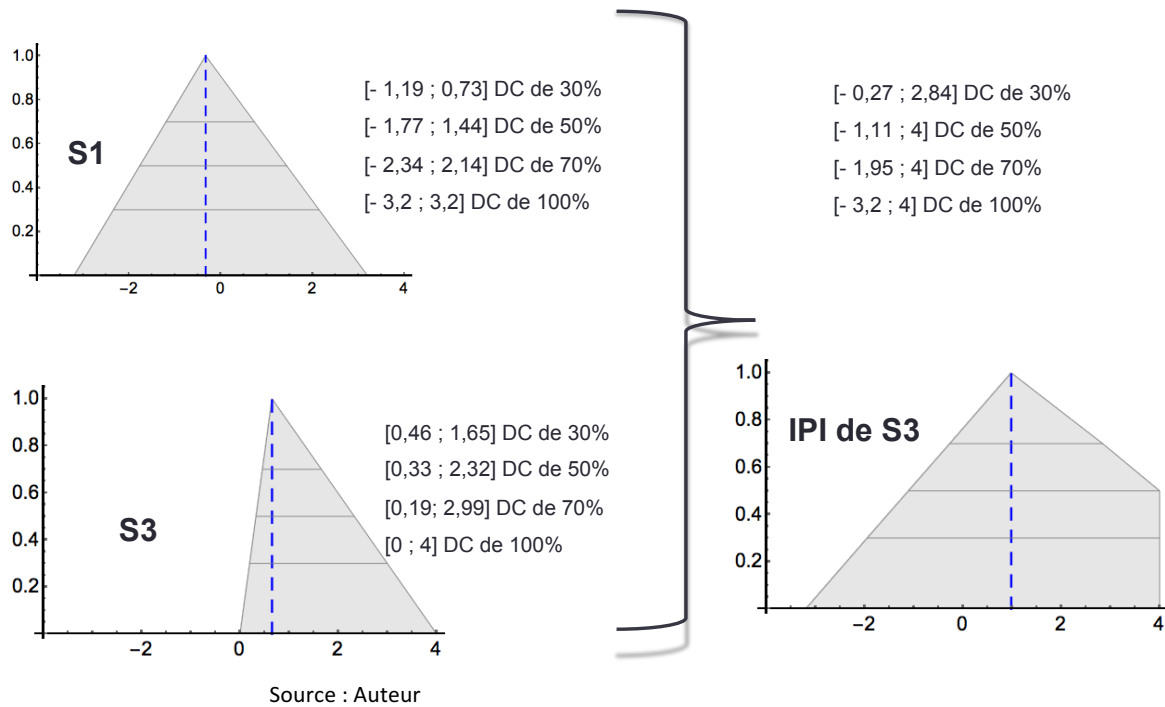


Figure 80 Processus de détermination de la distribution de possibilités de la performance de l'indicateur « Acceptabilité sociale » de S3 à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4)

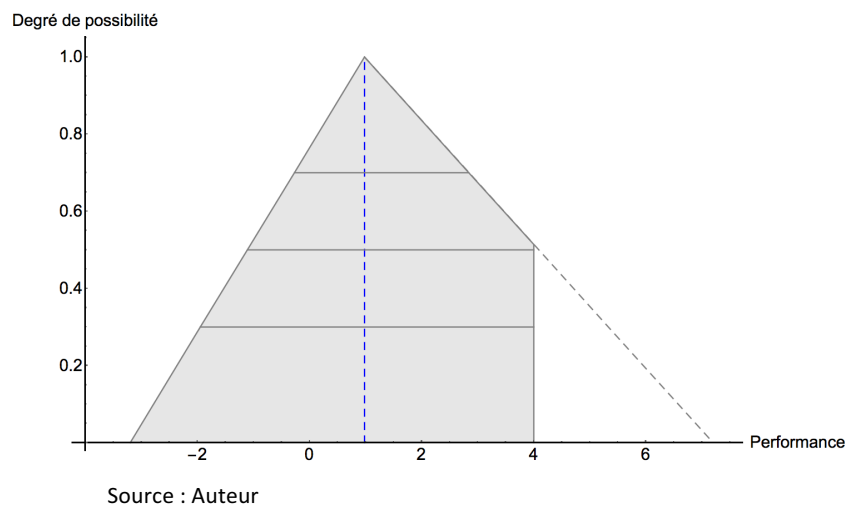


Figure 81 Illustration de la troncature de la distribution de possibilités de la performance de l'indicateur « Acceptabilité sociale » de S3 à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4)

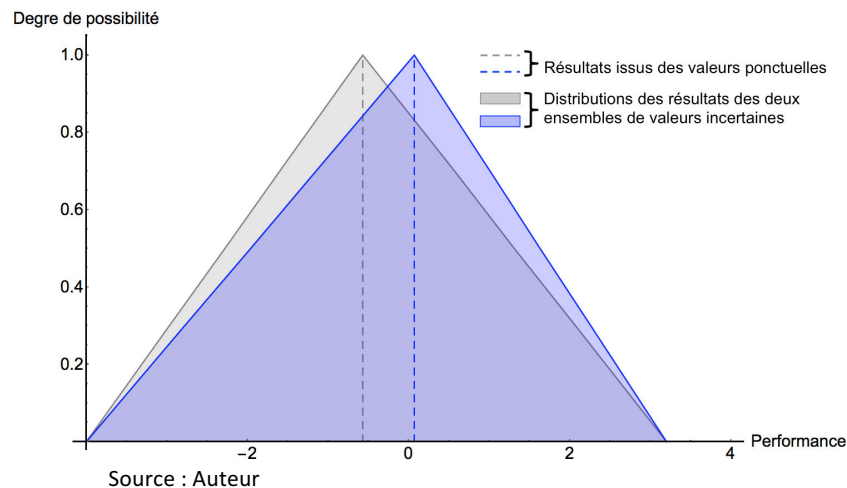


Figure 82 Distributions de possibilités de la performance de l'indicateur « Cohésion sociale » de S4 à t0 + 5 ans

5.4.3 Performances au niveau des critères

L'indice de performance de chaque critère est obtenu par une agrégation par moyenne arithmétique pondérée des performances des indicateurs qui lui sont associés. Les performances des stratégies pour un critère donné sont alors comparées entre elles en représentant les distributions de possibilités dudit critère sur un même graphique. Ce graphique fournit des informations utiles pour la hiérarchisation finale non compensatoire des performances des stratégies. Il permet de visualiser facilement :

- la ou les stratégies (s) ayant la meilleure performance ;
 - la ou les stratégies (s) dont la performance dépasse celle de la stratégie de référence (performance positive) ;
 - la ou les stratégies (s) ayant une contre-performance (performance négative) et
 - la ou les stratégies (s) dont la performance atteint un objectif de performance fixé.
- Pour cette étude de cas, le seuil a été fixé à 1 (pour une échelle de – 4 à + 4) ou 2,5 (pour une échelle de – 10 à + 10).

5.4.3.1 Efficacité technique et fonctionnelle

Comme le suggèrent les Figure 83 et Figure 84, bien que les formes des distributions de possibilités¹⁷⁷ de S2 et S4 varient d'une échelle à l'autre, les performances des trois stratégies se distinguent clairement les unes des autres : S3 semble être la plus performante et S2 la moins performante. Les formes des distributions de possibilités des IPC dépendent des intervalles de confiance des IPI en fonction du niveau de confiance (indicateur quantitatif) ou de certitude (indicateur qualitatif). Par exemple, la distribution de possibilités de S2 pour ce critère est de forme rectangulaire car deux des trois indicateurs quantitatifs associés au critère ont une distribution ponctuelle représentée par le singleton {0} et le troisième a une distribution rectangulaire représentée par l'intervalle [0 ; 1]. La moyenne arithmétique des IPI donne une distribution uniforme et rectangulaire entre 0 et 0,33.

¹⁷⁷ Les points sur ces figures représentent les milieux des intervalles de confiance pour chaque niveau de certitude. Ils serviront par la suite à l'analyse comparative en tant que valeur issue d'une défuzzification par la méthode des moyennes.

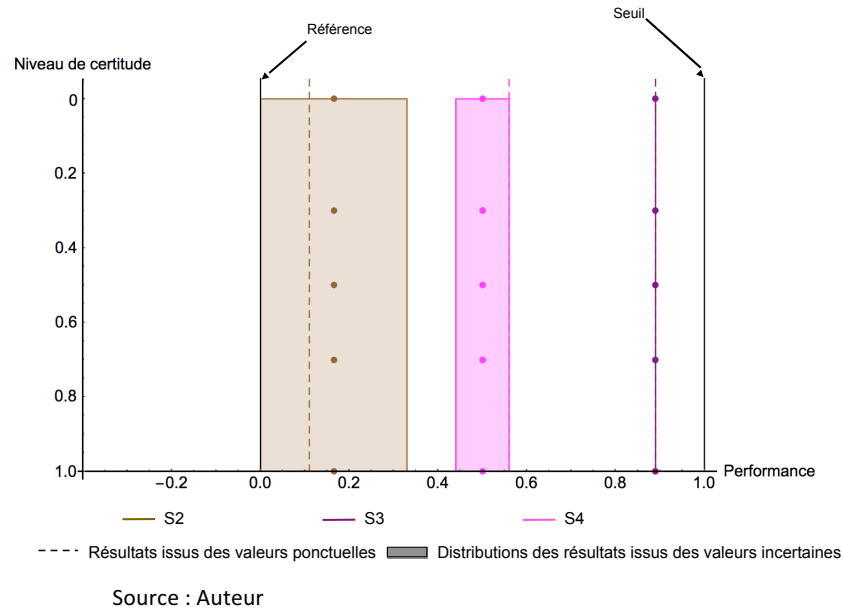


Figure 83 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Efficacité technique et fonctionnelle » à $t_0 + 5$ ans (échelle de notation de -4 à $+4$)

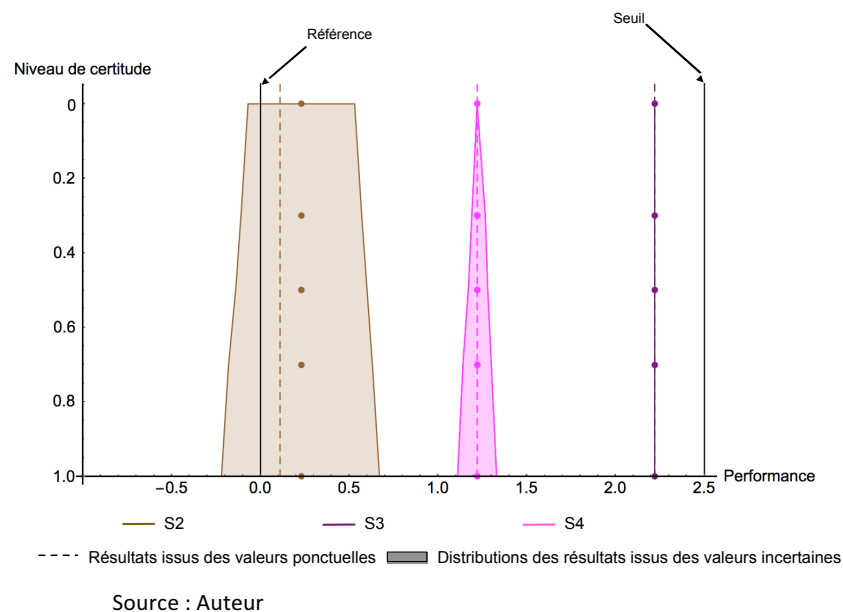


Figure 84 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Efficacité technique et fonctionnelle » à $t_0 + 5$ ans (échelle de notation de -10 à $+10$)

Pour une échelle de neuf pas, les trois stratégies sont plus performantes que la référence (ou au pire elles sont aussi performantes qu'elle ; cas de S2) et aucune d'elles n'atteint le seuil de performance fixé ni n'a de contre-performance. Avec l'autre échelle, S3 et S4 sont clairement plus performantes que la référence. Elles sont moins performantes que le seuil tout comme S2. Cette dernière n'est pas distinctement plus performante que la référence bien qu'une grande partie de sa distribution de possibilités soit au-delà de la référence.

Subséquentement, S2 a une contre-performance de $-0,14$ ou $-0,18$ ou $-0,22$ pour un niveau de certitude de 50 %, 70 % ou 100 %. Pour une échelle de neuf pas, S2 est dans le scénario

du « pire des cas » aussi performante que la référence alors qu'avec une échelle de notation de - 10 à + 10 et pour le même scénario on constate un léger impact négatif : S2 présente une marge de progrès par rapport à la référence de 0,14 à 0,22 point selon le niveau de certitude adopté.

5.4.3.2 Durabilité économique

On constate également une différence entre les formes des distributions de possibilités de S2 et S4 issues des deux échelles (voir Figure 85 et Figure 86).

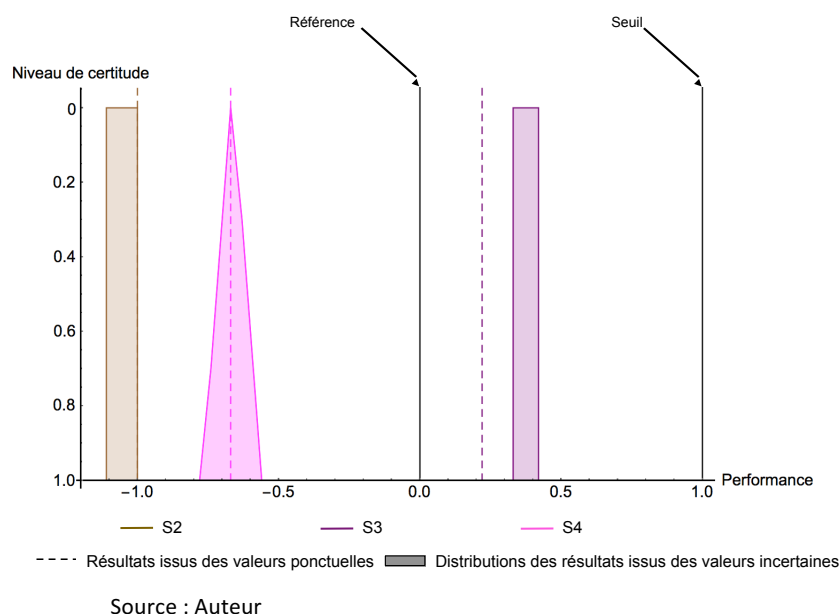


Figure 85 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4)

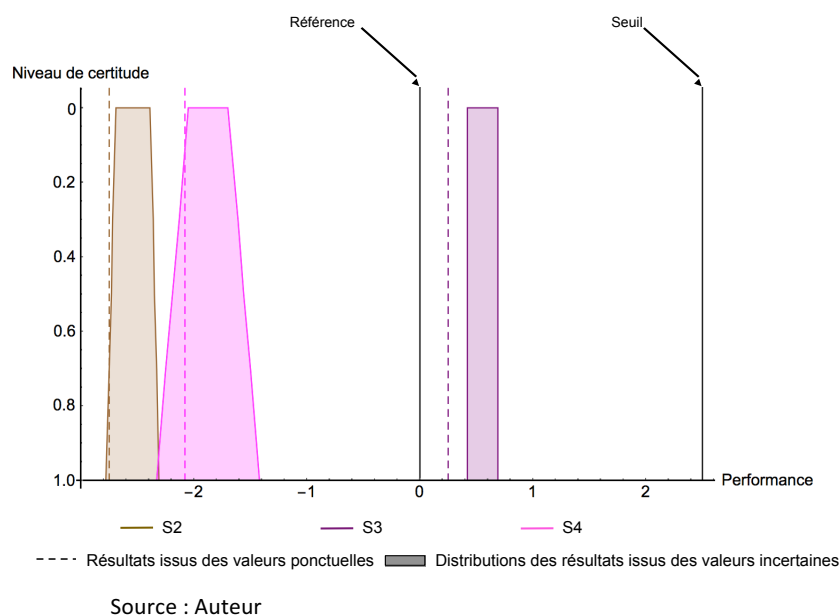


Figure 86 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité économique » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10)

Les performances des trois stratégies sont clairement distinctes malgré un léger recouvrement des distributions de possibilités de S2 et S4 quand on considère une échelle de vingt et un pas (à partir d'un niveau de certitude de l'ordre de 90 %). Tout comme pour le critère précédent, S3 semble être la plus performante et S2 la moins performante. Pour les deux échelles, aucune des stratégies n'atteint le seuil fixé et seule S3 est plus performante que la référence. Ce qui implique que S2 et S4 n'ont que des contre-performances.

Avec l'échelle de notation de -4 à $+4$, la valeur maximale des contre-performances est de $-1,11$ pour S2 contre $-0,72$ ou $-0,74$ ou $-0,78$ pour S4 selon que l'évaluateur adopte un niveau de certitude de 50 %, 70 % ou 100 %. Avec un degré de certitude de 50 %, la composante environnementale de S4 a une marge d'amélioration par rapport à la référence de 0,72 point qui devient 0,78 point pour un niveau de certitude de 100 %. Quant à S2, la marge de progrès est de 1,11 points quel que soit le niveau de certitude. Avec une échelle de notation de -10 à $+10$, la contre-performance est respectivement de $-2,73$ ou $-2,75$ ou $-2,78$ pour S2 et $-2,19$ ou $-2,25$ ou $-2,33$ pour S4.

5.4.3.3 Durabilité sociale

Sur les Figure 87 et Figure 88 on remarque de prime abord que S4 a deux modalités différentes. Ceci est la conséquence du fait qu'il y avait deux distributions de possibilités distinctes pour l'indicateur « *Impacts sur la cohésion sociale/équité* ». Indépendamment de l'échelle, cette configuration joue sur les résultats. Pour les résultats déterministes, par exemple, les conclusions issues de ces deux modalités en termes de plus-value par rapport à la référence sont opposées : S4 est légèrement plus performante que la référence pour une modalité mais c'est le contraire pour l'autre modalité.

On constate également qu'il n'existe apparemment pas de différence importante entre les performances des trois stratégies. Leurs distributions de possibilités se recoupent largement avec S3 qui dépasse un peu les autres à droite (plus performante) alors que S4 les dépasse à gauche (moins performante). Ce qui fait qu'il existe de l'ordre de 17 %, 13 % ou 6 % de chance¹⁷⁸ pour S4 et de l'ordre de 15 % de chance pour S3 que chacune ait des performances significativement différentes de celles des autres lorsqu'on raisonne respectivement avec un niveau de certitude de 50 %, 70 % ou 100 %. Par contre, S2 ne semble pas significativement différente des autres stratégies dont les distributions chevauchent la sienne totalement. On pourrait même conclure que S2 est intermédiaire à S3 et S4. La différence entre les bornes supérieures de S3 et S2 est sensiblement identique à celle entre les bornes inférieures de S4 et S2 et le centre de gravité de la distribution de S2 est quasi équidistant de ceux de S3 et S4.

Les stratégies n'ont pas non plus de position tranchée par rapport au seuil et à la référence puisque les distributions de possibilités s'étalent de part et d'autre du seuil et de la référence. Cependant, un raisonnement par rapport aux résultats déterministes ou aux valeurs issues de la défuzzification (voir § 5.5 pour les approches de défuzzification adoptées dans cette étude) des distributions de possibilités permet de tirer des conclusions importantes pour la hiérarchisation finale. On peut donc conclure que S3 est la plus

¹⁷⁸ Ces valeurs correspondent à la première modalité ; on obtient 19 %, 14 % ou 6 % pour la deuxième.

performante et S4 la moins performante quelle que soit la valeur considérée. En ce qui concerne le dépassement ou non du seuil et de la référence, les résultats dépendent des valeurs considérées.

La répartition des distributions de possibilités de part et d'autre de la référence suppose inévitablement des contre-performances de la part des stratégies. Aussi avec un niveau de certitude de 50 %, 70 % ou 100 % la contre performance maximale de S3, par exemple, est de - 0,36 ou - 0,86 ou - 1,51 avec l'échelle de neuf pas tandis qu'elle est de - 0,74 ou - 1,98 ou - 3,62 avec la deuxième échelle.

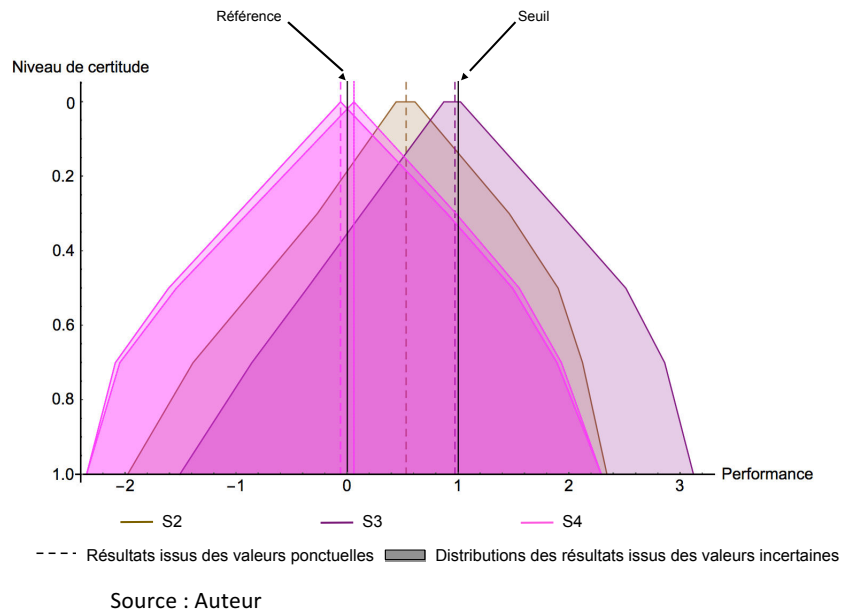


Figure 87 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité sociale » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4)

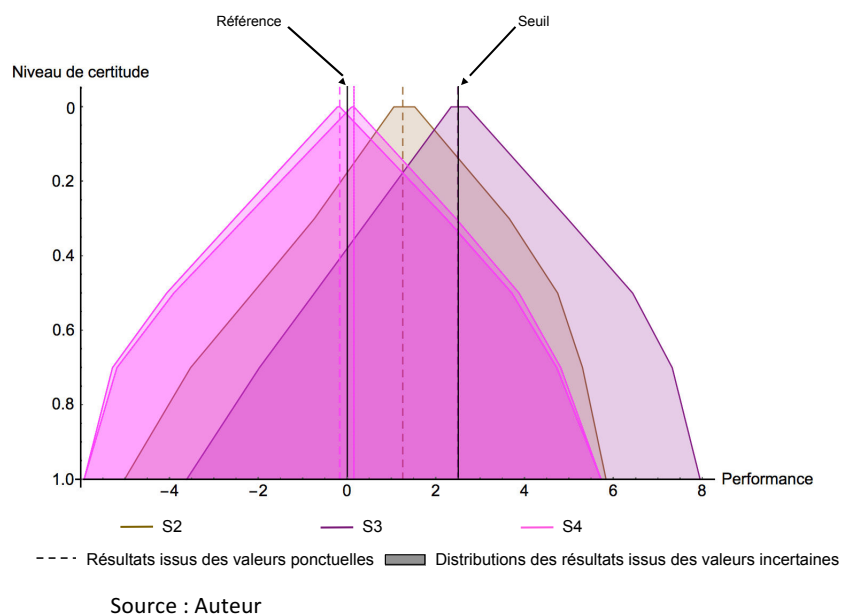
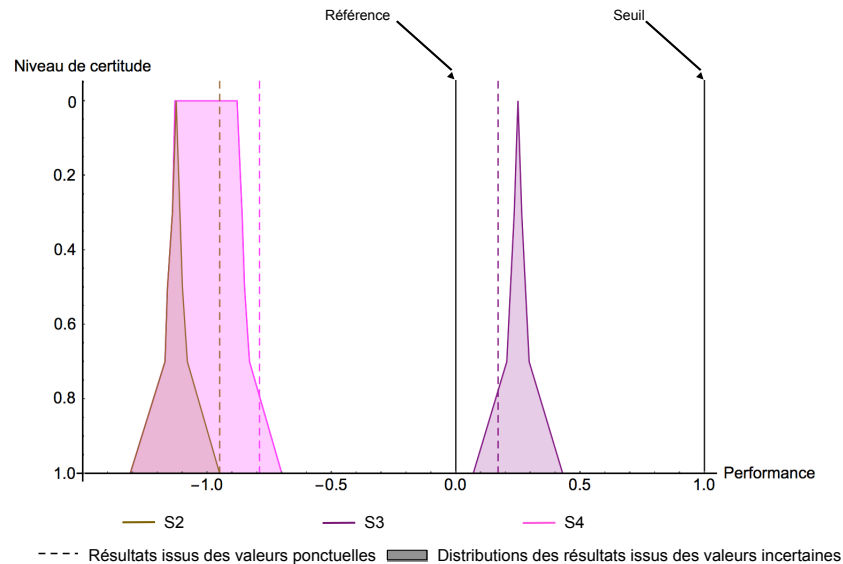


Figure 88 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité sociale » à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10)

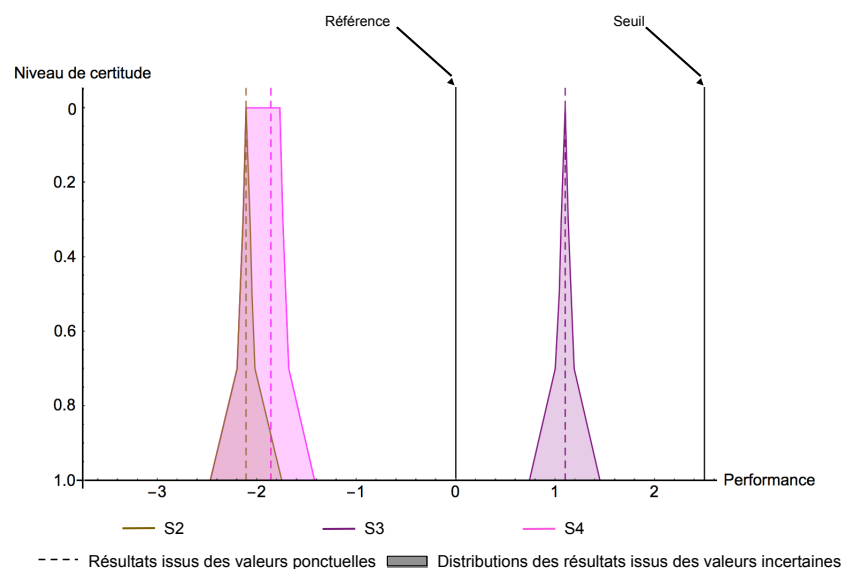
5.4.3.4 Durabilité environnementale

Les observations relatives à ce critère sont les mêmes quelle que soit l'échelle (voir les Figure 89 et Figure 90). Seule S3 se dégage nettement tandis que la distribution de possibilités de S2 est totalement couverte par celle de S4. Partant de là, on peut conclure que S3 apparaît comme la plus performante mais on ne saurait explicitement se prononcer en ce qui concerne la moins performante. Aucune des stratégies n'atteint le seuil fixé et seule S3 est plus performante que la référence : S2 et S4 n'ont que des contre-performances.



Source : Auteur

Figure 89 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité environnementale » à t0 + 5 ans (échelle de notation de -4 à +4)



Source : Auteur

Figure 90 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité environnementale » à t0 + 5 ans (échelle de notation de -10 à +10)

5.4.3.5 Durabilité institutionnelle

Comme le montrent les Figure 91 et Figure 92, chacune des stratégies présente deux modalités pour la distribution de possibilités des performances de ce critère car elles avaient deux distributions de possibilités distinctes pour l'indicateur « Niveau de concertation publique ». Le chevauchement des distributions amène aussi à conclure qu'il n'existe apparemment pas de différence importante entre les performances des trois stratégies. On aboutit quasiment aux mêmes observations que pour le critère « Durabilité sociale ».

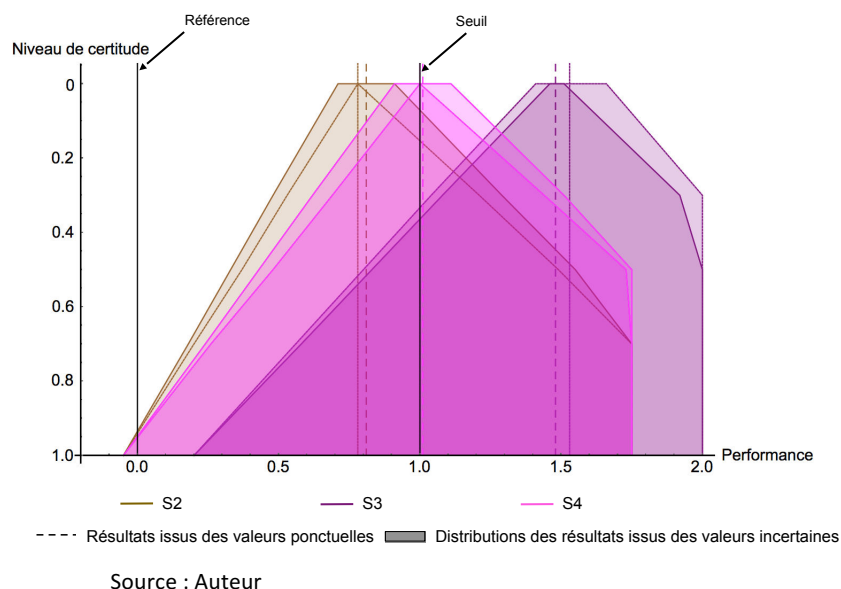


Figure 91 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité institutionnelle » à $t_0 + 5$ ans (échelle de notation de -4 à $+4$)

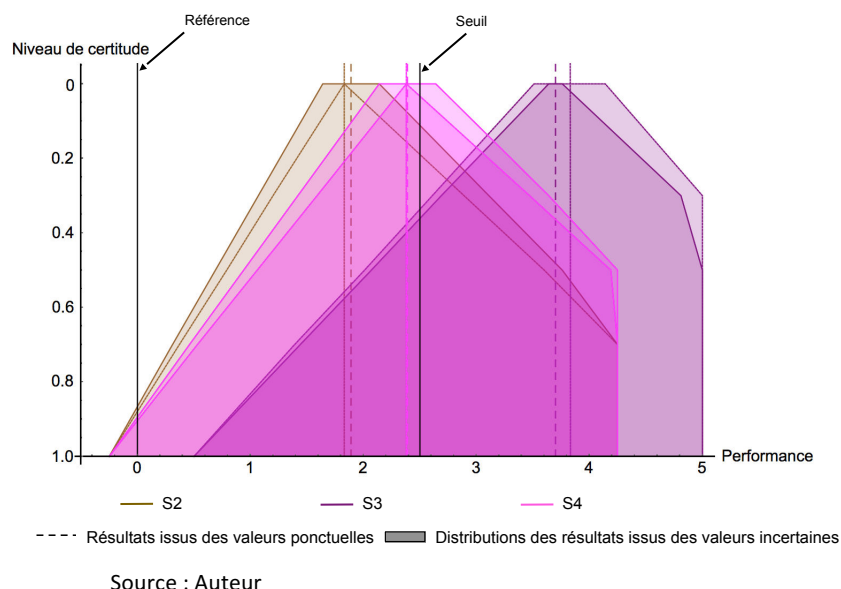


Figure 92 Distributions de possibilités des performances au niveau du critère « Durabilité institutionnelle » à $t_0 + 5$ ans (échelle de notation de -10 à $+10$)

Le profil de durabilité regroupant les résultats globaux de chaque stratégie est ensuite représenté sous forme de diagramme radar pour comparer la contribution de chaque critère à l'atteinte de l'objectif de durabilité¹⁷⁹. Tout comme les distributions de possibilités des critères, les diagrammes radar sont des outils de comparaison qui permettent quant à eux de visualiser sur un seul graphique la performance globale des stratégies.

Les Figure 93, Figure 94 et Figure 95 font ressortir les intervalles de confiance des performances des critères pour les différents niveaux de certitude de cette étude et permet d'identifier les forces et les faibles des stratégies en contextes déterministe et aléatoire. La situation de référence est dessinée en trait plein noir. Les performances déterministes sont représentées en trait plein bleu. Les performances aléatoires sont représentées en trait plein pour la borne supérieure des intervalles de confiance ou en pointillés pour la borne inférieure. La couleur des performances aléatoires dépend du niveau de certitude : vert pour le niveau maximal soit 100 %, orange pour un niveau de 70 % et rouge pour un niveau de 50 %. Il semble plus pertinent d'exprimer le degré de certitude sur les résultats par « % de chance » plutôt que par des mots (certain, vraisemblable, possible, impossible) traduisant des classes d'incertitudes. Cette démarche permet d'éviter les problèmes liés à la délimitation de ces classes et d'exprimer formellement l'incertitude rattachée aux résultats en vue d'une restitution probante aux différents acteurs concernés.

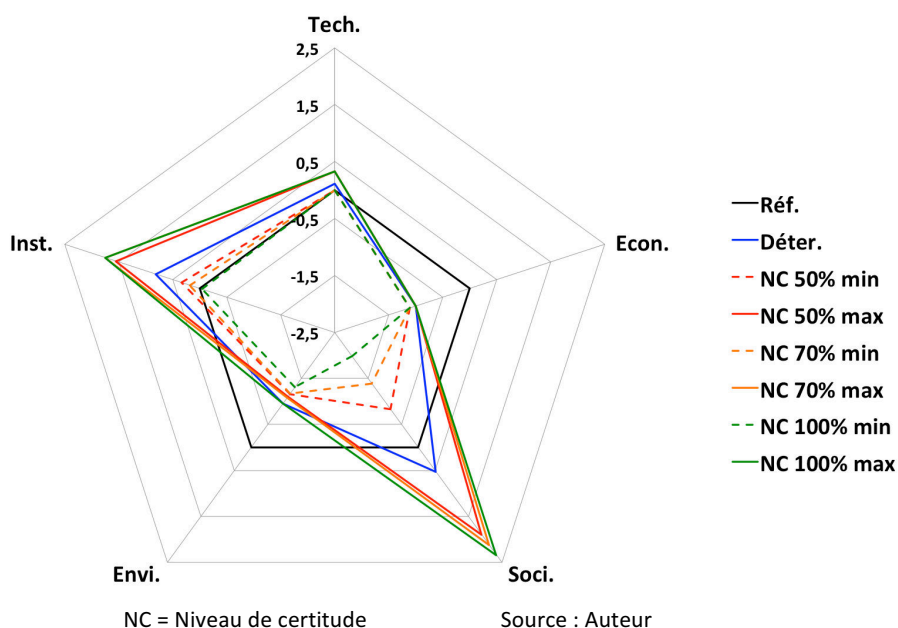


Figure 93 Représentation des profils de durabilité (déterministe et aléatoire) de S2 à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4)

Ce qu'il faudrait retenir pour une lecture aisée de ces graphiques, c'est qu'il y a :

- 100 % de chance, compte tenu des données et hypothèses de travail, que la performance d'un critère se situe entre les traits de couleur verte.

¹⁷⁹ Pour rappel, dans un diagramme radar, l'idéal consiste à obtenir des valeurs de performances les plus à l'extérieur possible de la représentation de la situation de référence (dont les critères sont tous égaux à 0).

– Environ deux chances sur trois que la performance d'un critère se situe entre le trait plein orange et les pointillés en orange (représentant les limites d'un niveau de certitude de 70 %) et une chance sur trois qu'elle se trouve à l'extérieur de l'espace délimité par les traits de couleur orange mais entre les traits verts.

– Une chance sur deux que la performance d'un critère soit comprise à l'intérieur de l'espace délimité par les traits de couleur rouge et une chance sur deux qu'elle soit à l'extérieur sans toutefois dépasser les bornes en vert.

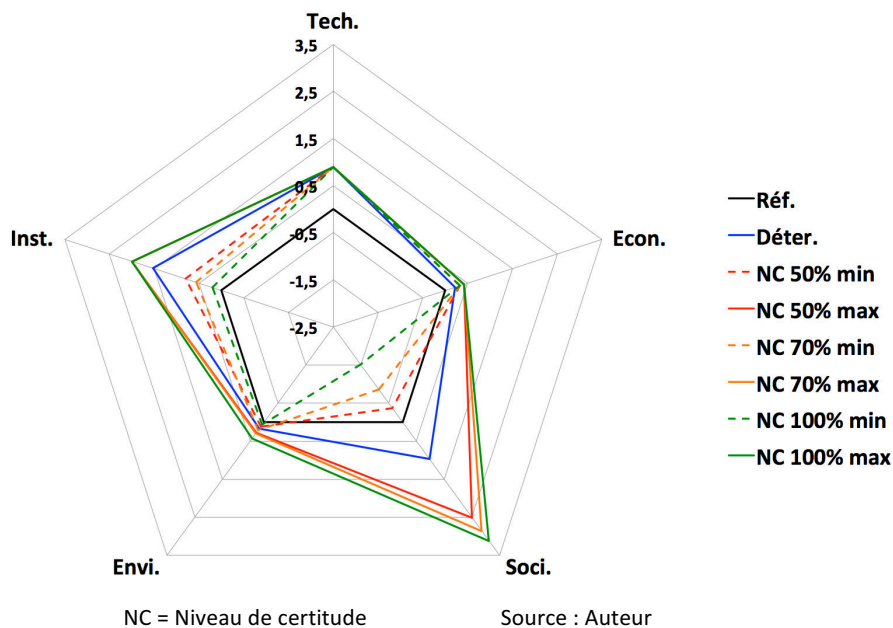


Figure 94 Représentation des profils de durabilité (déterministe et aléatoire) de S3 à $t_0 + 5$ ans (échelle de notation de - 4 à + 4)

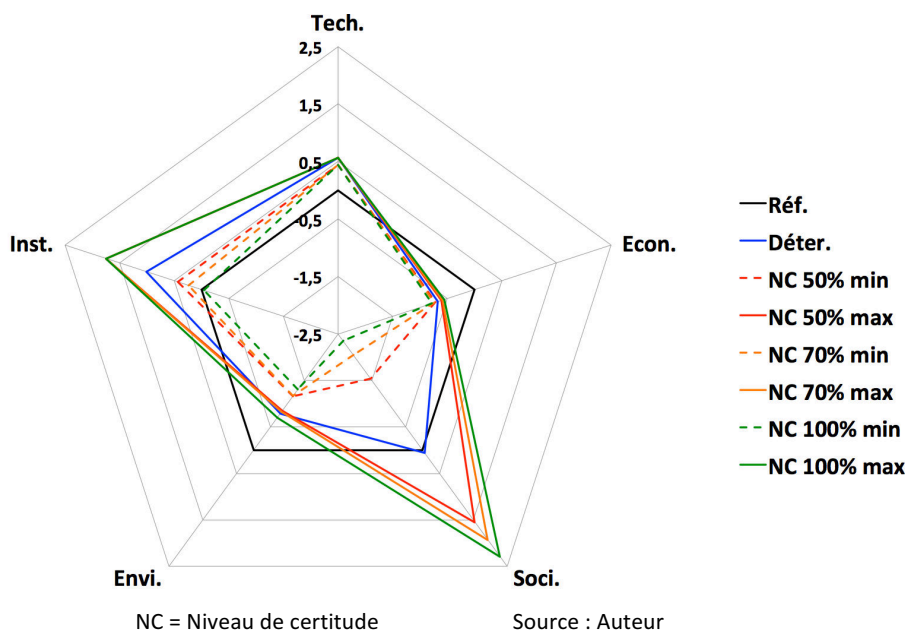


Figure 95 Représentation des profils de durabilité (déterministe et aléatoire) de S4 à $t_0 + 5$ ans (échelle de notation de - 4 à + 4)

Le constat général qui se dégage du profil de durabilité des trois stratégies (à t0 + 5 ans) est que les critères qui n'intègrent pas d'indicateurs qualitatifs auraient vraisemblablement les performances les plus précises. Les critères « *Efficacité technique et fonctionnelle* », « *Durabilité économique* » et « *Durabilité environnementale* » qui ne sont associés à aucun indicateur qualitatif ont les performances les moins dispersées ou les plus étroites. On pourrait même dire que l'imprécision augmente avec le nombre d'indicateurs qualitatifs. Les intervalles de confiance des performances du critère « *Durabilité sociale* » (associé à trois indicateurs qualitatifs) ont tendance à être plus grands que ceux des performances du critère « *Durabilité institutionnelle* » (lié à un seul indicateur qualitatif).

Ce constat peut s'expliquer par la différence entre les modes d'estimation des IPI. Les distributions de probabilité des indicateurs quantitatifs sont déterminées par simulations Monte Carlo. Les distributions de possibilités des indicateurs qualitatifs résultent d'une différence entre les données d'entrée selon l'arithmétique de la théorie des intervalles dont la particularité est de générer un encadrement le plus large possible des résultats contrairement aux simulations Monte Carlo. Selon la méthodologie élaborée, les critères qui intègrent uniquement des indicateurs quantitatifs ont des IPC dont les distributions de possibilités sont plus étroites et de ce fait l'incertitude sur leur performance est moindre.

Un focus sur le profil de durabilité de S2 (Figure 93) aboutit aux constats suivants :

– Les critères « *Efficacité technique et fonctionnelle* » et « *Durabilité institutionnelle* » semblent être globalement les plus performants par rapport à la référence. En effet, que ce soit pour une évaluation déterministe ou non déterministe, leurs performances les plus faibles sont dans le pire des cas sensiblement égale à la référence.

– Pour une évaluation déterministe, les dimensions sociale et institutionnelle constitueraient les forces de la stratégie tandis que les dimensions économique et environnementale en seraient les faiblesses ; avec la meilleure performance pour le critère « *Durabilité institutionnelle* ». Cette tendance est la même pour une évaluation non déterministe avec un niveau de certitude de 100 % et une analyse basée sur le scénario maximaliste. Dans ce cas, c'est le critère « *Durabilité sociale* » qui serait le plus performant.

– Pour une évaluation non déterministe et avec un niveau de certitudes de 100 %, seule la dimension technique constituerait un atout pour la stratégie lorsque l'analyse est basée sur le scénario minimaliste. Pour cette dimension, la stratégie S2 n'engendrerait pas de changement par rapport à la référence mais elle aurait des contre-performances pour les quatre autres aspects considérés.

– Pour le critère « *Durabilité sociale* », par exemple, il existe des écarts de 2,51 et 1,81 entre les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance (à 100 % de certitude) de la performance aléatoire et la performance déterministe. En négligeant les incertitudes sur les données d'entrée, on risque d'exclure de l'interprétation des résultats toute une zone de performances possibles couvrant une bande large de 4,32 ; soit l'incertitude totale sur la performance du critère « *Durabilité sociale* ».

– La valeur de la performance pour une évaluation déterministe du critère « *Durabilité environnementale* » n'appartient pas aux intervalles de confiance des performances issues

de l'évaluation non déterministe pour les niveaux de certitude de 50 et 70 %. Ce qui signifie que la valeur de la performance déterministe n'appartiendrait pas à la région d'acceptation d'une évaluation non déterministe pour un degré de certitude de 50 % ou 70 % (enveloppe de l'incertitude totale sur les résultats pour ces degrés de certitude). On pourrait alors considérer que la valeur issue de l'évaluation déterministe n'est pas significative avec 50 % ou 30 % de risque de se tromper.

A partir des trois graphiques ci-dessus on pourrait conclure à première vue que S3 semble obtenir les meilleurs résultats. En effet, dans la majorité des cas, les représentations de ses performances sont les plus à l'extérieur de la représentation de la référence (trait noir). Il faudrait toutefois garder quelques réserves car à partir de la représentation individuelle des profils de durabilité il est difficile de conclure si concrètement S3 est la plus performante des stratégies ou pas ; d'où l'étape de l'analyse multicritère des stratégies.

5.5 Résultats par échéance temporelle

Afin de procéder à la hiérarchisation finale des stratégies sur la base de l'évolution de leur durabilité globale dans le temps, les performances des cinq critères ont été agrégées pour chacune des trois échéances temporelles de l'étude. L'analyse multicritère repose sur les résultats de cette agrégation qui peut être compensatoire ou non compensatoire. Les deux logiques d'agrégation ont été utilisées dans cette étude ; l'objectif de cette démarche étant d'étudier la variabilité des résultats de l'analyse multicritère à la compensation ou non entre les différentes composantes de la durabilité (voir § 5.5.2.5).

L'approche compensatoire se réfère à une seule valeur pour caractériser la durabilité des stratégies. Dans cette étude de cas, son application est uniquement basée sur le calcul de l'Indice de Durabilité Globale (R1, voir § 2.5.4.6 équation [6]). Le ratio de la surface de durabilité relative (R2, § 2.5.4.6 voir équation [7]) n'a pas été utilisé en raison des limites dues à l'ordre de positionnement des critères sur les axes du diagramme radar. Pour tenir compte de l'impact potentiel de la pondération des critères, l'IDG a été calculé avec une équipondération (suggérée par la méthodologie élaborée pour être en adéquation avec la logique véhiculée par le concept de développement durable) et une pondération spécifique au contexte et aux priorités de site de l'étude. Puis les résultats ont été comparés. Ensuite dix jeux de pondération alternatifs ont été testés pour analyser la variabilité des résultats de l'analyse multicritère à la pondération des critères (voir § 4.5.2.4).

L'approche non compensatoire se base sur les performances individuelles des cinq critères pour identifier la stratégie qui répond le mieux à la vision de développement du territoire. Selon les règles de décision retenues dans la méthodologie élaborée, l'option la plus durable est celle qui obtient :

- le maximum de meilleures performances (R3) ;
- le maximum de performances supérieures à celle de la référence supposée nulle (R4) ;
- la plus faible contre-performance ; soit la performance négative la plus proche possible de 0 (R5) ou

– pour chacun des critères, une performance supérieure ou égale au seuil prédéfini suivant l'échelle de normalisation adoptée (R6).

La hiérarchisation finale des stratégies aux différentes échéances temporelles a porté sur les performances déterministes et non déterministes. Dans le deuxième cas, les performances des stratégies ont été comparées en se basant aussi bien sur leur valeur unique obtenue par défuzzification que sur l'intégralité de leur intervalle de confiance.

Une autre particularité de cette étude de cas réside dans le fait que plusieurs approches de défuzzification ont été utilisées pour l'estimation de la valeur unique des performances afin d'examiner la variabilité des résultats de l'analyse multicritère au choix d'une approche de défuzzification donnée (voir § 4.5.2.5). La défuzzification par le maximum (borne supérieure de l'intervalle de confiance spécifique à chaque niveau de certitude), par le minimum (borne inférieure) et par la moyenne (milieu) ont été utilisées pour dissoudre le flou sur les performances dans le cas d'un raisonnement par niveau de certitude. La méthode de défuzzification par centre de gravité¹⁸⁰ a été retenue dans le cas d'un raisonnement sur la totalité des distributions de possibilités des performances.

La présente section se décline en quatre sous-sections. La première détaille les résultats à t0 + 5 ans. Elle est ensuite suivie d'une analyse de la variabilité de ces résultats en fonction des sources d'incertitudes liées à l'évaluation (données d'entrée et choix méthodologiques). Les deux dernières sous-sections synthétisent les résultats des autres échéances temporelles de l'étude sur la base des principaux constats issus de l'analyse de la variabilité.

5.5.1 Hiérarchisation finale à t0 + 5 ans

Les résultats de l'analyse multicritère des stratégies suivant les deux approches adoptées sont énoncés ci-après. Seuls les résultats de l'échelle de neuf pas sont présentés.

5.5.1.1 Approche compensatoire

Equipondération

Comparativement à la référence, les Indices de Durabilité Globale (IDG) calculés à partir des données ponctuelles sont de -0,1 pour S2, de 0,76 pour S3 et de 0,03 pour S4. Ces résultats montrent que S3 est la stratégie la plus durable alors que S2 est la moins durable.

La Figure 96 représente l'ensemble des huit modalités des distributions de possibilités des IDG obtenus par équipondération. Les caractéristiques de ces distributions sont consignées dans le Tableau 37. Les huit modalités s'expliquent par le fait que, d'une part, S4 a deux modalités pour le critère « *Durabilité sociale* » et de l'autre, les trois stratégies ont chacune deux modalités pour le critère « *Durabilité institutionnelle* » ; ce qui donne deux combinaisons pour S2, deux pour S3 et quatre pour S4. Et cette situation s'est répétée à chaque fois qu'il y a eu plusieurs distributions de possibilités distinctes pour un indicateur qualitatif donné.

¹⁸⁰ Centre de gravité de la surface totale sous la distribution. Son abscisse correspond à la valeur représentative.

Tableau 37 Intervalles de confiance des Indices de Durabilité Globale à t0 + 5 ans (équipondération des critères, échelle de notation de - 4 à + 4)

	Niveau de certitude	S2	S3	S4
Modalité 1	50 %	[- 0,55 ; 0,34]	[0,38 ; 1,22]	[- 0,51 ; 0,48]
	70 %	[- 0,7 ; 0,42]	[0,23 ; 1,29]	[- 0,66 ; 0,56]
	100 %	[- 0,89 ; 0,49]	[0 ; 1,37]	[- 0,81 ; 0,67]
		- 0,1	0,76	0,03
Modalité 2	50 %	[- 0,55 ; 0,32]	[0,38 ; 1,22]	[- 0,52 ; 0,47]
	70 %	[- 0,69 ; 0,42]	[0,23 ; 1,29]	[- 0,66 ; 0,56]
	100 %	[- 0,89 ; 0,49]	[0 ; 1,37]	[- 0,81 ; 0,67]
		- 0,11	0,75	0,01
Modalité 3	50 %			[- 0,51 ; 0,46]
	70 %			[- 0,66 ; 0,56]
	100 %			[- 0,81 ; 0,67]
				0,01
Modalité 4	50 %			[- 0,5 ; 0,48]
	70 %			[- 0,65 ; 0,56]
	100 %			[- 0,81 ; 0,67]
				0,03

Source : Auteur

Pour alléger les analyses comparatives aux différents horizons temporels, les choix itératifs (arbitrairement fixés) suivants ont été faits :

– (1) Retenir toutes les modalités lorsqu'elles sont significativement différentes. Deux modalités sont significativement différentes lorsque la différence entre les bornes inférieures ou les bornes supérieures associées au niveau de certitude de l'analyse est supérieure ou égale à 0,1 sur une échelle de - 4 à + 4. Dans le cas présent, il n'existe pas de différences significatives entre les distributions de chacune des trois stratégies que ce soit avec un niveau de certitude de 50 %, 70 % ou 100.

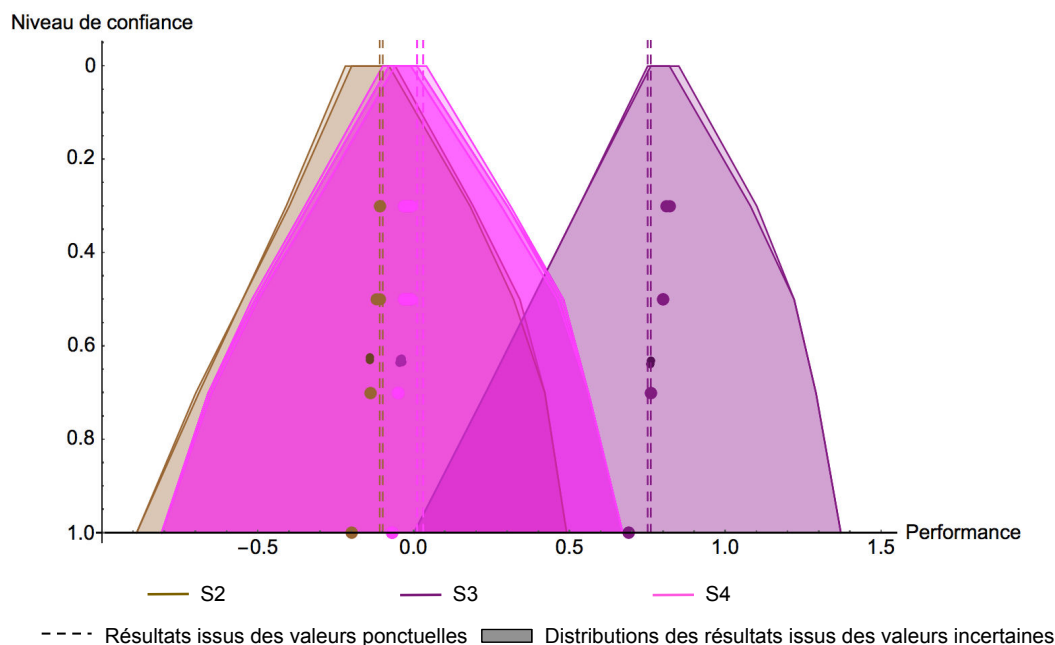
– (2) Retenir pour chacune des stratégies la modalité ayant la valeur ponctuelle la plus élevée lorsqu'il n'y a pas de différence significative entre les modalités. Pour S2 et S3, bien que les différences entre les valeurs ponctuelles soient insignifiantes (de l'ordre du centième), le choix est clair (cellules grisées). Par contre pour S4 deux choix sont encore possibles : modalités 1 et 4 (car elles ont la même valeur ponctuelle).

– (3) Retenir pour chacune des stratégies la modalité ayant l'intervalle de confiance le plus large sur la base d'un raisonnement par niveaux de certitude successifs en allant du plus élevé au plus faible lorsque plusieurs choix sont encore possibles. Pour S4, la modalité 1 sera retenue car elle obtient une distance de 1,22 au niveau de certitude de 70 % contre 1,21 pour la modalité 4 (elles n'étaient pas départagées à un niveau de certitude de 100 % avec une distance de 1,48 chacune).

– (4) Pour l'évolution temporelle des performances le choix d'unir toutes les modalités à été fait afin de prendre en compte toutes les incertitudes dégagées par cette étude ; même

celles qui découlent des divergences de vues des acteurs sur les indicateurs qualitatifs. Cela revient à considérer la plage d'incertitudes allant de la borne inférieure de la modalité le plus à gauche à la borne supérieure de la modalité le plus à droite.

Partant de l'application des trois premières conditions, l'analyse comparative des stratégies ne s'est basée que sur trois des huit modalités observées (voir Figure 96 et Figure 97).

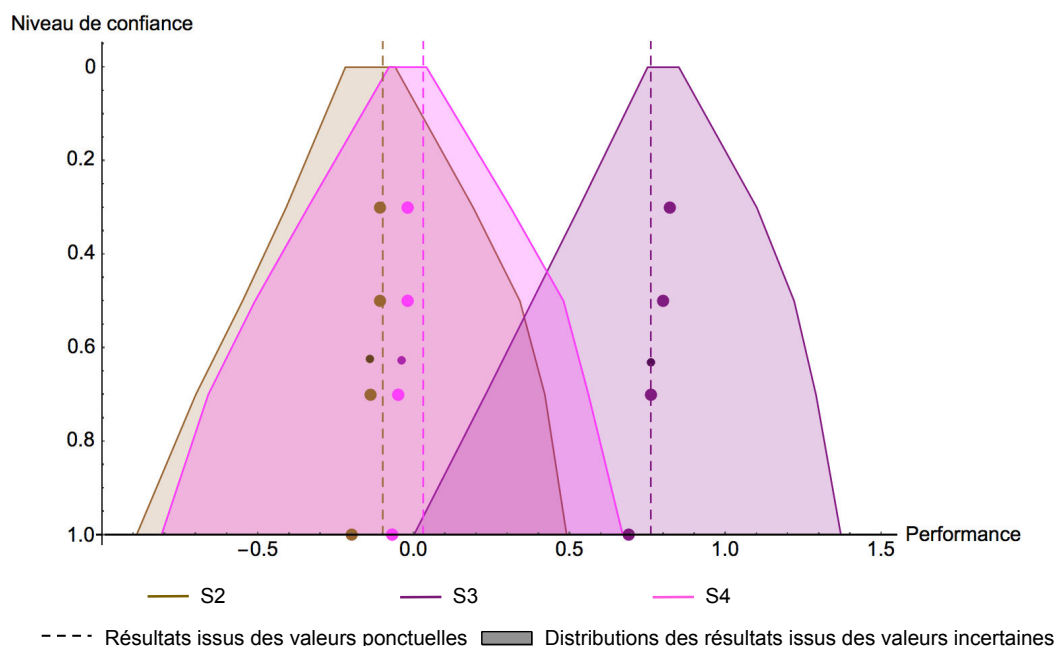


Les gros points correspondent au milieu des intervalles de confiance pour différents niveaux de certitude (ici 30 %, 50 %, 70 % et 100 %). Les petits points en couleurs plus foncées représentent le centre de gravité des distributions de possibilités

Source : Auteur

Figure 96 Ensemble des distributions de possibilités des Indices de Durabilité Globale à $t_0 + 5$ ans (équipondération des critères, échelle de notation de -4 à $+4$)

Sur la Figure 97, représentant les distributions de possibilités des IDG définitivement retenues pour l'analyse comparative, on constate que, quel que soit le niveau de certitude, les valeurs représentatives issues des différentes méthodes de défuzzification (bornes inférieures, milieux des intervalles de confiance représentés par les gros points et bornes supérieures) permettent également de classer S3 en première position et S2 en dernier. Lorsqu'on utilise la méthode des centres de gravité (représentés par les petits points de couleur plus sombre), qui permet de prendre au mieux en compte toute l'information fournie par la distribution de possibilités, les performances de durabilité sont de $-0,14$ pour S2, de $0,76$ pour S3 et de $-0,04$ pour S4 : le classement demeure identique.



Les gros points correspondent au milieu des intervalles de confiance pour différents niveaux de certitude (ici 30 %, 50 %, 70 % et 100 %). Les petits points en couleurs plus foncées représentent le centre de gravité des distributions de possibilités

Source : Auteur

Figure 97 Distributions de possibilités des Indices de Durabilité Globale à $t_0 + 5$ ans (équipondération des critères, échelle de notation de -4 à $+4$)

Pondération spécifique à Dieulouard

En fonction des territoires certains des cinq critères peuvent se révéler plus prégnants que d'autres. Afin d'intégrer les spécificités locales dans la hiérarchisation des priorités relatives à la gestion durable des inondations à Dieulouard, il a été procédé à la détermination des poids relatifs de chacun des cinq critères en adoptant la méthode AHP. Un questionnaire a donc été soumis au maire (seul acteur à participer à la réunion organisée à l'occasion).

Les comparaisons binaires ont permis de construire une matrice de jugement (Tableau 38) qui fait ressortir, après les différents calculs (détaillés en Annexes A13), que les critères « Durabilité Economique » et « Efficacité technique et fonctionnelle » sont prépondérants par rapport aux autres critères lors du choix des décisions de gestion des risques (Figure 98). Ce qui corrobore la persistance d'une prise de décision de gestion des risques axée sur des considérations économiques et techniques. De plus, ces résultats semblent cohérents car le Ratio de Cohérence de la matrice est de l'ordre de 7 %.

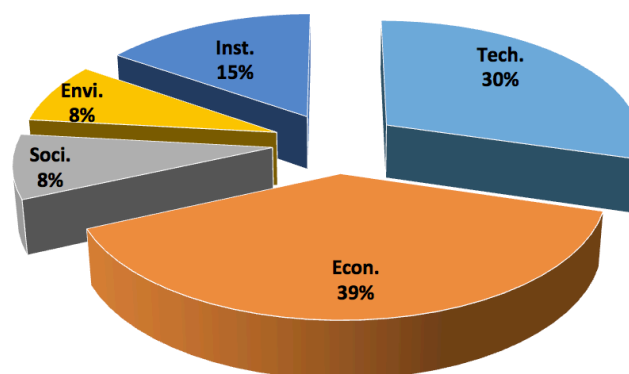
Une comparaison des distributions de possibilités des IDG issus d'une équipondération et de ceux de la pondération spécifique à Dieulouard au contexte montre que le champ des possibles est plus large lorsqu'on adopte une équipondération (Figure 99). Les résultats de l'équipondération sont donc moins prévisibles. L'analyse des IDG calculés à partir de la pondération spécifique à Dieulouard montre que le classement demeure identique à celui d'une équipondération : S3 est la meilleure, suivie de S4 puis de S2. On remarque tout de même que la pondération spécifique permet à S3 de se démarquer beaucoup plus des autres (Figure 100). La démarche idéale serait que le décideur compare les résultats du jeu

de poids propres à son contexte à ceux d'une équipondération avant de prendre des décisions. Nous choisissons de ne présenter que les résultats issus d'une équipondération dans la suite du chapitre. Toutefois, les résultats de la pondération spécifique à la commune se trouvent en annexes.

Tableau 38 Matrice de jugement sur l'importance relative des critères dans le contexte de Dieulouard

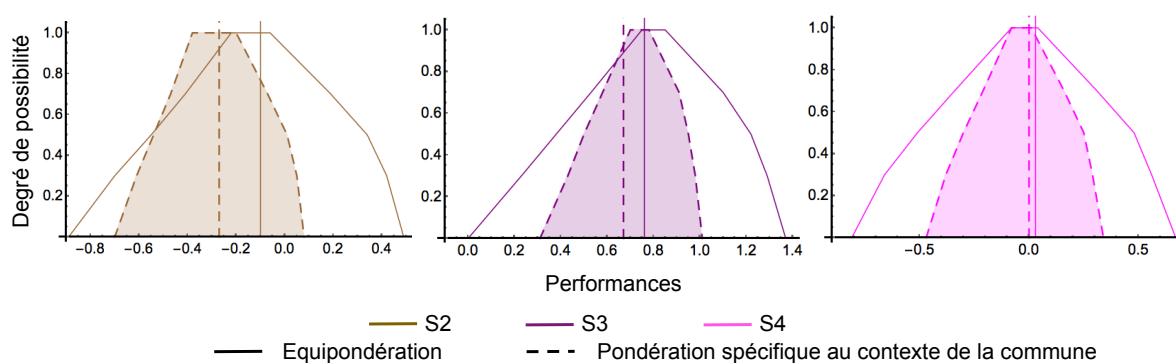
	Tech.	Econ.	Soci.	Envi.	Inst.
Tech.	1	0,5	5	5	2
Econ.	2	1	5	3	3
Soci.	0,2	0,2	1	1	1
Envi.	0,2	0,33	1	1	0,25
Inst.	0,5	0,33	1	4	1

Source : Auteur



Source : Auteur

Figure 98 Importance relative des critères de la durabilité de la gestion des inondations à Dieulouard



Source : Auteur

Figure 99 Comparaison des distributions de possibilités des IDG calculés selon deux jeux de pondération différents (échelle de notation de - 4 à + 4)

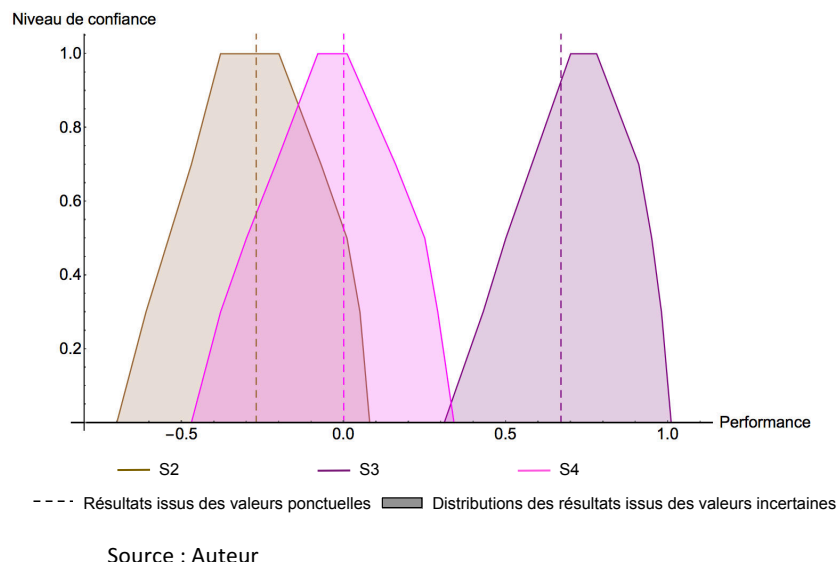


Figure 100 Distributions de possibilités des Indices de Durabilité Globale à $t_0 + 5$ ans (pondération contextuelle des critères, échelle de notation de -4 à $+4$)

5.5.1.2 Approche non compensatoire

Les différents classements en fonction de cette approche ont été réalisés en comparant les stratégies selon les informations déduites des Figure 83 à Figure 92 et sur la base des valeurs suivantes des IPC :

- déterministe ;
- minimale, centrale et maximale de l'intervalle de confiance¹⁸¹ à 100 % de certitude et
- centre de gravité des distributions des IPC.

Tout comme pour le calcul des IDG, l'existence de plusieurs modalités de distributions de possibilités dans le cas des critères associés à des indicateurs qualitatifs aboutit à plusieurs combinaisons de hiérarchisation des stratégies. Néanmoins le constat global est que cela n'influence pas les classements obtenus. Sauf dans le cas des classements basés sur les valeurs ponctuelles et sur la règle de décision R4 (voir cellules grisées Tableau 40). On constate que selon la modalité considérée, S4 est en deuxième position à égalité avec S2 (trois IPC supérieurs à 0) ou carrément en troisième position (deux IPC supérieurs à 0).

Les résultats en fonction des différentes règles de décision sont exposés ci-après.

Maximum de meilleurs IPC (R3)

Pour toutes les valeurs de l'analyse, S3 semble la plus durable en étant la meilleure pour tous les critères. Les deux autres stratégies ont été départagées en les comparant de nouveau entre elles pour déterminer celle qui a, cette fois-ci, le maximum d'IPC en seconde position. Bien que leur nombre de performances en deuxième position change selon l'approche de défuzzification, le classement demeure identique (Tableau 39) et désigne S2 comme la moins durable.

¹⁸¹ Les résultats présentés dans cette sous-section portent uniquement sur les intervalles de confiance à 100 % de certitude dans un souci de simplification de l'analyse surtout que les classements sont globalement identiques pour les trois niveaux de certitude.

Tableau 39 Classement des stratégies en fonction du nombre de meilleures performances à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4, NC = 100 %)

Valeurs des IPC	S2	S3	S4
Ponctuelle	3 ^{ème} (second une fois)	1 ^{er} (meilleur cinq fois)	2 ^{ème} (second quatre fois)
Minimale	3 ^{ème} (second trois fois)	1 ^{er} (meilleur cinq fois)	2 ^{ème} (second quatre fois)
Centrale	3 ^{ème} (second deux fois)	1 ^{er} (meilleur cinq fois)	2 ^{ème} (second quatre fois)
Maximale	3 ^{ème} (second deux fois)	1 ^{er} (meilleur cinq fois)	2 ^{ème} (second quatre fois)
Centre de Gravité	3 ^{ème} (second une fois)	1 ^{er} (meilleur cinq fois)	2 ^{ème} (second quatre fois)

Source : Auteur

Maximum de performances supérieures à celle de la référence soit IPC > à 0 (R4)

Tout comme pour la règle précédente, S3 demeure la stratégie la plus durable quelle que soit la valeur retenue pour l'analyse (Tableau 40). Le classement des deux autres stratégies entre elles dépend du choix de la valeur de défuzzification. Pour la valeur déterministe, le rang de S4 (qui a deux modalités dont les valeurs déterministes associées sont situées de part et d'autre du 0) dépend de la modalité analysée : elle est aussi durable que S2 dans un cas et moins durable qu'elle dans l'autre (voir cellules grisées du tableau). Dans la posture pessimiste qui retient la valeur minimale de l'intervalle de confiance, S2 est moins durable que S4 mais elles sont à égalité dans le cas contraire. Le milieu de l'intervalle de confiance et le centre de gravité de la distribution classent S2 en deuxième position devant S4.

Plus faible contre-performance (R5)

Comme le montre le Tableau 41, à l'exception du scénario minimaliste, cette règle permet de classer S3 comme la plus performante suivie de S4 puis de S2.

Atteinte d'un objectif de performance fixé soit IPC ≥ 1 (R6)

Lorsqu'il est exigé une performance minimale de 1 pour chaque critère, on observe plusieurs classements possibles selon la valeur retenue pour les comparaisons (voir Tableau 42) quoique S3 soit toujours classée en première position seule ou avec une autre stratégie. Dans le cas d'une évaluation déterministes S2 et S3 sont les plus durables face à S4 alors que lorsqu'on considère le centre de gravité des distributions de possibilités des IPC S3 et S4 sont les plus durables face à S2. Les scénarios maximaliste et minimaliste ne permettent pas de départager les stratégies : elles sont toutes les trois le même degré de durabilité. Pour le scénario pessimiste aucun de leurs critères n'atteint l'objectif fixé et pour le scénario optimiste seuls deux critères sur cinq ont une performance au moins égale à 1. Dans l'option d'un juste milieu entre ces deux scénarios S3 ressort comme la stratégie de gestion la plus durable tandis que les deux autres stratégies ont un même degré de durabilité.

Tableau 40 Classement des stratégies en fonction du nombre de performances supérieures à celle de la référence à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4, NC = 100 %)

Valeurs des IPC	S2	S3	S4
Ponctuelle	2 ^{ème} 3 IPC > 0	1 ^{er} 5 IPC > 0	2 ^{ème} / 3 ^{ème} 3 / 2 IPC > 0
Minimale	3 ^{ème} 0 IPC > 0	1 ^{er} 4 IPC > 0	2 ^{ème} 1 IPC > 0
Centrale	2 ^{ème} 3 IPC > 0	1 ^{er} 5 IPC > 0	3 ^{ème} 2 IPC > 0
Maximale	2 ^{ème} 3 IPC > 0	1 ^{er} 5 IPC > 0	2 ^{ème} 3 IPC > 0
Centre de Gravité	2 ^{ème} 3 IPC > 0	1 ^{er} 5 IPC > 0	3 ^{ème} 2 IPC > 0

Source : Auteur

Tableau 41 Classement des stratégies en fonction de la plus faible contre-performance à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 4 à + 4, NC = 100 %)

Valeurs des IPC	S2	S3	S4
Ponctuelle	3 ^{ème} IPC _{Eco} = - 1	1 ^{er} Aucune	2 ^{ème} IPC _{Env} = - 0,79
Minimale	2 ^{ème} IPC _{Soc} = - 1,98	1 ^{er} IPC _{Soc} = - 1,51	3 ^{ème} IPC _{Soc} = - 2,35
Centrale	3 ^{ème} IPC _{Env} = - 1,13	1 ^{er} Aucune	2 ^{ème} IPC _{Env} = - 1
Maximale	3 ^{ème} IPC _{Eco} = - 1	1 ^{er} Aucune	2 ^{ème} IPC _{Env} = - 0,7
Centre de Gravité	3 ^{ème} IPC _{Env} = - 1,13	1 ^{er} Aucune	2 ^{ème} IPC _{Env} = - 1

Source : Auteur

Ces résultats permettent de conclure que S3 est la plus durable à t0 + 5 ans. Elle est classée en première position aussi bien sur la base des IDG que des règles non compensatoires. Toutefois il est impossible de dégager un classement des trois stratégies qui soit invariable quelle que soit l'approche de hiérarchisation finale ou de défuzzification. Les scores finaux (IDG) permettent de conclure que S4 est plus durable que S2. Par contre, des variations de positionnement sont observées entre elles pour les règles non compensatoires qui classent les stratégies en fonction de leurs forces et faiblesses au niveau de chaque critère. Selon leurs forces et faiblesses respectives, S2 et S4 occupent la seconde place à tour de rôle ou simultanément et donc ne se démarquent pas clairement. Les résultats de la logique non compensatoire pourraient amener à penser que S2 et S4 sont semblables mais la spécificité du contexte aide plus ou moins à les distinguer.

Tableau 42 Classement des stratégies en fonction du nombre de IPC ayant atteint le seuil fixé à $t_0 + 5$ ans (échelle de notation de -4 à $+4$, $NC = 100\%$)

Valeurs des IPC	S2	S3	S4
Ponctuelle	3 ^{ème} Aucun IPC	1 ^{er} 1 IPC \geq 1	1 ^{er} 1 IPC \geq 1
Minimale	1 ^{er} Aucun	1 ^{er} Aucun	1 ^{er} Aucun
Centrale	2 ^{ème} Aucun IPC	1 ^{er} 1 IPC \geq 1	2 ^{ème} Aucun IPC
Maximale	1 ^{er} 2 IPC \geq 1	1 ^{er} 2 IPC \geq 1	1 ^{er} 2 IPC \geq 1
Centre de Gravité	3 ^{ème} Aucun IPC	1 ^{er} 1 IPC \geq 1	1 ^{er} 1 IPC \geq 1

Source : Auteur

Le constat global qui se dégage des classements obtenus pour les différentes approches de hiérarchisation est que la démarche non compensatoire aboutit à des hiérarchisations plus riches en nuances. Ce qui induit plusieurs hiérarchisations finales possibles selon la règle de décision et l'approche de défuzzification adoptées.

5.5.2 Analyse de la variabilité des résultats aux différentes sources d'incertitudes

Différentes sources d'incertitudes se sont révélées tout au long de l'évaluation de la durabilité des stratégies, d'où le questionnement suivant : « *Toutes ces sources d'incertitudes sont-elles sources de variabilité des résultats dans la présente étude de cas ?* » Pour répondre à cette question, une étude de variabilité élémentaire (en modifiant une seule source d'incertitudes à la fois) a été menée. Elle a d'abord porté sur la prise en compte des incertitudes affectant les données d'entrée afin d'appréhender leur impact sur la hiérarchisation de base des stratégies issue de l'évaluation déterministe. Puis l'influence des choix méthodologiques suivants a été abordée :

- considération individuelle des distributions de possibilités des indicateurs qualitatifs en entrée de l'évaluation en cas de divergences dans la synthèse des opinions d'experts ;
- échelle de normalisation ;
- coefficients de pondération et
- règles de hiérarchisation finale et approches de défuzzification.

L'objectif de cette sous-section est d'identifier les sources d'incertitudes pertinentes susceptibles d'engendrer des différences de classement dans l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle.

5.5.2.1 Variabilité des résultats à la prise en compte des incertitudes sur les données d'entrée

Afin d'appréhender l'influence de la prise en compte des incertitudes relatives aux données d'entrée sur la hiérarchisation finale des stratégies à $t_0 + 5$ ans, l'analyse de la variabilité a consisté à comparer les IDG à $t_0 + 5$ ans issus des données incertaines à ceux basés sur des données ponctuelles (voir Tableau 37 et Figure 97).

Il a d'abord été jugé intéressant d'évaluer l'influence des incertitudes relatives aux données d'entrée sur le résultat de chaque stratégie. Lors de la comparaison de la distribution de possibilités de l'IDG avec sa valeur nominale, cette dernière peut :

- appartenir à l'intervalle « noyau » de la distribution. C'est le cas de S2 dont l'IDG nominale vaut $-0,1$ et appartient aux intervalles « noyau » et « support » de la distribution de possibilités de l'IDG qui sont respectivement $[-0,22 ; -0,06]$ et $[-0,89 ; 0,49]$.

- appartenir à l'intervalle « support » mais pas à l'intervalle « noyau ». Il est de ce fait possible de déterminer le degré d'appartenance de la valeur nominale à la distribution de possibilités. Cette situation est observée dans le cas de S4 lorsque son IDG est calculé avec une prédominance modérée du critère « Durabilité économique » (voir 5.5.2.4). La valeur nominale de l'IDG qui vaut $-0,14$ appartient à la distribution de possibilités (dont l'intervalle « support » est $[-0,18 ; 0,36]$) avec un degré de possibilité de l'ordre de $0,32$.

- ne pas appartenir à l'intervalle « support » ni à l'intervalle « noyau ».

L'estimation de l'incertitude relative permet de quantifier l'impact des incertitudes relatives aux données sur l'IDG aléatoire estimé. Pour une stratégie donnée, lorsque la valeur ponctuelle de l'IDG est égale à X et que l'intervalle des valeurs possibles de l'IDG incertain est égal à $[X - U_1, X + U_2]$, les incertitudes relatives sur l'IDG ponctuel varient de $(-U_1 / X)$ à (U_2 / X) . Le Tableau 43 récapitule les incertitudes relatives sur les IDG estimés à partir des données déterministes. Par exemple dans le cas de S3, la prise en compte des incertitudes sur les données aboutit à des incertitudes relatives variant de -100% à $+80\%$ lorsque l'analyse est faite avec un niveau de certitude de 100% . Pour réaliser les analyses comparatives, le décideur doit se dire que sur la base des données et hypothèses de cette étude, l'IDG déterministe de S3 n'est connu qu'à -100% et $+80\%$ d'incertitude. Des résultats du tableau, il ressort que l'IDG déterministe de S3 est le plus précis de tous quel que soit le niveau de certitude.

A titre illustratif, on peut observer qu'à un niveau de certitude de 100% , il existe une incertitude maximale¹⁸² de 100% pour S3 ; ce qui constitue une incertitude faible en comparaison de celle de S2 qui est de 790% et de S4 qui vaut $2\,800\%$.

Tableau 43 Incertitudes relatives sur les IDG déterministes à $t_0 + 5$ ans (échelle de notation de -4 à $+4$)

Niveau de certitude	S2	S3	S4
50 %	- 450 % à + 440 %	- 50 % à + 61 %	- 1 800 % à + 1 500 %
70 %	- 600 % à + 520 %	± 70 %	- 2 300 % à + 1 767 %
100 %	- 790 % à + 590 %	- 100 % à + 80 %	- 2 800 % à + 2 133 %

Source : Auteur

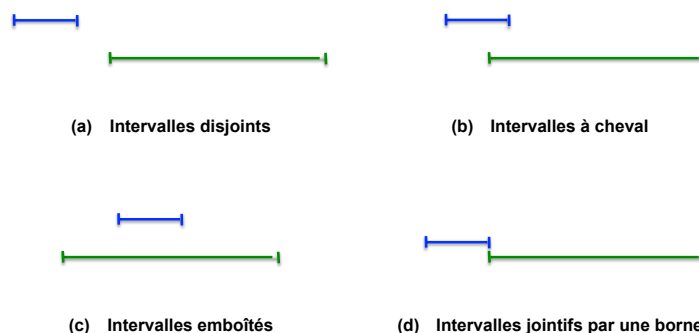
¹⁸² Plus grande valeur de la valeur absolue des incertitudes relatives sur chaque résultat.

Ces résultats montrent que l'interprétation des résultats d'une évaluation avec des valeurs ponctuelles nécessite d'être nuancée : les résultats déterministes ne constituent que des valeurs de référence qui peuvent guider l'analyse comparative des stratégies. Le décideur, conscient des nuances, ne prendrait plus les résultats d'une évaluation déterministe pour certains. Il vaut donc mieux présenter les performances des stratégies sous forme de distributions de possibilités et d'intervalles de confiance pour exprimer les incertitudes qui y sont associées.

Afin de mettre en évidence les subtilités dans l'analyse comparative des performances des stratégies lorsqu'il existe des incertitudes sur les données d'entrée, des comparaisons ont été effectuées à trois niveaux différents : (1) entre les classements issus des valeurs nominales et ceux issus des centres de gravité des distributions de possibilités, (2) entre les distributions de possibilités des IDG et (3) entre les intervalles de confiance des IDG pour un niveau de certitude donné. La comparaison des intervalles de confiance et/ou des distributions de possibilités des performances des stratégies permet de déterminer si deux options sont significativement différentes l'une de l'autre.

En se référant aux résultats du calcul des IDG (voir § 5.5.1.1), la comparaison des classements issus des valeurs nominales et des centres de gravité des distributions de possibilités (Figure 97) permet de conclure qu'*a priori* la prise en compte des incertitudes sur les données d'entrée ne semble pas perturber l'ordre de classement des stratégies.

Les intervalles flous issus des distributions de possibilités des IDG peuvent avoir plusieurs configurations de positionnement les uns par rapport aux autres (Figure 101). Lorsque ces intervalles sont disjoints, la préférence d'une option par rapport aux autres est claire et on peut aisément conclure que les options sont significativement différentes. Dans le cas contraire, il n'existe globalement pas de différence significative entre les options : les options ont des performances possiblement identiques ou partagées ce qui peut aboutir à une prise de décision ambiguë. Dans une telle situation, le décideur peut exprimer sa préférence en fixant une règle pour départager les stratégies ; comme par exemple, une stratégie est différente des autres lorsque 75 % au moins de son intervalle de confiance est distinct de celui des autres.



Source : Auteur

Figure 101 Positionnements possibles des intervalles de confiance de deux options

La comparaison des trois stratégies en considérant les intervalles de confiance issus de leur distribution de possibilités permet de nuancer les résultats présentés par la Figure 97. Plutôt que d'affirmer que S3 était la plus durable, on pourrait conclure lorsqu'on raisonne avec un niveau de certitude de 100 % qu'il y a environ :

- 31 % de chance que S3 soit la plus durable ;
- 8 % de chance que S3 et S4 aient possiblement la même performance ;
- 22 % de chance que S2, S3 et S4 aient possiblement la même performance ;
- 36 % de chance que S2 et S4 aient possiblement la même performance et
- 3 % de chance que S2 soit la moins durable.

L'analyse comparative des distributions de possibilités se base sur le degré de compatibilité entre les stratégies. Le degré de compatibilité (DC) entre l'option O1 et l'option O2, exprimé en pourcentage, est calculé par l'équation suivante proposée par Curt (2008) :

$$DC_{(O1;O2)} = \frac{S_{(O1 \cap O2)}}{S_{O1} + S_{O2} - S_{(O1 \cap O2)}} \quad [20]$$

avec S_{O1} = Surface associée à la distribution de possibilités de l'option O1

S_{O2} = Surface associée à la distribution de possibilités de l'option O2

$S_{O1 \cap O2}$ = Surface associée à la zone d'intersection des distributions de possibilités des deux options.

De la même manière que pour les intervalles de confiance, les distributions de possibilités de deux options données peuvent avoir plusieurs positionnements :

- absence d'intersection : le degré de compatibilité dans ce cas est nul ;
- superposition : le degré de compatibilité est supérieur à 0. Toutes les valeurs entre 0 % et 100 % sont possibles et lorsque le degré de compatibilité atteint 100 % les deux options ont des performances totalement identiques. Il est aussi possible que l'intersection corresponde à une valeur unique lorsque les distributions de possibilités se touchent par une de leurs bornes. Dans la zone d'intersection ce n'est pas forcément l'option dont la distribution de possibilités se situe le plus à droite qui est la meilleure.

La zone d'intersection des distributions de possibilités est la zone où les options ont des performances possiblement compatibles. Plus elle est grande plus la prise de décision est ambiguë. S'agissant du degré de compatibilité, le décideur peut également fixer une règle de différenciation des stratégies. Par exemple, deux options sont significativement différentes si le degré de compatibilité entre leurs distributions de possibilités est inférieur à 25 %.

Comme l'illustre la Figure 102 le degré de compatibilité par ordre d'importance décroissante est de 79 % entre S2 et S4, de 13 % entre S3 et S4 et de 7 % entre S2 et S3. Dans le cas des options S3 et S4 par exemple, bien que les valeurs nominales permettent de conclure que S3 est la plus durable, il existe 13 % de chance lors d'une évaluation non déterministe que S3 et S4 aient la même performance, ou que S3 demeure la meilleure ou que S3 soit moins durable que S4. Sur la base de la règle ci-dessus énumérée, on peut alors conclure que S3 a

une durabilité significativement distincte de celle de S2 et S4 alors que la durabilité de ces dernières est quasiment identique.

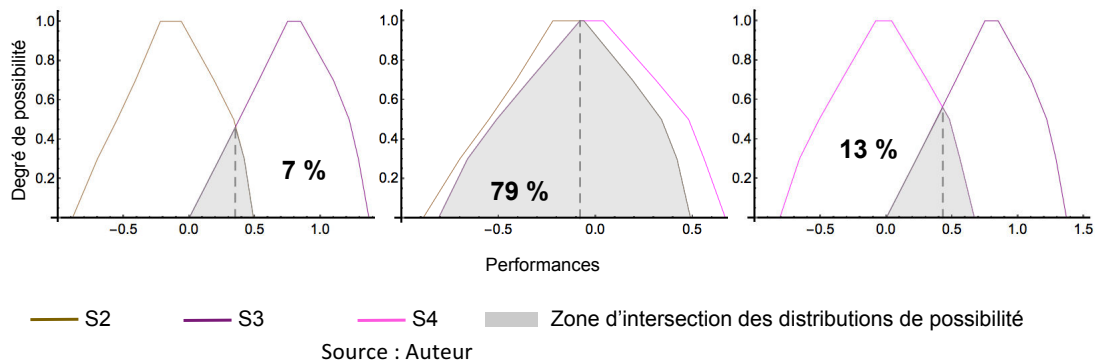


Figure 102 Détermination du degré de compatibilité entre les stratégies

Ces résultats montrent que les performances déterministes et non déterministes des stratégies sont globalement en adéquation. Néanmoins la prise en compte des incertitudes sur les données d'entrée aide à attribuer un niveau de précision à la conclusion tirée de l'évaluation. Ainsi, plutôt que de conclure uniquement qu'une stratégie donnée est la plus durable, on observera qu'il existe un pourcentage de chance donné que cette stratégie soit la plus durable. Cette nuance permet d'éclairer les différences susceptibles d'être observées dans la hiérarchisation issue d'un autre jeu de données déterministes tirées au hasard dans les intervalles des valeurs possibles des données d'entrée.

L'analyse comparative des stratégies sur la base de leurs intervalles de confiance et/ou de leurs distributions de possibilités permet de faire ressortir les situations où les performances de durabilité se recoupent afin d'attirer l'attention du décideur sur les zones d'intersection qui mériteraient un débat ou une négociation avant toute prise de décision. Les distributions de possibilités des performances apparaissent alors comme des outils pour une meilleure information des acteurs sur les incertitudes relatives aux résultats.

La présentation simultanée des IDG sous leur forme déterministe et sous la forme de distributions de possibilités permet de présenter clairement les résultats des deux approches d'évaluation au décideur qui pourra ainsi prendre sa décision en connaissance de cause.

La quantification et la prise en compte des incertitudes relatives aux données d'entrée s'avèrent donc pertinentes pour une meilleure prise de décision. En outre, la prudence est également requise dans l'interprétation des résultats d'une évaluation aléatoire car ces résultats sont des projections indiquant ce qu'il adviendrait si les données, scénarios et hypothèses retenus pour l'évaluation devaient s'avérer justes.

5.5.2.2 Variabilité des résultats aux divergences d'avis d'experts sur les indicateurs qualitatifs

Cette analyse consiste à vérifier si le fait de considérer l'une plutôt que l'autre des différentes modalités de distributions de possibilités des IDG (représentées sur Figure 96) obtenues en considérant toutes les modalités de distributions de possibilités des indicateurs qualitatifs concernés pourrait perturber le classement des stratégies. On constate premièrement que les divergences entre les distributions de possibilités s'amenuisent en

passant de l'indicateur qualitatif à l'IDG et deviennent quasiment imperceptibles quand le niveau de certitude augmente dans le cas de cette étude.

L'analyse de la variabilité n'a pas permis de mettre en évidence des effets significatifs de la variabilité des modalités de distributions de possibilités des indicateurs qualitatifs à $t_0 + 5$ ans. Cependant on observe une influence significative de ce facteur de variabilité lorsqu'on s'intéresse aux résultats des IDG à $t_0 + 30$ ans (§ 5.5.4). Le choix d'une modalité au détriment d'une autre pour l'analyse comparative peut impacter le classement des stratégies. De plus, il semble pertinent de garder ces modalités pour faire ressortir les conséquences sur l'IDG de l'absence d'un positionnement partagé par les experts sur un indicateur donné. La présentation des résultats des IDG sous formes de plusieurs modalités permettrait de déclencher des réflexions sur les enjeux sous-jacents aux divergences entre les opinions d'experts émises.

5.5.2.3 Variabilité des résultats au choix de l'échelle de normalisation

La variabilité potentiellement induite par le choix de l'échelle de normalisation a été étudiée à travers la comparaison des résultats issus de deux échelles différentes : une échelle de notation de -4 à $+4$ (Figure 97) et de -10 à $+10$ (Figure 103). Pour faciliter la comparaison des IDG, les performances issues des deux échelles de normalisation¹⁸³ retenues ont été ramenées à une même base de notation (-4 à 4 ou -10 à 10) par règle de trois.

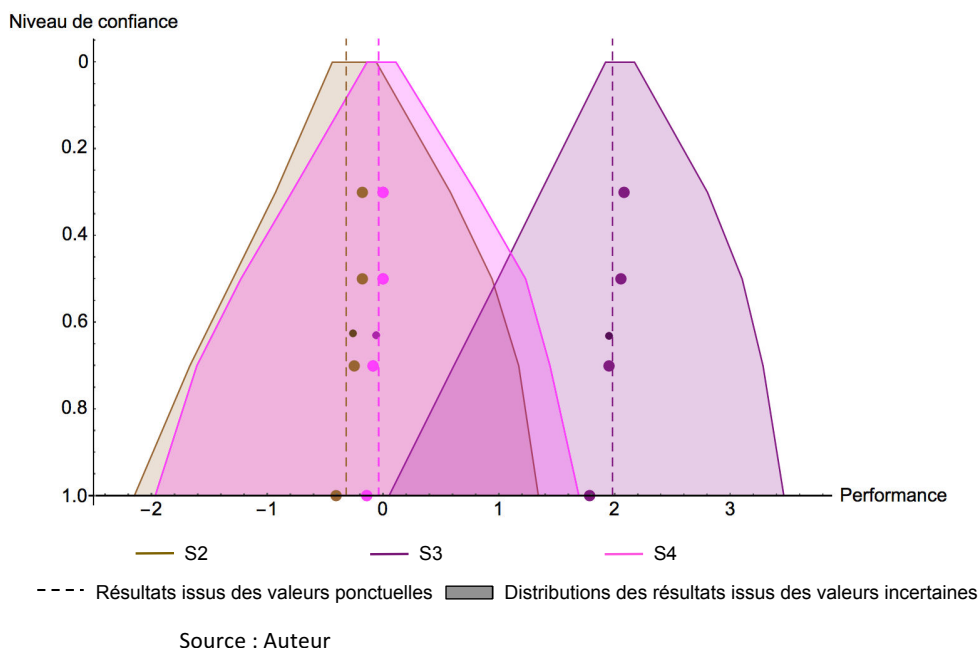


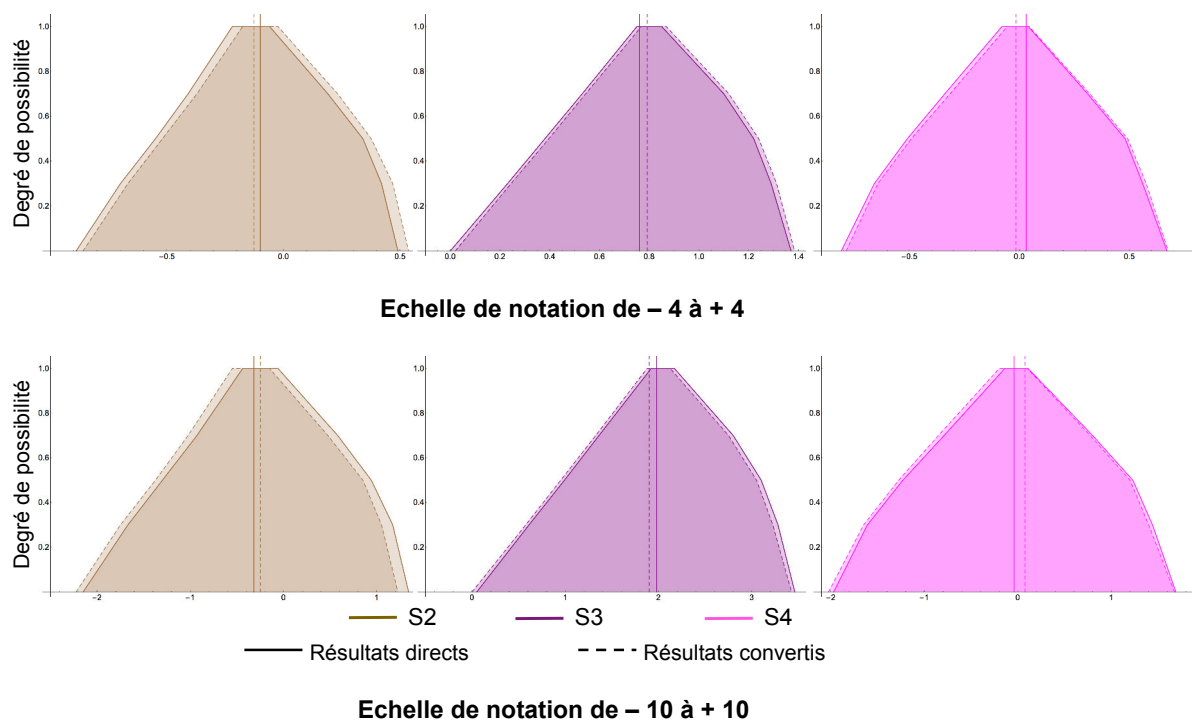
Figure 103 Distributions de possibilités des Indices de Durabilité Globale à $t_0 + 5$ ans (équipondération des critères, échelle de notation de -10 à $+10$)

De cette comparaison, il ressort qu'indépendamment de l'échelle, le classement des stratégies sur la base de leurs IDG reste stable. Toutefois, comme l'illustre la Figure 104, lorsqu'on compare les performances sur la base de l'échelle allant de -4 à $+4$, les

¹⁸³ Les taux d'impact au niveau des paramètres ont été normalisés avec une échelle isométrique de neuf pas ou vingt et un pas. Les distributions de possibilités des indicateurs qualitatifs ont été ramenées à une même base de notation de -10 à 10 en les multipliant par 2,5.

performances converties sont plus élevées que celles directement calculées avec cette échelle. Cela s'observe par le décalage vers la droite des distributions de possibilités associées aux performances converties (pointillés) par rapport aux performances directes (trait plein). Inversement, les distributions de possibilités des performances adaptées à l'échelle allant de - 10 à + 10 sont moins élevées que les distributions de possibilités des performances issues directement de cette échelle (décalage vers la gauche des distributions en pointillés). Le constat global est une perte d'information plus importante avec l'échelle de neuf pas. Les performances basées sur cette échelle sont minorées par rapport à celle issues de l'échelle de vingt et un pas.

L'influence du choix de l'échelle sur les classements issus des règles non compensatoires a été étudiée en comparant les résultats des Tableau 39 à Tableau 42 avec ceux du Tableau 44. On note une homogénéité dans les classements basés sur les deux échelles sauf pour la règle R6 (atteinte d'un objectif de performance fixé). On observe des variations dans les classements au niveau des valeurs nominales et des centres de gravité des distributions de possibilités. Avec les valeurs nominales, S4 qui occupe la première position avec S3 pour une échelle de neuf pas (avec un seul IPC = 1,01 supérieur ou égal à 1) passe en deuxième place avec S2 pour l'autre échelle. En effet, S4 n'a plus aucun IPC qui respecte la règle ; le critère « Durabilité institutionnelle » dont la performance vaut 1,01 sur l'échelle de - 4 à + 4 se retrouve avec une performance de 2,39 qui n'atteint pas le seuil de 2,5 fixé pour l'échelle de - 10 à + 10. On remarque également ce bouleversement dans le cas des centres de gravité : S4 passe de la première place (avec un centre de gravité supérieur ou égal au seuil de 1) à la deuxième place car plus aucun des centres de gravité des distributions de possibilités de ses IPC n'atteint le seuil de 2,5 lorsqu'on change d'échelle.



Source : Auteur

Figure 104 Comparaison des performances appariées selon les deux échelles de notation

On peut déduire de tout ce qui précède que globalement les classements sont identiques quelle que soit l'échelle utilisée. Les résultats présentés par la suite sont basés sur une échelle de vingt et un pas dont les résultats sont plus fins et qui permet de préciser la valeur d'une performance à un point près contrairement à l'autre échelle. A titre illustratif, la performance à $t_0 + 5$ ans du paramètre « *Nombre de logements dans l'enveloppe de la Q_{Ref}* » de S2, calculée avec les mêmes données d'entrée est égal au singleton {-1} pour l'échelle de neuf pas et à l'intervalle [-3 ; -2] pour l'échelle de vingt et un pas.

5.5.2.4 Variabilité des résultats au choix des coefficients de pondération des critères

L'objectif de cette analyse est de montrer que le choix d'un jeu de pondération spécifique donné peut perturber l'ordre de classement des stratégies initialement établi à partir des distributions de possibilités des IDG estimés sur la base d'une équipondération. Les coefficients de pondération attribués aux critères lors du calcul d'un IDG représentent l'importance accordée par le décideur à chacun d'eux. La variabilité des résultats à la pondération a été analysée en comparant les résultats d'une équipondération et d'une pondération alternative. Pour la pondération alternative, on admet un critère dominant à tour de rôle suivant deux niveaux d'importance. Les coefficients utilisés dans ce cas ont été sélectionnés de manière arbitraire. Pour un niveau d'importance modérée d'un critère par rapport aux autres le coefficient 0,4 est attribué au critère dominant contre 0,15 pour les quatre autres critères. Lorsque le critère est supposé avoir une forte prédominance, il est pondéré par 0,6 tandis que les autres sont pondérés par 0,1. La totalité des résultats est présentée en Annexes A11).

Une analyse axée uniquement sur les IDG déterministes montre que S3 est la plus durable pour les onze jeux de pondération utilisés. Ceci démontre une comparaison robuste clairement en faveur de S3. Par contre, selon la pondération, S4 est neuf fois sur onze plus performante S2. En effet, S4 se classe en deuxième position lorsque les aspects technique, économique, social et environnemental sont dominants (à la fois en cas d'importance modérée et forte) tandis qu'elle est surclassée par S2 lorsqu'on accorde plus d'importance à la dimension sociale. Cette situation est également observée lorsque l'analyse se base sur les bornes inférieures des intervalles de confiance des IDG à 100 % de niveau de certitude. Par contre, les résultats sont identiques quel que soit le jeu de pondération lorsque l'évaluateur adopte une attitude optimiste en raisonnant sur les bornes supérieures. Plus concrètement, à un niveau de certitude de 100 % lorsque l'accent est mis sur les considérations sociales, S2 est deuxième dans le cas du scénario minimaliste et troisième dans le cas contraire.

Lorsqu'on raisonne par rapport aux distributions de possibilités, on constate que seule une prédominance forte des aspects économique et environnemental permet d'avoir un avis tranché sur la stratégie la plus durable. Même si la stratégie S3 semble la plus durable pour tous les jeux de pondération c'est uniquement dans ces deux cas que le degré de compatibilité de sa distribution de possibilités avec celles des autres est nul. Concrètement, sur les onze jeux de pondération et en présence d'incertitudes sur les données d'entrée, la première place de S3 n'est robuste que lorsqu'on accorde une importance forte aux critères « *Durabilité économique* » et « *Durabilité environnementale* ».

En résumé, on observe globalement des classements très contrastés. Cette variabilité des résultats permet de conclure que la pondération peut avoir une influence sur l'évaluation. En raison de la subjectivité de cette étape du processus d'évaluation, le choix des coefficients de pondération doit être effectué en totale transparence. Il serait judicieux que le décideur fasse toujours une comparaison entre les résultats d'une équipondération et ceux des pondérations alternatives qu'il aura appliquées avant de prendre sa décision. Pour respecter la logique du développement durable, l'équipondération sera utilisée pour la suite de l'étude de cas (tous les IDG analysés ci-après sont basés sur une équipondération).

5.5.2.5 Variabilité des résultats au choix des règles de hiérarchisation finale et des approches de défuzzification

Compte tenu de la diversité des règles de hiérarchisation finale et des approches de défuzzification identifiées, le classement des options est susceptible de perdre sa stabilité d'une règle/approche à l'autre. Une étude de la variabilité du classement en fonction de la règle de hiérarchisation et des valeurs des IPC (valeur nominale, valeur minimale/centrale/maximale de l'intervalle de confiance à 100 % de niveau de certitude, centre de gravité de la distribution de possibilités) a été réalisée pour identifier l'impact de ces choix sur les classements. Le Tableau 44 illustre cette étude de variabilité.

Dans la présente étude de cas, la S3 est la plus performante pour toutes les règles et toutes les approches de défuzzification (ou scénarios). La variabilité des classements est donc perceptible uniquement entre S2 et S4 (cellules grisées du tableau) ; aussi bien pour une évaluation déterministe que non déterministe. Par rapport à la hiérarchisation initiale issue de l'approche compensatoire (calcul des IDG par équipondération) classant S4 et S2 respectivement en deuxième et troisième rang, les règles non compensatoires R4 et R6 sont celles qui induisent le plus de nuances. Dans le cas particulier de R6, on constate que quelle que soit l'approche de défuzzification le décideur se retrouve face à une décision ambiguë. Avec la règle R3 le classement demeure identique à celui de la R1 ; idem pour la R5 qui présente tout de même un cas de nuance.

Les variations du classement sont peu fréquentes quand l'évaluation est déterministe : seules les règles R4 et R6 influencent le résultat initial. Ainsi, au lieu de préférer S4 à S2, le décideur sera indifférent car ces deux stratégies s'équivalent. Pour une même règle de décision, en fonction de la valeur considérée dans l'analyse comparative (évaluation non déterministe), une décision qui était mieux classée qu'une autre peut perdre son rang au profit de cette dernière. A titre d'exemple, pour une analyse basée sur la plus faible contre-performance, lorsqu'on considère les bornes inférieures des IPC, S2 se classe deuxième devant S4. Par contre S2 devient moins performante que S4 pour une analyse basée sur les bornes supérieures, les milieux des intervalles de confiance ou les centres de gravité des distributions de possibilités des IPC.

La variabilité du classement des stratégies face aux règles de hiérarchisation et aux approches de défuzzification justifie le choix dans l'élaboration de la méthodologie proposée de ne pas imposer de règles de hiérarchisation ni d'approches de défuzzification donnant ainsi la liberté au décideur de faire les choix les plus adaptés à son contexte.

Tableau 44 Classement des stratégies en fonction des règles de hiérarchisation et des approches de défuzzification à t0 + 5 ans (échelle de notation de - 10 à + 10, NC = 100 %)

Règles	Valeurs des IPC	1 ^{er}	2 ^{ème}	3 ^{ème}
R1 : calcul de l'IDG (équi-pondération)	Ponctuelle			
	Minimale			
	Centrale	S3	S4	S2
	Maximale			
	Centre de Gravité			
R3 : maximum de meilleurs IPC	Ponctuelle			
	Minimale			
	Centrale	S3	S4	S2
	Maximale			
	Centre de Gravité			
R4 : maximum d'IPC > 0	Ponctuelle	S3	S2 / S4 *	----
	Minimale	S3	S4	S2
	Centrale	S3	S2	S4
	Maximale	S3	S2 / S4	----
	Centre de Gravité	S3	S2	S4
R5 : plus faible contre-performance	Ponctuelle	S3	S4	S2
	Minimale	S3	S2	S4
	Centrale			
	Maximale	S3	S4	S2
	Centre de Gravité			
R6 : atteinte du seuil fixé à 2,5	Ponctuelle	S3	S2 / S4	----
	Minimale	S2 / S3 / S4	----	----
	Centrale	S3	S2 / S4	----
	Maximale	S2 / S3 / S4	----	----
	Centre de Gravité	S3	S2 / S4	----

* Les stratégies ayant des rangs différents pour des raisons d'existence de plusieurs modalités de distributions de possibilités sont en rouge. Source : Auteur

Les résultats de l'analyse de la variabilité du classement des stratégies impliquent le constat suivant. Les incertitudes sur les données d'entrée (y compris la divergence entre les avis d'experts), sur la pondération, sur les règles de décision et sur les approches de défuzzification constituent les facteurs pertinents susceptibles d'influencer la prise des décisions durables de gestion des risques d'origine naturelle. Par conséquent, plutôt que de conclure uniquement qu'une option X est la plus durable pour la gestion d'un risque donné, il faut préciser dans quelles conditions (données d'entrée, pondération, règles de hiérarchisation, approches de défuzzification) elle est la meilleure. Pour décider entre deux options X et Y, il faut d'une part expliquer les principales différences entre les choix (de

données et méthodologiques) favorables à X et ceux favorables à Y. Ensuite, il faut relativiser les conclusions en indiquant si une option meilleure dans une situation donnée se retrouve moins performante dans une autre situation et si, inversement, une option moins durable améliore sa performance lorsque les conditions initiales de l'évaluation changent.

5.5.3 Hiérarchisation finale à t0 + 10 ans

A l'horizon t0 + 10 ans, on dénombre dix-neuf modalités¹⁸⁴ de distributions de possibilités des IPC (dont sept pour S2, six pour S3 et six pour S4 au lieu de cinq) soit au total huit modalités de distributions de possibilités d'IDG. Les règles de sélection énoncées dans la sous-section § 4.5.1.1 ont permis de retenir deux modalités¹⁸⁵ pour S2 et une modalité pour les deux autres stratégies. Les hiérarchisations des stratégies obtenues à partir de ces modalités sont regroupées dans le Tableau 45.

Les analyses relatives aux intervalles de confiance portent uniquement sur un niveau de certitude de 100% (dans un souci de facilitation de la lecture des résultats présentés). Les cellules grisées mettent en évidence les situations pour lesquelles le classement est différent de celui obtenu pour le calcul des IDG avec les valeurs nominales (considéré comme classement initial à t0 + 10 ans).

Les IDG déterministes permettent de classer les trois stratégies par ordre de performance décroissante comme suit : S3, S2 et S4. La défuzzification par la borne inférieure des intervalles de confiance des IDG aboutit au même résultat avec les deux modalités de distributions de possibilités d'IDG de S2. La défuzzification par le milieu de l'intervalle de confiance et par le centre de gravité des distributions de possibilités donne des résultats différents selon que l'analyse est basée sur l'une ou l'autre des deux modalités de S2 : ceci révèle clairement l'influence de la divergence des opinions d'experts sur la variabilité des résultats. Cette influence s'observe également dans la hiérarchisation non compensatoire :

– lorsqu'on utilise R3 avec une défuzzification par la borne inférieure des intervalles de confiance, S2 est mieux ou moins bien classée que S4 selon la modalité de la distribution de possibilités du critère « *Durabilité sociale* » de S2 analysée et

– dans le cas de R6, une défuzzification par le centre de gravité des distributions permet soit de classer S4 soit en troisième position soit en deuxième position *ex æquo* avec S2 selon la distribution du critère « *Durabilité institutionnelle* » de S4 considérée.

Presque toutes les hiérarchisations non compensatoires (à l'exception de celles basées sur les valeurs centrales avec R4 et les valeurs minimales avec R5) sont en contradiction avec le classement initial à t0 + 10 ans : les règles non compensatoires sont plus en faveur de S4.

¹⁸⁴ Pour rappel, on observe les modalités multiples lorsqu'il existe des divergences d'avis d'experts sur les indicateurs qualitatifs associés aux critères « *Durabilité sociale* » et « *Durabilité institutionnelle* ».

¹⁸⁵ La première respecte les conditions lorsqu'on raisonne à un niveau de certitude de 100 % mais ne les respecte plus à 50 % et 70 %, d'où le choix des deux modalités qui permettent d'analyser les résultats pour les trois niveaux de certitude.

Tableau 45 Classement des stratégies en fonction des règles de hiérarchisation et des approches de défuzzification à t0 + 10 ans (échelle de notation de – 10 à + 10, NC = 100 %)

Règles	Valeurs des IPC	1 ^{er}	2 ^{ème}	3 ^{ème}
R1 : calcul de l'IDG (équi-pondération)	Ponctuelle			
	Minimale	S3	S2	S4
	Centrale	S3	S4	S2 *
	Maximale	S3	S2	S4
	Centre de Gravité	S3	S4	S2
R3 : maximum de meilleurs IPC	Ponctuelle	S3	S2	S4
	Minimale	S3	S4	S2
	Centrale			
	Maximale	S3	S4	S2
	Centre de Gravité			
R4 : maximum d'IPC > 0	Ponctuelle			
	Minimale	S3	S2 / S4	----
	Centrale	S3	S2	S4
	Maximale			
	Centre de Gravité	S3	S2 / S4	----
R5 : plus faible contre-performance	Ponctuelle	S3	S4	S2
	Minimale	S3	S2	S4
	Centrale			
	Maximale	S3	S4	S2
	Centre de Gravité			
R6 : atteinte du seuil fixé à 2,5	Ponctuelle	S3	S2 / S4	----
	Minimale	S2 / S3 / S4	----	----
	Centrale	S3	S2 / S4	----
	Maximale	S2 / S3 / S4	----	----
	Centre de Gravité	S3	S2	S4
			S2 / S4	----

* Les stratégies ayant des rangs différents pour des raisons d'existence de plusieurs modalités de distributions de possibilités sont en rouge. Source : Auteur

La comparaison des classements à t0 + 5 ans et à t0 + 10 ans permet de constater que :

- pour les IDG, S3 demeure la plus durable sur les deux horizons temporels mais S4, qui était plus performante que S2 à t0 + 5 ans, devient la moins durable à t0 + 10 ans et
- les résultats issus des règles non compensatoires demeurent globalement identiques.

5.5.4 Hiérarchisation finale à t0 + 30 ans

L'analyse à long terme de la durabilité des trois stratégies a aussi porté sur plusieurs combinaisons de performances. En raison des avis d'experts divergents sur les indicateurs qualitatifs du critère « *Durabilité sociale* », l'IPC de ce dernier a plusieurs distributions possibles à t0 + 30 ans : trois pour S2, deux pour S3 et quatre pour S4. Ces neuf modalités aboutissent à autant de distributions de possibilités d'IDG pour l'approche compensatoire. Les règles de discrimination (§ 4.5.1.1) ont démontré une différence significative entre les distributions d'IDG obtenues et elles ont toutes été retenues pour la hiérarchisation finale (soit vingt-quatre combinaisons d'IDG à comparer). Les analyses relatives aux intervalles de confiance portent uniquement sur un niveau de certitude de 100%.

Les résultats de l'approche compensatoire donnent lieu aux observations suivantes :

- S3 se démarque des autres stratégies en étant la plus durable quelles que soient la combinaison d'IDG analysée et l'approche de défuzzification des distributions associées ;
- le classement initial à cette échéance temporelle n'a pu être clairement établi : S2 se classe deuxième pour une moitié (douze cas sur vingt-quatre) des résultats et troisième pour l'autre moitié (classement inverse donc pour S4) ;
- toutes les combinaisons permettent de classer S3 en première, S2 en deuxième et S4 en troisième position dans le cas d'une défuzzification par la borne inférieure des intervalles de confiance tandis que les approches par la borne supérieure et le milieu des intervalles de confiance classent S4 avant S2 pour les vingt-quatre combinaisons et
- trois situations se présentent lorsque le raisonnement porte sur le centre de gravité des distributions : S2 est plus durable que S4 dans seize cas, S2 est moins durable que S4 dans six cas et S2 est aussi performante que S4 dans deux cas.

On note également des classements très contrastés pour la hiérarchisation non compensatoire dont les résultats sont consignés dans le Tableau 46. Ces observations permettent de conclure que l'effet de la divergence des opinions d'experts sur les indicateurs qualitatifs se ressent plus à t0 + 30 ans ce qui fait que la hiérarchisation à long terme n'est pas aussi aisée qu'à court et moyen termes.

Comme il a été indiqué précédemment dans l'élaboration de la méthodologie, les résultats des différentes options doivent être interprétés aussi bien à un instant spécifique que sur toute la durée de l'étude. La comparaison synchronique des performances des trois stratégies (à t0 + 5 ans, t0 + 10 ans et t0 + 30 ans) ouvre de ce fait la voie à l'étape de la comparaison diachronique de leur durabilité. Il s'agit de suivre l'évolution de la durabilité de chacune des stratégies au cours du temps afin de mieux saisir leur dynamique respective et de repérer les éléments marquants comme les changements de direction de la durabilité d'une stratégie donnée ou le point de bascule entre les performances de deux stratégies. Cette étape aide le décideur à déterminer de façon objective la stratégie la plus durable dans le temps entre t0 + 5 ans et t0 + 30 ans.

Tableau 46 Classement des stratégies en fonction des règles non compensatoires et des approches de défuzzification à t0 + 30 ans (échelle de notation de - 10 à + 10, NC = 100 %)

Règles	Valeurs des IPC	1 ^{er}	2 ^{ème}	3 ^{ème}
R3 : maximum de meilleurs IPC	Ponctuelle	S3	S4	S2
	Minimale	S3	S2 / S4	----
	Centrale			
	Maximale	S3	S4	S2
	Centre de Gravité			
R4 : maximum d'IPC > 0	Ponctuelle	S3	S2 / S4	----
	Minimale	S3	S4	S2
	Centrale	S3	S2	S4
	Maximale			
	Centre de Gravité	S3	S2 / S4	----
R5 : plus faible contre- performance	Ponctuelle	S3	S4	S2
	Minimale	S3	S2	S4
	Centrale			
	Maximale	S3	S4	S2
	Centre de Gravité			
R6 : atteinte du seuil fixé à 2,5	Ponctuelle	S2 / S3 / S4	----	----
		S3 / S2	----	S4
	Minimale	S2 / S3 / S4		
	Centrale	S3	S2 / S4	----
	Maximale	S2 / S3 / S4	----	----
	Centre de Gravité	S3	S2	S4

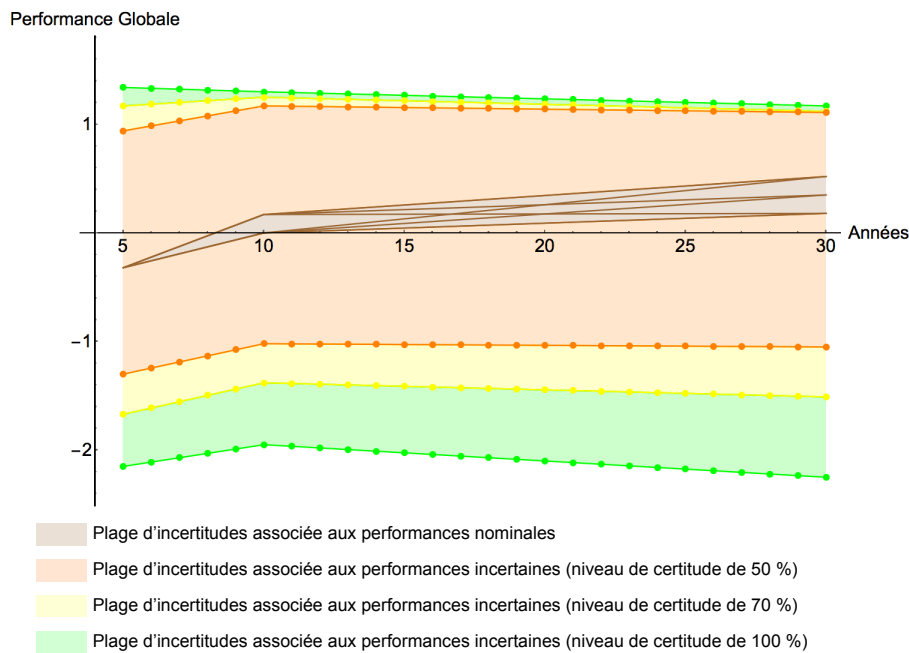
* Les stratégies ayant des rangs différents pour des raisons d'existence de plusieurs modalités de distributions de possibilités sont en rouge. Source : Auteur

5.6 Evolution temporelle de la durabilité des stratégies

Pour cette étape, la variabilité dans le temps de la durabilité de chacune des stratégies a d'abord été mesurée. Les performances à chaque année intermédiaire entre 5 et 10 ans puis entre 10 et 30 ans ont donc été estimées en interpolant les performances entre les trois horizons temporels de l'étude. Compte tenu de l'existence de multiples modalités de distributions de possibilités des IDG, la combinaison de ces modalités aux différentes échéances temporelles aboutit à six trajectoires des IDG déterministes dans le cas de S2,

deux pour S3 et quatre pour S4. Les résultats¹⁸⁶ de l'estimation de la durabilité globale dans le temps sont les suivants.

– Cinq trajectoires de S2 progressent dans le temps ; la sixième est quasiment constante entre t0 +10 ans et t0 +30 ans (voir Figure 105). A t0 + 5 ans elles ont toutes une performance négative puis entre t0 +8 ans et t0 +9 ans (8,2 ans exactement) la performance de trois d'entre elles va devenir positive. On n'observe ce changement chez les trois autres qu'à t0 +10 ans. La durabilité globale dans le temps associée à ces trajectoires prend les valeurs de l'ensemble $A = \{1; 2,7; 3,13; 4,4; 4,83; 6,53\}$. En contexte incertain, les intervalles de confiance de la durabilité globale dans le temps de S2 sont de $[- 26,5; 28,08]$, $[- 36,53; 29,75]$ et $[- 52,25; 31,3]$ pour les niveaux de certitude respectifs de 50 %, 70 % et 100 %.



Source : Auteur

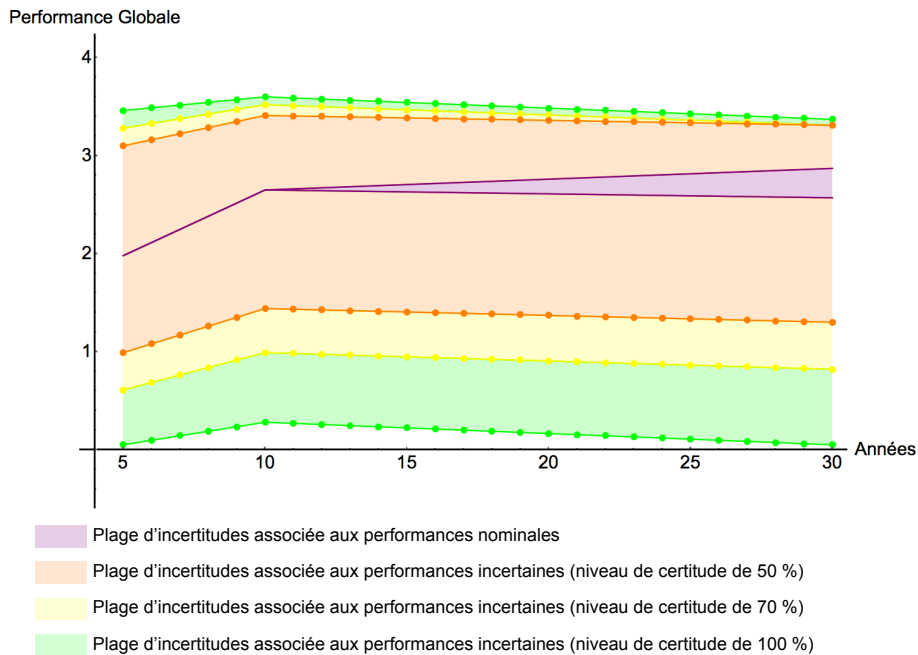
Figure 105 Evolution temporelle des performances nominales et incertaines de S2

– Comme le montre la Figure 106, les deux trajectoires des IDG déterministes de S3 croissent fortement entre t0 + 5 ans et t0 + 10 ans puis une progresse légèrement jusqu'à t0 + 30 ans alors que l'autre régresse légèrement sur la même période. Leur durabilité globale dans le temps est de 63,78 et 66,78. Les intervalles de confiance de la durabilité globale dans le temps de S3 sont par ordre de niveaux de certitude croissant de $[33,48; 83,48]$, $[22,1; 85,3]$ et $[4,13; 87,35]$.

– L'évolution temporelle de S4 (Figure 107) montre que les performances des quatre trajectoires de cette stratégie, négatives à t0 + 5 ans, régressent jusqu'à t0 + 10 ans avant de changer de direction et progresser sur le reste de la durée de l'étude. Ces trajectoires ont des valeurs de durabilité globale dans le temps de 0,15 ; 1,75 ; 3,25 ou 4,85 et atteindront

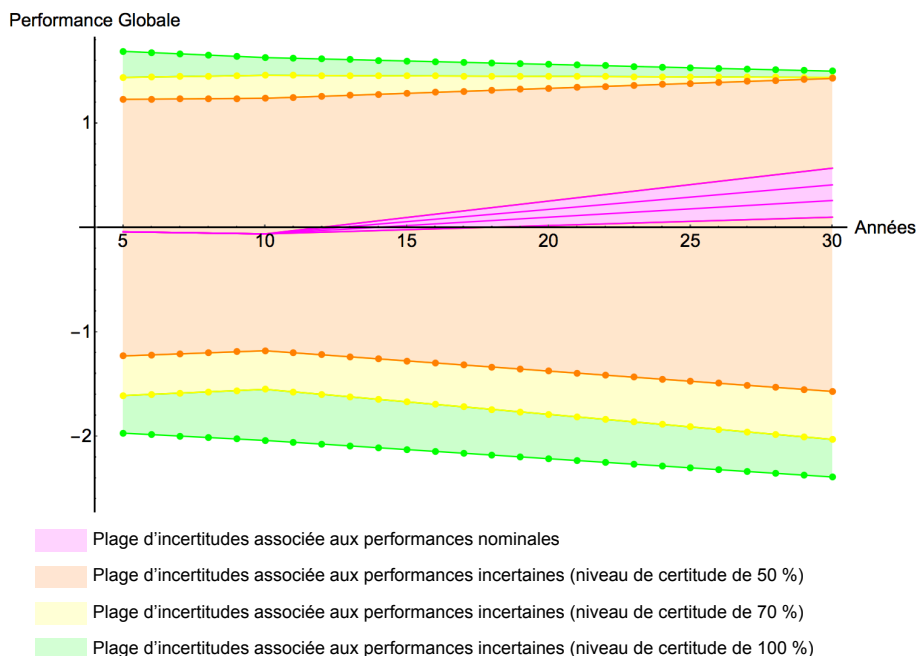
¹⁸⁶ Pour rappel, la méthode d'agrégation temporelle par les aires a été retenue pour comparer la durabilité dans le temps des stratégies : la durabilité globale dans le temps est exprimée par l'intégrale de la courbe de la durabilité dans le temps.

une durabilité positive à partir de 11,9 ; 12,55 ; 13,75 ou 17,5 années après t0. La prise en compte des incertitudes aboutit à des performances de durabilité globale dans le temps qui se situent dans les plages de valeurs égales à [- 33,5 ; 32,88], [- 43,7 ; 36,25] ou [- 54,33 ; 39,6] selon que le niveau de certitude adopté est de 50 %, 70 % ou 100 %.



Source : Auteur

Figure 106 Evolution temporelle des performances nominales et incertaines de S3



Source : Auteur

Figure 107 Evolution temporelle des performances nominales et incertaines de S4

La Figure 108 récapitule les trajectoires des IDG déterministes des trois stratégies. La comparaison de ces trajectoires montre clairement que S3 se démarque des deux autres ; le classement de ces dernières dépend du choix des distributions de possibilités des IDG. On pourrait alors les départager en comparant leur durabilité globale dans le temps (aires) sur la base de la valeur minimale, de la valeur maximale ou de la moyenne des valeurs obtenues par chacune. Pour ces trois cas, S2 est meilleure que S4 : l'aire minimale de S2 est de 1 contre 0,15 pour S4, la maximale vaut 6,53 contre 4,85 et la moyenne est de 3,77 contre 2,5.

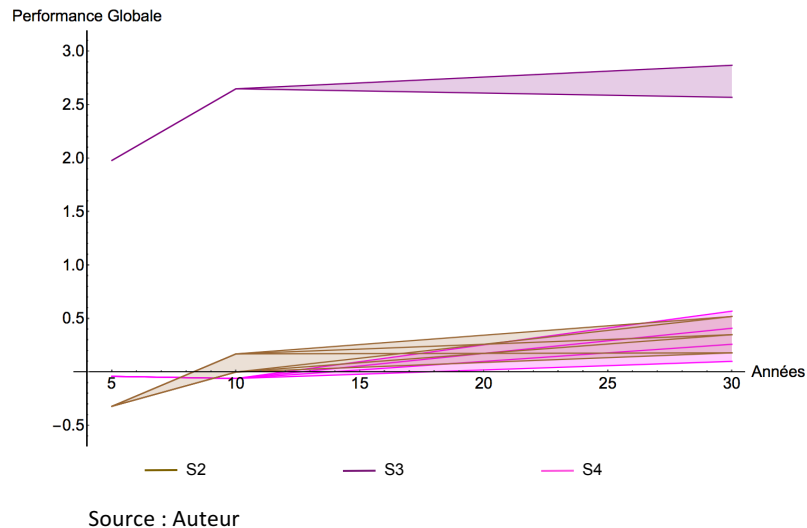


Figure 108 Comparaison de l'évolution temporelle des IDG des trois stratégies

De plus, même si les faisceaux des trajectoires de S2 et S4 à $t_0 + 30$ ans sur la Figure 109 pourraient laisser penser que S4 serait plus durable que S2, il ne s'agit pas d'un continuum de trajectoires mais de trajectoires discrètes. Seules neuf des vingt-quatre combinaisons possibles des trajectoires de S2 et S4 permettent à S4 d'être plus performante que S2 sur la base des aires calculées.

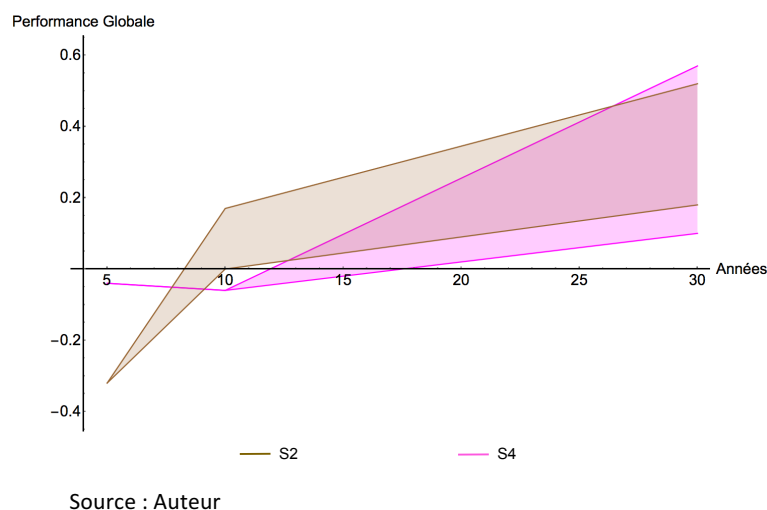


Figure 109 Comparaison de l'évolution temporelle des IDG de S2 et S4

En résumé, l'analyse de l'évolution temporelle des IDG déterministes permet de classer S3 comme la plus durable dans le temps et S4 comme la moins durable.

La comparaison de l'évolution temporelle des IDG non déterministes, lorsqu'on se situe à un niveau de certitude de 100 % (voir Figure 110), permet de conclure qu'il existe de l'ordre de :

- 34 % de chance que S3 soit la plus durable dans le temps ;
- 6 % de chance qu'il n' y ait pas de différence significative entre S3 et S4 ;
- 19 % de chance qu'il n' y ait pas de différence significative entre S2, S3 et S4 ;
- 40 % de chance qu'il n' y ait pas de différence significative entre S2 et S4 et
- 1 % de chance que S4 soit la moins durable dans le temps.

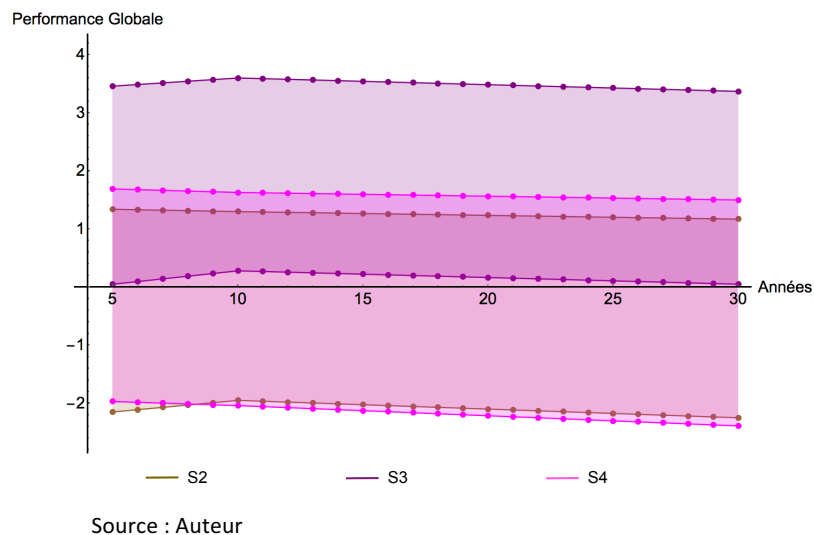


Figure 110 Comparaison de l'évolution temporelle des intervalles de confiance des IDG des trois stratégies (NC = 100 %)

Cette interprétation des résultats des IDG non déterministes confirme les résultats des IDG déterministes tout en y introduisant une nuance. Dans le cas des IDG déterministes, S3 se démarque clairement des autres : le décideur a 100 % de chance de ne pas se tromper en affirmant que S3 est la plus durable dans le temps. Par contre, dans le cas des IDG non déterministes sa certitude est quasiment divisée par trois : il n'est plus sûr qu'à 34 % que le fait d'affirmer que S3 est la plus durable dans le temps soit vrai. On peut donc confirmer que l'intégration des incertitudes sur les données d'entrée favorise une relativisation des résultats déterministes et une prise de conscience de l'influence potentielle des incertitudes sur ces résultats.

En résumé, l'analyse des résultats de l'évolution temporelle des IDG non déterministes permet de conclure que S3 est la plus durable dans le temps et qu'il existe une forte chance que S2 et S4 ne soient pas significativement différentes.

La comparaison de l'évolution temporelle de la durabilité des stratégies peut parfois s'avérer aveugle à de fines variations comme dans la présente étude de cas. Néanmoins, on observe que les limites inférieures des trajectoires incertaines de S2 et S4 se croisent entre $t_0 + 5$ ans et $t_0 + 10$ ans. Ce qui signifie que lorsque le décideur adopte une attitude pessimiste, la décision qui était au départ en faveur de S4 bascule en faveur de S2. En fonction de l'échelle de notation adoptée, ce point se situe avant ou après $t_0 + 9$ ans (voir Figure 111).

L'identification de ce point est utile car il peut, d'une part, être un élément clé dans les discussions et négociations que suscite la prise de décisions et de l'autre, il peut aider le décideur à anticiper et à adapter la politique de gestion des risques. Dans le cas présent et s'il n'avait qu'à choisir entre S2 et S4, il peut par exemple combiner, dans le cas du possible, ces deux stratégies dont les performances se croisent ; c'est-à-dire mettre en œuvre S4 et ensuite la remplacer par S2.

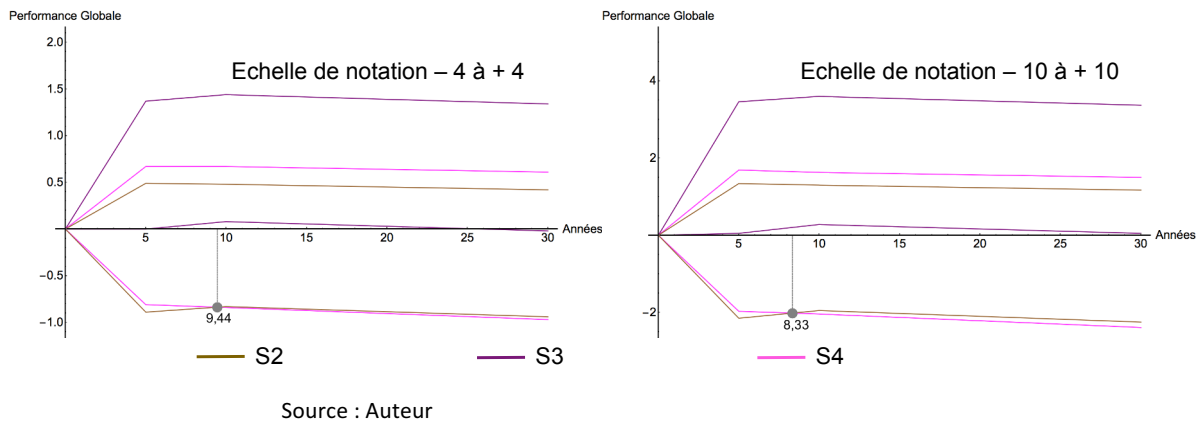


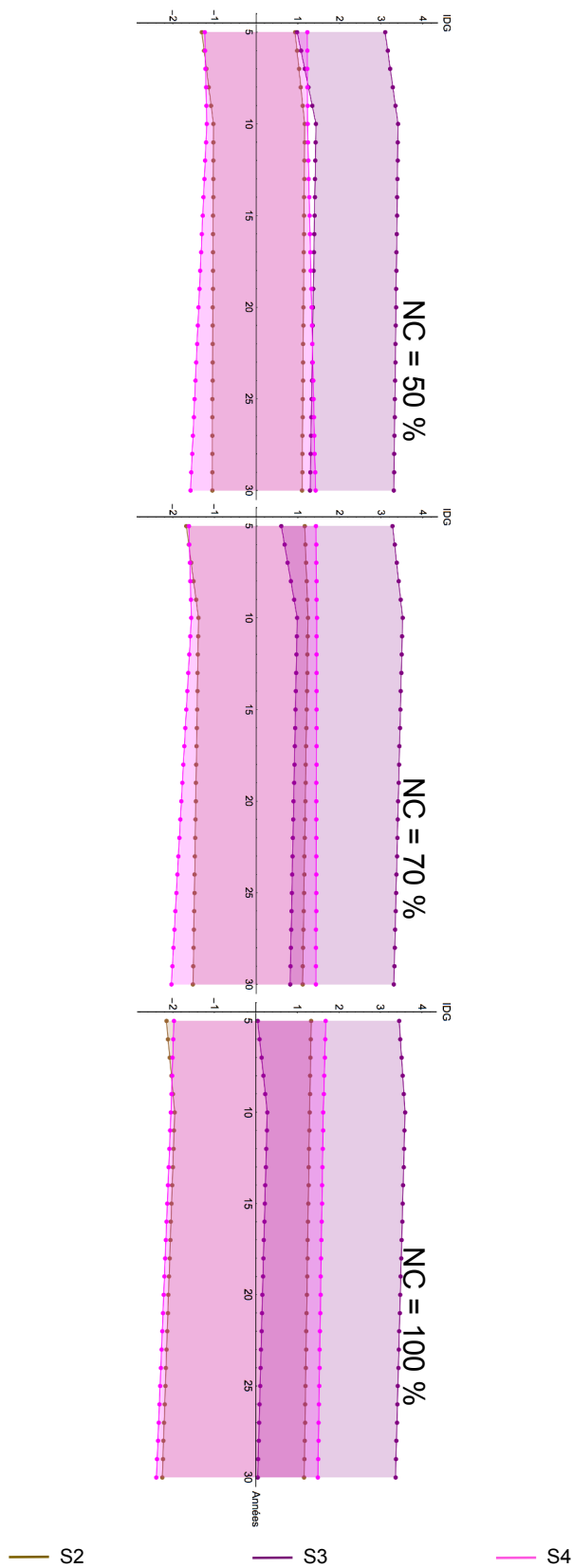
Figure 111 Points de bascule entre S2 et S4 (NC = 100 %)

Pour cette première application pratique de la méthodologie, un autre parti pris a consisté à ne pas retenir les paramètres (variables quantitatives) dont les données étaient manquantes plutôt que de chercher à faire des imputations dans un souci de limitation de la complexité de l'étude. Cette option n'a pas permis de tester la variabilité additionnelle des résultats potentiellement induite par l'imputation des données manquantes.

En outre, cette étude de cas considère juste les évolutions temporelles des paramètres et indicateurs sans vraiment anticiper une éventuelle évolution marquante interne ou externe du contexte qui pourrait modifier soit les caractéristiques actuelles de l'aléa, en dehors de la mise en œuvre de la stratégie S3, soit les conditions socio-économiques initiales. Ceci laisse supposer que cette étude s'est déroulée dans un contexte plutôt constant.

A contexte constant on observe une très faible variabilité des performances incertaines dans le temps. Comme l'illustre la Figure 112, contrairement à l'intuition initiale qui laisse supposer une augmentation des incertitudes dans le temps, les intervalles de confiance demeurent quasiment les mêmes dans le temps pour les trois niveaux de certitudes.

Pour l'approche non compensatoire, l'agrégation temporelle consiste à faire un récapitulatif des performances sur les trois horizons temporels. Il s'agit de faire une analyse simultanée du respect des règles de décision énoncées. Pour ce faire, le choix a été fait de compter le nombre de fois que la stratégie occupe un rang donné sur la durée de l'étude : plus la stratégie occupera la première place aux différentes échéances temporelles, plus elle sera la plus durable dans le temps et ainsi de suite.



Source : Auteur

Figure 112 Comparaison de l'évolution temporelle des intervalles de confiance des IDG des trois stratégies (NC = 100 %)

Le Tableau 47 indique de façon synoptique les rangs des stratégies selon cette approche. Pour la règle R3, la stratégie S3 a un maximum de quinze meilleures performances sur quinze ce qui permet de la classer comme la plus durable, S4 occupe la deuxième place et S2 est la moins durable. L'agrégation temporelle des performances en référence à cette règle n'engendre pas d'incertitude sur l'ordre des stratégies mais plutôt sur le nombre de fois que S4 ou S2 occupe la deuxième place en fonction de l'approche de défuzzification adoptée. Lorsqu'on considère l'ensemble des résultats des différentes approches de défuzzification, S3 demeure la plus durable et S2 la moins durable (le maximum de fois qu'elle est en deuxième position est égal à 9 alors que S4 occupe au moins onze fois ce rang). En définitive, avec R3 et en prenant en compte toutes les incertitudes identifiées au cours du processus d'évaluation, l'ordre de classement décroissant est le suivant : S3, S4 et S2.

Tous les classements issus du nombre total d'IPC supérieurs à 0 (R4) obtenu sur la durée de l'étude placent S3 en première position. Par contre, l'attribution de la deuxième position est plus sujette à des incertitudes. En effet, selon le choix de la méthode de défuzzification ou d'une distribution de possibilités donnée (lorsqu'il en existe plusieurs), on obtient les classements suivants par ordre d'occurrence décroissant : S2 est plus durable que S4 ou S2 est aussi durable que S4 ou encore S2 est moins durable que S4. Même avec une analyse englobant toutes les approches de défuzzification il est difficile de les départager : S2 et S4 ont au maximum 9 IPC qui respectent la règle sur la durée de l'étude tandis S4 en a au moins 3 contre 1 pour S2. L'adoption de cette règle ne permet pas d'aboutir à une hiérarchisation globale clairement définie des stratégies en fonction de l'évolution de leurs performances dans le temps ; ceci en considérant toutes les incertitudes possibles.

Avec R5, S3 se positionne comme la plus durable avec la plus faible contre-performance, lorsqu'elle en a, et ceci quelle que soit l'approche de défuzzification. Elle est généralement suivie de S4 sauf pour le scénario minimaliste. Or toutes méthodes de défuzzification confondues, S3 est la plus durable avec une contre-performance de $-3,62$, suivie de S2 avec $-5,17$ et S4 est la moins durable pour une contre-performance maximale de $-6,28$. Cette façon de lire les résultats donne une hiérarchisation contradictoire à celle globalement issue d'un raisonnement méthode par méthode. En effet, dans le premier cas on serait tenté de conclure que S4 est plus durable que S2 en référence au nombre d'occurrences de classements en sa faveur (quatre sur cinq). Dans le deuxième cas on serait également tenté de considérer que la contre-performance s'apparente à un droit de veto impliquant une élimination des stratégies en fonction de leurs impacts négatifs sur les différentes composantes de la durabilité de la gestion des risques. Il est alors possible de juger que S4 soit la moins durable. La prise en compte de toutes les incertitudes permet de ce fait de conclure que dans le pire des cas S4 est la moins durable et elle est plus durable que S2 dans le meilleur des cas.

Lorsqu'on se réfère à R6, on aboutit à divers classements qui sont fonctions des approches de défuzzification et qui font ressortir S3 comme la stratégie de gestion la plus durable. Tout comme pour R4, il est difficile d'avoir un classement global des stratégies en incluant l'influence de toutes les incertitudes relatives à l'évaluation de leur durabilité.

Tableau 47 Classement des stratégies en fonction des règles de hiérarchisation et des approches de défuzzification sur toute la durée de l'étude (échelle de - 10 à + 10, NC = 100 %)

Règles	Valeurs des IPC	1 ^{er}	2 ^{ème}	3 ^{ème}
R3 : maximum de meilleurs IPC	Ponctuelle	S3 (quinze fois premier)	S4 (onze fois second)	S2 (cinq fois second)
	Minimale	S3 (quinze fois premier)	S4 (onze fois second)	S2 (neuf fois second)
	Centrale	S3 (quinze fois premier)	S4 (onze fois second)	S2 (six fois second)
	Maximale	S3 (quinze fois premier)	S4 (quatorze fois second)	S2 (quatre fois second)
	Centre de Gravité	S3 (quinze fois premier)	S4 (dix fois second)	S2 (cinq fois second)
R4 : maximum d'IPC > 0	Ponctuelle	S3 15 IPC > 0	S2 / S4 9 IPC > 0	----
	Minimale	S3 12 IPC > 0	S4 3 IPC > 0	S2 8 IPC > 0
	Centrale	S3 15 IPC > 0	S2 9 IPC > 0	S4 6 IPC > 0
	Maximale	S3 15 IPC > 0	S2 / S4 9 IPC > 0	----
	Centre de Gravité	S3 15 IPC > 0	S2 9 IPC > 0	S4 8 IPC > 0
R5 : plus faible contre- performance	Ponctuelle	S3 (aucun)	S4 (- 2,42)	S2 (- 3,08)
	Minimale	S3 (- 3,62)	S2 (- 5,17)	S4 (- 6,28)
	Centrale	S3 (aucun)	S4 (-2,02)	S2 (- 3)
	Maximale	S3 (aucun)	S4 (- 2,06)	S2 (- 2,83)
	Centre de Gravité	S3 (aucun)	S4 (- 2,39)	S2 (- 3)
R6 : atteinte du seuil fixé à 2,5	Ponctuelle	S3 (5 IPC)	S2 (3 IPC)	S4 (2 IPC)
	Minimale	S2 / S3 / S4 (aucun)	S2 / S4 (3 IPC)	----
	Centrale	S3 (3 IPC)	S2 / S4 (aucun)	----
	Maximale	S2 / S3 / S4 (6 IPC)	----	----
	Centre de Gravité	S3 (6 IPC)	S2 (2 IPC)	S4 (1 IPC ou aucun)

* Les stratégies ayant des rangs différents pour des raisons d'existence de plusieurs modalités de distributions de possibilités sont en rouge. Source : Auteur

En conclusion, les résultats de l'évaluation de la durabilité globale des stratégies de gestion diffèrent selon la vision du développement durable et l'attitude de l'évaluateur. De plus, il est clair qu'avec la prise en compte des diverses incertitudes, la prédominance de la durabilité d'une stratégie par rapport à celle des autres n'est pas forcément évidente. Dans la présente étude, qu'il s'agisse de l'une ou l'autre des règles de décision appliquées dans

cette étude de cas, S3 émerge comme la plus durable. Cependant, des variations de positionnement sont observées entre S2 et S4 avec dans la majorité des cas S4 plus performante que S2. Il a donc été supposé que S4 était meilleure que S2.

Ces résultats sont comparés dans la section suivante aux résultats d'une analyse purement économique et à ceux d'une AMCD avec deux méthodes distinctes : AHP et PROMETHEE (voir § 2.2.3 pour la présentation de ces méthodes).

5.7 Analyse comparative des résultats la méthodologie élaborée avec ceux d'autres méthodes

Dans le cadre de cette thèse, les résultats de l'évaluation de la durabilité des décisions par la méthodologie développée ont été comparés aux résultats de l'évaluation économique et à ceux d'une AMCD basée sur les méthodes AHP et PROMETHEE. Cette analyse comparative vise à vérifier si les résultats de l'approche méthodologique proposée sont similaires ou pas à ceux issus de l'approche purement économique et des méthodes courantes d'AMCD.

5.7.1 Analyse comparative avec les résultats économiques

L'évaluation de la durabilité par la méthodologie développée conduit à des résultats comparables à ceux de l'évaluation purement économique (voir § 5.3). Les résultats démontrent qu'il existe une différence entre S3 et les deux autres stratégies mais ne démontrent pas aisément une différence flagrante entre S2 et S4. Toutefois, les résultats de l'évaluation de la durabilité montrent qu'il y a de la place à l'amélioration de plusieurs critères parmi lesquels la « *Durabilité économique* » et la « *Durabilité environnementale* » ; les IPC de ces critères étant pour la plupart négatifs.

Les résultats de l'évaluation de la durabilité par la méthodologie développée permettent d'apporter quelques éléments justificatifs d'une réponse négative à la question suivante : *faut-il nécessairement tout monétariser dans le processus de prise de décisions de gestion des risques naturels ?* Certes, l'analyse économique apporte des informations sur les coûts et les bénéfices d'une stratégie afin d'aider le décideur à prendre une décision en toute connaissance de la rentabilité économique de sa décision mais la gestion durable des risques nécessite de dépasser une prise de décision ramenée à une optimisation économique afin de prendre en compte des aspects qui ne sauraient être monétarisés.

5.7.2 Analyse comparative avec les résultats de AHP et PROMETHEE

Cette seconde analyse permet la comparaison des résultats de l'évaluation de la durabilité par la méthodologie développée avec ceux des méthodes AHP (problématique α , agrégation complète) et PROMETHEE (problématique γ , agrégation partielle) ; les deux méthodes intégrant chacune une part de logique floue. Les résultats de AHP sont comparés aux résultats de la règle R1 de la méthodologie et ceux de PROMETHEE (avec un objectif de maximisation des performances des critères) sont comparés à ceux de R3. En effet, R3 (maximum de meilleurs IPC), permettant de classer les stratégies en fonction du nombre de

meilleurs IPC¹⁸⁷, semble être la règle de décision de la méthodologie qui s'apparente le plus à un objectif de maximisation des critères de durabilité selon la méthode PROMETHEE.

L'application de la méthode AHP par le logiciel « *Make it rational* » a consisté à calculer la performance relative de chacune des trois stratégies en fonction de leurs performances (IPC) et des poids des critères. Il convient de préciser que l'évaluation des stratégies n'a pas été menée sur la base d'une comparaison par paires des alternatives au regard des critères mais par affectation directe des valeurs des IPC. Le logiciel « *Smart Picker* » a été utilisé pour obtenir le rangement complet des stratégies de gestion de la plus durable à la moins durable (PROMETHEE II). Ces deux logiciels ont été choisis en raison de leur simplicité d'utilisation et du fait qu'ils sont gratuitement disponibles en versions d'essai en ligne.

Pour rappel, les critères de durabilité considérés pour l'AMCD sont sous forme de distributions de possibilités. Dans les cas de multiples modalités de distributions de possibilités des IPC, l'analyse comparative menée porte uniquement sur la modalité correspondant à la valeur maximale pour chaque critère.

5.7.2.1 Résultats déterministes

La Figure 113 (où les stratégies sont classées de haut en bas par ordre de performance croissant) représente les classements des trois stratégies par la méthode AHP dans le cas d'une équipondération des critères. Sur cette figure on peut observer « l'utilité » de chaque critère pour la stratégie considérée ainsi que « l'utilité » de chaque stratégie pour la durabilité de la gestion des risques. Pour l'échéance temporelle t0 + 5 ans par exemple, le Tableau 48 présente l'utilité des stratégies vis-à-vis des critères et de la durabilité globale.

Tableau 48 Utilité des stratégies vis-à-vis des critères et de la durabilité globale (%)

	Tech.	Econ.	Soci.	Envi.	Inst.	Durabilité globale
S2	1	0	6	0	4,5	11,5
S3	13	16	13	19	9	70
S4	7	3	1	2	5,5	18,5

Source : Auteur

L'utilité vis-à-vis de la durabilité globale est d'environ 11,5 % pour S2, 18,5 % pour S3 et 70 % pour S4. Ainsi, pour la hiérarchisation finale à cette échéance temporelle, S3 se classe devant S4 et S2 est en dernière position.

Au vu des résultats de la Figure 113, il s'avère que S3 possède le potentiel de durabilité le plus élevé pour les trois échelles temporelles de l'évaluation. Par contre, on constate que S4 est plus performante que S2 à t0 + 5 ans et à t0 + 30 ans mais à t0 + 10 ans l'aptitude de S2 à satisfaire aux exigences de durabilité est meilleure que celle de S4. Les classements issus de la pondération spécifique de la commune sont présentés en annexes (Annexes A14). L'analyse comparative des résultats de la méthode AHP et de la méthodologie développée montre que les classements obtenus par la méthode AHP sont conformes à ceux de la

¹⁸⁷ La comparaison entre la méthode élaborée et les méthodes AHP et PROMETHEE commence à partir des IPC.

méthodologie aussi bien pour une équipondération que pour la pondération spécifique. On peut donc conclure que, dans les conditions de cette étude, la méthodologie développée et la méthode AHP donnent des résultats identiques pour les évaluations déterministes.



Source : Auteur

Figure 113 Classements des trois stratégies par la méthode AHP pour des IPC déterministes (équipondération des critères)

La méthode PROMETHEE a permis de réaliser le rangement complet des stratégies en fonction de leurs flux nets. Le Tableau 49 récapitule les flux sortants (Φ^+), entrants (Φ^-) et nets (Φ) de chaque stratégie dans le cas d'une équipondération des critères. Ce tableau montre clairement que S3 surclasse les deux autres stratégies quelle que soit l'échéance temporelle. On remarque à partir des valeurs des flux nets que S3 est de loin plus durable que S2 et S4. La stratégie S4 occupe la deuxième place devant S2 à $t_0 + 5$ ans et $t_0 + 30$ ans. Par contre, S2 et S4 ont des performances identiques à $t_0 + 10$ ans.

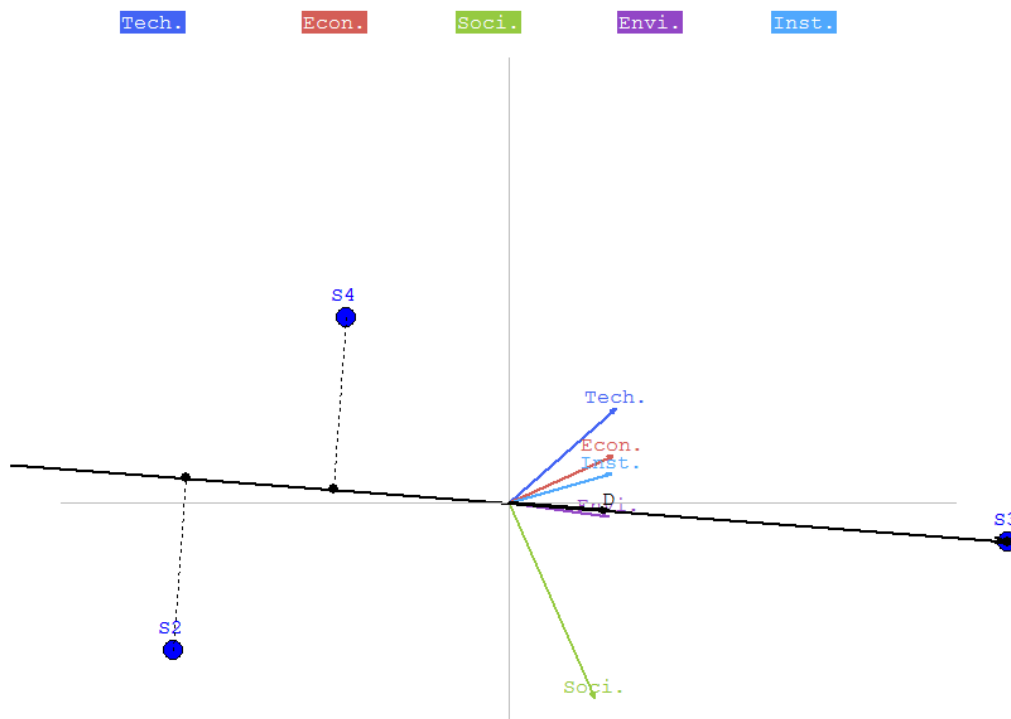
La Figure 114 représente le plan GAIA des résultats à $t_0 + 5$ ans pour une équipondération des critères. Ce plan GAIA ne révèle apparemment pas de conflit entre les critères (ces derniers étant à des degrés divers proches de l'axe de décision). Les critères « Durabilité économique » et « Durabilité sociale » dont les axes sont quasiment orthogonaux peuvent

être considérés indépendants. Il fait apparaître que l'axe de décision pointe dans la même direction que les cinq critères et que S3, étant plus proche de l'axe de décision, correspond à l'option de compromis de cette évaluation. Il confirme les résultats du Tableau 49. En effet, on y observe que S3, étant nettement différente des deux autres, occupe une position très éloignée des leurs. On constate aussi que le critère « Durabilité sociale » possède le pouvoir discriminant le plus élevé compte tenu de la longueur de son axe par rapport à celles de l'axe des autres critères.

Tableau 49 Flux des stratégies pour une évaluation déterministe (équipondération des critères)

	T0 + 5 ans			T0 + 10 ans			T0 + 30 ans		
	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset
S2	0,1	0,75	- 0,65 (3 ^{ème})	0,13	0,63	- 0,5 (2 ^{ème})	0,1	0,67	- 0,57 (3 ^{ème})
S3	1	0	1 (1 ^{er})	1	0	1 (1 ^{er})	1	0	1 (1 ^{er})
S4	0,25	0,6	- 0,35 (2 ^{ème})	0,13	0,63	- 0,5 (2 ^{ème})	0,17	0,6	- 0,43 (2 ^{ème})

Source : Auteur



Les stratégies sont représentées par des points et les critères par des flèches. L'axe de décision est en noir et l'extrémité de sa flèche est marquée par la lettre D

Source : Auteur

Figure 114 Plan GAIA des résultats déterministes à t0 + 5 ans (équipondération des critères)

Une comparaison des résultats de la méthode PROMETHEE (résumés dans le Tableau 49) avec ceux de la méthodologie développée montre de légères différences. A la différence de la règle R3 de la méthodologie développée qui classe S3 comme la meilleure suivie de S4 puis de S2 pour les trois échéances temporelles, la méthode PROMETHEE ne parvient pas à différencier S2 et S4 à $t_0 + 10$ ans.

5.7.2.2 Résultats incertains

Pour réaliser les évaluations incertaines, l'idéal aurait été d'utiliser des logiciels de *Fuzzy-AHP* et de *Fuzzy-PROMETHEE* mais faute d'en avoir obtenu, l'évaluation s'est basée sur les valeurs des bornes des IPC pour un degré de certitude de 100 % (ce qui revient à les considérer comme les résultats déterministes extrêmes possibles).

En ce qui concerne la méthode AHP, les résultats obtenus (présentés en détail en Annexes A14) aboutissent aux hiérarchisations suivantes dans le cas d'une équipondération. En ce qui concerne le pire des scénarios (évaluation basée sur les bornes inférieures des intervalles de valeurs des IPC pour un niveau de certitude de 100 %), à $t_0 + 5$ ans, S3 est la stratégie la plus durable tandis que S2 est la moins durable. Tandis qu'à $t_0 + 10$ ans et $t_0 + 30$ ans, S2 est plus performante que S4 mais moins performante que S4. Dans le cas du meilleur des scénarios (évaluation basée sur les bornes supérieures des intervalles de valeurs des IPC pour un niveau de certitude de 100 %), S3 est meilleure que S4 qui à son tour est meilleure que S2 pour les trois échéances temporelles considérées. L'analyse comparative des résultats de la méthodologie développée (Tableau 44, Tableau 45 et Tableau 46) et de ceux de la méthode AHP amène à conclure à des résultats similaires. Ce qui laisse supposer que la méthode AHP pourrait très bien être utilisée par le décideur à partir des IPC lorsqu'il se trouve face à une problématique décisionnelle α et à condition de disposer d'un logiciel qui lui permette de hiérarchiser les stratégies par affectation directe des valeurs des IPC. Dans un tel cas et pour l'agrégation temporelle des performances des stratégies, le décideur peut procéder à la somme ou à la moyenne des valeurs de l'utilité des stratégies vis-à-vis de la durabilité globale aux diverses échéances temporelles considérées.

Les résultats de la méthode PROMETHEE donnent les classements suivants lorsque les critères de durabilité ont le même poids. La hiérarchisation des stratégies donne S3 meilleure dans tous les cas. Pour le pire des scénarios, S4 se classe devant S2 à $t_0 + 5$ ans mais on observe le contraire à $t_0 + 10$ ans et $t_0 + 30$ ans tandis que S4 demeure meilleure que S2 pour le meilleur des scénarios sur les trois échéances temporelles. En comparant les résultats de PROMETHEE avec ceux de la méthodologie développée le constat est qu'on obtient le même ordre de classement des trois stratégies pour le meilleur des scénarios et ceci quelle que soit l'échelle temporelle de l'évaluation. Par contre, les résultats de la méthodologie sont légèrement plus nuancés pour le pire des scénarios. A $t_0 + 30$ ans, la méthode PROMETHEE permet de différencier clairement S2 comme étant meilleure que S4 alors que la méthodologie ne les différencie pas.

Après l'analyse des différents résultats obtenus, on peut en conclure que la méthodologie développée fournit des résultats qui ne sont pas foncièrement contradictoires à ceux des méthodes AHP et PROMETHEE. Cependant, l'utilisation de la méthodologie jusqu'aux IPC

permet de réduire la subjectivité inhérente à une comparaison par paires des stratégies au regard d'un critère donné (estimation des IPC). En effet, lors des comparaisons par paires des stratégies, il existe toujours une part indiscutable de subjectivité involontaire dans les choix du décideur. La méthodologie élaborée permet de limiter la subjectivité inhérente à l'appréciation des utilités relatives des alternatives dans le cadre d'une utilisation de la méthode AHP car elle permet au décideur de noter objectivement les alternatives relativement à tous les critères.

Les principaux avantages de la méthodologie développée sont sa capacité d'adaptation à la problématique décisionnelle (α ou γ) et surtout la possibilité pour le décideur de conduire le sur-classement non seulement dans l'objectif de maximiser les critères de durabilité mais de choisir d'autres règles de comparaison en fonction de sa vision du développement durable. Certes, la charge de calcul de la méthodologie dans son état actuel est lourde mais cette charge de calcul demeure moindre par rapport à celle des méthodes AHP et PROMETHEE. A partir des IPC, dans le cadre d'une problématique décisionnelle α , la méthodologie nécessite une moyenne pondérée tandis que la méthode AHP demande plusieurs calculs pour la comparaison par paires des options vis-à-vis de chaque critère. En situation de sur-classement (problématique γ), la méthodologie se base sur le nombre de fois qu'une option est meilleure que les autres pour les départager tandis que la méthode PROMETHEE nécessite d'estimer les flux sortants, entrants et nets dont le calcul n'est pas forcément aisé à comprendre. En résumé, bien que la charge de calcul soit importante, la méthodologie développée peut être utilisée par des décideurs peu familiarisés avec les méthodes d'AMCD classiques pour traiter la problématique de l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en contexte incertain. Toutefois pour aller plus loin, elle leur laisse la possibilité d'appliquer les méthodes AHP ou PROMETHEE à leur convenance à partir du moment où ils disposent des performances des critères.

5.8 Discussion générale des résultats

Un bilan de la durabilité des trois stratégies permet d'observer ce qui suit :

– Du point de vue du critère « *Efficacité technique et fonctionnelle* » : les trois stratégies ont toutes des performances positives à des degrés divers. Si la performance de S3 semble stable dans le temps, celles de S4 et de S2 diminuent à long terme.

– Sur le plan économique : seule S3 a une durabilité positive alors que l'évaluation purement économique à la section 5.3 avait montré que les trois stratégies seraient économiquement rentables pour un taux d'actualisation de 4 %. Ce qui laisse supposer qu'une décision de gestion des risques peut être économiquement rentable, lorsqu'elle est analysée isolément, sans forcément contribuer à la durabilité du territoire. On observe une tendance globale à une diminution de la durabilité économique des stratégies à long terme.

– La durabilité sociale est un des points positifs de toutes les stratégies car les performances ponctuelles sont toutes positives. Par contre, le résultat est plutôt mitigé en ce qui concerne les performances incertaines de S2 et S4 qui sont distribuées de façon quasiment symétrique autour de la performance de référence (soit le 0) ; celles de S3 sont

plus positives que négatives. Le champ des possibles des performances des trois stratégies demeure quasiment identique dans le temps. Par contre les performances ponctuelles ont tendance à augmenter à long terme.

– Sur le plan environnemental seule S3 présente un potentiel de durabilité positif ; les performances négatives de S2 et S4 laissent penser que leur contribution au développement durable n'est pas assurée par ce critère. Les performances de S2 et S4 demeurent quasiment identiques dans le temps mais on observe une augmentation de la performance de S3 entre $t_0 + 5$ ans et $t_0 + 10$ puis une diminution à long terme.

– Les objectifs du critère « *Durabilité institutionnelle* » semblent être atteints pour chacune des trois stratégies. En effet, les performances ponctuelles obtenues (et même une grande partie des intervalles de confiance des performances incertaines) sont positives. Tout comme pour le critère « *Durabilité sociale* », le champ des possibles des performances des trois stratégies demeure quasiment identique dans le temps par contre les performances ponctuelles ont tendance à augmenter à long terme

On peut donc conclure que globalement pour chacune des trois stratégies, la dimension environnementale représente le point faible vis-à-vis de la durabilité globale, suivie de la dimension économique tandis que les composantes technique, sociale et institutionnelle représentent leurs atouts.

Néanmoins, il convient de garder à l'esprit que d'une part, cette application est à visée pédagogique. Elle sert plus à prouver la faisabilité de la méthode de manière à sensibiliser les décideurs de Dieulouard sur la problématique des incertitudes plutôt qu'à leur fournir une hiérarchisation définitive des stratégies en fonction de leur durabilité. D'autre part, les résultats obtenus dépendent de la qualité des données (beaucoup de données de cette application ont été collectées sur Internet, d'autres paramètres auraient pu être pris en compte, etc.), des hypothèses de travail, des paramètres et indicateurs considérés au cours de l'évaluation. Ils doivent être analysés avec du recul sur la base de ces quelques observations ci-après.

Les résultats montrent que les critères « *Efficacité technique et fonctionnelle* », « *Durabilité sociale* » et « *Durabilité institutionnelle* » sont les points forts des trois stratégies sur les différentes échéances temporelles. Pour le critère « *Efficacité technique et fonctionnelle* » cela peut s'expliquer par le fait que toutes les stratégies contribuent à des degrés différents à la réduction des dommages liés aux risques en traitant soit l'aléa soit la vulnérabilité. Mais, il convient de préciser que la baisse du niveau de sûreté d'une digue dans le temps n'a pas été prise en compte. Ce qui pourrait affecter les résultats techniques de la digue ne serait-ce qu'à l'échéance $t_0 + 30$ ans.

Pour les deux autres critères, qui sont majoritairement basés sur des indicateurs qualitatifs et donc plus subjectifs, on pourrait se poser des questions sur l'impact des biais relatifs aux avis d'experts sur leurs valeurs. Les sources de biais de cette application sont : les conditions de collecte, la légitimité des acteurs du groupe « élus » à se prononcer à la place d'autres groupes d'acteurs, les imprécisions sur les bornes des avis d'experts, le choix d'une distribution triangulaire pour représenter la fonction d'appartenance des avis d'experts

plutôt qu'une distribution trapézoïdale, l'application de l'arithmétique de la théorie des intervalles pour calculer l'impact (voir équation [14]), etc.

Plusieurs remarques peuvent également être faites sur la pertinence des résultats obtenus par S3 pour les critères « *Durabilité économique* » et « *Durabilité environnementale* ». Sur le plan économique, certains coûts n'ont pu être considérés (exemple des coûts du traitement des matériaux provenant de la compensation, etc.). Sur le plan environnemental, certes, la digue permet de protéger quasiment tous les enjeux environnementaux contre les impacts néfastes des crues inférieures à une crue de référence ce qui constitue un avantage important face aux deux autres stratégies mais sa performance pourrait être moins performante au regard de ce critère. En effet, l'hypothèse de travail était que la digue suivrait la ligne de chemin de fer actuelle (élargissement et rehaussement) ce qui limiterait l'impact sur le paysage. Hormis le volet paysager, le reste des impacts environnementaux propres à S3 n'ont pas été considérés or les impacts environnementaux négatifs de ce genre de structures sont importants (pollution, bruit, etc.). Face à autant d'éléments qui obligent à une interprétation prudente des résultats, d'autres applications mériteraient d'être faites sur ce cas en vue de vérifier si les mêmes résultats que ceux de la présente application seraient obtenus. Malgré ces contraintes, ce qui importe c'est de vérifier la robustesse des résultats de l'évaluation de la durabilité aux différentes incertitudes.

Pour la hiérarchisation finale, on observe un classement global robuste de S3 dans tous les cas. On pourrait donc conclure, que dans les conditions de l'étude, S3 est la plus durable quelles que soient les incertitudes qui entrent en jeu. Par contre, si le décideur n'avait à choisir qu'entre S2 et S4, son choix ne pourrait pas être tranché : les résultats mettent en exergue la variabilité de leur classement d'une situation incertaine à l'autre. Par conséquent, plutôt que de conclure uniquement qu'une option X est la meilleure pour la gestion d'un risque donné, il faut préciser dans quelles conditions (hypothèses de travail, données d'entrée, règles de hiérarchisation, approche de défuzzification, etc.) elle est la meilleure. Pour décider entre deux options X et Y, il faut d'une part expliquer les principales différences entre les choix (de données et méthodologiques) favorables à X et ceux favorables à Y. Ensuite, il faut relativiser les conclusions en indiquant si une option meilleure dans une situation donnée se retrouve moins performante dans une autre situation et si, inversement, une option moins performante améliore ses performances lorsque les conditions initiales de l'évaluation changent.

Les résultats de cette application répondent aux objectifs de la thèse qui étaient, entre autres, de proposer une approche méthodologique pour quantifier et prendre en compte les incertitudes qui peuvent exister dans le processus d'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques. Ils montrent d'une part la faisabilité de la méthodologie développée, et d'autre part, la façon dont les différents résultats peuvent être exploités au cours d'un projet de gestion. Les différentes situations analysées dans cette étude de cas permettent d'appréhender la pertinence de la prise en compte des incertitudes en vue d'aboutir à une hiérarchisation la plus stable possible des futures stratégies de gestion des risques. Partant de ces résultats, les points importants révélés par cette étude ainsi que les apports

potentiels de la méthodologie proposée dans l'atteinte d'une gestion durable des risques d'origine naturelle sont récapitulés dans la conclusion de ce chapitre.

Synthèse

L'objectif principal de ce chapitre était de tester l'opérationnalité de la méthodologie proposée pour l'évaluation multicritère non déterministe de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain. Face à une problématique aussi complexe que l'évaluation globale de la contribution des décisions de gestion des risques à l'atteinte du développement durable du territoire, cette méthodologie intègre des outils apportant des tentatives de réponses théoriques à problèmes comme :

- la diversité de la nature des impacts des décisions ;
- l'absence de critères et d'indicateurs communs pour estimer l'impact des décisions ;
- les choix méthodologiques de l'évaluation des décisions qui sont souvent spécifiques au contexte du territoire sur lequel les décisions seront mises en œuvre ;
- la nécessité de prendre en compte les différentes incertitudes inhérentes au processus d'évaluation des décisions ; etc.

L'application des développements méthodologiques au cas concret de la gestion des risques liés aux inondations sur la commune de Dieulouard a permis d'illustrer la pertinence d'une évaluation non déterministe de la durabilité des décisions de gestion des risques et de valider la méthodologie proposée. Elle a aussi permis de tirer les enseignements ci-après.

Sur la vision compensatoire vs. non compensatoire de la durabilité

La possibilité de choisir les règles de décision amène l'évaluateur à s'interroger sur sa vision du développement durable. Toutefois, il pourrait s'avérer intéressant de réfléchir à une combinaison des deux approches (R1 associée à une des règles R3 à R6) pour avoir les avantages du classement basé sur une note finale (classement cardinal) et du classement issu d'appréciations qualitatives obtenu par les autres règles (classement ordinal). Cela permettrait certainement d'améliorer la robustesse du processus décisionnel.

Sur la prise en compte du long terme dans l'évaluation de la durabilité

Pour atteindre la durabilité de la gestion des risques, les impacts positifs des décisions doivent non seulement être supérieurs aux impacts négatifs mais ces effets bénéfiques doivent surtout durer dans le temps ; sans quoi les décisions perdraient leur durabilité au fil du temps. L'évaluation de la durabilité des décisions de gestion nécessite d'anticiper les dynamiques d'évolution du contexte de l'étude afin de prédire les conséquences des décisions consécutives à de potentiels changements. La prospective territoriale apparaît dès lors comme un outil très utile à la prise de décision de gestion. Toutefois, si la dynamique interne (évolution démographique, conditions économiques, etc.) d'un territoire peut être plus ou moins bien maîtrisée, les modifications dues à des facteurs exogènes pouvant aboutir à des phénomènes de rupture de l'évolution « *naturelle* » du territoire demeurent très difficiles à cerner.

Sur l'ergonomie de la méthodologie

La projection temporelle des caractéristiques quantitatives du territoire, lorsque les données de prospective territoriale n'existent pas, demande des efforts non négligeables en plus de la charge de travail exigé par l'utilisation de la méthodologie dans son état actuel. Dans la présente étude de cas, les quatre stratégies identifiées au départ ont été évaluées sur la base de dix-sept indicateurs parmi lesquels certains indicateurs quantitatifs étaient à leur tour subdivisés en un ensemble de trente-cinq paramètres. Bien que la méthodologie proposée soit simple à utiliser et à comprendre, le nombre de paramètres et d'indicateurs ainsi que les agrégations successives impliquent une certaine pénibilité opérationnelle dans les calculs ; ceci pourrait rendre la méthodologie difficilement applicable et donc être un obstacle à son adoption. Toutefois, dès lors que le cadre théorique est posé, la méthodologie pourrait être optimisée par la création d'un logiciel interactif permettant une automatisation de l'évaluation tout en laissant libre cours aux choix méthodologiques de l'évaluateur. Cette application a donc fait ressortir les difficultés qui peuvent être liées à l'opérationnalisation de la prise en compte des incertitudes dans une AMCD. Rendre disponible et automatiser la méthodologie globale élaborée permettrait à la prise en compte des incertitudes dans les processus d'analyse multicritère entachés d'incertitudes, quel que soit le domaine d'application, de gagner en popularité. Ceci améliorerait l'interprétation des résultats issus de ces processus et la transparence des décisions subséquentes.

Bien qu'elle puisse avoir des limites, la méthodologie élaborée est tout à fait fonctionnelle dans son état actuel. Sa mise en œuvre à travers une application à un cas d'étude réel a donné des résultats intéressants qui mettent en évidence l'importance de la prise en compte des incertitudes dans le processus décisionnel. En termes d'utilité, la méthodologie constitue un outil pertinent d'aide à la l'identification des stratégies de gestion qui ont un fort potentiel de durabilité. Sa plus-value réside dans la possibilité de présenter les résultats sous forme graphique afin d'en faciliter la visualisation rapide. Néanmoins, elle mériterait d'être appliquée à des études de cas supplémentaires pour être améliorée et enrichie.

Conclusion générale

Les travaux de recherche réalisés dans le cadre de cette thèse avaient pour objectif de proposer une approche méthodologique d'aide à la décision pour une gestion durable des risques d'origine naturelle en milieu urbain en tenant compte des diverses incertitudes qui pourraient entacher le processus décisionnel. Le caractère innovant de la méthodologie globale développée en réponse à cet objectif réside dans les contributions suivantes.

Une méthodologie globale d'évaluation de la durabilité

Primo, nous avons proposé une méthodologie d'aide à la décision permettant de stimuler l'évaluation systématique de la durabilité des options de gestion des risques dans les processus décisionnels. Dans le contexte actuel où la durabilité des politiques publiques est plus que de mise, l'utilisation d'un outil permettant aux décideurs de se faire une idée de la durabilité de leurs décisions futures ou existantes de gestion des risques est nécessaire. Les travaux menés ont permis de proposer des critères et indicateurs traduisant une vision globale de la gestion des risques d'origine naturelle sur un territoire dans une perspective de durabilité de la gestion ainsi qu'un protocole d'estimation de la durabilité à partir de ces critères et indicateurs. La méthodologie développée permet de réaliser une analyse multicritère des différentes stratégies de gestion envisagées. Elle permet de les classer en fonction de leur potentiel de durabilité globale ou, du moins, de différencier les stratégies les plus pertinentes de celles qui ne le sont pas vis-à-vis de leurs performances au regard des critères de durabilité mais aussi vis-à-vis des objectifs et des préférences du décideur.

En suggérant une méthode d'analyse multicritère pour évaluer de façon formelle la durabilité des stratégies de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain, cette thèse apporte des éléments pour une justification plus aisée des décisions de gestion des risques. En effet, le décideur peut expliquer en toute transparence ses choix de décisions en démontrant que ceux-ci font suite à une comparaison objective, basée sur un raisonnement formel, d'un certain nombre d'options de gestion selon des critères techniques, économiques, sociaux, environnementaux et institutionnels. A défaut d'une mise en œuvre de la totalité de la méthodologie, les critères et indicateurs proposés peuvent *a minima* servir à questionner le décideur et l'aider à tenir compte de l'ensemble des problématiques interférant avec la gestion des risques d'origine naturelle sur le territoire.

Une méthodologie globale d'évaluation de la durabilité

Secundo, la méthodologie proposée permet dans une démarche d'inférence qui combine des données quantitatives et qualitatives, de prendre en compte diverses incertitudes inhérentes à l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques. En conséquence, la quantification de l'incertitude sur les résultats de l'évaluation de la durabilité pourrait devenir une étape naturelle du processus d'évaluation. En effet, le fait d'associer la quantification de l'incertitude à l'évaluation de la durabilité des décisions permettrait au décideur d'analyser de manière routinière l'incertitude sur les résultats obtenus. Cette démarche intégrée de caractérisation des incertitudes sur l'estimation des

conséquences potentielles des décisions de gestion des risques offre au décideur une mise en perspective rationnelle du niveau d'incertitude globale sur la décision à prendre, en toute connaissance de cause. La mise en application de la méthodologie peut contribuer à mieux argumenter la nécessaire prise en compte des incertitudes dans les processus de prise de décision. Toutefois, il convient de souligner que dans la pratique, il est difficile voire impossible d'identifier et de prévoir toutes les incertitudes dans une évaluation *ex ante*.

Un outil de prévision des dommages liés aux inondations

Tertio, l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques suppose de considérer certains paramètres primordiaux, notamment ceux qui renseignent sur les dommages liés aux risques résiduels consécutifs à la mise en œuvre des décisions de gestion envisagées. Ainsi, parallèlement à l'élaboration de la méthodologie globale, une partie des travaux de la présente thèse a porté sur la conception d'un outil visant à générer les données relatives à ces paramètres. Il s'agit d'un simulateur pour évaluer, tant de façon déterministe qu'aléatoire, quatre types de dommages directs aux logements (taux d'endommagement, coûts des dommages, nombre de victimes potentielles et quantité de déchets post-inondation) liés aux inondations à l'échelle d'une commune.

Une étude de cas instructive sur la prise en compte des différentes incertitudes

Une application sur le cas réel de la gestion des risques liés aux inondations à Dieulouard a permis de démontrer la faisabilité de la méthodologie développée tout en illustrant à travers quelques exemples concrets l'influence potentielle des incertitudes sur la prise de décision. Il est donc possible d'évaluer la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en tenant compte des diverses incertitudes inhérentes à cette évaluation.

Il ressort que, dans les conditions de cette application, les incertitudes sur les données d'entrée (y compris la divergence entre les avis d'experts), sur la pondération, sur la problématique décisionnelle (règles de décision) et sur les approches de défuzzification constituent des facteurs pertinents susceptibles d'influencer la prise de décision dans une perspective de gestion durable des risques d'origine naturelle. Ces différentes sources d'incertitudes devraient donc être prises en compte dans un processus de prise de décision. A défaut, il conviendrait d'interroger les résultats obtenus au regard de l'influence possible de ces incertitudes. C'est le lieu de rappeler que, faute de pouvoir prédire les changements technologiques, réglementaires ou socio-économiques futurs susceptibles d'engendrer une rupture (positive ou négative) dans l'évolution tendancielle du contexte de l'étude, les incertitudes relatives à de tels changements n'ont pas été considérées d'où la faible variation dans le temps de l'incertitude sur la durabilité globale des stratégies étudiées.

Cette application éclaire également sur quelques limites de la méthodologie, principalement la charge de calcul, et invite à l'améliorer. Néanmoins, il reste encore à la tester sur d'autres études de cas pour lesquelles les données prospectives existent afin d'identifier les éléments supplémentaires qui devraient être considérés pour l'amélioration des développements méthodologiques proposés. Ceci contribuerait certainement à en faire un outil méthodologique opérationnel pour la prise de décision de gestion des risques d'origine naturelle en contexte incertain. Du point de vue de la commune, cette application a été une

opportunité pour sensibiliser les élus aux enjeux associés à la gestion durable des risques liés aux inondations à Dieulouard, pour soulever des questionnements pertinents relatifs à la capacité de la commune à gérer des événements pluvieux rares et de se projeter dans le futur vis-à-vis de la problématique.

Une méthodologie à vocation générique et adaptable selon la nature des données

La méthodologie globale élaborée repose sur les principes fondateurs ci-après.

– **Généricité** : la multiplicité des choix méthodologiques permet de considérer plusieurs situations possibles dans le processus décisionnel et évite ainsi de restreindre la marge de manœuvre du décideur tout en gardant un objectif de robustesse des résultats. Cette démarche vise à garantir une certaine généricité à la méthodologie afin qu'elle puisse être appliquée à la gestion de tout type de risques d'origine naturelle sur n'importe quel territoire urbain. Par ailleurs, l'adaptation de la méthodologie à la gestion d'autres problématiques urbaines, voire même d'autres types de problématiques requérant des outils de support décisionnel, pourrait être envisageable.

– **Simplicité** : la proposition d'un protocole d'évaluation simple basé essentiellement sur des moyennes arithmétiques pondérées vise à faciliter la compréhension des différentes étapes et donc l'identification des options les plus cohérentes avec les objectifs du décideur bien que la méthodologie demeure dans son état actuel quelque peu fastidieuse à utiliser.

– **Mixité de l'approche** : la combinaison de données quantitatives et d'informations issues de connaissances expertes est stimulée par le fait que la problématique de la gestion des risques d'origine naturelle ne saurait être totalement cernée par une approche exclusivement quantitative ou qualitative. Il convient toutefois de rappeler que la généricité de la méthode donne la possibilité au décideur d'utiliser des données quantitatives, des données qualitatives ou les deux types de données à la fois afin de s'adapter en permanence aux contraintes imposées par le contexte spécifique de l'évaluation.

Une méthodologie perfectible

La méthodologie globale développée n'est pas en soi une nouvelle méthode d'analyse multicritère mais elle s'appuie sur la plus simple et la plus facile des méthodes d'analyse multicritère. Elle est donc basée sur une moyenne arithmétique pondérée des données d'entrée puis des performances au niveau des indicateurs pour déterminer celles au niveau des critères. Ensuite, en fonction de la problématique décisionnelle, elle applique soit une somme pondérée pour déterminer la performance globale dans le temps soit une comparaison par paires des stratégies entre elles pour les départager selon la règle de décision choisie.

En outre, il ne s'agit pas non plus d'une méthodologie « *clé en main* » mais d'une démarche méthodologique dont chaque décideur pourra s'inspirer selon ses préférences et sa problématique décisionnelle. En effet, l'objectif de la méthodologie ne consiste pas à fournir nécessairement au décideur une hiérarchisation définitive des stratégies en fonction de leur durabilité. Il s'agit plutôt de lui fournir des outils pour l'amener à s'interroger sur le niveau de confiance qu'il consent à accorder aux résultats de l'évaluation de la durabilité malgré les

différentes incertitudes y afférentes afin de prendre sa décision finale dans la transparence et en toute connaissance de cause.

La vulgarisation de cette méthodologie permettrait de sensibiliser les décideurs voire toutes les parties prenantes à la gestion des risques d'origine naturelle sur un territoire à deux problématiques importantes : la notion de durabilité et la nécessité de prendre en compte les incertitudes. Cette méthodologie est, cependant, très loin d'être aboutie. Comme toute démarche scientifique, les travaux effectués dans le cadre de cette thèse peuvent soulever autant de questions qu'ils apportent de réponses à la problématique traitée. Chaque choix opéré aux différentes étapes de la construction de la méthodologie (critères et indicateurs de durabilité retenus, démarche de collecte des avis d'experts, approche de fusion des avis d'experts, technique de propagation des incertitudes dans le processus d'évaluation, etc.) peut être questionné ou discuté sans pour autant remettre en cause la méthodologie dans son ensemble.

Dans la continuité de cette thèse, de nombreuses perspectives de nature aussi bien théorique qu'appliquée demeurent à explorer. Il semble opportun de réaliser des travaux qui concernent, entre autres :

- l'automatisation du protocole d'estimation pour réduire la charge de calcul et
- l'étude approfondie de l'influence du temps sur l'incertitude globale en envisageant des scénarios d'évolution (technologique, réglementaire, socio-économique) des contextes d'application qui soient en rupture avec l'évolution tendancielle et qui relèvent de l'expertise prospective.

Bien d'autres perspectives demeurent. Néanmoins, les résultats de cette thèse apportent des premières réponses opérationnelles à la problématique de la prise en compte des incertitudes dans l'évaluation de la durabilité des décisions de gestion des risques d'origine naturelle en milieu urbain et débouchent sur des perspectives intéressantes pour la prise en compte des incertitudes dans le traitement des problématiques nécessitant une aide multicritère à la décision.

Références bibliographiques

- Abchir M.-A., 2013. Vers une sémantique floue : Application à la géolocalisation. Thèse de doctorat, Université Paris 8 – Vincennes Saint-Denis, France, 129 p.
- Achet S. H. et Fleming B., 2006. « A watershed management framework for mountain areas: Lessons from 25 years watershed conservation in Nepal ». *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 49, n° 5, pp. 675-694
- Acosta-Alba I. et Van der Werf H. M. G., 2011. « The use of reference values in indicator-based methods for the environmental assessment of agricultural systems ». *Sustainability*, vol. 3, n° 2, pp. 424-442
- Agence de Développement du Val de Lorraine (ADEVVAL), 2013. Dieulouard : Plan Local d'Urbanisme – Rapport de présentation. 76 p.
- Agence de Développement du Val de Lorraine (ADEVVAL), 2013. Dieulouard : Plan Local d'Urbanisme – Projet d'Aménagement et de Développement Durable (PADD). 20 p.
- Agence Nationale pour le Développement de l'Evaluation Médicale (ANDEM), 1995. *Evaluation d'une action de santé publique : recommandations*. Service Formation, Paris, France, 39 p.
- Agrawala S., 2007. Climate change in the European Alps: Adapting winter tourism and natural hazards management. OECD Publishing, Paris, France, 127 p.
- Aldebert B. et Rouzies A., 2011. « L'utilisation des méthodes mixtes dans la recherche française en stratégie : constats et pistes d'amélioration ». *20^{ème} colloque de l'Association Internationale de Management Stratégique (AIMS)*, 6-8 juin, Nantes, France, 24 p.
- Allaire D. L., 2009. Uncertainty assessment of complex models with application to aviation environmental systems. PhD dissertation, Massachusetts Institute of Technology, USA, 136 p.
- Alsun M. H., 2012. Indexation guidée par les connaissances en imagerie médicale. Thèse de doctorat, Université Européenne de Bretagne, France, 173 p.
- Ancey C., 2015. Risques hydrologiques et aménagement du territoire. Notes de cours, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 295 p., disponible à l'URL : http://lhe.epfl.ch/cours/masterSIE/cours-master_sie.pdf (dernier accès : 20 septembre 2015)
- André C., 2013 a. Analyse des dommages liés aux submersions marines et évaluation des couts induits aux habitations à partir de données d'assurance. Perspectives apportées par les tempêtes Johanna (2008) et Xynthia (2010). Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, France, 301 p.
- André C., 2013 b. « Evaluation économique des dommages au bâti liés à la submersion marine à partir de données d'assurance : Application aux tempêtes Johanna (2008) et Xynthia (2010) ». *6^{èmes} rencontres géographes et assureurs : phénomènes littoraux extrêmes, en France, aujourd'hui et demain*, 25 mars, Paris, France, pp. 67-75.
- Ariano S., 2008. Pour une étude géographique du risque : les zones humides – Application à l'analyse du delta du Po. Thèse de doctorat, Università' Degli Studi di Padova, Italie, Université de Paris Sorbonne – Paris IV, France, 264 p.
- Arnaud A. et Davoine P.-A., 2011. « Approche cartographique et géovisualisation pour la représentation de l'incertitude. Application à l'information dédiée aux risques naturels ». *Revue Internationale de Géomatique*, vol. 21, n° 2, pp. 205-224
- Arnaud C. et Croix R., 2011. Aménagement de la Bassée – Analyse multicritère : Phase pré-programme support du « dossier de saisine de la CNDP » et du débat public. 36 p.
- Aschan-Leygonie C. et Baudet-Michel S., 2011. Le risque sanitaire en milieu urbain : effet de contexte, vulnérabilité et résilience. Rapport final du projet PIRVE 24-2078, 16 p.

- Assaghir Z., 2010. Analyse formelle de concepts et fusion d'informations : Application à l'estimation et au contrôle d'incertitude des indicateurs agri-environnementaux. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine (INPL), France, 140 p.
- Aubin J., Donnars C., Supkova M. et Borin B., 2011. « Méthodes d'évaluation – Panorama critique ». Dans Esnouf C., Russel M. et Bricas N., *Pour une alimentation durable : réflexion stratégique duALIne*, Quae, Versailles, France, pp. 205-232
- Bae H.-R., Grandhi R. V. et Canfield R. A., 2004. « Epistemic uncertainty quantification techniques including evidence theory for large-scale structures », *Computers & Structures*, vol. 82, n° 13-14, pp. 1101-1112
- Balkema A. J., Preisig H. A., Otterpohl R. et Lambert F. J., 2002. « Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems ». *Urban Water*, vol. 4, n° 2, pp. 153-161
- Barczak A. et Grivault C., 2007. « Système d'information géographique pour l'évaluation de la vulnérabilité au risque de ruissellement urbain ». *Actes de la 6^{ème} Conférence Internationale sur les techniques et stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie (NOVATECH 2007)*, 25-28 Juin, Lyon, France, pp. 139-146
- Barroca B., DiNardo M. et Mboumoua I., 2013. « De la vulnérabilité à la résilience : mutation ou bouleversement ? » *EchoGéo* [Online], 24 / 2013, disponible à l'URL : <http://echogeo.revues.org/13439> (dernier accès : 01 mars 2014)
- Baudrit C., Guyonnet D. et Dubois D., 2006. « Joint propagation and exploitation of probabilistic and possibilistic information in risk assessment ». *IEEE Transactions on Fuzzy systems*, vol. 14, n° 5, pp. 93-608
- Beauvais D., 2012. Une gestion durable de l'environnement pour le Québec. Mémoire de maîtrise, Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke, Canada, 128 p.
- Becerra S., 2012. Overview sur les indicateurs de vulnérabilité/adaptabilité. Rapport de recherche, projet ANR Elevage Climat Société, 31 p.
- Bellut S., 2002. Les processus de la décision. Démarches, méthodes et outils. AFNOR, Saint-Denis La Plaine, France, 271 p.
- Beloulou L., 2008. Vulnérabilité aux inondations en milieu urbain. Cas de la ville de Annaba (Nord-Est Algérien). Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie, 320 p.
- Benetto E., 2002. Evaluation de l'incertitude des impacts environnementaux du cycle de vie (E12 CV) et conception de l'éco-innovation : Application à la filière charbon. Thèse de doctorat, INSA de Lyon, France, 295 p.
- Benson C. et Twigg J., 2007. Outils d'intégration de la réduction des risques de catastrophes : notes d'orientation à l'intention des organisations de développement. Consortium ProVention, Genève, Suisse, 196 p.
- Bernier J., Parent E. et Boreux J. J., 2000. Statistique pour l'environnement : Traitement bayésien de l'incertitude. Editions Lavoisier, Collection TEC & DOC, Paris, France, 363 p.
- Bloch I., 2003. Fusion d'informations en traitement du signal et des images. Hermès Science Publications, Paris, France, 324 p.
- Bockstaller C. et Girardin P., 2003. « How to validate environmental indicators », *Agricultural Systems*, vol. 76, n° 2, pp. 639-653
- Bockstaller C., Reinsch M. et Girardin P., 2001. Mise en œuvre des indicateurs agro-écologiques : comparaison avec la méthode KUL, élargissement à d'autres systèmes de production, application en zones sensibles, informatisation du calcul. Rapport final du projet 1.1.2, ITADA, 113 p.
- Bonnett M., 2002. « Education for sustainability as a frame of mind ». *Environmental Education Research*, vol. 8, n° 1, pp. 9-20

- Bootz J.-P. et Monti R., 2008. « Les démarches prospectives : de l'aide à la décision à la conduite du changement ». *Finance Contrôle Stratégie*, vol. 11, n° 1, pp. 41-70
- Botreau R. et Veissier I., 2013. « Évaluation globale de la durabilité – Démarches, difficultés et application à l'évaluation du bien-être des vaches laitières ». *Séminaire annuel de la plateforme MEANS*, 5 septembre, Rennes, France
- Bouchon-Meunier B., 1995. La logique floue et ses applications. Addison-Wesley France Eds., 272 p.
- Boudières V., 2008. De la gestion des risques aux risques de leur gestion dans les territoires touristiques de montagne. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble, France, 384 p.
- Boudières V., Einhorn B., Peisser C. et Vengeon J.-M., 2012. Risques couplés : La prise en compte des couplages entre phénomènes naturels alpins et activités anthropiques – Etudes de cas. Pôle Alpin d'études et de recherche pour la prévention des risques naturels, 59 p.
- Bougllet T., 2002. Incertitude et environnement : Essai de représentation et analyse des choix publics. Thèse de doctorat, Université Paris I – Panthéon – Sorbonne, France, 202 p.
- Bourgin F., 2014. Comment quantifier l'incertitude prédictive en modélisation hydrologique ? Travail exploratoire sur un grand échantillon de bassins versants. Thèse de doctorat, AgroParisTech, France, 208 p.
- Bourguignon D., 2014. Evènements et territoires – Le coût des inondations en France. Analyse spatio-temporelle des dommages assurés. Thèse de doctorat, Université Paul Valéry – Montpellier III, France, 310 p.
- Boutaud A., 2004. Le développement durable : penser le changement ou changer le pansement ? Bilan et analyse des outils d'évaluation des politiques publiques locales en matière de développement durable en France : de l'émergence d'un changement dans les modes de faire au défi d'un changement dans les modes de penser. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne et Université Jean Monnet, France, 513 p.
- Bouyssou D., 1990. « Building criteria a prerequisite for MCDA ». Dans Bana e Costa C. A., *Readings in multiple criteria decision aid*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Allemagne, pp. 58-80
- Bouzarour-Amokrane Y., 2013. Structuration des Processus d'Aide à la Décision par Analyse Bipolaire. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, France, 162 p.
- Bragança L., Mateus R. et Koukkari H., 2007. « Perspectives of building sustainability assessment ». Dans Bragança L., Pinheiro M., Jalali S., Mateus R., Amoêda R. et Guedes M. C., *Portugal SB07 – Sustainable construction, materials and practices. Challenge of the industry for the new millennium*. IOS Press, Amsterdam, Pays-Bas, pp. 356-365
- Bragança L., Mateus R. et Koukkari H., 2007. « Perspectives of building sustainability assessment ». Dans Bragança L., Pinheiro M., Jalali S., Mateus R., Amoêda R. et Guedes M. C., *Portugal SB07 – Sustainable construction, materials and practices. Challenge of the industry for the new millennium*. IOS Press, Amsterdam, Pays-Bas, pp. 356-365
- Brans J. P., 1986. « L'ingénierie de la décision – Elaboration d'instruments d'aide à la décision : Méthode PROMETHEE ». Dans Nadeau R. et Landry M., *L'aide à la décision : Nature, instruments et perspectives d'avenir*, Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada, pp. 183-214
- Brémond P., 2011. Caractérisation et évaluation économique de la vulnérabilité des exploitations agricoles aux inondations. Thèse de doctorat, Université Montpellier I, France, 394 p.
- Brissaud F., Charpentier D., Barros A. et Bérenguer C., 2010. « Capteurs intelligents : Nouvelles technologies et nouvelles problématiques pour la sûreté de fonctionnement ». Dans Kahn P., Lannoy A., Person-Silhol D. et Vasseur D., *Anticipation, innovation, perception : des défis pour la maîtrise des risques à l'horizon 2020*, Lavoisier, Paris, France, pp. 63-91

- Brugnot G., 2002. « Précaution et développement régional durable dans le domaine des risques naturels. Quels enseignements tirer des exemples présentés ? ». Dans Larrue C., *Recherche et développement régional durable – Actes du 3^{ème} symposium européen*, pp. 81-87
- Bründl M., Romang H. E., Bischof N. et Rheinberger C. M., 2009. « The risk concept and its application in natural hazard risk management in Switzerland ». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 9, pp. 801-813
- Büchle B., Kreibich H., Kron A., Thieken A., Ihringer J., Oberle P., Merz B. et Nestmann F., 2006. « Flood-risk mapping: contributions towards an enhanced assessment of extreme events and associated risks ». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 6, pp. 485-503
- Cailloux O., 2012. Elicitation indirecte de modèles de tri multicritère. Thèse de doctorat, Ecole Centrale Paris, France, 234 p.
- Cambon P. et Ladouceur S., 2013. Présentation des travaux méthodologiques préliminaires portant sur la construction d'un indice de vitalité économique pour les municipalités québécoises. Institut de la statistique du Québec, Canada, 27 p.
- Cammerer H., Thieken A. H. et Lammel J., 2013. « Adaptability and transferability of flood loss functions in residential areas ». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 13, pp. 3063-3081
- Carlevaro F., Garbely M. et Genoud S., 2002. Evaluation comparée de méthodes de contrôle et de décision en matière de développement durable. Office fédéral de l'énergie, Suisse, 65 p.
- Caron A., 2008. « Résilience des « socioécosystèmes » : De nouvelles perspectives pour l'évaluation de la durabilité ? ». Présentation orale, 21 Octobre, Cargèse, France, disponible à l'URL : http://www.cnrs.fr/inee/recherche/fichiers/ET_EvalDur_Oct08/ACaron.pdf (dernier accès : 03 décembre 2013)
- Carreño M. L., Cardona O. D. et Barbat A. H., 2007. « A disaster risk management performance index ». *Natural Hazards*, vol. 41, n° 1, pp. 1-20
- Cartier S., Vinet F. et Gaillard J.-C., 2009. « Introduction : Maître du monde ou maître de soi ? ». Dans Becerra S. et Peltier A., *Risques et environnement : recherches interdisciplinaires sur la vulnérabilité des sociétés*, L'Harmattan, Paris, France, pp. 9-20
- Cenci J., Pouleur J.-A. et Becue V., 2014. « Territoire post-industriel en transition : entre vulnérabilité contemporaine et résilience territoriale. Les cas de Manchester et de Charleroi ». *Éthique et économique / Ethics and Economics*, vol. 11, n° 1, pp. 82-95
- Centre d'Etudes et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement (CEREMA), 2014. Prévention et gestion des déchets issus de catastrophes naturelles : de l'anticipation à la gestion - Démarche opérationnelle et fiches d'application. 112 p.
- Centre Européen de Prévention de Risque d'Inondation (CEPRI), 2010. Analyse coût-bénéfice. Annexes techniques au cahier des charges PAPI, 78 p.
- Centre Européen de Prévention de Risque d'Inondation (CEPRI), 2014. Evaluation des dommages liés aux inondations sur le logement. Rapport de recherche, 79 p.
- Centre Européen de Prévention de Risque d'Inondation (CEPRI), 2012. Gestion des déchets post-inondation - Approche pour une méthodologie d'élaboration de plans de gestion. Rapport de recherche, 148 p.
- Centre Européen de Prévention de Risque d'Inondation (CEPRI), 2013. Méthode d'Évaluation et de Caractérisation des Déchets Post-Inondation MECADEPI. Rapport de recherche, 46 p.
- Champagne St-Arnaud V., 2009. Conception d'une grille d'évaluation des changements comportementaux en matière de développement durable. Essai de maîtrise, Centre Universitaire de Formation en Environnement, Université de Sherbrooke, Canada, 86 p.

- Chance H. et Noury M., 2011. La gestion de la post-catastrophe – L'approche française et la stratégie internationale. Les dossiers de l'Institut des Risques Majeurs, 135 p.
- Chen A. S., Hammond M. J., Djordjević S., et Butler D., 2013. « Flood damage assessment for urban growth scenarios ». *International Conference on Flood Resilience: Experiences in Asia and Europe*, 5-7 Septembre 2013, Exeter, Royaume-Uni, 10 p.
- Chen A., Hammond M. J., Djordjević S. et Butler D., 2013. « Flood damage assessment for urban growth scenarios ». *International Conference on Flood Resilience: Experiences in Asia and Europe*, 5-7 Septembre, Exeter, Royaume-Uni, 10 p.
- Cherkaoui A., 2010. Approche coût-bénéfice de l'aléa « mouvement de terrain » lié à la présence de cavités souterraines. Rapport de stage de 3^{ème} année, Ecole des Mines de Nancy, France, 112 p.
- Chéron M. et Ernisse L., 2008. Repères sur l'évaluation au regard du développement durable. Les cahiers de l'Observatoire N° 2, Observatoire national des Agendas 21 locaux et pratiques territoriales de développement durable, 80 p.
- Chevalier J.-L. et Téno J.-F. L., 1996. « Life cycle analysis with ill-defined data and its application to building products ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 1, n° 2, pp. 90-96
- Chiroiu L., 2004. Modélisation de dommages consécutifs aux séismes – Extension à d'autres risques naturels. Thèse de doctorat, Université Paris – Diderot, Paris VII, France, 188 p.
- Cohendet P. et Llerena P., 1989. « Flexibilités, risque et incertitude dans la théorie de la firme : Un survey ». Dans Cohendet P. et Llerena P., *Flexibilité, information et décision*, Economica, Paris, France, pp. 7-71
- Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), 2012. Analyse multicritères : Application aux mesures de prévention des inondations - Guide méthodologique. Document de travail n° 6.B., 168 p.
- Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), 2012. Analyse multicritères : Application aux mesures de prévention des inondations – Guide méthodologique. Document de travail n° 6 B, 168 p.
- Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), 2014. Analyse multicritères des projets de prévention des inondations - Guide méthodologique, 82 p.
- Commissariat Général du Développement Durable (CGDD), 2012. Analyse Multicritères : Application aux mesures de prévention des inondations – Guide méthodologique, 165 p.
- Commission Européenne, 2005. Analyse multicritère – Pourquoi et quand utiliser l'analyse multicritère en évaluation ? Disponible à l'URL : http://ec.europa.eu/europeaid/evaluation/methodology/egeval/tools/too_cri_whe_fr.htm (dernier accès : 12 mars 2015)
- Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED), 1988. Notre avenir à tous. Editions du Fleuve, Montréal, Canada, 432 p.
- Conseil de l'Europe, 2005. 40 recommandations aux autorités locales exposées à des risques naturels. 10 p.
- Cucu Graindorge T., 2012. Contribution à une méthodologie d'évaluation *a priori* des projets de transport urbain durable. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux 1, France, 256 p.
- Curt C. et Boissier D., 2008. « Utilisation de la théorie des possibilités pour l'évaluation de la performance des barrages ». 16^{ème} congrès *Lambda Mu*, 6-10 octobre, Avignon, France, 9 p.
- Curt C., 2008. Evaluation de la performance des barrages en service basée sur une formalisation et une agrégation des connaissances - Application aux barrages en remblai. Thèse de doctorat, Université Blaise Pascal – Clermont II, France, 199 p.
- D'Almeida N. et Jalenques-Vigouroux B., 2007. « Dire le développement durable ». *Responsabilité & Environnement*, n° 48, pp. 44-51

- D'Ercole R. et Metzger P., 2009. « La vulnérabilité territoriale : une nouvelle approche des risques en milieu urbain ». *Cybergeo : Revue Européenne de géographie* [En ligne], document 447, disponible à l'URL : <http://cybergeo.revues.org/22022> ; (dernier accès : 27 novembre 2011)
- D'Ercole R., Hardy S., Metzger P. et Robert J., 2009. « Vulnérabilités urbaines dans les pays andins. Introduction générale ». *Bulletin de l'Institut français d'études andines* [En ligne], vol. 38, n° 3, disponible à l'URL : <http://bifea.revues.org/2227> ; (dernier accès : 14 juin 2015)
- Damart S. et Roy B., 2005. « Débat public et expertise : entre rationalité et légitimité ». Dans *Politiques et management public*, vol. 23 n° 4. Le management public à l'épreuve de la politique. Actes du quatorzième Colloque international – Bordeaux 17-18 mars, Tome 2., pp. 91-110
- Dang C.-T., 2014. Méthodes de construction des courbes de fragilité sismique par simulations numériques. Thèse de doctorat, Université Blaise Pascal – Clermont II, France, 170 p.
- Dassanayake D. R., Burzel A., Kortenhaus A. et Oumeraci H., 2010. Framework and Methods for the Evaluation of Intangible Losses and their Integration in Coastal Flood Risk Analysis. 84 p.
- Dauphiné A., 2005. Risques et catastrophes. Observer, spatialiser, comprendre, gérer. Armand Colin, Paris, France, 288 p.
- Dawson W. R. (USACE), 2003. Generic depth-damage relationships for residential structures with basements. Economic Guidance Memorandum (EGM) 04-01, 17 p., disponible à l'URL : <http://planning.usace.army.mil/toolbox/library/EGMs/egm04-01.pdf> (dernier accès : 11 mai 2011)
- De Rocquigny E., Devictor N. et Tarantola S., 2008. Uncertainty in industrial practice: A guide to quantitative uncertainty management. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, England, 364 p.
- Defossez S., 2009. Evaluation des mesures de gestion du risque inondation – Application au cas des basses plaines de l'Aude. Thèse de doctorat, Université Montpellier III Paul-Valéry, France, 462 p.
- Degg M., 1998. « Natural hazards in the urban environment: the need for a more sustainable approach to mitigation ». Dans Maund J. G. et Eddleston M., *Geohazards in Engineering Geology*, Geological Society, Engineering Geology Special Publications, n° 15, London, Royaume-Uni, pp. 329-337
- Denoël V., 2015. Eléments de processus stochastiques. Notes de cours, Université de Liège, Belgique, 82 p., disponible à l'URL : http://orbi.ulg.ac.be/bitstream/2268/142988/4/ProcessusStochastiques2014_2015.pdf (dernier accès : 20 septembre 2015)
- Desjeux Y., Dupraz P. et Thomas A., 2011. Les biens publics en agriculture, une voie vers l'écologisation de la PAC. *Colloque « Ecologisation des politiques publiques et des pratiques agricoles »*, 16-18 mars, Avignon, France, 15 p.
- Destercke S., Dubois D. et Chojnacki E., 2006. « Fusion d'opinions d'experts et théories de l'incertain ». *Rencontres francophones sur la Logique Floue et ses Applications (LFA2006)*, 19-20 octobre, Toulouse, France, pp. 295-302
- Di Baldassarre G., Viglione A., Carr G., Kuil L., Salinas J. L. et Blöschl G., 2013. « Socio-hydrology: conceptualising human-flood interactions », *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 17, pp. 3295-3303
- Dialga I et Le T.-H.-G., 2014. Développement d'indices composites et politiques publiques : interactions, portées et limites méthodologiques. Document de travail, Laboratoire d'Economie et de Management Nantes-Atlantique, Université de Nantes, France, 38 p.
- Dias L. C. et Domingues A. R., 2014. « On multi-criteria sustainability assessment: Spider-gram surface and dependence biases ». *Applied Energy*, vol. 113, pp. 159-163
- Dind J.-P., 2006. Reconstruction, réduction de la vulnérabilité et développement durable - La reconstruction de l'habitat en milieu urbain après l'ouragan Stan au Mexique. Mémoire de DESS, Université de Lausanne, Suisse, 93 p.

- Dolan J. G., 2010. « Multi-criteria clinical decision support: A primer on the use of multiple criteria decision making methods to promote evidence-based, patient-centered healthcare ». *Patient*, vol. 3, n° 4, pp. 229-248
- Donnelly A., Jennings E., Mooney P., Finnan J., Lynn D., Jones M., O'Mahony T., Théritel R. et Byrne G., 2006. « Workshop approach to developing objectives, targets and indicators for use in SEA ». *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, vol. 8, n° 2, pp. 135-156.
- DREAL Lorraine, 2014. Cartographie du risque inondation sur le Territoire à Risque Important d'inondation (TRI) d'Épinal. Rapport de présentation, 121 p.
- DREAL Rhône-Alpes, 2013. Territoire à Risque Important d'inondation (TRI) d'Annemasse-Cluses - Cartographie des surfaces inondables et des risques. Rapport explicatif, 37 p.
- Driot N. et Bachelet L., 2007. « Comportement dynamique incertain des rotors par la méthode Taguchi : Variable et champ aléatoire ». *8^{ème} Colloque National en Calcul des structures*, 21-25 Mai, Giens, France
- Duarte-Colardelle C., 2006. Analyse de la dynamique organisationnelle en temps de crise. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, France, 240 p.
- Dubois D. et Prade H., 1980. Fuzzy sets and systems: Theory and applications. Mathematics in science and engineering, vol. 144, Academic Press, New-York, USA, 393 p.
- Dubois D. et Prade H., 1994. « Possibility theory and data fusion in poorly informed environments ». *Control Engineering Practice*, vol. 2, n° 5, pp. 811-823
- Dubois D. et Prade H., 2001. « Possibility theory in information fusion ». Dans Della Riccia G., Lenz H. - J. et Kruse R., *Data fusion and Perception*, Springer-Verlag Wien, New York, USA, pp. 53-76
- Dubois D. et Prade H., 2004. « On the use of aggregation operations in information fusion processes ». *Fuzzy sets and systems*, vol. 142, pp. 143-161
- Duchêne J., 1999. « Le traitement de l'incertitude dans les perspectives démographiques », *Qüestió*, vol. 23, n° 1, pp. 113 – 128
- Duchêne J., 1999. « Le traitement de l'incertitude dans les perspectives démographiques ». *Qüestió*, vol. 23, n° 1, pp. 113-128
- Duhaime G., Baert J. et Ampleman L., 2004. Gestion intégrée des réseaux de transport dans le Nord-du-Québec. Rapport de recherche, Université de Laval, Canada, 88 p.
- Dupont L., Morel L., Brissel L., Chery O., Camargo M., Hubert J., Boly V., Gouju A. et Lacroix J., 2015. Définition d'objectifs partagés entre acteurs de la ville et identification d'un ensemble de stratégies relatives aux thématiques abordées en concertation avec les différents acteurs de la ville. Rapport final de la tâche 1 du projet INCERDD, 116 p.
- Durand A., Kalus C., Stathopoulos M. et Tribel F., 2010. *La mutabilité, essence de la ville durable*. Mémoire de fin de stage. Formation Développement Durable et Qualité Environnementale, Montreuil, France, 37 p.
- Durand A., Kalus C., Stathopoulos M. et Tribel F., 2010. *La mutabilité, Essence de la ville durable*. Mémoire de stage, Formation Développement Durable et Qualité Environnementale, Montreuil, France, 37 p.
- Dutfoy A., Dutka-Malen I., Pasanisi A., Lebrun R., Mangeant F., Sen Gupta J., Pendola M. et Yalamas T., 2009. « OpenTURNS - An Open source initiative to treat uncertainties, risks'n statistics in a structured industrial approach ». *41^{èmes} Journées de Statistique, Société Française de Statistique*, 25-29 mai, Bordeaux, France, 5 p.
- Dutozia J., 2013. Espaces à enjeux et effets de réseaux dans les systèmes de risques. Thèse de doctorat, Université de Nice-Sophia Antipolis, France, 313 p.
- Ebert U. et Welsch H., 2004. « Meaningful environmental indices: a social choice approach ». *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 47, n°2, pp. 270-283

- Ediriweera J. C. W., 2007. A GIS-based framework for urban flood modelling and disaster management. MSc Thesis, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Pays-Bas, 74 p.
- Edjossan-Sossou A. M., Deck O., Al Heib M. et Verdel T., 2014. « A decision-support methodology for assessing the sustainability of natural risk management strategies in urban area ». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 14, pp. 3207–3230
- Elachachi S. M., Edjossan-Sossou A. M., Taillandier F., Deck O., Bennabi A., Talon A. et Bentarzi Y., 2015. Identification et choix de méthodes d'évaluation des critères. Rapport final de la tâche 3 du projet INCERDD, 70 p.
- Eleutério J., 2012. Flood risk analysis: impact of uncertainty in hazard modelling and vulnerability assessments on damage estimations. Thèse de doctorat, Université de Strasbourg, France, 243 p.
- Eleutério J., Mosé R. et Rozan A., 2012. Evaluation des dommages potentiels liés aux inondations – Impacts des stratégies utilisées pour modéliser l'aléa inondation et caractériser la vulnérabilité des enjeux sur les résultats des évaluations de dommages potentiels liés aux inondations. Rapport de recherche, Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, 40 p.
- Eleutério J., Rozan A. et Paraydeau S., 2009. « Sensibilité de l'évaluation des dommages potentiels liés aux inondations ». *20^{èmes} Journées Scientifiques de l'Environnement : Environnement entre passé et futur : les risques à l'épreuve des savoirs*, 10-12 février, Créteil, France, 15 p.
- Elmer F., Thielen A. H., Pech I. et Kreibich H., 2010. « Influence of flood frequency on residential building losses ». *Natural Hazards Earth System Sciences*, vol. 10, pp. 2145–2159
- Ennaouri I., 2010. Modélisation de la dégradation hydraulique et structurale des réseaux sanitaires et pluviaux. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada, 79 p.
- Erdlenbruch K., Gilbert E., Grelot F. et Lescoulier C., 2008. « Une analyse coût-bénéfice spatialisée de la protection contre les inondations – Application de la méthode des dommages évités à la basse vallée de l'Orb », *Ingénieries*, n° 53, pp. 3-20
- Ernst J., Dewals B. J., Detrembleur S., Archambeau P., Epicum S. et Piroton M., 2010. « Caractérisation micro-échelle du risque d'inondation : Modélisation hydraulique détaillée et quantification des impacts socio-économiques ». *Colloque SHF : Risques inondation en Ile de France*, 24-25 mars, Paris, France, 8 p.
- Espinosa A., Harnden R. et Walker J., 2008. « A complexity approach to sustainability – Stafford Beer revisited ». *European Journal of Operational Research*, vol. 187, n° 2, pp. 636-651
- Faber M. H., 2010. « Critical issues in the management of catastrophic and global risks ». *Proceedings of the International Symposium on Reliability Engineering and Risk Management*, 13 p.
- Faber R., 2006. Flood risk analysis: Residual risks and uncertainties in an Austrian context. PhD dissertation, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, 143 p.
- Faburel G. et Roché C., 2012. Les valeurs et principes de l'aménagement durable – Analyse et perspectives par et pour les éco-quartiers en France. Rapport de recherche, 69 p.
- Faivre D'Arcier B., 1998. Evaluation des politiques de transport et préférences individuelles. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Université Lumière Lyon 2, 98 p.
- Fallet-Fidry G., 2012. Contribution à la modélisation et au traitement de l'incertain dans les analyses de risques multidisciplinaires de systèmes industriels – Application à la source froide d'une unité de production d'énergie. Thèse de doctorat, Université de Lorraine, France, 202 p.
- Farley J., Erickson J. D. et Daly H. E., 2005. Ecological economics: A workbook for problem-based learning. Island Press, Washington, USA, 215 p.
- Faucheux S., Froger G. et Munda G., 1994. An application of multicriteria decision aid: the « sustainability tree ». Technical report, Cahier du C3E n° 1994-19, 31p.

- Federal Emergency Management Agency (FEMA), 2011. Hazus® – MH MR5 User Manual. Washington, D. C., USA, disponible à l'URL : http://www.fema.gov/media-library-data/20130726-1748-25045-4695/hazusmr5_fl_um.pdf (dernier accès : 25 septembre 2013)
- Fekete A., Damm M., et Birkmann J., 2010. « Scales as a challenge for vulnerability assessment », *Nat. Hazards*, vol. 55, n° 3, pp. 729-747
- Feuillette Le Gall S., Blanquart S., Gorin O., Monaco G., Penisson B. et Robichon, S., 2013. Guide pratique pour la mise en œuvre d'analyse socio-économique en appui à l'élaboration de sage et de contrats de rivière, 112 p.
- Fevre-Gautier A.-L., 2009. Analyser la sensibilité du développement de valorisations non alimentaires d'agro-ressources. Thèse de doctorat, Université de technologie de Troyes, France, 423 p.
- Floridi M., Pagni S., Falorni S. et Luzzati T., 2011. « An exercise in composite indicators construction: Assessing the sustainability of italian regions », *Ecological Economics*, vol. 70, n° 8, pp. 1440-1447
- Fortun-Lamothe L., 2008. « Durabilité des pratiques d'élevage du lapin de chair en France ». *INRA Productions Animales*, vol. 21 n° 3, pp. 251-256
- Franco L. A. et Montibeller G., 2009. Problem structuring for multi-criteria decision analysis interventions. Working paper OR 09–115, 25 p.
- Franzi L., 2012. « Flood Risk Management in Rivers and Torrents ». Dans Emblemsvåg J., *Risk Management for the Future – Theory and Cases*, InTech, Rijeka, Croatie, pp. 233-274
- Freedman P. L., Nemura A. D. et Dilks D. W., 2004. « Viewing total maximum daily loads as a process, not a singular value: Adaptive watershed management ». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 130, n° 6, pp. 695-702
- Freudenberg M., 2003. « Composite Indicators of Country Performance: A Critical Assessment ». OECD Publishing, Paris, France, 34 p.
- Friedland C. J. et Levitan M. L., 2011. « Loss-Consistent Categorization of Hurricane Wind and Storm Surge Damage for Residential Structures ». *Solutions to Coastal Disasters Conference*, 25-29 juin, Anchorage, Alaska, USA, 11 p.
- Galloway G., 2004. « Integrated flood management case study – USA: Flood management – Mississippi river ». The Associated Programme on Flood Management, Genève, Suisse, 12 p.
- Gant F., 2011. Stratégie de modélisation et de simulation des assemblages de structures aéronautiques en contexte incertain. Thèse de doctorat, Ecole Normale Supérieure de Cachan, France, 137 p.
- Genserik R., 2012. « Integrating risk and sustainability: A holistic and integrated framework for optimizing the risk decision and expertise rad (ORDER) ». *Disaster Advances*, vol. 5, n° 2, pp. 25-32
- Georgopoulou E., Sarafidis Y., Diakoulaki D., 1998. « Design and implementation of a group DSS for sustaining renewable energies exploitation ». *European Journal of Operational Research*, vol. 109, n° 2, pp. 483-500
- Gibson R. B., 2006. « Sustainability assessment: Basic components of a practical approach ». *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 24, n° 3, pp. 170-182
- Gibson R. B., Hassan S., Holtz S., Tansey J. et Whitelaw G., 2005. Sustainability assessment: Criteria and processes. Earthscan Publishers, London, Royaume Uni, 254 p.
- Glasson-Cicognani M. et Berchtold A., 2010. Imputation des données manquantes: Comparaison de différentes approches. 42^{èmes} Journées de Statistique, 24-28 mai, Marseille, France, 6 p.
- Glavovic B. C., 2010. « Realising the promise of natural hazards planning: An Australasian perspective ». *The Australasian Journal of Disaster and Trauma Studies*, disponible à l'URL : <http://trauma.massey.ac.nz/issues/2010-1/glavovic2.htm>. (dernier accès : 05 mars 2014)

- Gleyze J.-F. et Reghezza M., 2007. « La vulnérabilité structurelle comme outil de compréhension des mécanismes d'endommagement ». *Géocarrefour* [En ligne], vol. 82, n° 1-2, disponible à l'URL : <http://geocarrefour.revues.org/1411> ; (dernier accès : 02 juillet 2012)
- Gleyze J.-F., 2005. La vulnérabilité structurelle des réseaux de transport dans un contexte de risques. Thèse de doctorat, Université Paris VII – Denis Diderot, France, 539 p.
- Godschalk D. R., 2003. « Urban hazard mitigation: Creating resilient cities ». *Natural Hazards Review*, vol. 4, n° 3, pp. 136-143
- Gondran N., 2015. Evaluation et représentation des enjeux environnementaux dans une perspective de transitions écologique et énergétique. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Université Jean Monnet de Saint-Etienne, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, France, 275 p.
- González A., Donnelly A., Jones M., Chrysoulakis N. et Lopes M., 2013. « A decision-support system for sustainable urban metabolism in Europe ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 38, pp. 109-119
- Grabisch M. et Perny P., 2003. « Agrégation multicritère ». Dans Bouchon-Meunier B. et Marsala C., *Logique floue, principes, aide à la décision*, Hermès, Paris, France, pp. 81-120
- Grelot F., 2009. « Perception du risque et évaluation économique de l'exposition aux inondations – Etude de deux territoires aux contextes hydrologiques différents ». Rapport (final) de recherche, Projet EPI, Cemagref, 286 p.
- Guin O., 2011. Méthodes bayésiennes semi-paramétriques d'extraction et de sélection de variables dans le cadre de la dendroclimatologie. Thèse de doctorat, Université de Paris-Sud XI, France, 130 p.
- Gutiérrez Celaya J. A., 2005. Fusion d'informations en identification automatique des langues. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier Toulouse III, France, 214 p.
- Guyonnet D., Dubois D, Bourguin B., Fargier H., Côme B. et Chilès J.-P., 2003. « Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition aux polluants du sol ». *Etude et Gestion des Sols*, vol. 10, n° 4, pp. 357-368
- Hajkowicz S., Young M., Wheeler S., MacDonald D., Young D., 2000. Supporting decisions: Understanding Natural Resource Management Assessment Techniques – A report to the Land and Water Resources Research and Development Corporation. 136 p.
- Hall J. et Solomatine D., 2008. « A framework for uncertainty analysis in flood risk management decisions ». *International Journal of River Basin Management*, vol. 6, n° 2, pp. 85-98
- Hall J., Twyman C. et Kay A., 2005. « Influence diagrams for representing uncertainty in climate-related propositions ». *Climatic Change*, vol. 69, n° 2, pp. 343-365
- Hämäläinen R. P., Kettunen E., Marttunen M. et Ehtamo H., 2001. « Evaluating a framework for multi-stakeholder decision support in water resources management ». *Group Decision and Negotiation*, vol. 10, n° 4, pp. 331-353
- Hansson M., Danielson M. et Ekenberg L., 2008. « A framework for evaluation of flood management strategies ». *Journal of Environmental Management*, Vol. 86, n° 3, pp. 465-480
- Hégron G. et Haxaire O., 2012. Introduction. Dans CGDD – Direction de la Recherche et de l'Innovation, *Modélisation urbaine : de la représentation au projet*, pp. 9-12
- Heijungs R. et Huijbregts M. A. J., 2004. « A review of approaches to treat uncertainty in LCA ». Complexity and integrated resources management. *Proceedings of the 2nd biennial meeting of the International Environmental Modelling and Software Society*, 8 p., disponible à l'URL : <http://www.iemss.org/iemss2004/pdf/lca/heijarev.pdf> (dernier accès : 01 octobre 2014)

- Hooier A., Klijn F., Kwadijk J. et Pedroli B., 2002. Vers une gestion durable des risques d'inondation dans les bassins versants du Rhin et de la Meuse : Principaux Messages du Programme IRMA-SPONGE, 48 p.
- Hopke P. K., Li C. L., Cizek W. et Landsberger S., 1995. « The use of bootstrapping to estimate conditional probability fields for source locations of airborne pollutants ». *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, vol. 30, n° 1, pp. 69-79
- Hudrliková L. et Kramulová J., 2013. « Do transformation methods matter? The case of sustainability indicators in Czech regions ». *Metodološki zvezki*, vol. 10, n° 1, pp. 31-48
- Hussler C. et Rondé P., 2006. « Biais cognitifs et choix technologiques : une analyse des priorités des experts français ». *Economie et prévision*, vol. 175, n° 175-176, pp. 65-77
- Imbeault-Tétréault H., 2010. Propagation analytique de l'incertitude à travers le calcul matriciel d'une analyse de cycle de vie. Mémoire de maîtrise, Ecole Polytechnique de Montréal, 89 p.
- INERIS, 2013. Méthodologie de surveillance du risque de fontis en cavité souterraine par méthode acoustique. Rapport d'étude, 111 p.
- InfoResources, 2009. Réduction des risques de catastrophe : une approche axée sur l'égalité hommes-femmes et les moyens d'existence. *InfoResources Focus*, n° 2, Zollikofen, Suisse, 16 p., disponible à l'URL : http://www.inforesources.ch/pdf/focus09_2_f.pdf (dernier accès : 11 mai 2013)
- Institut de la Statistique du Québec, 2013. L'enquête québécoise sur l'accès des ménages à Internet 2012 – Présentation et analyse des résultats. 156 p.
- Inter-American Development Bank, 2010. Indicators of disaster risk and risk management: Program for Latin America and the Caribbean – Technical report. 37 p.
- International Strategy for Disaster Reduction (ISDR), 2003. A Draft Framework to Guide and Monitor Disaster Risk Reduction. 4 p.
- Jackson C., 2008. « Displaying uncertainty with shading ». *The American Statistician*, vol. 62, n° 4, pp. 340-347
- Jalout P. 2007. « Indicateurs composites, un peu de rigueur... ». *Communauté francophone des utilisateurs de données*, 8 p., disponible en ligne à l'URL : http://www.decideo.fr/Indicateurs-composites-un-peu-de-rigueur-_a1865.html (dernier accès: 22 mars 2013)
- Jégou A., 2011. Territoires, acteurs, enjeux des dynamiques de durabilité urbaine : le cas de la métropole parisienne. Thèse de doctorat, Université Paris 1 Panthéon – Sorbonne, France, 720 p.
- Jlassi J., 2009. Amélioration de la performance par la modélisation des flux logistiques des patients dans un service d'urgence hospitalier. Thèse de doctorat, Université Paris VIII Vincennes-Saint Denis, 192 p.
- Jöbstl C., Zechner S., Knoblauch H., Pohl R., Bornschein A., Natale L., Petaccia G., Escuder-Bueno I., Castillo-Rodríguez J.T., Perales-Momparler S., Morales-Torres A., Bateman A., Medina V., Diaz A., Grossmann G., Kulmhofer A. et Seiser T., 2011. SUFRI - Sustainable Strategies of Urban Flood Risk Management with non-structural measures to cope with the residual risk. CRUE Final Report, 188 p.
- Joerin F., Chakhar S., Legay C., Lebel A., Bikay Bi Baniny S. B., Cloutier G., Rodriguez M. et Labarthe M., 2011. « Cartographie multicritère des risques urbains induits par les changements climatiques. Exemple pour le risque de contamination par l'eau potable ». *74^{ème} réunion du groupe de travail européen « Aide Multicritère à la Décision »*, 4 octobre, Yverdon-les-Bains, France, 17 p.
- Joumard R. et Nicolas J. P., 2007. « Méthodologie d'évaluation de projets de transport dans le cadre du développement durable ». *Actes du 12^{ème} Colloque international du Secrétariat international francophone pour l'évaluation environnementale (SIFÉE) sur le thème de l'évaluation environnementale et transports*, Genève, Suisse, 18-22 Juin, 10 p.
- Juwana I., Muttill N. et Perera B. J. C., 2012. « Indicator-based water sustainability assessment – A review ». *Science of the Total Environment*, vol. 438, pp. 357-371

- Kabura E., 2012. Problématique du choix thérapeutique : application multicritère au cas de la fibrillation auriculaire (FA). Thèse de doctorat, Université d'Ottawa, Canada, 163 p.
- Kang M. G., Jeong H. S., Lee J. H. et Kang B. S., 2013. « Assessing national flood management using a sustainable flood management framework ». *Water policy*, vol. 15, n° 3, pp. 418-434
- Kast R., 2002. La théorie de la décision. La découverte, Collection Repères, Paris, France, 128 p.
- Kelman I., 2002. Physical flood vulnerability of residential properties in Coastal, Eastern England. PhD dissertation, University of Cambridge, UK, 311 p.
- Kheireldin K. et Fahmy H., 2001. « Multi-criteria approach for evaluating long term water strategies ». *Water International*, vol. 26 n° 4, pp. 527-535
- Kienberger S., Blaschke T., et Zaidi R. Z., 2013. « A framework for spatio-temporal scales and concepts from different disciplines: the "vulnerability cube" », *Nat. Hazards*, vol. 68, n° 3, pp. 1343-1369
- Klijn F., de Bruijn K., McGahey C., Mens M. et Wolfert H., 2009. Towards sustainable flood risk management: On methods for design and assessment of strategic alternatives exemplified on the Schelde Estuary. Executive summary. Integrated Flood Risk Analysis and Management Methodologies, FLOODsite project report T14-08-02, 30 p.
- Knoepfel P., Larrue C. et Varone F., 2001. Analyse et pilotage des politiques publiques. Helbling & Lichtenhahn, Genève – Bâle, Suisse, Munich, Allemagne, 432 p.
- Knott G. et Fox A., 2010. « A model of sustainable risk management ». *The magazine of the emergency planning society*, pp. 38-42
- Ko T. G., 2005. « Development of a tourism sustainability assessment procedure: A conceptual approach ». *Tourism Management*, vol. 26, n° 3, pp. 431-445
- Kondyli J., 2010. « Measurement and evaluation of sustainable development. A composite indicator for the islands of North Aegean region, Greece ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 30, n° 6, pp. 347-356
- Kreibich H., Meyer S. et Diekkrüger B., 2012. « Further development of FLEMOps for the modelling of damage to residential buildings caused by high groundwater levels ». Poster-EGU2012-1918, disponible à l'URL : http://presentations.copernicus.org/EGU2012-1918_presentation.pdf (dernier accès : 22 juillet 2013)
- Kubler S., 2012. Premiers travaux relatifs au concept de matière communicante : Processus de dissémination des informations relatives au produit. Thèse de doctorat, Université de Lorraine, France, 228 p.
- Kuhlicke C. et Steinführer A., 2010. Knowledge Inventory State of the art of natural hazards research in the social sciences and further research needs for social capacity building. Rapport du projet CapHaz-Net *Social Capacity Building for Natural Hazards – Toward More Resilient Societies*, 110 p.
- Kundzewicz Z. W., 2002. « Non-structural flood protection and sustainability ». *Water International*, Vol. 27, n° 1, pp. 3-13
- Laaribi A., 2000. SIG et analyse multicritère. Hermès Sciences Publications, Paris, 192 p.
- Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (LCPC), 2004. Détection de cavités souterraines par méthodes géophysiques. Guide technique, 170 p.
- Laganier R., Villalba B. et Zuindeau B., 2002. « Le développement durable face au territoire : éléments pour une recherche pluridisciplinaire ». *Développement durable et territoires* [En ligne], Dossier 1 : Approches territoriales du développement durable, mis en ligne le 01 septembre 2002, disponible à l'URL : <http://developpementdurable.revues.org/774> ; (dernier accès : 05 mai 2012)
- Lahaye N., 1999. Gouvernance territoriale et espaces d'intérêt public : l'enjeu d'un développement durable territorial. Communication à l'école Chercheurs *Économie spatiale et régionale*, 8-10 décembre, Le Croisic, France, 8-10 décembre, 24 p.

- Lapointe S., 1999. Traitement subjectif de l'incertitude par la théorie des possibilités – Application à la prévision et au suivi des crues. Thèse de doctorat, Université du Québec, Canada, 231 p.
- Le Féon S., 2014. Evaluation environnementale des besoins de mobilité des grandes aires urbaines en France : Approche par analyse de cycle de vie. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, France, 255 p.
- Le Morvan D., 2010. « Quelle stratégie de gestion des risques côtiers pour l'union européenne ». *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série n°8, disponible à l'URL : <https://vertigo.revues.org/10215> (dernier accès : 17 août 2014)
- Leduc G. A. et Raymond M., 2000. L'évaluation des impacts environnementaux – Un outil d'aide à la décision. Editions Multimondes, Sainte-Foy, Québec, Canada, 403 p.
- Lekuthai A. et Vongvisessomjai S., 2001. « Intangible flood damage quantification ». *Water Resources Management*, vol. 15, n° 5, pp. 343-362
- Lelièvre M.-A., Buffin-Bélanger T. et Morneau F., 2008. « L'approche hydro-géomorphologique pour la cartographie des zones à risque d'inondation dans les vallées de petites et moyennes tailles : Un exemple commenté pour la vallée de la Rivière-au-Renard ». *Comptes rendus de la 4^{ème} Conférence Canadienne sur les géorisques : des causes à la gestion*, 20-24 mai, Québec, Canada, 8 p.
- Leone F., Meschinot de Richemond N. et Vinet F., 2010. « Aléas naturels et gestion des risques ». Presses Universitaires de France (PUF), Paris, France, 284 p.
- Leroy Y., 2009. Développement d'une méthodologie de fiabilisation des prises de décisions environnementales dans le cadre d'analyses de cycle de vie basée sur l'analyse et la gestion des incertitudes sur les données d'inventaires. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure, d'Arts et Métiers, France, 194 p.
- Levy J. et Lussault M., 2013. Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés. Editions Belin, Paris, France, 1 128 p.
- Lhomme S., 2012. Les réseaux techniques comme vecteur de propagation des risques en milieu urbain - Une contribution théorique et pratique à l'analyse de la résilience urbaine. Thèse de doctorat, Université Paris Diderot, France, 365 p.
- Lhomme S., Serre D., Diab Y., et Laganier R., 2010. « Les réseaux techniques face aux inondations ou comment définir des indicateurs de performance de ces réseaux pour évaluer la résilience urbaine ». *Bulletin de l'Association de géographes français – Géographies*, pp. 487-502
- Li Y. P., Huang G. H. et Nie S. L., 2006. « An interval-parameter multistage stochastic programming model for water resources management under uncertainty ». *Advances in Water Resources*, vol. 29, n° 4, pp. 776-789
- Lidouh K. et Vanhuyse S. Stage SIG : Introduction à l'analyse multicritère. Présentation orale, Université Libre de Bruxelles (ULB), disponible à l'URL : http://cafesig.ulb.ac.be/pluginfile.php/1890/mod_resource/content/2/Introduction_analyse_multicritereexemple_v3.pdf (dernier accès : 04 août 2015)
- Liu Z., 2012. Sustainable design of complex industrial and energy systems under uncertainty. Wayne State University Dissertations, paper 452, Wayne State University, USA, 252 p.
- Lu H. W., Huang G. H., Liu Z. F. et He L., 2008. « Greenhouse gas mitigation-induced rough-interval programming for municipal solid waste management ». *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 58, n° 12, pp. 1546-1559
- Luong A. T., 2012. Evaluation des risques d'inondations dans le bassin du fleuve Huong, Province de Thua Thien Hue, centre du Vietnam. Thèse de doctorat, Université du Québec, Canada, 303 p.
- Lv Y., Huang G. H., Li Y. P., Yang Z. F. et Li C. H., 2009. « Interval-based air quality index optimization model for regional environmental management under uncertainty ». *Environmental Engineering Science*, vol. 26, n° 11, pp. 1585-1597

- Macdonald I. et Strachan P., 2001. « Practical application of uncertainty analysis ». *Energy and Buildings*, vol. 33, n° 3, pp. 219-227
- Mancebo F., 2006. Le développement durable. Armand Colin, collection U, Paris, France, 269 p.
- Mareschal B., 2014. Stage SIG : Mathématique. Présentation orale (cours), Université Libre de Bruxelles, disponible à l'URL : <http://homepages.ulb.ac.be/~bmaresc/math-umons.html> (dernier accès : 04 août 2015)
- McGahey C., Sayers P., Mens M., Luther J. et Schanze J., 2009. An approach to planning for sustainable flood risk management in the long-term (supported by prototype tools). FLOODsite project report, Executive summary, 16 p.
- Mdaghi Z. A., 2008. Intégration de la pensée cycle de vie aux études d'impacts : Cas du site minier Raglan. Thèse de doctorat, Université de Montréal, Canada, 243 p.
- Medina-Cetina Z. et Nadim F., 2007. « Stochastic Design of Early Warning Systems ». ISGSR2007 First International Symposium on Geotechnical Safety and Risk, 18-19 October, Shanghai, China, 10 p.
- Meraux-Nétilard I., 2013. Création d'un outil d'aide à la décision pour la gestion des risques. Mémoire de Master, Ecole Nationale Supérieure des Officiers de Sapeurs-Pompiers, Aix-en-Provence, France, 59 p.
- Mercat-Rommens C., Chojnacki E. et Baudrit C., 2005. « Représentation et propagation de la connaissance imprécise : ce que les théories de l'incertain peuvent apporter aux sciences environnementales ». Dans Allard P., Fox D. et Picon B., *Incertitude & Environnement – La fin des certitudes scientifiques, Actes des 17^{èmes} Journées Scientifiques de la Société d'Ecologie Humaine*, 23-25 novembre, Arles, France, pp. 179-192
- Merheb R., 2013. Fiabilité des outils de prévision du comportement des systèmes thermiques complexes. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, France, 143 p.
- Merz B., Kreibich H., Schwarze R. et Thielen A. H., 2010. « Assessment of economic flood damage ». *Revue, Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 10, pp. 1697–1724
- Messner F., Penning-Rowsell E., Green C., Meyer V., Tunstall S. et Van der Veen A., 2007. Evaluating flood damages: guidance and recommendations on principles and methods. Rapport de recherche, projet FLOODsite, 178 p.
- Metzger P. et D'Ercole R., 2011. « Les risques en milieu urbain : éléments de réflexion ». *EchoGéo* [En ligne], n° 18/2011, mis en ligne le 05 décembre 2011, disponible à l'URL : <http://echogeo.revues.org/12640> ; (dernier accès : 17 juillet 2013)
- Meur-Férec C., Deboudt P., Heurtefeux H., Flanquart F., Morel V., Roussel S. et Lequint, R., 2006. « Vers une stratégie de gestion à long terme de l'érosion côtière : l'apport de l'évaluation de la vulnérabilité ». *Colloque Interactions Nature – Société, analyse et modèles*, 3-5 mai, La Baule, France, 5 p.
- Mileti D., 1999. *Disasters by Design: A Reassessment of Natural Hazards in the United States*. Washington, USA, The Joseph Henry Press, 376 p.
- Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie – Direction générale de la Prévention des risques (MEDDE-DGPR), 2012. Mieux savoir pour mieux agir : Principaux enseignements de la première évaluation des risques d'inondation sur le territoire français. 68 p.
- Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie – Service de l'observation et des statistiques (MEDDE-SOeS), 2014. L'environnement en France – Edition 2014. 369 p.
- Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie – Direction Générale de la Prévention des Risques (MEDDE-DGPR), 2014. Stratégie Nationale de Gestion des Risques d'Inondation. 22 p.
- Ministère des Finances et des Comptes Publics, 2011. Définition disponible à l'URL : <http://www.performance-publique.budget.gouv.fr/performance-gestion-publiques/controle->

- gestion/approfondir/centre-ressources-interministeriel-contrôle-gestion-cri-cg/qualite-contrôle-gestion/analyse-multicriteres#.Vb801V4YK8w (dernier accès : 24 juillet 2015)
- Minvielle E., Couralet M., Guérin S., Le Vaillant M. et Loirat P., 2011. Analyse critique du développement d'indicateurs composites : le cas de l'infarctus du myocarde après la phase aiguë. Document de travail, COMPAQH – INSERM, 73 p.
- Moine A., 2008. Le Territoire : comment observer un système complexe. L'Harmattan, Paris, France, 176 p.
- Moore R. E., et Yang C. T., 1959. Interval analysis I. Technical Documents, Lockheed General Research Program, 46 p., disponible à l'URL: http://interval.louisiana.edu/Moores_early_papers/Moore_Yang.pdf (dernier accès: 05 août 2015)
- Morel G., 2008. « Comparaisons diachroniques et substantialisation des variables : Exemple de l'évolution des inégalités sociales ». *Mathématiques et Sciences Humaines*, vol. 46, n° 181, pp. 59-80
- Morris P. et Therivel R., 2009. *Methods of Environmental Impact Assessment*. 3^{ème} édition, Routledge, collection Natural and Built Environment Series, Londres, Royaume-Uni, New-York, USA, 562 p.
- Muffat S., 2005. Professionnalisation du recueil des avis d'experts pour l'analyse des risques. Note EDF HT-52/05/023/A
- Muis A.-S., 2008. Application locale des politiques de développement durable sur les territoires français, vers une cohérence territoriale ? Thèse de doctorat, Université de Cergy-Pontoise, France, 440 p.
- Myllyviita T., Leskinen P. et Seppälä J., 2013. « Impact of normalisation, elicitation technique and background information on panel weighting results in life cycle assessment ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 1-10
- Nardo M., Saisana M., Saltelli A., Tarantola S., Hoffmann A. et Giovannini E., 2008. « Handbook on constructing composite indicators – Methodology and user guide ». OECD Publishing, Paris, France, 158 p.
- Ness B., Urbel-Piirsalu E., Anderberg S. et Olsson L., 2007. « Categorising tools for sustainability assessment ». *Ecological Economics*, vol. 60, n° 3, pp. 498-508
- Ni J., Sun L., Li T., Huang Z. et Borthwick A. G. L., 2010. « Assessment of flooding impacts in terms of sustainability in mainland China ». *Journal of Environmental Management*, vol. 91, n° 10, pp. 1930-1942
- Nicolas J.-P., Pochet P., Poimboeuf H. et Ovtracht N., 2001. Indicateurs de mobilité durable : Application à l'agglomération de Lyon. Laboratoire d'Economie des Transports (LET), collection Etudes et Recherches, 127 p.
- November V., 2006. « Le risque comme objet géographique ». *Cahiers de géographie du Québec*, vol. 50, n° 141, pp. 289-296
- Office fédéral du développement territorial - ARE, 2007. Evaluer la durabilité dans les cantons et les communes – Guide pratique. Confédération Suisse, 57 p.
- Opschoor H. et Reijnders L., 1991. « Towards sustainable development indicators ». Dans Kuik O., Verbruggen H., *In search of indicators of sustainable development*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas, pp. 7-27
- Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE), 1993. OECD core set of indicators for environmental performance reviews. OECD Publishing, Paris, France, 39 p., disponible à l'URL : <http://enrin.grida.no/htmls/armenia/soe2000/eng/oecdind.pdf> (dernier accès : 08 Avril 2013)

- Organisation de Coopération et de Développement Economique, Groupe de travail sur l'évaluation de l'aide auprès du Comité d'Aide au Développement (OCDE-CAD), 2002. Glossaire des principaux termes relatifs à l'évaluation et à la gestion axée sur les résultats. Paris, 40 p.
- Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), 2014. Etude de l'OCDE sur la gestion des risques d'inondation : la Seine en Île-de-France. Editions OCDE, Paris, France, 216 p.
- Organisation des Nations-Unies (ONU), 1994. Rapport de la conférence mondiale sur la prévention des catastrophes naturelles. 56 p., disponible à l'URL : http://www.preventionweb.net/files/10996_N9437605.pdf (dernier accès : 03 juillet 2015)
- Organisation des Nations-Unies (ONU), 2014. World Urbanization Prospects: 2014 Revision – Highlights. New York, USA, 27 p.
- OURANOS, 2008. L'évaluation des avantages et des coûts de l'adaptation aux changements climatiques. 66 p. disponible à l'URL : http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/observatoire_municipal/etudes_donnees_statistiques/evaluation_avantages_couts_adaptation.pdf (dernier accès : 01 juillet 2014)
- Pagnon S., 2012. Stratégies de modélisation des conséquences d'une dispersion atmosphérique de gaz toxique ou inflammable en situation d'urgence au regard de l'incertitude sur les données d'entrée. Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Saint-Etienne, France, 281 p.
- Paquot T., 2008. Discours de clôture de la session française de la 9^{ème} édition du concours Europe Programme Architecture Nouvelle (EUROPAN 9) sur le thème « Urbanité Européenne, ville durable et nouveaux espaces publics », disponible à l'URL : http://www.archi.fr/EUROPAN-FR/actualites/Table_ronde.pdf (dernier accès : 12 octobre 2011)
- Parry G. W., 1996. « The characterization of uncertainty in probabilistic risk assessment of complex systems ». *Reliability Engineering & System Safety*, vol. 54, n° 2-3, pp. 119-126
- Paulet J.-P., 2009. Géographie urbaine. Armand Colin, Paris, France, 120 p.
- Payrastre O., 2005. Faisabilité et utilité du recueil de données historiques pour l'étude des crues extrêmes de petits cours d'eau – Etude du cas de quatre bassins versants affluents de l'Aude. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France, 390 p.
- Peltier A., 2005. La gestion des risques naturels dans les montagnes d'Europe occidentale. Etude comparative du Valais (Suisse), de la Vallée d'Aoste (Italie) et des Hautes-Pyrénées (France). Thèse de doctorat, Université de Toulouse-Le Mirail, France, 741 p.
- Peltonen L., 2006. « Recommendations for a risk mitigation oriented European spatial Policy ». Dans Schmidt-Thomé P., *Natural and technological hazards and risks affecting the spatial development of European regions, Geological survey of Finland, Special paper 42*, pp. 153-167
- Penning-Rowsell E., Priest S., Parker D., Morris J., Tunstall S., Viavattene C., Chatterton J. et Owen D., 2013. Flood and Coastal Erosion Risk Management – A Manual for Economic Appraisal (Multi-Coloured Manual 2013). Routledge, Londres, Royaume-Uni, 420 p.
- Perherin C., Crespin N., Bocquier L. et Barbeau M.-C., 2013. « Retour d'expérience de premières analyses coûts-bénéfices littorales ». *Actes du 2^{ème} Colloque National Dignes Maritimes et Fluviales de Protection contre les Submersions*, 12-14 juin, Aix en Provence, France, pp. 624-631
- Pernot P., 2013. « Initiation à la propagation des incertitudes ». Laboratoire de Chimie Physique, Orsay, France, présentation en date du 02 avril 2013, disponible à l'URL : http://pagesperso.lcp.u-psud.fr/pernot/Downloads/2013_Form_ED_Slides.pdf (dernier accès : 21 janvier 2015)
- Petiot G. et Dalle P., 2003. « Fusion de données pour l'aide à la prévision des crues ». *Actes des journées francophones des jeunes chercheurs en vision par ordinateur - ORASIS 2003*, 19-23 mai, Gérardmer, France, pp. 433-441
- Pezzey J., 1992. Sustainable development concepts: An economic analysis. World Bank Environment paper n° 2, Washington, D.C., USA, 71 p., disponible à l'URL : <http://www->

- wds.worldbank.org/servlet/WDSContentServer/WDSP/IB/1999/10/21/000178830_98101911160728/Rendered/PDF/multi_page.pdf (dernier accès : 04 mars 2012)
- Pigeon P., 2005. Géographie critique des risques. Economica, Paris, France, 218 p.
- Piluso C., Huang J., Liu Z. et Huang Y. L., 2010. « Sustainability assessment of industrial systems under uncertainty: A fuzzy-logic-based approach to short-to-mid-term predictions ». *Industrial & Engineering Chemistry Research*, vol. 49, n° 18, pp. 8633-8643
- Ploix M.-A., Garnier V. et Moysan J., 2008. « Théorie des possibilités appliquées à l'END du béton ». Actes des Journées de la Confédération Française pour les Essais non Destructifs (COFREND), 20-23 mai, Toulouse, France, 8 p.
- Poulard C., Lafont M., Lenar-Matyas A. et Łapuszek M., 2010. « Flood mitigation designs with respect to river ecosystem functions – A problem oriented conceptual framework ». *Ecological Engineering*, vol. 36, n° 1, pp. 69-77
- Préfecture de Meurthe-et-Moselle, 2013. Plan de prévention des risques d'inondations Rivière Moselle - Commune de DIEULOUARD - Rapport de présentation, 25 p.
- Puech M., 2009. « Les catastrophes lentes ». *Le Portique* [En ligne], n° 22/2009, mis en ligne le 10 avril 2009, disponible à l'URL : <http://leportique.revues.org/2003> ; (dernier accès : 08 mars 2013)
- Puszkina-Chevlin A., Hernandez D. et Murley J., 2006. « Land use planning and its potential to reduce hazard vulnerability: current practices and future possibilities ». *Marine Technology Society Journal*, vol. 40, n° 4, pp. 7-15
- Quenault B., 2013. « Du double affrontement ontologique/axiologique autour de la résilience aux risques de catastrophe : les spécificités de l'approche française ». *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], vol. 13, n° 3/2013, mis en ligne le 30 décembre 2013, disponible à l'URL : <http://vertigo.revues.org/14510> ; (dernier accès : 22 mars 2014)
- Quenault B., 2014. « La rhétorique de la résilience dans la gestion des risques de catastrophe : un changement de paradigme face aux risques climatiques ». Présentation orale au séminaire Résilience urbaine, 20 février, Paris, France, disponible à l'URL : http://geographie.ens.fr/IMG/file/resilience/Quenault_presentation.pdf ; (dernier accès : 12 mars 2015)
- Raclot D., 2003. Méthodologie d'exploitation quantitative des photographies aériennes d'inondation de plaine. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, France, 284 p.
- Ragot P., Berger S., Aubry E. et Sinou J.-J., 2007. « Conception robuste de systèmes dynamiques flottants ». *Actes du 18^{ème} Congrès Français de Mécanique*, 27-31 août, Grenoble, France, 6 p.
- Rault A. et Krebs S., 2010. Quels outils économiques pour la gestion des risques sanitaires épidémiques ? Etat des lieux et perspectives. 4^{èmes} journées de recherches en sciences sociales INRA-SFER-CIRAD, 9-10 décembre, Rennes, France, 28 p.
- Reghezza M., 2006. Réflexions autour de la vulnérabilité métropolitaine : La métropole parisienne face au risque de crue centennale. Thèse de doctorat, Université de Paris X – Nanterre, France, 382 p.
- Relun N., 2011. Approche multiparamétrique pour la conception robuste en fatigue. Thèse de doctorat, Ecole Normale Supérieure de Cachan, France, 104 p.
- Renn O., 2008 a. « Precaution and ecological Risk », *Encyclopaedia of Ecology*, vol. 4, pp. 2909-2916
- Renn O., 2008 b. « White paper on risk governance: Toward an integrative framework ». Dans Renn O., Walker K., *Global Risk Governance: Concept and practice using the IRGC Framework*, Springer, Dordrecht, 2008 (a), pp. 3-73
- Rey E., 2012. Régénération des friches urbaines et développement durable – Vers une évaluation intégrée à la dynamique du projet. Presses Universitaires de Louvain, Collection Lectures Universitaires, Louvain-la-Neuve, Belgique, 296 p.

- Richard P.H. et Laclemece P., 2013. « Ville intelligente et sécurité globale. Convergences, avantages et limites pour de nouveaux paradigmes. Focus sur la gestion des crises de sécurité civile. » Workshop Interdisciplinaire sur la Sécurité Globale (WIGS), 22-23 janvier, Troyes, France, 7 p.
- Robert J., 2012. Pour une géographie de la gestion de crise : de l'accessibilité aux soins d'urgence à la vulnérabilité du territoire à Lima. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, France, 549 p.
- Rocher L. et Serrano J., 2005. « Equité territoriale et gestion durable des déchets urbains : Le cas de l'agglomération de Tours ». *Développement Durable et Territoires*, vol. 12, 9 p.
- Rochet C., 2011. Qu'est-ce qu'une bonne décision publique ? Un programme de recherche. Editions Universitaires Européennes, 145 p.
- Rodrigues C., 2002. Analyse et synthèse bibliographiques des différents systèmes d'indicateurs « environnement et transport ». Rapport INRETS, Bron, France, n°LTE 0215
- Rohmer J., 2007. « La théorie des possibilités comme outil de représentation des incertitudes épistémiques d'une chaîne de traitement du risque sismique ». *Actes du 7^{ème} colloque national de l'Association Française de Génie Parasismique (AFPS)*, 4-6 juillet, Châtenay Malabry, France, 8 p.
- Rommens C., Chojnacki E., Merle-Szeremeta A., Brenot J. et Sugier A., 2002. « La nécessaire prise en compte des incertitudes dans les évaluations de risque : l'exemple du Groupe radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) ». *Environnement, Risques & Santé*, vol. 1, n° 5-6, pp. 276-282
- Rousval B., 2005. Aide multicritère à l'évaluation de l'impact des transports sur l'environnement. Thèse de doctorat, Université Paris Dauphine, France, 266 p.
- Roy B. et Bouyssou D., 1993. Aide multicritère à la décision : Méthodes et cas. Economica, Paris, France, 695 p.
- Roy B. et Słowiński R., 2013. « Questions guiding the choice of a multicriteria decision aiding method ». *EURO Journal on Decision Processes*, vol. 1, n° 1-2, pp. 69-97
- Roy B., 1980. L'aide à la décision – Critères multiples et optimisation pour choisir, trier et ranger. Première partie : Comment appréhender les possibles et en quels termes formuler un problème. 62 p., disponible à l'URL : http://lara.inist.fr/bitstream/handle/2332/1532/XX_CNE-Prospective_000962.pdf?sequence=1 (dernier accès : 03 août 2014)
- Roy B., 1985. Méthodologie multicritère d'aide à la décision. Economica, Paris, France, 423 p.
- Roy B., 2005. « Paradigms and challenges ». Dans Figueira J., Greco S. et Ehrgott M., *Multi Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*. Springer, Boston, USA, pp. 3-24
- Royet P., Degoutte G., Peyras L. et Lavabre J., 2009. « Côtes et crues de protection, de sûreté et de danger de rupture ». *Colloque CFBR – SHF : Dimensionnement et fonctionnement des évacuateurs de crues*, 20-21 janvier, Lyon, France, 8 p.
- Rüther N. et Olsen N. R. B., 2007. « Modelling free-forming meander evolution in a laboratory channel using three-dimensional computational fluid dynamics ». *Geomorphology*, vol. 89, n° 3-4, pp. 308-319
- Saaty T. L., 1977. « A scaling method for priorities in hierarchical structures ». *Journal of Mathematical Psychology*, vol. 15 n° 3, pp. 234-281
- Saeidi A., Deck O. et Verdel, T., 2011. Développement d'un simulateur de dommages : La vulnérabilité des ouvrages soumis aux aléas miniers. Editions Universitaires Européennes, 211 p.
- Saint-Geours N., Grelot F., Bailly J.-S. et Lavergne C., 2013. « Ranking sources of uncertainty in flood damage modelling: a case study on the cost-benefit analysis of a flood mitigation project in the Orb Delta, France ». *Journal of Flood Risk Management*, vol. 8, n° 2, pp. 161-176
- Saint-Geours N., Lavergne C., Bailly J.-S. et Grelot F., 2011. « Analyse de sensibilité globale d'un modèle spatialisé pour l'évaluation économique du risque d'inondation ». *Journal de la Société Française de Statistique*, vol. 152, n° 1, pp. 49-71

- Saisana M. et Tarantola S., 2002. State-of-the-art Report on current methodologies and practices for composite indicator development. European Commission, Applied Statistics Group, 72 p.
- Sallak M., 2007. Evaluation de paramètres de sûreté de fonctionnement en présence d'incertitudes et aide à la conception : Application aux systèmes instrumentés de sécurité. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, France, 174 p.
- Saltelli A., Tarantola S., Campolongo F. et Ratto M., 2004. Sensitivity analysis in practice: A guide to assessing scientific models. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, England, 232 p.
- Sanseverino-Godfrin V., 1996. L'état, les compagnies d'assurance et les risques majeurs. Thèse de doctorat, Université de Nice-Sophia Antipolis, France, 355 p.
- Saunders W. S. A., Beban J. G. et Kilvington M., 2013. Risk-based land use planning for natural hazard risk reduction. GNS Science Miscellaneous Series 67, 97 p.
- Saunders W., 2010. « How long is your piece of string – Are current planning timeframes for natural hazards long enough? » Planning pathway to the future, 20-23 April, Christchurch, Nouvelle Zélande, 6 p.
- Saunders W., 2010. « Sustainable urban design for natural hazard risk reduction ». *Proceedings of New Zealand Sustainable Building Conference: SB10 – Innovation and transformation*, 26-28 Mai, Te Papa, Wellington, Nouvelle Zélande, 11 p.
- Sauvagnargues-Lesage S., 2003. « L'apport des systèmes d'information géographique au traitement des problématiques relatives aux risques naturels ». Dans Guarnieri F. et Garbolino E., *Systèmes d'information et risques naturels*, Les Presses de l'Ecole des Mines, Paris, France, pp. 39-53
- Scarwell H.-J. et Laganier R., 2004. Risques d'inondation et aménagement durables des territoires. Presse Universitaire du Septentrion, Lille, France, 240 p.
- Schärlig A., 1985. Décider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Collection Diriger l'entreprise 1, Lausanne, Suisse, 304 p.
- Scottish Executive, 2005. Sustainable flood management pilot study (Final report). MWH and Jacobs Babbie, Edinburgh, Royaume Uni, 57 p.
- Scottish Executive, National Technical Advisory Group on Flooding Issues – NTAG, 2004. Sustainable flood management sub-group report. Report for 23 September 2004 NTGA Meeting, 21 p.
- Selmi M., Ltifi M. et Bel Hadj Ali N., 2006. « Application de la méthode de Monte Carlo dans l'analyse de la stabilité des pentes ». *Journées Nationales de Géotechnique et de Géologie de l'Ingénieur (JNGG 2006)*, 27-29 juin, Lyon, France, 8 p.
- Senvar O., Tuzkaya G. et Kahraman C., 2014. « Multi criteria supplier selection using fuzzy PROMETHEE method ». *Supply Chain Management Under Fuzziness, Studies in Fuzziness and Soft Computing*, vol. 313, pp. 21-34
- Shinozuka M., Feng M. Q., Lee J. et Naganuma T., 2000. « Statistical analysis of fragility curves ». *Journal of Engineering Mechanics*, vol. 126, n° 12, pp. 1224–1231
- Simon H. A., 1960. The New Science of Management Decision. *The Ford distinguished lectures*, vol. 3, Harper & Brothers, New York, USA, 50 p.
- Simon J.-M., 2002. « Concertés parce que concernés... ». Dans Ducroux A.-M., *Les nouveaux utopistes du développement durable*, Les Editions Autrement, Paris, France, pp. 59-62
- Singh R. K., Murty H. R., Gupta S.K. et Dikshit A. K., 2009. « An overview of sustainability assessment methodologies ». *Ecological Indicators*, vol. 9, n° 2, pp. 189-212
- Singh R. K., Murty H. R., Gupta S.K. et Dikshit A. K., 2012. « An overview of sustainability assessment methodologies ». *Ecological Indicators*, vol. 15, n° 1, pp. 281-299
- SOGREAH, 2000. Atlas des Zones Inondables de la Moselle et de la Meurthe – Rapport d'étude. Volume 2 : Étude Hydrologique. 28 p.

- Souriau J., 2010. Les services d'eau potable et d'assainissement, face aux exigences du développement durable : traduire les concepts en outil pratique. Rapport de recherche, 60 p.
- Stevens C., 2006. Mesurer le développement durable. OCDE Publishing, Paris, France, 8 p.
- Tacnet J.-M., 2009. Prise en compte de l'incertitude dans l'expertise des risques naturels en montagne par analyse multicritère et fusion d'information. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, France, 402 p.
- Talon A., 2006. Evaluation des scénarii de dégradation des produits de construction. Thèse de doctorat, Université Blaise Pascal – Clermont II, France, 240 p.
- Talon A., Curt C., Boissier D. et Mauris G., 2010. « Aide à la décision pour l'expertise des barrages ». 6^{èmes} Journées Nationales de Fiabilité des Matériaux et des Structures, 24-26 mars, Toulouse, France, 10 p.
- Tan R., 2008. « Using fuzzy numbers to propagate uncertainty in matrix-based LCI ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, n° 7, pp. 585-592
- Tanguay J. A. et Rajaonson J., 2012. Une analyse de l'application d'indicateurs de développement durable aux villes québécoises, 37 p.
- Teller J. Projet urbain – Théories de l'urbanisme et de la durabilité : Les indicateurs de développement durable. Cours, Université de Liège, disponible à l'URL : <http://www.lemma.ulg.ac.be/urba/Cours/Durabilite/05-Indicateurs/Indicateurs.pdf> (dernier accès : 23 février 2015)
- Thieken A. H., 2013. « Flood loss mitigation and insurance – Developments from 2002 to 2013 ». 4th Water Research Horizon Conference, Workshop 10 : The June 2013 floods in Central Europe – Do we need to change our risk management strategies ?, 25-26 juin, Berlin, Allemagne, disponible à l'URL : http://www.ufz.de/export/data/407/50132_OSW%2010_Presentation%203_Thieken.pdf (dernier accès : 24 novembre 2014)
- Thieken A. H., Appel H., Kreibich H., Aronica G., 2007. « Comparison of different approaches for flood damage and risk assessment ». Présentation orale, Stakeholder workshop : *Perception of uncertainty in water management by stakeholders and researchers*, 14-16 mai, Prague, République Tchèque, disponible à l'URL : <http://www.newater.uni-osnabrueck.de/index.php?pid=1061> (dernier accès : 05 mars 2013)
- Thieken A. H., Muller M., Kreibich H. et Merz B., 2005. « Flood damage and influencing factors: New insights from the August 2002 flood in Germany ». *Water Resources Research*, vol. 41, n° 12, 16 p.
- Thivierge M. N., 2011. Développement d'un ensemble d'indicateurs pour l'évaluation de la durabilité environnementale des fermes québécoises en grandes cultures. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 133 p.
- Thomi L. et Reynard E., 2009. « Gouvernance des risques hydrologiques dans un contexte urbain - le cas de la ville de Berne (Suisse) », *Espaces et Sociétés*, vol. 4, n° 139, pp. 123-140
- Thorel M., 2014. Aide multicritère pour la prescription de scénarios d'amélioration énergétique via une approche globale. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, France, 278 p.
- Thorel M., Andrieux F. et Buhé C., 2013. « Aide à la décision multicritère pour la réhabilitation énergétique : Application aux bâtiments résidentiels ». *Actes des 31^{èmes} rencontres universitaires de Génie Civil de l'AUGC*, Cachan, France, 29-31 mai, 10 p.
- Toussaint J.-Y. et Vareilles S., 2013. « Que fabriquent les citoyens avec les dispositifs que l'on fabrique pour eux ? ». Dans Belliot M., Chocat B. et Le Fur S., *Urbanisme et services publics urbains : l'indispensable alliance*, Ouvrage introductif au 92^{ème} congrès de l'Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE), 4-7 juin, Nantes, France, pp. 109-110
- Tranquard M., 2013. « Opérationnalisation des projets écotouristiques : Quelle ingénierie pour favoriser la durabilité environnementale ? ». *Tourisme & Territoires*, vol. 3, pp 114-162

- Turner II B. L., Kasperson R. E., Matson P. A., McCarthy J. J., Corell R. W., Christensen L., Eckley N., Kasperson J. X., Luers A., Martello M. L., Polsky C., Pulsipher A. et Schiller A., 2003. « A framework for vulnerability analysis in sustainability science ». *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, vol. 100, n° 14, pp. 8074-8079
- UICN, PNUE et WWF, 1980. Stratégie mondiale pour la conservation : La conservation des ressources vivantes au service du développement durable. Gland, Suisse, disponible à l'URL : <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/WCS-004-Fr.pdf> (dernier accès : 9 juillet 2014)
- Union Européenne, 2010. Programme ESPON-ORATE 2013 – TIPTAP : Analyse des impacts territoriaux des politiques européennes agricole et des transports. Rapport final, 76 p.
- United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNISDR), 2009. Terminologie pour la prévention des risques de catastrophes. Genève, Suisse, 34 p., disponible à l'URL : http://www.unisdr.org/files/7817_UNISDRTerminologyFrench.pdf ; (dernier accès : 20 avril 2013)
- Unwin S., Moss R., Rice J. et Scott M., 2011. Characterizing uncertainty for regional climate change mitigation and adaptation decisions. 62 p.
- Vale L. J. et Campanella T. J., 2005. *The Resilient City. How modern cities recover from disaster*. New York, Oxford University Press, 392 p.
- Valencia David N., 2006. Risques naturels, aléa et vulnérabilité mécanique : cas de construction en maçonnerie vis à vis des séismes et inondations. Thèse de doctorat, Université de Marne-la-Vallée, France, 183 p.
- Van Asselt M. B. A., 2000. Perspectives on uncertainty and risk: The PRIMA approach to decision support. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas, 452 p.
- Van Cauwenbergh N., Biala K., Bielders C., Brouckaert V., Franchois L., Garcia Ciudad V., Hermy M., Mathijs E., Muys B., Reijnders J., Sauvenier X., Valckx J., Vanclooster M., Van der Veken B., Wauters E. et Peeters A., 2007. « SAFE – A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems ». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 120, n° 2 – 4, pp. 229-242
- Vanderpooten D., 2008. Aide multicritère à la décision – Concepts, méthodes et perspectives. Présentation orale à l'ENS Cachan, 11 septembre, disponible à l'URL : <http://www.dptinfo.ens-cachan.fr/Conferences/vanderpooten.pdf> (dernier accès : 03 février 2013)
- Villalba B., Goxe A. et Lipovac J.-C., 2005. « Evaluer le développement durable : enjeux, méthodes, démarches d'acteurs ». *Développement durable et territoires* [En ligne], *Points de vue*, disponible à l'URL : <http://developpementdurable.revues.org/1676> (dernier accès : 5 novembre 2011)
- Vinet F., 2007. Approche institutionnelle et contraintes locales de la gestion du risque Recherches sur le risque inondation en Languedoc-Roussillon, Volume 3 : Synthèse des travaux. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Université Paul-Valéry – Montpellier III, France, 270 p.
- Voogd H. et Faludi A., 1985. « Evaluation of complex policy problems: some concluding comments ». Dans Faludi A. et Voogd H., *Evaluation of complex policy problems*, Delftsche Uitgevers Maatschappij b.v., Delft, Pays-Bas, pp. 201-206
- Walther P. et Von Graffenried C. (Comité de direction PNR 61), 2015. Gestion durable de l'eau en Suisse – Le PNR 61 montre les voies à suivre pour l'avenir. Synthèse globale du programme national de recherche PNR 61, 124 p.
- Weiland U., Kindler A., Banzhaf E., Ebert A. et Reyes-Paecke S., 2011. « Indicators for sustainable land use management in Santiago de Chile ». *Ecological Indicators*, vol. 11, n° 5, pp. 1074-1083
- Werritty A., 2006. « Sustainable flood management: Oxymoron or new paradigm? ». *Area*, vol. 38, n° 1, pp. 16-23
- Wiek A. et Binder C., 2005. « Solution spaces for decision-making – A sustainability assessment tool for city-regions ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 25, n° 6, pp. 589-608

- Woloszyn P. et Quenault B., 2013. « Vulnérabilité territoriale et résiliences : résistances et capacités adaptatives face aux aléas climatiques ». *International Conference of Territorial Intelligence « Territorial Intelligence, Socio-Ecological Transition and Resilience of the Territories »*, 30-31 mai, Besançon, Dijon, France, 8 p.
- Wong C., 2006. Indicators for urban and regional planning: The interplay of policy and methods. Routledge, London, Royaume Uni, 240 p.
- Wu Y.-C. J., Huang S., Kuo L. et Wu W.-H., 2010. « Management Education for Sustainability: A web-based content analysis ». *Academy of Management Learning and Education*, vol. 9, n° 3, pp. 520-531
- Xia J., Huang G. H. et Bass B., 1997. « Combination of differentiated prediction approach and interval analysis for the prediction of weather variables under uncertainty ». *Journal of Environmental Management*, vol. 49, n° 1, pp. 95-106
- Yuen K. K. F. et Ting T. O., 2012. « Textbook selection using fuzzy PROMETHEE II method ». *International Journal of Future Computer and Communication*, vol. 1, n° 1, pp. 76-78
- Zadeh L. A., 1965. « Fuzzy sets ». *Information and Control*, vol. 8, n° 3, pp. 338-353
- Zahm F., Viaux P., Girardin P., Vilain L., et Mouchet C., 2006. « Farm sustainability assessment using the IDEA Method: From the concept of farm sustainability to the case studies on French farms ». Dans Häni F.J., Pintér L., Herren H.R., *From common principles to common practices. Proceedings and Outputs of the first Symposium of the International Forum on Assessing Sustainability in Agriculture (INFASA)*, International Institute of Sustainable Development and Swiss College of Agriculture, Bern, Suisse, pp. 77-110
- Zihri G., 2004. Risques liés aux ouvrages souterrains : Constitution d'une échelle de dommages. Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Nancy, France, 226 p.
- Zouggari A., 2011. Une approche couplant logique floue et capitalisation des connaissances pour la résolution du problème de choix des fournisseurs. Thèse de doctorat, Université Paul Verlaine – Metz, France, 103 p.
- Zuindeau B., 2000. Développement durable et territoire. Presse Universitaire du Septentrion, Villeneuve d'Ascq, France, 289 p.

Sites Internet

- http://cartorisque.prim.net/dpt/54/54_ip.html
- http://caue45.fr/rubrique/dossiers_thematiques.php?dossier=Zones_inondables&n=3
- <http://www.dessine-moi-une-maison.fr/2011/1562/construire-en-zone-inondable.html>
- www.emdat.be
- www.fiscalite-locale.com/index.php?id=54157
- www.georisques.gouv.fr
- www.insee.fr
- www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?idSectionTA=LEGISCTA000006164555&cidTexte=LEGITEXT00006070633
- www.lillemetropole.fr/files/live/sites/lmceu/files/images/ACTUALITES/AMENAGEMENT/0415_plaquette%20d'info.pdf

Annexes

Annexes A1 : Exemples de grilles d'évaluation multicritère de la durabilité

Grille RST₀₂

Dimensions et interfaces	Critères
Gouvernance et démocratie Participative	Management Concertation et participation Règles du jeu Evaluation, Suivi et Bilan Respect des valeurs humaines
Dimension sociale	Liens sociaux Solidarité Identité culturelle Impact social
Interface équitable	Accessibilité Equité entre les générations Partage des richesses Compensation des préjudices
Dimension économique	Cohérence économique Dynamique économique Coût global Impact financier
Interface viable	Adaptabilité Précaution – prévention Responsabilisation Robustesse des choix
Dimension environnementale	Dynamique naturelle Gestion économe des ressources naturelles Impact sur l'environnement Pratiques environnementales
Interface vivable	Cadre de vie Effet sur la santé Acceptation de la population Mode de vie

L'interface représente la zone d'intersection entre deux dimensions. Ainsi, l'interface équitable se situe à l'intersection entre les dimensions économique et sociale. Source : Certu¹⁸⁸ (2006)

¹⁸⁸ CERTU, 2006. Dossier : Réduire la vulnérabilité urbaine aux risques majeurs. Techni.Cités. N° 108, tiré à part du 23 Avril 2006.

International Urban Sustainability Indicators List (IUSIL)

Category		Indicator	
<i>Environmental</i>			
En1	Geographically balanced settlement	En1-1	Population growth
		En1-2	Planned settlements
En2	Freshwater	En2-1	Proportion of total water resources used
		En2-2	Water use intensity by economic activity
		En2-3	Presence of faecal coliforms in freshwater
		En2-4	Biochemical oxygen demand in water bodies
En3	Wastewater	En3-1	Percentage of city population served by wastewater collection
		En3-2	Percentage of wastewater receiving no/primary/secondary/tertiary treatment
En4	Quality of ambient air and atmosphere	En4-1	Number of times the limit values for selected air pollutants are exceeded
		En4-2	Existence and level of implementation of air quality management plan
		En4-3	Emissions of greenhouse gases
		En4-4	Consumption of ozone depleting substances
En5	Noise pollution	En5-1	Share of population exposed to long-term high level of environmental noise
		En5-2	Noise levels in selected areas
		En5-3	Existence and level of implementation of a noise action plan
En6	Sustainable land use	En6-1	Artificial surfaces as a percentage of the total municipal area.
		En6-2	Extent of derelict and contaminated land
		En6-3	Number of inhabitants per Km ²
		En6-4	Quota of new edification taking place on virgin area and quota taking place on derelict and contaminated land in % per year.
		En6-5	Restoration of urban land a) Renovation, conversion of derelict buildings b) Redevelopment of derelict land for new urban uses c) Cleansing of contaminated land
		En6-6	Protected areas as a percentage of total municipal area
		En6-7	Land affected by desertification
		En6-8	Area under organic farming
		En6-9	Proportion of land area covered by forests
En7	Waste generation and management	En7-1	Percentage of city population with regular solid waste collection
		En7-2	Percentage of solid waste disposed to sanitary landfill/incinerated and burned openly/disposed to open dump/recycled/other
		En7-3	Total solid waste generation per capita
		En7-4	Generation of hazardous waste
		En7-5	Waste treatment and disposal
		En7-6	Management of radioactive waste
Category		Indicator	
En8	Effective and environmentally sound transportation systems	En8-1	Travel time
		En8-2	Transport modes
		En8-3	Energy intensity of transport
En9	Mechanisms to prepare and implement environmental plans	En9-1	Local environmental plans
		En9-2	Latest approval date of Master Plan
En10	Biodiversity	En10-1	Proportion of terrestrial area protected
		En10-2	Management effectiveness of protected areas
		En10-3	Area of selected key ecosystems
		En10-4	Fragmentation of habitats
		En10-5	Change in threat status of species
		En10-6	Abundance of selected key species
		En10-7	Abundance of invasive alien species
<i>Economic</i>			
Ec1	Consumption and production patterns	Ec1-1	Material consumption
		Ec1-2	Material intensity of the economy
		Ec1-3	Domestic material consumption
		Ec1-4	Annual energy consumption, total and by main user category
		Ec1-5	Share of renewable energy sources in total energy use
		Ec1-6	Intensity of energy use, total and by economic activity
Ec2	Economic development	Ec2-1	Macroeconomic performance a) Gross domestic product (GDP) per capita b) Gross saving c) Investment share in GDP d) Adjusted net savings as percentage of gross national income (GNI) e) Inflation rate
		Ec2-2	Employment a) Employment-population ratio b) Vulnerable employment c) Labor productivity and unit labor costs d) Share of women in wage employment in the non-agricultural sector
		Ec2-3	Information and communication technologies a) Internet users per 100 population b) Fixed telephone lines per 100 population c) Mobile cellular telephone subscribers per 100 population
		Ec2-4	Research and development a) Gross domestic expenditure on Research and Development as a percent of GDP
		Ec2-5	Tourism a) Tourism contribution to GDP

Ec3	Finance	Ec3-1	Debt service ratio
		Ec3-2	Tax collected as percentage of tax billed
		Ec3-3	Own-source revenue as a percent of total revenues
Ec4	Water	Ec3-4	Capital spending as percentage of total expenditures
		Ec4-1	Price of water
Ec5	Strengthen small and microenterprises	Ec4-2	Domestic water consumption per capita
		Ec5-1	Informal employment
Social			
So1	Energy Access	So1-1	Percentage of city population with authorized electrical service
		So1-2	Total electrical use per capita
		So1-3	Number and duration of electrical interruptions per year per customer
So2	Water Access	So2-1	Percentage of city population with potable water supply service
		So2-2	Number of interruptions in water service
So3	Education	So3-1	Percentage of children completing primary and secondary education
		So3-2	Percentage of school aged children enrolled in schools (by gender)
		So3-3	Student/teacher ratio

(continued on next page)

Category	Indicator
So4	Health
	So4-1
	Mortality
	a) Under-five
	b) Mortality rate
	c) Life expectancy at birth
	d) Healthy life expectancy at birth
	So4-2
	Health care delivery
	a) Percent of population with access to primary health care facilities
	b) Contraceptive prevalence rate
	c) Immunization against infectious childhood diseases
	So4-3
	Nutritional status
	a) Nutritional status of children
	So4-4
	Health status and risks
	a) Morbidity of major diseases such as HIV/AIDS, malaria, tuberculosis
	b) Prevalence of tobacco use
	c) Suicide rate
So5	Safety
	So5-1
	Number of homicides per 100,000 population
	So5-2
	Number of sworn police officers per 100,000 population
	So5-3
	Violent crime rate per 100,000 population
So6	Fire & Emergency Response
	So6-1
	Number of firefighters per 100,000 population
	So6-2
	Number of fire related deaths per 100,000 population
	So6-3
	Response time for fire department from initial call
So7	Poverty
	So7-1
	Income poverty
	a) Proportion of population living below national poverty line
	b) Proportion of population below \$1 a day
	So7-2
	Income inequality
	a) Ratio of share in national income of highest to lowest quintile
So8	Transportation
	So8-1
	Km of transportation system per 100,000 population
	So8-2
	Annual number of public transit trips per capita
	So8-3
	Commercial Air Connectivity
	So8-4
	Average travel speed on primary thoroughfares during peak hours
	So8-5
	Transportation fatalities per 100,000 population
	So8-6
	Number of daily trips and time taken per capita by type of trip and by mode of transport
	So8-7
	Total average daily distance covered per capita by type of trip and by mode of transport
	So8-8
	Mode of transportation used by children to travel between home and school
So9	Natural hazards
	So9-1
	Percentage of population living in hazard prone areas
	So9-2
	Human and economic loss due to natural disasters
	So9-3
	Disaster prevention and mitigation instruments
So10	Adequate housing
	So9-2
	Human and economic loss due to natural disasters
	So9-3
	Disaster prevention and mitigation instruments
	So10-1
	Durable structures
	So10-2
	Overcrowding
	So10-3
	Right to adequate housing
	So10-4
	Housing price and rent-to-income
So11	Shelter
	So11-1
	Percentage of city population living in slums
	So11-2
	Area size of informal settlements as a percent of city area and population
So12	Security of tenure
	So12-1
	Secure tenure
	So12-2
	Authorized housing
	So12-3
	Evictions
So13	Access to credit
So14	Access to land
So15	Promote social integration and support disadvantaged groups
	So13-1
	Housing finance
	So14-1
	Land price -to-income
	So15-1
	Poor households
So16	Culture
	So16-1
	Number of cultural establishments per 100,000 population
	So16-2
	City expenditures on culture as a percentage of overall city budget
So17	Recreation
	So17-1
	Square meters of public recreation facility space per capita
	So17-2
	City expenditures on public recreation as a percentage of overall city budget
So18	Availability of local public green areas and local services
	So18-1
	Citizens' access to nearby public green areas and basic services

Category		Indicator	
<i>Governance</i>			
Go1	Participation and civic engagement	Go1-1	Citizens participation
		Go1-2	Voters participation
		Go1-3	Civic associations
Go2	Transparent, accountable and efficient governance	Go2-1	Transparency and accountability
Go3	Government	Go3-1	Corruption
		Go3-2	Percentage of population having paid bribes
Go4	Sustainable management of the authorities and businesses	Go4-1	Share of public and private organizations adopting and using environmental and social management procedures

Source : Shen et al.¹⁸⁹ (2010)

Grille Boussole 21

Dimensions	Critères
Economie	Création et distribution de richesses Conditions cadre pour l'économie Compétitivité de l'économie et innovation Finances publiques Faisabilité et viabilité du projet Conformité et adéquation aux besoins
Environnement	Diversité biologique et espace naturel Energie Mobilité et territoire Consommation de matériaux et recyclage Gestion et qualité du sol et de l'eau Qualité de l'air extérieur et intérieur Changement climatique et risques
Société	Santé et prévention Formation, éducation, activités sportives et culturelles Cohésion sociale Cadre de vie et espace public Droits et sécurité Gouvernance, vie politique et associative

Grille destinée à l'évaluation des projets sur Internet, elle a été développée par l'Unité de développement durable du Canton de Vaud en Suisse.

Disponible à l'URL : <http://www.boussole21.ch> (consulté le 8 novembre 2011)

¹⁸⁹ Shen L.-Y., Ochoa J. J., Shah M. N. et Zhang X., 2011. « The application of urban sustainability indicators – A comparison between various practices ». *Habitat International*, vol. 35, n° 1, pp. 17-29

Annexes A2 : Résultats du bilan des conséquences des mesures de traitement des risques liés aux affaissements miniers à Moyeuve-Grande (Moselle)

Cas de la solution S1 : Comblement suivi de réhabilitation

Critères	Avantages	Coûts
Efficacité technique	<ul style="list-style-type: none"> Réduction à 100% du risque Sur la partie réhabilitée du quartier l'aléa existe toujours mais les enjeux sont mineurs (zone paysagère) 	<ul style="list-style-type: none"> Aucun
Durabilité économique	<ul style="list-style-type: none"> Risque nul de dommages économiques (préservation des biens immobiliers et mobiliers, continuité du fonctionnement du territoire, etc.) Création d'emplois (mise en place et entretien de la zone paysagère) Valorisation du foncier de la partie comblée : préservation des bâtiments et augmentation de leur attractivité (sécurité) Potentialité de renouvellement urbain de la zone comblée visant à mettre en place des logements moins chers qu'à Metz ou dans les pays limitrophes (Luxembourg, Belgique, Allemagne) Possibilité d'augmentation des revenus publics (augmentation des taxes sur l'habitation par l'augmentation du nombre de logements) 	<ul style="list-style-type: none"> Coût total de mise en œuvre d'environ 10.000 k€
Durabilité environnementale	<ul style="list-style-type: none"> Réhabilitation du couvert végétal Contribution au maintien de la biodiversité et des services écosystémiques grâce à la zone paysagère Bonne intégration visuelle et fonctionnelle du site dans le tissu urbain de Moyeuve-Grande (création d'une liaison piétonne sécurisée, etc.) Valorisation de sous-produits de l'industrie sidérurgique (laitier de haut fourneau) Contribution à l'utilisation rationnelle de l'espace par enfouissement de 18.000 m³ de granulats Réduction des effets toxiques des métaux lourds grâce au piégeage biologique par la bentonite 	<ul style="list-style-type: none"> Risque de destruction de la zone paysagère lié à l'occurrence de l'aléa sur la zone réhabilitée Impacts de la démolition des bâtiments : déchets (gravats), bruits, poussières, etc. Impacts du transport des 18.000 m³ de laitier

Cas de la solution S1 : Comblement suivi de réhabilitation

Critères	Avantages	Coûts
Durabilité sociale	<ul style="list-style-type: none"> Risque nul de pertes en vies humaines ou de blessures Plantation d'espèces végétales épineuses empêchant l'accès aux zones non sécurisées (mesure de limitations des dommages sociaux) Augmentation de la sécurité et préservation de la vie de 65 familles Renforcement de la confiance des citoyens dans les associations communautaires (jugées seules capables d'apporter des informations fiables) Amélioration du cadre de vie par la mise en place de la zone paysagère Frein potentiel de la baisse continue de la population 	<ul style="list-style-type: none"> Perte de l'identité « minière » de la cité par disparition des cavités souterraines chargées d'histoire Rupture des liens sociaux résultant du relogement de 65 familles Profonde rupture des pratiques antérieures des populations relogées suite à une dispersion (relogement en immeuble, de façon éclatée au gré des disponibilités dans le parc HLM) Séquelles morales résultant de la rupture du lien affectif entre les personnes et leurs biens immobiliers ou l'espace de vie auquel elles s'identifient (communauté construite autour du travail minier) Perte de la cohésion sociale car le relogement a concerné des populations minières fragiles (âgées, immigrées, etc.) Faible culture du risque liée à l'absence de victimes et risque de perte de la mémoire collective Action en justice des familles expropriées
Durabilité institutionnelle (gouvernance)		<ul style="list-style-type: none"> Manque d'implication des citoyens (les critères d'expropriation et de relogement n'étaient pas maîtrisés) Base de la prise de décision inconnue (manque de transparence et de dialogue avec les populations locales) Non prise en compte de l'expertise des communautés (en termes d'expérience de gestion des effondrements miniers) pouvant enrichir les solutions de gestion apportées

Cas de la solution S2 : Surveillance

Critères	Avantages	Coûts
<p>Efficacité technique</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Anticipation de l'occurrence de l'aléa 	<ul style="list-style-type: none"> • Persistance du risque à 100% • Report du traitement du risque à l'éventualité d'une aggravation de son niveau • Problème de responsabilité vis-à-vis de la sécurité des techniciens • Problème de temps de réaction entre l'alerte et l'occurrence de l'aléa
<p>Durabilité économique</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Opportunités pour le secteur touristique résultant de la conservation des cavités minières 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût de mise en œuvre de l'ordre de 800 k€ • Coût de la maintenance et du suivi de l'ordre de 25 k€/an • Dommages économiques liés à une future occurrence de l'aléa (perte de valeur des biens immobiliers et du foncier, indemnisations, coûts des réparations, soins aux victimes, etc.) • Coûts indirects dus aux temps d'arrêt du fonctionnement du territoire (non continuité des activités du service public, interruption de production et perte de profit des entreprises, etc.) • Diminution des revenus publics relative à l'exode de la population (pertes des taxes sur le revenu ou sur l'habitation, réduction de la proportion d'impôts payés par les entreprises, etc.) • Réduction de l'attractivité du territoire (perte de valeur du foncier, taux de chômage élevé, etc.)
<p>Durabilité environnementale</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Formation potentielle d'une zone humide sur le territoire communal (avec des retombées bénéfiques pour les trames verte et bleue) 	<ul style="list-style-type: none"> • Nettoyage et déblaiement des débris de bâtiments endommagés • Formation de cuvettes en surface qui deviendront des zones inondables (par suite de modification du profil d'un cours d'eau, remontée de la nappe phréatique, etc.) et aggraveront les phénomènes d'inondation

Cas de la solution S2 : Surveillance

Critères	Avantages	Coûts
Durabilité sociale	<ul style="list-style-type: none"> Préservation de l'identité « minière » du territoire par la conservation des cavités souterraines qui pourraient être exploitées à titre touristique 	<ul style="list-style-type: none"> Exposition des habitants de 6 bâtiments à des dommages sociétaux liés à une future occurrence de l'aléa : pertes en vies humaines, traumatismes physiques et moraux (incapacité permanente, angoisse, effets psychologiques subis par les victimes et leur entourage), etc. Problème d'insécurité pour les intervenants (chutes de toits, émanation de gaz, etc.) Impact démographique : diminution continue de la population (variation de densité de -1,29 % par an) Maintien d'un climat d'incertitude et d'inquiétude des citoyens sinistrables (augmentation de l'angoisse et du stress, etc.) Possibilité d'une dégradation de la perception du cadre de vie Motivation au déménagement suite à la persistance du risque (manque de confiance dans l'efficacité de la solution technique) Faible culture du risque liée à l'absence de dommages physiques
Durabilité institutionnelle (gouvernance)		<ul style="list-style-type: none"> Base de la prise de décision inconnue (manque de transparence et de dialogue avec les populations locales) Non prise en compte de l'expertise des communautés (en termes d'expérience de gestion des effondrements miniers) pouvant enrichir les solutions de gestion apportées Menace de la durabilité urbain : détérioration de la voirie, etc.

Annexes A3 : Liste illustrative des paramètres potentiellement rattachés aux différents indicateurs avec leurs modes potentiels d'évaluation ainsi que le jeu de données pour l'étude de cas théorique relative à la ville virtuelle de Merveille-sur-la-bleue

C1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Impacts sur l'aléa

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Hauteur maximale de submersion (m) ↓	Modélisation, expertise	4,5	4,5	4,5	2
Proportion du territoire en zone à risques (%) ↓	Modélisation, expertise, cartographie	28	28	33	21

Impacts sur la vulnérabilité physique du bâti

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Pourcentage (%) de bâtis en zone à risques ↓	Modélisation, comptage	19	19	27	15
Vulnérabilité structurelle moyenne des bâtis aux aléas (#, cardinale : 1 à 4) ^a ↓	Expertise, estimation, modélisation	3,5	2,5	2,5	3,5
Pourcentage de bâtis en zone à risques ayant des éléments sensibles en dessous du niveau des plus hautes eaux connues (%) ^b ↓	Comptage	74	35	50	70
Pourcentage de bâtis en zones à risques avec des mesures individuelles de protection (%) ↑	Comptage	13	21	18	13

^a Niveau de vulnérabilité structurelle : 0 = nulle ; 1 = très faible ; 2 = faible ; 3 = modérée ; 4 = forte

^b Système de chauffage, matériel électrique et électroménager, stockage de produits polluants, etc.

Génération ou exacerbation de risques (sur le territoire de l'étude ou sur un autre territoire)

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Hauteur maximale d'une inondation provoquée en une zone préalablement hors zone inondable (m) ↓	Modélisation, expertise	0.5	0.5	0.2	0.1
Proportion de territoire impactée par le risque lié à l'inondation provoquée (%) ↓	Modélisation, expertise, cartographie	6	6	2.8	1.5
Indice de vulnérabilité au risque lié à l'inondation provoquée en fonction de l'occupation du sol (#, ordinal : 1 à 4) ^a ↓	Modélisation, expertise, cartographie	2	2	1	1

^a La codification de l'occupation est subjective et dépend de l'influence de chaque élément sur la vulnérabilité globale du territoire ; les fonctions résidentielle et commerciale étant les plus influentes

0 = zones sans enjeux ; 1 = zones en friche ; 2 = zones agricoles ; 3 = zones d'intérêt écologique ; 4 = zones résidentielles et commerciales

C2 : Durabilité économique

Coûts totaux

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Coûts totaux (k€) ↓	Expertise, estimation	3.850	4.600	7.500	4.200

Impacts sur la vulnérabilité économique

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Dommages Evités Moyens Annualisés (DEMA) ^a (k€) ↑	Expertise, modélisation	3.500	5.200	12.500	8.000

^a Ensemble des dommages économiques directs, indirects, tangibles et intangibles

Création ou destruction (mise en danger) d'opportunités économiques

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Revenu par habitant (k€) ↑	Expertise, estimation	1,66	1,75	2,1	1,85
Nombre total d'emplois potentiellement générés (#) ↑	Expertise, estimation	700	700	1.100	1.000
Taux de chômage sur la commune (%) ↓	Expertise, estimation	14	14	10	13
Nombre d'entreprises créées (#) ↑	Expertise, estimation	160	180	250	200
Chiffre d'affaire annuel moyen des entreprises (k€) ↑	Expertise, estimation	580	730	955	783

C3 : Durabilité sociale

Impacts sur la vulnérabilité sociale

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Pourcentage d'habitants de la commune en zone à risques (%) ↓	Modélisation, comptage	27	27	33	20
Proportion de personnes sensibles ^a et handicapées parmi les habitants en zone à risques (%) ↓	Expertise, comptage	25	21	25	17
Proportion des établissements recevant du public ^b de la commune situés en zone à risques (%) ↓	Cartographie, comptage	12	12	12	8
Existence de système d'alerte précoce ^c (#, binaire : 1 ou 2) ↑	Observation	1	2	2	1
Capacité de résilience de la commune ↑	-----	-----	-----	-----	-----
1 - Nombre de personnes travaillant dans les services de secours d'urgence et de gestion de crise (#) ↑	Expertise, comptage	150	150	185	150
2 - Capacité d'accueil des abris pour des évacuations en dehors de la zone à risques (# de personnes) ↑	Expertise, comptage	250	250	3,200	250
3 - Délai de retour à un fonctionnement normal (# de jours) ↓	Expertise, modélisation	3	2	3	1

^a Habitants âgés de moins de 5 ans et de plus de 65 ans (enfants et personnes âgées)

^b Hôpitaux, crèches, établissements scolaires, maisons de retraite, bâtiments et services intervenant dans la gestion des crises, campings, etc.

^c L'existence de système d'alerte contribue à réduire la vulnérabilité : 1 = absence ; 2 = présence

Acceptabilité sociale

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Contraintes de mise en œuvre ↓	-----	-----	-----	-----	-----
1 - Intégration esthétique dans le paysage ^a (#, ordinale : 0 à 2) ↑	Expertise	2	2	1	1
2 - Nuisances sonores (#, binaire : 1 ou 2) ^b ↓	Expertise	1	1	2	2
3 - Délai d'exécution (#, 1 à 4) ^c ↓	Expertise	1	1	4	3
4 - Distance d'éloignement par rapport aux zones résidentielles (km) ↑	Expertise, mesure	2,9	0	5,3	3,6
5 - Valeur économique des conflits d'usage/occupation de sols (k€) ↓	Expertise, estimation	600	600	440	650
Contribution directe à la résolution des problématiques sociales de base ↑	-----	-----	-----	-----	-----
1 - Nouveaux logements construits (n°) ↑	Estimation	40	40	150	40
2 - Nouveaux emplois locaux créés (n°) ↑	Estimation	20	25	50	35
3 - Bénéfices économiques et fiscaux pour la commune (k€) ↑	Estimation	1.300	1.680	2.500	2.000
Consentement des acteurs à supporter les contraintes de mise en œuvre (n°, ordinale : -4 à 4) ^d ↑	Enquête	0	0	- 2	3
Degré de conformité avec la perception de la stratégie idéale de gestion des risques par les divers acteurs (n°, ordinale : 1 à 4) ^e ↑	Enquête	2	1	2	3

^a L'idéal est d'obtenir une parfaite intégration paysagère et architecturale des infrastructures.

Exemple : 0 = mauvaise intégration paysagère (forte altération, incompatibilité avec les composantes) ou forte dispersion des infrastructures ; 1 = intégration acceptable ou faible dispersion ; 2 = très bonne intégration ou non concerné

^b Nuisances sonores : 1 = inaudibles = 1 ; 2 = audibles

^c Plus la durée de mise en œuvre est longue plus elle représente une contrainte pour les citoyens. Exemple : 1 = non concerné ou délai de l'ordre du mois ; 2 = délai de l'ordre du semestre ; 3 = délai de l'ordre de l'année ; 4 = délai de l'ordre de plus d'une année

^d Opinions en majorité défavorables : - 4 = plus de 75% ; - 3 = 50 à 75% ; - 2 = 25 à 50% ; - 1 = 0 à 25%

Opinions en majorité favorables : 4 = plus de 75% ; 3 = 50 à 75% ; 2 = 25 à 50% ; 1 = 0 à 25%

Majorité est indécise : 0

^e Degré de perception générale du risque / Satisfaction générale des différents acteurs concernant la capacité de la stratégie à répondre à leurs attentes en termes de gestion des risques : 1 = 0 à 25% ; 2 = 25 à 50% ; 3 = 50 à 75% ; 4 = plus de 75%

Impacts sur la cohésion sociale / Equité

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Equité socio-économique ↑	-----	-----	-----	-----	-----
1 - Différentiel entre les dépenses publiques de gestion des risques par habitant pour les groupes sociaux extrêmes c'est-à-dire les classes sociales avec les revenus les plus élevés et faibles (€) ↓	Estimation, expertise	120	81	153	57
2 - Différentiel entre la part de revenus des groupes sociaux extrêmes destinée à la gestion des risques ^a (%) ↓	Estimation, expertise	8	13	8	8
Equité socio-spatiale ↑	-----	-----	-----	-----	-----
1 – Différentiel entre les dépenses totales de gestion des risques par habitant au sein et hors des zones à risques (€) ↓	Estimation, expertise	243	308	243	215
2 – Revenu moyen par habitant des populations situées en zone à risques (€ per capita) ↑	Estimation, expertise	1.370	1.330	1.405	1.370
3 – Proportion de ménages de la classe sociale la plus élevée (nantis) en zone à risques ou susceptibles d'être indirectement affectés (%) ^b ↑	Estimation, expertise	10	10	13	8
4 – Différentiel (%) entre les indices de risque social des groupes sociaux extrêmes (%) ^c ↓	Estimation, expertise	27	27	24	27

NB : les différentiels peuvent être une différence ou un ratio

^a Part de revenu d'un ménage destinée à la gestion des risques = (dépense totale moyenne de gestion des risques par classe sociale) / (revenu moyen par classe sociale)

^b Les ménages nantis sont généralement plus instruits, informés, équipés et plus aptes à répondre efficacement aux risques

^c L'indice indique le degré d'inégalité socio-spatiale, il correspond au ratio entre le nombre de personnes d'une classe sociale donnée en zone à risques et le nombre total de personnes en zone à risques.

Impacts sur le cadre de vie

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Durée moyenne du trajet domicile- travail par habitant (min) ↓	Estimation, expertise	17	17	10	15
Distance moyenne du trajet domicile-travail par habitant (km) ↓	Estimation, expertise	1,3	1,3	0,9	1,1
Durée moyenne du trajet domicile-commodités ^a par habitant (min) ↓	Estimation, expertise	9	9	4	5
Distance moyenne aux commodités par habitant (km) ↓	Estimation, expertise	0,8	0,8	0,6	0,7
Nombre de commodités ^b (# pour 1.000 habitants) ↑	Estimation, expertise	9	9	13	11
Espace vert per capita (m ²) ↑	Estimation, expertise	27	27	30	21

^a Services et équipements publics, banques, postes, hôpitaux, commerces, parcs, etc.

^b L'analyse devrait être faite pour chaque type de commodités car elles n'ont pas la même valeur

Impacts sur l'identité territoriale

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Proportion de population non-autochtone (%) ^a ↓	Estimation, comptage	13	11	22	17
Proportion de personnes vivant dans des logements isolés de l'ensemble (%) ^b ↓	Estimation, comptage	7	7	8	7
Nombre de sites touristiques et patrimoniaux en zone à risques (#) ↓	Cartographie, comptage	5	5	3	2
Nombre de visites annuelles aux sites touristiques et patrimoniaux de la commune (#) ↑	Estimation, expertise	32.700	32.700	41.500	37.200
Pourcentage de perte de chiffre d'affaire du secteur touristique dû au risque résiduel (%) ^c ↓	Estimation, expertise	8,3	8,3	7,1	6
Nombre de personnes engagées dans des associations en lien avec la promotion culturelle (# pour 1.000 habitants) ↑	Estimation, comptage	113	113	128	150

^a Les habitants issus de l'immigration n'ont pas de racines culturelles ou familiales dans la commune

^b Plus les habitations sont proches les unes des autres, plus le lien culturel est fort

^c Proportion de nuitées hôtelières potentiellement perdues

C4 : Durabilité environnementale

Impacts sur la vulnérabilité environnementale

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Espaces à intérêt paysager en zone à risques (km ²) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	2,4	2,4	2,4	1,6
Aires protégées (Zico, Znieff, etc.) en zone à risques (km ²) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	0	0	0	0
Espaces naturels non protégés en zone à risques (km ²) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	1,3	1,3	1,5	0,9
Espèces faunistiques et floristiques menacées (biodiversité) en zone à risques (# ou %) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	4	4	4	5
Espaces verts aménagés récréatifs en zone à risques (km ²) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	0,5	0,5	0,5	0,5
Habitats aquatiques dont l'intégrité est menacée par le risque (km ²) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	0,8	0,8	1,6	0,6
Points de captage d'eau potable en zone à risques (m ³ /jour) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	1.525	1.400	1.525	1.050
Capacité de traitements des STEP en zone à risques (m ³ /jour, BOD5, EH) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	2.300	2.300	2.450	2.100
Capacité des points de traitement et de stockage de déchets en zone à risques (t/jour) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	5.500	5.160	5.830	5.600
Quantité totale de déchets susceptibles d'être générés par la survenue d'une inondation (t) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	56	40	49	40
Installations manipulant des substances potentiellement dangereuses en zone à risques (#) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	6	6	6	3
Sites et sols pollués en zone à risques (# ou km ²) ↓	Cartographie, modélisation, estimation	0,6	0,6	0,6	0,6

Impacts environnementaux

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Emissions de gaz à effet de serre (kg CO ₂ – eq) ↓	Estimation, expertise	2,4	2,7	6,5	3,9
Eutrophisation (kg PO ₄ – eq) ↓	Estimation, expertise	4,7	4,7	5	8,8
Formation de smog photochimique (t C ₂ H ₂ – eq) ↓	Estimation, expertise	1,8	1,2	3,9	3,2
Toxicité humaine (kg 1,4-DichloroBenzene – eq ou DALY) ↓	Estimation, expertise	6,2	6,1	8,5	6,4
Consommation et transformation des ressources foncières (km ² / an) ↓	Estimation, expertise	1,1	1,1	1,6	2
Ecotoxicité des milieux ambiants (kg 1,4-DichloroBenzene – eq) ↓	Estimation, expertise	3,5	3,8	6,1	3,1
Acidification (kg SO ₂ – eq) ↓	Estimation, expertise	3,3	3,3	3,3	3,3
Consommation nette d'eau (m ³ /an) ↓	Estimation, expertise	5,4	6,2	8,3	5,4
Consommation nette d'énergie et de ressources naturelles abiotiques (MJ or kg Sb – eq) ↓	Estimation, expertise	2,7	2,5	5,3	3,2
Emission de particules en suspension (kg PM10) ↓	Estimation, expertise	2,1	1,9	5,7	5,1

C5 : Durabilité institutionnelle

Réversibilité

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Réversibilité ↑	Estimation, expertise	1	3	3	4

^a La réversibilité d'une mesure en plus d'être techniquement possible, dépend des coûts et délais de démantèlement. De ce fait, 1 = techniquement impossible ; 2 = démantèlement partiel nécessitant beaucoup de ressources ; 3 = démantèlement partiel avec peu de ressources ou démantèlement total nécessitant beaucoup de ressources ; 4 = démantèlement total avec peu de ressource

Niveau de concertation publique

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Information/Transparence : Proportion d'acteurs ayant une bonne connaissance et compréhension des détails de la stratégie en termes d'impacts potentiels et des mesures envisagées (%) ↑	Enquête	36	60	28	59
Consultation : Proportion d'acteurs qui considèrent que la stratégie est consensuelle (reconnaissance mutuelle des divers intérêts en jeu) (%) ↑	Enquête	27	55	27	20

Cohérence avec les politiques communales

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Cohérence avec les politiques communales de développement (#, ordinale : - 2 à 2) ^b ↑	Estimation, expertise	1	2	2	1

^b -2 = existence de conflits d'intérêts ; -1 = contribution essentiellement négative avec quelques points positifs ; 0 = impacts neutres sur les priorités de développement ; 1 = compatible avec quelques points négatifs ; 2 = très forte compatibilité

Cohérence territoriale

Paramètres (unités)	Modes d'évaluation	Statu quo	Alter. 1	Alter. 2	Alter. 3
Cohérence territoriale (#, ordinale : - 2 à 2) ^c ↑	Estimation, expertise	- 1	2	0	- 1

^c -2 = existence de conflits d'intérêts ; -1 = contribution essentiellement négative avec quelques points positifs ; 0 = impacts neutres sur les priorités de développement ; 1 = compatible avec quelques points négatifs ; 2 = très forte compatibilité

Annexes A4 : Evaluation du débit de crue à Dieulouard

Cette évaluation consiste en une extrapolation des études hydrologiques du bassin de la Moselle réalisées par SOGREAH en 2000 suivant la méthode SPEED. La méthode SPEED (Système Probabiliste d'Etude par Evènements Discrets) est une méthode probabiliste¹⁹⁰ d'études hydrologiques intégrant la théorie du Gradient exponentiel des pluies (gradex). Elle permet de déterminer une relation pluie-débit à partir d'une analyse régionale de la pluviométrie journalière et repose sur un ajustement statistique des pluies journalières selon une loi de Gumbel.

Dieulouard se situe entre les stations de Custines (en amont) et de Metz (en aval) situées à 184 m et 159 m d'altitude pour une superficie de bassin versant de 6 830 km² et 7 880 km² respectivement. L'évaluation s'est basée sur les données de la station de Custines (plus proche de Dieulouard) compte tenu de leur altitude presque identique et du fait qu'elle soit une station nettement plus stable que les autres stations du bassin de la Moselle.

Primo, les pluies journalières de différents temps de retour ont été estimées. Selon l'étude de SOGREAH, l'analyse régionale de la pluviométrie a permis de caractériser les pluies journalières sur le bassin comme suit :

- la pluie journalière décennale varie de **45 à 60** mm et la centennale de **70 à 85** mm ;
- le pivot de la distribution Y_0 (c'est-à-dire la valeur de la variable de Gumbel pour laquelle la droite de Gumbel coupe l'axe des abscisses) vaut - **3,4** ;
- l'estimation de la quantité moyenne des pluies journalières pour un temps de retour T se fait suivant l'équation¹⁹¹ [1].

$$P_T = P_{100} * (Y_T + 3,4) / 3,98 \quad [1]$$

Toutefois, cette équation ne permet pas de retrouver les valeurs des pluies journalières décennales et centennales de l'étude de SOGREAH. On obtient [99 ; 121] et [141 ; 171]. Une nouvelle formule (voir équation [2]) a donc été établie. Elle permet d'obtenir [49 ; 60] et [70 ; 85] qui sont des résultats quasiment similaires à ceux de SOGREAH. L'équation [2] a donc été utilisée dans le cadre de cette thèse puisqu'elle permet de retrouver des résultats sensiblement proches de ceux de l'étude de SOGREAH et d'autres travaux relatifs au bassin de la Moselle¹⁹².

¹⁹⁰ Elle est développée par SOGREAH (qui fait actuellement partie du groupe ARTELIA) et a été validée en France par de nombreuses études sur tout le territoire. Cette méthode a, en principe, l'avantage de réduire l'incertitude sur la détermination des pluies.

¹⁹¹ La formule générale de l'équation est : $P_T = a (Y_T - Y_0)$ avec $a = \text{gradex}$
 P_T est une équation de droite qui peut s'écrire sous la forme suivante :

$$\text{pour } T \leq 10 \text{ans, } P_T = P_{10} * (Y_T - Y_0) / (Y_{10} - Y_0) \quad \text{et}$$

$$\text{pour } T > 10 \text{ans, } P_T = P_{10} + [(P_{10} - P_{100}) / (Y_{10} - Y_{100})] * (Y_T - Y_{10})$$

(Voir http://www.apal.nat.tn/infogluce/DeliverWorking/digitalAssets/208_Etude_Soliman.pdf)

Y_T est la variable réduite de Gumbel pour le temps de retour T . Elle est calculée suivant l'équation $Y_T = - \ln [- \ln (1 - 1/T)]$

¹⁹² DREAL Lorraine, 2014. Cartographie du risque inondation sur le Territoire à Risque Important d'inondation (TRI) d'Epinal. Rapport de présentation. Disponible à l'URL :

$$P_T = P_{100} * (Y_T + 3,4) / 8 \quad [2]$$

$$\text{soit } P_T = P_{100} * (Y_T - Y_0) / (Y_{100} - Y_0) \text{ avec } Y_{100} = 4,6 \quad [3]$$

Secundo, les formules des débits (équations [4] à [6]) ont été construites à partir des valeurs des débits des crues décennale et centennale.

$$Q_{Tmin} = 208,51 * Y_T + 930,86 \quad [4]$$

$$Q_{Tmax} = 238,3 * Y_T + 913,83 \quad [5]$$

$$Q_{Tmoy} = 223,41 * Y_T + 922,34 \quad [6]$$

Tertio, les équations de la relation pluie-débit ont été déterminées (équations [7] à [9]).

$$Q_{Tmin} = 1668 * (P_T / P_{100}) + 221,93 \quad [7]$$

$$Q_{Tmax} = 1906,4 * (P_T / P_{100}) + 103,61 \quad [8]$$

$$Q_{Tmoy} = 1787,28 * (P_T / P_{100}) + 162,75 \quad [9]$$

Les tableaux 1 et 2 présentent les pluviométries journalières et les débits obtenus pour différents temps de retour.

Tableau 1 : Pluie journalière maximale en fonction des temps de retour (mm)

Temps de retour T (ans)	10	24	30	50	100	150	1000	2000	10 ⁶
Valeur inférieure	49	57	59	64	70	74	90	96	151
Valeur moyenne	55	64	66	71	78	81	100	107	167
Valeur supérieure	60	70	72	78	85	89	110	117	183

Tableau 2 : Débit à Custines en fonction des temps de retour (m3/s)

Temps de retour T (ans)	10	24	30	50	100	150	1000	2000	10 ⁶
Valeur inférieure	1 400	1 580	1 637	1 744	1 890	1 975	2 371	2 516	3 812
Valeur moyenne	1 425	1 639	1 678	1 794	1 950	2 041	2 465	2 620	4 009
Valeur supérieure	1 450	1 674	1 720	1 844	2 010	2 107	2 560	2 725	4 206

Annexes A5 : Hypothèses formulées pour la quantification des données d'entrée

Les valeurs fournies pour chacun des paramètres traduisant la vulnérabilité (coûts moyens annuels, taux d'endommagement, déchets post-catastrophes et victimes potentielles) par le simulateur développé ne sont pas actualisées en fonction d'une possible évolution (variation des coûts, inflation, mutation des pratiques d'ameublement des habitations, construction de nouvelles fonctions de dommages, etc.) des modules ayant servi à les établir.

C1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Les variations de l'aléa actuel dues à un probable changement climatique ne sont pas prises en compte ; aussi les caractéristiques (fréquences, cote des crues et étendue de la zone inondable) de l'aléa et les conditions hydrauliques (nombre et rôle des ouvrages existants sur le bassin versant de la Moselle, etc.) sont supposées constantes sur toute la durée de l'étude. De ce fait, les dommages aux logements n'évoluent pas entre t_0 et $t_0 + 30$ ans.

Avec le nouveau quartier dont la construction s'échelonne sur neuf ans, il a été supposé que le nombre de logements dans l'enveloppe de la crue de référence augmente annuellement d'une douzaine d'unités de $t_0 + 4$ ans jusqu'à $t_0 + 12$ ans.

La proportion des habitations en zone inondable ayant des mesures protectives de type batardeau à l'instant t_0 (correspondant à celle du statu quo) est considérée de l'ordre de 10 % sur la base des résultats des travaux consécutifs aux inondations de 2002 sur le bassin versant de l'Elbe en Allemagne (Kreibich *et al.*, 2005 ; Thieken, 2013) et constante dans le temps. Partant de là, il a été formulé l'hypothèse selon laquelle : (1) pour S2 seul le bâti neuf sera doté de mesures protectives en plus des logements initialement protégés, (2) pour S3 la proportion demeurerait identique à 10 % compte tenu du fait que S3 protégeait contre une Q_{Ref} ce qui rendrait ces mesures « inutiles » et (3) pour S4 toutes les habitations situées en zone inondable devraient être dotées à $t_0 + 1$ an de ces mesures.

La question de la génération ou de l'exacerbation de risques par les stratégies à Dieulouard ou sur les communes voisines a été uniquement abordée dans les limites administratives de Dieulouard faute de compétences pour prédire le transfert d'exposition aux inondations ou la génération d'autres types de risques sur les territoires avoisinants qui découlerait des stratégies évaluées. Dans ce contexte, S1, S2 et S4 ne semblent pas aggraver ou déplacer les risques liés aux inondations ni induire d'autres types de risques d'origine naturelle sur la commune. Par contre, il a été retenu que S3 protège la zone inondable contre des crues par débordement de la Moselle tout en l'exposant à des risques liés aux inondations issues d'une surverse voire d'une rupture potentielle de l'ouvrage prévu. La probabilité de dysfonctionnement considérée est de 10^{-3} lorsque la digue est soumise à une crue dont la cote est supérieure ou égale à celle de la Q_{Ref} . L'hypothèse émise pour quantifier ce risque est que ses caractéristiques (intensité, superficie impactée et nombre de bâtis dans la zone impactée) sont identiques à celles de la Q_{Ref} sans tenir compte des aspects liés à la cinétique des effets des inondations dues aux défaillances des ouvrages.

C2 : Durabilité économique

Pour l'estimation des coûts globaux annuels cumulés, en euros (€₂₀₁₁) constants sans tenir compte de l'inflation ni du taux d'actualisation, les hypothèses suivantes sont posées.

– Les activités réalisées dans le cadre de la politique actuelle de gestion des inondations sur la commune consistent essentiellement à entretenir la Moselle ainsi que les ouvrages hydrauliques existants. Ces activités sont supposées coûter annuellement¹⁹³ 10 500€, ou 20 000 € ou 40 000 € selon un scénario optimiste, intermédiaire ou pessimiste.

– Les dépenses relatives à la mise en place de la digue comprennent les coûts d'investissement (rehaussement de la voie ferrée et une station de pompage), les coûts d'exploitation qui intègrent une visite technique approfondie annuelle, la production d'un rapport de surveillance chaque cinq ans (soit un total de six à t0 + 30 ans) ainsi qu'une revue de sûreté tous les dix ans (la première est prévue à t0 + 5 ans) et les coûts de viabilisation des parcelles situées derrière la digue. Il a été retenu ce qui suit. L'investissement serait entièrement réalisé à t0 et vaudrait¹⁹⁴ 1 330 000 €, 1 530 000 € ou 3 470 000 € selon le scénario. La visite technique reviendrait à 5 000 €/an. Chaque rapport de surveillance coûterait 10 000 €. Le prix de la revue de sûreté serait de 30 000 €. Ces coûts d'exploitation sont supposés inchangés dans le temps. La viabilisation s'étalerait de façon uniforme sur quinze ans (t0 + 1 ans à t0 + 15 ans) pour un coût¹⁹⁵ de 1 000 000 €.

– Partant de l'hypothèse selon laquelle il n'y aurait pas de diagnostic préliminaire de vulnérabilité des logements, la mise en place de mesures individuelles de protection sur ces derniers a été pensée selon trois configurations (arbitrairement définies) en fonction de la valeur nominale de la hauteur de submersion. Le coût minimal est basé sur le principe selon lequel les habitations ayant moins de 50 cm pour une Q₃₀ installeraient des dispositifs d'occultation en association avec des clapets anti-retours alors que les autres disposeraient en plus de batardeaux. L'estimation de la valeur intermédiaire du coût est basée sur le même principe mais pour une Q_{Ref}. Dans le cas du coût maximal il a été considéré que tous les logements en zone inondable seraient dotés des trois types de dispositifs¹⁹⁶ de limitation

¹⁹³ Ces montants ont été déduits en prenant exemple sur des situations réelles tout en essayant de les rendre aussi réalistes que possibles. La valeur minimale est sensée correspondre à une participation de la commune pour la mise à sa disposition d'un technicien de rivière (http://www.cepri.net/tl_files/pdf/recueil-experiences-09.pdf dernier accès 15 juin 2014).

La valeur intermédiaire a été retenue par analogie aux coûts (par commune) de l'entretien des ouvrages hydrauliques de protection au sein de l'Établissement Public Territorial de Bassin (EPTB) Seine Grands Lacs (<http://seinegrandslacs.fr/docs/Vulnérabilité/PAPI/Dossier%20Synthèse%20PAPI.pdf> dernier accès 15 juin 2014) en faisant un ajustement de sorte qu'elle corresponde à environ 1 % des dépenses de fonctionnement de la commune en 2012 (<http://www.fiscalite-locale.com/index.php?id=54157> dernier accès 15 juin 2014).

Le montant maximal s'inspire des coûts de la restauration de la Seille en prenant le parti que le montant annuel était payé par une seule commune et non toutes les communes de l'EPTB ; voir http://www.eptb-saone-doubs.fr/IMG/pdf/fiche_action_b.1.1.4_contrat_seille.pdf (dernier accès 15 juin 2014)

¹⁹⁴ La station de pompage est estimée à 470 000 € (<http://www.eptb-saone-doubs.fr/IMG/pdf/synthese-prlh-varennes2.pdf> dernier accès 23 juillet 2014). Les coûts minimal, nominal et maximal du rehaussement sont inspirés des références suivantes : http://www.sage-estuaire-gironde.org/site/uploads/ANNEXE7_FICHES_AMENAGEMENT-V1.pdf (dernier accès 23 juillet 2014), http://www.normandie-centre.cerema.fr/IMG/pdf/4-LEDOUXdiagnostic_digue_vizille_cle7751f9.pdf (dernier accès 23 juillet 2014)

¹⁹⁵ Sur la base des prévisions de la mairie recueillies lors de la séance de travail du 20 juin 2014.

¹⁹⁶ Pour les coûts des travaux de chaque type de dispositifs voir <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/Ref-Inond-Fiche01.pdf> (dernier accès 03 juillet 2014)

de la pénétration de l'eau. Les travaux de mise en place sont supposés être réalisés à t0. Des coûts annuels d'entretien de l'ordre de 2 % de l'investissement initial sont programmés à partir de t0 + 1 an.

– Pour l'aménagement du nouveau quartier les coûts considérés englobent la viabilisation (à t0), la construction des bâtiments (uniformément réparti de t0 + 3 ans à t0 + 11 ans) et les travaux d'entretien. Concernant la viabilisation, les coûts utilisés correspondent aux chiffrages des dessertes viaires des trois esquisses proposées par l'étude de faisabilité. L'estimation des coûts de construction est fondée sur des données disponibles¹⁹⁷ sur le prix au m². Des coûts annuels d'entretien de l'ordre de 2 % de l'investissement initial sont programmés à partir de t0 + 1 an.

Les hypothèses relatives à la vulnérabilité économique sont les suivantes :

– Les coûts moyens annuels cumulés des dommages sont estimés en euros (€₂₀₁₁) constants sans tenir compte de l'inflation ni du taux d'actualisation. Ils comprennent les coûts directs et indirects. Les coûts directs comprennent les coûts aux logements et aux activités économiques tandis que les coûts indirects résultent des perturbations induites par les inondations. Les dommages directs aux activités commerciales équivalent¹⁹⁸ à 10 % des coûts des dommages directs aux habitations (estimés grâce au simulateur de dommages liés aux inondations développé dans le cadre de ce projet). Les coûts indirects correspondent à 30 % des coûts directs¹⁹⁹.

– Seule la circulation sur la D657 serait protégée par la construction d'une digue. Le trafic journalier sur les axes routiers (D657 et D10) traversant la commune est supposé constant sur toute la durée de l'étude.

– Seule la digue permettrait de réduire le nombre d'emplois en zone inondable mais pas ceux des entreprises installées dans les zones inondables situées du côté opposé à la digue. Les hypothèses relatives au taux de chômage²⁰⁰ et au nombre d'entreprises²⁰¹ créées ont été déterminées en observant la chronique rétrospective de 2003 à 2013 et 2006 à 2011 respectivement. Concernant le chômage, dans le cas du scénario optimiste le taux retenu est celui de 2013 sur la commune (sans projets de développement) ou le taux moyen de la zone

¹⁹⁷ Les valeurs minimale, intermédiaire et maximale ont été déduites des références suivantes : <http://www.caue77.fr/medias/files/une-maison-sur-pilotis.pdf> (dernier accès 22 mai 2014)

<http://www.eco-maison-bois.fr/acces/Les-Trophees-de-l-Architecture-Vivons-bois-2011.pdf> (dernier accès 22 mai 2014)

<http://www.dessine-moi-une-maison.fr/2011/1562/construire-en-zone-inondable.html> (dernier accès 22 mai 2014)

Dans son état actuel, le projet prévoit 7 600 m² de surface habitable (SHON). Voir http://www.dieulouard.fr/environnement/petrocarbol/2013-08-28_Presentation_%20projet.pdf (dernier accès 22 mai 2014)

¹⁹⁸ En tenant compte du fait que pour les communes de moins de 5 000 habitants la proportion de rez-de-chaussée du bâti destinée à des activités commerciales est de l'ordre de 10 % : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Annexes_techniques_V7_CC_ACB_PAPI-2.pdf (dernier accès 20 février 2014)

¹⁹⁹ Sur la base des recommandations de la Rapid Appraisal Method (RAM) proposées par le Victorian Department of Natural Resources and Environment (Australie). Voir

<http://www.geelongaustralia.com.au/common/Public/Documents/8cf0d5144386156->

[Newcomb_Whittington%20Flood%20Study%20Flood%20Study%20Oct%202011%20\(Parts%206%20-%20App\).pdf](http://www.geelongaustralia.com.au/common/Public/Documents/8cf0d5144386156-Newcomb_Whittington%20Flood%20Study%20Flood%20Study%20Oct%202011%20(Parts%206%20-%20App).pdf) (dernier accès 03 décembre 2013)

²⁰⁰ Voir <http://www.ville-data.com/chomage/Dieulouard-54-54157> (dernier accès 18 juillet 2014)

²⁰¹ Voir <http://www.commune-mairie.fr/creation-entreprises/dieulouard-54157/> (dernier accès 18 juillet 2014) pour le taux de variation et <http://www.annuaire-mairie.fr/entreprise-dieulouard.html> (dernier accès 18 juillet 2014) pour le nombre

d'emploi de Nancy²⁰² en 2011 (avec les projets prévus). Le constat général est une tendance à l'augmentation avec une moyenne de 3,08 % sur la période considérée. Aussi, les taux centraux et pessimistes ont été respectivement estimés en supposant une augmentation de 3,08 % et 6,52 % (variation entre 2012 et 2013) des taux optimistes. N'ayant pas suffisamment de recul pour projeter l'évolution du chômage dans le temps, les valeurs estimées à t0 sont considérées constantes jusqu'à t0 + 30 ans.

Selon les données disponibles, au moins six entreprises sont créées par an sur la commune pour une moyenne de 15. En 2010 et 2011, environ 20 entreprises ont été créées par an. Sur la base de ce constat, il a été supposé que hormis les entreprises installées dans le cadre des projets de développement, le nombre d'entreprises augmenterait chaque année de six (scénario pessimiste), 15 ou 20 (scénario optimiste). Pour les entreprises créées en lien avec les projets, trois installations d'activités économiques (dont deux sont sûres) sont prévues dans la zone dédiée avant t0 + 5 ans. Ces entreprises sont donc supposées être au nombre de deux, trois (création d'un chantier naval) ou cinq (avec l'espoir que la zone pourrait attirer deux autres entreprises) selon un scénario pessimiste, intermédiaire ou optimiste jusqu'à la construction du nouveau quartier qui devrait abriter des activités commerciales²⁰³. Avec le nouveau quartier, il est prévu deux, trois ou six entités commerciales²⁰⁴ soit un total de quatre, six ou onze entreprises créées par les projets de développement.

Concernant le nombre d'emplois créés dans la situation sans projets, sur la base des données disponibles²⁰⁵ et du fait que les entreprises sont majoritairement individuelles, il a été retenu un nombre moyen d'employés égal à 1,5 par entreprise. A cela s'ajoute les emplois dus aux projets et estimés comme suit :

- Les travaux d'entretien/maintenance de la digue prévue pour S3 pourraient entraîner la création de deux, trois ou cinq emplois.
- Le projet de construction est supposé générer 15, 20 ou 60 emplois²⁰⁶ avec l'hypothèse que la moitié de ces emplois serait maintenue après t0 + 12 ans pour des missions d'accueil, d'entretien, de gardiennage, etc.
- Le nombre d'emplois créés par les entreprises issues des projets est estimé sur la base de l'hypothèse selon laquelle, d'une part, les entités commerciales du nouveau quartier

²⁰² Selon les données de l'INSEE sur les taux de chômage localisés par zone d'emploi, les taux pour les quatre trimestres de 2011 sont {8,4 ; 8,2 ; 8,2 ; 8,5} soit une moyenne arrondie au décimal supérieur de 8,4. Le choix de 2011 s'explique par le fait que cette année est caractérisée par une amorce de la hausse du chômage après une stabilisation en 2010.

²⁰³ Dans on état actuel, le projet prévoit 6 400 m² de surface commerciale, 1 500 m² de surface destinée au tertiaire ou à l'artisanat. Voir http://www.dieulouard.fr/environnement/petrocarbol/2013-08-28_Presentation_%20projet.pdf (dernier accès 22 mai 2014)

²⁰⁴ Sur la base des prévisions de la mairie (deux ou trois voire un maximum de six cellules commerciales) recueillies lors de la séance de travail du 16 juillet 2014.

²⁰⁵ Voir <http://www.parcoursfrance.com/guide2013/pdf2013/Dieulouard-54112.pdf> (dernier accès 18 juillet 2014)

²⁰⁶ La valeur intermédiaire (20) est inspirée de ce cas où la mise en œuvre du programme local de l'habitat avec la construction de 1 700 logements peut potentiellement créer ou maintenir 355 emplois. Voir <http://www.letelegramme.fr/local/cotes-d-armor/rostreren-loudeac/lamballe/lamballe/plh-2014-2019-objectif-1-700-logements-a-construire-02-10-2013-2253615.php> (dernier accès 05 juin 2014). Le choix de la valeur maximale (60) est inspiré de http://www.formes-urbaines-rennesmetropole.fr/system/data/pdf/03-plaquette_innover-experimenter.pdf (dernier accès 05 juin 2014). L'estimation du nombre minimal d'emplois (15) est inspirée de http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/7-_Creation_d_emplois.pdf (dernier accès 05 juin 2014).

pourraient chacune employer 1,5 ou 2,2 voire 6,6 personnes²⁰⁷. De l'autre, les entreprises installées dans la zone dédiée pourraient avoir un total de 50, 110 ou 150 employés²⁰⁸. Il est supposé que seul le tiers des employés sera embauché sur la commune ; ces entreprises devant ramener avec elles une partie de leurs employés.

Les gains économiques correspondent aux recettes fiscales cumulées de la commune en euros (€₂₀₁₁) constants sans tenir compte de l'inflation ni du taux d'actualisation. Les valeurs des trois scénarios ont été estimées en considérant que de 2001 à 2012 les impôts locaux ont augmenté²⁰⁹ en moyenne de 5,2 % par an pour des variations allant de + 1,6 % à + 10,6 %. A cela s'ajoutent les revenus de la vente des nouveaux logements à partir de t0 + 4 ans (supposés générer une marge²¹⁰ de 5 %, 7 % ou 10 % sur les investissements d'aménagement du nouveau quartier), les taxes d'habitation collectées à partir de t0 + 5 ans pour les nouveaux logements, les impôts sur le revenu additionnels dus aux emplois créés, les revenus de la vente des parcelles viabilisées²¹¹ (supposée commencer l'année suivant la fin de la viabilisation et s'étaler uniformément sur dix ans soit de t0 + 16 ans à t0 + 25 ans) suite à la construction de la digue ainsi que les taxes foncières sur ces parcelles²¹² non bâties.

C3 : Durabilité sociale

Le nombre moyen d'habitants par logement est supposé constant dans le temps (ce qui sous-entend que l'évolution naturelle de la population n'est pas prise en compte). Pour l'estimation du nombre de victimes dues à Q_{Ref} en cas de dysfonctionnement de la digue, il a été émis l'hypothèse que le taux de létalité dû à une inondation dynamique pourrait augmenter de 20 % à 80 % celui d'une inondation statique (en ayant à l'esprit que la plupart des habitations sont à étage).

C4 : Durabilité environnementale

Les hypothèses ayant permis de déterminer les intervalles de valeurs des paramètres relatifs aux indicateurs associés à ce critère sont les suivantes. La compensation de la totalité du volume soustrait dans la zone d'expansion naturelle de la Q_{Ref} par la construction de la digue est programmée à être progressivement et également répartie jusqu'à t0 + 5 ans. La dépollution de la friche industrielle, située sur le terrain devant abriter le nouveau quartier, serait totalement terminée après t0 + 10 ans (la commune prévoit un délai de dix ans minimum). L'évolution de la consommation d'eau ne tient compte que des besoins

²⁰⁷ Ces entités ont toutes la taille soit d'entreprises individuelles, soit de commerces de proximité voire de commerces hors proximité ; voir http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip1292 (dernier accès 23 juillet 2014)

²⁰⁸ Sur la base des prévisions de la mairie recueillies lors de la séance de travail du 16 juillet 2014, la première entreprise emploie une quarantaine d'employés (scénario minimaliste) qui passeraient à 80 ou 100, le personnel de la deuxième pourrait varier de d'une dizaine à une trentaine d'employés (20 pour le scénario intermédiaire) et la dernière aurait une vingtaine d'employés au maximum (scénario optimiste). Comme cette dernière n'est pas sûre, le nombre d'employés considéré pour les scénarios pessimiste et intermédiaire est respectivement de 0 et 10.

²⁰⁹ Voir <https://www.proxiti.info/impots-locaux.php?o=54157&n=DIEULOUARD> (dernier accès 18 juillet 2014)

²¹⁰ Voir http://www.ffbatiment.fr/Files/pub/Fede_N00/NAT_ACTUALITES_3218/ea6bc8c45d50401d8d7a7b19922f1930/PJ/rapport-preconisations-simplifications-reglementaires.pdf (dernier accès 18 juillet 2014)

²¹¹ On considère que le foncier dégagé équivaut 0,5 ou 1 ou 1,5 fois le site du nouveau quartier (≈ 3 ha). Le prix de vente du terrain à bâtir est de 98 ou 110 ou 124 €/m². La taxe foncière du terrain non bâti au m² est de 10 € en adéquation avec les données de Metz pour 2011 (<http://www.lettrem2.com/BAROMETRE/taxefonciere.php> dernier accès 23 juillet 2014)

²¹² Il a été supposé qu'il n'y aurait pas de constructions sur ces parcelles avant t0 + 30 ans.

potentiels de deux des nouvelles entreprises installées et du nombre des nouveaux habitants en fonction de l'évolution du nouveau quartier (l'évolution naturelle de la population n'est pas prise en compte). Pour l'évaluation des impacts environnementaux de la circulation des poids lourds sur la commune, leur nombre²¹³ et les émissions unitaires sont supposés constants dans le temps.

C5 : Durabilité institutionnelle

La réversibilité et la cohérence sont présumées constantes de t0 à t0 + 30 ans.

²¹³ Il s'agit des poids lourds qui transitent par la D657 et ceux qui acheminent les chargements des entreprises installées en zone d'aléa.

Annexes A6 : Données d'entrée quantitatives (valeurs des paramètres)

Cas 1 : Echéance temporelle de t0 + 5 ans

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale* (m)	[1,65 ; 3,25] 2,45 **	[1,65 ; 3,25] 2,45	{0} 0	[1,65 ; 3,25] 2,45
	Superficie de la zone inondable * – ZI (ha)	[2,5 ; 3,5] 3	[2,5 ; 3,5] 3	{0} 0	[2,5 ; 3,5] 3
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la ZI * (#)	[110 ; 200] 165	[134 ; 224] 189	{0} 0	[134 ; 224] 189
	Taux d'endommagement moyen * (%)	[2 ; 30,8] 15	[2 ; 30,8] 15	{0} 0	[1,2 ; 24,6] 10,5
	Proportion de logements en ZI avec des mesures protectives (%)	{10} 10	[11 ; 18] 12,7	{10} 10	{100} 100
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs ***	Intensité (m)	{0} 0	{0} 0	[1,65 ; 3,25] 2,45	{0} 0
	Superficie impactée (ha)	{0} 0	{0} 0	[2,5 ; 3,5] 3	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée (#)	{0} 0	{0} 0	[134 ; 224] 189	{0} 0

* Pour la Q_{Ref}

** Les valeurs en gras correspondent aux données utilisées pour les évaluations déterministes

*** Caractérisation de chaque type d'aléa créé ou aggravé. Dans cette étude de cas il a été identifié une seule possibilité de transfert de risques : risque d'inondation torrentielle par rupture/surverse de la digue

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Coût global cumulé (k€)	-----	[63 ; 240] 120	[6986 ; 10428] 7195	[8530 ; 14151] 8903	[7813 ; 11493] 8123
Impacts sur la vulnérabilité économique	Dommages moyens annuels cumulés (k€)	[901 ; 2179] 1613	[905 ; 2192] 1622	[20 ; 61] 39	[360 ; 1526] 807
	Trafic journalier en zone inondable * (milliers)	[10,5 ; 14] 12	[10,5 ; 14] 12	[3 ; 4] 3,3	[10,5 ; 14] 12
	Nombre d'emplois en zone inondable * (#)	[85 ; 175] 130	[115 ; 275] 190	[60 ; 120] 100	[115 ; 275] 190
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés (#)	[45 ; 150] 113	[75 ; 260] 173	[77 ; 265] 176	[75 ; 260] 173
	Taux de chômage (%)	[9,8 ; 10,5] 10	[8,4 ; 9] 8,7	[8,4 ; 9] 8,7	[8,4 ; 9] 8,7
	Entreprises créées (#)	[30 ; 100] 75	[32 ; 105] 78	[32 ; 105] 78	[32 ; 105] 78
	Recettes fiscales cumulées (k€)	[6892 ; 8570] 7479	[10648 ; 14843] 11471	[10648 ; 14843] 11471	[10648 ; 14843] 11471

* Pour la Q_{Ref}

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable * (#)	[253 ; 460] 380	[309 ; 516] 435	{0} 0	[309 ; 516] 435
	Nombre de décès potentiels * (#)	[0,21 ; 0,81] 0,44	[0,21 ; 0,81] 0,44	[0,25 ; 1,45] 0,65	[0,21 ; 0,81] 0,44
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable * (#)	{4} 4	{4} 4	{0} 0	{4} 4
	Résilience				
	Fonctions urbaines perturbées * (#)	{3} 3	{3} 3	{0} 0	{3} 3
	Délai de retour à la normale* (#)	[3 ; 30] 15	[3 ; 30] 15	{0} 0	[3 ; 30] 10
	Impacts sur le niveau de perception du risque (#)	{2} 2	{2} 2	{1} 1	{3} 3
Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux (#)	{31} 31	{30} 30	{30} 30	{30} 30
	Sites patrimoniaux en zone inondable * (#)	{10} 10	{9} 9	{0} 0	{9} 9
	Visites annuelles du château (#)	[1000 ; 1500] 1335	[1110 ; 1680] 1400	[1250 ; 1750] 1550	[1110 ; 1680] 1400

* Pour la Q_{Ref}

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable * (#)	{1} 1	{1} 1	{0} 0	{1} 1
	Postes de relevage des eaux usées * (#)	{2} 2	{2} 2	{1} 1	{2} 2
	Points de traitement ou de stockage de déchets * (#)	{1} 1	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gisement de déchets post catastrophes * (t)	[852 ; 1294] 1048	[854 ; 1300] 1052	[4 ; 9] 6,5	[600 ; 1300] 895
	Installations classées en zone inondable * (#)	{12} 12	{14} 14	{2} 2	{14} 14
	Sites pollués en zone inondable * (#)	{1} 1	{1} 1	{0} 0	{1} 1
	Compensation (hm ³)	{0} 0	{0} 0	[0,18 ; 0,22] 0,2	{0} 0
Impacts environnementaux	Consommation annuelle d'eau (dam ³)	{85,8} 85,8	{91,1} 91,1	{91,1} 91,1	{91,1} 91,1
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds (kg/j)	{1,6} 1,6	[2,18 ; 2,54] 2,32	[2,18 ; 2,54] 2,32	[2,18 ; 2,54] 2,32
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL (kg/j)	{18,8} 18,8	[25,6 ; 30] 27,3	[25,6 ; 30] 27,3	[25,6 ; 30] 27,3
	Rejet de composés organiques dû aux PL (kg/j)	{5,8} 5,8	[7,9 ; 9,2] 8,4	[7,9 ; 9,2] 8,4	[7,9 ; 9,2] 8,4
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL (kg/j)	{16,2} 16,2	[22 ; 25,7] 23,5	[22 ; 25,7] 23,5	[22 ; 25,7] 23,5
	Consommation de carburant dû aux PL (kg/j)	{366} 366	[498 ; 580] 531	[498 ; 580] 531	[498 ; 580] 531

* Pour la Q_{ref}

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	-----	{4} 4	{3} 3	{2} 2	{3} 3
Cohérence avec les politiques communales de développement	-----	{1} 1	{2} 2	{2} 2	{2} 2
Cohérence territoriale	-----	{2} 2	{2} 2	{3} 3	{2} 2

Cas 2 : Echéance temporelle de t0 + 10 ans

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale (m)	[1,65 ; 3,25] 2,45	[1,65 ; 3,25] 2,45	{0} 0	[1,65 ; 3,25] 2,45
	Superficie de la zone inondable – ZI (ha)	[2,5 ; 3,5] 3	[2,5 ; 3,5] 3	{0} 0	[2,5 ; 3,5] 3
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la ZI (#)	[110 ; 200] 165	[194 ; 284] 249	{0} 0	[194 ; 284] 249
	Taux d'endommagement moyen (%)	[2 ; 30,8] 15	[2 ; 30,8] 15	{0} 0	[1,2 ; 24,6] 10,5
	Proportion de logements en ZI avec des mesures protectives (%)	{10} 10	[30 ; 43] 34	{10} 10	{100} 100
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs	Intensité (m)	{0} 0	{0} 0	[1,65 ; 3,25] 2,45	{0} 0
	Superficie impactée (ha)	{0} 0	{0} 0	[2,5 ; 3,5] 3	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée (#)	{0} 0	{0} 0	[194 ; 284] 249	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Coût global cumulé (k€)	----	[116 ; 440] 220	[15160 ; 23514] 15620	[16867 ; 27466] 17463	[16016 ; 24498] 16544
Impacts sur la vulnérabilité économique	Dommages moyens annuels cumulés (k€)	[1652 ; 3995] 2957	[1660 ; 4019] 2974	[36 ; 111] 72	[661 ; 2797] 1479
	Trafic journalier en zone inondable (milliers)	[10,5 ; 14] 12	[10,5 ; 14] 12	[3 ; 4] 3,3	[10,5 ; 14] 12
	Nombre d'emplois en zone inondable (#)	[105 ; 250] 190	[135 ; 350] 250	[60 ; 120] 100	[135 ; 350] 250
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés (#)	[90 ; 300] 225	[120 ; 410] 285	[122 ; 415] 288	[120 ; 410] 285
	Taux de chômage (%)	[9,8 ; 10,5] 10	[8,4 ; 9] 8,7	[8,4 ; 9] 8,7	[8,4 ; 9] 8,7
	Entreprises créées (#)	[60 ; 200] 150	[62 ; 205] 153	[62 ; 205] 153	[62 ; 205] 153
	Recettes fiscales cumulées (k€)	[13044 ; 20941] 15706	[26475 ; 43194] 29796	[26475 ; 43194] 29796	[26475 ; 43194] 29796

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4	
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable (#)	[253 ; 460] 380	[447 ; 654] 573	{0} 0	[447 ; 654] 573	
	Nombre de décès potentiels (#)	[0,21 ; 0,81] 0,44	[0,21 ; 0,81] 0,44	[0,25 ; 1,45] 0,65	[0,21 ; 0,81] 0,44	
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable (#)	{4} 4	{4} 4	{0} 0	{4} 4	
	Résilience					
	Fonctions urbaines perturbées (#)	{3} 3	{3} 3	{0} 0	{3} 3	
	Délai de retour à la normale (#)	[3 ; 30] 15	[3 ; 30] 15	{0} 0	[3 ; 30] 10	
	Impacts sur le niveau de perception du risque (#)	{2} 2	{2} 2	{1} 1	{3} 3	
	Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux (#)	{31} 31	{30} 30	{30} 30	{30} 30
		Sites patrimoniaux en zone inondable (#)	{10} 10	{9} 9	{0} 0	{9} 9
		Visites annuelles du château (#)	[1000 ; 1500] 1335	[1110 ; 1680] 1400	[1250 ; 1750] 1550	[1110 ; 1680] 1400

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable (#)	{1} 1	{1} 1	{0} 0	{1} 1
	Postes de relevage des eaux usées (#)	{2} 2	{2} 2	{1} 1	{2} 2
	Points de traitement ou de stockage de déchets (#)	{1} 1	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gisement de déchets post catastrophes (t)	[852 ; 1294] 1048	[857 ; 1310] 1060	[7 ; 20] 17	[600 ; 1310] 900
	Installations classées en zone inondable (#)	{12} 12	{14} 14	{2} 2	{14} 14
	Sites pollués en zone inondable (#)	{1} 1	{1} 1	{0} 0	{1} 1
	Compensation (hm ³)	{0} 0	{0} 0	{0} 0	{0} 0
Impacts environnementaux	Consommation annuelle d'eau (dam ³)	{85,8} 85,8	{96} 96	{96} 96	{96} 96
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds (kg/j)	{1,6} 1,6	[2,18 ; 2,54] 2,32	[2,18 ; 2,54] 2,32	[2,18 ; 2,54] 2,32
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL (kg/j)	{18,8} 18,8	[25,6 ; 30] 27,3	[25,6 ; 30] 27,3	[25,6 ; 30] 27,3
	Rejet de composés organiques dû aux PL (kg/j)	{5,8} 5,8	[7,9 ; 9,2] 8,4	[7,9 ; 9,2] 8,4	[7,9 ; 9,2] 8,4
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL (kg/j)	{16,2} 16,2	[22 ; 25,7] 23,5	[22 ; 25,7] 23,5	[22 ; 25,7] 23,5
	Consommation de carburant dû aux PL (kg/j)	{366} 366	[498 ; 580] 531	[498 ; 580] 531	[498 ; 580] 531

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	----	{4} 4	{3} 3	{2} 2	{3} 3
Cohérence avec les politiques communales de développement	----	{1} 1	{2} 2	{2} 2	{2} 2
Cohérence territoriale	----	{2} 2	{2} 2	{3} 3	{2} 2

Cas 3 : Echéance temporelle de t0 + 30 ans

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale (m)	[1,65 ; 3,25] 2,45	[1,65 ; 3,25] 2,45	{0} 0	[1,65 ; 3,25] 2,45
	Superficie de la zone inondable (ha)	[2,5 ; 3,5] 3	[2,5 ; 3,5] 3	{0} 0	[2,5 ; 3,5] 3
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la ZI (#)	[110 ; 200] 165	[220 ; 310] 275	{0} 0	[220 ; 310] 275
	Taux d'endommagement moyen (%)	[2 ; 30,8] 15	[2 ; 30,8] 15	{0} 0	[1,2 ; 24,6] 10,5
	Proportion de logements en ZI avec des mesures protectives (%)	{10} 10	[35 ; 50] 40	{10} 10	{100} 100
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs	Intensité (m)	{0} 0	{0} 0	[1,65 ; 3,25] 2,45	{0} 0
	Superficie impactée (ha)	{0} 0	{0} 0	[2,5 ; 3,5] 3	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée (#)	{0} 0	{0} 0	[220 ; 310] 275	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Coût global cumulé (k€)	-----	[326 ; 1240] 620	[17743 ; 27789] 18445	[20354 ; 32909] 21082	[18713 ; 28447] 19350
Impacts sur la vulnérabilité économique	Dommages moyens annuels cumulés (k€)	[4655 ; 11260] 8334	[4678 ; 11326] 8381	[102 ; 317] 204	[1862 ; 7882] 4167
	Trafic journalier en zone inondable (milliers)	[10,5 ; 14] 12	[10,5 ; 14] 12	[3 ; 4] 3,3	[10,5 ; 14] 12
	Nombre d'emplois en zone inondable (#)	[195 ; 550] 415	[225 ; 655] 475	[60 ; 120] 100	[225 ; 655] 475
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés (#)	[270 ; 900] 675	[296 ; 1020] 732	[298 ; 1025] 735	[296 ; 1020] 732
	Taux de chômage (%)	[9,8 ; 10,5] 10	[8,4 ; 9] 8,7	[8,4 ; 9] 8,7	[8,4 ; 9] 8,7
	Entreprises créées (#)	[180 ; 600] 450	[184 ; 611] 456	[184 ; 611] 456	[184 ; 611] 456
	Recettes fiscales cumulées (k€)	[43466 ; 224167] 80236	[61731 ; 262368] 100582	[64626 ; 272223] 106732	[61731 ; 262368] 100582

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable (#)	[253 ; 460] 380	[506 ; 713] 633	{0} 0	[506 ; 713] 633
	Nombre de décès potentiels (#)	[0,21 ; 0,81] 0,44	[0,21 ; 0,81] 0,44	[0,25 ; 1,45] 0,65	[0,21 ; 0,81] 0,44
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable (#)	{4} 4	{4} 4	{0} 0	{4} 4
	Résilience				
	Fonctions urbaines perturbées (#)	{3} 3	{3} 3	{0} 0	{3} 3
	Délai de retour à la normale (#)	[3 ; 30] 15	[3 ; 30] 15	{0} 0	[3 ; 30] 10
	Impacts sur le niveau de perception du risque (#)	{2} 2	{2} 2	{1} 1	{3} 3
Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux (#)	{31} 31	{30} 30	{30} 30	{30} 30
	Sites patrimoniaux en zone inondable (#)	{10} 10	{9} 9	{0} 0	{9} 9
	Visites annuelles du château (#)	[1000 ; 1500] 1335	[1110 ; 1680] 1400	[1250 ; 1750] 1550	[1110 ; 1680] 1400

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable (#)	{1} 1	{1} 1	{0} 0	{1} 1
	Postes de relevage des eaux usées (#)	{2} 2	{2} 2	{1} 1	{2} 2
	Points de traitement ou de stockage de déchets (#)	{1} 1	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gisement de déchets post catastrophes (t)	[852 ; 1294] 1048	[865 ; 1320] 1070	[15 ; 35] 25	[605 ; 1320] 910
	Installations classées en zone inondable (#)	{12} 12	{14} 14	{2} 2	{14} 14
	Sites pollués en zone inondable (#)	{0} 0	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Compensation (hm ³)	{0} 0	{0} 0	{0} 0	{0} 0
Impacts environnementaux	Consommation annuelle d'eau (dam ³)	{85,8} 85,8	{98} 98	{98} 98	{98} 98
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds (kg/j)	{1,6} 1,6	[2,18 ; 2,54] 2,32	[2,18 ; 2,54] 2,32	[2,18 ; 2,54] 2,32
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL (kg/j)	{18,8} 18,8	[25,6 ; 30] 27,3	[25,6 ; 30] 27,3	[25,6 ; 30] 27,3
	Rejet de composés organiques dû aux PL (kg/j)	{5,8} 5,8	[7,9 ; 9,2] 8,4	[7,9 ; 9,2] 8,4	[7,9 ; 9,2] 8,4
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL (kg/j)	{16,2} 16,2	[22 ; 25,7] 23,5	[22 ; 25,7] 23,5	[22 ; 25,7] 23,5
	Consommation de carburant dû aux PL (kg/j)	{366} 366	[498 ; 580] 531	[498 ; 580] 531	[498 ; 580] 531

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	Paramètres	S1	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	----	{4} 4	{3} 3	{2} 2	{3} 3
Cohérence avec les politiques communales de développement	----	{1} 1	{2} 2	{2} 2	{2} 2
Cohérence territoriale	----	{2} 2	{2} 2	{3} 3	{2} 2

Annexes A7 : Données d'entrée qualitatives (valeurs des indicateurs)

Cas 1 : Echéance temporelle de t0 + 5 ans

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs		S1	S2	S3	S4
Acceptabilité sociale	Int. « noyau »	{- 0,33}	[0,4 ; 1]	{0,65}	{0,92}
	Int. « support »	[- 3,2 ; 3,2] - 0,33 *	[- 2 ; 4] 0,7	[0 ; 4] 0,65	[- 4 ; 4] 0,92
Equité / Cohésion sociale	Int. « noyau »	{0,67}	[0,48 ; 0,72]	{0,56}	(1) : {0,1} (2) : {0,74}
	Int. « support »	[- 1,2 ; 2] 0,67	[0 ; 2,4] 0,6	[- 1,2 ; 3,2] 0,56	(1) : [- 2 ; 2] (1) : 0,1 (2) : [- 2 ; 2] (2) : 0,74
Impacts sur le cadre de vie	Int. « noyau »	{1,8}	{3,4}	{2,44}	{0,55}
	Int. « support »	[-1 ; 4] 1,8	[0 ; 4] 3,4	[- 0,4 ; 4] 2,44	[- 0,8 ; 4] 0,55

* Les valeurs en gras correspondent aux données utilisées pour les évaluations déterministes

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs		S1	S2	S3	S4
Niveau de concertation publique	Int. « noyau »	{- 0,62}	(1) : [- 0,8 ; 0] (2) : {- 0,5}	(1) : [1,2 ; 1,4] (2) : [1 ; 2]	(1) : [0 ; 0,8] (2) : {0,39}
	Int. « support »	[- 3,8 ; 1,2] - 0,62	(1) : [- 2 ; 2] (1) : - 0,4 (1) : [- 2 ; 2] (2) : - 0,5	(1) : [- 2 ; 3,8] (1) : 1,3 (2) : [- 2 ; 3,8] (2) : 1,5	(1) : [- 2 ; 3] (1) : 0,4 (2) : [- 2 ; 3] (2) : 0,39

Cas 2 : Echéance temporelle de t0 + 10 ans

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs		S1	S2	S3	S4
Acceptabilité sociale	Int. « noyau »	[- 1 ; - 0,2]	[0,8 ; 1]	{1,08}	{0,61}
	Int. « support »	[- 2,6 ; 1] - 0,6	[- 1,5 ; 3,4] 0,9	[- 1,5 ; 4] 1,08	[- 2,8 ; 3,6] 0,61
Equité / Cohésion sociale	Int. « noyau »	{- 0,53}	[1,4 ; 1,84]	(1) : {0,7} (2) : {2,31}	{0,77}
	Int. « support »	[- 2,8 ; 2] - 0,53	[- 1 ; 2,8] 1,62	(1) : [- 2 ; 3,6] (1) : 0,7 (2) : [- 2 ; 3,6] (2) : 2,31	[- 2,4 ; 2,8] 0,77
Impacts sur le cadre de vie	Int. « noyau »	[0,8 ; 1]	(1) : {0,57} (2) : {2,25}	{0,91}	{- 1,26}
	Int. « support »	[- 1,2 ; 2,8] 0,9	(1) : [- 0,8 ; 1,6] (1) : 0,57 (2) : [2 ; 4] (2) : 2,25	[- 0,8 ; 4] 0,91	[- 2 ; 4] - 1,26

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs		S1	S2	S3	S4
Niveau de concertation publique	Int. « noyau »	[- 2 ; - 1,5]	(1) : [0 ; 0,4] (2) : {0,16}	{1,81}	(1) : [- 0,4 ; 0] (2) : {- 0,26}
	Int. « support »	[- 4 ; 1] - 1,75	(1) : [- 2 ; 3,2] (1) : 0,2 (2) : [- 2 ; 3,2] (2) : 0,16	[- 2 ; 4] 1,81	(1) : [- 2 ; 3] (1) : - 0,2 (2) : [- 2 ; 3] (2) : - 0,26

Cas 3 : Echéance temporelle de t0 + 30 ans

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs		S1	S2	S3	S4
Acceptabilité sociale	Int. « noyau »	[- 3; - 2]	[2,2; 2,3]	{1,24}	{0,66}
	Int. « support »	[- 4 ; 1] - 2,5	[- 2 ; 3,2] 2,25	[- 1,5 ; 4] 1,24	[- 4 ; 2,4] 0,66
Equité / Cohésion sociale	Int. « noyau »	{- 0,57}	(1) : {0,84} (2) : {2,56}	{0,76}	(1) : {-0,52} (2) : {1,08}
	Int. « support »	[- 4 ; 2] - 0,57	(1) : [- 1 ; 4] (1) : 0,84 (2) : [- 1 ; 4] (2) : 2,56	[- 2 ; 4] 0,76	(1) : [- 4 ; 3,2] (1) : - 0,52 (2) : [- 4 ; 3,2] (2) : 1,08
Impacts sur le cadre de vie	Int. « noyau »	{0}	(1) : {0,58} (2) : {2,29}	(1) : {0,44} (2) : {4}	(1) : [- 2,3 ; - 1] (2) : {2}
	Int. « support »	[- 4 ; 2] 0	(1) : [- 1,6 ; 4] (1) : 0,58 (2) : [- 1,6 ; 4] (2) : 2,29	(1) : [- 1,2 ; 4] (1) : 0,44 (2) : [- 1,2 ; 4] (2) : 3,5	(1) : [- 4 ; 2] (1) : - 1,65 (2) : [- 4 ; 2] (2) : 1,5

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

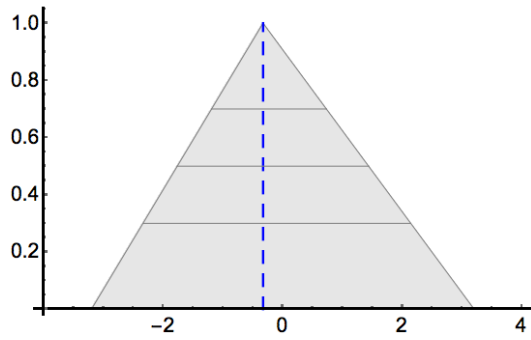
Indicateurs		S1	S2	S3	S4
Niveau de concertation publique	Int. « noyau »	{- 2,25}	{- 0,08}	{2}	{0,57}
	Int. « support »	[- 4 ; 1] - 2,25	[- 2,4 ; 4] - 0,08	[- 2 ; 4] 2	[- 4 ; 4] 0,57

Distributions de possibilités (données d'entrée) des indicateurs qualitatifs

Cas 1 : Echéance temporelle de $t_0 + 5$ ans

Critère 3 : Durabilité sociale

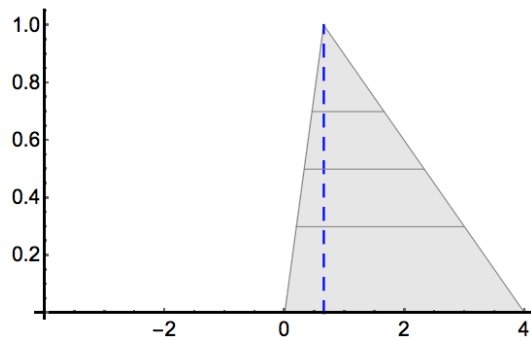
Acceptabilité sociale



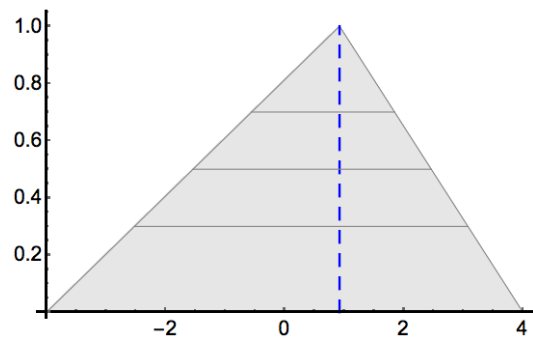
S1



S2

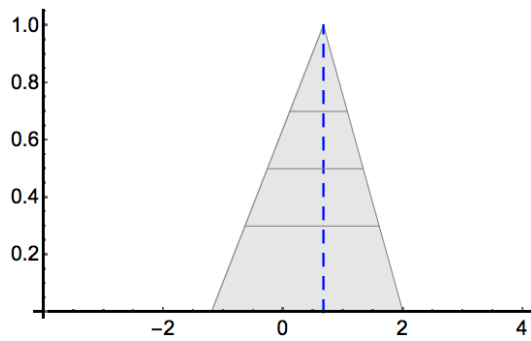


S3

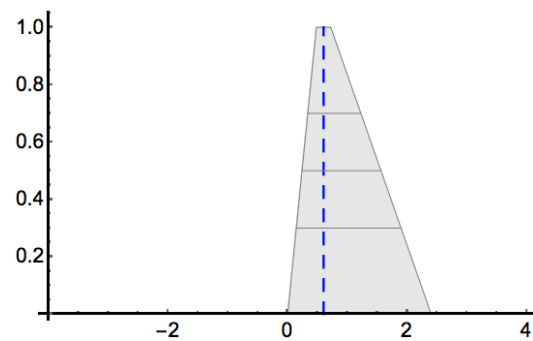


S4

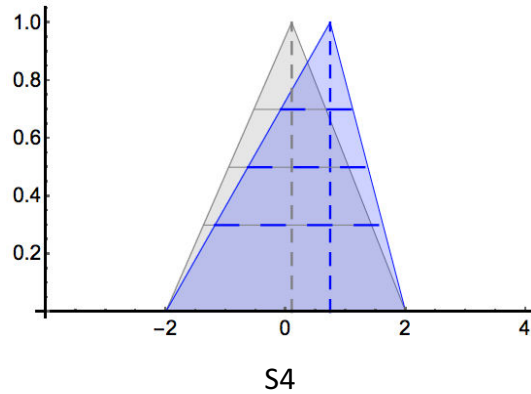
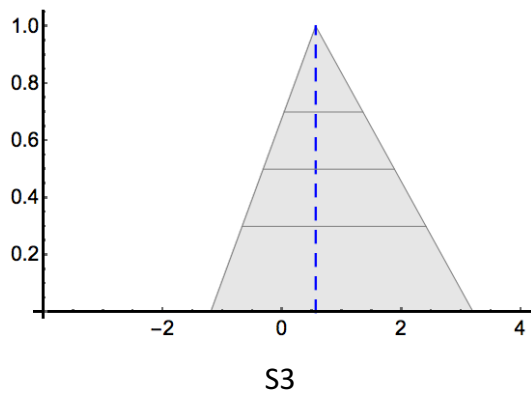
Equité/Cohésion sociale



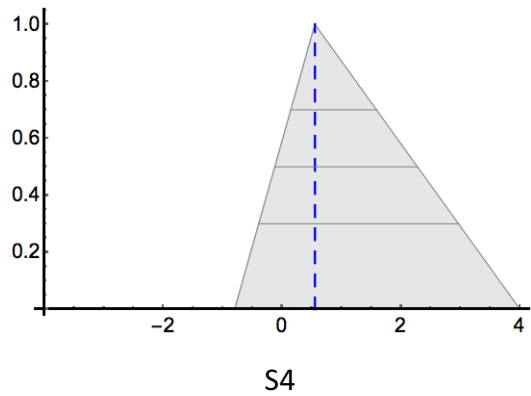
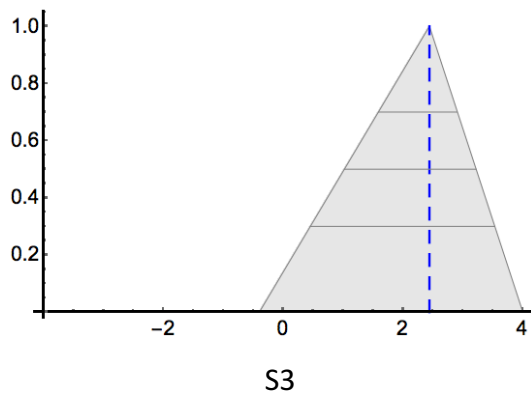
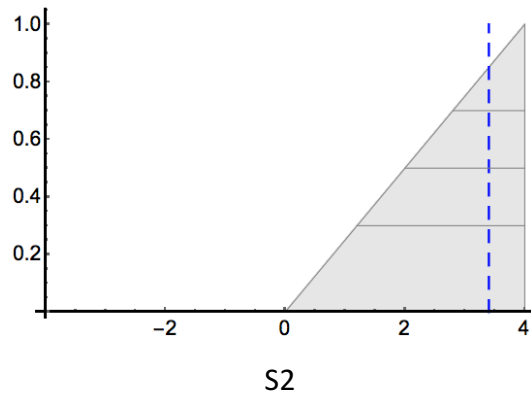
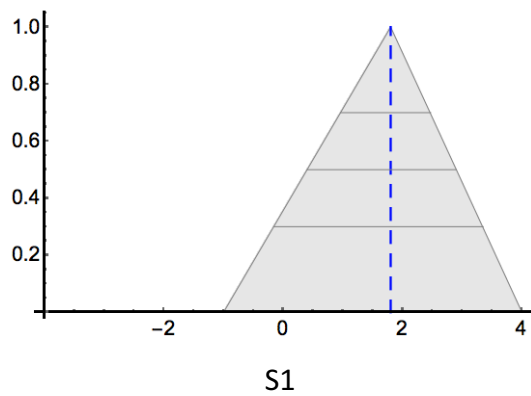
S1



S2



Impacts sur le cadre de vie

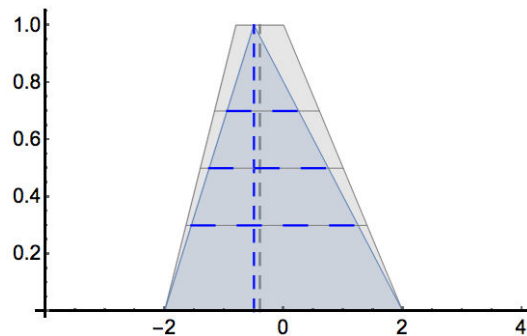


Critère 5 : Durabilité institutionnelle

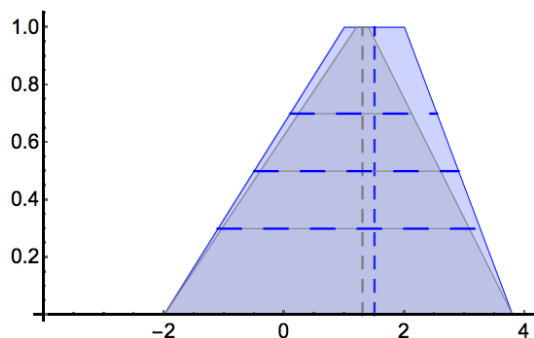
Niveau de concertation publique ou compatibilité avec les attentes des différents acteurs



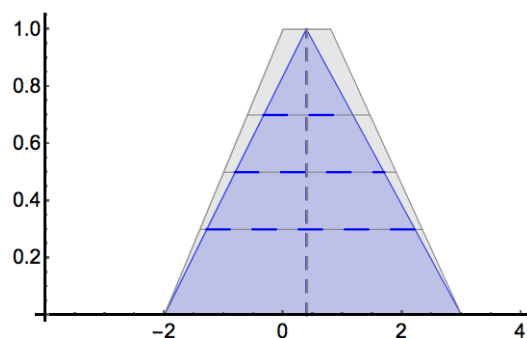
S1



S2



S3

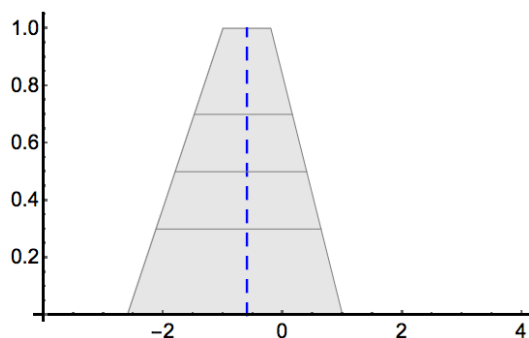


S4

Cas 2 : Echéance temporelle de $t_0 + 10$ ans

Critère 3 : Durabilité sociale

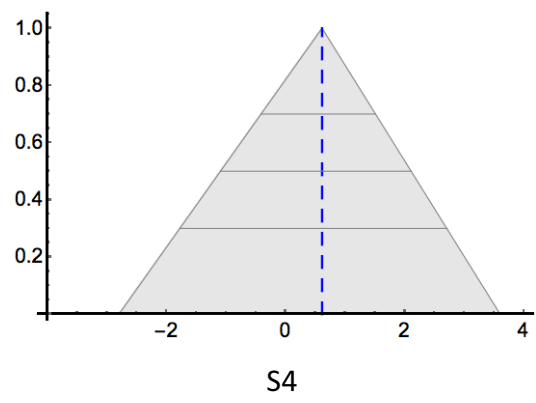
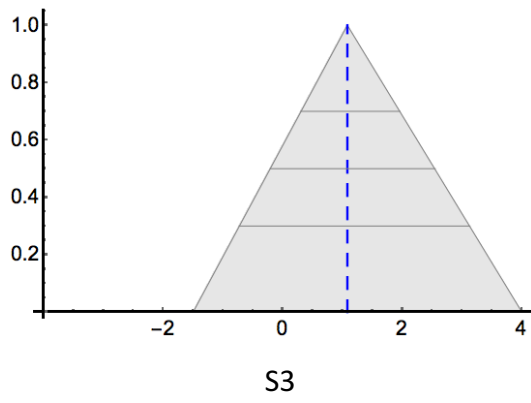
Acceptabilité sociale



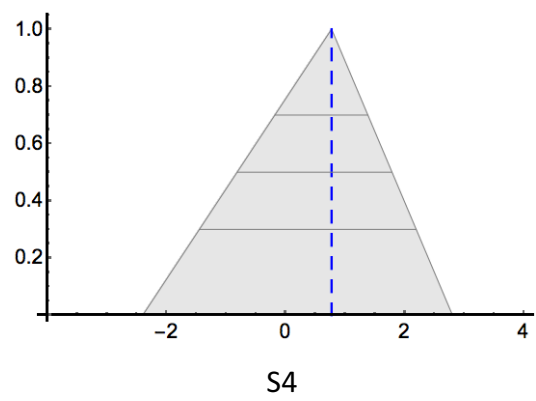
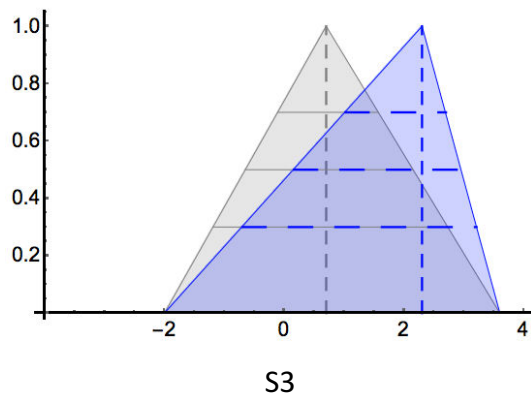
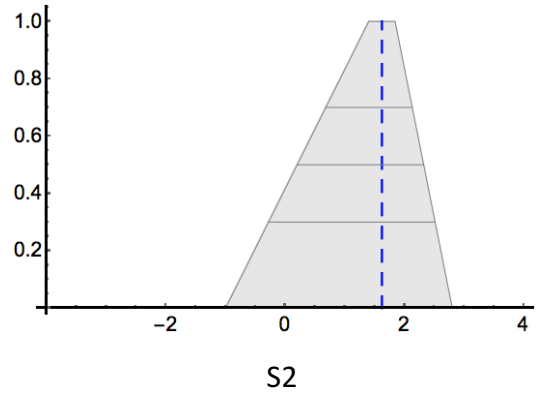
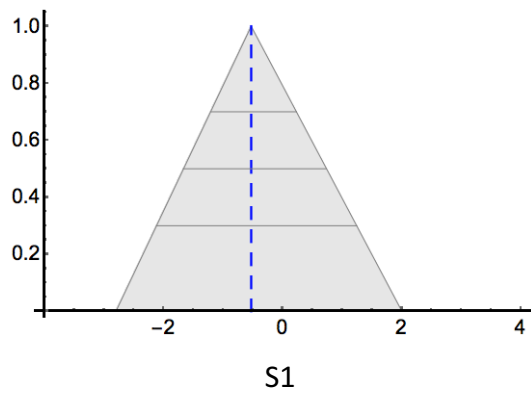
S1



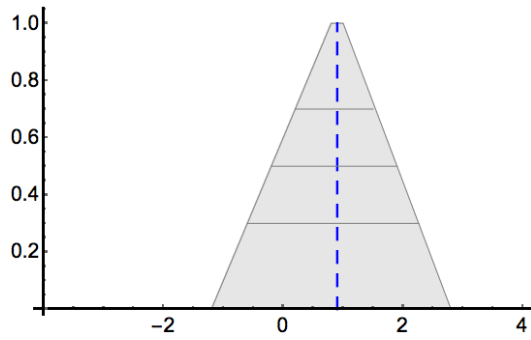
S2



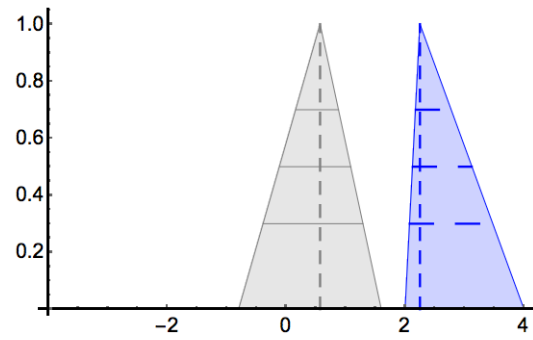
Equité/Cohésion sociale



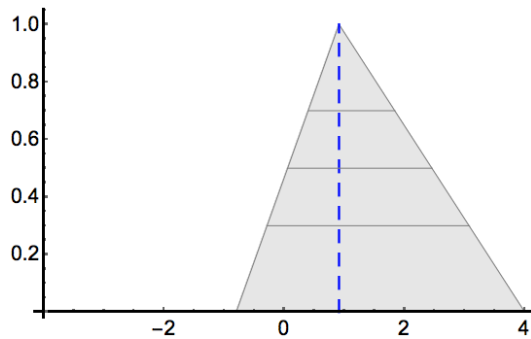
Impacts sur le cadre de vie



S1



S2



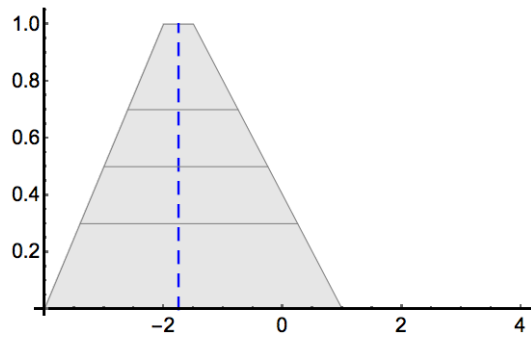
S3



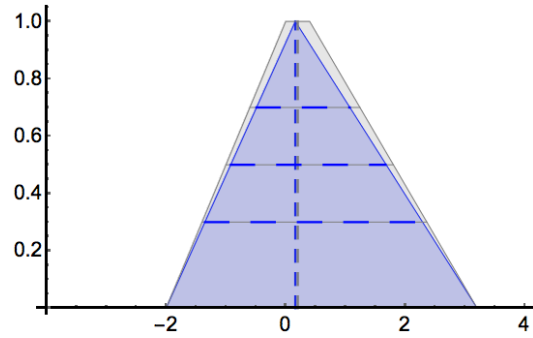
S4

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

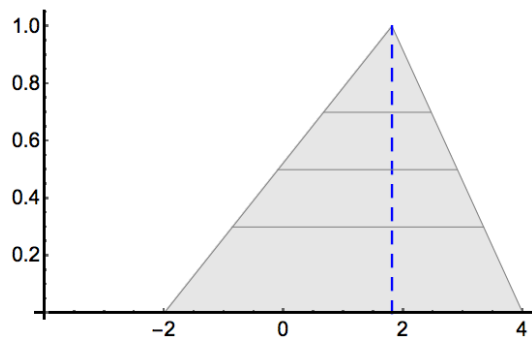
Niveau de concertation publique ou compatibilité avec les attentes des différents acteurs



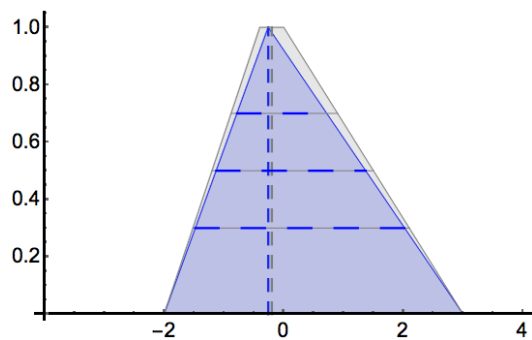
S1



S2



S3

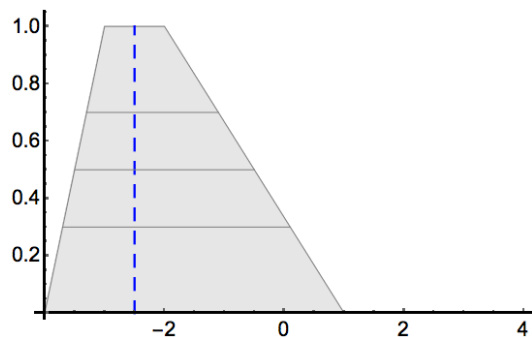


S4

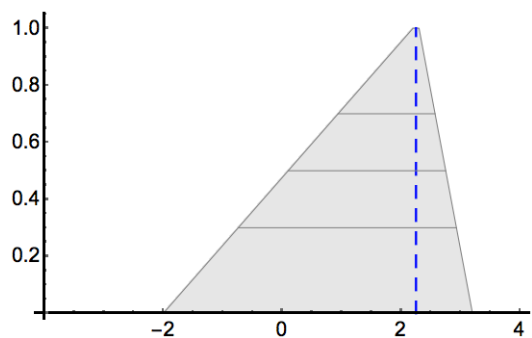
Cas 3 : Echéance temporelle de $t_0 + 30$ ans

Critère 3 : Durabilité sociale

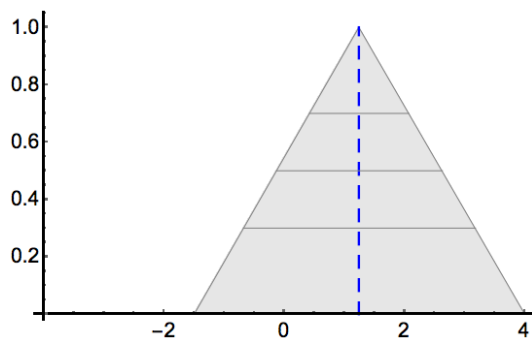
Acceptabilité sociale



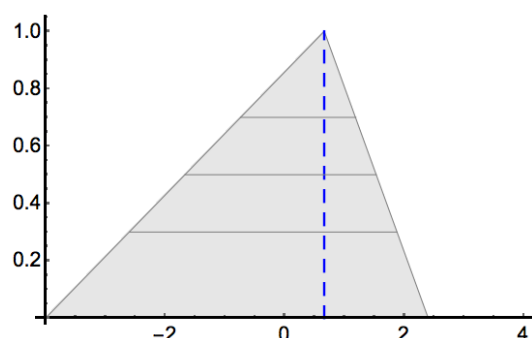
S1



S2



S3

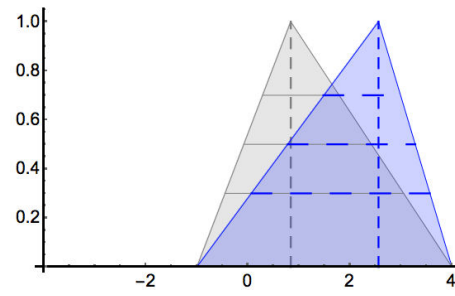


S4

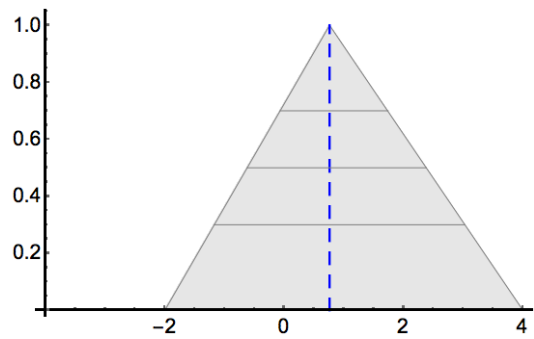
Equité/Cohésion sociale



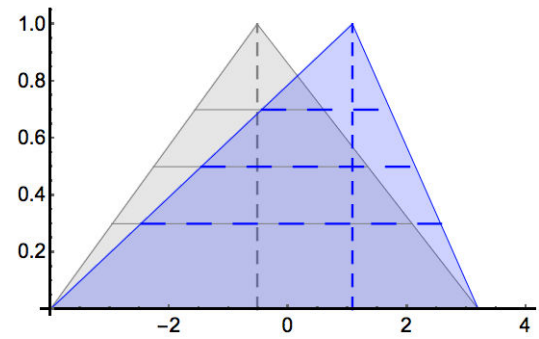
S1



S2



S3

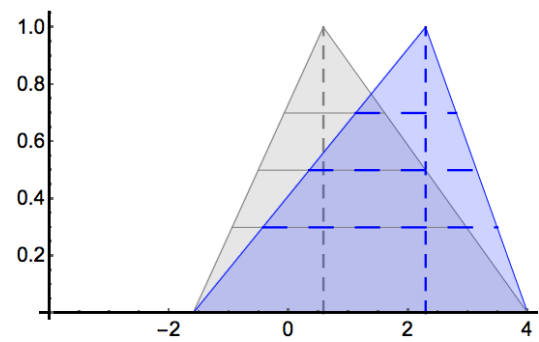


S4

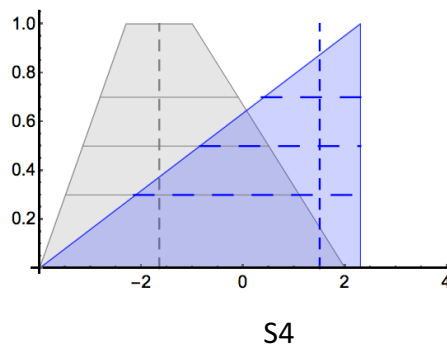
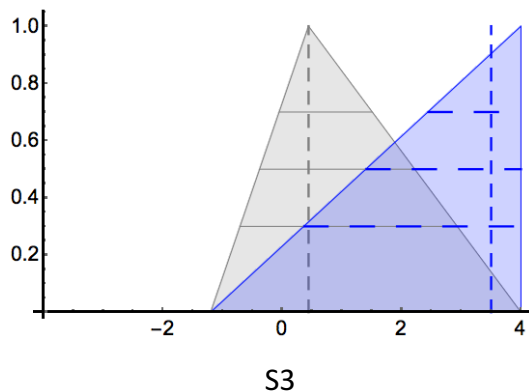
Impacts sur le cadre de vie



S1

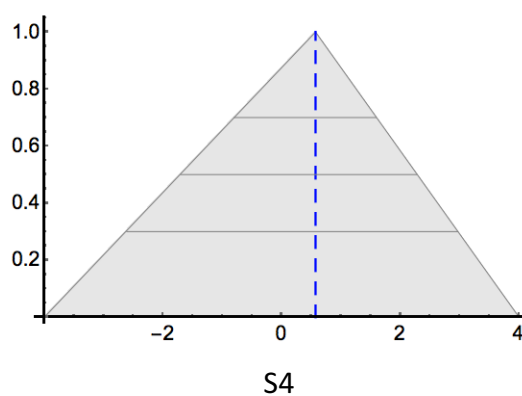
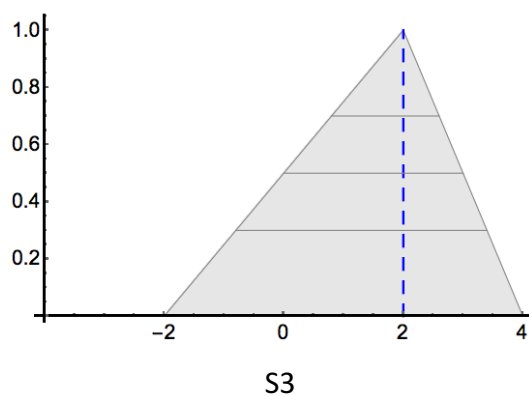
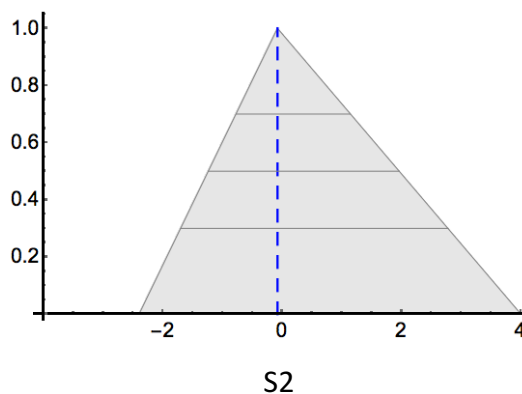
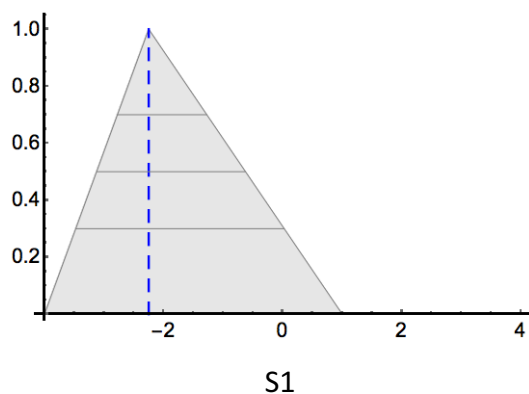


S2



Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Niveau de concertation publique ou compatibilité avec les attentes des différents acteurs



Annexes A8 : Notes d'impacts (NI) des paramètres

Cas 1 : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Superficie de la zone inondable pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la Q _{Ref}	{- 1} - 1	{4} 4	{- 1} - 1
	Taux d'endommagement moyen pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	[1; 2] 2
	Proportion de logements avec des mesures protectives	[1 ; 4] 2	{0} 0	{4} 4
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs	Intensité	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0
	Superficie impactée	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	----	{- 4} - 4	{- 4} - 4	{- 4} - 4
Impacts sur la vulnérabilité économique	Coûts moyens annualisés des dommages	{- 1} - 1	{4} 4	[2 ; 3] 2
	Trafic journalier en zone inondable	{0} 0	{3} 3	{0} 0
	Nombre d'emplois en zone inondable	[- 3 ; - 2] - 2	{2} 1	[- 3 ; - 2] - 2
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés	{3} 3	{3 ; 4} 3	{3} 3
	Taux de chômage	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Entreprises créées	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gains économiques annualisés	{3} 3	{3} 3	{3} 3

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable	{- 1} - 1	{4} 4	{- 1} - 1
	Nombre de décès potentiels pour la Q _{Ref}	{0} 0	[- 4 ; - 1] - 2	{0} 0
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Résilience	{0} 0	{2} 2	{0,67} 1,33
	Fonctions urbaines perturbées par la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Délai de retour à la normale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 2
	Impacts sur le niveau de perception du risque	{0} 0	{- 2} - 2	{2} 2
Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Sites patrimoniaux en zone inondable	{1} 1	{4} 4	{1} 1
	Visites annuelles du château	{1} 1	{1} 1	{1} 1

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Postes de relevage des eaux usées	{0} 0	{2} 2	{0} 0
	Points de traitement ou de stockage de déchets	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Gisement de déchets post catastrophes	{- 1} - 1	{4} 4	[- 1 ; 2] 1
	Installations classées en zone inondable	{- 1} - 1	{4} 4	{- 1} - 1
	Sites pollués en zone inondable	{0} 0	{4} 4	{0} 0
Impacts environnementaux	Compensation	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0
	Consommation annuelle d'eau	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet de composés organiques dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Consommation de carburant dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	{- 1} - 1	{- 2} - 2	{- 1} - 1
Cohérence avec les politiques communales de développement	{4} 4	{4} 4	{4} 4
Cohérence territoriale	{0} 0	{2} 2	{0} 0

Cas 1 bis : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Superficie de la zone inondable pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la Q _{Ref}	[- 3 ; - 2] - 2	{10} 10	[- 3 ; - 2] - 2
	Taux d'endommagement moyen pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	[3 ; 4] 3
	Proportion de logements avec des mesures protectives	[1 ; 8] 3	{0} 0	{10} 10
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs	Intensité	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0
	Superficie impactée	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	-----	{- 10} - 10	{- 10} - 10	{- 10} - 10
Impacts sur la vulnérabilité économique	Coûts moyens annualisés des dommages	{- 1} - 1	{10} 10	[3 ; 7] 5
	Trafic journalier en zone inondable	{0} 0	{8} 8	{0} 0
	Nombre d'emplois en zone inondable	[- 6 ; - 4] - 5	[3 ; 4] 3	[- 6 ; - 4] - 5
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés	[7 ; 8] 6	{8} 6	[7 ; 8] 6
	Taux de chômage	{2} 2	{2} 2	{2} 2
	Entreprises créées	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gains économiques annualisés	[6 ; 8] 6	[6 ; 8] 6	[6 ; 8] 6

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4	
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable	[- 3 ; - 2] - 2	{10} 10	[- 3 ; - 2] - 2	
	Nombre de décès potentiels pour la Q _{Ref}	{0} 0	[- 8 ; - 2] - 5	{0} 0	
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable	{0} 0	{10} 10	{0} 0	
	Résilience	{0} 0	{5} 5	{1,67} 3	
	Fonctions urbaines perturbées par la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0	
	Délai de retour à la normale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 4	
	Impacts sur le niveau de perception du risque	{0} 0	{- 5} - 5	{5} 5	
	Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
		Sites patrimoniaux en zone inondable	{1} 1	{10} 10	{1} 1
		Visites annuelles du château	{2} 1	[2 ; 3] 2	{2} 1

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Postes de relevage des eaux usées	{0} 0	{5} 5	{0} 0
	Points de traitement ou de stockage de déchets	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Gisement de déchets post catastrophes	{- 1} - 1	{10} 10	[- 1 ; 3] 2
	Installations classées en zone inondable	{- 2} - 2	{9} 9	{- 2} - 2
	Sites pollués en zone inondable	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Compensation	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0
Impacts environnementaux	Consommation annuelle d'eau	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet de composés organiques dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Consommation de carburant dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	{- 3} - 3	{- 5} - 5	{- 3} - 3
Cohérence avec les politiques communales de développement	{10} 10	{10} 10	{10} 10
Cohérence territoriale	{0} 0	{5} 5	{0} 0

Cas 2 : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Superficie de la zone inondable pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la Q _{Ref}	[- 4 ; - 2] - 3	{4} 4	[- 4 ; - 2] - 3
	Taux d'endommagement moyen pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	[1; 2] 2
	Proportion de logements avec des mesures protectives	{4} 4	{0} 0	{4} 4
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs	Intensité	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0
	Superficie impactée	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	-----	{- 4} - 4	{- 4} - 4	{- 4} - 4
Impacts sur la vulnérabilité économique	Coûts moyens annualisés des dommages	{- 1} - 1	{4} 4	{3} 2
	Trafic journalier en zone inondable	{0} 0	{3} 3	{0} 0
	Nombre d'emplois en zone inondable	{- 2} - 2	[2 ; 3] 2	{- 2} - 2
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés	{2} 2	{2} 2	{2} 2
	Taux de chômage	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Entreprises créées	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gains économiques annualisés	{4} 4	{4} 4	{4} 4

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable	[- 4 ; - 2] - 3	{4} 4	[- 4 ; - 2] - 3
	Nombre de décès potentiels pour la Q _{Ref}	{0} 0	[- 4 ; - 1] - 2	{0} 0
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Résilience	{0} 0	{2} 2	{0,67} 1,33
	Fonctions urbaines perturbées par la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Délai de retour à la normale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 2
	Impacts sur le niveau de perception du risque	{0} 0	{- 2} - 2	{2} 2
Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Sites patrimoniaux en zone inondable	{1} 1	{4} 4	{1} 1
	Visites annuelles du château	{1} 1	{1} 1	{1} 1

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Postes de relevage des eaux usées	{0} 0	{2} 2	{0} 0
	Points de traitement ou de stockage de déchets	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Gisement de déchets post catastrophes	{- 1} - 1	{4} 4	[- 1 ; 2] 1
	Installations classées en zone inondable	{- 1} - 1	{4} 4	{- 1} - 1
	Sites pollués en zone inondable	{0} 0	{4} 4	{0} 0
Impacts environnementaux	Compensation	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Consommation annuelle d'eau	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet de composés organiques dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Consommation de carburant dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	{- 1} - 1	{- 2} - 2	{- 1} - 1
Cohérence avec les politiques communales de développement	{4} 4	{4} 4	{4} 4
Cohérence territoriale	{0} 0	{2} 2	{0} 0

Cas 2 bis : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Superficie de la zone inondable pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la Q _{Ref}	[- 8 ; - 5] - 6	{10} 10	[- 8 ; - 5] - 6
	Taux d'endommagement moyen pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	[3 ; 4] 3
	Proportion de logements avec des mesures protectives	{10} 10	{0} 0	{10} 10
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs	Intensité	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0
	Superficie impactée	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	-----	{- 10} - 10	{- 10} - 10	{- 10} - 10
Impacts sur la vulnérabilité économique	Coûts moyens annualisés des dommages	{- 1} - 1	{10} 10	[3 ; 6] 5
	Trafic journalier en zone inondable	{0} 0	{8} 8	{0} 0
	Nombre d'emplois en zone inondable	[- 4 ; - 3] - 4	[5 ; 6] 6	[- 4 ; - 3] - 4
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés	{4} 3	{4} 3	{4} 3
	Taux de chômage	{2} 2	{2} 2	{2} 2
	Entreprises créées	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gains économiques annualisés	{10} 9	{10} 9	{10} 9

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable	[- 8 ; - 5] - 6	{10} 10	[- 8 ; - 5] - 6
	Nombre de décès potentiels pour la Q _{Ref}	{0} 0	[- 8 ; - 2] - 5	{0} 0
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Résilience	{0} 0	{5} 5	{1,67} 3
	Fonctions urbaines perturbées par la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Délai de retour à la normale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 4
	Impacts sur le niveau de perception du risque	{0} 0	{- 5} - 5	{5} 5
Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Sites patrimoniaux en zone inondable	{1} 1	{10} 10	{1} 1
	Visites annuelles du château	{2} 1	[2 ; 3] 2	{2} 1

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Postes de relevage des eaux usées	{0} 0	{5} 5	{0} 0
	Points de traitement ou de stockage de déchets	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Gisement de déchets post catastrophes	{- 1} - 1	{10} 10	[- 1 ; 3] 2
	Installations classées en zone inondable	{- 2} - 2	{9} 9	{- 2} - 2
	Sites pollués en zone inondable	{0} 0	{10} 10	{0} 0
Impacts environnementaux	Compensation	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Consommation annuelle d'eau	{- 2} - 2	{- 2} - 2	{- 2} - 2
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet de composés organiques dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Consommation de carburant dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	{- 3} - 3	{- 5} - 5	{- 3} - 3
Cohérence avec les politiques communales de développement	{10} 10	{10} 10	{10} 10
Cohérence territoriale	{0} 0	{5} 5	{0} 0

Cas 3 : Echéance temporelle de t0 + 30 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Superficie de la zone inondable pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la Q _{Ref}	[- 4 ; - 3] - 3	{4} 4	[- 4 ; - 3] - 3
	Taux d'endommagement moyen pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	[1; 2] 2
	Proportion de logements avec des mesures protectives	{4} 4	{0} 0	{4} 4
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs	Intensité	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0
	Superficie impactée	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	-----	{- 4} - 4	{- 4} - 4	{- 4} - 4
Impacts sur la vulnérabilité économique	Coûts moyens annualisés des dommages	{- 1} - 1	{4} 4	[2 ; 3] 2
	Trafic journalier en zone inondable	{0} 0	{3} 3	{0} 0
	Nombre d'emplois en zone inondable	{- 1} - 1	[3 ; 4] 4	{- 1} - 1
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Taux de chômage	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Entreprises créées	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gains économiques annualisés	[1 ; 2] 2	[1 ; 2] 2	[1 ; 2] 2

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable	[- 4 ; - 3] - 3	{4} 4	[- 4 ; - 3] - 3
	Nombre de décès potentiels pour la Q _{Ref}	{0} 0	[- 4 ; - 1] - 2	{0} 0
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Résilience	{0} 0	{2} 2	{0,67} 1,33
	Fonctions urbaines perturbées par la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Délai de retour à la normale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{4} 4	{0} 2
	Impacts sur le niveau de perception du risque	{0} 0	{- 2} - 2	{2} 2
Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Sites patrimoniaux en zone inondable	{1} 1	{4} 4	{1} 1
	Visites annuelles du château	{1} 1	{1} 1	{1} 1

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable	{0} 0	{4} 4	{0} 0
	Postes de relevage des eaux usées	{0} 0	{2} 2	{0} 0
	Points de traitement ou de stockage de déchets	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Gisement de déchets post catastrophes	{- 1} - 1	{4} 4	[- 1 ; 2] 1
	Installations classées en zone inondable	{- 1} - 1	{4} 4	{- 1} - 1
	Sites pollués en zone inondable	{0} 0	{0} 0	{0} 0
Impacts environnementaux	Compensation	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Consommation annuelle d'eau	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet de composés organiques dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2
	Consommation de carburant dû aux PL	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2	[- 3 ; - 2] - 2

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	{- 1} - 1	{- 2} - 2	{- 1} - 1
Cohérence avec les politiques communales de développement	{4} 4	{4} 4	{4} 4
Cohérence territoriale	{0} 0	{2} 2	{0} 0

Cas 3 bis : Echéance temporelle de t0 + 30 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	Hauteur d'eau maximale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Superficie de la zone inondable pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	Nombre de logements dans l'enveloppe de la Q _{Ref}	[- 10 ; - 6] - 7	{10} 10	[- 10 ; - 6] - 7
	Taux d'endommagement moyen pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	[3 ; 4] 3
	Proportion de logements avec des mesures protectives	{10} 10	{0} 0	{10} 10
Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs	Intensité	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0
	Superficie impactée	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0
	Nombre de bâtis dans la zone impactée	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	-----	{- 10} - 10	{- 10} - 10	{- 10} - 10
Impacts sur la vulnérabilité économique	Coûts moyens annualisés des dommages	{- 1} - 1	{10} 10	[3 ; 6] 5
	Trafic journalier en zone inondable	{0} 0	{8} 8	{0} 0
	Nombre d'emplois en zone inondable	{- 2} - 2	[7 ; 8] 8	{- 2} - 2
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	Emplois créés	[1 ; 2] 1	{2} 1	[1 ; 2] 1
	Taux de chômage	{2} 2	{2} 2	{2} 2
	Entreprises créées	{1} 1	{1} 1	{1} 1
	Gains économiques annualisés	[2 ; 5] 3	[3 ; 5] 4	[2 ; 5] 3

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	Nombre d'habitants en zone inondable	[- 10 ; - 6] - 7	{10} 10	[- 10 ; - 6] - 7
	Nombre de décès potentiels pour la Q _{Ref}	{0} 0	[- 8 ; - 2] - 5	{0} 0
	Nombre d'établissement recevant du public en zone inondable	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Résilience	{0} 0	{5} 5	{1,67} 3
	Fonctions urbaines perturbées par la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Délai de retour à la normale pour la Q _{Ref}	{0} 0	{10} 10	{0} 4
	Impacts sur le niveau de perception du risque	{0} 0	{- 5} - 5	{5} 5
Identité territoriale	Nombre de sites patrimoniaux	{- 1} - 1	{- 1} - 1	{- 1} - 1
	Sites patrimoniaux en zone inondable	{1} 1	{10} 10	{1} 1
	Visites annuelles du château	{2} 1	[2 ; 3] 2	{2} 1

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Paramètres	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	Points de captage d'eau potable	{0} 0	{10} 10	{0} 0
	Postes de relevage des eaux usées	{0} 0	{5} 5	{0} 0
	Points de traitement ou de stockage de déchets	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Gisement de déchets post catastrophes	{- 1} - 1	{10} 10	[- 1 ; 3] 2
	Installations classées en zone inondable	{- 2} - 2	{9} 9	{- 2} - 2
	Sites pollués en zone inondable	{0} 0	{0} 0	{0} 0
Impacts environnementaux	Compensation	{0} 0	{0} 0	{0} 0
	Consommation annuelle d'eau	{- 2} - 2	{- 2} - 2	{- 2} - 2
	Rejet de particules dû au trafic des poids lourds	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet d'oxyde de carbone dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet de composés organiques dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Rejet d'oxyde d'azote dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5
	Consommation de carburant dû aux PL	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5	[- 6 ; - 4] - 5

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	S2	S3	S4
Flexibilité Réversibilité	{- 3} - 3	{- 5} - 5	{- 3} - 3
Cohérence avec les politiques communales de développement	{10} 10	{10} 10	{10} 10
Cohérence territoriale	{0} 0	{5} 5	{0} 0

Annexes A9 : Indices de Performance des Indicateurs (IPI)

Cas 1 : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	50 %	{0}	{4}	{0}
	70 %	{0}	{4}	{0}
	100 %	0	4	0
Impacts sur la vulnérabilité physique	50 %	[0 ; 1]	{2,67}	[1,33 ; 1,67]
	70 %	[0 ; 1]	{2,67}	[1,33 ; 1,67]
	100 %	0,33	2,67	1,67
Génération ou exacerbation de risques	50 %	{0}	{- 4}	{0}
	70 %	{0}	{- 4}	{0}
	100 %	0	- 4	0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	50 %	{- 4}	{- 4}	{- 4}
	70 %	{- 4}	{- 4}	{- 4}
	100 %	- 4	- 4	- 4
Impacts sur la vulnérabilité économique	50 %	[- 1,33 ; - 1]	{3}	[-0,33 ; 0,33]
	70 %	[- 1,33 ; - 1]	{3}	[-0,33 ; 0,33]
	100 %	- 1	2,67	0
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	50 %	{2}	[2 ; 2,25]	{2}
	70 %	{2}	[2 ; 2,25]	{2}
	100 %	2	2	2

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	{- 0,25}	[1,5 ; 2,25]	{- 0,08}
	70 %	{- 0,25}	[1,5 ; 2,25]	{- 0,08}
	100 %	{- 0,25} - 0,25	[1,5 ; 2,25] 2	{- 0,08} - 0,08
Acceptabilité sociale	50 %	[- 2,24 ; 4]	[- 1,11 ; 4]	[- 2,98 ; 4]
	70 %	[- 3,42 ; 4]	[- 1,95 ; 4]	[- 4 ; 4]
	100 %	[- 4 ; 4] 1,03	[- 3,2 ; 4] 0,98	[- 4 ; 4] 1,25
Équité / Cohésion sociale	50 %	[- 1,09 ; 1,82]	[- 1,65 ; 2,14]	(1) : [- 2,28 ; 1,31] (2) : [- 1,96 ; 1,63]
	70 %	[- 1,46 ; 2,54]	[- 2,27 ; 3,05]	(1) : [- 2,97 ; 2,07] (2) : [- 2,78 ; 2,26]
	100 %	[- 2 ; 3,6] - 0,07	[- 3,2 ; 4] - 0,11	(1) : [- 4 ; 3,2] - 0,57
				(2) : [- 4 ; 3,2] 0,07
Impacts sur le cadre de vie	50 %	[- 0,9 ; 3,6]	[- 1,88 ; 2,82]	[- 3,02 ; 1,88]
	70 %	[- 2,15 ; 4]	[- 2,9 ; 3,69]	[- 3,74 ; 3,13]
	100 %	[- 4 ; 4] 1,60	[- 4 ; 4] 0,64	[- 4 ; 4] - 1,25
Identité territoriale	50 %	{0,33}	{1,33}	{0,33}
	70 %	{0,33}	{1,33}	{0,33}
	100 %	{0,33} 0,33	{1,33} 1,33	{0,33} 0,33

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	50 %	{- 0,33}	{3}	[- 0,33 ; 0,17]
	70 %	{- 0,33}	{3}	[- 0,33 ; 0,17]
	100 %	{- 0,33} - 0,33	{3} 3	[- 0,33 ; 0,17] 0
Impacts environnementaux	50 %	[- 1,98 ; - 1,86]	[- 2,56 ; - 2,44]	[- 1,98 ; - 1,86]
	70 %	[- 2,01 ; - 1,83]	[- 2,59 ; - 2,41]	[- 2,01 ; - 1,83]
	100 %	[- 2,29 ; - 1,57] - 1,57	[- 2,86 ; - 2,14] - 2,14	[- 2,29 ; - 1,57] - 1,57

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	{- 1}	{- 2}	{- 1}
	70 %	{- 1}	{- 2}	{- 1}
	100 %	{- 1} - 1	{- 2} - 2	{- 1} - 1
Niveau de concertation publique	50 %	(1) : [- 1,69 ; 3,21]	(1) : [- 0,69 ; 4]	(1) : [- 1,29 ; 4]
		(2) : [- 1,54 ; 2,96]	(2) : [- 0,79 ; 4]	(2) : [- 1,1 ; 3,91]
	70 %	(1) : [- 2,3 ; 4]	(1) : [- 1,7 ; 4]	(1) : [- 2,06 ; 4]
		(2) : [- 2,21 ; 4]	(2) : [- 1,77 ; 4]	(2) : [- 1,95 ; 4]
	100 %	(1) : [- 3,2 ; 4] (1) : 0,22	(1) : [- 3,2 ; 4] (1) : 1,92	(1) : [- 3,2 ; 4] (1) : 1,02
		(2) : [- 3,2 ; 4] (2) : 0,12	(2) : [- 3,2 ; 4] (2) : 2,12	(2) : [- 3,2 ; 4] (2) : 1,01
Cohérence avec les politiques communales de développement	50 %	{4}	{4}	{4}
	70 %	{4}	{4}	{4}
	100 %	{4} 4	{4} 4	{4} 4
Cohérence territoriale	50 %	{0}	{2}	{0}
	70 %	{0}	{2}	{0}
	100 %	{0} 0	{2} 2	{0} 0

Cas 1 bis : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	50 %	{0}	{10}	{0}
	70 %	{0}	{10}	{0}
	100 %	0	10	0
Impacts sur la vulnérabilité physique	50 %	[- 0,43 ; 1,8]	{6,67}	[3,5 ; 3,83]
	70 %	[- 0,53 ; 1,88]	{6,67}	[3,43 ; 3,9]
	100 %	0,33	6,67	3,67
Génération ou exacerbation de risques	50 %	{0}	{- 10}	{0}
	70 %	{0}	{- 10}	{0}
	100 %	0	- 10	0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	50 %	{- 10}	{- 10}	{- 10}
	70 %	{- 10}	{- 10}	{- 10}
	100 %	- 10	- 10	- 10
Impacts sur la vulnérabilité économique	50 %	[- 2,33 ; - 1,67]	[7 ; 7,33]	[- 0,7 ; 0,7]
	70 %	[- 2,33 ; - 1,67]	[7 ; 7,33]	[- 0,82 ; 0,82]
	100 %	- 2	7	0
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	50 %	[4,13 ; 4,63]	[4,25 ; 4,75]	[4,13 ; 4,63]
	70 %	[4,08 ; 4,68]	[4,25 ; 4,75]	[4,08 ; 4,68]
	100 %	3,75	3,75	3,75

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	[- 0,75 ; - 0,5]	[4,25 ; 5,75]	[- 0,33 ; - 0,08]
	70 %	[- 0,75 ; - 0,5]	[4,25 ; 5,75]	[- 0,33 ; - 0,08]
	100 %	[- 0,75 ; - 0,5] - 0,5	[4,25 ; 5,75] 5	[- 0,33 ; - 0,08] 0,25
Acceptabilité sociale	50 %	[- 5,6 ; 10]	[- 2,78 ; 10]	[- 7,45 ; 10]
	70 %	[- 8,55 ; 10]	[- 4,88 ; 10]	[- 10 ; 10]
	100 %	[- 10 ; 10] 2,58	[- 8 ; 10] 2,45	[- 10 ; 10] 3,13
Équité / Cohésion sociale	50 %	[- 2,73 ; 4,55]	[- 4,13 ; 5,35]	(1) : [- 5,7 ; 3,28] (2) : [- 4,9 ; 4,08]
	70 %	[- 3,65 ; 6,35]	[- 5,68 ; 7,63]	(1) : [- 7,43 ; 5,18] (2) : [- 6,95 ; 5,65]
	100 %	[- 5 ; 9] - 0,18	[- 8 ; 10] - 0,28	(1) : [- 10 ; 8] - 1,43 (2) : [- 10 ; 8] 0,18
Impacts sur le cadre de vie	50 %	[- 2,25 ; 9]	[- 4,7 ; 7,05]	[- 3,02 ; 1,88]
	70 %	[- 5,38 ; 10]	[- 7,25 ; 9,23]	[- 3,74 ; 3,13]
	100 %	[- 10 ; 10] 4	[- 10 ; 10] 1,6	[- 4 ; 4] - 1,25
Identité territoriale	50 %	{0,67}	[3,67 ; 4]	{0,67}
	70 %	{0,67}	[3,67 ; 4]	{0,67}
	100 %	{0,67} 0,33	[3,67 ; 4] 3,67	{0,67} 0,33

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	50 %	{- 0,5}	{7,33}	[- 0,5 ; 0,17]
	70 %	{- 0,5}	{7,33}	[- 0,5 ; 0,17]
	100 %	{- 0,5} - 0,5	{7,33} 7,33	[- 0,5 ; 0,17] 0
Impacts environnementaux	50 %	[- 3,83 ; - 3,59]	[- 5,26 ; - 5,02]	[- 3,83 ; - 3,59]
	70 %	[- 3,89 ; - 3,53]	[- 5,33 ; - 4,96]	[- 3,89 ; - 3,53]
	100 %	[- 4,43 ; - 3] - 3,71	[- 5,85 ; - 4,43] - 5,14	[- 4,43 ; - 3] - 3,71

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	{- 3}	{- 5}	{- 3}
	70 %	{- 3}	{- 5}	{- 3}
	100 %	{- 3} - 3	{- 5} - 5	{- 3} - 3
Niveau de concertation publique	50 %	(1) : [- 4,23 ; 8,03]	(1) : [- 1,73 ; 10]	(1) : [- 3,23 ; 10]
		(2) : [- 3,85 ; 7,4]	(2) : [- 1,98 ; 10]	(2) : [- 2,75 ; 9,78]
	70 %	(1) : [- 5,75 ; 10]	(1) : [- 4,25 ; 10]	(1) : [- 5,15 ; 10]
		(2) : [- 5,53 ; 10]	(2) : [- 4,43 ; 10]	(2) : [- 4,88 ; 10]
	100 %	(1) : [- 8 ; 10] (1) : 0,55	(1) : [- 8 ; 10] (1) : 4,8	(1) : [- 8 ; 10] (1) : 2,55
		(2) : [- 8 ; 10] (2) : 0,30	(2) : [- 8 ; 10] (2) : 5,3	(2) : [- 8 ; 10] (2) : 2,53
Cohérence avec les politiques communales de développement	50 %	{10}	{10}	{10}
	70 %	{10}	{10}	{10}
	100 %	{10}	{10}	{10}
		10	10	10
Cohérence territoriale	50 %	{0}	{5}	{0}
	70 %	{0}	{5}	{0}
	100 %	{0}	{5}	{0}
		0	5	0

Cas 2 : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	50 %	{0}	{4}	{0}
	70 %	{0}	{4}	{0}
	100 %	{0} 0	{4} 4	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	50 %	[0 ; 0,67]	{2,67}	[0,49 ; 1,17]
	70 %	[0 ; 0,67]	{2,67}	[0,43 ; 1,23]
	100 %	[0 ; 0,67] 0,33	{2,67} 2,67	[0,33 ; 1,33] 1
Génération ou exacerbation de risques	50 %	{0}	{- 4}	{0}
	70 %	{0}	{- 4}	{0}
	100 %	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	50 %	{- 4}	{- 4}	{- 4}
	70 %	{- 4}	{- 4}	{- 4}
	100 %	{- 4} - 4	{- 4} - 4	{- 4} - 4
Impacts sur la vulnérabilité économique	50 %	{- 1}	[3 ; 3,33]	{0,33}
	70 %	{- 1}	[3 ; 3,33]	{0,33}
	100 %	{- 1} - 1	[3 ; 3,33] 3	{0,33} 0
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	50 %	{2}	{2}	{2}
	70 %	{2}	{2}	{2}
	100 %	{2} 2	{2} 2	{2} 2

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	[- 1 ; - 0,5]	[1,5 ; 2,25]	[- 0,83 ; - 0,33]
	70 %	[- 1 ; - 0,5]	[1,5 ; 2,25]	[- 0,83 ; - 0,33]
	100 %	[- 1 ; - 0,5] - 0,75	[1,5 ; 2,25] 2	[- 0,83 ; - 0,33] - 0,42
Acceptabilité sociale	50 %	[- 0,75 ; 4]	[- 0,61 ; 4]	[- 1,5 ; 3,91]
	70 %	[- 1,45 ; 4]	[- 1,37 ; 4]	[- 2,42 ; 4]
	100 %	[- 2,5 ; 4] 1,50	[- 2,5 ; 4] 1,68	[- 3,8 ; 4] 1,21
Equité / Cohésion sociale	50 %	[- 0,53 ; 3,99]	(1) : [- 1,38 ; 3,82] (2) : [- 0,57 ; 4]	[- 1,54 ; 3,45]
	70 %	[- 1,52 ; 4]	(1) : [- 2,43 ; 4] (2) : [- 1,94 ; 4]	[- 2,69 ; 4]
	100 %	[- 3 ; 4] 2,15	(1) : [- 4 ; 4] 1,23 (2) : [- 4 ; 4] 2,84	[- 4 ; 4] 1,3
Impacts sur le cadre de vie	50 %	(1) : [- 2,01 ; 1,29] (2) : [0,23 ; 3,32]	[- 1,85 ; 2,66]	[- 3,53 ; 1,57]
	70 %	(1) : [- 2,65 ; 1,89] (2) : [- 0,18 ; 4]	[- 2,55 ; 3,68]	[- 4 ; 3,02]
	100 %	(1) : [- 3,6 ; 2,8] - 0,33 (2) : [- 0,8 ; 4] 1,35	[- 3,6 ; 4] 0,01	[- 4 ; 4] - 2,16
Identité territoriale	50 %	{0,33}	{1,33}	{0,33}
	70 %	{0,33}	{1,33}	{0,33}
	100 %	{0,33} 0,33	{1,33} 1,33	{0,33} 0,33

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	50 %	{- 0,33}	{3}	[- 0,33 ; 0,17]
	70 %	{- 0,33}	{3}	[- 0,33 ; 0,17]
	100 %	{- 0,33} - 0,33	{3} 3	[- 0,33 ; 0,17] 0
Impacts environnementaux	50 %	[- 1,98 ; - 1,86]	[- 1,98 ; - 1,86]	[- 1,98 ; - 1,86]
	70 %	[- 2,01 ; - 1,83]	[- 2,01 ; - 1,83]	[- 2,01 ; - 1,83]
	100 %	[- 2,29 ; - 1,57] - 1,57	[- 2,29 ; - 1,57] - 1,57	[- 2,29 ; - 1,57] - 1,57

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	{- 1}	{- 2}	{- 1}
	70 %	{- 1}	{- 2}	{- 1}
	100 %	{- 1} - 1	{- 2} - 2	{- 1} - 1
Niveau de concertation publique	50 %	(1) : [- 0,75 ; 4] (2) : [- 0,67 ; 4]	[0,15 ; 4]	(1) : [- 0,95 ; 4] (2) : [- 0,88 ; 4]
	70 %	(1) : [- 1,65 ; 4] (2) : [- 1,6 ; 4]	[- 1,11 ; 4]	(1) : [- 1,77 ; 4] (2) : [- 1,73 ; 4]
	100 %	(1) : [- 3 ; 4] (1) : 1,95 (2) : [- 3 ; 4] (2) : 1,91	[- 3 ; 4] 3,56	(1) : [- 3 ; 4] (1) : 1,55 (2) : [- 3 ; 4] (2) : 1,49
Cohérence avec les politiques communales de développement	50 %	{4}	{4}	{4}
	70 %	{4}	{4}	{4}
	100 %	{4} 4	{4} 4	{4} 4
Cohérence territoriale	50 %	{0}	{2}	{0}
	70 %	{0}	{2}	{0}
	100 %	{0} 0	{2} 2	{0} 0

Cas 2 bis : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	50 %	{0}	{10}	{0}
	70 %	{0}	{10}	{0}
	100 %	{0} 0	{10} 10	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	50 %	[0,67 ; 1,67]	{6,67}	[1,83 ; 2,85]
	70 %	[0,67 ; 1,67]	{6,67}	[1,77 ; 2,91]
	100 %	[0,67 ; 1,67] 1,33	{6,67} 6,67	[1,67 ; 3] 2,33
Génération ou exacerbation de risques	50 %	{0}	{- 10}	{0}
	70 %	{0}	{- 10}	{0}
	100 %	{0} 0	{- 10} - 10	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	50 %	{- 10}	{- 10}	{- 10}
	70 %	{- 10}	{- 10}	{- 10}
	100 %	{- 10} - 10	{- 10} - 10	{- 10} - 10
Impacts sur la vulnérabilité économique	50 %	[- 1,67 ; - 1,33]	[7,67 ; 8]	[- 0,16 ; 0,83]
	70 %	[- 1,67 ; - 1,33]	[7,67 ; 8]	[- 0,23 ; 0,9]
	100 %	[- 1,67 ; - 1,33] - 1,67	[7,67 ; 8] 8	[- 0,33 ; 1] 0,33
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	50 %	{4,25}	{4,25}	{4,25}
	70 %	{4,25}	{4,25}	{4,25}
	100 %	{4,25} 3,75	{4,25} 3,75	{4,25} 3,75

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	[- 2 ; - 1,25]	[4,25 ; 5,75]	[- 1,58 ; - 0,83]
	70 %	[- 2 ; - 1,25]	[4,25 ; 5,75]	[- 1,58 ; - 0,83]
	100 %	[- 2 ; - 1,25] - 1,5	[4,25 ; 5,75] 5	[- 1,58 ; - 0,83] - 0,75
Acceptabilité sociale	50 %	[- 1,88 ; 10]	[- 1,53 ; 10]	[- 3,75 ; 9,78]
	70 %	[- 3,63 ; 10]	[- 3,43 ; 10]	[- 6,05 ; 10]
	100 %	[- 6,25 ; 10] 3,75	[- 6,25 ; 10] 4,2	[- 9,5 ; 10] 3,03
Equité / Cohésion sociale	50 %	[- 1,33 ; 9,98]	(1) : [- 3,45 ; 9,55] (2) : [- 1,43 ; 10]	[- 3,85 ; 8,63]
	70 %	[- 3,8 ; 10]	(1) : [- 6,08 ; 10] (2) : [- 4,85 ; 10]	[- 6,73 ; 10]
	100 %	[- 7,5 ; 10] 5,38	(1) : [- 10 ; 10] 3,08 (2) : [- 10 ; 10] 7,1	[- 10 ; 10] 3,25
Impacts sur le cadre de vie	50 %	(1) : [- 5,03 ; 3,23] (2) : [- 0,58 ; 8,3]	[- 4,63 ; 6,65]	[- 8,83 ; 3,93]
	70 %	(1) : [- 6,63 ; 4,73] (2) : [- 0,45 ; 10]	[- 6,38 ; 9,2]	[- 10 ; 7,55]
	100 %	(1) : [- 9 ; 7] - 0,83 (2) : [- 2 ; 10] 3,38	[- 9 ; 10] 0,03	[- 10 ; 10] - 5,4
Identité territoriale	50 %	{0,67}	[3,67 ; 4]	{0,67}
	70 %	{0,67}	[3,67 ; 4]	{0,67}
	100 %	{0,67} 0,33	[3,67 ; 4] 3,67	{0,67} 0,33

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	50 %	{- 0,5}	{7,33}	[- 0,5 ; 0,17]
	70 %	{- 0,5}	{7,33}	[- 0,5 ; 0,17]
	100 %	{- 0,5} - 0,5	{7,33} 7,33	[- 0,5 ; 0,17] 0
Impacts environnementaux	50 %	[- 3,98 ; - 3,74]	[- 3,98 ; - 3,74]	[- 3,98 ; - 3,74]
	70 %	[- 4,04 ; - 3,68]	[- 4,04 ; - 3,68]	[- 4,04 ; - 3,68]
	100 %	[- 4,57 ; - 3,14] - 3,86	[- 4,57 ; - 3,14] - 3,86	[- 4,57 ; - 3,14] - 3,86

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	{- 3}	{- 5}	{- 3}
	70 %	{- 3}	{- 5}	{- 3}
	100 %	{- 3} - 3	{- 5} - 5	{- 3} - 3
Niveau de concertation publique	50 %	(1) : [- 1,88 ; 10]	[0,38 ; 10]	(1) : [- 2,38 ; 10]
		(2) : [- 1,68 ; 10]		(2) : [- 2,2 ; 10]
	70 %	(1) : [- 4,13 ; 10]	[- 2,78 ; 10]	(1) : [- 4,43 ; 10]
		(2) : [- 4 ; 10]		(2) : [- 4,33 ; 10]
100 %	(1) : [- 7,5 ; 10] (1) : 4,88	[- 7,5 ; 10] 8,9	(1) : [- 7,5 ; 10] (1) : 3,88	
	(2) : [- 7,5 ; 10] (2) : 4,78		(2) : [- 7,5 ; 10] (2) : 3,73	
Cohérence avec les politiques communales de développement	50 %	{10}	{10}	{10}
	70 %	{10}	{10}	{10}
	100 %	{10}	{10}	{10}
		10	10	10
Cohérence territoriale	50 %	{0}	{5}	{0}
	70 %	{0}	{5}	{0}
	100 %	{0}	{5}	{0}
		0	5	0

Cas 3 : Echéance temporelle de t0 + 30 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	50 %	{0}	{4}	{0}
	70 %	{0}	{4}	{0}
	100 %	{0} 0	{4} 4	{0} 0
Impacts sur la vulnérabilité physique	50 %	[0 ; 0,33]	{2,67}	[0,5 ; 0,83]
	70 %	[0 ; 0,33]	{2,67}	[0,43 ; 0,9]
	100 %	[0 ; 0,33] 0,33	{2,67} 2,67	[0,33 ; 1] 1
Génération ou exacerbation de risques	50 %	{0}	{- 4}	{0}
	70 %	{0}	{- 4}	{0}
	100 %	{0} 0	{- 4} - 4	{0} 0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	50 %	{- 4}	{- 4}	{- 4}
	70 %	{- 4}	{- 4}	{- 4}
	100 %	{- 4} - 4	{- 4} - 4	{- 4} - 4
Impacts sur la vulnérabilité économique	50 %	{- 0,67}	[3,33 ; 3,67]	[0,33 ; 0,67]
	70 %	{- 0,67}	[3,33 ; 3,67]	[0,33 ; 0,67]
	100 %	{- 0,67} - 0,67	[3,33 ; 3,67] 3,67	[0,33 ; 0,67] 0,33
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	50 %	[1 ; 1,25]	[1 ; 1,25]	[1 ; 1,25]
	70 %	[1 ; 1,25]	[1 ; 1,25]	[1 ; 1,25]
	100 %	[1 ; 1,25] 1,25	[1 ; 1,25] 1,25	[1 ; 1,25] 1,25

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	[- 1 ; -0,75]	[1,5 ; 2,25]	[- 0,83 ; - 0,58]
	70 %	[- 1 ; -0,75]	[1,5 ; 2,25]	[- 0,83 ; - 0,58]
	100 %	[- 1 ; -0,75] -0,75	[1,5 ; 2,25] 2	[- 0,83 ; - 0,58] - 0,42
Acceptabilité sociale	50 %	[0,6 ; 4]	[0,37 ; 4]	[- 1,17 ; 4]
	70 %	[- 0,84 ; 4]	[- 0,78 ; 4]	[- 2,7 ; 4]
	100 %	[- 3 ; 4] 4	[- 2,5 ; 4] 3,74	[- 4 ; 4] 3,16
Equité / Cohésion sociale	50 %	(1) : [- 0,8 ; 4]	[- 1,34 ; 4]	(1) : [- 2,99 ; 3,63]
		(2) : [- 0,06 ; 4]		(2) : [- 2,18 ; 4]
	70 %	(1) : [- 1,68 ; 4]	[- 2,41 ; 4]	(1) : [- 4 ; 4]
		(2) : [- 1,16 ; 4]		(2) : [- 3,7 ; 4]
100 %	(1) : [- 3 ; 4] (1) : 1,41	[- 4 ; 4] 1,33	(1) : [- 4 ; 4] 0,05	
	(2) : [- 3 ; 4] (2) : 3,13		(2) : [- 4 ; 4] 1,65	
Impacts sur le cadre de vie	50 %	(1) : [- 1,51 ; 4]	(1) : [- 1,38 ; 4]	(1) : [- 4 ; 2,5]
		(2) : [- 0,66 ; 4]	(2) : [0,41 ; 4]	(2) : [- 2 ; 4]
	70 %	(1) : [- 2,35 ; 4]	(1) : [- 2,11 ; 4]	(1) : [- 4 ; 3,9]
		(2) : [- 1,83 ; 4]	(2) : [- 1,03 ; 4]	(2) : [- 3,6 ; 4]
100 %	(1) : [- 3,6 ; 4] (1) : 0,58	(1) : [- 3,2 ; 4] (1) : 0,44	(1) : [- 4 ; 4] (1) : - 1,65	
	(2) : [- 3,6 ; 4] (2) : 2,29	(2) : [- 3,2 ; 4] (2) : 3,5	(2) : [- 4 ; 4] (2) : 1,5	
Identité territoriale	50 %	{0,33}	{1,33}	{0,33}
	70 %	{0,33}	{1,33}	{0,33}
	100 %	{0,33} 0,33	{1,33} 1,33	{0,33} 0,33

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	50 %	{- 0,33}	{2,33}	[- 0,33 ; 0,17]
	70 %	{- 0,33}	{2,33}	[- 0,33 ; 0,17]
	100 %	{- 0,33} - 0,33	{2,33} 2,33	[- 0,33 ; 0,17] 0
Impacts environnementaux	50 %	[- 1,98 ; - 1,86]	[- 1,98 ; - 1,86]	[- 1,98 ; - 1,86]
	70 %	[- 2,01 ; - 1,83]	[- 2,01 ; - 1,83]	[- 2,01 ; - 1,83]
	100 %	[- 2,29 ; - 1,57] - 1,57	[- 2,29 ; - 1,57] - 1,57	[- 2,29 ; - 1,57] - 1,57

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	{- 1}	{- 2}	{- 1}
	70 %	{- 1}	{- 2}	{- 1}
	100 %	{- 1} - 1	{- 2} - 2	{- 1} - 1
Niveau de concertation publique	50 %	[- 0,61 ; 4]	[0,63 ; 4]	[- 1,07 ; 4]
	70 %	[- 1,72 ; 4]	[- 0,82 ; 4]	[- 2,63 ; 4]
	100 %	[- 3,4 ; 4] 2,17	[- 3 ; 4] 4	[- 4 ; 4] 2,82
Cohérence avec les politiques communales de développement	50 %	{4}	{4}	{4}
	70 %	{4}	{4}	{4}
	100 %	{4} 4	{4} 4	{4} 4
Cohérence territoriale	50 %	{0}	{2}	{0}
	70 %	{0}	{2}	{0}
	100 %	{0} 0	{2} 2	{0} 0

Cas 3 bis : Echéance temporelle de t0 + 30 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur l'aléa	50 %	{0}	{10}	{0}
	70 %	{0}	{10}	{0}
	100 %	0	10	0
Impacts sur la vulnérabilité physique	50 %	[0 ; 1,33]	{6,67}	[1,15 ; 2,48]
	70 %	[0 ; 1,33]	{6,67}	[1,09 ; 2,56]
	100 %	1	6,67	2
Génération ou exacerbation de risques	50 %	{0}	{- 10}	{0}
	70 %	{0}	{- 10}	{0}
	100 %	0	- 10	0

Critère 2 : Durabilité économique

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Coûts totaux annualisés	50 %	{- 10}	{- 10}	{- 10}
	70 %	{- 10}	{- 10}	{- 10}
	100 %	- 10	- 10	- 10
Impacts sur la vulnérabilité économique	50 %	{- 1}	[8,33 ; 8,67]	[0,33 ; 1,33]
	70 %	{- 1}	[8,33 ; 8,67]	[0,33 ; 1,33]
	100 %	- 1	8,67	1
Création ou mise en danger d'opportunités économiques	50 %	[1,5 ; 2,5]	[2 ; 2,5]	[1,5 ; 2,5]
	70 %	[1,5 ; 2,5]	[2 ; 2,5]	[1,5 ; 2,5]
	100 %	1,75	2	1,75

Critère 3 : Durabilité sociale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	[- 2,5 ; - 1,5]	[4,25 ; 5,75]	[- 2,08 ; - 1,08]
	70 %	[- 2,5 ; - 1,5]	[4,25 ; 5,75]	[- 2,08 ; - 1,08]
	100 %	[- 2,5 ; - 1,5] - 1,75	[4,25 ; 5,75] 5	[- 2,08 ; - 1,08] - 1
Acceptabilité sociale	50 %	[1,5 ; 10]	[0,93 ; 10]	[- 2,93 ; 10]
	70 %	[- 2,1 ; 10]	[- 1,95 ; 10]	[- 6,75 ; 10]
	100 %	[- 7,5 ; 10] 10	[- 6,25 ; 10] 9,35	[- 10 ; 10] 7,9
Equité / Cohésion sociale	50 %	(1) : [- 2 ; 10]	[- 3,35 ; 10]	(1) : [- 7,48 ; 9,08]
		(2) : [0,15 ; 10]		(2) : [- 5,45 ; 10]
	70 %	(1) : [- 4,2 ; 10]	[- 6,03 ; 10]	(1) : [- 10 ; 10]
		(2) : [- 2,9 ; 10]		(2) : [- 9,25 ; 10]
100 %	(1) : [- 7,5 ; 10] 3,53	[- 10 ; 10] 3,33	(1) : [- 10 ; 10] 0,13	
	(2) : [- 7,5 ; 10] 7,83		(2) : [- 10 ; 10] 4,13	
Impacts sur le cadre de vie	50 %	(1) : [- 3,78 ; 10]	(1) : [- 3,45 ; 10]	(1) : [- 10 ; 9,75]
		(2) : [- 1,65 ; 10]	(2) : [1,03 ; 10]	(2) : [- 9 ; 10]
	70 %	(1) : [- 5,88 ; 10]	(1) : [- 5,28 ; 10]	(1) : [- 10 ; 6,25]
		(2) : [- 4,58 ; 10]	(2) : [- 2,58 ; 10]	(2) : [- 5 ; 10]
100 %	(1) : [- 9 ; 10] 1,45	(1) : [- 8 ; 10] 1,1	(1) : [- 10 ; 10] - 4,13	
	(2) : [- 9 ; 10] 5,73	(2) : [- 8 ; 10] 8,75	(2) : [- 10 ; 10] 3,75	
Identité territoriale	50 %	{0,67}	[3,67 ; 4]	{0,67}
	70 %	{0,67}	[3,67 ; 4]	{0,67}
	100 %	{0,67} 0,33	[3,67 ; 4] 3,67	{0,67} 0,33

Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité environnementale	50 %	{- 0,5}	{5,67}	[- 0,5 ; 0,17]
	70 %	{- 0,5}	{5,67}	[- 0,5 ; 0,17]
	100 %	{- 0,5} - 0,5	{5,67} 5,67	[- 0,5 ; 0,17] 0
Impacts environnementaux	50 %	[- 3,98 ; - 3,74]	[- 3,98 ; - 3,74]	[- 3,98 ; - 3,74]
	70 %	[- 4,04 ; - 3,68]	[- 4,04 ; - 3,68]	[- 4,04 ; - 3,68]
	100 %	[- 4,57 ; - 3,14] - 3,86	[- 4,57 ; - 3,14] - 3,86	[- 4,57 ; - 3,14] - 3,86

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

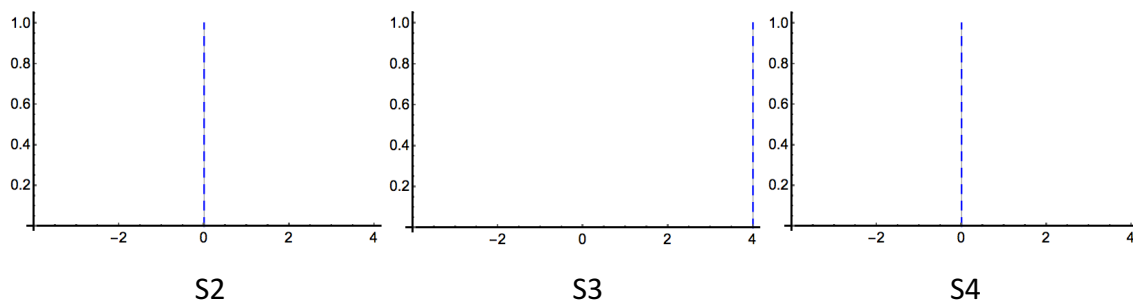
Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Impacts sur la vulnérabilité sociale	50 %	{- 3}	{- 5}	{- 3}
	70 %	{- 3}	{- 5}	{- 3}
	100 %	{- 3} - 3	{- 5} - 5	{- 3} - 3
Niveau de concertation publique	50 %	[- 1,53 ; 10]	[1,58 ; 10]	[- 2,68 ; 10]
	70 %	[- 4,30 ; 10]	[- 2,05 ; 10]	[- 6,58 ; 10]
	100 %	[- 8,5 ; 10] 5,43	[- 7,5 ; 10] 10	[- 10 ; 10] 7,05
Cohérence avec les politiques communales de développement	50 %	{10}	{10}	{10}
	70 %	{10}	{10}	{10}
	100 %	{10} 10	{10} 10	{10} 10
Cohérence territoriale	50 %	{0}	{5}	{0}
	70 %	{0}	{5}	{0}
	100 %	{0} 0	{5} 5	{0} 0

Distributions des Indices de Performance des Indicateurs (IPI)

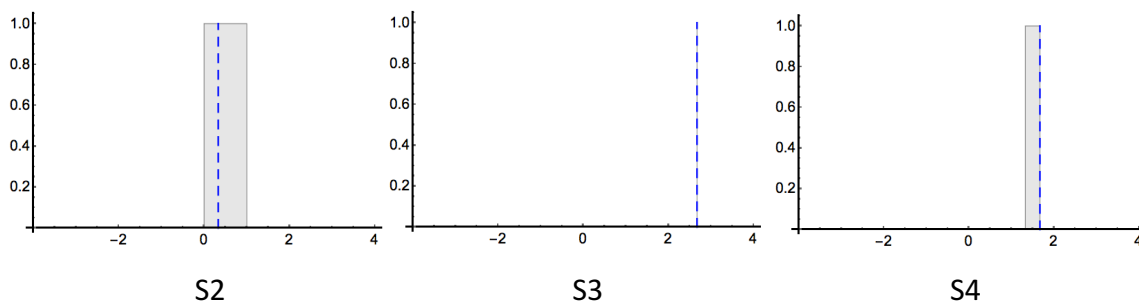
Cas 1 : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

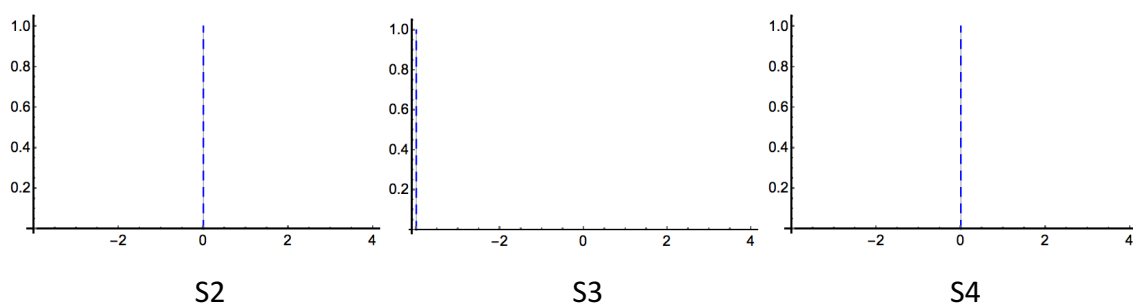
Indicateur 1 : Impacts sur l'aléa



Indicateur 2 : Impacts sur la vulnérabilité physique

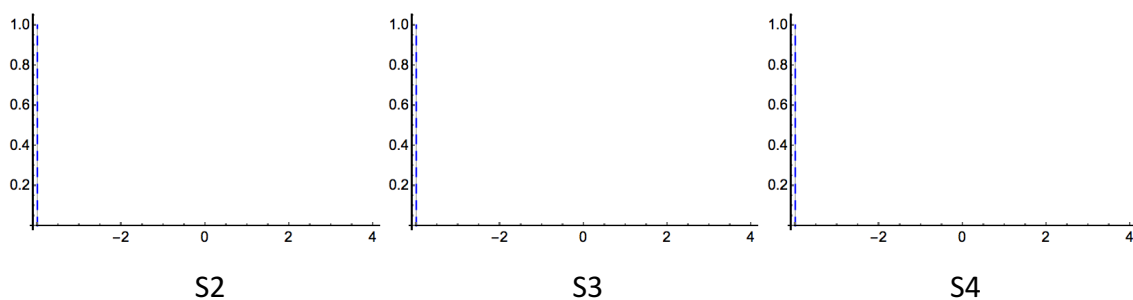


Indicateur 3 : Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs

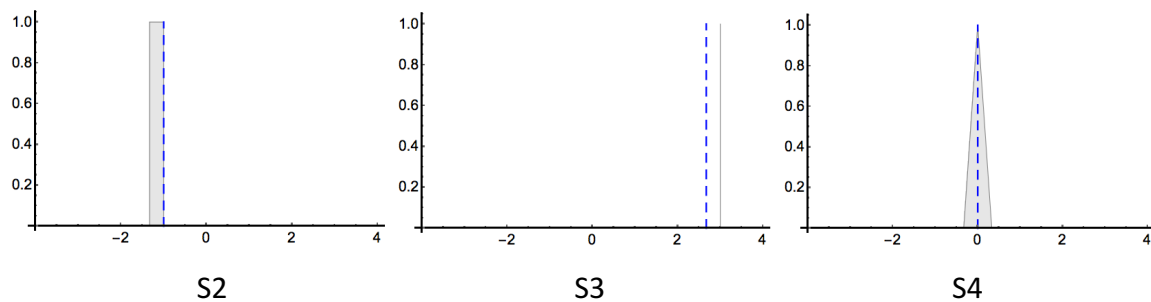


Critère 2 : Durabilité économique

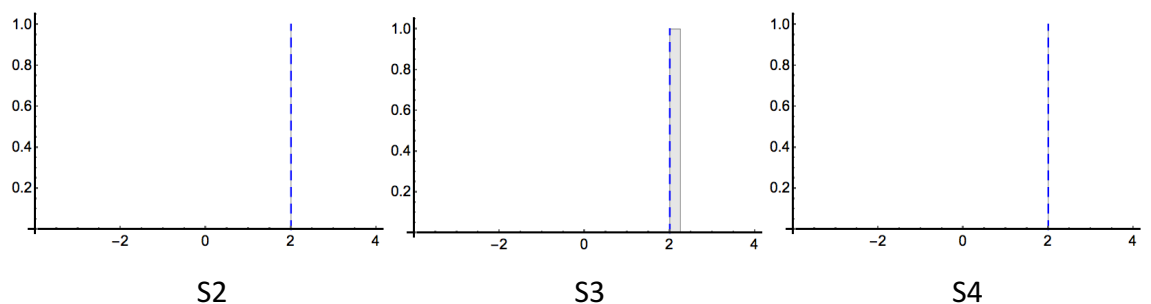
Indicateur 4 : Coûts totaux annualisés



Indicateur 5 : Impacts sur la vulnérabilité économique

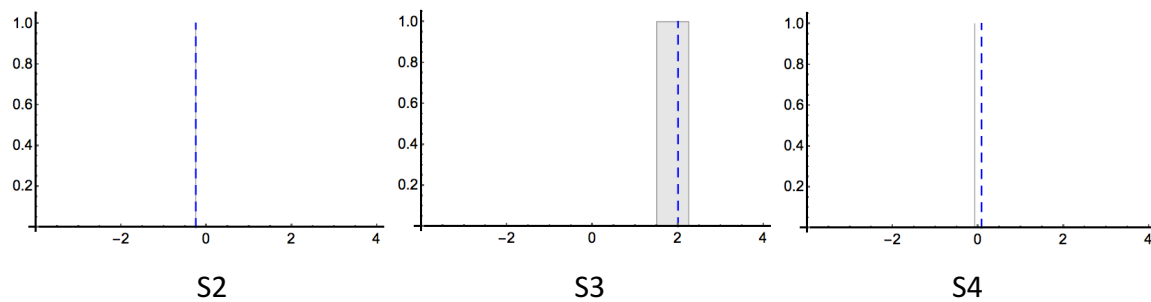


Indicateur 6 : Création ou mise en danger d'opportunités économiques

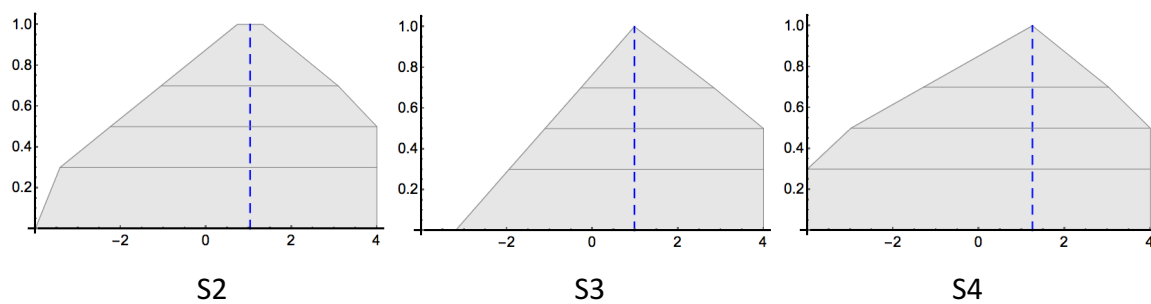


Critère 3 : Durabilité sociale

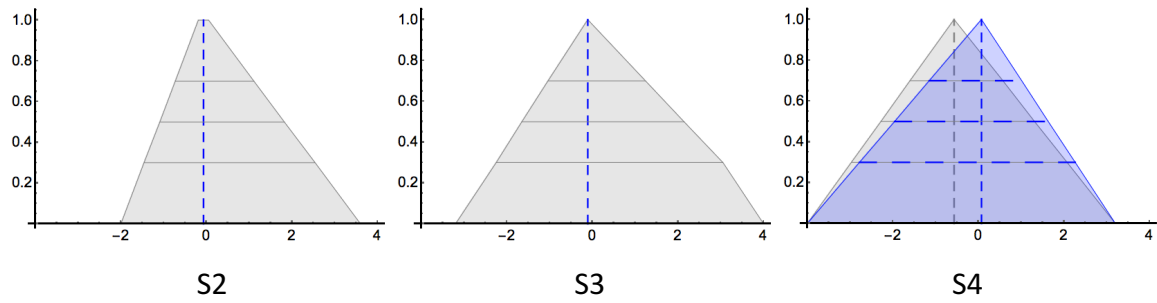
Indicateur 7 : Impacts sur la vulnérabilité sociale



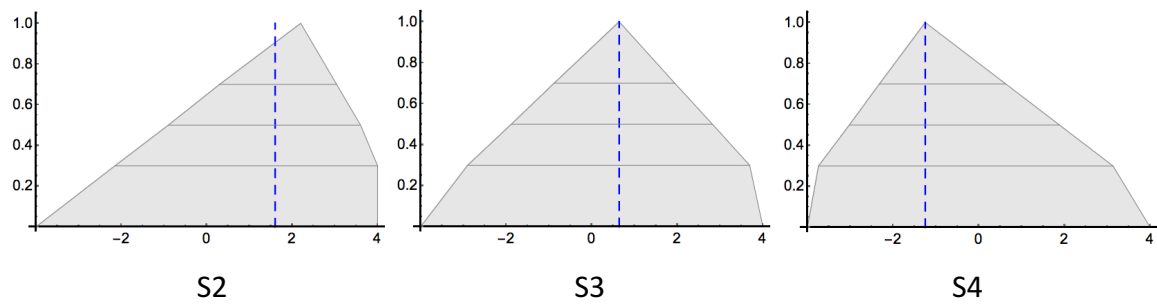
Indicateur 8 : Acceptabilité sociale



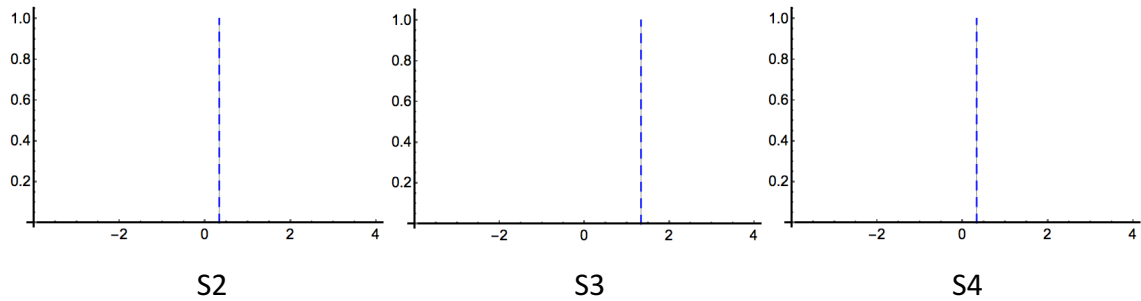
Indicateur 9 : Equité/Cohésion sociale



Indicateur 10 : Impacts sur le cadre de vie

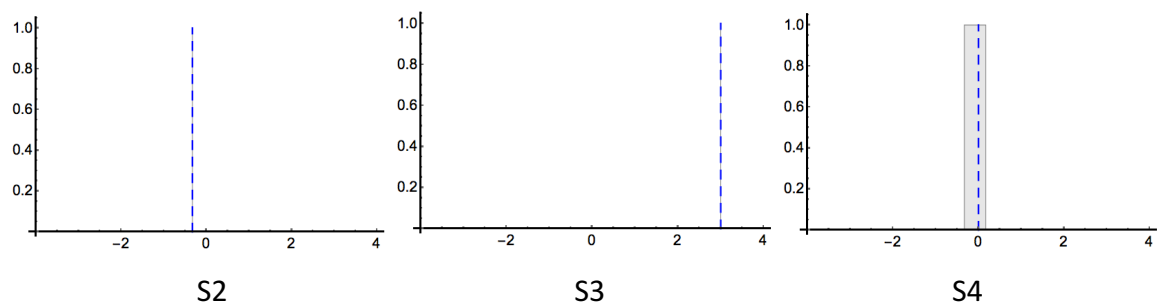


Indicateur 11 : Identité territoriale

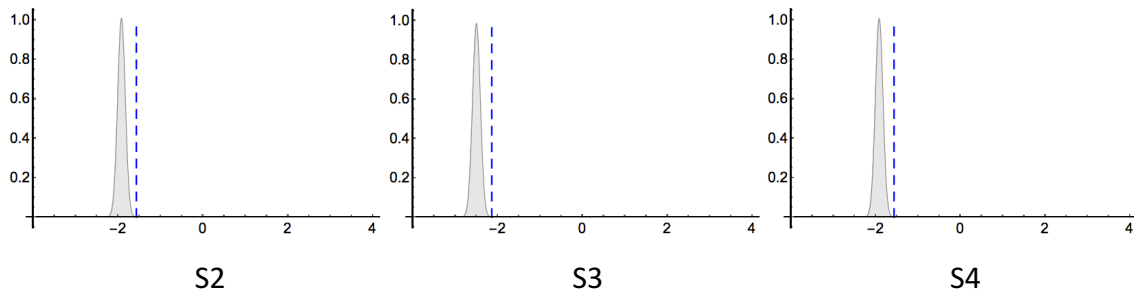


Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateur 12 : Impacts sur la vulnérabilité environnementale

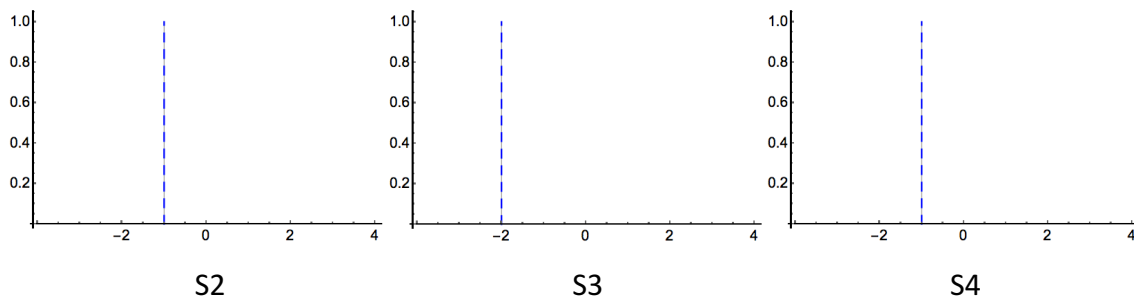


Indicateur 13 : Impacts environnementaux

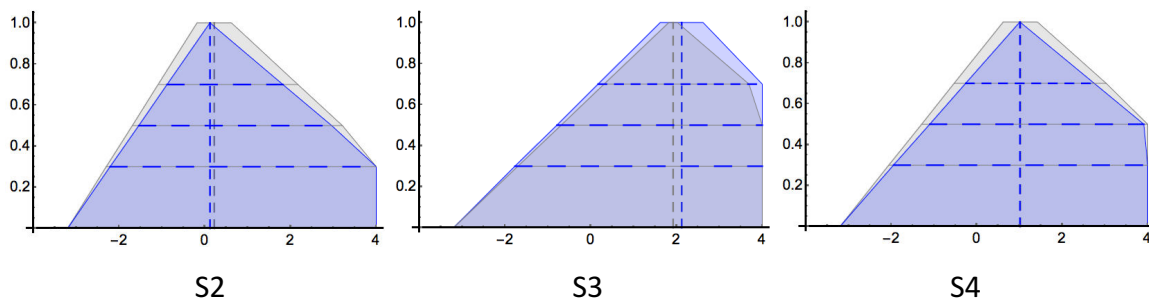


Critère 5 : Durabilité institutionnelle

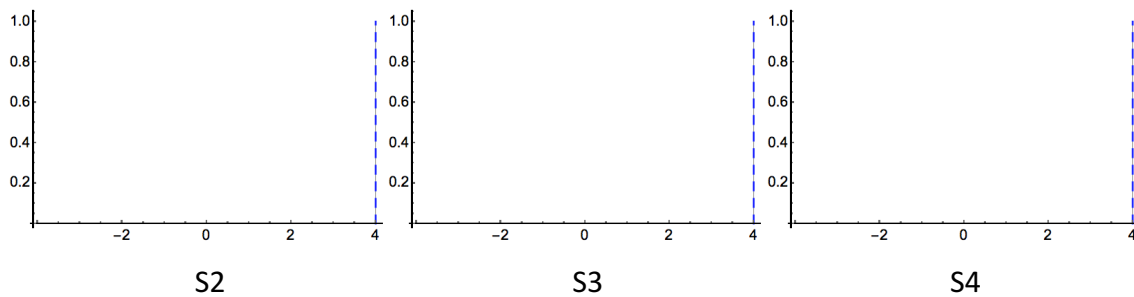
Indicateur 14 : Flexibilité - Réversibilité



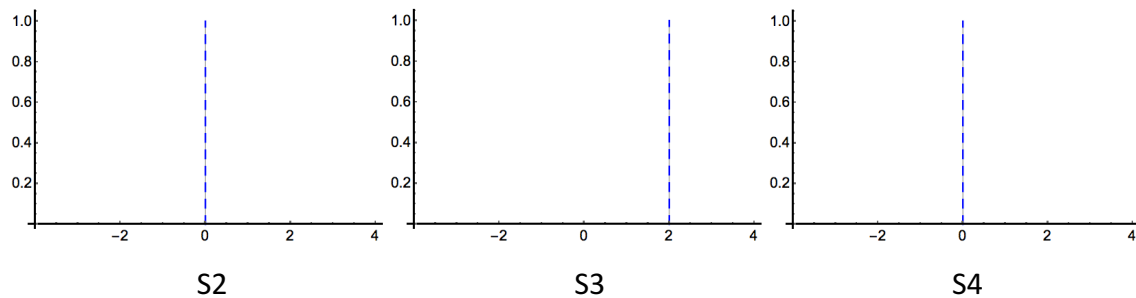
Indicateur 15 : Niveau de concertation publique (Compatibilité avec les attentes des différents acteurs)



Indicateur 16 : Cohérence avec les politiques communales de développement



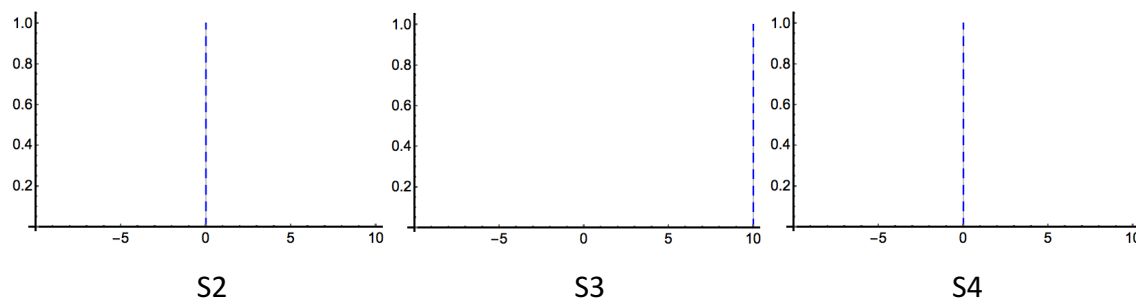
Indicateur 17 : Cohérence territoriale



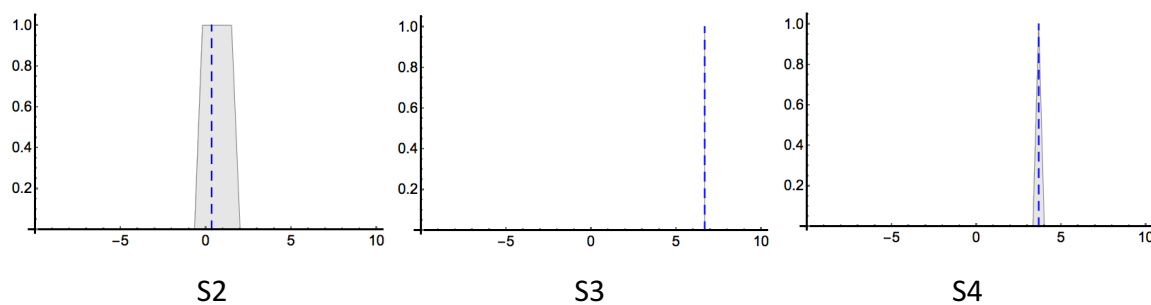
Cas 1 bis : Echéance temporelle de $t_0 + 5$ ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

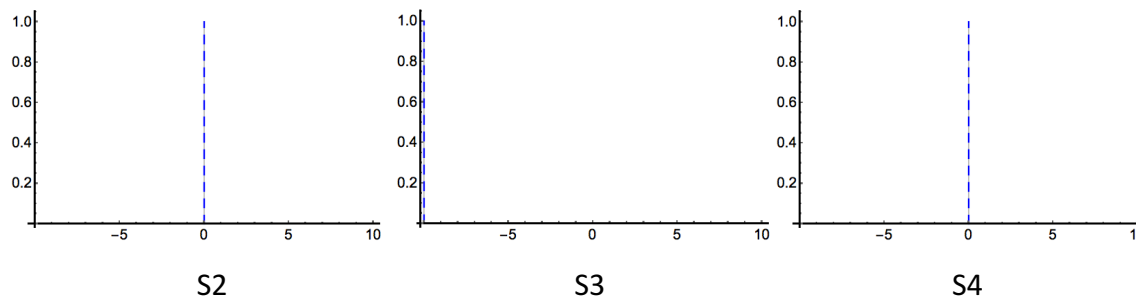
Indicateur 1 : Impacts sur l'aléa



Indicateur 2 : Impacts sur la vulnérabilité physique

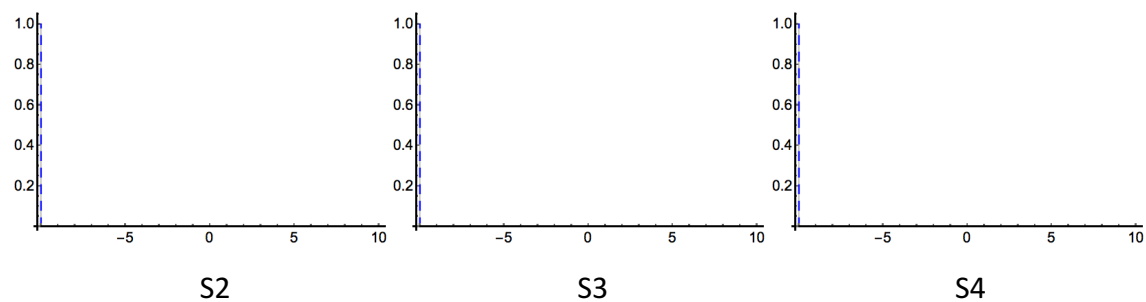


Indicateur 3 : Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs

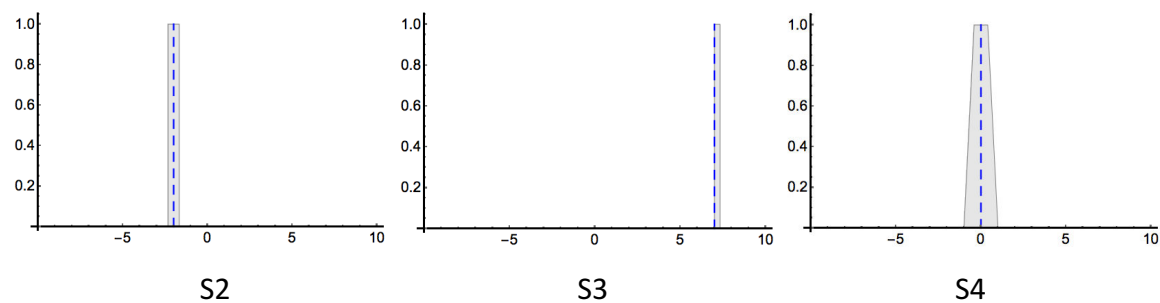


Critère 2 : Durabilité économique

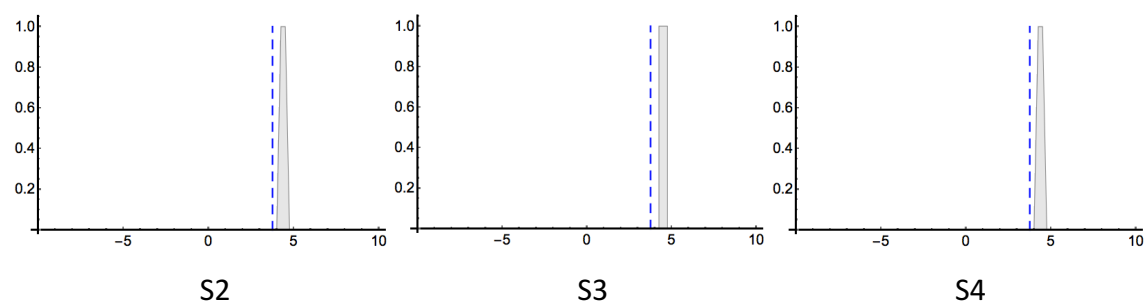
Indicateur 4 : Coûts totaux annualisés



Indicateur 5 : Impacts sur la vulnérabilité économique

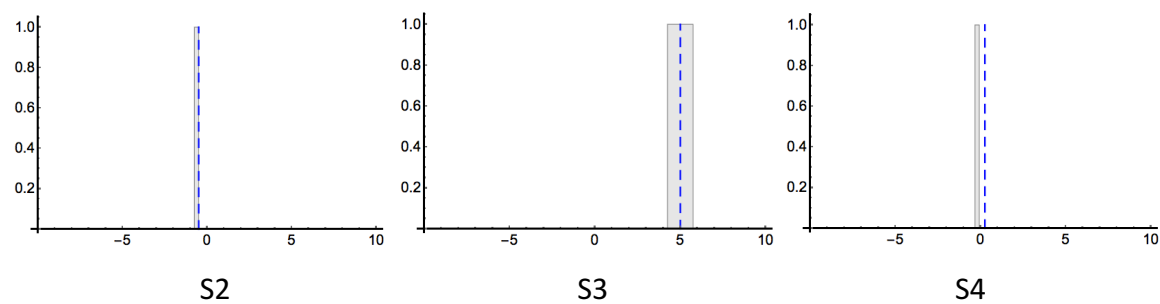


Indicateur 6 : Création ou mise en danger d'opportunités économiques

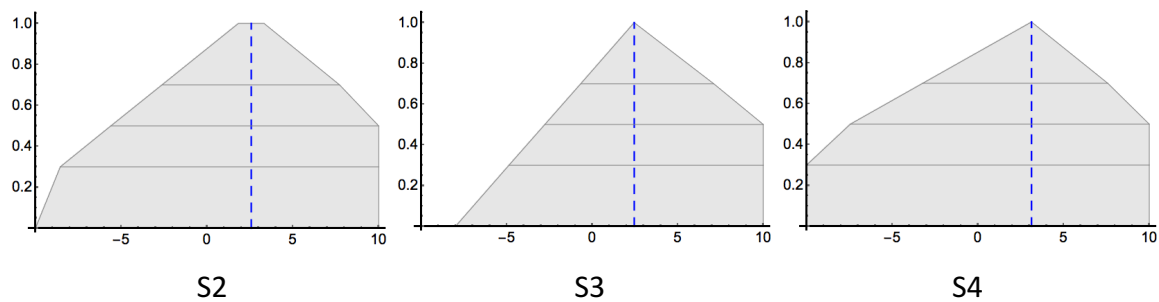


Critère 3 : Durabilité sociale

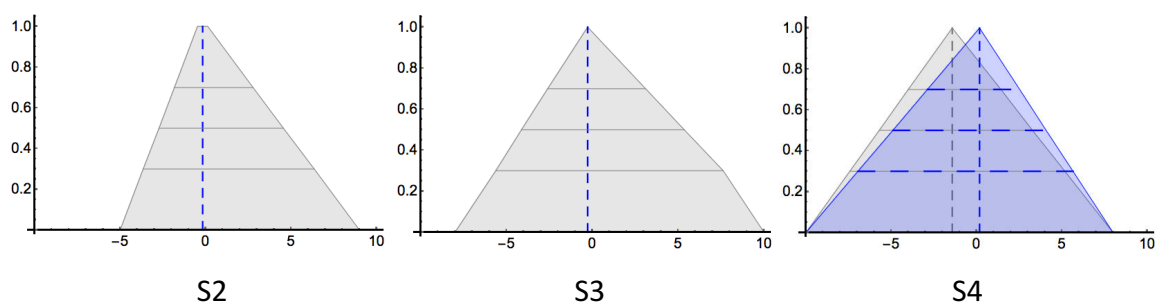
Indicateur 7 : Impacts sur la vulnérabilité sociale



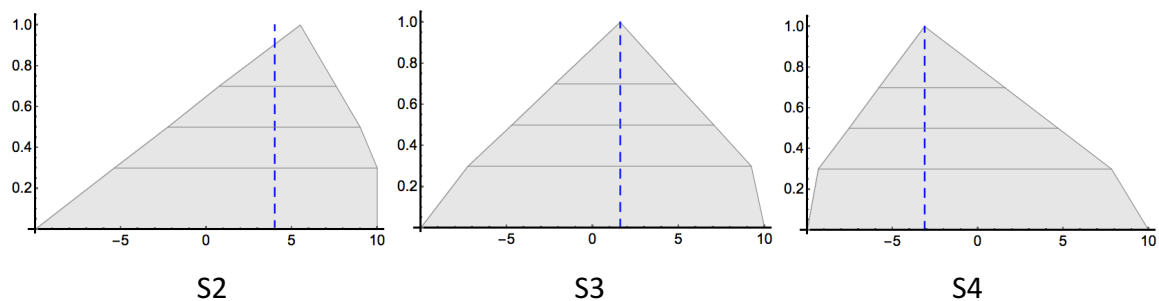
Indicateur 8 : Acceptabilité sociale



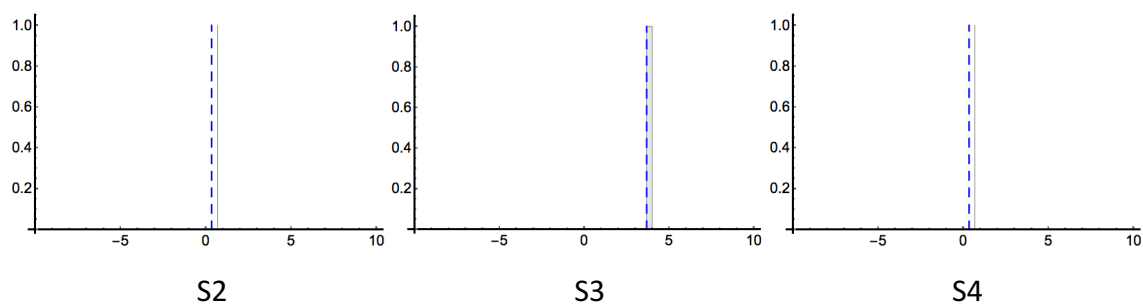
Indicateur 9 : Équité/Cohésion sociale



Indicateur 10 : Impacts sur le cadre de vie

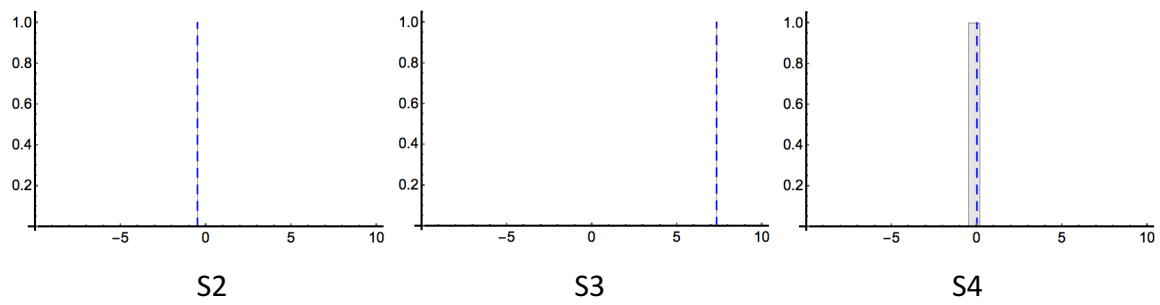


Indicateur 11 : Identité territoriale

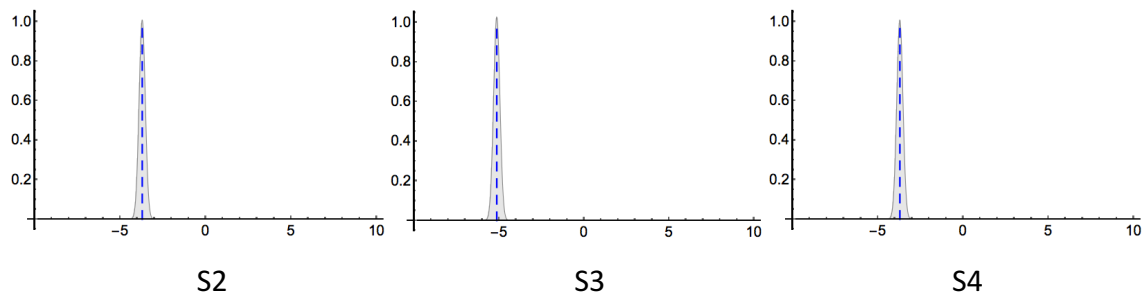


Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateur 12 : Impacts sur la vulnérabilité environnementale

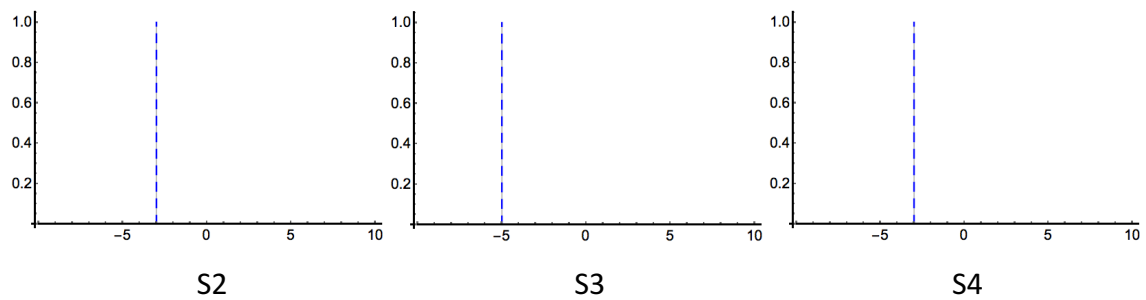


Indicateur 13 : Impacts environnementaux

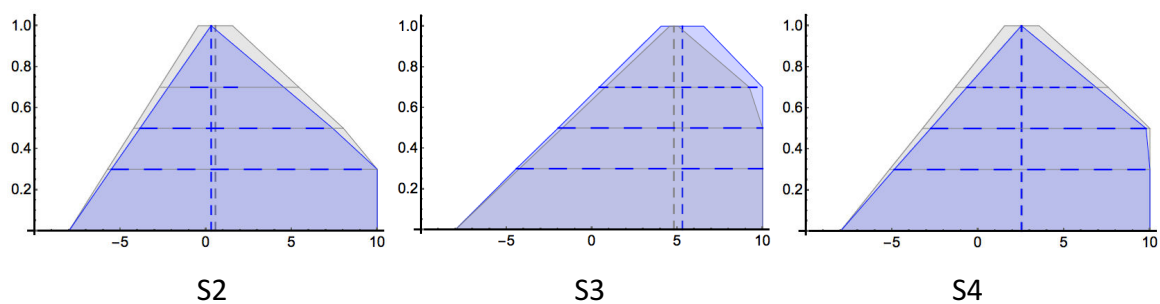


Critère 5 : Durabilité institutionnelle

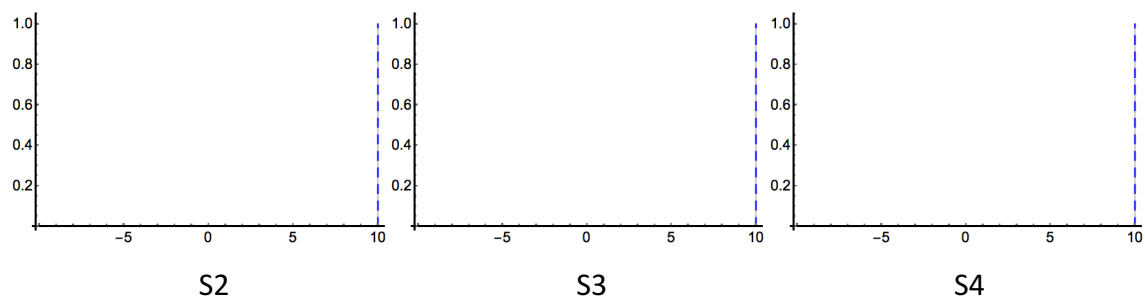
Indicateur 14 : Flexibilité - Réversibilité



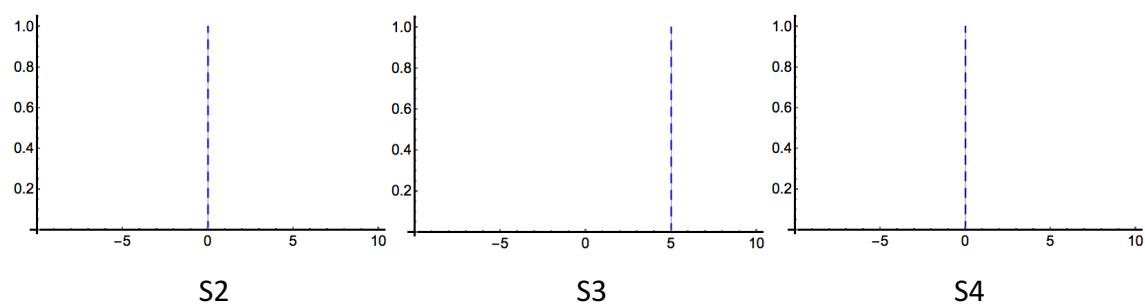
Indicateur 15 : Niveau de concertation publique (Compatibilité avec les attentes des différents acteurs)



Indicateur 16 : Cohérence avec les politiques communales de développement



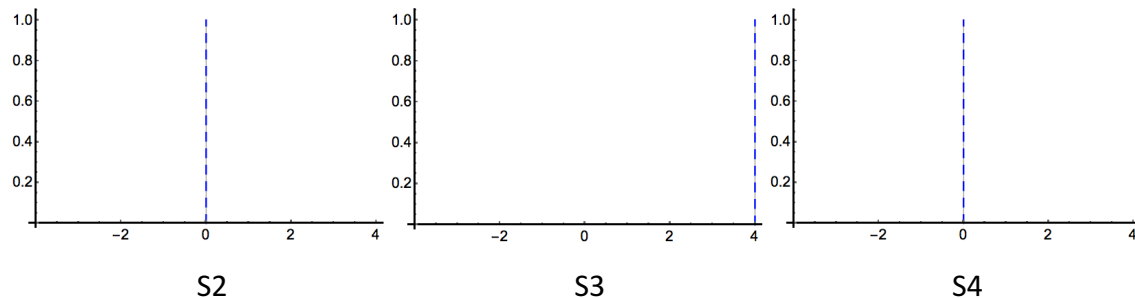
Indicateur 17 : Cohérence territoriale



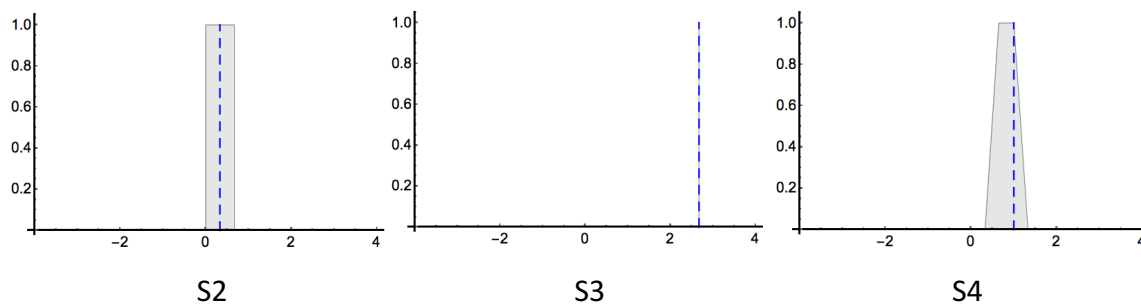
Cas 2 : Echéance temporelle de $t_0 + 10$ ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

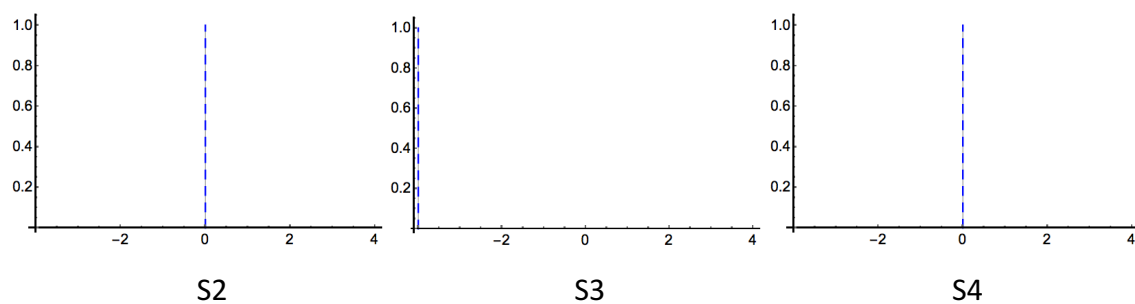
Indicateur 1 : Impacts sur l'aléa



Indicateur 2 : Impacts sur la vulnérabilité physique

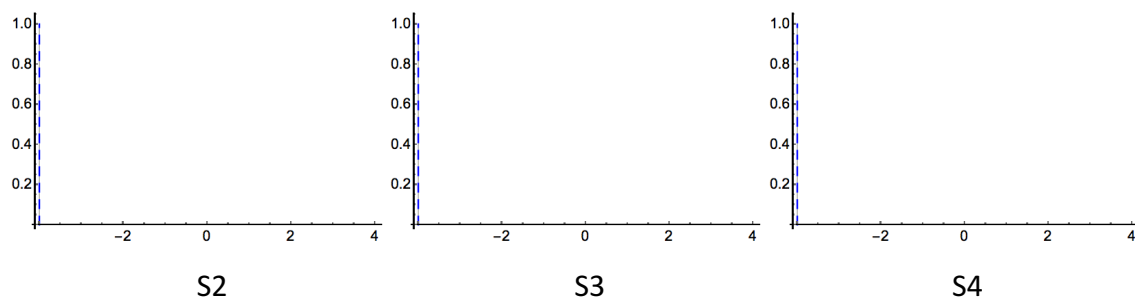


Indicateur 3 : Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs

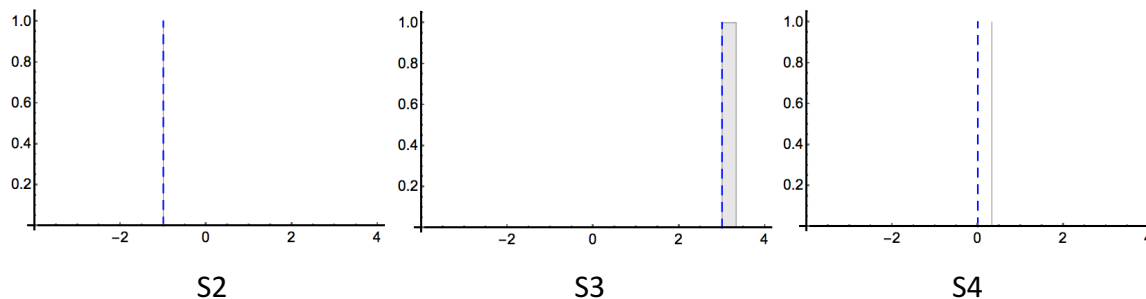


Critère 2 : Durabilité économique

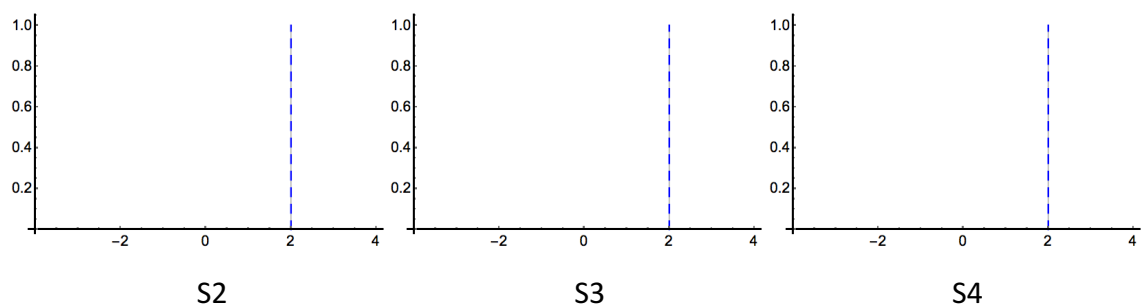
Indicateur 4 : Coûts totaux annualisés



Indicateur 5 : Impacts sur la vulnérabilité économique

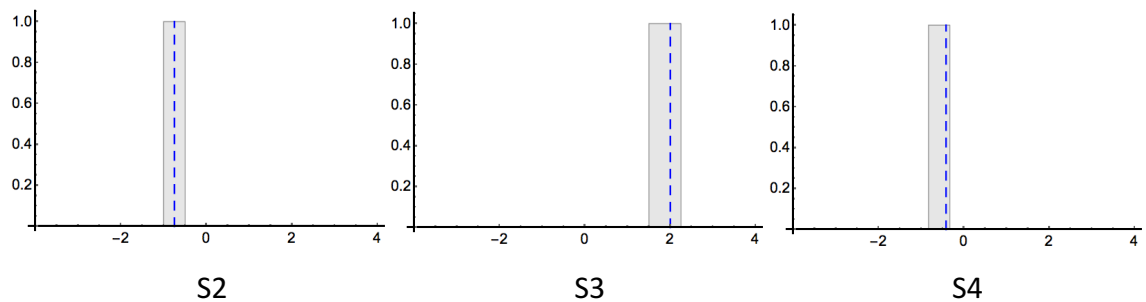


Indicateur 6 : Création ou mise en danger d'opportunités économiques

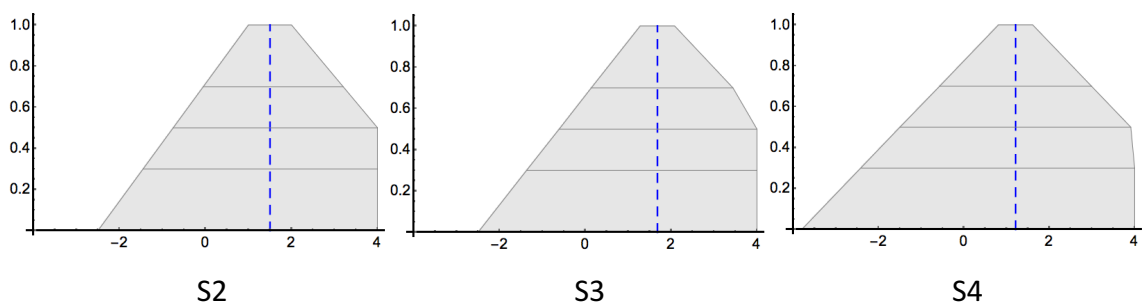


Critère 3 : Durabilité sociale

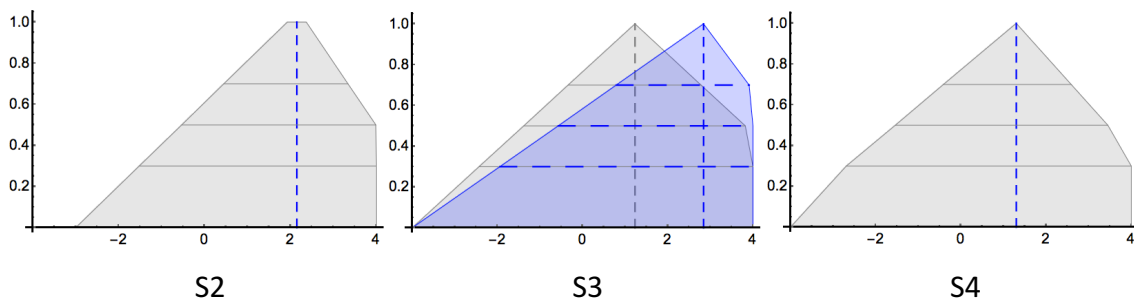
Indicateur 7 : Impacts sur la vulnérabilité sociale



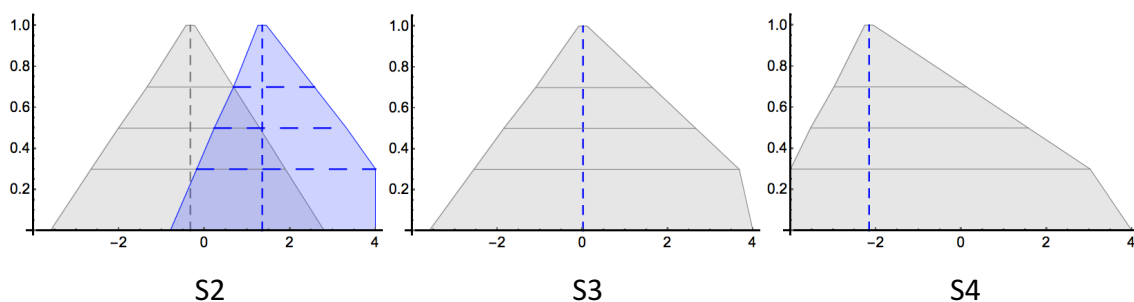
Indicateur 8 : Acceptabilité sociale



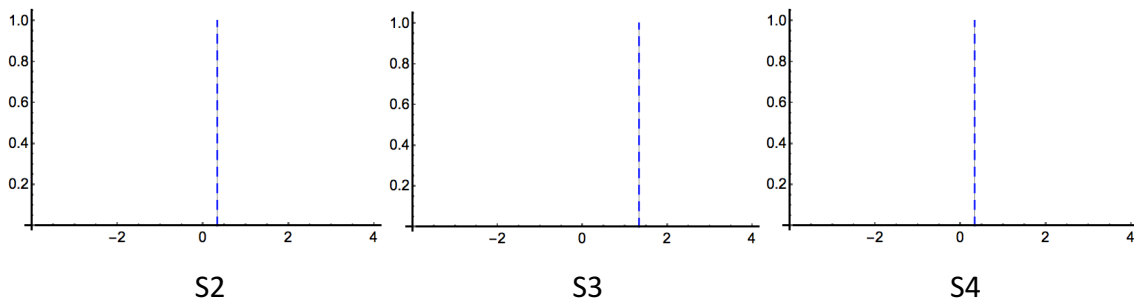
Indicateur 9 : Equité/Cohésion sociale



Indicateur 10 : Impacts sur le cadre de vie

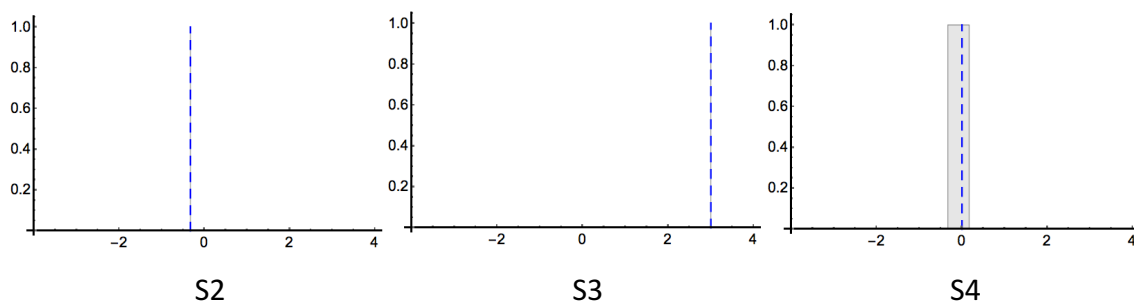


Indicateur 11 : Identité territoriale

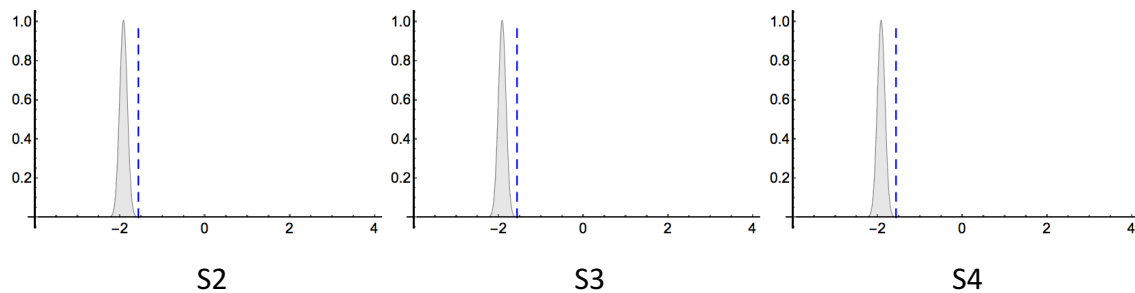


Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateur 12 : Impacts sur la vulnérabilité environnementale

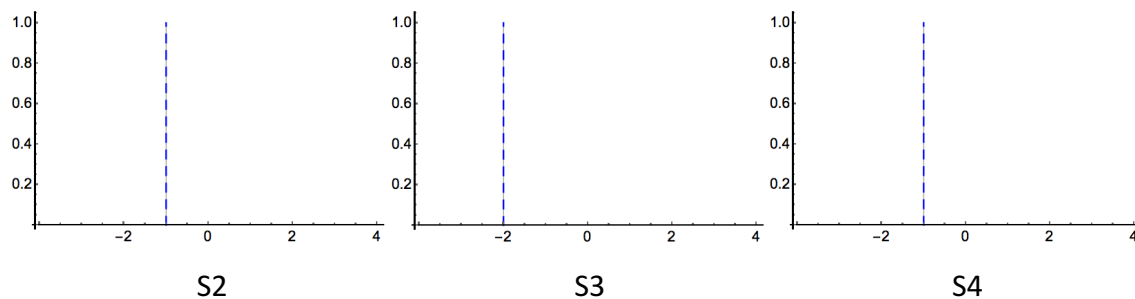


Indicateur 13 : Impacts environnementaux

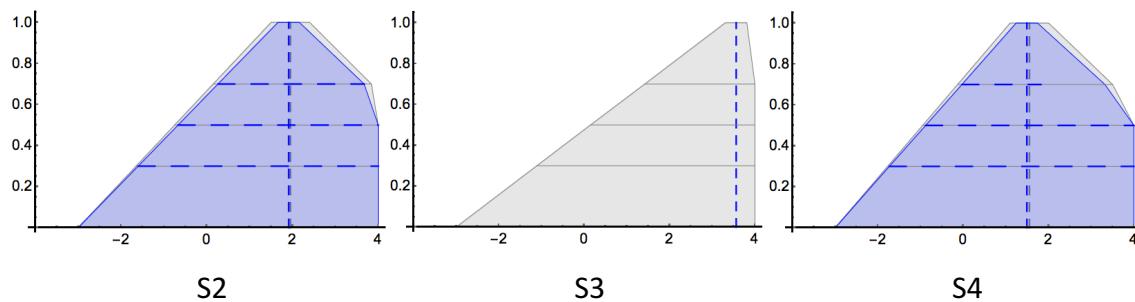


Critère 5 : Durabilité institutionnelle

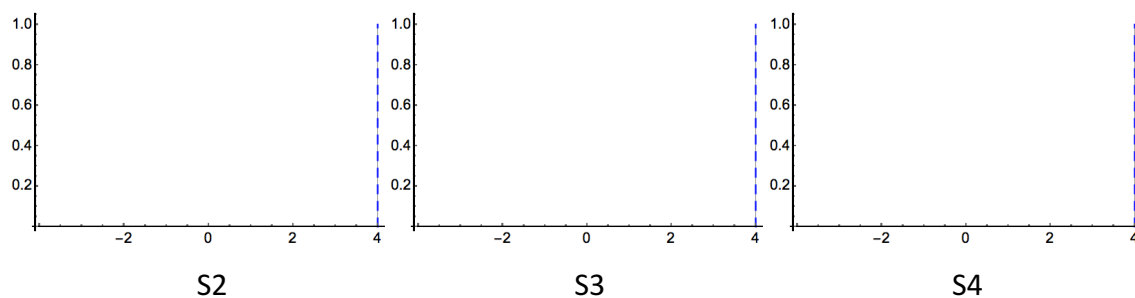
Indicateur 14 : Flexibilité - Réversibilité



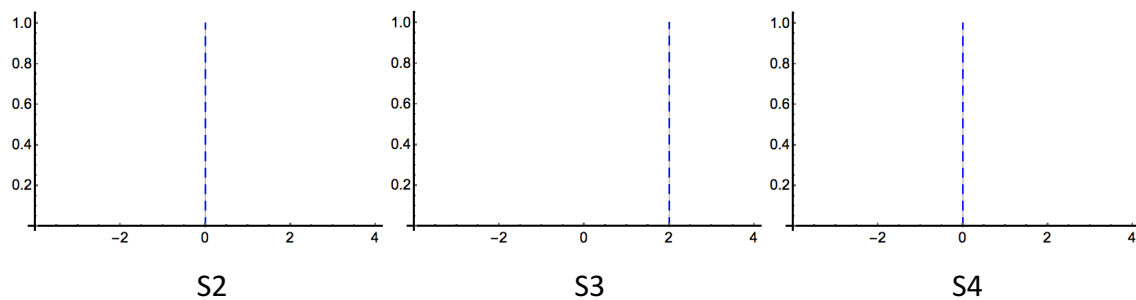
Indicateur 15 : Niveau de concertation publique



Indicateur 16 : Cohérence avec les politiques communales de développement

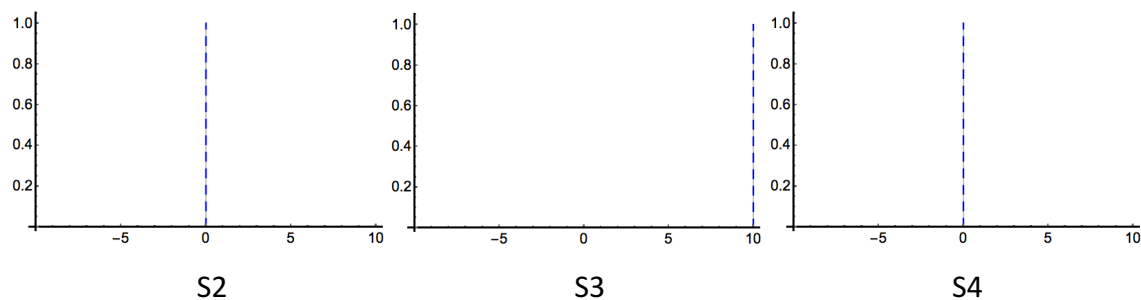


Indicateur 17 : Cohérence territoriale

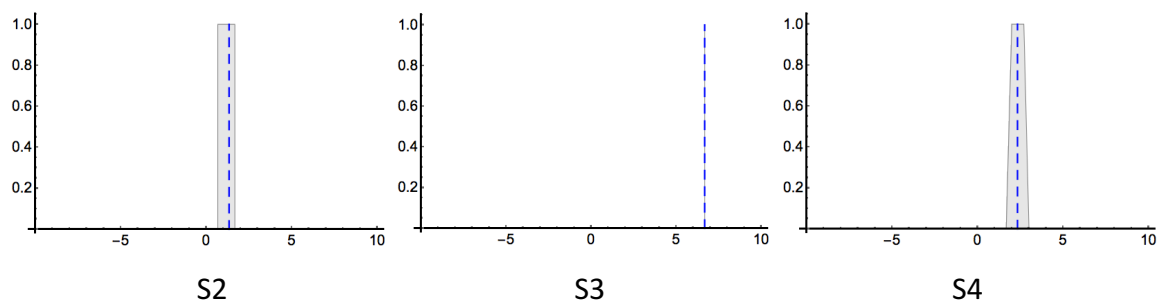
Cas 2 bis : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

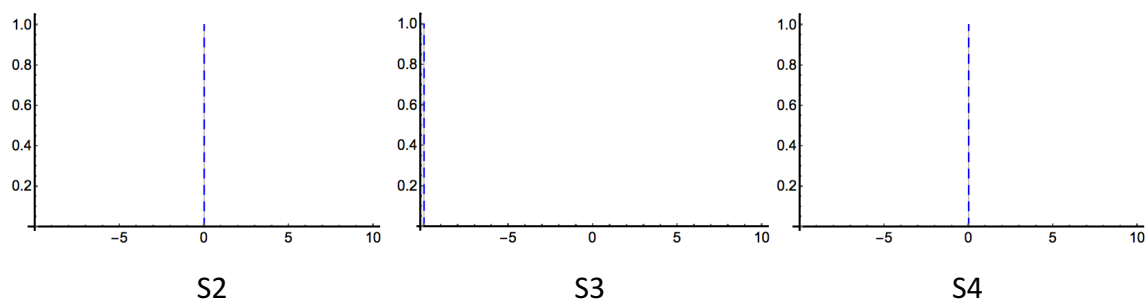
Indicateur 1 : Impacts sur l'aléa



Indicateur 2 : Impacts sur la vulnérabilité physique

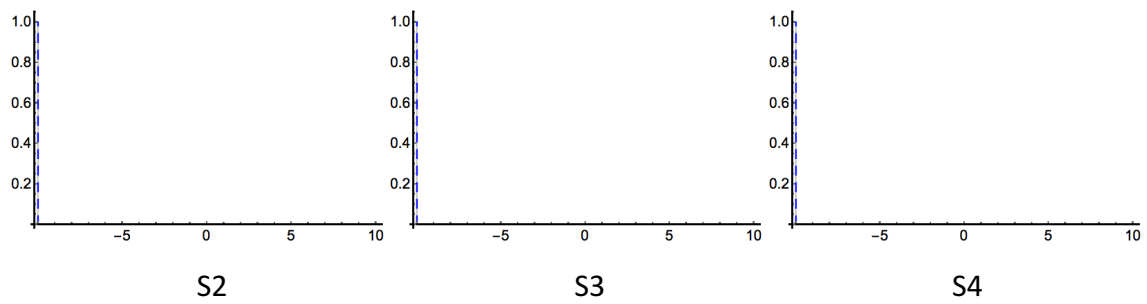


Indicateur 3 : Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs

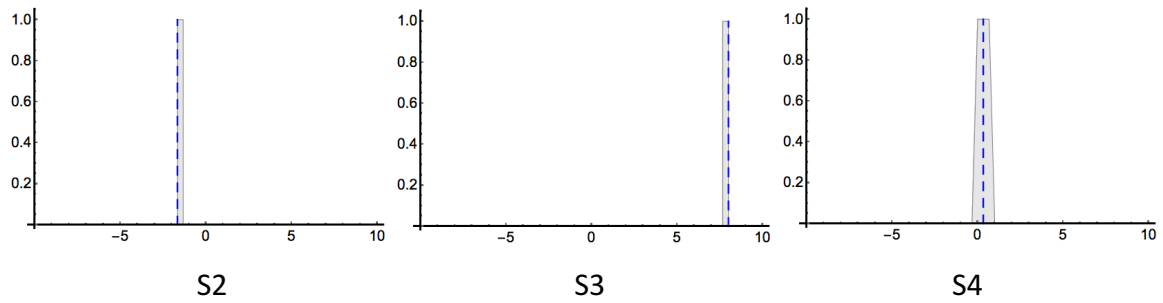


Critère 2 : Durabilité économique

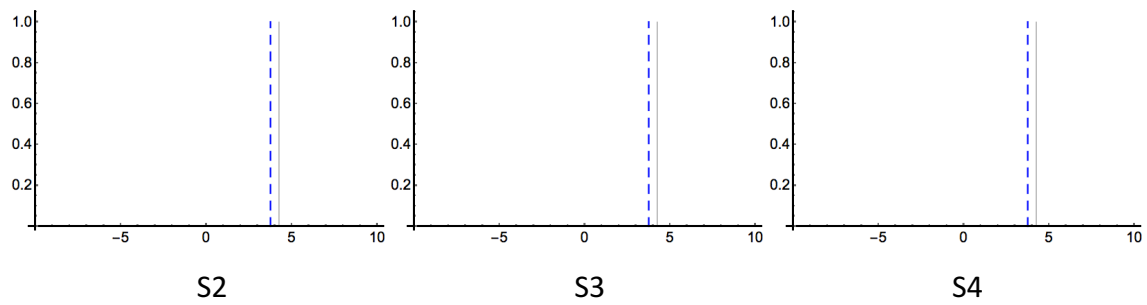
Indicateur 4 : Coûts totaux annualisés



Indicateur 5 : Impacts sur la vulnérabilité économique

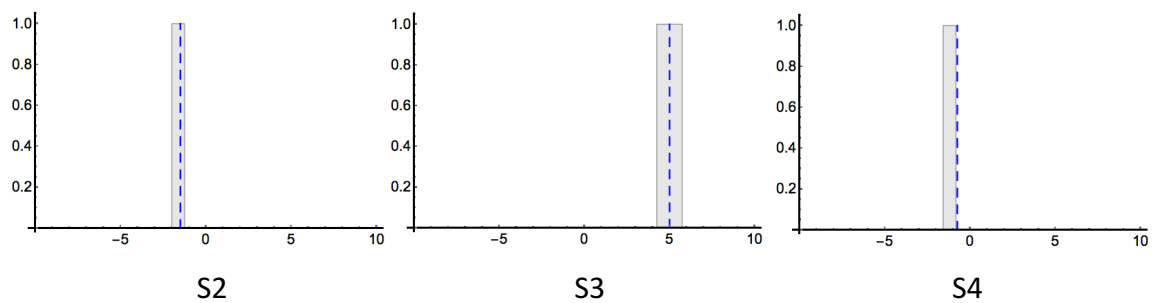


Indicateur 6 : Création ou mise en danger d'opportunités économiques

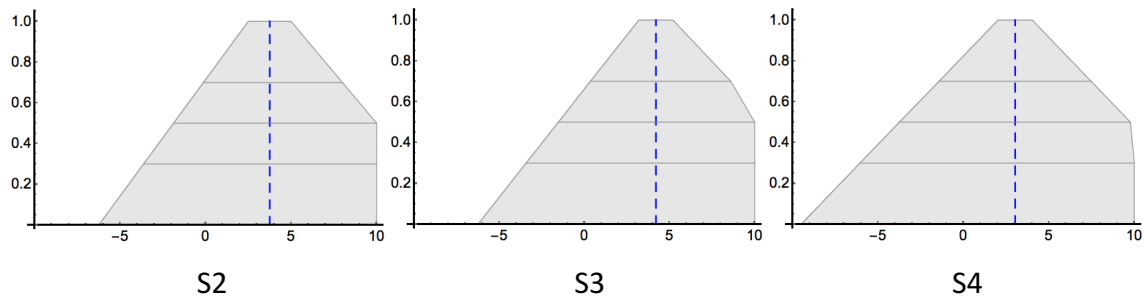


Critère 3 : Durabilité sociale

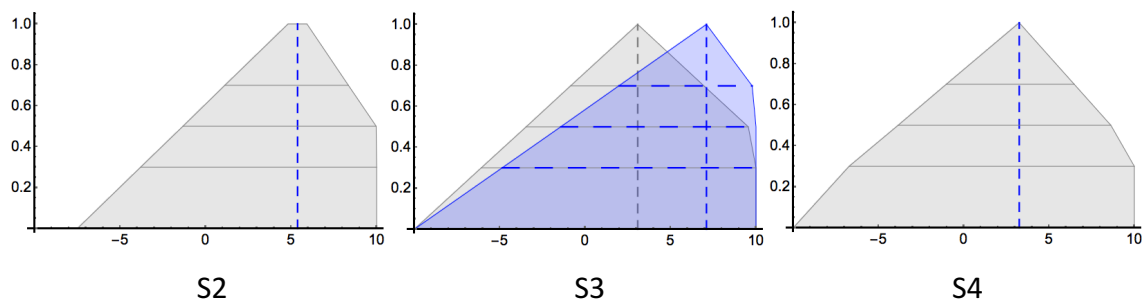
Indicateur 7 : Impacts sur la vulnérabilité sociale



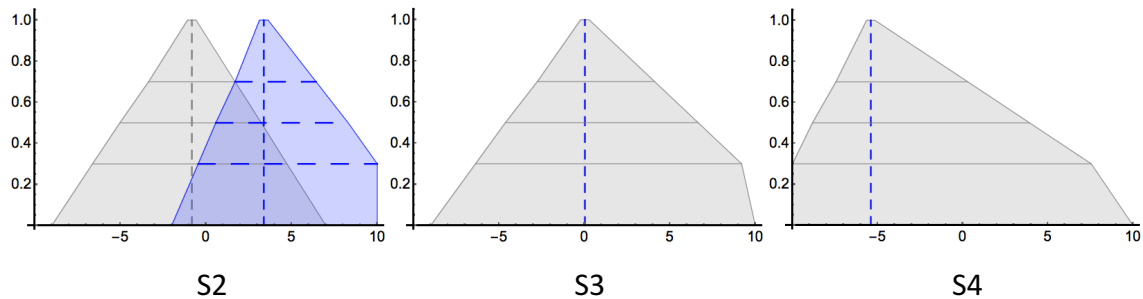
Indicateur 8 : Acceptabilité sociale



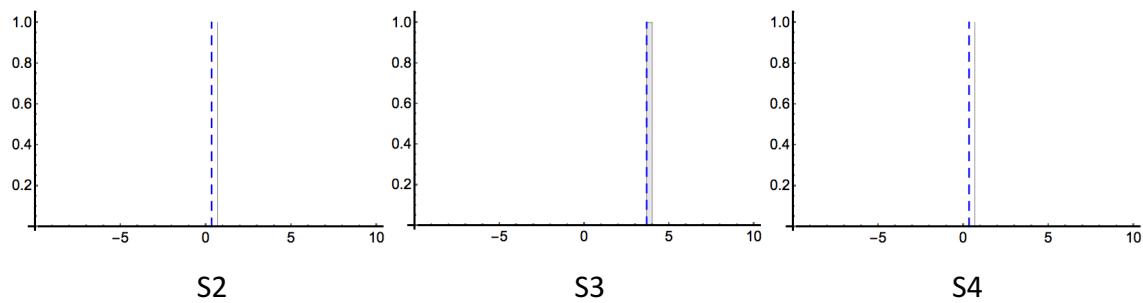
Indicateur 9 : Équité/Cohésion sociale



Indicateur 10 : Impacts sur le cadre de vie

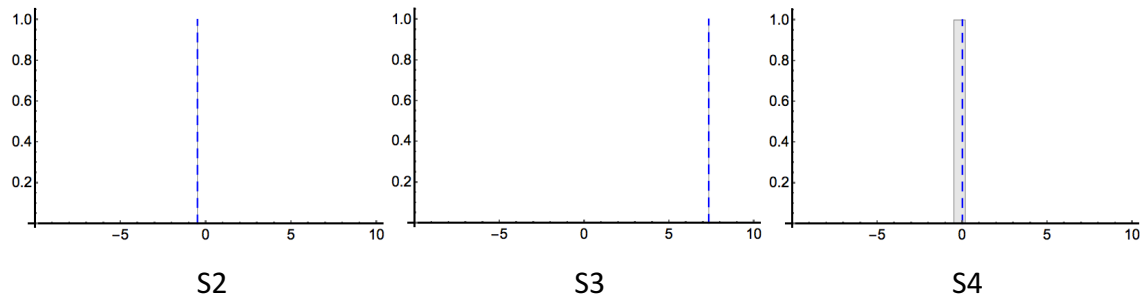


Indicateur 11 : Identité territoriale

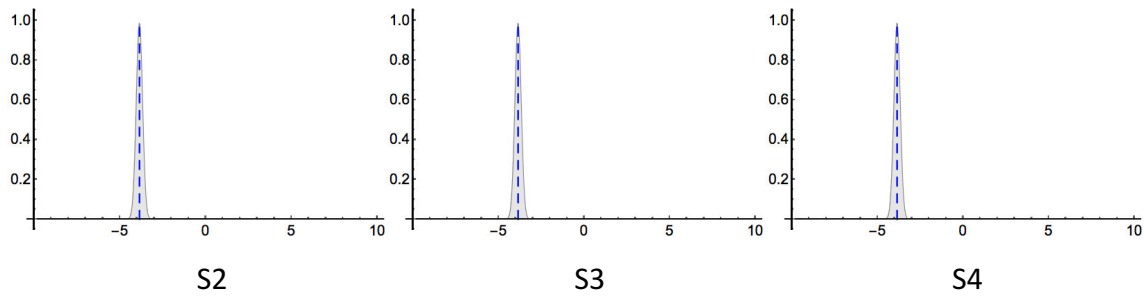


Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateur 12 : Impacts sur la vulnérabilité environnementale

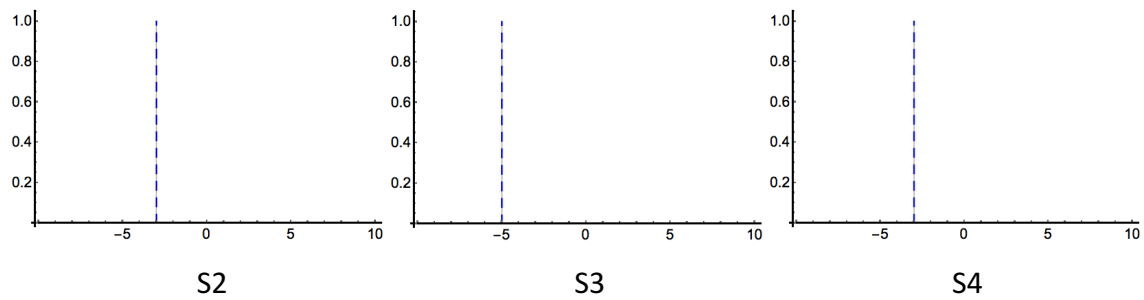


Indicateur 13 : Impacts environnementaux

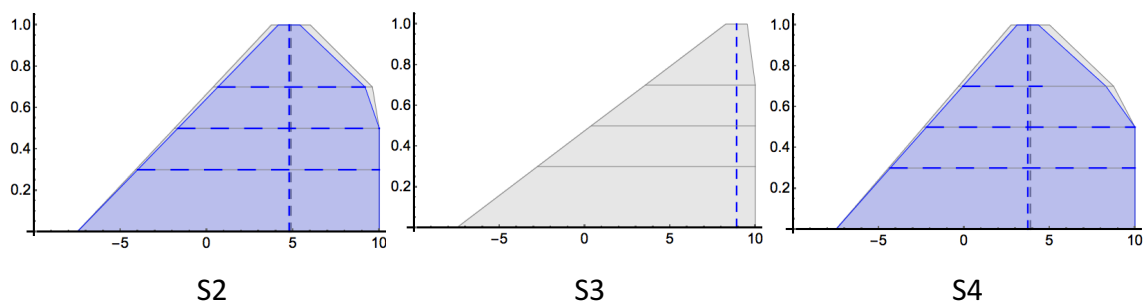


Critère 5 : Durabilité institutionnelle

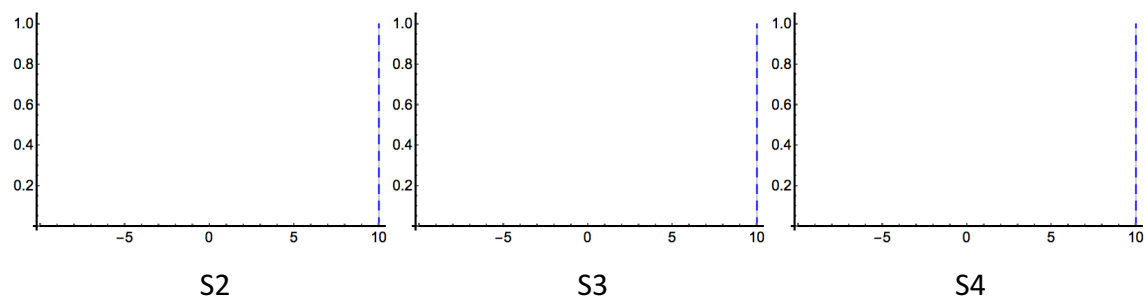
Indicateur 14 : Flexibilité - Réversibilité



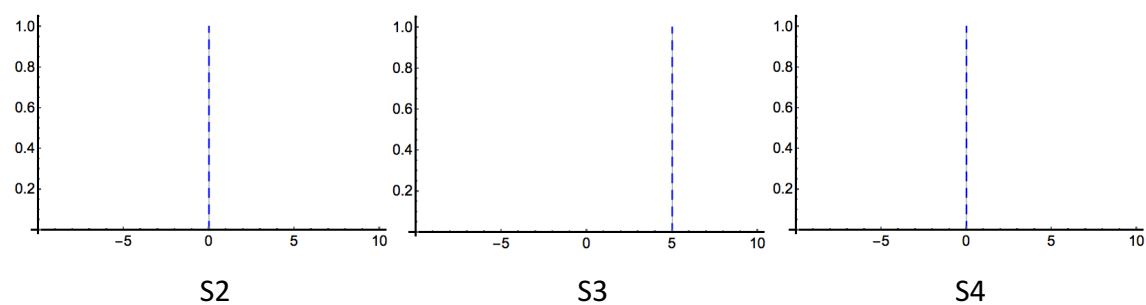
Indicateur 15 : Niveau de concertation publique



Indicateur 16 : Cohérence avec les politiques communales de développement



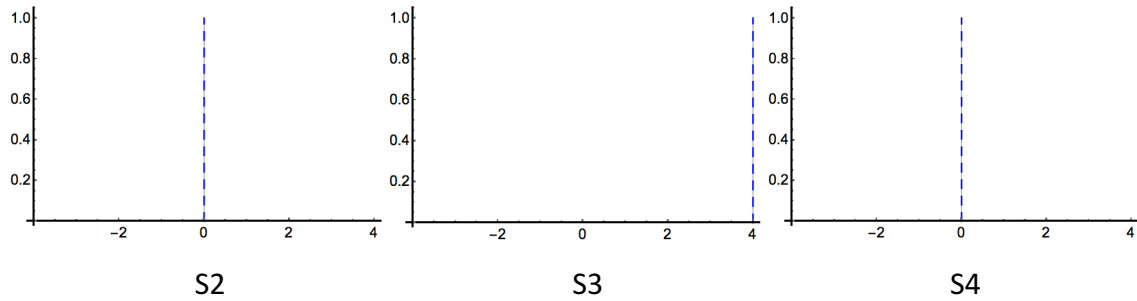
Indicateur 17 : Cohérence territoriale



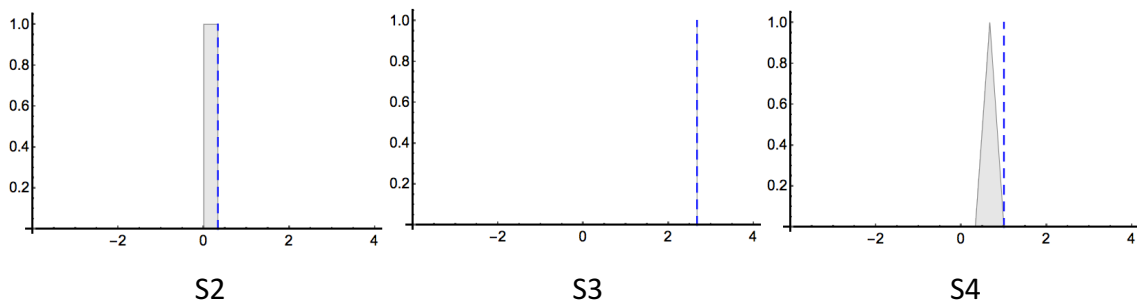
Cas 3 : Echéance temporelle de $t_0 + 30$ ans pour une échelle isométrique de 25 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

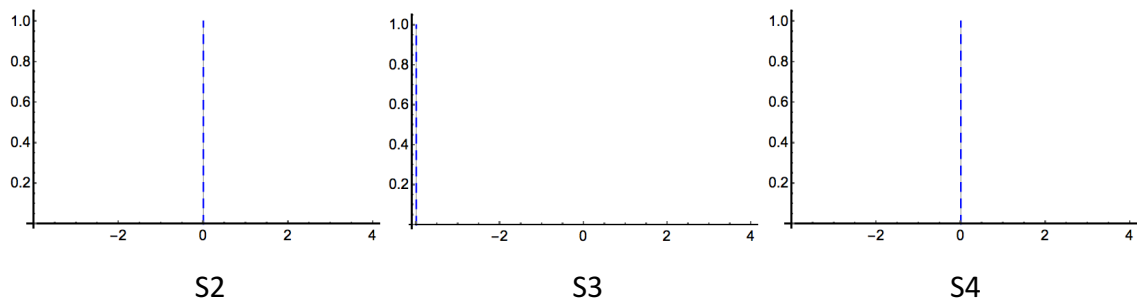
Indicateur 1 : Impacts sur l'aléa



Indicateur 2 : Impacts sur la vulnérabilité physique

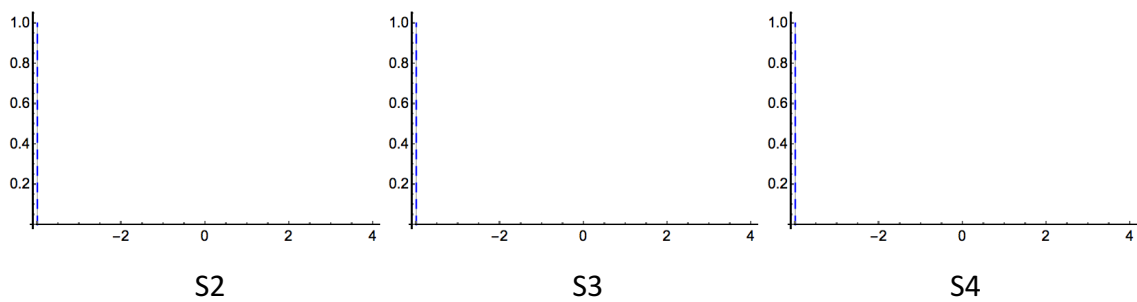


Indicateur 3 : Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs

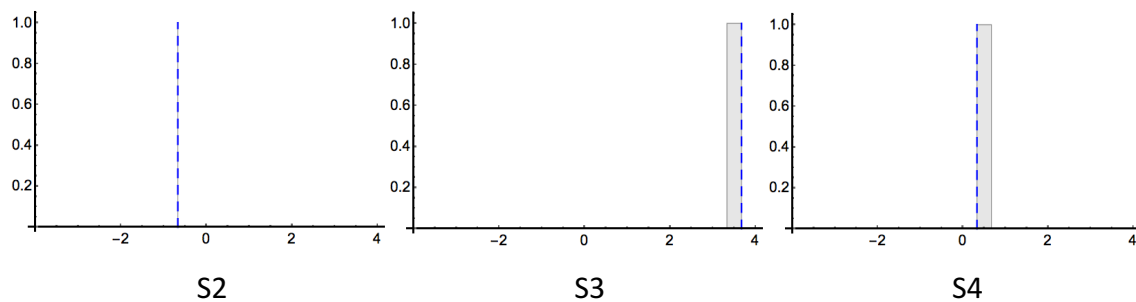


Critère 2 : Durabilité économique

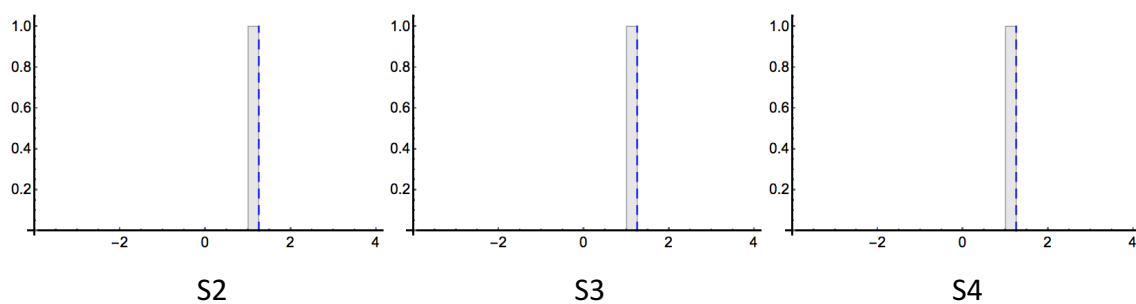
Indicateur 4 : Coûts totaux annualisés



Indicateur 5 : Impacts sur la vulnérabilité économique

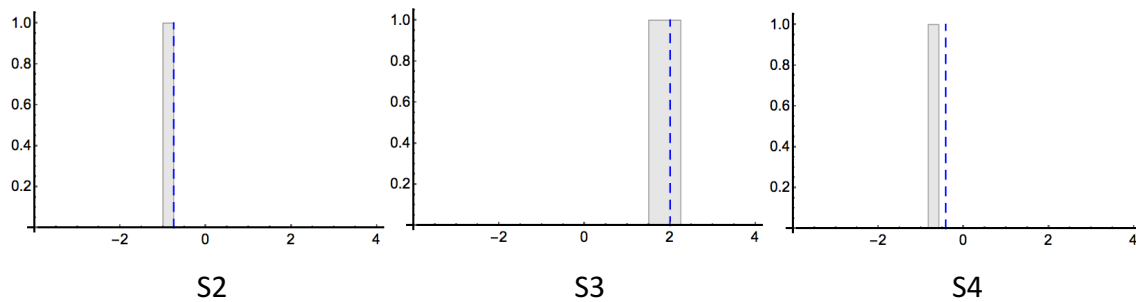


Indicateur 6 : Création ou mise en danger d'opportunités économiques

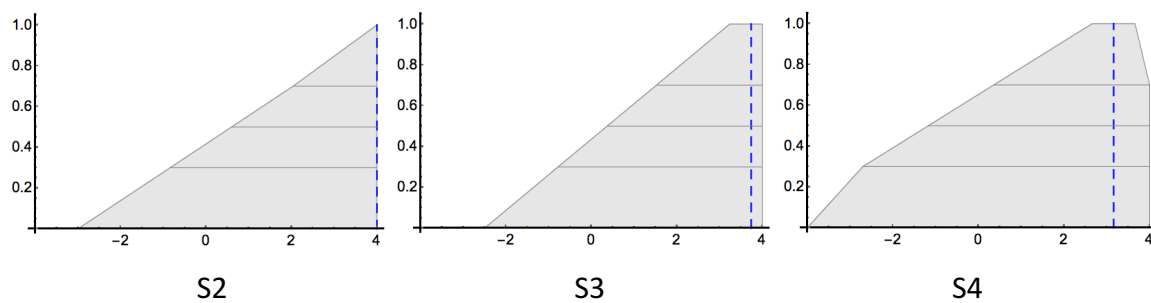


Critère 3 : Durabilité sociale

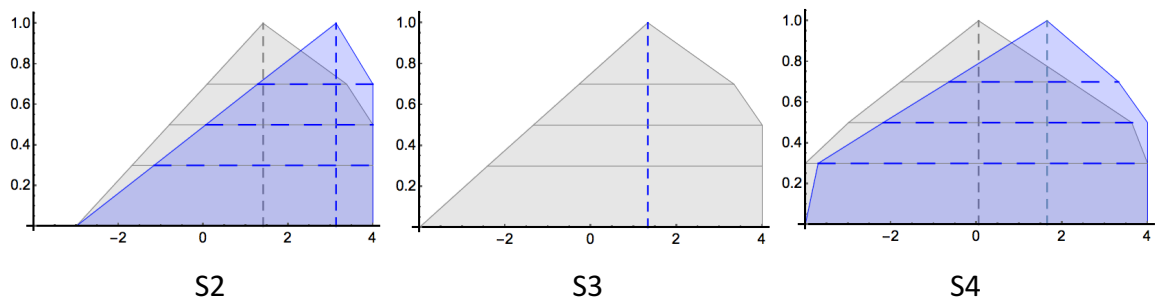
Indicateur 7 : Impacts sur la vulnérabilité sociale



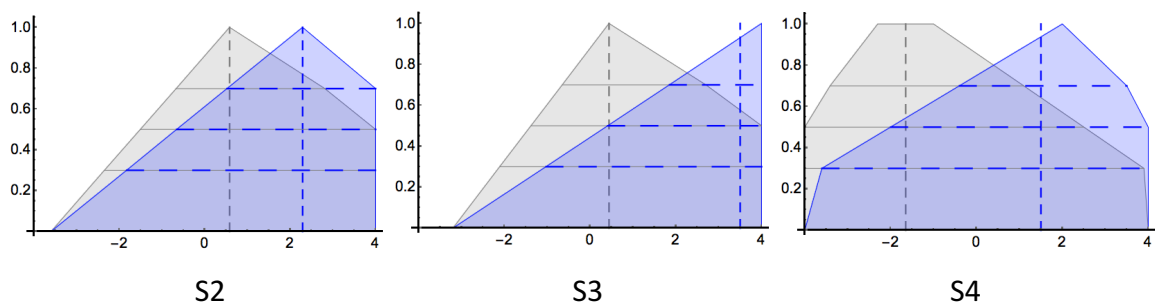
Indicateur 8 : Acceptabilité sociale



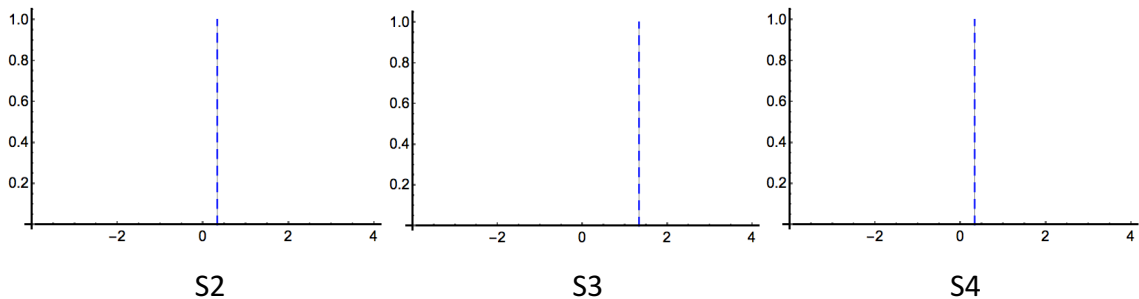
Indicateur 9 : Equité/Cohésion sociale



Indicateur 10 : Impacts sur le cadre de vie

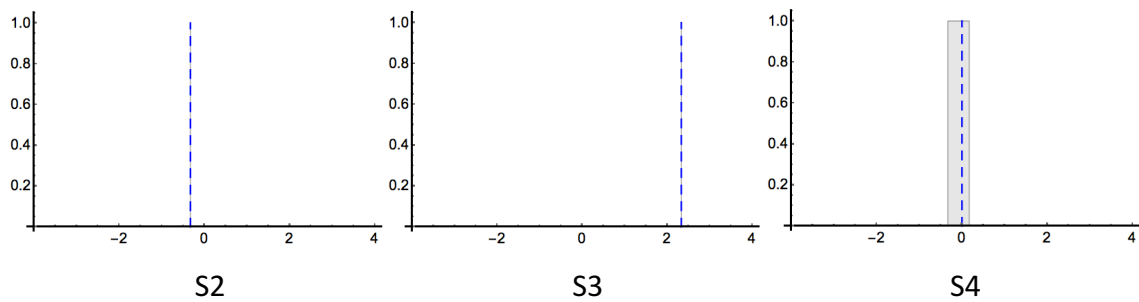


Indicateur 11 : Identité territoriale

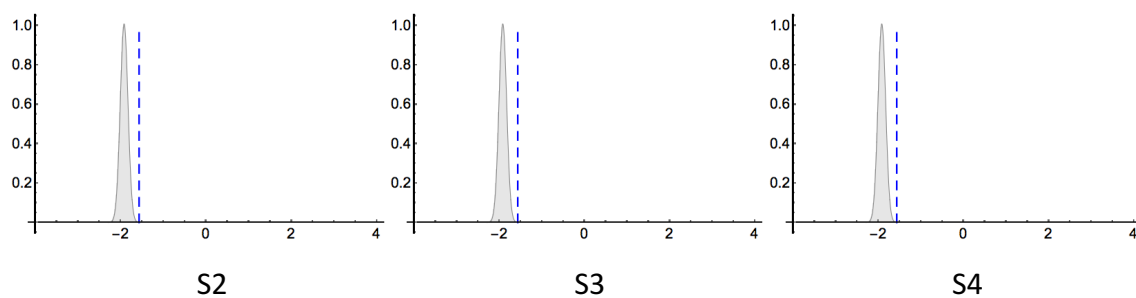


Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateur 12 : Impacts sur la vulnérabilité environnementale

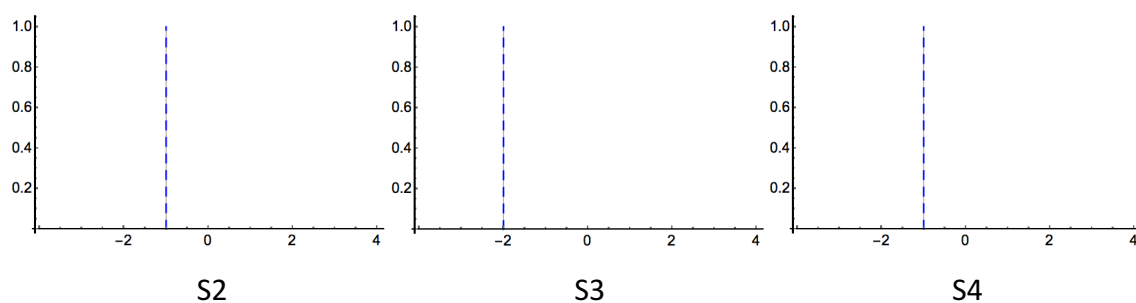


Indicateur 13 : Impacts environnementaux

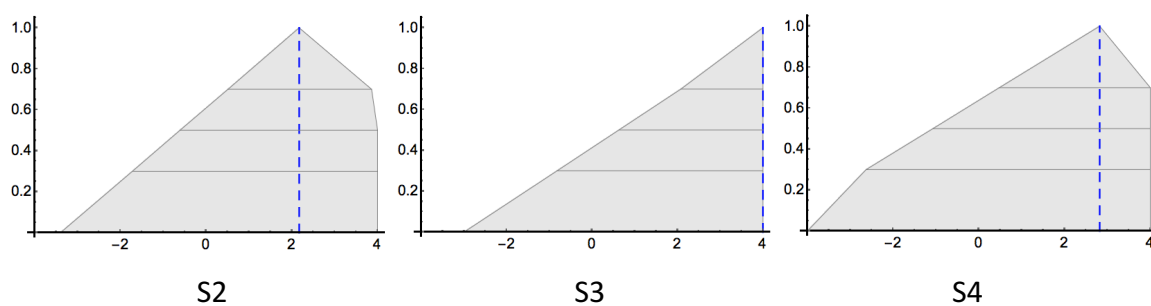


Critère 5 : Durabilité institutionnelle

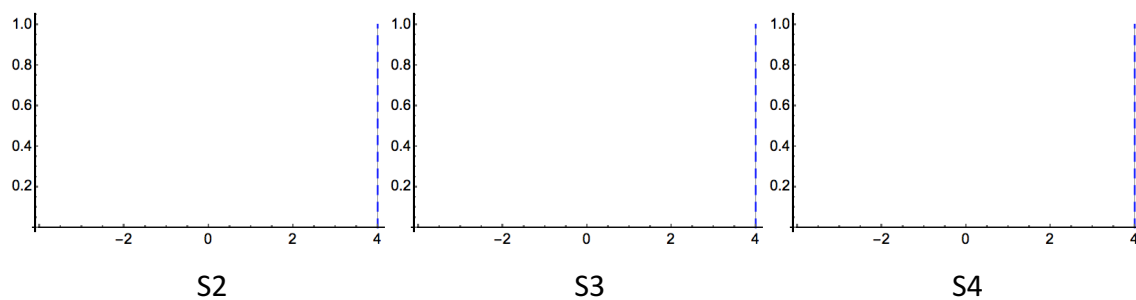
Indicateur 14 : Flexibilité - Réversibilité



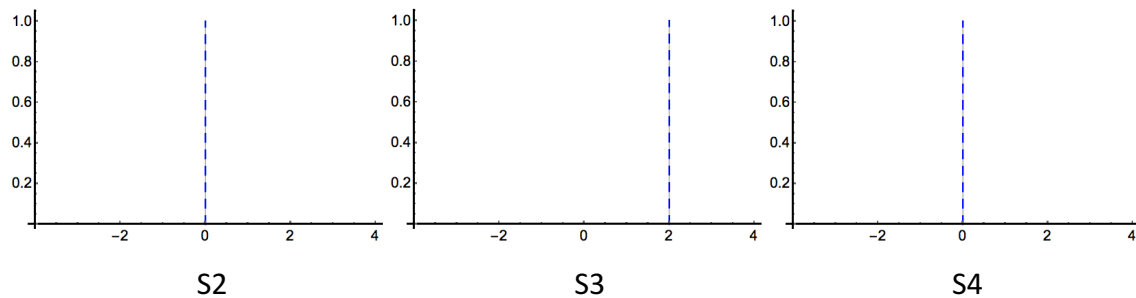
Indicateur 15 : Niveau de concertation publique



Indicateur 16 : Cohérence avec les politiques communales de développement



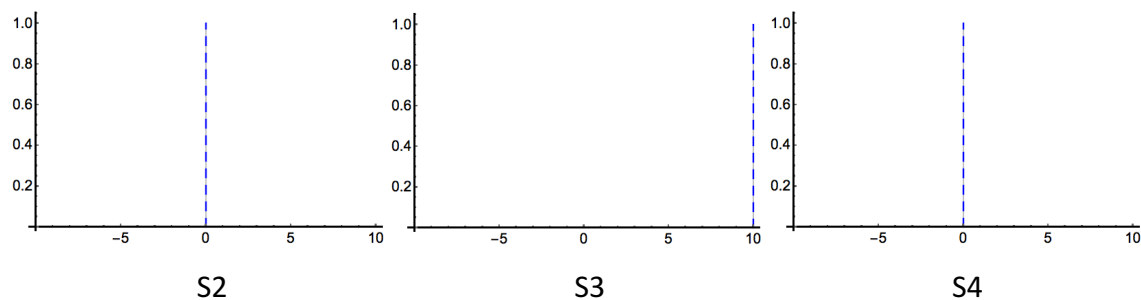
Indicateur 17 : Cohérence territoriale



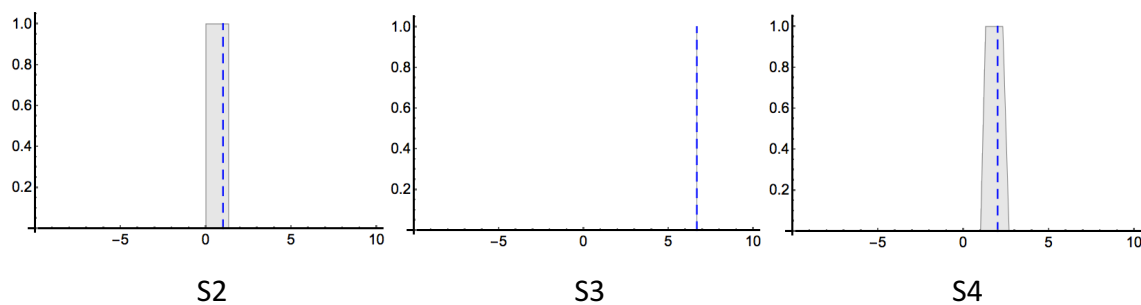
Cas 3 bis : Echéance temporelle de $t_0 + 30$ ans pour une échelle isométrique de 10 %

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

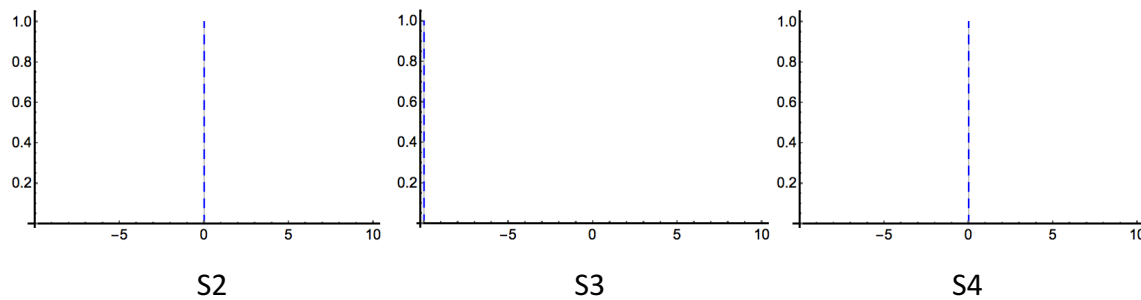
Indicateur 1 : Impacts sur l'aléa



Indicateur 2 : Impacts sur la vulnérabilité physique

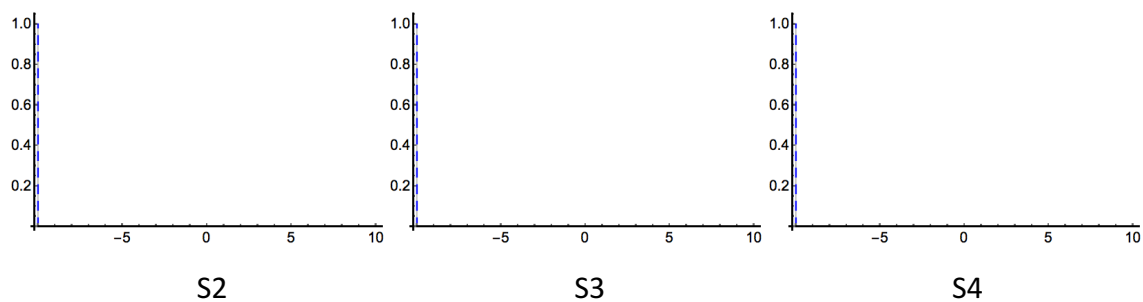


Indicateur 3 : Génération ou exacerbation de risques sur le territoire ou ailleurs

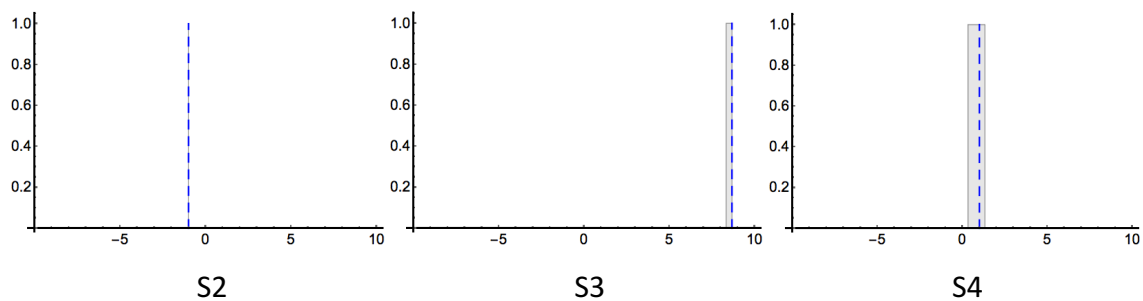


Critère 2 : Durabilité économique

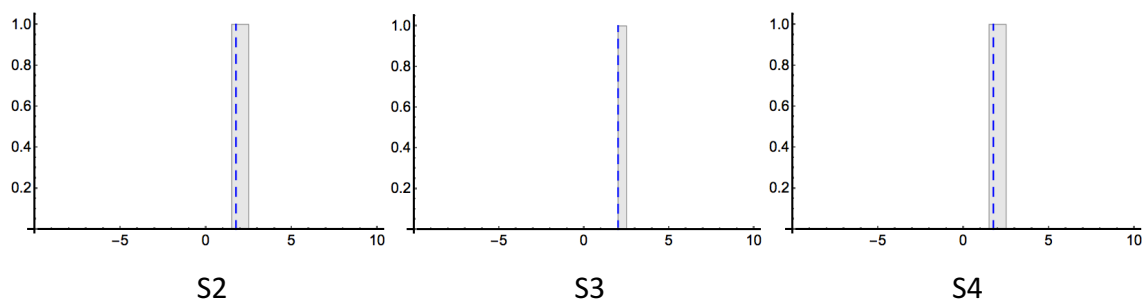
Indicateur 4 : Coûts totaux annualisés



Indicateur 5 : Impacts sur la vulnérabilité économique

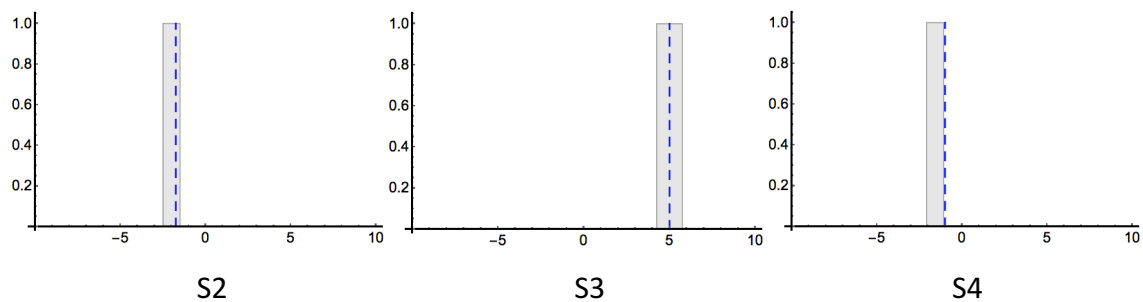


Indicateur 6 : Création ou mise en danger d'opportunités économiques

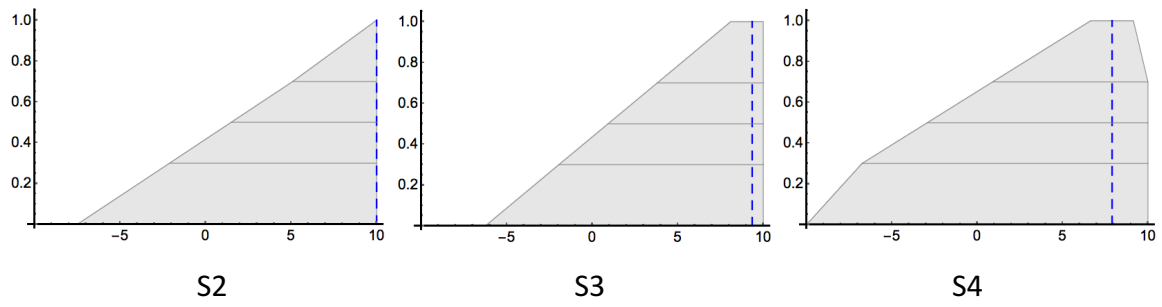


Critère 3 : Durabilité sociale

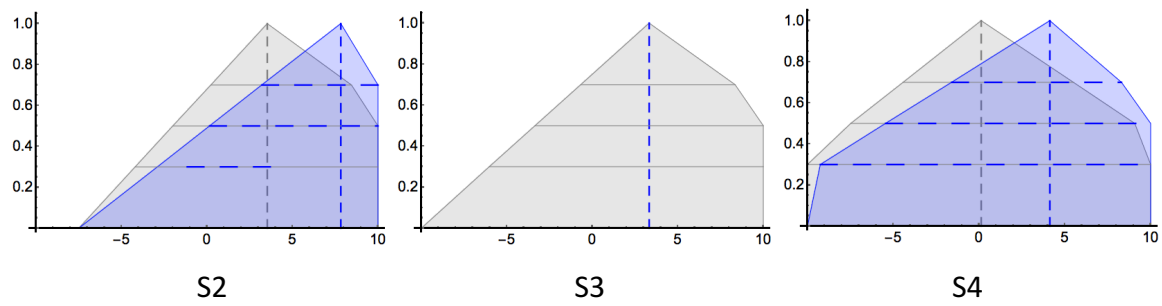
Indicateur 7 : Impacts sur la vulnérabilité sociale



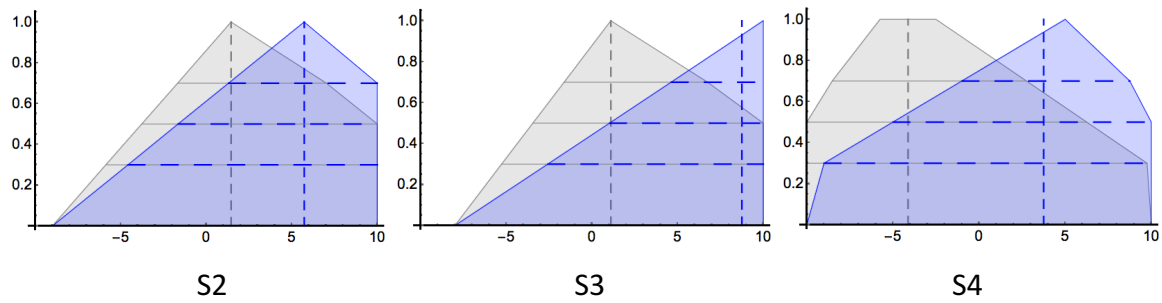
Indicateur 8 : Acceptabilité sociale



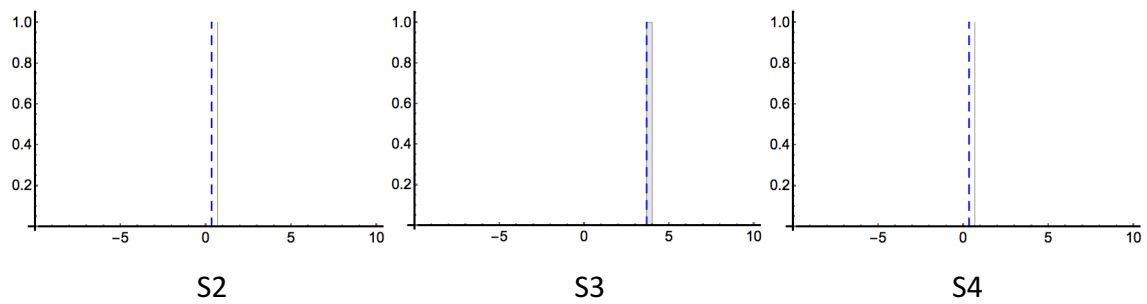
Indicateur 9 : Equité/Cohésion sociale



Indicateur 10 : Impacts sur le cadre de vie

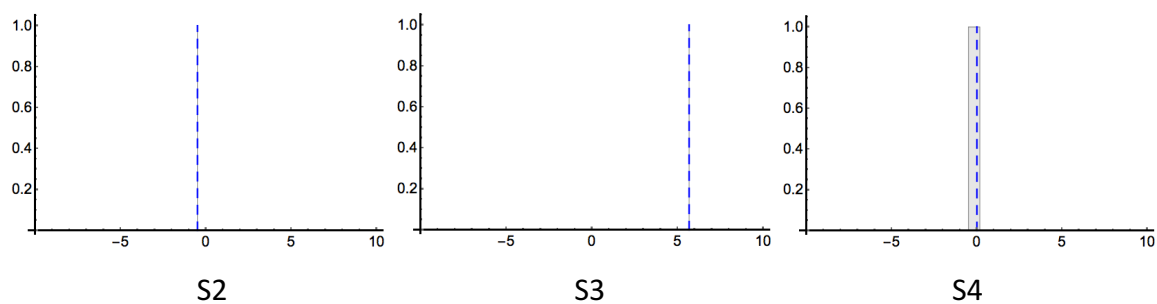


Indicateur 11 : Identité territoriale

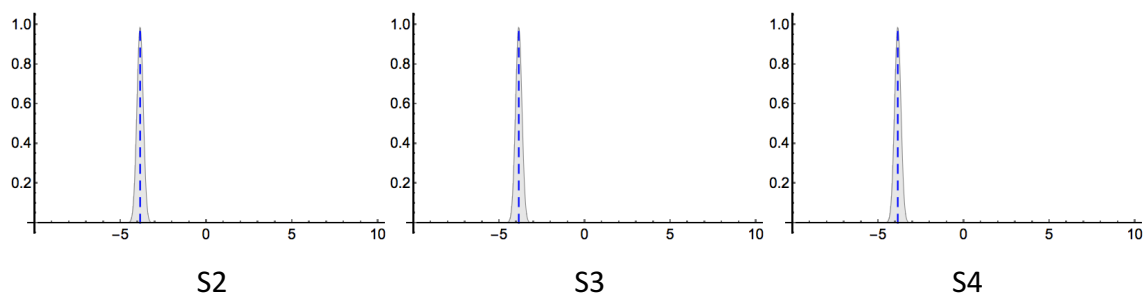


Critère 4 : Durabilité environnementale

Indicateur 12 : Impacts sur la vulnérabilité environnementale

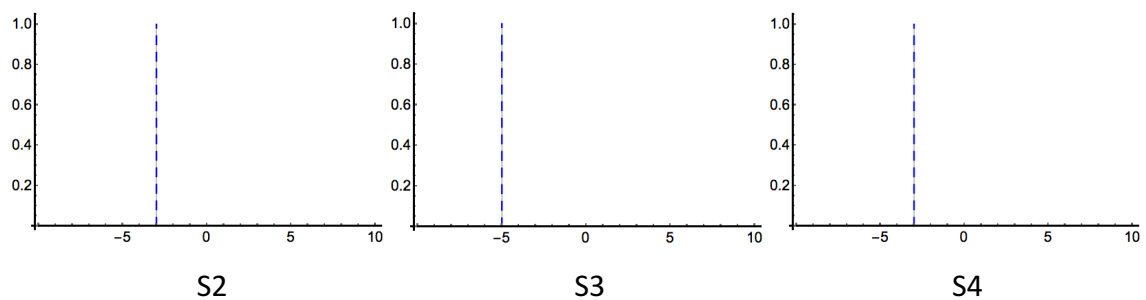


Indicateur 13 : Impacts environnementaux

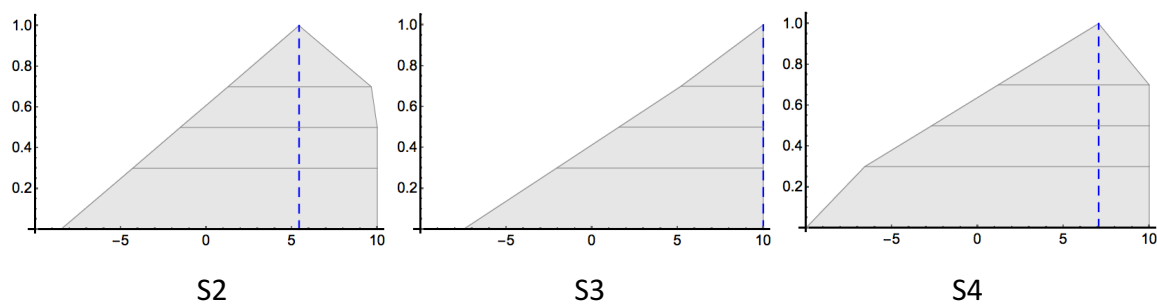


Critère 5 : Durabilité institutionnelle

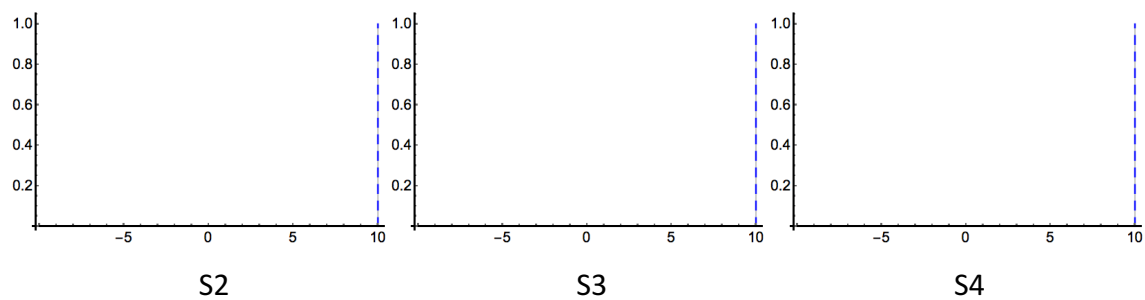
Indicateur 14 : Flexibilité - Réversibilité



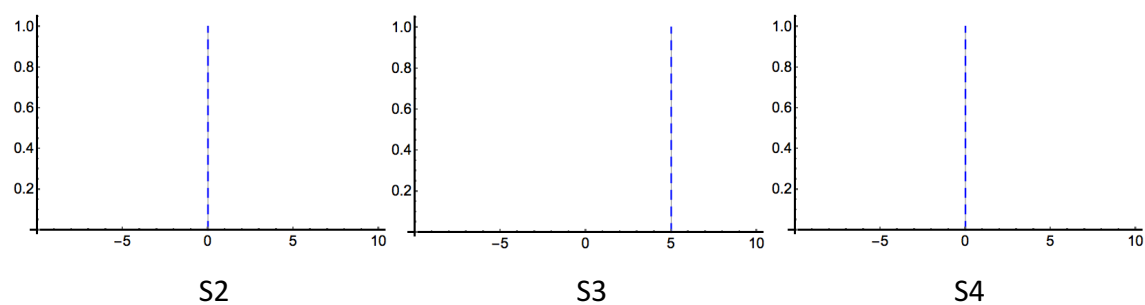
Indicateur 15 : Niveau de concertation publique



Indicateur 16 : Cohérence avec les politiques communales de développement



Indicateur 17 : Cohérence territoriale



Annexes A10 : Indices de Performance des Critères (IPC)

Cas 1 : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Efficacité technique et fonctionnelle	50 %	[0 ; 0,33]	{0,89}	[0,44 ; 0,56]
	70 %	[0 ; 0,33]	{0,89}	[0,44 ; 0,56]
	100 %	[0 ; 0,33] 0,11	{0,89} 0,89	[0,44 ; 0,56] 0,56
Durabilité économique	50 %	[- 1,11 ; - 1]	[0,33 ; 0,42]	[- 0,72 ; - 0,61]
	70 %	[- 1,11 ; - 1]	[0,33 ; 0,42]	[- 0,74 ; - 0,59]
	100 %	[- 1,11 ; - 1] - 1	[0,33 ; 0,42] 0,22	[- 0,78 ; - 0,56] - 0,67
Durabilité sociale	50 %	[- 0,83 ; 1,9]	[- 0,36 ; 2,51]	(1) : [- 1,61 ; 1,49] (2) : [- 1,54 ; 1,55] (1) : [- 2,09 ; 1,89]
	70 %	[- 1,39 ; 2,12]	[- 0,86 ; 2,86]	(2) : [- 2,05 ; 1,93] (1) : [- 2,35 ; 2,29] - 0,06
	100 %	[- 1,98 ; 2,34] 0,53	[- 1,51 ; 3,12] 0,97	(2) : [- 2,35 ; 2,29] 0,06
Durabilité environnementale	50 %	[- 1,16 ; - 1,1]	[0,22 ; 0,28]	[- 1,16 ; - 0,85]
	70 %	[- 1,17 ; -1,08]	[0,21 ; 0,3]	[- 1,17 ; - 0,83]
	100 %	[- 1,31 ; -0,95] -0,95	[0,07 ; 0,43] 0,17	[- 1,31 ; - 0,7] - 0,79
Durabilité institutionnelle	50 %	(1) : [0,33 ; 1,55] (2) : [0,37 ; 1,49]	(1) : [0,83 ; 2] (2) : [0,8 ; 2]	(1) : [0,43 ; 1,75] (2) : [0,48 ; 1,73]
	70 %	(1) : [0,18 ; 1,75] (2) : [0,2 ; 1,75]	(1) : [0,58 ; 2] (2) : [0,56 ; 2]	(1) : [0,24 ; 1,75] (2) : [0,26 ; 1,75]
	100 %	(1) : [- 0,05 ; 1,75] 0,81	(1) : [0,2 ; 2] 1,48	(1) : [- 0,05 ; 1,75] 1,01
		(2) : [- 0,05 ; 1,75] 0,78	(2) : [0,2 ; 2] 1,53	(2) : [- 0,05 ; 1,75] 1

Cas 1 bis : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Efficacité technique et fonctionnelle	50 %	[- 0,14 ; 0,6]	{2,22}	[1,174 ; 1,28]
	70 %	[- 0,18 ; 0,63]	{2,22}	[1,14 ; 1,3]
	100 %	[- 0,22 ; 0,67]	{2,22}	[1,11 ; 1,33]
		0,11	2,22	1,22
Durabilité économique	50 %	[- 2,73 ; - 2,35]	[0,42 ; 0,69]	[- 2,19 ; - 1,56]
	70 %	[- 2,75 ; - 2,33]	[0,42 ; 0,69]	[- 2,25 ; - 1,5]
	100 %	[- 2,78 ; - 2,31]	[0,42 ; 0,69]	[- 2,33 ; - 1,42]
		- 2,75	0,25	- 2,08
Durabilité sociale	50 %	[- 2,13 ; 4,74]	[- 0,74 ; 6,43]	(1) : [- 4,07 ; 3,71] (2) : [- 3,91 ; 3,87] (1) : [- 5,29 ; 4,72]
	70 %	[- 3,53 ; 5,3]	[- 1,98 ; 7,32]	(2) : [- 5,19 ; 4,81] (1) : [- 5,93 ; 5,72] - 0,17
	100 %	[- 5,02 ; 5,83]	[- 3,62 ; 7,95]	(2) : [- 5,93 ; 5,72] 0,15
Durabilité environnementale	50 %	[- 2,17 ; - 2,05]	[1,04 ; 1,16]	[- 2,17 ; - 1,71]
	70 %	[- 2,2 ; - 2,02]	[1 ; 1,19]	[- 2,2 ; - 1,68]
	100 %	[- 2,47 ; - 1,75]	[0,74 ; 1,45]	[- 2,47 ; - 1,42]
		- 2,11	1,1	- 1,86
Durabilité institutionnelle	50 %	(1) : [0,69 ; 3,76] (2) : [0,79 ; 3,6]	(1) : [2,07 ; 5] (2) : [2,01 ; 5]	(1) : [0,94 ; 4,25] (2) : [1,06 ; 4,19]
	70 %	(1) : [0,31 ; 4,25] (2) : [0,37 ; 4,25]	(1) : [1,44 ; 5] (2) : [1,39 ; 5]	(1) : [0,46 ; 4,25] (2) : [0,53 ; 4,25]
	100 %	(1) : [- 0,25 ; 4,25] 1,89 (2) : [- 0,25 ; 4,25] 1,83	(1) : [0,5 ; 5] 3,7 (2) : [0,5 ; 5] 3,83	(1) : [- 0,25 ; 4,25] 2,39 (2) : [- 0,25 ; 4,25] 2,38

Cas 2 : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Efficacité technique et fonctionnelle	50 %	[0 ; 0,22]	{0,89}	[0,16 ; 0,39]
	70 %	[0 ; 0,22]	{0,89}	[0,14 ; 0,41]
	100 %	[0 ; 0,22] 0,11	{0,89} 0,89	[0,11 ; 0,44] 0,33
Durabilité économique	50 %	{- 1}	[0,33 ; 0,44]	{- 0,56}
	70 %	{- 1}	[0,33 ; 0,44]	{- 0,56}
	100 %	{- 1} - 1	[0,33 ; 0,44] 0,33	{- 0,56} - 0,67
Durabilité sociale	50 %	(1) : [- 0,79 ; 1,82]	(1) : [- 0,2 ; 2,81]	[- 1,41 ; 1,79]
		(2) : [- 0,34 ; 2,23]	(2) : [- 0,04 ; 2,85]	
	70 %	(1) : [- 1,26 ; 1,94]	(1) : [- 0,7 ; 3,05]	[- 1,92 ; 2,2]
		(2) : [- 0,76 ; 2,37]	(2) : [- 0,61 ; 3,05]	
	100 %	(1) : [- 1,95 ; 2,13] 0,58	(1) : [- 1,45 ; 3,12] 1,25	[- 2,46 ; 2,4] 0,05
		(2) : [- 1,39 ; 2,37] 0,92	(2) : [- 1,45 ; 3,12] 0,92	
Durabilité environnementale	50 %	[- 1,16 ; - 1,1]	[0,51 ; 0,57]	[- 1,16 ; - 0,85]
	70 %	[- 1,17 ; -1,08]	[0,5 ; 0,59]	[- 1,17 ; - 0,83]
	100 %	[- 1,31 ; -0,95] -0,95	[0,36 ; 0,72] 0,72	[- 1,31 ; - 0,7] - 0,79
Durabilité institutionnelle	50 %	(1) : [0,56 ; 1,75]	[1,04 ; 2]	(1) : [0,51 ; 1,75]
		(2) : [0,58 ; 1,75]		(2) : [0,53 ; 1,75]
	70 %	(1) : [0,34 ; 1,75]	[0,72 ; 2]	(1) : [0,31 ; 1,75]
		(2) : [0,35 ; 1,75]		(2) : [0,32 ; 1,75]
	100 %	(1) : [0 ; 1,75] 1,24	[0,25 ; 2] 1,89	(1) : [0 ; 1,75] 1,14
		(2) : [0 ; 1,75] 1,23		(2) : [0 ; 1,75] 1,12

Cas 2 bis : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Efficacité technique et fonctionnelle	50 %	[0,22 ; 0,56]	{2,22}	[0,61 ; 0,95]
	70 %	[0,22 ; 0,56]	{2,22}	[0,59 ; 0,97]
	100 %	[0,22 ; 0,56] 0,44	{2,22} 2,22	[0,56 ; 1] 0,78
Durabilité économique	50 %	[- 2,47 ; - 2,36]	[0,64 ; 0,75]	[- 1,97 ; - 1,64]
	70 %	[- 2,47 ; - 2,36]	[0,64 ; 0,75]	[- 1,99 ; - 1,62]
	100 %	[- 2,47 ; - 2,36] - 2,64	[0,64 ; 0,75] 0,58	[- 2,03 ; - 1,58] - 1,97
Durabilité sociale	50 %	(1) : [- 1,91 ; 4,52]	(1) : [- 0,34 ; 7,19]	[- 3,47 ; 4,43]
		(2) : [- 0,79 ; 5,54]	(2) : [0,07 ; 7,28]	
	70 %	(1) : [- 3,08 ; 4,83]	(1) : [- 1,59 ; 7,79]	[- 4,74 ; 5,48]
		(2) : [- 1,84 ; 5,88]	(2) : [- 1,35 ; 7,79]	
100 %	(1) : [- 4,82 ; 5,28] 1,43	(1) : [- 3,47 ; 7,95] 3,19	[- 6,08 ; 5,97] 0,09	
	(2) : [- 3,42 ; 5,88] 2,27	(2) : [- 3,47 ; 7,95] 4		
Durabilité environnementale	50 %	[- 2,24 ; - 2,12]	[1,68 ; 1,8]	[- 2,24 ; - 1,79]
	70 %	[- 2,27 ; - 2,09]	[1,65 ; 1,83]	[- 2,27 ; - 1,76]
	100 %	[- 2,54 ; - 1,82] - 2,18	[1,38 ; 2,1] 1,74	[- 2,54 ; - 1,49] - 1,93
Durabilité institutionnelle	50 %	(1) : [1,28 ; 4,25]	[2,59 ; 5]	(1) : [1,16 ; 4,25]
		(2) : [1,33 ; 4,25]		(2) : [1,2 ; 4,25]
	70 %	(1) : [0,72 ; 4,25]	[1,81 ; 5]	(1) : [0,64 ; 4,25]
		(2) : [0,75 ; 4,25]		(2) : [0,67 ; 4,25]
100 %	(1) : [- 0,13 ; 4,25] 2,97	[0,63 ; 5] 4,73	(1) : [- 0,13 ; 4,25] 2,72	
	(2) : [- 0,13 ; 4,25] 2,94		(2) : [- 0,13 ; 4,25] 2,68	

Cas 3 : Echéance temporelle de t0 + 30 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4	
Efficacité technique et fonctionnelle	50 %	[0 ; 0,11]	{0,89}	[0,16 ; 0,28]	
	70 %	[0 ; 0,11]	{0,89}	[0,14 ; 0,3]	
	100 %	[0 ; 0,11] 0,11	{0,89} 0,89	[0,11 ; 0,33] 0,33	
Durabilité économique	50 %	[- 1,22 ; - 1,14]	[0,11 ; 0,31]	[- 0,89 ; - 0,69]	
	70 %	[- 1,22 ; - 1,14]	[0,11 ; 0,31]	[- 0,89 ; - 0,69]	
	100 %	[- 1,22 ; - 1,14] - 1,14	[0,11 ; 0,31] 0,31	[- 0,89 ; - 0,69] - 0,81	
Durabilité sociale	50 %	(1) : [- 0,48 ; 2,32]	(1) : [0,1 ; 3,12]	(1) : [- 1,73 ; 1,98]	
		(2) : [- 0,31 ; 2,32]	(2) : [0,45 ; 3,12]	(2) : [- 1,33 ; 2,28]	
		(3) : [- 0,13 ; 2,32]		(3) : [- 1,57 ; 2,05]	
	70 %	(1) : [- 1,11 ; 2,32]	(1) : [- 0,49 ; 3,12]	(1) : [- 2,24 ; 2,33]	
		(2) : [- 1 ; 2,32]	(2) : [- 0,28 ; 3,12]	(2) : [- 2,16 ; 2,35]	
		(3) : [- 0,9 ; 2,32]		(3) : [- 2,18 ; 2,33]	
	100 %	(1) : [- 2,05 ; 2,32] 1,11	(1) : [- 1,37 ; 3,12] 1,77	(1) : [- 2,5 ; 2,35] 0,29	
		(2) : [- 2,05 ; 2,32] 1,46	(2) : [- 1,37 ; 3,12] 2,38	(2) : [- 2,5 ; 2,35] 0,92	
		(3) : [- 2,05 ; 2,32] 1,8		(3) : [- 2,5 ; 2,35] 0,61	
	Durabilité environnementale	50 %	[- 1,16 ; - 1,1]	[0,18 ; 0,24]	[- 1,16 ; - 0,85]
		70 %	[- 1,17 ; -1,08]	[0,16 ; 0,25]	[- 1,17 ; - 0,83]
		100 %	[- 1,31 ; -0,95] -0,95	[0,02 ; 0,38] 0,38	[- 1,31 ; - 0,7] - 0,79
Durabilité institutionnelle	50 %	[0,6 ; 1,75]	[1,16 ; 2]	[0,48 ; 1,75]	
	70 %	[0,32 ; 1,75]	[0,8 ; 2]	[0,09 ; 1,75]	
	100 %	[- 0,1 ; 1,75] 1,29	[0,25 ; 2] 2	[- 0,25 ; 1,75] 1,46	

Cas 3 bis : Echéance temporelle de t0 + 30 ans pour une échelle isométrique de 10 %

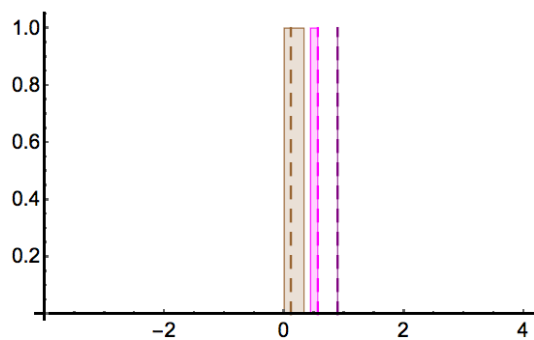
Indicateurs	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Efficacité technique et fonctionnelle	50 %	[0 ; 0,44]	{2,22}	[0,38 ; 0,83]
	70 %	[0 ; 0,44]	{2,22}	[0,36 ; 0,85]
	100 %	[0 ; 0,44] 0,33	{2,22} 2,22	[0,33 ; 0,89] 0,67
Durabilité économique	50 %	[- 3,17 ; - 2,83]	[0,11 ; 0,39]	[- 2,72 ; - 2,06]
	70 %	[- 3,17 ; - 2,83]	[0,11 ; 0,39]	[- 2,72 ; - 2,06]
	100 %	[- 3,17 ; - 2,83] - 3,08	[0,11 ; 0,39] 0,22	[- 2,72 ; - 2,06] - 2,42
Durabilité sociale	50 %	(1) : [- 2,8 ; 5,83]		(1) : [- 4,36 ; 4,98]
		(2) : [- 2,54 ; 5,83]	(1) : [0,41 ; 7,95]	(2) : [- 3,36 ; 5,73]
		(3) : [- 2,28 ; 5,83]	(2) : [1,3 ; 7,95]	(3) : [- 3,96 ; 5,17]
	70 %	(1) : [- 1,22 ; 5,83]		(1) : [- 5,63 ; 5,87]
		(2) : [- 0,8 ; 5,83]	(1) : [- 1,05 ; 7,95]	(2) : [- 5,43 ; 5,92]
		(3) : [- 0,37 ; 5,83]	(2) : [- 0,53 ; 7,95]	(3) : [- 5,48 ; 5,87]
	100 %	(1) : [- 5,17 ; 5,83]		(1) : [- 6,28 ; 5,92]
		2,71	(1) : [- 3,27 ; 7,95]	0,65
		(2) : [- 5,17 ; 5,83] 3,57	4,49	(2) : [- 6,28 ; 5,92] 2,22
	100 %	(3) : [- 5,17 ; 5,83] 4,43	(2) : [- 3,27 ; 7,95] 6,02	(3) : [- 6,28 ; 5,92] 1,45
				(4) : [- 6,28 ; 5,92] 3,02
Durabilité environnementale	50 %	[- 2,24 ; - 2,12]	[0,85 ; 0,97]	[- 2,24 ; - 1,79]
	70 %	[- 2,27 ; - 2,09]	[0,82 ; 1]	[- 2,27 ; - 1,76]
	100 %	[- 2,54 ; - 1,82] - 2,18	[0,55 ; 1,27] 0,91	[- 2,54 ; - 1,49] - 1,93
Durabilité institutionnelle	50 %	[1,37 ; 4,25]	[2,89 ; 5]	[1,08 ; 4,25]
	70 %	[0,68 ; 4,25]	[1,99 ; 5]	[0,11 ; 4,25]
	100 %	[- 0,38 ; 4,25] 3,11	[0,63 ; 5] 5	[- 0,75 ; 4,25] 3,51

Distributions des Indices de Performance des critères (IPC)

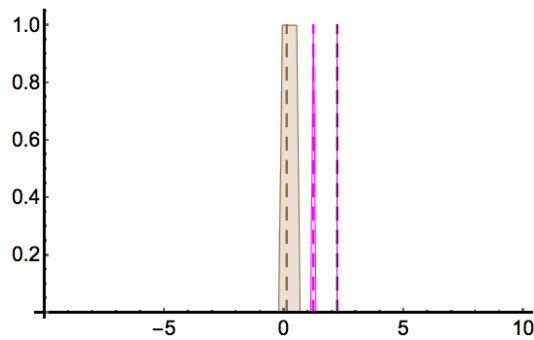
Cas 1 : Echéance temporelle de $t_0 + 5$ ans

— S2 — S3 — S4

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

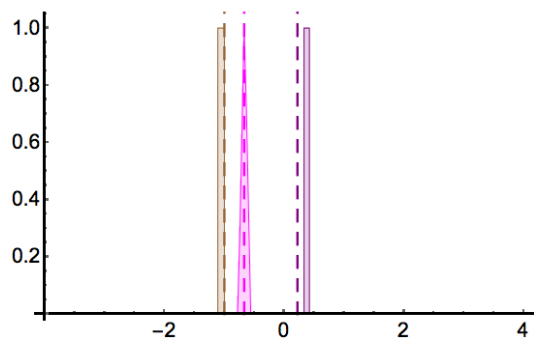


Echelle de 9 pas

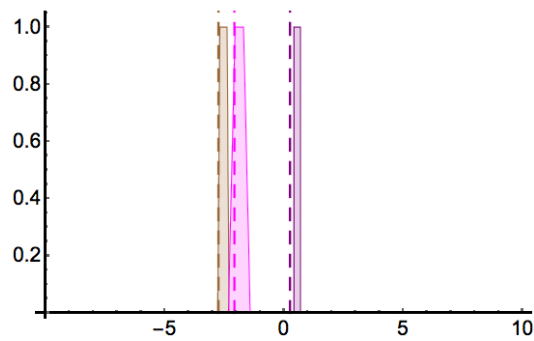


Echelle de 21 pas

Critère 2 : Durabilité économique

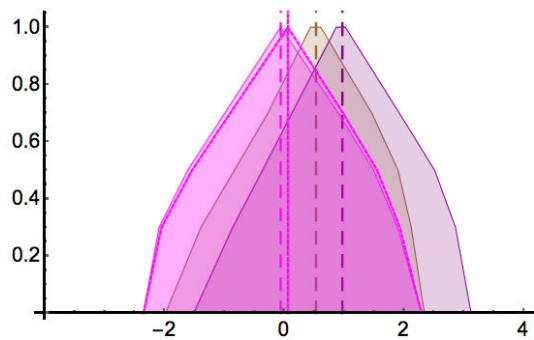


Echelle de 9 pas

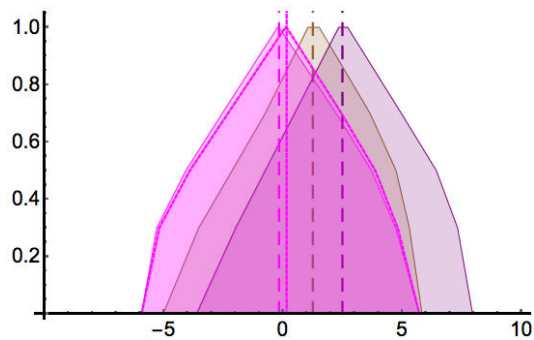


Echelle de 21 pas

Critère 3 : Durabilité sociale



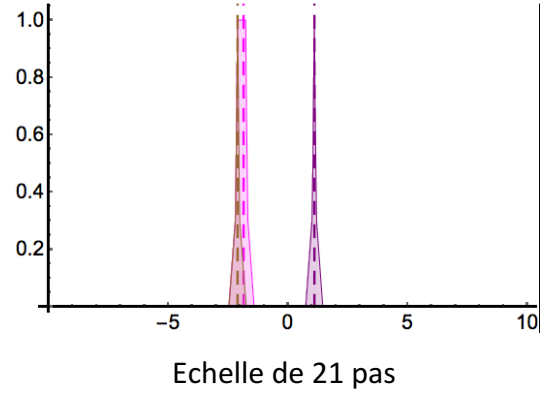
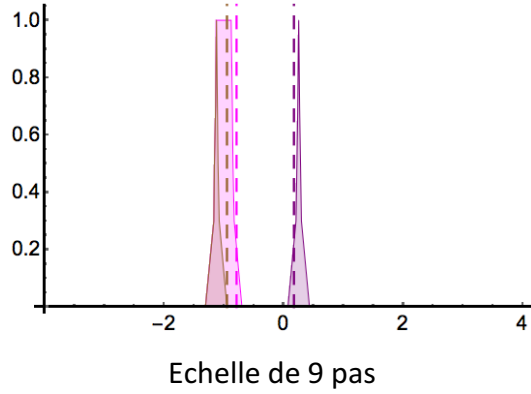
Echelle de 9 pas



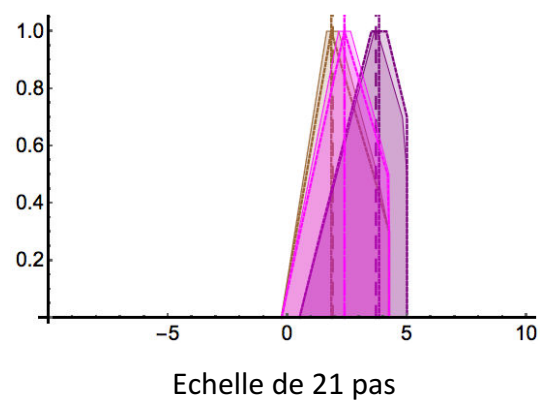
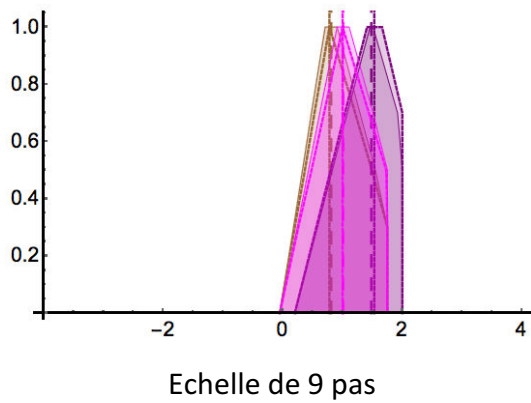
Echelle de 21 pas

S2 S3 S4

Critère 4 : Durabilité environnementale

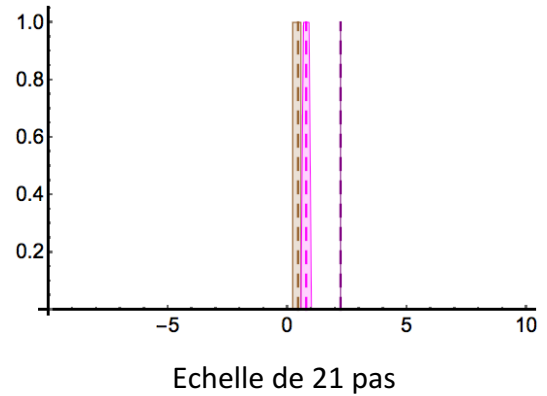
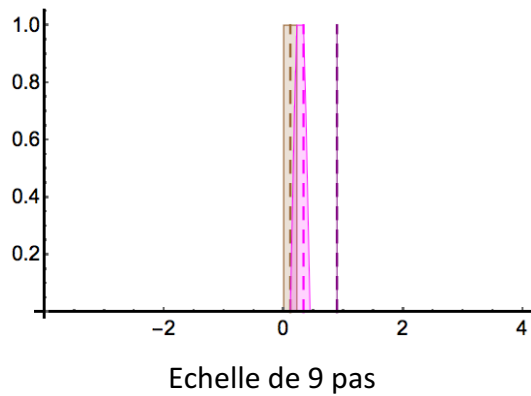


Critère 5 : Durabilité institutionnelle



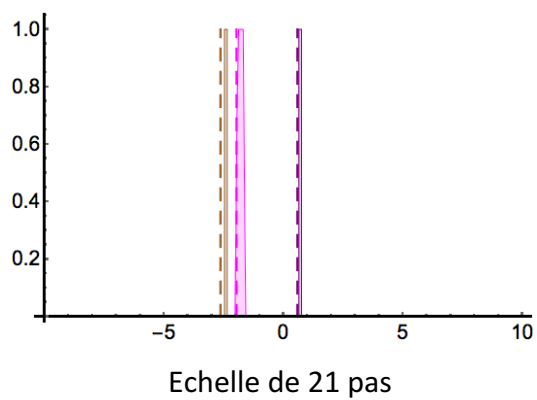
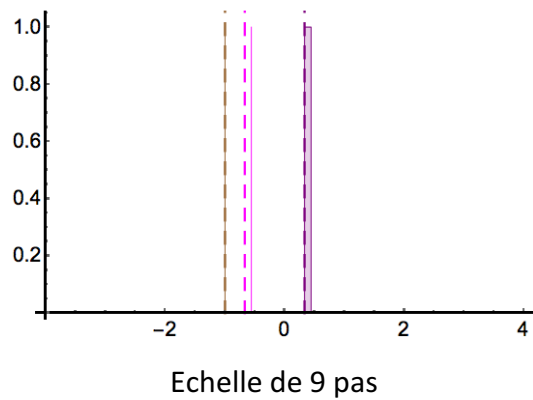
Cas 2 : Echéance temporelle de $t_0 + 10$ ans

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

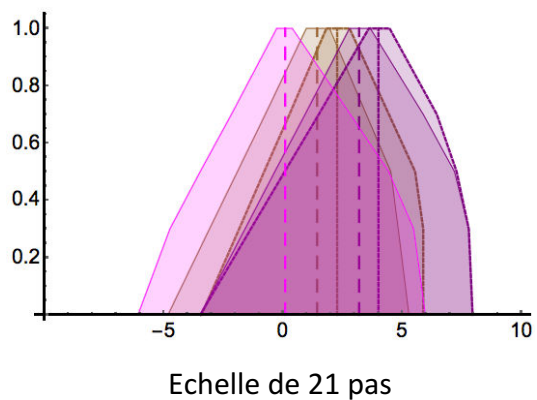
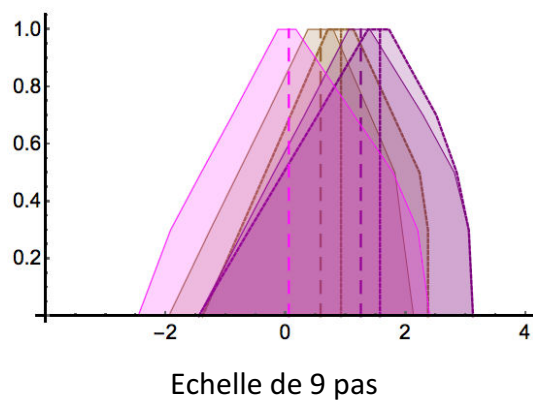


— S2 — S3 — S4

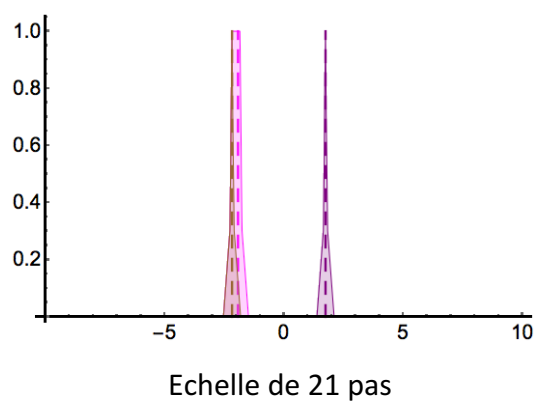
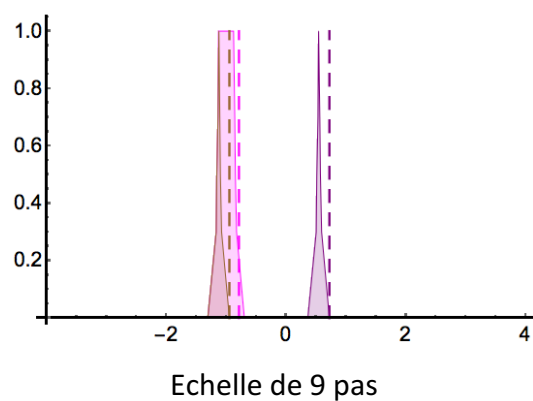
Critère 2 : Durabilité économique



Critère 3 : Durabilité sociale

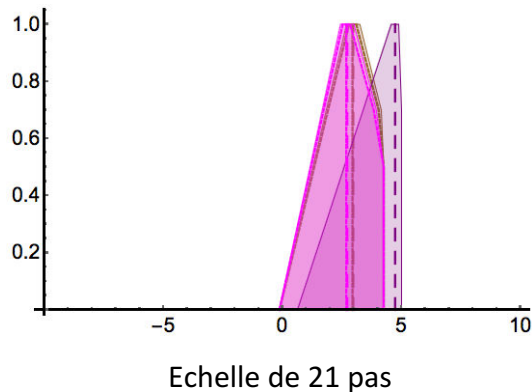
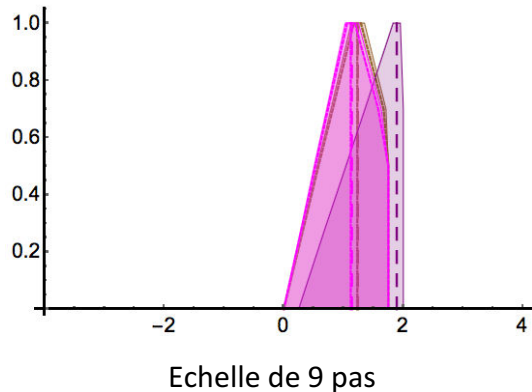


Critère 4 : Durabilité environnementale



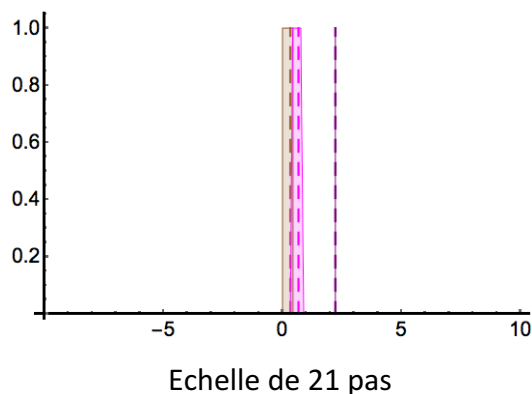
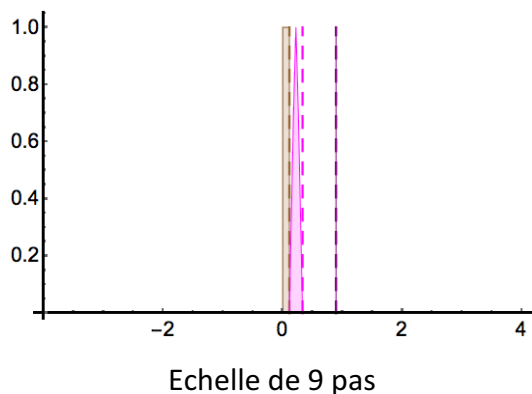
S2 S3 S4

Critère 5 : Durabilité institutionnelle

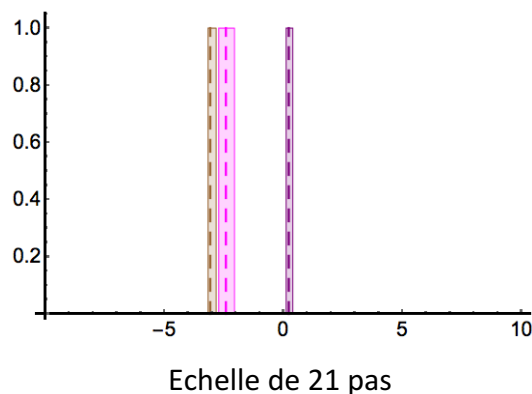
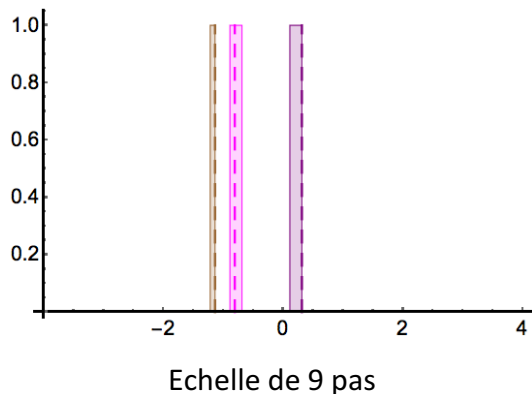


Cas 3 : Echéance temporelle de t0 + 30 ans

Critère 1 : Efficacité technique et fonctionnelle

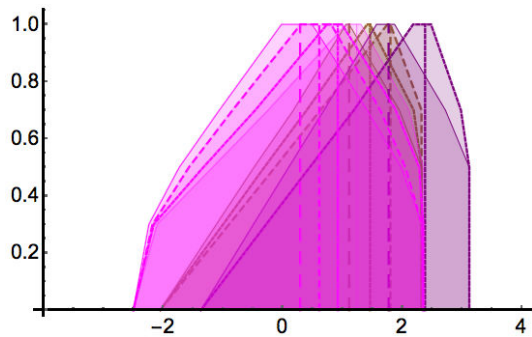


Critère 2 : Durabilité économique

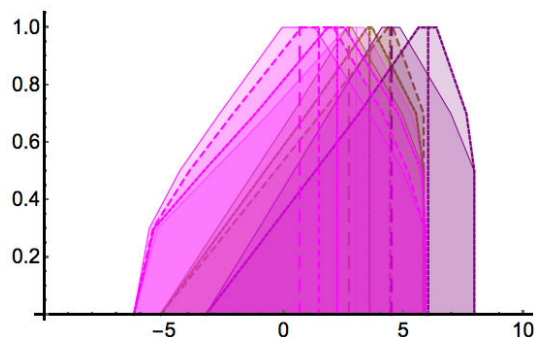


S2 S3 S4

Critère 3 : Durabilité sociale

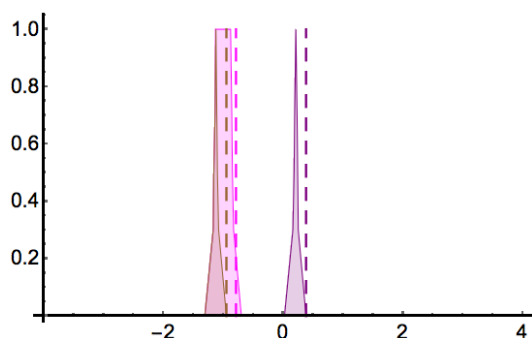


Echelle de 9 pas

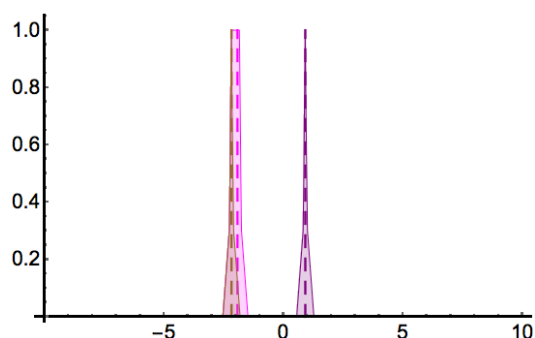


Echelle de 21 pas

Critère 4 : Durabilité environnementale

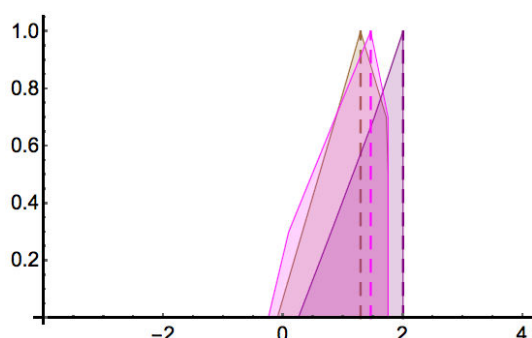


Echelle de 9 pas

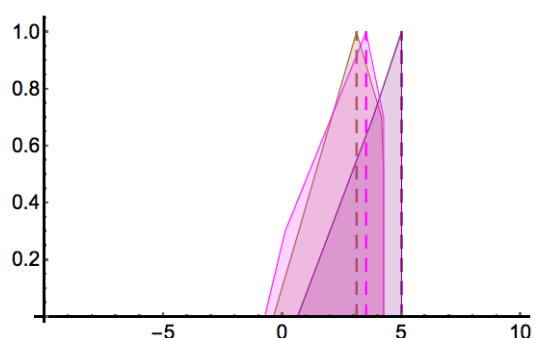


Echelle de 21 pas

Critère 5 : Durabilité institutionnelle



Echelle de 9 pas



Echelle de 21 pas

Annexes A11 : Indices de Durabilité Globale (IDG) selon différents jeux de pondération

NB : En cas de multiplicité de modalités pour la distribution des IDG, seules celles qui ont effectivement été analysées sont présentées ci-après

Cas 1 : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Pondérations	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Equi-pondération	50 %	[- 0,55 ; 0,34]	[0,38 ; 1,22]	[- 0,51 ; 0,48]
	70 %	[- 0,7 ; 0,42]	[0,23 ; 1,29]	[- 0,66 ; 0,56]
	100 %	[- 0,89 ; 0,49] - 0,1	[0 ; 1,37] 0,76	[- 0,81 ; 0,67] 0,03
Pondération spécifique à Dieulouard	50 %	[- 0,54 ; 0,01]	[0,5 ; 0,95]	[- 0,3 ; 0,25]
	70 %	[- 0,61 ; 0,05]	[0,43 ; 0,98]	[- 0,38 ; 0,29]
	100 %	[- 0,7 ; 0,08] - 0,27	[0,31 ; 1,01] 0,67	[- 0,47 ; 0,34] 0

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	[- 0,42 ; 0,33]	[0,5 ; 1,14]	[- 0,27 ; 0,5]
	70 %	[- 0,52 ; 0,4]	[0,39 ; 1,19]	[- 0,38 ; 0,56]
	100 %	[- 0,67 ; 0,45] - 0,05	[0,22 ; 1,25] 0,79	[- 0,5 ; 0,64] 0,17
ECONOMIQUE	50 %	[- 0,37 ; 0]	[0,38 ; 1,02]	[- 0,12 ; 0,21]
	70 %	[- 0,38 ; 0,07]	[0,35 ; 1,08]	[- 0,14 ; 0,28]
	100 %	[- 0,39 ; 0,12] - 0,33	[0,29 ; 1,13] 0,62	[- 0,18 ; 0,36] - 0,14
SOCIAL	50 %	[- 0,62 ; 0,73]	[0,19 ; 1,54]	[- 0,77 ; 0,75]
	70 %	[- 0,87 ; 0,85]	[- 0,05 ; 1,65]	[- 1 ; 0,91]
	100 %	[- 1,16 ; 0,96] 0,06	[- 0,38 ; 1,81] 0,81	[- 1,2 ; 1,07] 0,04
ENVIRONNEMENTAL	50 %	[- 0,71 ; - 0,02]	[0,34 ; 0,99]	[- 0,67 ; 0,15]
	70 %	[- 0,82 ; 0,05]	[0,22 ; 1,05]	[- 0,78 ; 0,22]
	100 %	[- 1 ; 0,13] - 0,31	[0,01 ; 1,14] 0,61	[- 0,94 ; 0,33] - 0,17
INSTITUTIONNEL	50 %	[- 0,33 ; 0,64]	[0,48 ; 1,42]	[- 0,28 ; 0,8]
	70 %	[- 0,48 ; 0,76]	[0,31 ; 1,47]	[- 0,43 ; 0,86]
	100 %	[- 0,68 ; 0,81] 0,13	[0,05 ; 1,53] 0,95	[- 0,62 ; 0,94] 0,28

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	[- 0,28 ; 0,33]	[0,63 ; 1,06]	[- 0,04 ; 0,52]
	70 %	[- 0,35 ; 0,38]	[0,56 ; 1,09]	[- 0,11 ; 0,56]
	100 %	[- 0,45 ; 0,41]	[0,44 ; 1,13]	[- 0,19 ; 0,61]
		0,01	0,82	0,3
ECONOMIQUE	50 %	[- 0,83 ; - 0,33]	[0,35 ; 0,82]	[- 0,62 ; - 0,07]
	70 %	[- 0,9 ; - 0,29]	[0,28 ; 0,86]	[- 0,7 ; - 0,01]
	100 %	[- 1 ; - 0,25]	[0,16 ; 0,9]	[- 0,8 ; 0,05]
		- 0,55	0,49	- 0,32
SOCIAL	50 %	[- 0,69 ; 1,12]	[0,01 ; 1,87]	[- 1,03 ; 1,02]
	70 %	[- 1,04 ; 1,27]	[- 0,32 ; 2,08]	[- 1,35 ; 1,25]
	100 %	[- 1,44 ; 1,42]	[- 0,76 ; 2,25]	[- 1,58 ; 1,48]
		0,22	0,86	0,05
ENVIRONNEMENTAL	50 %	[- 0,86 ; - 0,38]	[0,3 ; 0,75]	[- 0,84 ; - 0,19]
	70 %	[- 0,93 ; - 0,33]	[0,22 ; 0,8]	[- 0,91 ; - 0,13]
	100 %	[- 1,1 ; - 0,23]	[0,03 ; 0,9]	[- 1,06 ; - 0,02]
		- 0,53	0,46	- 0,38
INSTITUTIONNEL	50 %	[- 0,11 ; 0,94]	[0,59 ; 1,61]	[- 0,04 ; 1,12]
	70 %	[- 0,26 ; 1,09]	[0,39 ; 1,65]	[- 0,21 ; 1,16]
	100 %	[- 0,47 ; 1,12]	[0,1 ; 1,69]	[- 0,43 ; 1,21]
		0,36	1,14	0,52

Cas 1 bis : Echéance temporelle de t0 + 5 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Pondérations	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Equi-pondération	50 %	[- 1,3 ; 0,94]	[0,99 ; 3,1]	[- 1,23 ; 1,23]
	70 %	[- 1,67 ; 1,17]	[0,61 ; 3,28]	[- 1,61 ; 1,44]
	100 %	[- 2,15 ; 1,34] - 0,32	[0,05 ; 3,46] 1,98	[- 1,97 ; 1,69] - 0,04
Pondération spécifique à Dieulouard	50 %	[- 1,35 ; 0,04]	[1,16 ; 2,29]	[- 0,85 ; 0,59]
	70 %	[- 1,54 ; 0,18]	[0,96 ; 2,37]	[- 1,06 ; 0,69]
	100 %	[- 1,79 ; 0,26] - 0,82	[0,67 ; 2,44] 1,63	[- 1,29 ; 0,83] - 0,22

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	[- 1,01 ; 0,86]	[1,3 ; 2,88]	[- 0,63 ; 1,24]
	70 %	[- 1,3 ; 1,03]	[1,01 ; 3,02]	[- 0,92 ; 1,4]
	100 %	[- 1,67 ; 1,17] - 0,21	[0,59 ; 3,15] 2,04	[- 1,2 ; 1,6] 0,28
ECONOMIQUE	50 %	[- 0,91 ; 0,12]	[0,79 ; 2,5]	[- 0,37 ; 0,53]
	70 %	[- 0,91 ; 0,29]	[0,66 ; 2,64]	[- 0,4 ; 0,7]
	100 %	[- 0,91 ; 0,43] - 0,93	[0,52 ; 2,77] 1,55	[- 0,47 ; 0,91] - 0,55
SOCIAL	50 %	[- 1,5 ; 1,89]	[0,56 ; 3,93]	[- 1,9 ; 1,89]
	70 %	[- 2,14 ; 2,2]	[- 0,04 ; 4,29]	[- 2,5 ; 2,28]
	100 %	[- 2,87 ; 2,46] 0,07	[- 0,87 ; 4,58] 2,11	[- 2,96 ; 2,7] 0,01
ENVIRONNEMENTAL	50 %	[- 1,51 ; 0,19]	[1 ; 2,62]	[- 1,47 ; 0,49]
	70 %	[- 1,8 ; 0,37]	[0,71 ; 2,76]	[- 1,76 ; 0,66]
	100 %	[- 2,23 ; 0,57] - 0,77	[0,22 ; 2,96] 1,76	[- 2,1 ; 0,91] - 0,49
INSTITUTIONNEL	50 %	[- 0,8 ; 1,65]	[1,25 ; 3,58]	[- 0,69 ; 1,98]
	70 %	[- 1,18 ; 1,94]	[0,81 ; 3,71]	[- 1,09 ; 2,14]
	100 %	[- 1,67 ; 2,07] 0,23	[0,16 ; 3,85] 2,44	[- 1,54 ; 2,33] 0,57

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	[- 0,72 ; 0,77]	[1,61 ; 2,66]	[- 0,03 ; 1,25]
	70 %	[- 0,93 ; 0,9]	[1,42 ; 2,75]	[- 0,23 ; 1,37]
	100 %	[- 1,18 ; 1] - 0,11	[1,14 ; 2,84] 2,1	[- 0,43 ; 1,51] 0,59
ECONOMIQUE	50 %	[- 2,01 ; - 0,71]	[0,71 ; 1,9]	[- 1,71 ; - 0,17]
	70 %	[- 2,21 ; - 0,58]	[0,52 ; 1,99]	[- 1,93 ; - 0,03]
	100 %	[- 2,46 ; - 0,49] - 1,54	[0,24 ; 2,08] 1,11	[- 2,15 ; 0,14] - 1,06
SOCIAL	50 %	[- 1,71 ; 2,84]	[0,13 ; 4,77]	[- 2,57 ; 2,55]
	70 %	[- 2,6 ; 3,23]	[- 0,69 ; 5,3]	[- 3,4 ; 3,12]
	100 %	[- 3,58 ; 3,58] 0,46	[- 1,78 ; 5,71] 2,23	[- 3,95 ; 3,71] 0,06
ENVIRONNEMENTAL	50 %	[- 1,73 ; - 0,56]	[1,02 ; 2,13]	[- 1,74 ; - 0,24]
	70 %	[- 1,94 ; - 0,43]	[0,81 ; 2,24]	[- 1,9 ; - 0,12]
	100 %	[- 2,31 ; - 0,21] - 1,22	[0,4 ; 2,46] 1,54	[- 2,22 ; 0,14] - 0,95
INSTITUTIONNEL	50 %	[- 0,3 ; 2,35]	[1,5 ; 4,05]	[- 0,15 ; 2,74]
	70 %	[- 0,68 ; 2,71]	[1 ; 4,14]	[- 0,57 ; 2,84]
	100 %	[- 1,2 ; 2,79] 0,78	[0,28 ; 4,23] 2,9	[- 1,11 ; 2,97] 1,18

Cas 2 : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Pondérations	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Equi-pondération	50 %	(1) : [- 0,48 ; 0,34]	[0,55 ; 1,35]	[- 0,49 ; 0,5]
		(2) : [- 0,39 ; 0,42]		
	70 %	(1) : [- 0,62 ; 0,37]	[0,37 ; 1,39]	[- 0,64 ; 0,59]
		(2) : [- 0,52 ; 0,45]		
	100 %	(1) : [- 0,83 ; 0,43]	[0,08 ; 1,44]	[- 0,84 ; 0,67]
		0 (2) : [- 0,74 ; 0,48]		
		0,06		
Pondération spécifique à Dieulouard	50 %	[- 0,43 ; 0,03]	[0,59 ; 1,01]	[- 0,3 ; 0,24]
	70 %	[- 0,49 ; 0,04]	[0,49 ; 1,03]	[- 0,38 ; 0,28]
	100 %	[- 0,61 ; 0,05]	[0,35 ; 1,05]	[- 0,49 ; 0,31]
		- 0,17	0,86	-0,05

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	(1) : [- 0,36 ; 0,31]	[0,63 ; 1,24]	[- 0,33 ; 0,48]
		(2) : [- 0,29 ; 0,37]		
	70 %	(1) : [- 0,46 ; 0,33]	[0,5 ; 1,27]	[- 0,45 ; 0,55]
		(2) : [- 0,39 ; 0,39]		
	100 %	(1) : [- 0,64 ; 0,38]	[0,28 ; 1,3]	[- 0,61 ; 0,61]
		0,02 (2) : [- 0,56 ; 0,41] 0,08		
ECONOMIQUE	50 %	(1) : [- 0,3 ; 0]	[0,42 ; 1,12]	[- 0,09 ; 0,24]
		(2) : [- 0,31 ; 0,07]		
	70 %	(1) : [- 0,32 ; 0,02]	[0,37 ; 1,16]	[- 0,11 ; 0,31]
		(2) : [- 0,33 ; 0,09]		
	100 %	(1) : [- 0,34 ; 0,07]	[0,29 ; 1,19]	[- 0,13 ; 0,36]
		- 0,25 (2) : [- 0,36 ; 0,11] - 0,2		
SOCIAL	50 %	(1) : [- 0,56 ; 0,71]	[0,4 ; 1,73]	[- 0,72 ; 0,83]
		(2) : [- 0,38 ; 0,87]		
	70 %	(1) : [- 0,78 ; 0,76]	[0,12 ; 1,81]	[- 0,96 ; 1]
		(2) : [- 0,58 ; 0,93]		
	100 %	(1) : [- 1,13 ; 0,86]	[- 0,31 ; 1,86]	[- 1,25 ; 1,1]
		0,14 (2) : [- 0,9 ; 0,95] 0,28		
ENVIRONNEMENTAL	50 %	(1) : [- 0,65 ; - 0,02]	[0,54 ; 1,16]	[- 0,66 ; 0,17]
		(2) : [- 0,58 ; 0,04]		
	70 %	(1) : [- 0,76 ; 0]	[0,4 ; 1,19]	[- 0,77 ; 0,24]
		(2) : [- 0,68 ; 0,07]		
	100 %	(1) : [- 0,97 ; 0,09]	[0,15 ; 1,27]	[- 0,96 ; 0,32]
		- 0,24 (2) : [- 0,88 ; 0,12] - 0,19		
INSTITUTIONNEL	50 %	(1) : [- 0,22 ; 0,69]	[0,67 ; 1,51]	[- 0,24 ; 0,82]
		(2) : [- 0,15 ; 0,75]		
	70 %	(1) : [- 0,38 ; 0,71]	[0,45 ; 1,55]	[- 0,4 ; 0,88]
		(2) : [- 0,3 ; 0,78]		
	100 %	(1) : [- 0,64 ; 0,76]	[0,12 ; 1,58]	[- 0,63 ; 0,94]
		0,31 (2) : [- 0,56 ; 0,8] 0,36		

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	(1) : [- 0,24 ; 0,28]	[0,72 ; 1,12]	[- 0,17 ; 0,45]
		(2) : [- 0,19 ; 0,32]		
	70 %	(1) : [- 0,31 ; 0,29]	[0,63 ; 1,14]	[- 0,25 ; 0,5]
		(2) : [- 0,26 ; 0,34]		
	100 %	(1) : [- 0,43 ; 0,33]	[0,48 ; 1,17]	[- 0,37 ; 0,55]
		0,05 (2) : [- 0,37 ; 0,35] 0,09		
ECONOMIQUE	50 %	(1) : [- 0,74 ; - 0,33]	[0,44 ; 0,9]	[- 0,53 ; - 0,03]
		(2) : [- 0,69 ; - 0,29]		
	70 %	(1) : [- 0,81 ; - 0,32]	[0,35 ; 0,92]	[- 0,6 ; 0,02]
		(2) : [- 0,76 ; - 0,27]		
	100 %	(1) : [- 0,93 ; - 0,29]	[0,26 ; 0,94]	[- 0,7 ; 0,05]
		- 0,5 (2) : [- 0,87 ; - 0,26] - 0,47		
SOCIAL	50 %	(1) : [- 0,63 ; 1,08]	[0,25 ; 2,1]	[- 0,95 ; 1,15]
		(2) : [- 0,36 ; 1,33]		
	70 %	(1) : [- 0,94 ; 1,15]	[- 0,12 ; 2,22]	[- 1,28 ; 1,4]
		(2) : [- 0,64 ; 1,41]		
	100 %	(1) : [- 1,4 ; 1,28]	[- 0,69 ; 2,28]	[- 1,65 ; 1,53]
		0,29 (2) : [- 1,07 ; 1,42] 0,49		
ENVIRONNEMENTAL	50 %	(1) : [- 0,82 ; - 0,38]	[0,53 ; 0,96]	[- 0,83 ; - 0,17]
		(2) : [- 0,77 ; - 0,34]		
	70 %	(1) : [- 0,89 ; - 0,36]	[0,43 ; 0,99]	[- 0,91 ; - 0,12]
		(2) : [- 0,84 ; - 0,31]		
	100 %	(1) : [- 1,08 ; - 0,26]	[0,22 ; 1,1]	[- 1,08 ; - 0,02]
		- 0,48 (2) : [- 1,03 ; - 0,24] - 0,44		
INSTITUTIONNEL	50 %	(1) : [0,04 ; 1,04]	[0,79 ; 1,68]	[0,01 ; 1,13]
		(2) : [0,09 ; 1,09]		
	70 %	(1) : [- 0,14 ; 1,06]	[0,54 ; 1,7]	[- 0,17 ; 1,17]
		(2) : [- 0,09 ; 1,1]		
	100 %	(1) : [- 0,43 ; 1,09]	[0,16 ; 1,72]	[- 0,42 ; 1,21]
		0,62 (2) : [- 0,37 ; 1,11] 0,65		

 Cas 2 bis : Echéance temporelle de t0 + 10 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Pondérations	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Equi-pondération	50 %	(1) : [- 1,02 ; 0,97]	[1,44 ; 3,41]	[- 1,18 ; 1,24]
		(2) : [- 0,8 ; 1,17]		
	70 %	(1) : [- 1,38 ; 1,04]	[0,99 ; 3,52]	[- 1,55 ; 1,46]
		(2) : [- 1,13 ; 1,25]		
	100 %	(1) : [- 1,95 ; 1,18]	[0,28 ; 3,6]	[- 2,04 ; 1,63]
		0		
		0,17		
Pondération spécifique à Dieulouard	50 %	[- 0,95 ; 0,16]	[1,44 ; 2,43]	[- 0,87 ; 0,49]
	70 %	[- 1,12 ; 0,19]	[1,21 ; 2,48]	[- 1,06 ; 0,59]
	100 %	[- 1,39 ; 0,21]	[0,84 ; 2,51]	[- 1,33 ; 0,68]
		- 0,44	2,06	- 0,27

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	(1) : [- 0,71 ; 0,87]	[1,64 ; 3,1]	[- 0,73 ; 1,17]
		(2) : [- 0,55 ; 1,02]		
	70 %	(1) : [- 0,98 ; 0,92]	[1,3 ; 3,19]	[- 1,02 ; 1,34]
		(2) : [- 0,79 ; 1,08]		
	100 %	(1) : [- 1,41 ; 1,03]	[0,77 ; 3,26]	[- 1,39 ; 1,47]
		0,11		
	(2) : [- 1,2 ; 1,12]	2,55	0,15	
		0,24		
ECONOMIQUE	50 %	(1) : [- 0,67 ; 0,14]	[0,98 ; 2,75]	[- 0,35 ; 0,52]
		(2) : [- 0,72 ; 0,29]		
	70 %	(1) : [- 0,69 ; 0,19]	[0,81 ; 2,83]	[- 0,37 ; 0,69]
		(2) : [- 0,75 ; 0,35]		
	100 %	(1) : [- 0,7 ; 0,3]	[0,58 ; 2,89]	[- 0,4 ; 0,83]
		- 0,66		
	(2) : [- 0,78 ; 0,39]	2,14	- 0,54	
		- 0,53		
SOCIAL	50 %	(1) : [- 1,25 ; 1,86]	[1,1 ; 4,38]	[- 1,75 ; 2,04]
		(2) : [- 0,8 ; 2,27]		
	70 %	(1) : [- 1,8 ; 1,99]	[0,41 ; 4,59]	[- 2,35 ; 2,47]
		(2) : [- 1,31 ; 2,41]		
	100 %	(1) : [- 2,67 ; 2,21]	[- 0,66 ; 4,69]	[- 3,05 ; 2,72]
		0,36		
	(2) : [- 2,11 ; 2,45]	2,99	- 0,02	
		0,7		
ENVIRONNEMENTAL	50 %	(1) : [- 1,33 ; 0,2]	[1,5 ; 3,01]	[- 1,45 ; 0,48]
		(2) : [- 1,16 ; 0,35]		
	70 %	(1) : [- 1,6 ; 0,26]	[1,16 ; 3,1]	[- 1,73 ; 0,66]
		(2) : [- 1,41 ; 0,41]		
	100 %	(1) : [- 2,1 ; 0,43]	[0,56 ; 3,23]	[- 2,17 ; 0,85]
		- 0,54		
	(2) : [- 1,89 ; 0,52]	2,43	- 0,53	
		- 0,42		
INSTITUTIONNEL	50 %	(1) : [- 0,45 ; 1,79]	[1,73 ; 3,81]	[- 0,6 ; 1,99]
		(2) : [- 0,28 ; 1,94]		
	70 %	(1) : [- 0,85 ; 1,84]	[1,2 ; 3,89]	[- 1,01 ; 2,16]
		(2) : [- 0,67 ; 2]		
	100 %	(1) : [- 1,49 ; 1,95]	[0,37 ; 3,95]	[- 1,57 ; 2,29]
		0,75		
	(2) : [- 1,28 ; 2,04]	3,17	0,63	
		0,87		

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	(1) : [- 0,4 ; 0,77]	[1,83 ; 2,82]	[- 0,29 ; 1,1]
		(2) : [- 0,29 ; 0,87]		
	70 %	(1) : [- 0,58 ; 0,8]	[1,61 ; 2,87]	[- 0,48 ; 1,22]
		(2) : [- 0,45 ; 0,9]		
	100 %	(1) : [- 0,86 ; 0,87]	[1,25 ; 2,91]	[- 0,74 ; 1,32]
		0,22		
		(2) : [- 0,72 ; 0,93]		
		0,31		
ECONOMIQUE	50 %	(1) : [- 1,75 ; -0,7]	[1,04 ; 2,08]	[- 1,58 ; - 0,2]
		(2) : [- 1,64 ; - 0,59]		
	70 %	(1) : [- 1,92 ; - 0,66]	[0,82 ; 2,13]	[- 1,77 ; - 0,08]
		(2) : [- 1,8 ; - 0,56]		
	100 %	(1) : [- 2,21 ; - 0,59]	[0,46 ; 2,18]	[- 2,04 ; 0,03]
		- 1,32		
		(2) : [- 2,07 ; - 0,53]		
		- 1,23		
SOCIAL	50 %	(1) : [- 1,47 ; 2,75]	[0,76 ; 5,35]	[- 2,33 ; 2,84]
		(2) : [- 0,8 ; 3,36]		
	70 %	(1) : [- 2,23 ; 2,93]	[- 0,18 ; 5,65]	[- 3,15 ; 3,47]
		(2) : [- 1,48 ; 3,56]		
	100 %	(1) : [- 3,38 ; 3,23]	[- 1,6 ; 5,78]	[- 4,06 ; 3,8]
		0,72		
		(2) : [- 2,54 ; 3,59]		
		1,22		
ENVIRONNEMENTAL	50 %	(1) : [- 1,63 ; - 0,58]	[1,56 ; 2,61]	[- 1,71 ; - 0,28]
		(2) : [- 1,52 ; - 0,47]		
	70 %	(1) : [- 1,82 ; - 0,53]	[1,32 ; 2,67]	[- 1,91 ; - 0,15]
		(2) : [- 1,7 ; - 0,42]		
	100 %	(1) : [- 2,24 ; - 0,32]	[0,83 ; 2,85]	[- 2,29 ; 0,07]
		- 1,09		
		(2) : [- 2,1 ; - 0,26]		
		- 1		
INSTITUTIONNEL	50 %	(1) : [0,13 ; 2,61]	[1,97 ; 4,2]	[- 0,01 ; 2,75]
		(2) : [0,24 ; 2,71]		
	70 %	(1) : [- 0,33 ; 2,64]	[1,38 ; 4,26]	[- 0,46 ; 2,86]
		(2) : [- 0,2 ; 2,75]		
	100 %	(1) : [- 1,04 ; 2,72]	[0,46 ; 4,3]	[- 1,09 ; 2,94]
		1,49		
		(2) : [- 0,9 ; 2,78]		
		1,57		

Cas 3 : Echéance temporelle de t0 + 30 ans pour une échelle isométrique de 25 %

Pondérations	Niveau de confiance	S2	S3	S4
Equi-pondération	50 %	(1) : [- 0,45 ; 0,39]		(1) : [- 0,63 ; 0,49]
		(2) : [- 0,42 ; 0,39]	(1) : [0,47 ; 1,31]	(2) : [- 0,55 ; 0,55]
		(3) : [- 0,38 ; 0,39]	(2) : [0,56 ; 1,31]	(3) : [- 0,6 ; 0,51]
	70 %	(1) : [- 0,64 ; 0,39]		(1) : [- 0,81 ; 0,57]
		(2) : [- 0,61 ; 0,39]	(1) : [0,29 ; 1,31]	(2) : [- 0,8 ; 0,58]
		(3) : [- 0,59 ; 0,39]	(2) : [0,34 ; 1,31]	(3) : [- 0,8 ; 0,57]
	100 %	(1) : [- 0,94 ; 0,42]		(1) : [- 0,97 ; 0,61]
		0,08	(1) : [- 0,02 ; 1,34]	0,1
		(2) : [- 0,94 ; 0,42]	1,07	(2) : [- 0,97 ; 0,61]
	100 %	0,15	(2) : [- 0,02 ; 1,34]	0,22
		(3) : [- 0,94 ; 0,42]	1,19	(3) : [- 0,97 ; 0,61]
		0,22		(4) : [- 0,97 ; 0,61]
			0,29	
Pondération spécifique à Dieulouard	50 %	[- 0,49 ; - 0,05]	[0,53 ; 0,96]	[- 0,41 ; 0,2]
	70 %	[- 0,59 ; - 0,05]	[0,42 ; 0,96]	[- 0,55 ; 0,21]
	100 %	[- 0,76 ; - 0,04]	[0,24 ; 0,97]	[- 0,66 ; 0,22]
		- 0,15	0,91	0,04

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4	
TECHNIQUE	50 %	(1) : [- 0,34 ; 0,32]		(1) : [- 0,43 ; 0,44]	
		(2) : [- 0,31 ; 0,32]	(1) : [0,59 ; 1,21]	(2) : [- 0,37 ; 0,49]	
		(3) : [- 0,29 ; 0,32]	(2) : [0,64 ; 1,21]	(3) : [- 0,41 ; 0,45]	
	70 %	(1) : [- 0,48 ; 0,32]		(1) : [- 0,58 ; 0,5]	
		(2) : [- 0,46 ; 0,32]	(1) : [0,44 ; 1,21]	(2) : [- 0,56 ; 0,51]	
		(3) : [- 0,45 ; 0,32]	(2) : [0,47 ; 1,21]	(3) : [- 0,57 ; 0,5]	
	100 %	(1) : [- 0,7 ; 0,34]		(1) : [- 0,7 ; 0,54]	
		0,09	(1) : [0,21 ; 1,23]	0,15	
		(2) : [- 0,7 ; 0,34]	1,03	(2) : [- 0,7 ; 0,54]	
	ECONOMIQUE	50 %	(1) : [- 0,39 ; 0,01]		(1) : [- 0,21 ; 0,2]
			(2) : [- 0,39 ; 0,01]	(1) : [0,35 ; 1,06]	(2) : [- 0,23 ; 0,24]
			(3) : [- 0,39 ; 0,01]	(2) : [0,35 ; 1,06]	(3) : [- 0,22 ; 0,21]
70 %		(1) : [- 0,41 ; 0,01]		(1) : [- 0,26 ; 0,26]	
		(2) : [- 0,41 ; 0,01]	(1) : [0,3 ; 1,06]	(2) : [- 0,26 ; 0,26]	
		(3) : [- 0,42 ; 0,01]	(2) : [0,3 ; 1,06]	(3) : [- 0,26 ; 0,26]	
100 %		(1) : [- 0,44 ; 0,03]		(1) : [- 0,3 ; 0,28]	
		- 0,22	(1) : [0,21 ; 1,08]	- 0,13	
		(2) : [- 0,44 ; 0,03]	0,88	(2) : [- 0,3 ; 0,28]	
100 %		(3) : [- 0,44 ; 0,03]	(2) : [0,21 ; 1,08]	- 0,04	
		- 0,17	0,97	(3) : [- 0,3 ; 0,28]	
		(3) : [- 0,44 ; 0,03]	- 0,12	(4) : [- 0,3 ; 0,28]	
			0,01		

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
SOCIAL	50 %	(1) : [- 0,46 ; 0,87]		(1) : [- 0,9 ; 0,87]
		(2) : [- 0,39 ; 0,87]	(1) : [0,39 ; 1,76]	(2) : [- 0,74 ; 0,99]
		(3) : [- 0,32 ; 0,87]	(2) : [0,53 ; 1,76]	(3) : [- 0,84 ; 0,89]
				(4) : [- 0,68 ; 1,01]
				(1) : [- 1,17 ; 1,01]
				(2) : [- 1,14 ; 1,02]
	70 %	(1) : [- 0,75 ; 0,87]	(1) : [0,1 ; 1,77]	(2) : [- 1,15 ; 1,01]
		(2) : [- 0,71 ; 0,87]	(2) : [0,18 ; 1,77]	(3) : [- 1,15 ; 1,01]
		(3) : [- 0,67 ; 0,87]		(4) : [- 1,11 ; 1,02]
				(1) : [- 1,35 ; 1,04]
				0,14
				(2) : [- 1,35 ; 1,04]
100 %	(1) : [- 1,21 ; 0,89]	(1) : [- 0,36 ; 1,79]	(2) : [- 1,35 ; 1,04]	
	0,34	1,25	0,4	
	(2) : [- 1,21 ; 0,89]	(2) : [- 0,36 ; 1,79]	(3) : [- 1,35 ; 1,04]	
	0,48	1,49	0,27	
	(3) : [- 1,21 ; 0,89]		(4) : [- 1,35 ; 1,04]	
	0,62		0,52	
ENVIRONNEMENTAL	50 %	(1) : [- 0,63 ; 0,02]		(1) : [- 0,76 ; 0,16]
		(2) : [- 0,6 ; 0,02]	(1) : [0,41 ; 1,04]	(2) : [- 0,75 ; 0,2]
		(3) : [- 0,58 ; 0,02]	(2) : [0,46 ; 1,04]	(3) : [- 0,74 ; 0,17]
				(4) : [- 0,68 ; 0,21]
				(1) : [- 0,9 ; 0,22]
				(2) : [- 0,89 ; 0,22]
	70 %	(1) : [- 0,77 ; 0,02]	(1) : [0,26 ; 1,05]	(2) : [- 0,89 ; 0,22]
		(2) : [- 0,75 ; 0,02]	(2) : [0,29 ; 1,05]	(3) : [- 0,89 ; 0,22]
		(3) : [- 0,74 ; 0,02]		(4) : [- 0,88 ; 0,22]
				(1) : [- 1,05 ; 0,28]
				- 0,13
				(2) : [- 1,05 ; 0,28]
100 %	(1) : [- 1,03 ; 0,08]	(1) : [- 0,01 ; 1,1]	(2) : [- 1,05 ; 0,28]	
	- 0,17	0,9	- 0,03	
	(2) : [- 1,03 ; 0,08]	(2) : [- 0,01 ; 1,1]	(3) : [- 1,05 ; 0,28]	
	- 0,12	0,99	- 0,08	
	(3) : [- 1,03 ; 0,08]		(4) : [- 1,05 ; 0,28]	
	- 0,07		0,02	

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4	
INSTITUTIONNEL	50 %	(1) : [- 0,19 ; 0,73]		(1) : [- 0,35 ; 0,81]	
		(2) : [- 0,16 ; 0,73]	(1) : [0,66 ; 1,48]	(2) : [- 0,29 ; 0,85]	
		(3) : [- 0,14 ; 0,73]	(2) : [0,71 ; 1,48]	(3) : [- 0,33 ; 0,82]	
	70 %				(4) : [- 0,27 ; 0,86]
		(1) : [- 0,4 ; 0,73]		(1) : [0,42 ; 1,49]	(1) : [- 0,59 ; 0,87]
		(2) : [- 0,38 ; 0,73]		(2) : [0,45 ; 1,49]	(2) : [- 0,58 ; 0,87]
		(3) : [- 0,37 ; 0,73]			(3) : [- 0,58 ; 0,87]
	100 %				(4) : [- 0,57 ; 0,87]
		(1) : [- 0,73 ; 0,75]			(1) : [- 0,79 ; 0,89]
		0,39	(1) : [0,05 ; 1,51]		0,44
		(2) : [- 0,73 ; 0,75]	1,3	(2) : [- 0,79 ; 0,89]	0,53
		0,44	(2) : [0,05 ; 1,51]	(3) : [- 0,79 ; 0,89]	0,49
	(3) : [- 0,73 ; 0,75]	1,39	(4) : [- 0,79 ; 0,89]	0,58	
	0,49				

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	(1) : [- 0,23 ; 0,25]		(1) : [- 0,23 ; 0,39]
		(2) : [- 0,21 ; 0,25]	(1) : [0,69 ; 1,1]	(2) : [- 0,19 ; 0,42]
		(3) : [- 0,139 ; 0,25]	(2) : [0,72 ; 1,1]	(3) : [- 0,22 ; 0,39]
	70 %	(1) : [- 0,32 ; 0,25]		(1) : [- 0,34 ; 0,44]
		(2) : [- 0,31 ; 0,25]	(1) : [0,59 ; 1,1]	(2) : [- 0,33 ; 0,44]
		(3) : [- 0,39 ; 0,25]	(2) : [0,61 ; 1,1]	(3) : [- 0,33 ; 0,44]
	100 %	(1) : [- 0,47 ; 0,26]		(1) : [- 0,43 ; 0,47]
		0,1	(1) : [0,44 ; 1,12]	0,21
		(2) [- 0,47 ; 0,26]	0,98	(2) : [- 0,43 ; 0,47]
		0,13	(2) : [0,44 ; 1,12]	0,28
		(3) : [- 0,47 ; 0,26]	1,04	(3) : [- 0,43 ; 0,47]
		0,17		(4) : [- 0,43 ; 0,47]
			0,31	
ECONOMIQUE	50 %	(1) : [- 0,84 ; - 0,38]		(1) : [- 0,76 ; - 0,1]
		(2) : [- 0,82 ; - 0,38]	(1) : [0,3 ; 0,81]	(2) : [- 0,72 ; - 0,07]
		(3) : [- 0,8 ; - 0,38]	(2) : [0,33 ; 0,81]	(3) : [- 0,74 ; - 0,09]
	70 %	(1) : [- 0,93 ; - 0,37]		(1) : [- 0,85 ; - 0,06]
		(2) : [- 0,92 ; - 0,37]	(1) : [0,2 ; 0,81]	(2) : [- 0,84 ; - 0,06]
		(3) : [- 0,91 ; - 0,37]	(2) : [0,22 ; 0,81]	(3) : [- 0,85 ; - 0,06]
	100 %	(1) : [- 1,08 ; - 0,36]		(1) : [- 0,93 ; - 0,04]
		- 0,53	(1) : [0,05 ; 0,83]	- 0,36
		(2) : [- 1,08 ; - 0,36]	0,69	(2) : [- 0,93 ; - 0,04]
		- 0,49	(2) : [0,05 ; 0,83]	- 0,29
		(3) : [- 1,08 ; - 0,36]	0,75	(3) : [- 0,93 ; - 0,04]
		- 0,46		(4) : [- 0,93 ; - 0,04]
			- 0,26	

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
SOCIAL	50 %	(1) : [- 0,47 ; 1,35]		(1) : [- 1,18 ; 1,24]
		(2) : [- 0,36 ; 1,35]	(1) : [0,29 ; 2,22]	(2) : [- 0,94 ; 1,42]
		(3) : [- 0,26 ; 1,35]	(2) : [0,5 ; 2,22]	(3) : [- 1,08 ; 1,28]
				(4) : [- 0,84 ; 1,46]
				(1) : [- 1,53 ; 1,45]
				(2) : [- 1,48 ; 1,46]
	70 %	(1) : [- 0,87 ; 1,36]	(1) : [- 0,1 ; 2,22]	(2) : [- 1,48 ; 1,46]
		(2) : [- 0,81 ; 1,36]	(2) : [0,03 ; 2,22]	(3) : [- 1,49 ; 1,45]
		(3) : [- 0,75 ; 1,36]		(4) : [- 1,44 ; 1,46]
				(1) : [- 1,73 ; 1,48]
				0,19
				(2) : [- 1,73 ; 1,48]
100 %	(1) : [- 1,49 ; 1,37]	(1) : [- 0,7 ; 2,23]	(2) : [- 1,73 ; 1,48]	
	0,6	1,42	0,57	
	(2) : [- 1,49 ; 1,37]	(2) : [- 0,7 ; 2,23]	(3) : [- 1,73 ; 1,48]	
	0,81	1,79	0,39	
	(3) : [- 1,49 ; 1,37]		(4) : [- 1,73 ; 1,48]	
	1,01		0,76	
ENVIRONNEMENTAL	50 %	(1) : [- 0,81 ; - 0,36]	(1) : [0,33 ; 0,78]	(1) : [- 0,89 ; - 0,18]
		(2) : [- 0,79 ; - 0,36]	(2) : [0,37 ; 0,78]	(2) : [- 0,85 ; - 0,15]
		(3) : [- 0,77 ; - 0,36]		(3) : [- 0,88 ; - 0,17]
				(4) : [- 0,84 ; - 0,14]
				(1) : [- 0,99 ; - 0,13]
				(2) : [- 0,98 ; - 0,13]
	70 %	(1) : [- 0,9 ; - 0,34]	(1) : [0,23 ; 0,78]	(2) : [- 0,98 ; - 0,13]
		(2) : [- 0,89 ; - 0,34]	(2) : [0,25 ; 0,78]	(3) : [- 0,99 ; - 0,13]
		(3) : [- 0,88 ; - 0,34]		(4) : [- 0,98 ; - 0,13]
				(1) : [- 1,14 ; - 0,05]
				- 0,35
				(2) : [- 1,14 ; - 0,05]
100 %	(1) : [- 1,12 ; - 0,27]	(1) : [0 ; 0,86]	(2) : [- 1,14 ; - 0,05]	
	- 0,43	0,73	- 0,28	
	(2) : [- 1,12 ; - 0,27]	(2) : [0 ; 0,86]	(3) : [- 1,14 ; - 0,05]	
	- 0,4	0,79	- 0,32	
	(3) : [- 1,12 ; - 0,27]		(4) : [- 1,14 ; - 0,05]	
	- 0,36		- 0,25	

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
INSTITUTIONNEL	50 %	(1) : [0,07 ; 1,07]		(1) : [- 0,07 ; 1,12]
		(2) : [0,09 ; 1,07]	(1) : [0,82 ; 1,66]	(2) : [- 0,03 ; 1,15]
		(3) : [0,11 ; 1,07]	(2) : [0,86 ; 1,66]	(3) : [- 0,06 ; 1,13]
				(4) : [- 0,02 ; 1,16]
				(1) : [- 0,36 ; 1,16]
				(2) : [- 0,35 ; 1,16]
	70 %	(1) : [- 0,16 ; 1,07]	(1) : [0,55 ; 1,66]	(2) : [- 0,36 ; 1,16]
		(2) : [- 0,15 ; 1,07]	(2) : [0,57 ; 1,66]	(3) : [- 0,36 ; 1,16]
		(3) : [- 0,14 ; 1,07]		(4) : [- 0,35 ; 1,16]
				(1) : [- 0,61 ; 1,18]
			(1) : [- 0,52 ; 1,08]	0,78
			0,69	(1) : [0,12 ; 1,67]
100 %	(2) : [- 0,52 ; 1,08]	0,72	(1) : [0,12 ; 1,67]	
	(3) : [- 0,52 ; 1,08]	0,76	(2) : [0,12 ; 1,67]	
			(1) : [0,12 ; 1,67]	
			(2) : [0,12 ; 1,67]	
			(3) : [- 0,61 ; 1,18]	
			(4) : [- 0,61 ; 1,18]	

Cas 3 bis : Echéance temporelle de t0 + 30 ans pour une échelle isométrique de 10 %

Pondérations	Niveau de confiance	S2	S3	S4	
Equi-pondération	50 %	(1) : [- 1,05 ; 1,11]		(1) : [- 1,57 ; 1,24]	
		(2) : [- 0,97 ; 1,11]	(1) : [1,3 ; 3,31]	(2) : [- 1,37 ; 1,39]	
		(3) : [- 0,88 ; 1,11]	(2) : [1,47 ; 3,31]	(3) : [- 1,49 ; 1,28]	
	70 %				(4) : [- 1,29 ; 1,43]
		(1) : [- 1,51 ; 1,12]		(1) : [0,82 ; 3,31]	(1) : [- 2,03 ; 1,43]
		(2) : [- 1,46 ; 1,12]		(2) : [0,92 ; 3,31]	(2) : [- 1,99 ; 1,44]
	100 %	(3) : [- 1,41 ; 1,12]			(3) : [- 2 ; 1,43]
		(1) : [- 2,25 ; 1,17]			(4) : [- 1,96 ; 1,44]
		0,18	(1) : [0,05 ; 3,37]		(1) : [- 2,39 ; 1,5]
	100 %	(2) : [- 2,25 ; 1,17]	0,35	2,57	0,1
		(3) : [- 2,25 ; 1,17]	0,52	(2) : [0,05 ; 3,37]	(2) : [- 2,39 ; 1,5]
				2,87	0,41
Pondération spécifique à Dieulouard	50 %	[- 1,24 ; - 0,04]	[1,31 ; 2,28]	(3) : [- 2,39 ; 1,5]	
	70 %	[- 1,5 ; - 0,04]	[1,03 ; 2,28]	0,26	
	100 %	[- 1,91 ; - 0,01]	[0,59 ; 2,31]	(4) : [- 2,39 ; 1,5]	
		- 0,46	2,06	0,57	
				[- 1,2 ; 0,41]	
				[- 1,54 ; 0,42]	
				[- 1,78 ; 0,46]	
				- 0,13	

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4	
TECHNIQUE	50 %	(1) : [- 0,79 ; 0,95]		(1) : [- 1,08 ; 1,14]	
		(2) : [- 0,73 ; 0,95]	(1) : [1,53 ; 3,03]	(2) : [- 0,93 ; 1,25]	
		(3) : [- 0,66 ; 0,95]	(2) : [1,66 ; 3,03]	(3) : [- 1,02 ; 1,17]	
	70 %				(4) : [- 0,87 ; 1,28]
		(1) : [- 1,13 ; 0,95]		(1) : [1,17 ; 3,04]	(1) : [- 1,43 ; 1,29]
		(2) : [- 1,1 ; 0,95]		(2) : [1,25 ; 3,04]	(2) : [- 1,4 ; 1,29]
	100 %	(3) : [- 1,06 ; 0,95]			(3) : [- 1,41 ; 1,29]
					(4) : [- 1,38 ; 1,29]
		(1) : [- 1,69 ; 0,99]			(1) : [- 1,71 ; 1,35]
	50 %	0,22			0,24
		(2) : [- 1,69 ; 0,99]		(1) : [0,59 ; 3,08]	(2) : [- 1,71 ; 1,35]
		0,35		2,48	0,48
70 %	(3) : [- 1,69 ; 0,99]		(2) : [0,59 ; 3,08]	(3) : [- 1,71 ; 1,35]	
			2,71	0,36	
	0,47			(4) : [- 1,71 ; 1,35]	
100 %				0,6	
	50 %	(1) : [- 1 ; 0,13]		(1) : [- 0,65 ; 0,42]	
		(2) : [- 1,02 ; 0,13]		(1) : [0,82 ; 2,58]	(2) : [- 0,7 ; 0,53]
(3) : [- 1,04 ; 0,13]			(2) : [0,84 ; 2,58]	(3) : [- 0,67 ; 0,45]	
70 %				(4) : [- 0,72 ; 0,56]	
	(1) : [- 1,02 ; 0,13]			(1) : [- 0,73 ; 0,56]	
	(2) : [- 1,04 ; 0,13]		(1) : [0,66 ; 2,58]	(2) : [- 0,74 ; 0,57]	
100 %	(3) : [- 1,05 ; 0,13]		(2) : [0,67 ; 2,58]	(3) : [- 0,74 ; 0,56]	
				(4) : [- 0,75 ; 0,57]	
	(1) : [- 1,03 ; 0,17]			(1) : [- 0,79 ; 0,61]	
50 %	- 0,64			- 0,53	
	(2) : [- 1,03 ; 0,17]		(1) : [0,43 ; 2,62]	(2) : [- 0,79 ; 0,61]	
	- 0,51		1,98	- 0,3	
70 %	(3) : [- 1,03 ; 0,17]		(2) : [0,43 ; 2,62]	(3) : [- 0,79 ; 0,61]	
			2,21	- 0,41	
	- 0,38			(4) : [- 0,79 ; 0,61]	
100 %				0,18	

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
SOCIAL	50 %	(1) : [- 1,09 ; 2,29]		(1) : [- 2,27 ; 2,18]
		(2) : [- 0,93 ; 2,29]	(1) : [1,07 ; 4,47]	(2) : [- 1,87 ; 2,48]
		(3) : [- 0,75 ; 2,29]	(2) : [1,43 ; 4,47]	(3) : [- 2,11 ; 2,25]
				(4) : [- 1,71 ; 2,55]
	70 %	(1) : [- 1,83 ; 2,3]		(1) : [- 2,93 ; 2,54]
		(2) : [- 1,73 ; 2,3]	(1) : [0,35 ; 4,47]	(2) : [- 2,85 ; 2,56]
		(3) : [- 1,63 ; 2,3]	(2) : [0,56 ; 4,47]	(3) : [- 2,87 ; 2,54]
				(4) : [- 2,79 ; 2,56]
	100 %	(1) : [- 2,98 ; 2,34]		(1) : [- 3,36 ; 2,61]
		0,81	(1) : [- 0,78 ; 4,51]	0,23
		(2) : [- 2,98 ; 2,34]	3,05	(2) : [- 3,36 ; 2,61]
		1,16	(2) : [- 0,78 ; 4,51]	0,86
	(3) : [- 2,98 ; 2,34]	3,66	(3) : [- 3,36 ; 2,61]	
	1,5		(4) : [- 3,36 ; 2,61]	
			1,18	
ENVIRONNEMENTAL	50 %	(1) : [- 1,35 ; 0,31]		(1) : [- 1,74 ; 0,48]
		(2) : [- 1,29 ; 0,31]	(1) : [1,18 ; 2,72]	(2) : [- 1,59 ; 0,6]
		(3) : [- 1,22 ; 0,31]	(2) : [1,32 ; 2,72]	(3) : [- 1,68 ; 0,51]
				(4) : [- 1,53 ; 0,63]
	70 %	(1) : [- 1,7 ; 0,32]		(1) : [- 2,09 ; 0,63]
		(2) : [- 1,66 ; 0,32]	(1) : [0,82 ; 2,73]	(2) : [- 2,06 ; 0,64]
		(3) : [- 1,62 ; 0,32]	(2) : [0,9 ; 2,73]	(3) : [- 2,07 ; 0,63]
				(4) : [- 2,04 ; 0,64]
	100 %	(1) : [- 2,32 ; 0,43]		(1) : [- 2,43 ; 0,75]
		- 0,41	(1) : [0,17 ; 2,84]	- 0,41
		(2) : [- 2,32 ; 0,43]	2,15	(2) : [- 2,43 ; 0,75]
		- 0,28	(2) : [0,17 ; 2,84]	- 0,18
	(3) : [- 2,32 ; 0,43]	2,38	(3) : [- 2,43 ; 0,75]	
	- 0,15		(4) : [- 2,43 ; 0,75]	
			- 0,06	

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 contre 0,15 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4	
INSTITUTIONNEL	50 %	(1) : [- 0,45 ; 1,9]		(1) : [- 0,91 ; 1,99]	
		(2) : [- 0,38 ; 1,9]	(1) : [1,69 ; 3,73]	(2) : [- 0,76 ; 2,11]	
		(3) : [- 0,32 ; 1,9]	(2) : [1,83 ; 3,73]	(3) : [- 0,85 ; 2,02]	
	70 %				(4) : [- 0,7 ; 2,14]
		(1) : [- 0,96 ; 1,9]		(1) : [1,11 ; 3,73]	(1) : [- 1,5 ; 2,14]
		(2) : [- 0,93 ; 1,9]		(2) : [1,19 ; 3,73]	(2) : [- 1,47 ; 2,14]
		(3) : [- 0,89 ; 1,9]			(3) : [- 1,47 ; 2,14]
	100 %				(4) : [- 1,44 ; 2,14]
		(1) : [- 1,78 ; 1,94]			(1) : [- 1,98 ; 2,19]
		0,91		(1) : [0,19 ; 3,77]	0,95
		(2) : [- 1,78 ; 1,94]		3,18	(2) : [- 1,98 ; 2,19]
		1,04		(2) : [0,19 ; 3,77]	1,19
	(3) : [- 1,78 ; 1,94]		3,41	(3) : [- 1,98 ; 2,19]	
	1,17			1,07	
				(4) : [- 1,98 ; 2,19]	
				1,31	

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
TECHNIQUE	50 %	(1) : [- 0,53 ; 0,78]		(1) : [- 0,6 ; 1,04]
		(2) : [- 0,48 ; 0,78]	(1) : [1,76 ; 2,76]	(2) : [- 0,5 ; 1,11]
		(3) : [- 0,44 ; 0,78]	(2) : [1,85 ; 2,76]	(3) : [- 0,56 ; 1,06]
	70 %	(1) : [- 0,76 ; 0,78]		(1) : [- 0,84 ; 1,14]
		(2) : [- 0,73 ; 0,78]	(1) : [1,52 ; 2,77]	(2) : [- 0,82 ; 1,15]
		(3) : [- 0,7 ; 0,78]	(2) : [1,57 ; 2,77]	(3) : [- 0,82 ; 1,14]
	100 %	(1) : [- 1,13 ; 0,81]		(1) : [- 1,03 ; 1,2]
		0,25	(1) : [1,13 ; 2,79]	0,38
		(2) : [- 1,13 ; 0,81]	2,39	(2) : [- 1,03 ; 1,2]
		0,34	(2) : [1,13 ; 2,79]	(3) : [- 1,03 ; 1,2]
		(3) : [- 1,13 ; 0,81]	2,55	0,46
		0,43		(4) : [- 1,03 ; 1,2]
			0,62	
ECONOMIQUE	50 %	(1) : [- 2,11 ; - 0,86]		(1) : [- 2,15 ; - 0,41]
		(2) : [- 2,07 ; - 0,86]	(1) : [0,7 ; 1,85]	(2) : [- 2,05 ; - 0,33]
		(3) : [- 2,03 ; - 0,86]	(2) : [0,79 ; 1,85]	(3) : [- 2,11 ; - 0,39]
	70 %	(1) : [- 2,34 ; - 0,86]		(1) : [- 2,38 ; - 0,32]
		(2) : [- 2,32 ; - 0,86]	(1) : [0,46 ; 1,85]	(2) : [- 2,36 ; - 0,31]
		(3) : [- 2,29 ; - 0,86]	(2) : [0,52 ; 1,85]	(3) : [- 2,36 ; - 0,32]
	100 %	(1) : [- 2,71 ; - 0,83]		(1) : [- 2,56 ; - 0,28]
		- 1,45	(1) : [0,08 ; 1,88]	- 1,16
		(2) : [- 2,71 ; - 0,83]	1,39	(2) : [- 2,56 ; - 0,28]
		- 1,37	(2) : [0,08 ; 1,88]	(3) : [- 2,56 ; - 0,28]
		(3) : [- 2,71 ; - 0,83]	1,55	- 1,08
		- 1,28		(4) : [- 2,56 ; - 0,28]
			- 0,93	

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
SOCIAL	50 %	(1) : [- 1,14 ; 3,47]		(1) : [- 2,97 ; 3,11]
		(2) : [- 0,88 ; 3,47]	(1) : [0,85 ; 5,63]	(2) : [- 2,37 ; 3,56]
		(3) : [- 0,63 ; 3,47]	(2) : [1,39 ; 5,63]	(3) : [- 2,73 ; 3,23]
				(4) : [- 2,13 ; 3,68]
				(1) : [- 3,83 ; 3,65]
				(2) : [- 3,71 ; 3,68]
	70 %	(1) : [- 2,16 ; 3,48]	(1) : [- 0,12 ; 5,63]	(2) : [- 3,71 ; 3,68]
		(2) : [- 2 ; 3,48]	(2) : [0,2 ; 5,63]	(3) : [- 3,74 ; 3,65]
		(3) : [- 1,84 ; 3,48]		(4) : [- 3,62 ; 3,68]
				(1) : [- 4,34 ; 3,71]
			(1) : [- 3,71 ; 3,5]	0,37
			1,44	(2) : [- 4,34 ; 3,71]
100 %	(2) : [- 3,71 ; 3,5]	(1) : [- 1,61 ; 5,66]	(2) : [- 4,34 ; 3,71]	
	1,96	3,53	1,32	
	(3) : [- 3,71 ; 3,5]	(2) : [- 1,61 ; 5,66]	(3) : [- 4,34 ; 3,71]	
	2,48	4,45	0,85	
			(4) : [- 4,34 ; 3,71]	
			1,8	
ENVIRONNEMENTAL	50 %	(1) : [- 1,65 ; - 0,5]		(1) : [- 1,91 ; - 0,27]
		(2) : [- 1,6 ; - 0,5]	(1) : [1,07 ; 2,14]	(2) : [- 1,81 ; - 0,2]
		(3) : [- 1,56 ; - 0,5]	(2) : [1,16 ; 2,14]	(3) : [- 1,87 ; - 0,26]
				(4) : [- 1,77 ; - 0,18]
				(1) : [- 2,15 ; - 0,17]
				(2) : [- 2,13 ; - 0,16]
	70 %	(1) : [- 1,89 ; - 0,49]	(1) : [0,82 ; 2,16]	(2) : [- 2,13 ; - 0,16]
		(2) : [- 1,87 ; - 0,49]	(2) : [0,87 ; 2,16]	(3) : [- 2,14 ; - 0,17]
		(3) : [- 1,84 ; - 0,49]		(4) : [- 2,12 ; - 0,16]
				(1) : [- 2,47 ; 0,01]
			(1) : [- 2,4 ; - 0,32]	- 0,92
			- 1	(2) : [- 2,47 ; 0,01]
100 %	(2) : [- 2,4 ; - 0,32]	(1) : [0,3 ; 2,32]	- 0,76	
	- 0,92	1,74	(3) : [- 2,47 ; 0,01]	
	(3) : [- 2,4 ; - 0,32]	(2) : [0,3 ; 2,32]	- 0,84	
	- 0,83	1,89	- 0,84	
			(4) : [- 2,47 ; 0,01]	
			- 0,68	

Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 contre 0,1 pour les autres)

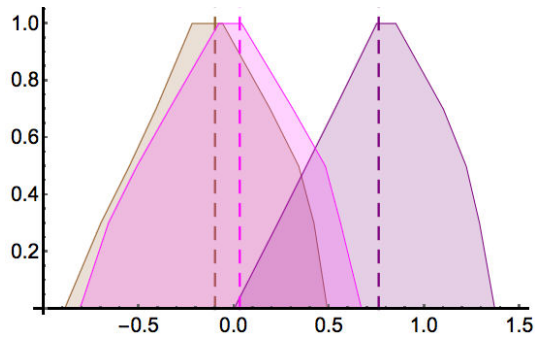
Critère dominant	Niveau de confiance	S2	S3	S4
INSTITUTIONNEL	50 %	(1) : [0,16 ; 2,68]		(1) : [- 0,25 ; 2,75]
		(2) : [0,2 ; 2,68]	(1) : [2,09 ; 4,15]	(2) : [- 0,15 ; 2,82]
		(3) : [0,24 ; 2,68]	(2) : [2,18 ; 4,15]	(3) : [- 0,21 ; 2,77]
				(4) : [- 0,11 ; 2,84]
				(1) : [- 0,96 ; 2,84]
				(2) : [- 0,94 ; 2,85]
	70 %	(1) : [- 0,42 ; 2,69]	(1) : [1,4 ; 4,16]	(2) : [- 0,95 ; 2,84]
		(2) : [- 0,39 ; 2,69]	(2) : [1,46 ; 4,16]	(3) : [- 0,93 ; 2,85]
		(3) : [- 0,36 ; 2,69]		(1) : [- 1,57 ; 2,88]
				1,8
			(1) : [0,34 ; 4,18]	(2) : [- 1,57 ; 2,88]
			1,64	1,96
100 %	(2) : [- 1,32 ; 2,71]	3,78	(3) : [- 1,57 ; 2,88]	
	1,73	(2) : [0,34 ; 4,18]	1,88	
	(3) : [- 1,32 ; 2,71]	3,94	(4) : [- 1,57 ; 2,88]	
	1,82		2,04	

Distributions des Indices de Durabilité Globale (IDG)

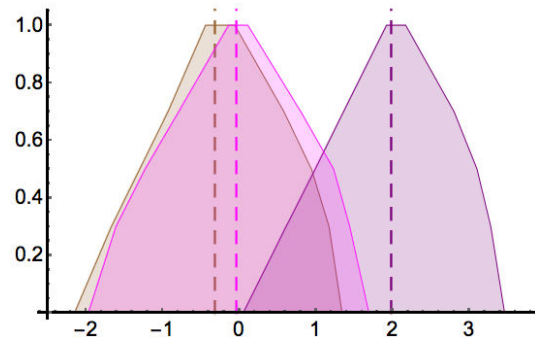
Cas 1 : Echéance temporelle de t0 + 5 ans

— S2 — S3 — S4

Equipondération

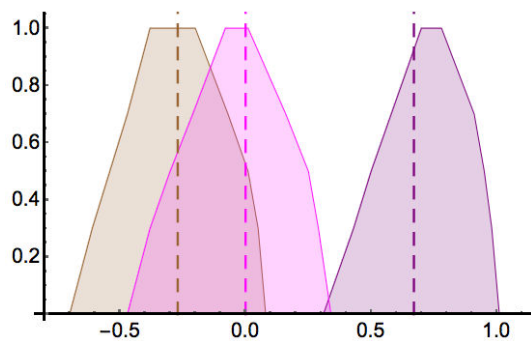


Echelle de 9 pas

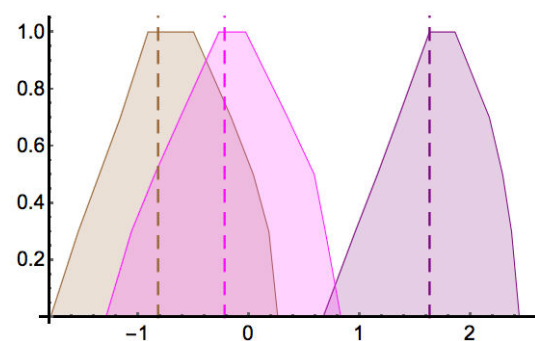


Echelle de 21 pas

Pondération spécifique au contexte de Dieulouard



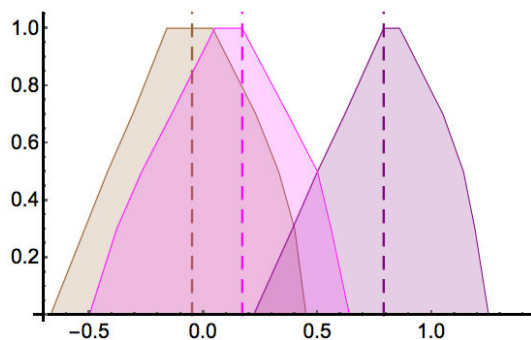
Echelle de 9 pas



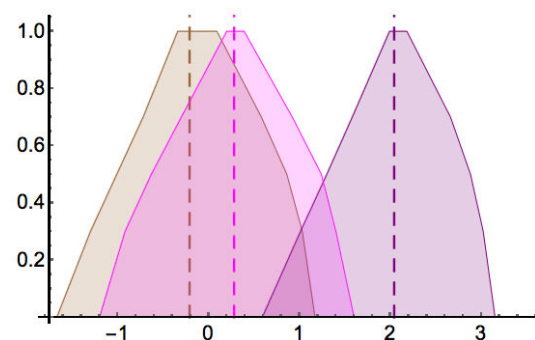
Echelle de 21 pas

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 vs. 0,15 pour les autres)

a) Efficacité technique et fonctionnelle



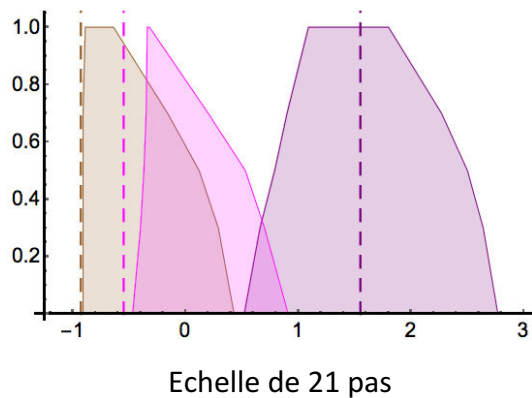
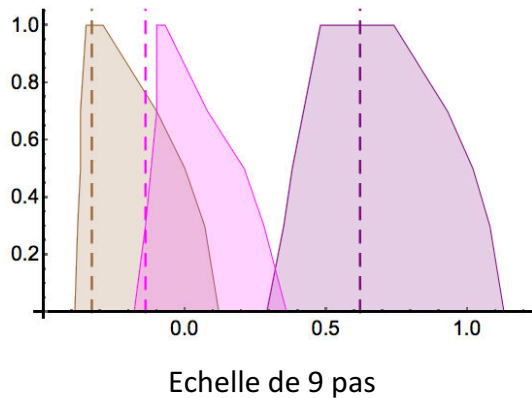
Echelle de 9 pas



Echelle de 21 pas

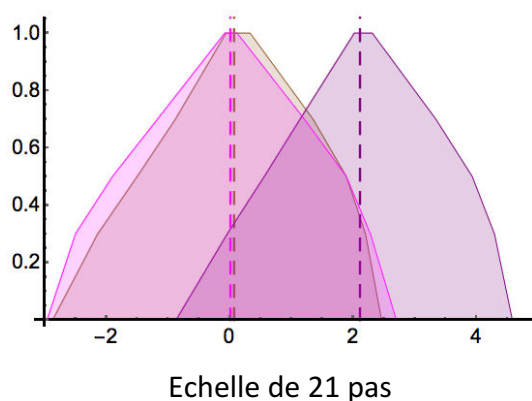
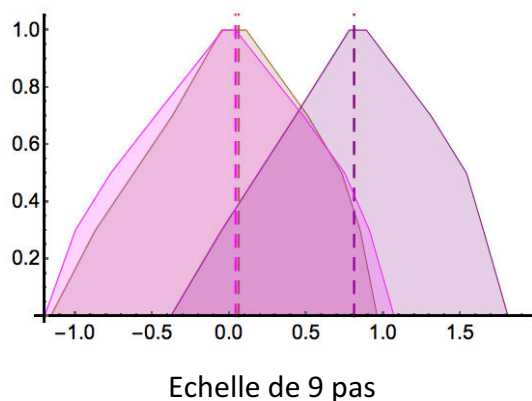
S2 S3 S4

b) Durabilité économique

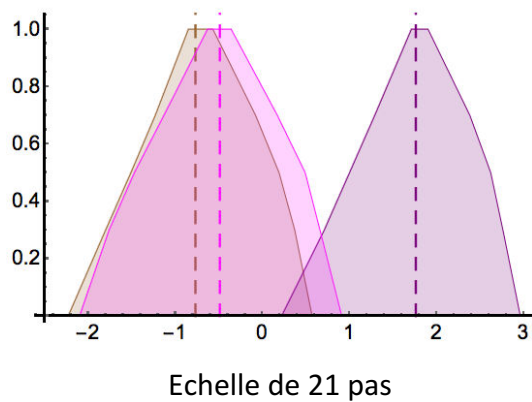
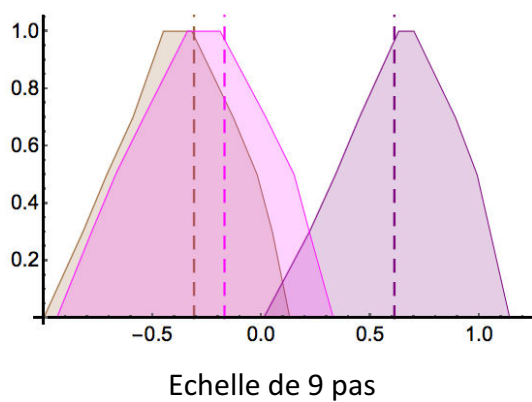


S2 S3 S4

c) Durabilité sociale

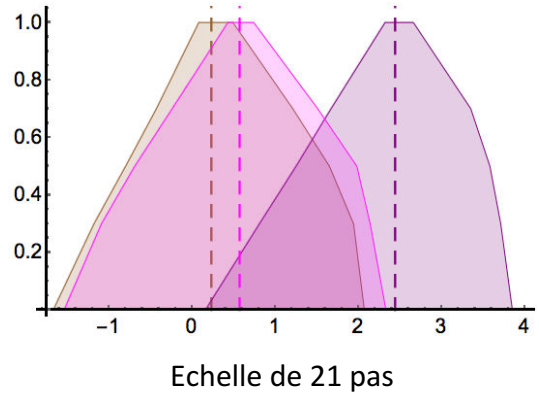
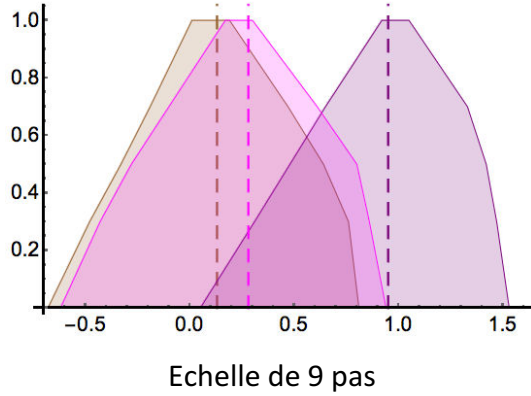


d) Durabilité environnementale



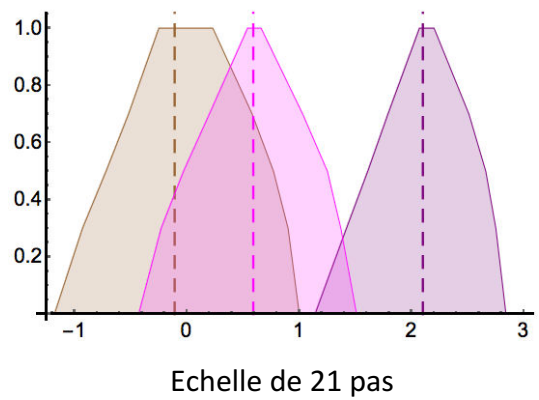
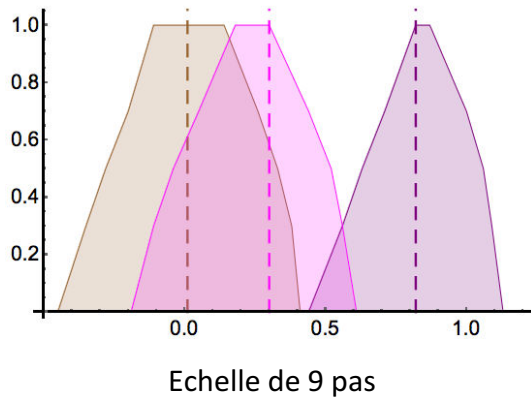
— S2 — S3 — S4

e) Durabilité institutionnelle

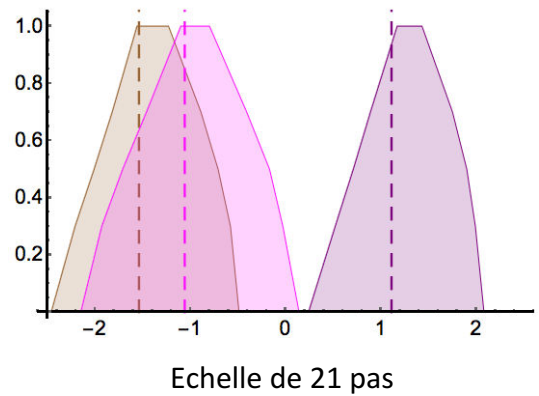
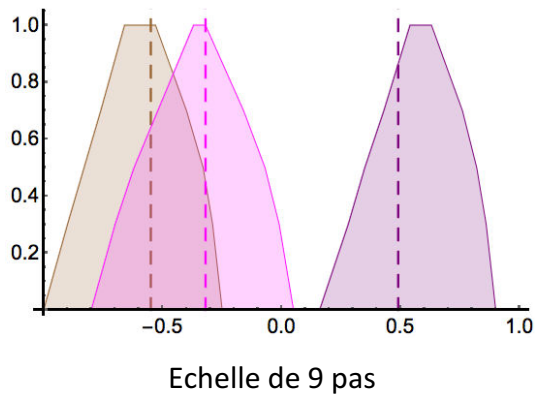


Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 vs. 0,1 pour les autres)

a) Efficacité technique et fonctionnelle

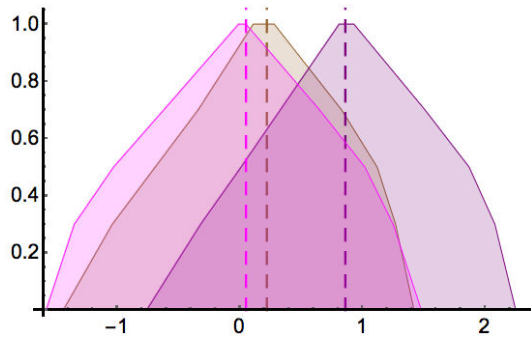


b) Durabilité économique

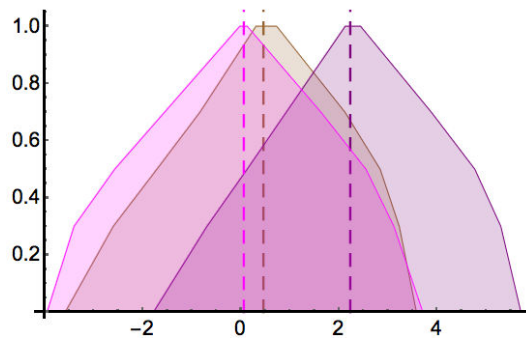


S2 S3 S4

c) Durabilité sociale

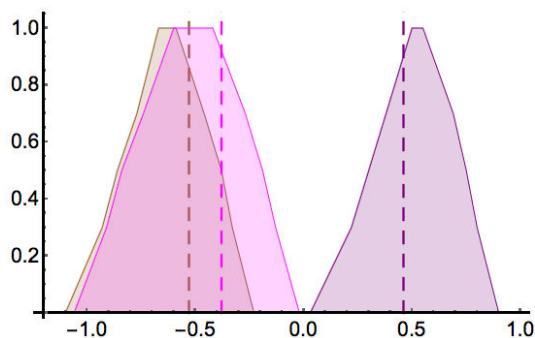


Echelle de 9 pas

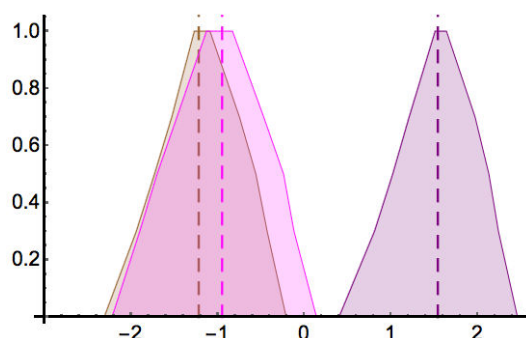


Echelle de 21 pas

d) Durabilité environnementale

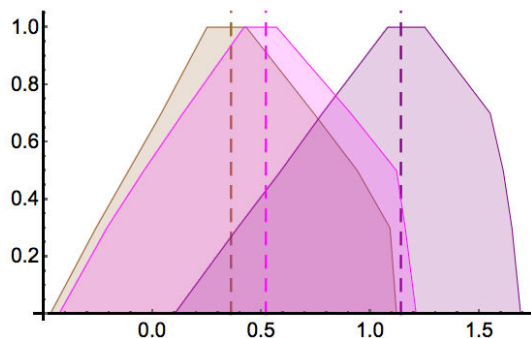


Echelle de 9 pas

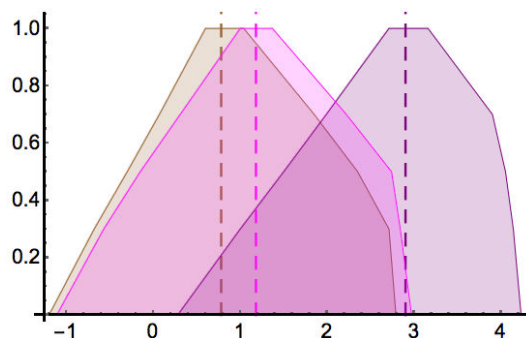


Echelle de 21 pas

e) Durabilité institutionnelle



Echelle de 9 pas

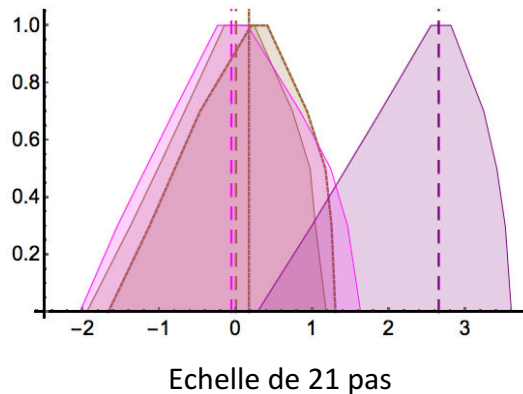
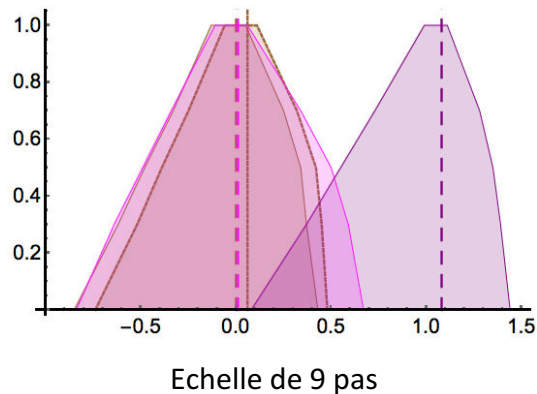


Echelle de 21 pas

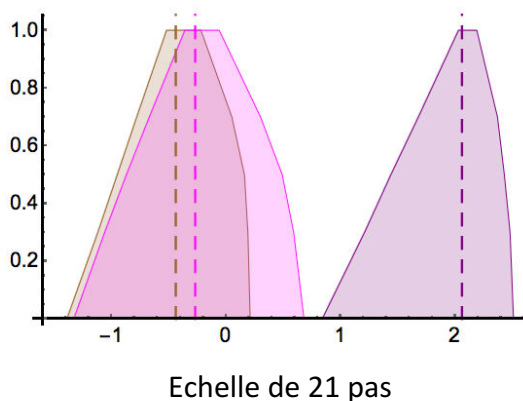
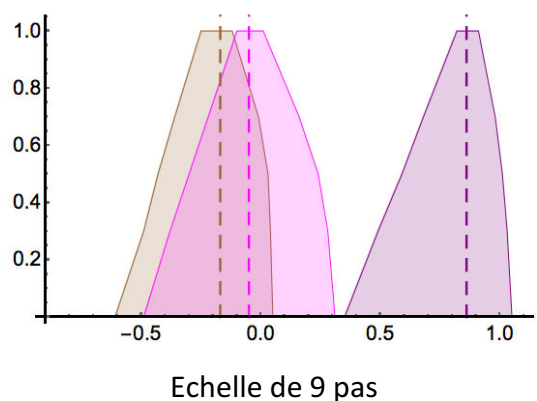
Cas 2 : Echéance temporelle de $t_0 + 10$ ans

— S2 — S3 — S4

Equi-pondération

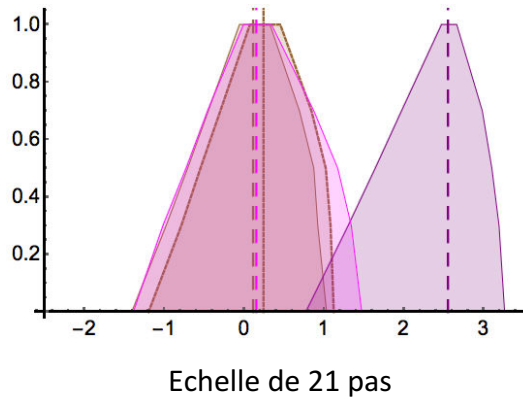
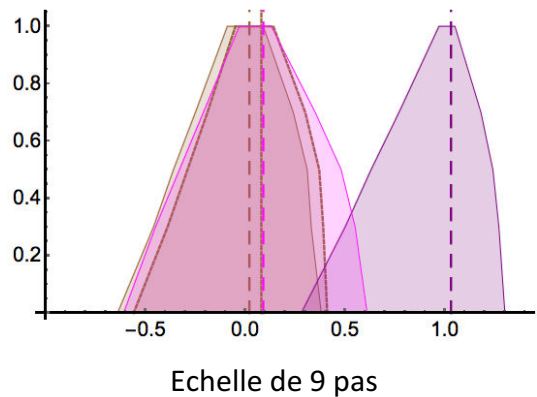


Pondération spécifique au contexte de Dieulouard



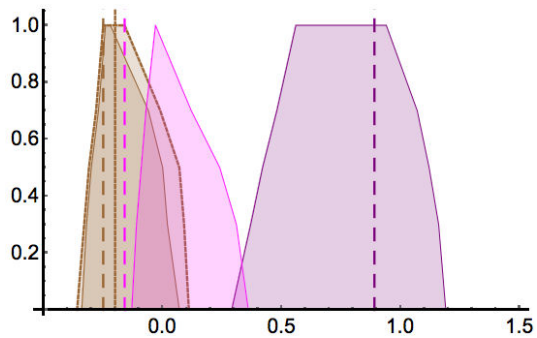
Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 vs. 0,15 pour les autres)

a) Efficacité technique et fonctionnelle

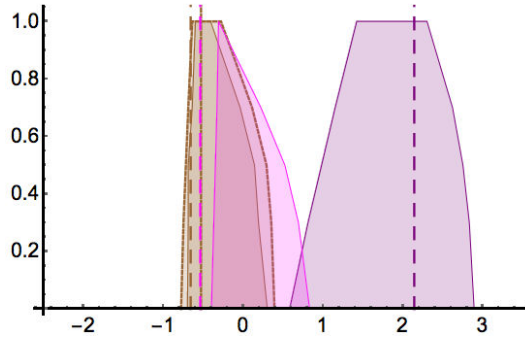


S2 S3 S4

b) Durabilité économique

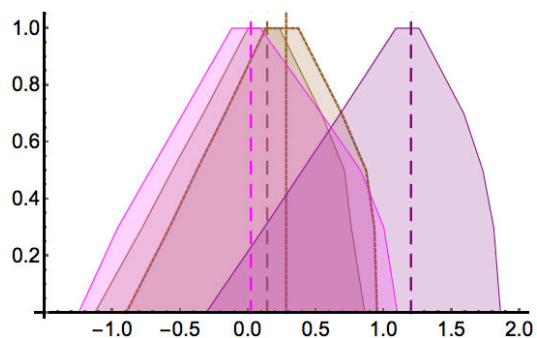


Echelle de 9 pas

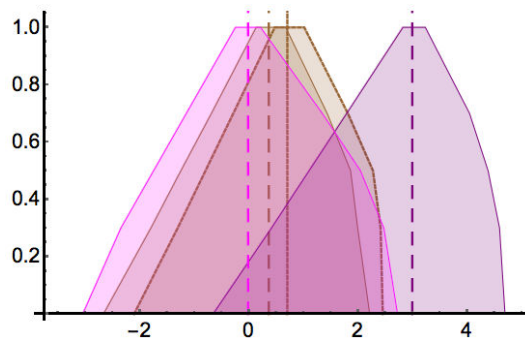


Echelle de 21 pas

c) Durabilité sociale

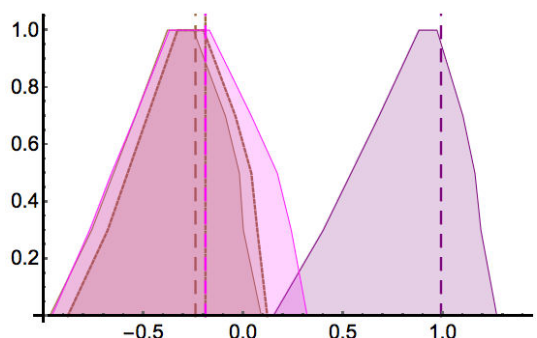


Echelle de 9 pas

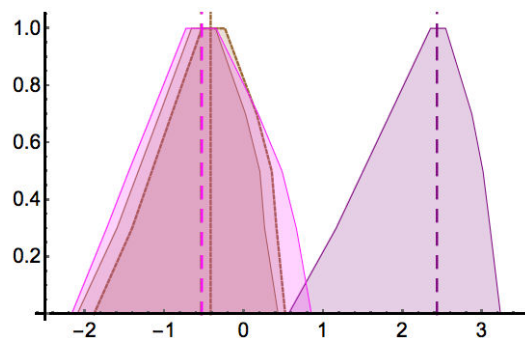


Echelle de 21 pas

d) Durabilité environnementale



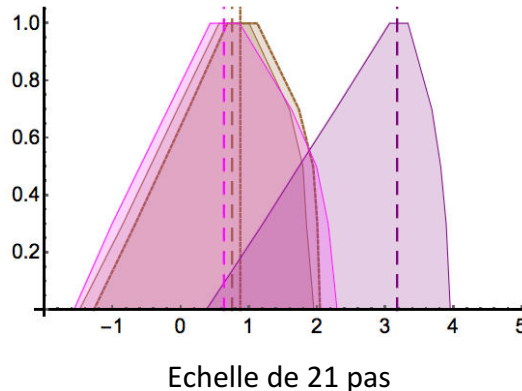
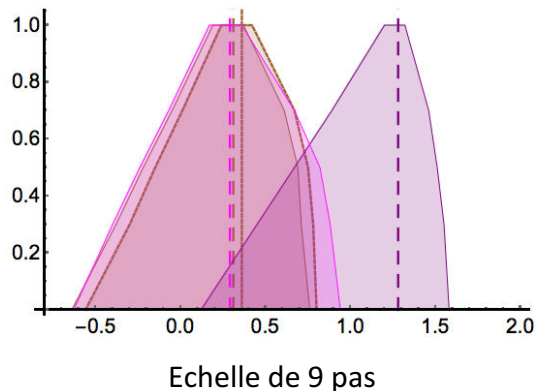
Echelle de 9 pas



Echelle de 21 pas

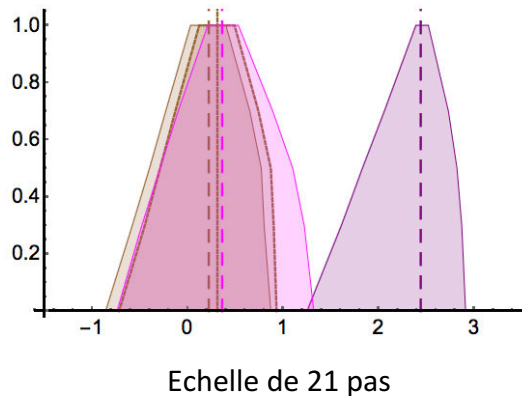
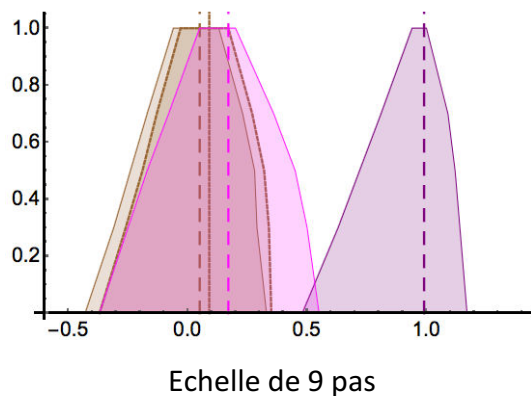
S2 S3 S4

e) Durabilité institutionnelle

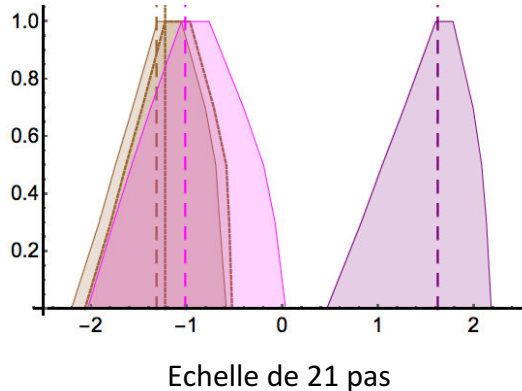
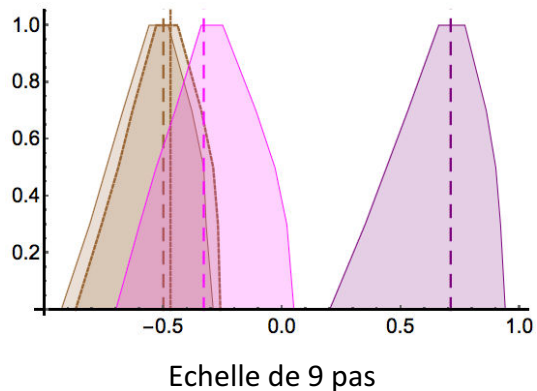


Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 vs. 0,1 pour les autres)

a) Efficacité technique et fonctionnelle

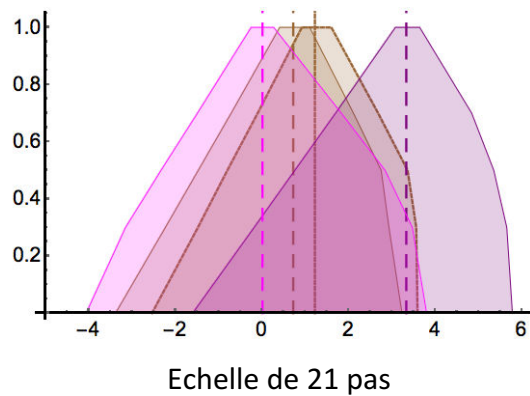
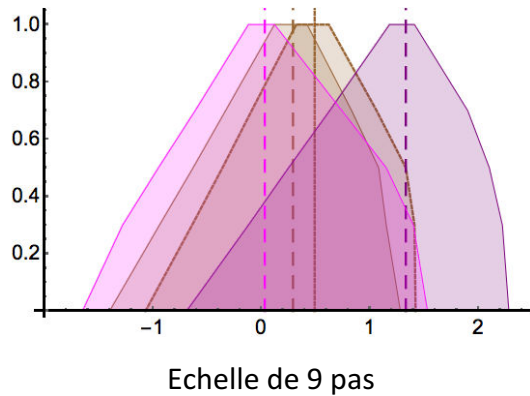


b) Durabilité économique

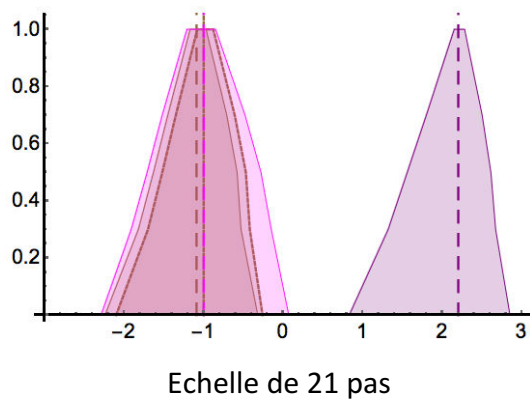
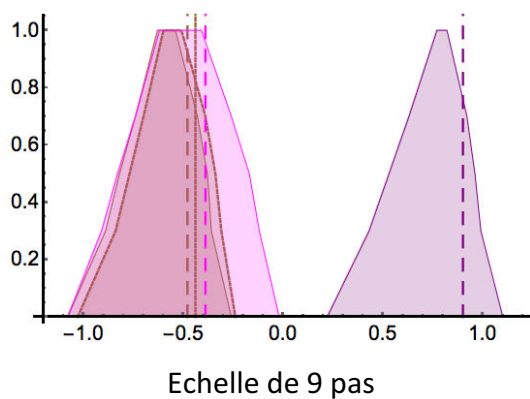


S2 S3 S4

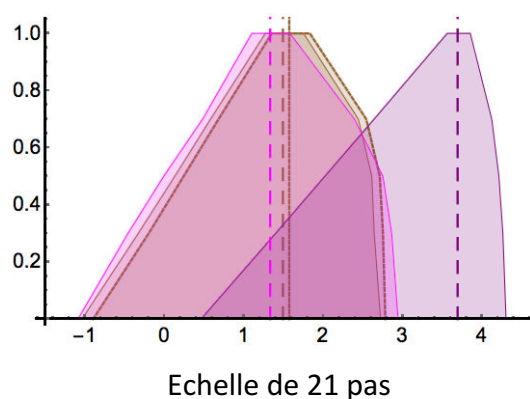
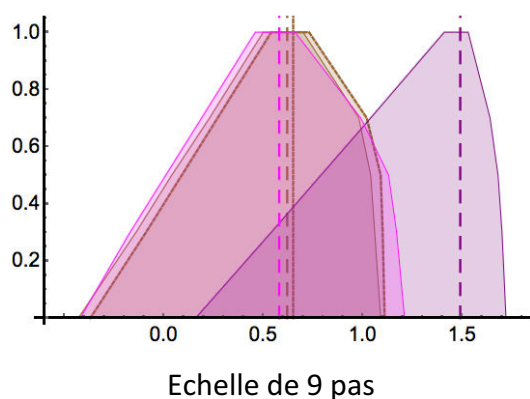
c) Durabilité sociale



d) Durabilité environnementale



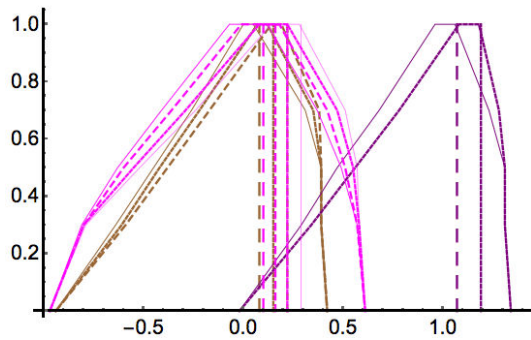
e) Durabilité institutionnelle



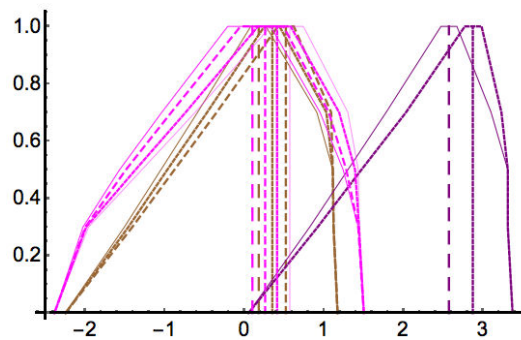
Cas 3 : Echéance temporelle de $t_0 + 30$ ans

— S2 — S3 — S4

Equi-pondération

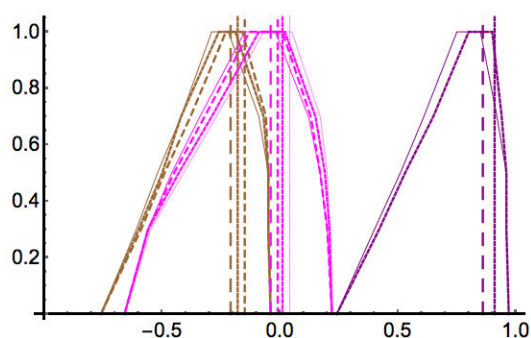


Echelle de 9 pas

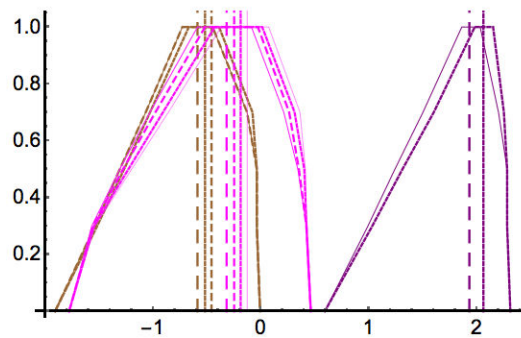


Echelle de 21 pas

Pondération spécifique au contexte de Dieulouard



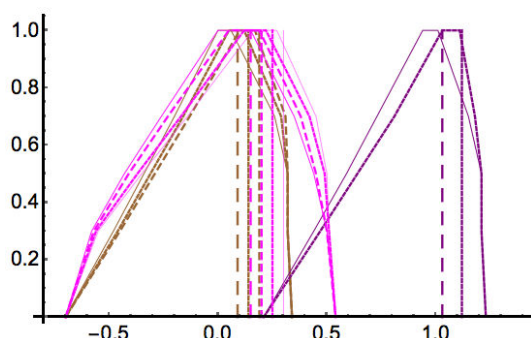
Echelle de 9 pas



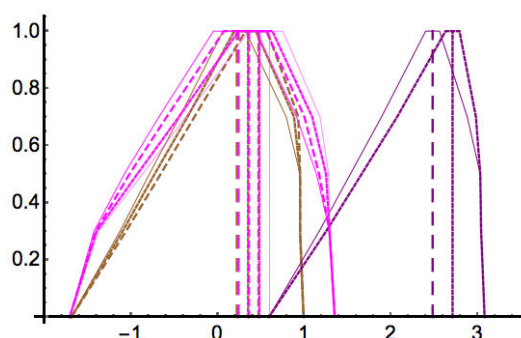
Echelle de 21 pas

Prédominance modérée d'un critère (poids de 0,4 vs. 0,15 pour les autres)

a) Efficacité technique et fonctionnelle



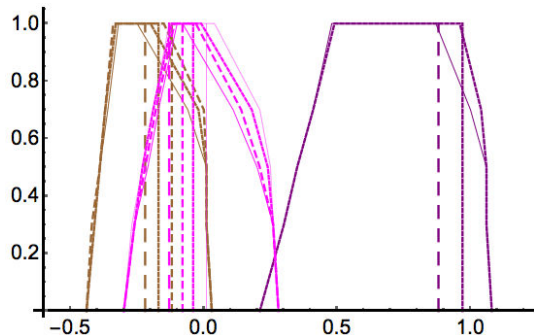
Echelle de 9 pas



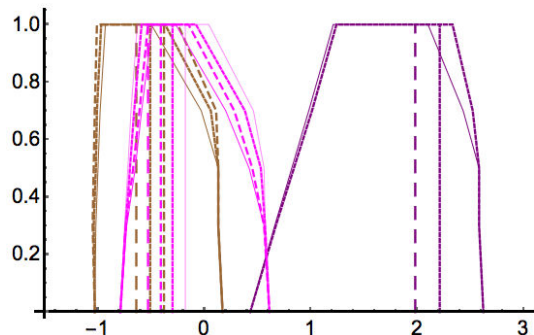
Echelle de 21 pas

S2 S3 S4

b) Durabilité économique

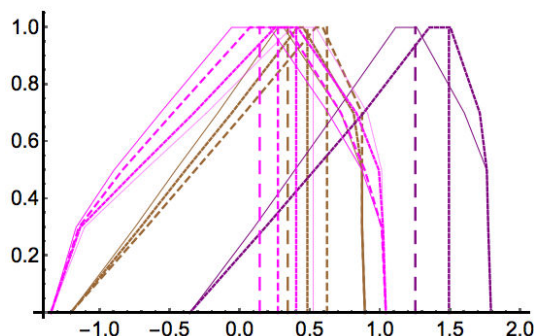


Echelle de 9 pas

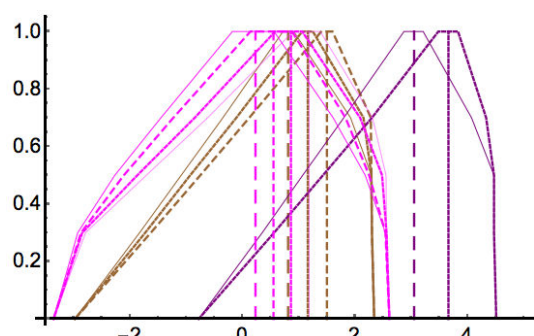


Echelle de 21 pas

c) Durabilité sociale

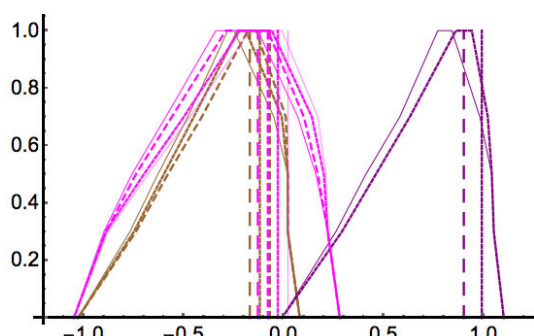


Echelle de 9 pas

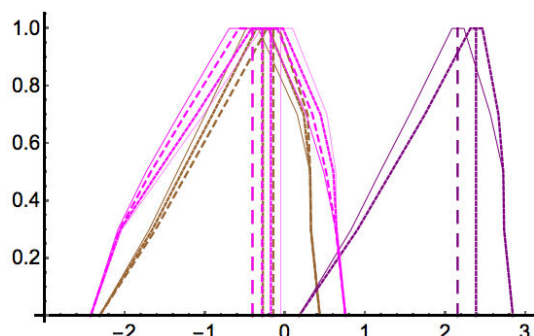


Echelle de 21 pas

d) Durabilité environnementale



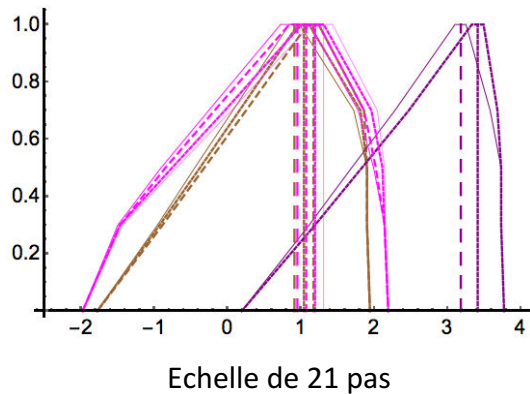
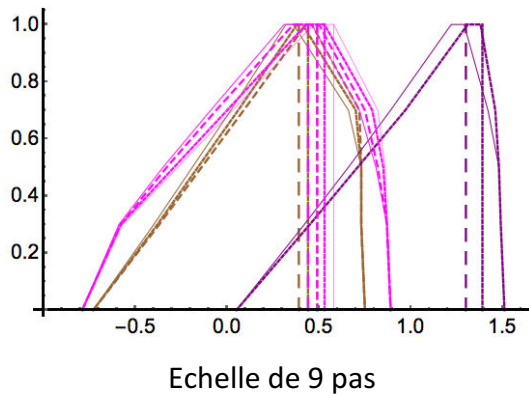
Echelle de 9 pas



Echelle de 21 pas

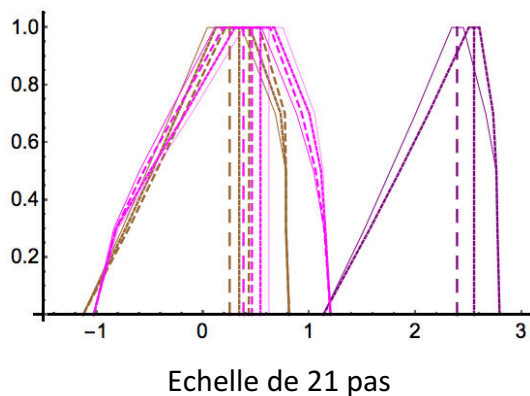
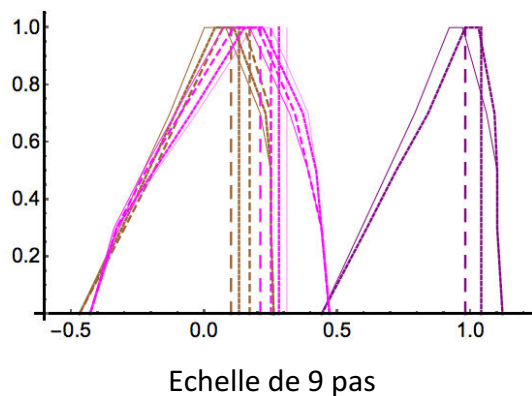
S2 S3 S4

e) Durabilité institutionnelle

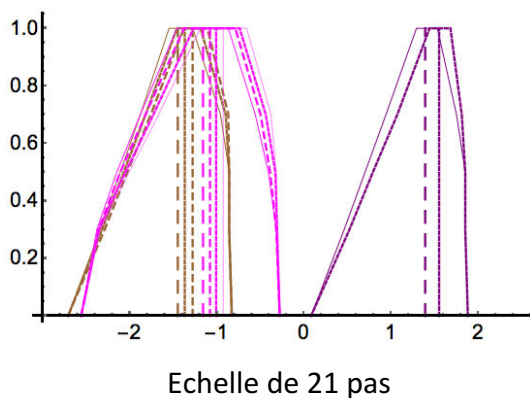
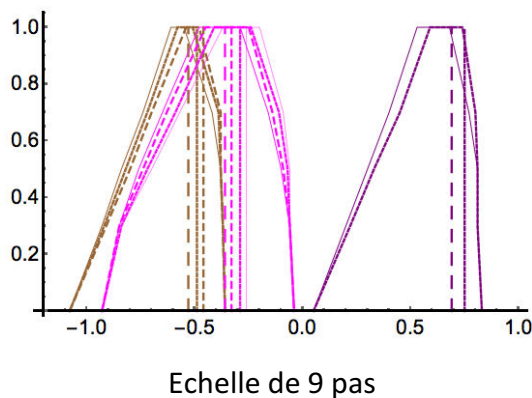


Prédominance forte d'un critère (poids de 0,6 vs. 0,1 pour les autres)

a) Efficacité technique et fonctionnelle

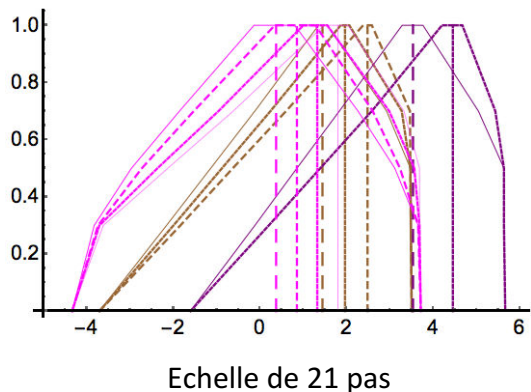
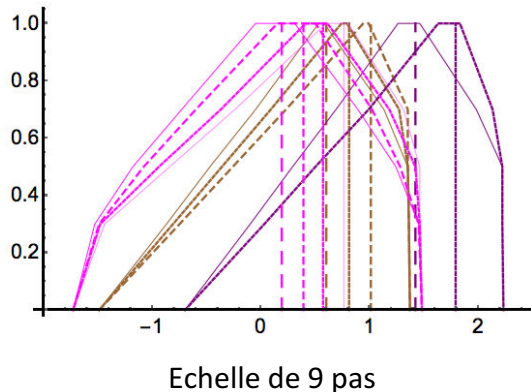


b) Durabilité économique

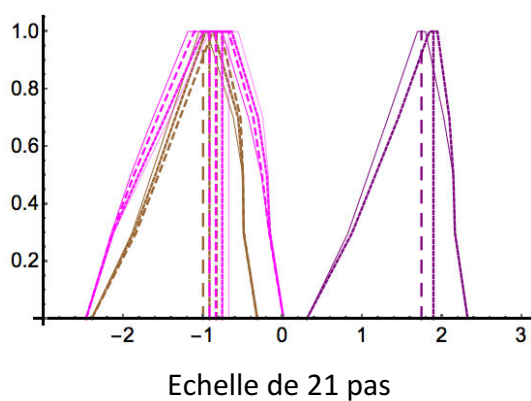
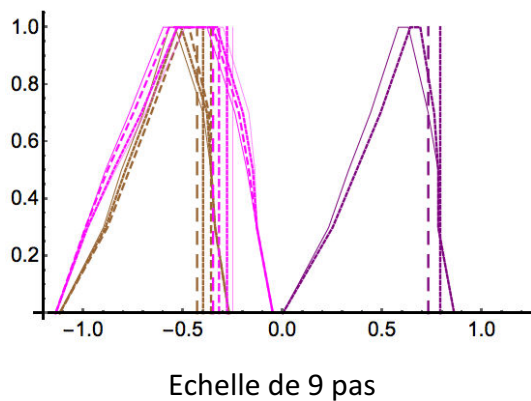


S2 S3 S4

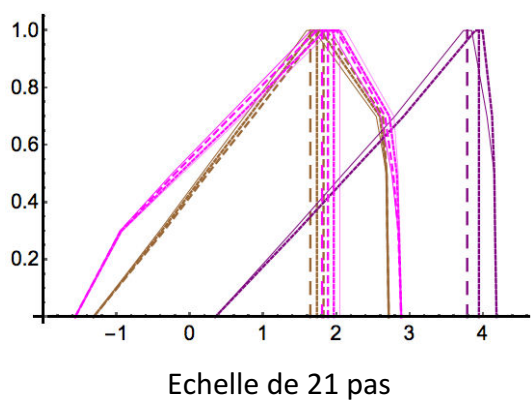
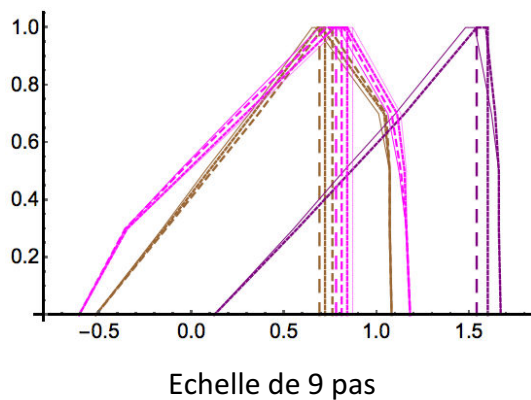
c) Durabilité sociale



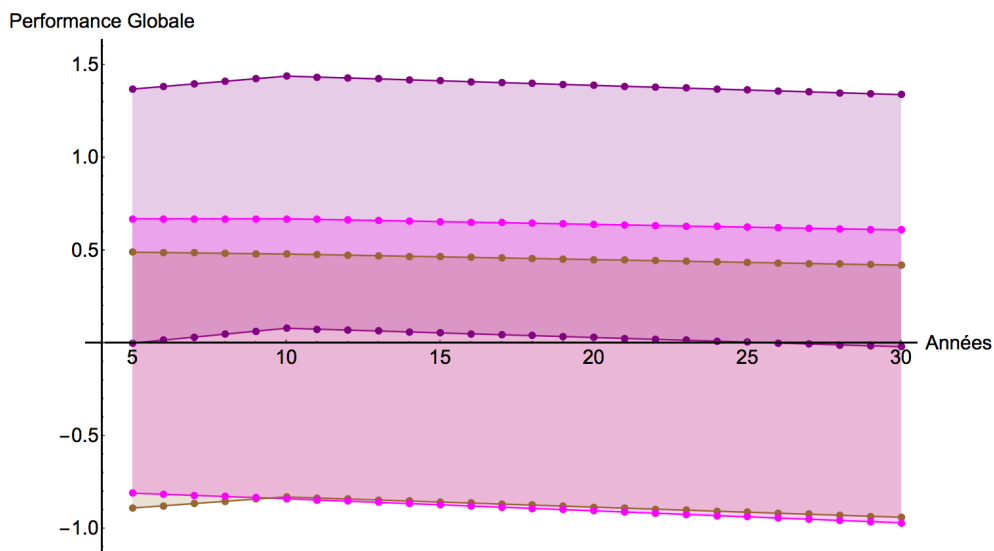
d) Durabilité environnementale



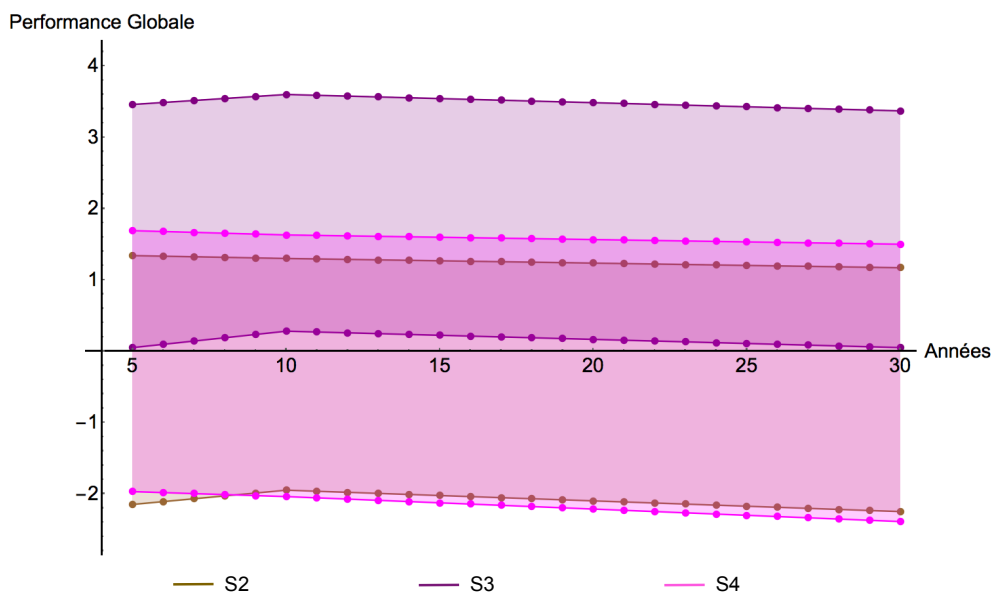
e) Durabilité institutionnelle



Annexes A12 : Représentations graphiques de l'évolution temporelle des Indices de Durabilité Globale (IDG) calculés suivant une équi-pondération



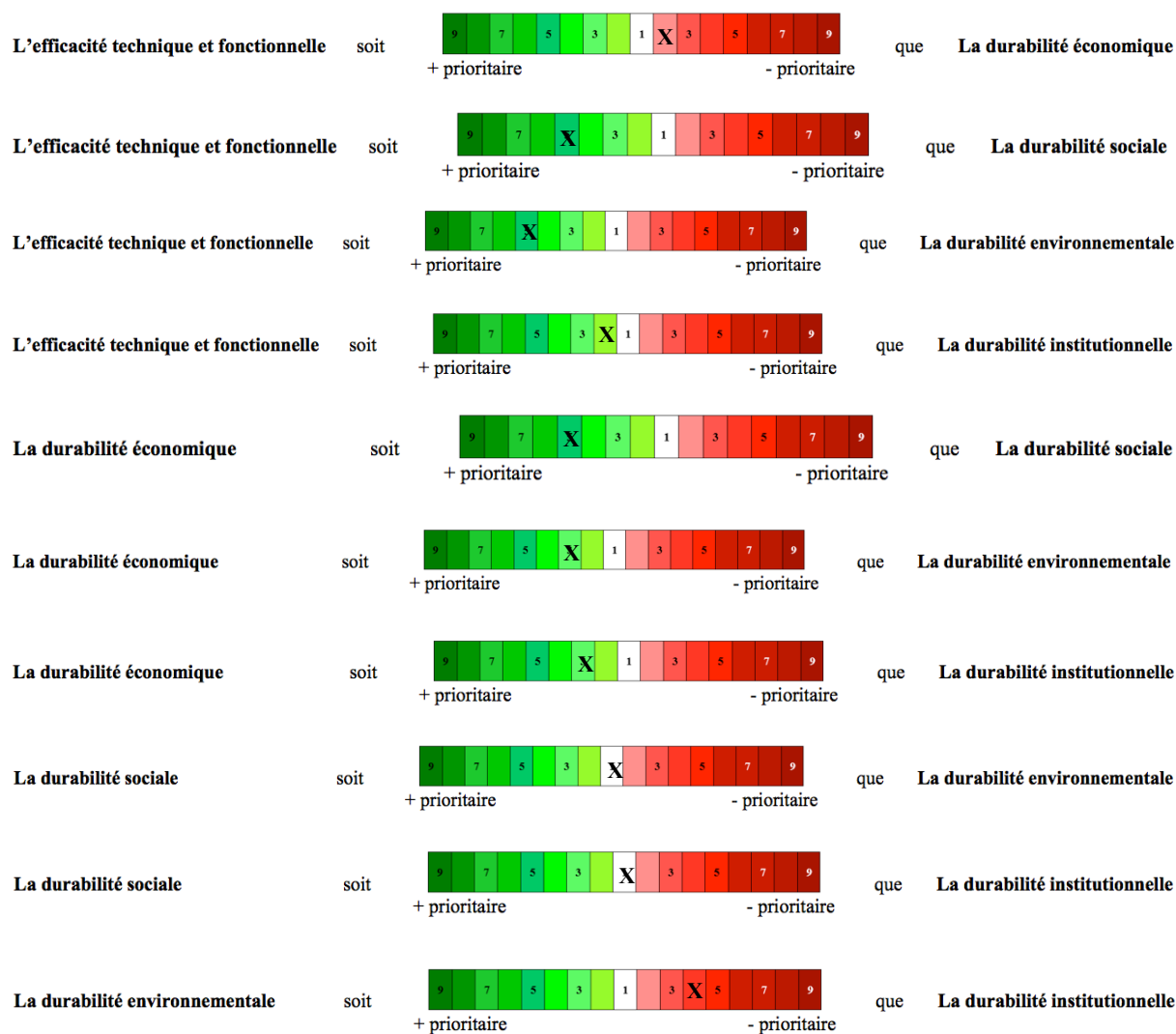
Echelle de 9 pas



Echelle de 21 pas

Annexes A13 : Application de la méthode AHP pour la détermination des poids spécifiques des critères

1 – Recueil des réponses au questionnaire



2 – Construction de la matrice de jugement à partir des réponses recueillies

	Tech.	Econ.	Soci.	Envi.	Inst.
Tech.	1	0,5	5	5	2
Econ.	2	1	5	3	3
Soci.	0,2	0,2	1	1	1
Envi.	0,2	0,33	1	1	0,25
Inst.	0,5	0,33	1	4	1

3 – Détermination de l'importance relative des critères

Il s'agit d'abord de normaliser chaque valeur de la matrice en la divisant par la somme (SC) des valeurs de la colonne où elle se situe. Dans cette application on a :

$$SC_{\text{Tech.}} = 3,9 ; SC_{\text{Econ.}} = 2,37 ; SC_{\text{Soci.}} = 13 ; SC_{\text{Envi.}} = 14 \text{ et } SC_{\text{Inst.}} = 7,25.$$

Ensuite, le calcul de la moyenne des valeurs normalisées de chaque ligne donne le poids de chacun des critères.

	Tech.	Econ.	Soci.	Envi.	Inst.	Poids
Tech.	0,26	0,21	0,38	0,36	0,28	$(1,49/5) = 0,3$
Econ.	0,51	0,42	0,38	0,21	0,41	$(1,95 / 5) = 0,39$
Soci.	0,05	0,08	0,8	0,07	0,14	$(0,42 / 5) = 0,08$
Envi.	0,05	0,14	0,8	0,07	0,03	$(0,37 / 5) = 0,08$
Inst.	0,13	0,14	0,8	0,29	0,14	$(0,77 / 5) = 0,15$

4 – Calcul de la valeur propre maximale de la matrice de comparaison (λ_{\max})

Cette étape consiste d'abord à faire la somme pondérée des valeurs de chaque ligne de la matrice de comparaison en les multipliant par le poids du critère associé à la colonne où elle se situe. Ensuite la somme pondérée de chaque ligne est divisée par le poids du critère associé à la ligne. Les résultats obtenus servent à déterminer λ_{\max} qui correspond à la moyenne de ces résultats.

	Tech.	Econ.	Soci.	Envi.	Inst.					
Tech.	0,3	1	0,39	5	0,08	5	0,15	2	$(1,6 / 0,3) = 5,38$	
Econ.		2		1		5		3	$(2,09 / 0,39) = 5,37$	
Soci.		0,2		0,2		1		1	1	$(0,45 / 0,08) = 5,34$
Envi.		0,2		0,33		1		1	0,25	$(0,39 / 0,08) = 5,16$
Inst.		0,5		0,33		1		4	1	$(0,82 / 5) = 5,31$

$$\lambda_{\max} = (5,38 + 5,37 + 5,34 + 5,16 + 5,31) / 5$$

$$\lambda_{\max} = 5,31$$

5 – Vérification de la cohérence des jugements

Calcul de l'Indice de Cohérence (CI) à partir de l'équation suivante (où λ_{\max} est la valeur propre maximale de la matrice de comparaison et n est le nombre d'éléments comparés).

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1}$$

$$CI = 0,0776$$

Calcul du Ratio de Cohérence (CR) à partir de l'équation suivante (où ACI est l'indice de cohérence moyen, fonction du nombre d'éléments comparés et dont quelques valeurs sont présentées dans le tableau ci-dessous).

$$CR = \frac{CI}{ACI}$$

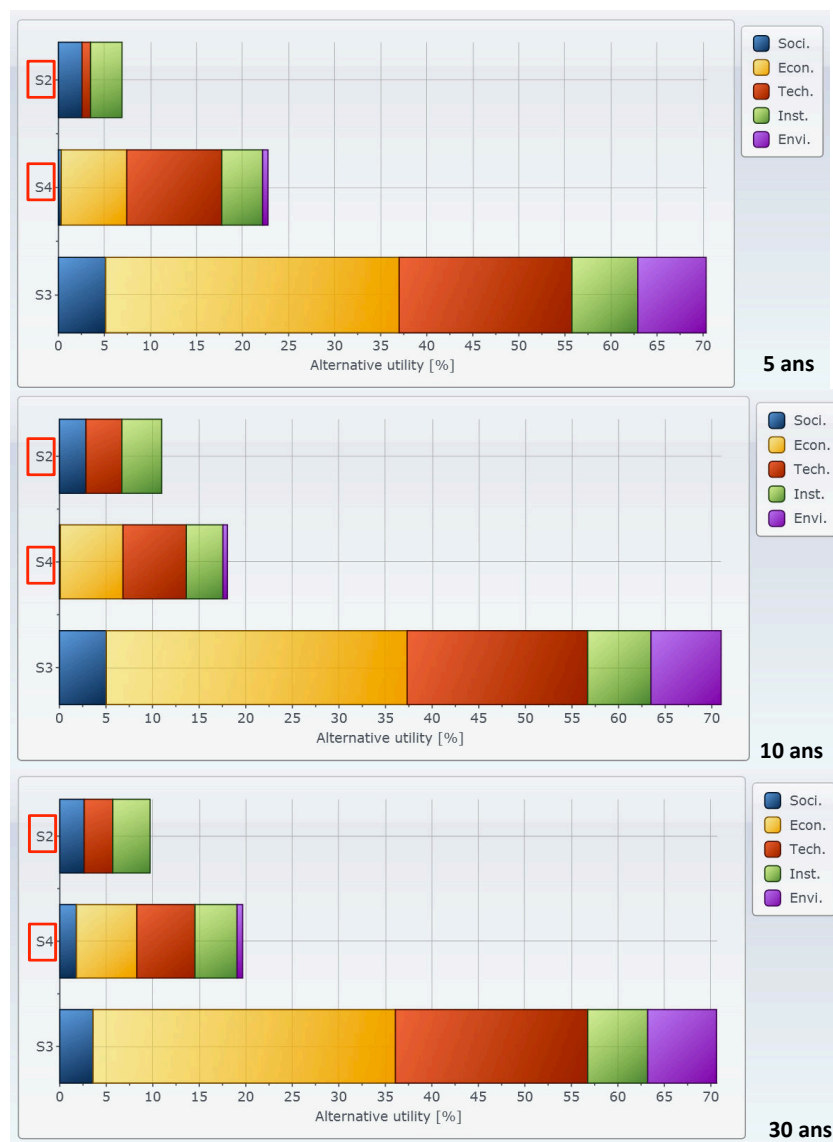
n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Indice moyen de cohérence	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

$$CI = (0,0776 / 1,12)$$

$$CI = 0,069 \approx 7 \%$$

Annexes A14 : Résultats de l'Analyse multicritère par AHP et PROMETHEE

AHP



Classements des trois stratégies par la méthode AHP pour des IPC déterministes (pondération spécifique au contexte de la commune)



Classements des trois stratégies par la méthode AHP pour le pire des scénarios (valeurs minimales des IPC incertains, équipondération des critères)



Classements des trois stratégies par la méthode AHP pour le pire des scénarios (valeurs minimales des IPC incertains, pondération spécifique à la commune)



Classements des trois stratégies par la méthode AHP pour le meilleur des scénarios (valeurs maximales des IPC incertains, équipondération)



Classements des trois stratégies par la méthode AHP pour le meilleur des scénarios (valeurs maximales des IPC incertains, pondération spécifique à la commune)

PROMETHEE

Flux des stratégies pour une évaluation déterministe (pondération spécifique à la commune)

	T0 + 5 ans			T0 + 10 ans			T0 + 30 ans		
	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset
S2	0,04	0,83	- 0,79 (3 ^{ème})	0,06	0,69	- 0,63 (3 ^{ème})	0,04	0,72	- 0,68 (3 ^{ème})
S3	1	0	1 (1 ^{er})	1	0	1 (1 ^{er})	1	0	1 (1 ^{er})
S4	0,33	0,54	- 0,21 (2 ^{ème})	0,19	0,56	- 0,37 (2 ^{ème})	0,22	0,54	- 0,32 (2 ^{ème})

Flux des stratégies pour le pire des scénarios (valeurs minimales des IPC incertains, équipondération)

	T0 + 5 ans			T0 + 10 ans			T0 + 30 ans		
	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset
S2	0,09	0,62	- 0,53 (3 ^{ème})	0,11	0,46	- 0,35 (2 ^{ème})	0,14	0,58	- 0,44 (2 ^{ème})
S3	0,95	0	0,95 (1 ^{er})	0,85	0,01	0,84 (1 ^{er})	1	0	1 (1 ^{er})
S4	0,15	0,57	- 0,42 (2 ^{ème})	0,08	0,58	- 0,50 (3 ^{ème})	0,08	0,64	- 0,56 (3 ^{ème})

Flux des stratégies pour le pire des scénarios (valeurs minimales des IPC incertains, pondération spécifique à la commune)

	T0 + 5 ans			T0 + 10 ans			T0 + 30 ans		
	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset
S2	0,04	0,72	- 0,68 (3 ^{ème})	0,04	0,58	- 0,54 (3 ^{ème})	0,07	0,64	- 0,57 (3 ^{ème})
S3	0,96	0	0,96 (1 ^{er})	0,92	0	0,92 (1 ^{er})	1	0	1 (1 ^{er})
S4	0,24	0,52	- 0,28 (2 ^{ème})	0,14	0,52	- 0,38 (2 ^{ème})	0,14	0,57	- 0,43 (2 ^{ème})

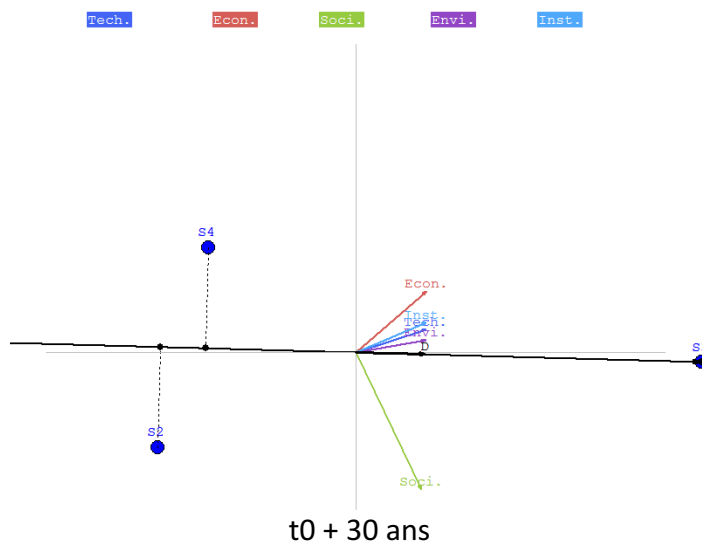
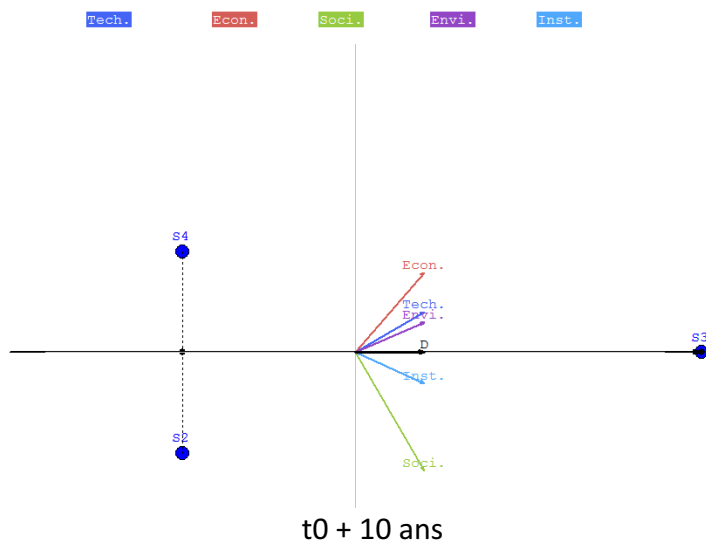
Flux des stratégies pour le meilleur des scénarios (valeurs maximales des IPC incertains, équipondération)

	T0 + 5 ans			T0 + 10 ans			T0 + 30 ans		
	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset
S2	0,01	0,66	- 0,65 (3 ^{ème})	0	0,64	- 0,64 (3 ^{ème})	0	0,64	- 0,64 (3 ^{ème})
S3	0,94	0	0,94 (1 ^{er})	0,95	0	0,95 (1 ^{er})	0,95	0	0,95 (1 ^{er})
S4	0,19	0,48	- 0,29 (2 ^{ème})	0,17	0,48	- 0,31 (2 ^{ème})	0,17	0,48	- 0,31 (2 ^{ème})

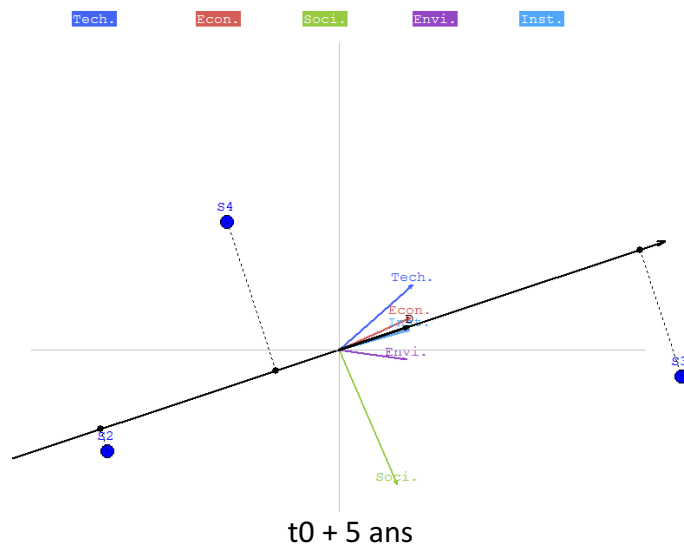
Flux des stratégies pour le meilleur des scénarios (valeurs maximales des IPC incertains, pondération spécifique à la commune)

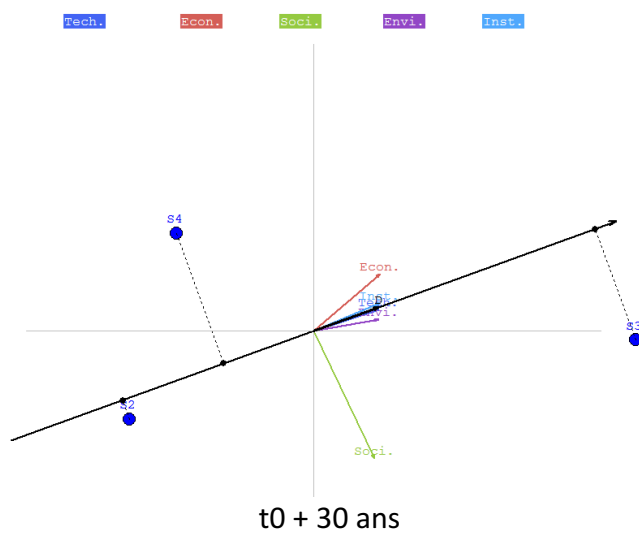
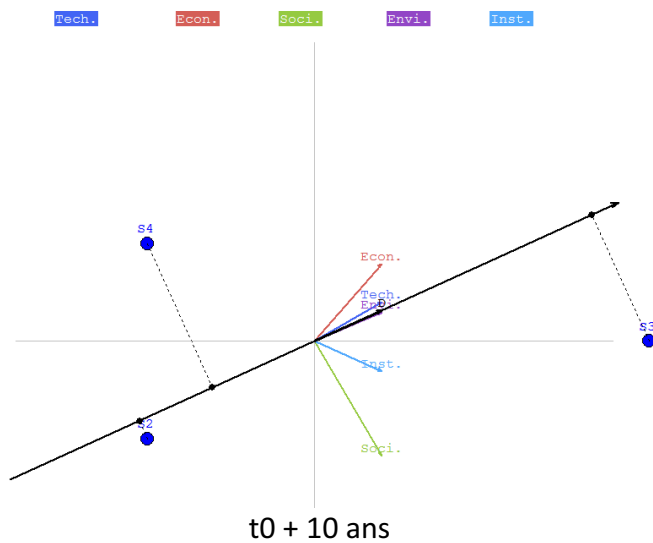
	T0 + 5 ans			T0 + 10 ans			T0 + 30 ans		
	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset	\emptyset^+	\emptyset^-	\emptyset
S2	0,01	0,77	- 0,76 (3 ^{ème})	0	0,72	- 0,72 (3 ^{ème})	0	0,72	- 0,72 (3 ^{ème})
S3	0,95	0	0,95 (1 ^{er})	0,96	0	0,96 (1 ^{er})	0,96	0	0,96 (1 ^{er})
S4	0,29	0,47	- 0,18 (2 ^{ème})	0,23	0,48	- 0,25 (2 ^{ème})	0,23	0,48	- 0,25 (2 ^{ème})

Plans GAIA (évaluation déterministe ; équipondération)

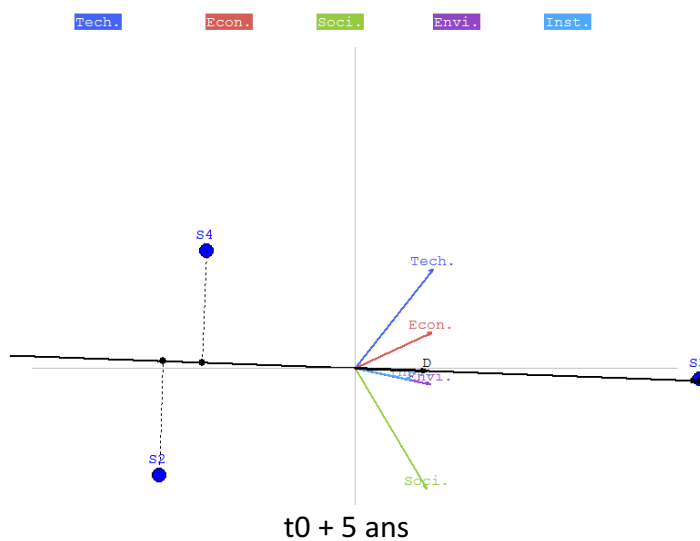


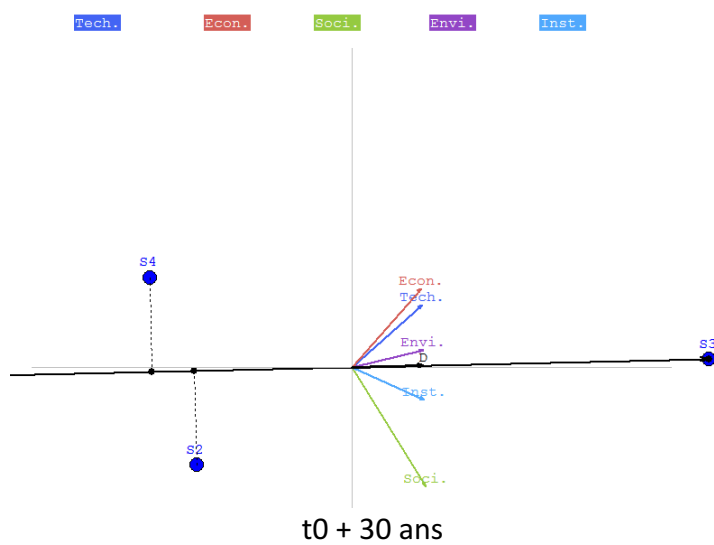
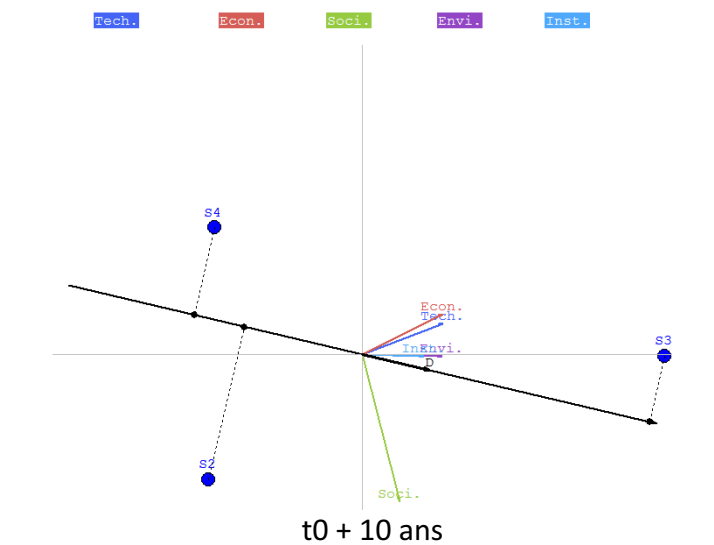
Plans GAIA (évaluation déterministe ; pondération spécifique à la commune)



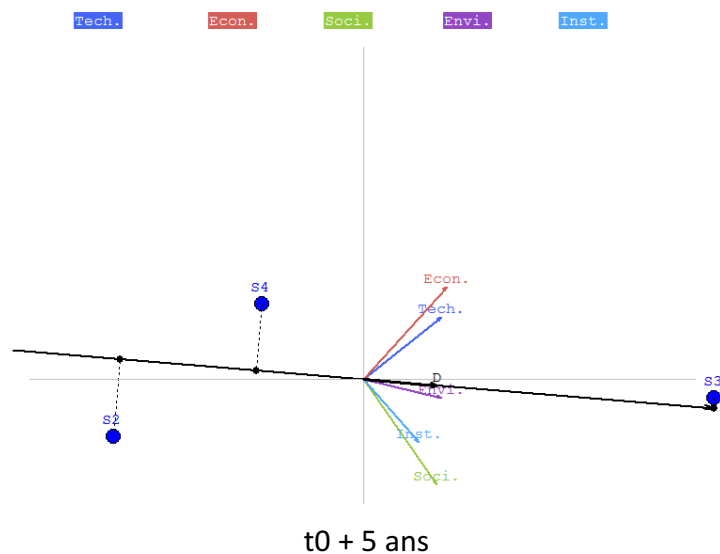


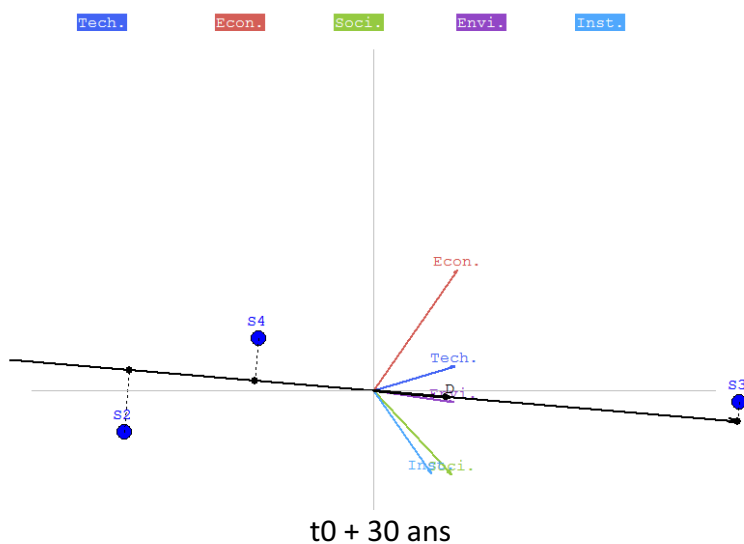
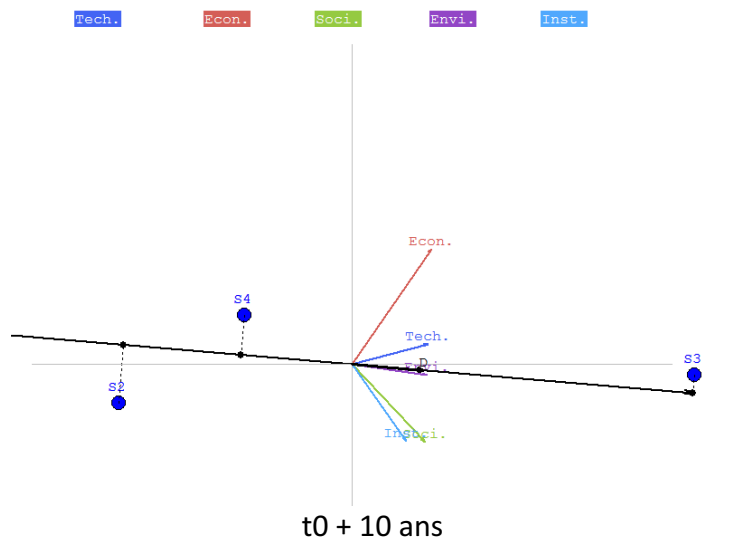
Plans GAIA pour le pire des scénarios (valeurs minimales des IPC incertains ; équipondération)



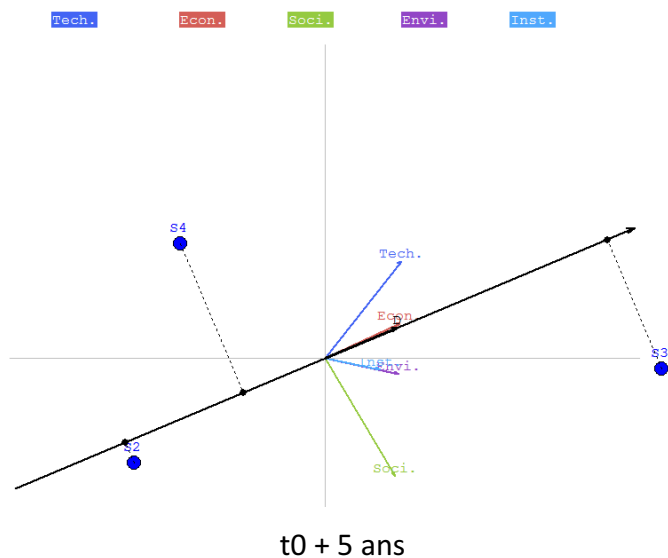


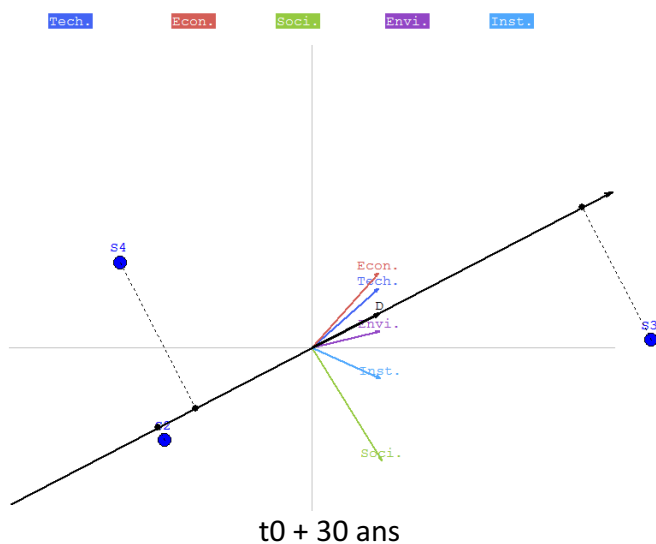
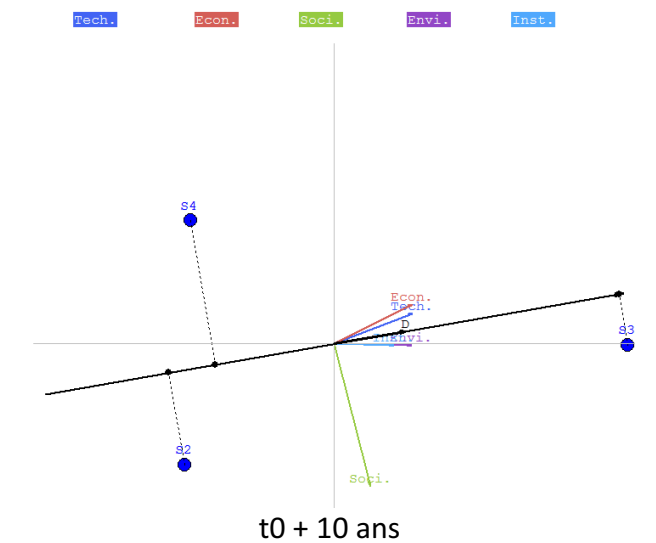
Plans GAIA pour le meilleur des scénarios (valeurs maximales des IPC incertains ;
équi pondération)



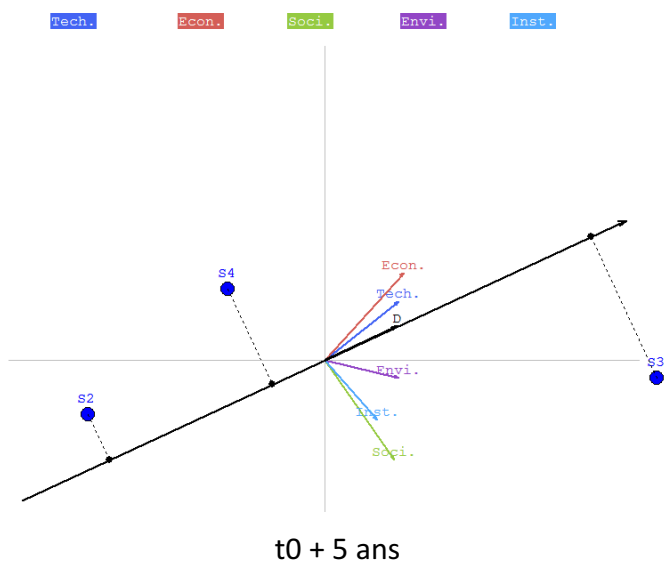


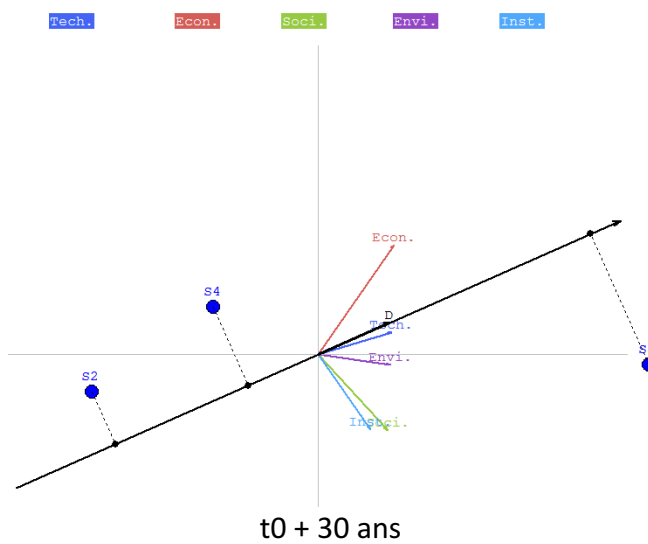
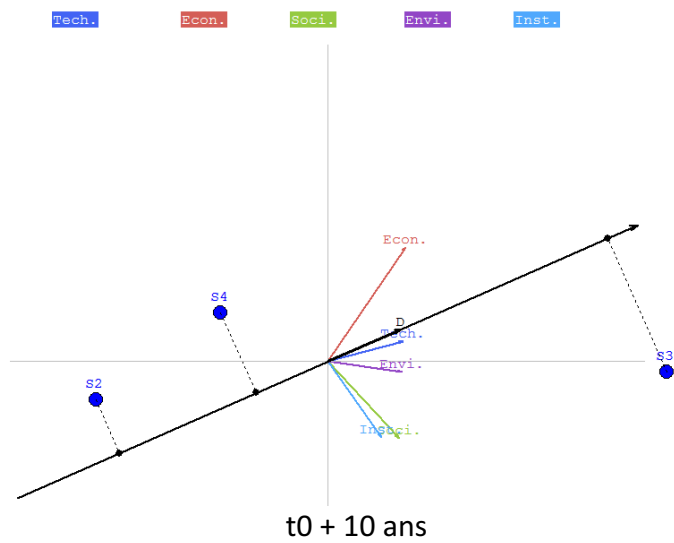
Plans GAI A pour le pire des scénarios (valeurs minimales des IPC incertains ; pondération spécifique à la commune)





Plans GAIA pour le meilleur des scénarios (valeurs maximales des IPC incertains ; pondération spécifique à la commune)





Méthodologie d'aide à la décision pour une gestion durable des risques d'origine naturelle en contexte incertain

Résumé

La gestion des risques d'origine naturelle est un défi stratégique majeur pour les collectivités territoriales en raison de l'impact négatif potentiel de ces risques sur leur développement. Dans la perspective d'une gestion durable de ces risques, l'élaboration de méthodes et d'outils d'aide à la décision multicritère pour l'évaluation de la durabilité des stratégies de gestion représente une thématique de recherche intéressante et d'actualité. Les principaux verrous scientifiques sous-jacents à cette thématique portent sur la nécessité de définir un cadre théorique pour l'évaluation de cette durabilité et la prise en compte d'incertitudes provenant de différentes sources (données d'entrée, choix méthodologiques, dynamique du contexte, etc.) susceptibles d'influer sur la qualité des résultats de l'évaluation et donc sur la prise de décision. D'où la nécessité d'une méthodologie pour la prise en compte des incertitudes dans le processus décisionnel afin de fournir des résultats les plus pertinents possibles aux décideurs.

Pour lever ces verrous, cette thèse propose une méthodologie globale d'évaluation qui repose sur le concept de développement durable et intègre un ensemble de critères et indicateurs permettant de rendre compte des conséquences techniques, économiques, sociétales, environnementales et institutionnelles des stratégies de gestion. Les incertitudes sont quantifiées selon une approche probabiliste (Simulations Monte Carlo) ou possibiliste (théorie des possibilités) et propagées le long du processus d'évaluation par l'arithmétique de la théorie des intervalles. Elle propose également un simulateur pour évaluer les dommages liés aux inondations et permettre une estimation aussi bien déterministe qu'aléatoire de différents types de ces dommages à l'échelle d'une commune.

Ces contributions ont été appliquées à une étude de cas sur la commune de Dieulouard où trois stratégies de gestion des risques liés aux inondations sont comparées (respect des prescriptions du plan de prévention des risques d'inondations pour la construction de tout nouveau bâtiment, réduction du niveau de l'aléa par la construction d'une digue, réduction de la vulnérabilité de tous les bâtiments en zone inondable par des dispositifs de protection individuelle). Les résultats permettent d'illustrer l'opérationnalité de la méthodologie de dégager des perspectives de recherche.

Mots clés : Risques d'origine naturelle, Inondation, Simulateur de dommages, Evaluation de la durabilité, Aide à la décision, Analyse multicritère, Simulations Monte Carlo, Théorie des possibilités

Decision-support methodology for a sustainable management of natural hazard risk under uncertainty

Abstract

Natural hazard risk management is a major strategic challenge for territorial authorities because of the potential adverse effects on their development that arise from the occurrence of such a kind of risks. With a view to sustainably managing these risks, the development of multicriteria decision-support methods and tools to evaluate the sustainability of risk management strategies is an interesting and topical research subject. The main underlying challenges of sustainability assessment are to define a theoretical framework that will enable assessing the sustainability, and to take into account inherent uncertainties that could derive from various sources (input data, methodological choices, dynamics of the context, etc.), and that could potentially influence the relevance of assessment results. Hence, there is a need to develop a methodology for handling uncertainties in the decision-making process in order to provide decision-makers with the most relevant results.

The present research introduces an overall decision-support methodology for assessing the sustainability of risk management strategies that relies on the concept of sustainable development and includes a set of criteria and indicators for reporting on the technical, economic, societal, environmental as well as institutional outcomes of the strategies. Data uncertainties are quantified using probabilistic (Monte Carlo simulations) or possibilistic (possibility theory) approach, and are propagated along the evaluation process through interval arithmetic operations. Beyond that, a computational tool was designed to simulate, in a deterministic or uncertain way, various types of flood damages at a municipality scale.

These contributions were applied to a case study regarding flood risk management in Dieulouard, which consists of comparing three management strategies (respecting constructive constraints for new buildings in hazard prone areas fixed by the flood risks prevention plan, constructing a dyke as a collective defence infrastructure, implementing individual protective measures for all buildings in hazard prone areas). This application demonstrates the practicality of the methodology, and highlights prospects for future works.

Keywords: Natural Hazard risks, Flood, Damage simulator, Sustainability assessment, Decision-support, Multicriteria analysis, Monte Carlo simulations, Possibility theory