

Titre: Évaluation des risques avec des approches déterministe et probabiliste : apports et limites dans la protection des sources d'eau de surface au Québec
Title:

Auteur: Raja Kammoun
Author:

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Kammoun, R. (2023). Évaluation des risques avec des approches déterministe et probabiliste : apports et limites dans la protection des sources d'eau de surface au Québec [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/53351/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/53351/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Sarah Dorner, & Françoise Bichai
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Évaluation des risques avec des approches déterministe et probabiliste :
apports et limites dans la protection des sources d'eau de surface au Québec**

RAJA KAMMOUN

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie civil

Avril 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée:

**Évaluation des risques avec des approches déterministe et probabiliste :
apports et limites dans la protection des sources d'eau de surface au Québec**

Présentée par **Raja KAMMOUN**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

Elmira HASSANZADEH, présidente

Sarah DORNER, membre et directrice de recherche

Françoise BICHAI, membre et codirectrice de recherche

Anne-Sophie MADOUX-HUMERY, membre

Manuel J. RODRIGUEZ, membre externe

DÉDICACE

À mes parents et mon amour Mahdi,

REMERCIEMENTS

Je voudrais exprimer ma plus sincère reconnaissance à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de cette thèse et qui m'ont aidé à bien vivre et à profiter pleinement de cette phase particulière de ma vie. Un simple merci ne suffit pas à exprimer toute l'émotion que je ressens envers chacune d'entre elles.

Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice de recherche, Dr. Sarah Dorner. Merci Sarah d'avoir fait de cette phase spéciale de ma vie une aventure exceptionnelle, unique et extraordinaire. Merci de m'avoir fait confiance au fil de toutes ces années et de m'avoir fait bénéficier d'opportunités extraordinaires. Merci de m'avoir confié le projet du RPEP! Ce fut le cadeau le plus précieux que j'ai eu dans ma vie professionnelle. J'apprécie énormément tes commentaires pertinents et judicieux, ainsi que tes suggestions éclairées qui ont été mon meilleur levier pour relever les défis et découvrir de nouveaux aspects dans la recherche. Merci Sarah pour ta délicatesse, ta générosité et ton écoute qui m'ont beaucoup apporté tant sur le plan professionnel que le plan humain.

Je tiens aussi à remercier ma codirectrice de recherche, Dr. Françoise Bichai. Merci Françoise pour ta confiance, ton soutien, tes recommandations et tes précieux commentaires tout au long de cette aventure. Ta disponibilité et tes diverses suggestions sont inestimables. Je tiens à t'exprimer ma gratitude pour avoir travaillé avec toi en tant que bénévole au sein du comité d'équité, diversité et inclusion ainsi qu'au sein du comité du plan directeur de l'eau. J'ai tant appris à travers toi. Chaque réunion avec toi ne peut pas passer inaperçue, car j'y apprends quelque chose de nouveau.

Je suis également reconnaissante à Dr. Michèle Prévost pour son support et ses judicieux commentaires. Ton expertise, ton charisme et ton sourire m'inspirent et me font rêver d'être un jour chercheuse scientifique comme toi.

Je voudrais exprimer ma plus profonde gratitude à Natasha McQuaid pour son engagement et le partage d'informations et d'idées si précieuses. Je suis convaincue que l'échange avec toi m'a été très bénéfique. J'apprécie ta disponibilité et ton professionnalisme.

Sarah, Françoise, Michèle et Natasha : vous êtes des femmes inspirantes et exceptionnelles aussi bien sur le plan professionnel que personnel !

Je remercie également tous les autres membres de l'équipe de recherche, mes collègues et les professionnels du laboratoire CREDEAU qui continuent à y travailler et ceux/celles qui sont

parti(e)s pendant mon parcours doctoral: ma chère Sarra Besbes, Fabien Hubau, Émile Sylvestre, Baptiste Leveque, Jean-Baptiste Burnet, Barnet Joseph, Simon Barrette, Anne-Sophie Madoux-Humery, Faezeh Absalan, Fatemeh Hatem, Hana Trigui, Mariam Hajj-Mohamed, Margot Cazals, Justine Petrucci, Sandrine Lacroix, Garance Gougeon, Pourria Soleimani, Évelyne Pouliot, Flavia Visentin, Laura Razafinjanahary, Shokoufeh Nour, Jacinthe Mailly, Julie Philibert, Benoit Barbeau, Emilie Bédard, Ignacio Martin Ceballos, Mounia Hachad, Thanh Luan Nguyen, Liya Ma, Thiên K Nguyen, Vahid Salehi et Marianne Grimard. Je vous remercie tous et toutes pour vos contributions, vos discussions stimulantes et vos encouragements. Tous et toutes, d'une manière ou d'une autre, vous êtes une source d'inspiration pour moi.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance pour l'engagement et l'implication de tous les professionnels représentant les partenaires municipaux dans la conduite du projet d'évaluation de la vulnérabilité pour les six sites de prélèvements des villes de Laval, Deux-Montagnes, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse, Rosemère et de la Régie d'aqueduc intermunicipal des Moulins (RAIM). Je tiens tout particulièrement à vous remercier pour le partage de vos données et pour vos échanges constructifs, qui ont été précieux pour la réalisation de ce projet. Votre collaboration a été essentielle à sa réussite.

Je tiens à souligner l'importante collaboration de l'équipe de l'organisme de bassins versants COBAMIL à ce projet de recherche. Merci à Vincent Lessard et Cynthia Gagnière pour la collecte de données et le partage d'informations. Merci Raphaël Goulet pour ta confiance et ta bienveillance. Un merci particulier pour ton écoute et ta réactivité. Vincent et Raphael, merci pour vos commentaires constructifs et pour avoir partagé vos connaissances sur le territoire de COBAMIL! L'échange avec vous sur le RPEP a été très apprécié. Merci à François Perron et Jonathan T.B. pour le support dans le traitement des données géomatiques lors du sprint de la remise des rapports d'étude de la vulnérabilité.

Merci à tous les évaluateurs de comités qui ont jugé mon projet de recherche et mon parcours dignes d'être sélectionnés pour une bourse ou un prix. Merci aux comités de l'Association des Professeurs de l'École Polytechnique (APEP), du gouvernement fédéral (défi étudiant du gouvernement ouvert 2019), de l'association des ingénieurs municipaux du Québec (Bourse Hervé-Aubin), du réseau Foncer Pure Create (bourse du conseil de recherche en sciences naturelles et en

génie : CRSNG), la fondation et Alumni de Polytechnique Montréal (Bourse de leadership au féminin Axiom Infrastructure).

Je tiens à remercier toute ma famille en particulier mes sœurs et mon frère, ma belle-famille en particulier mes beaux-parents et mes amis pour leur soutien incontestable, qui a été un véritable moteur pour moi tout au long de ce parcours doctoral. Cette thèse n'aurait pas été appréciée sans leurs encouragements et leur amour.

Je remercie mes chers parents Ali et Moufida pour leur éducation et leur amour inconditionnel. Merci pour vos encouragements et pour votre soutien qui m'ont été essentiels durant mon parcours doctoral, ainsi que sur tous les plans de ma vie. Merci pour vos sacrifices inestimables que vous avez faits pour moi depuis ma naissance. Je ne vous remercierai jamais assez!

Je termine ces remerciements par une reconnaissance toute particulière à mon mari Mahdi Ben Ghozzia qui a été pour moi un support indéniable et une source de motivation au quotidien. Mille mercis Mahdi pour ton amour sans limites qui m'a permis d'être épanouie et de travailler sur mon projet de recherche en toute sérénité. Merci pour ta présence et pour tes encouragements. Tu n'hésites jamais à m'encourager pour que je donne le meilleur de moi-même dans ma vie professionnelle et que je me surpasse. MERCI !! Tu n'as pas cessé chaque jour de me complimenter et de mentionner mes points forts pour me donner de la motivation et me pousser à atteindre mes objectifs durant cette aventure doctorale. Aujourd'hui, j'ai clôturé cette aventure, mais avant de me lancer dans une autre, j'aimerais laisser une trace sur cette thèse et écrire tes qualités que j'apprécie en toi et qui m'ont poussé en avant : tu es assidu, tu es plus que patient, tu es polyvalent, tu es persévérant, tu es responsable, tu es amusant, tu es attentionné, tu es combatif, tu es dévoué, tu es DISCIPLINÉ, tu es déterminé, tu es dynamique, tu es super généreux, tu es endurant, tu es honnête, tu es impliqué, tu es intelligent, tu es minutieux, tu es ouvert d'esprit, tu es rigoureux, tu es beau ! Tu es ma source d'inspiration de tous les jours!

RÉSUMÉ

La contamination de l'eau est une cause prépondérante de décès et de maladie d'origine hydrique; elle entraîne des répercussions importantes sur le bien-être quotidien de la population mondiale. Il est donc important d'assurer la protection des sources d'eau pour garantir la distribution d'une eau potable sûre et de meilleure qualité.

Pour protéger les sources d'eau potable au Québec, le gouvernement provincial a édicté le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) en 2014. L'article 75 de ce règlement exige que les responsables d'un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 réalisent une étude de vulnérabilité de leurs sites de prélèvement. Cette étude repose principalement sur une évaluation des risques associés aux menaces à l'aide d'une matrice des risques. Cette matrice combine la gravité des conséquences à la fréquence à laquelle la menace libère des contaminants. Cette méthode déterministe a des limites pour l'évaluation des risques, en particulier dans les bassins versants fortement urbanisés. Le développement de nouvelles méthodes d'évaluation des risques est donc nécessaire pour identifier les sources de risque et mettre en place des plans de protection des sources d'eau potable.

L'objectif principal de ce projet de recherche est donc d'évaluer les risques associés aux menaces en amont des sources d'eau de surface destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. Les sous-objectifs qui découlent de cet objectif principal sont les suivants: (1) évaluer les risques associés aux menaces avec une approche déterministe adaptée et alternative à celle requise par la réglementation du Québec, (2) développer de nouvelles méthodes probabilistes pour l'évaluation des risques associés aux menaces, et (3) identifier l'approche (déterministe ou probabiliste) la plus appropriée en matière de protection des sources d'eau potable au Québec.

Dans la première partie de ce projet de recherche, l'identification des causes probables des problèmes avérées en évaluant les potentiels des risques associés aux activités anthropiques et aux événements potentiels a été réalisée. Pour assurer cette étape, des approches d'évaluation des risques déterministes existantes associées à certaines menaces inventoriées sont appliquées. Dans certains cas, certaines méthodes sont adaptées afin qu'elles soient applicables aux caractéristiques spécifiques du site d'étude. De nouvelles méthodes déterministes sont également développées pour des menaces spécifiques. Ces méthodes sont développées à partir des données disponibles dans les bases de données provinciales et fédérales. Cette partie du projet a impliqué une collaboration avec

un organisme de bassin versant et six partenaires municipaux pour produire des rapports d'évaluation de la vulnérabilité et des risques pour toutes les menaces inventoriées en amont des sites de prélèvement. Le RPEP étant appliqué pour une première fois pour l'ensemble des municipalités du Québec, un retour d'expérience a été réalisé afin de faire progresser les connaissances et de participer au développement continu de la protection des sources au Québec. Dans ce retour d'expérience les éléments suivants ont été accomplis : (1) discerner les éléments clés et les défis contextuels et techniques qui ont eu un retentissement sur l'approche d'étude de vulnérabilité et de risque, (2) proposer une liste de leçons apprises et de recommandations de meilleures pratiques pour les acteurs de l'eau afin de guider les efforts à déployer pour bonifier et améliorer le processus de l'étude de vulnérabilité au Québec, et (3) identifier la pertinence de consolider les modèles de gouvernance participative pour l'étude de la vulnérabilité et l'identification des risques qui menacent les eaux de surface au Québec.

Dans une deuxième partie de ce projet de recherche, certaines recommandations de ce retour d'expérience ont été prises en considération pour développer une nouvelle approche probabiliste d'évaluation des risques associés aux deux activités anthropiques les plus souvent répertoriées dans les analyses de vulnérabilité du Québec : le débordement des ouvrages de surverses (source de pollution ponctuelle) et les activités agricoles (source de pollution diffuse). Les résultats de ces deux approches sont ensuite comparés en termes de protection des sources.

Les résultats de ce projet de recherche ont conduit à ces principales conclusions : (1) la conception et la définition du risque ont un impact majeur sur la démarche et la méthode d'analyse du risque; (2) la vulnérabilité d'un site de prélèvement et l'exposition au danger pourraient être les principaux facteurs contribuant à un niveau de risque élevé, en dépit de la présence d'un danger de niveau faible; (3) la délimitation des aires de protection ne peut se limiter à des bandes de terre fixes pour évaluer le risque effectif relatif aux sources de pollution diffuse; (4) contrairement à l'approche déterministe d'évaluation des risques, qui pourrait attribuer le même degré de risque à deux menaces présentant des dangers quantitativement très différents, les réseaux bayésiens permettent aux gestionnaires de prioriser la menace la plus problématique pour le site de prélèvement en aval, notamment pour les bassins versant densément urbanisés; (5) la gestion des risques dans le cadre de la protection des sources nécessite le suivi des limites hydrographiques et non les limites territoriales et administratives; (6) la gestion des risques en matière de protection des sources au Québec nécessite l'implication d'un modèle de gouvernance à plusieurs niveaux et le transfert de

l'autorité aux organismes de bassins versants dans l'évaluation de la vulnérabilité et du risque afin de promouvoir la gestion intégrée des bassins versants; (7) les réseaux bayésiens d'évaluation des risques ont permis de pallier les limites rencontrées avec les méthodes déterministes, tout particulièrement la prise en compte des incertitudes liées aux composantes techniques, aux lacunes des données et au manque de connaissance concernant l'exposition du danger au site de prélèvement; (8) pour une évaluation des risques encore plus rigoureuse, il est important d'évaluer les risques liés aux impacts cumulatifs des rejets de polluants dans les eaux de surface en amont des sites de prélèvement.

Globalement, ce projet de recherche a permis de développer de nouvelles méthodes d'évaluation des risques pour les menaces en amont des sites de prélèvement. Ces méthodes peuvent être utilisées pour répondre aux exigences du règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) et pour gérer les risques à l'échelle du bassin versant, et pas uniquement à l'échelle locale.

ABSTRACT

Water pollution is a major contributor to waterborne diseases and mortality and greatly affects the daily well-being of people around the world. It is therefore crucial to preserve water sources to ensure the distribution of safe and enhanced quality drinking water.

To protect drinking water sources in Quebec, the provincial government has adopted the Water Withdrawal and Protection Regulation (WWPR) in 2014. Section 75 of this regulation requires those responsible for a class 1 surface water withdrawal to conduct a vulnerability assessment of their drinking water intake sites. This assessment is based primarily on a risk assessment of the threats using a risk matrix. This matrix combines the severity of the consequences with the frequency at which the threat releases contaminants. This deterministic method has limitations for risk assessment, particularly in highly urbanized watersheds. The development of new risk assessment methods is needed to identify potential sources of risk and to set up protection plans for drinking water sources.

The main objective of this research project is to assess the risks associated with threats upstream of surface drinking water intakes in Quebec. The specific objectives resulting from the main objective are the following: (1) to evaluate the risks associated with threats with a deterministic approach adapted and alternative to the one required by the Quebec regulation, (2) to develop novel probabilistic methods to evaluate the risks associated to threats, and (3) to identify the most appropriate approach (deterministic or probabilistic) for the drinking water source protection in Quebec.

In the first part of this research project, the identification of the most likely sources of the identified threats associated with human activities and potential events was performed by assessing the risk. To ensure this step, existing deterministic risk assessment approaches associated with certain inventoried threats are applied. In some cases, certain methods are adapted to be relevant to the specific characteristics of the study site. Novel deterministic methods are also developed for specific threats. These methods are developed from available data in provincial and federal databases. This part of the project involved collaboration with a watershed organization and six municipal partners to produce vulnerability and risk assessment reports for all threats inventoried upstream of the withdrawal sites. Since the WWPR is being applied for the first time for all municipalities in Quebec, a lessons-learned exercise was carried out to advance knowledge and

participate in the ongoing development of source protection in Quebec. In this lessons learned process, the following elements were accomplished: (1) highlight the key elements and the contextual and technical challenges that affected the vulnerability and risk assessment approach, (2) propose a list of lessons learned and best practice recommendations for water stakeholders that will guide efforts to improve the vulnerability assessment process in Quebec, and (3) identify the relevance of reinforcing participatory governance models for vulnerability and risk assessment for surface water in Quebec.

In a second part of this research project, some of the recommendations of this lessons learned were considered to develop a novel probabilistic approach to assess the risks associated with the two anthropogenic activities most often listed in the vulnerability analyses of Quebec: the overflow of sewage structures (point source of pollution) and agricultural activities (diffuse source of pollution). The results of these two approaches are then compared regarding source water protection.

The results of this research project led to these main conclusions: (1) the design and definition of risk has a major impact on the approach and the methodology of risk assessment; (2) the vulnerability of a withdrawal site and the exposure to the hazard could be the main factors contributing to a high risk level, despite the presence of a low level hazard; (3) the delineation of protection areas cannot be simply restricted to static strips of land to assess the effective risk related to diffuse pollution sources; (4) contrary to the deterministic risk assessment approach, which might assign the same degree of risk to two threats with quantitatively very different levels of hazard, Bayesian networks allow managers to prioritize the most critical threat to the downstream intake site, especially for densely urbanized watersheds; (5) risk management for source protection in Quebec requires the involvement of a multi-level governance model and the transfer of authority to watershed organizations for vulnerability and risk assessment to promote integrated watershed management; (6) Bayesian risk assessment networks have overcome the limitations of deterministic methods, particularly in dealing with uncertainties related to technical components, data gaps, and lack of knowledge about the exposure of the threat at the drinking water intake; (7) for more comprehensive risk assessment, it is important to assess the risk associated with the cumulative impacts of pollutant discharges to surface waters upstream of the drinking water intake.

Overall, this research project has developed new risk assessment methods for potential hazards upstream of withdrawal sites. These methods can be used to meet the requirements of the Water Withdrawal and Protection Regulation (WWPR) and to manage risk at the watershed scale, rather than just at the local scale.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VII
ABSTRACT	X
TABLE DES MATIÈRES	XIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVII
LISTE DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XX
LISTE DES ANNEXES.....	XXIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Organisation de la thèse	5
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Plan de sécurité de l'eau.....	6
2.2 Protection des sources d'eau potable au Québec	14
2.3 Approches d'évaluation des risques.....	19
2.3.1 Approche déterministe	19
2.3.2 Approche probabiliste	21
CHAPITRE 3 DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL	36
3.1 Problématique.....	36
3.2 Objectifs de recherche	36
3.3 Méthodologie	39
CHAPITRE 4 LEÇONS APPRISSES ET RECOMMANDATIONS TIRÉES DES ANALYSES DE LA VULNÉRABILITÉ DES SOURCES DESTINÉES À L'ALIMENTATION EN EAU POTABLE AU QUÉBEC.....	53

4.1	Résumé	53
4.2	Introduction	54
4.3	Vulnérabilité ou risque ?	57
4.4	Étude de cas.....	64
4.4.1	Site d'étude.....	64
4.4.2	Approches et procédures	65
4.5	Leçons apprises et recommandations.....	70
4.5.1	Collecte et traitement des données	70
4.5.2	Les aires de protection.....	74
4.5.3	Vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable	76
4.5.4	Risques liés aux activités anthropiques et événements potentiels.....	78
4.5.5	Ressources humaines et financières	83
4.6	Conclusion.....	86
CHAPITRE 5 ARTICLE 1: RISK ASSESSMENT OF DRINKING WATER INTAKE CONTAMINATION FROM AGRICULTURAL ACTIVITIES USING A BAYESIAN NETWORK 88		
5.1	Abstract	88
5.2	Introduction	89
5.3	Materials and methods	91
5.3.1	Study area.....	91
5.3.2	Bayesian Network Framework.....	94
5.4	Results	110
5.4.1	Bayesian network model	110
5.4.2	DWIs vulnerability	111
5.4.3	Probability of the hazard	112

5.4.4	Global risk	114
5.5	Discussion	116
5.6	Conclusion.....	119
5.7	Acknowledgements	121
5.8	Funding.....	121
CHAPITRE 6 ARTICLE 2: COMPARATIVE STUDY OF DETERMINISTIC AND PROBABILISTIC ASSESSMENTS OF MICROBIAL RISK ASSOCIATED WITH COMBINED SEWER OVERFLOWS UPSTREAM OF DRINKING WATER INTAKES		122
6.1	Abstract	122
6.2	Introduction	123
6.3	Materials and methods	126
6.3.1	Study site and CSOs.....	126
6.3.2	Deterministic risk assessment method	126
6.3.3	Probabilistic risk assessment method.....	127
6.4	Results and discussion.....	137
6.4.1	Overflows frequency and duration.....	137
6.4.2	Hazard exposure.....	141
6.4.3	Prioritization of overflow structures	143
6.4.4	Lack of data.....	144
6.4.5	Risk mitigation	146
6.4.6	Applicability of the Bayesian model on a wider scale	147
6.5	Conclusions	147
6.6	Acknowledgements	148
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE		149
7.1	Volet 1 : Concept de risque en matière de protection des sources d'eau potable	150

7.2	Volet 2 : Approche méthodologique	152
7.2.1	Vulnérabilité du site de prélèvement.....	152
7.2.2	Variables quantitatives et qualitatives.....	153
7.2.3	Exposition au danger	155
7.2.4	Incertitude.....	156
7.3	Volet 3 : Gouvernance des risques	159
7.4	Volet 4 : Plan d'action.....	161
7.5	Synthèse	164
CHAPITRE 8	CONCLUSION (ET RECOMMANDATIONS)	170
RÉFÉRENCES.....		177
ANNEXES		235

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 Tableau récapitulatif des expériences internationales dans l'application du plan de sécurité de l'eau (WSP).....	11
Tableau 2-2 Sommaire des indicateurs de vulnérabilité (adapté du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2018)).....	17
Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste.	28
Tableau 3-1 Objectifs spécifiques, originalité et contribution du projet.	37
Tableau 3-2 Sections de la thèse répondant aux questions de recherche.	38
Tableau 3-3 Caractéristiques des sites de prélèvement du site d'étude.	39
Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche.	42
Tableau 4-1 Sommaire des définitions de « vulnérabilité » et de « risque » dans la littérature.....	60
Tableau 7-1 Synthèse des apports (+) et des limites (-) des approches déterministe et probabiliste en termes de protection des sources.	166
 Table 5-1 Summary of input variables' properties.....	 98
Table 5-2 Overview of the CPTs filling methods.	108
Table 6-1 Criteria and hypothesis used to fill conditional probability tables constituting the BN.	130

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 Représentation graphique de $P(X_i X_j)$ (adaptée de Kjærulff et al. (2008)).....	26
Figure 4-1 Des illustrations pour expliquer la relation entre la vulnérabilité, le danger, l'exposition et le risque selon : (a) le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022) et (b) le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) (Gouvernement du Québec, 2014).	59
Figure 4-2 Schéma de l'approche globale d'étude de la vulnérabilité et d'évaluation des potentiels de risque des menaces pour les sources d'eau potable.....	69
Figure 5-1 Study site. The sources of the mapped data are as follows: (1) drinking water intakes was acquired from municipal partners, (2) land use data was supplied by the Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation of Quebec (MAMH), and (3) the base map utilized was from Esri, which is available online:.....	93
Figure 5-2 : Risk assessment process.....	95
Figure 5-3 Bayesian network structure for assessing drinking water intake contamination risk from agricultural activities. The parent nodes in gray are associated with input variables that define the properties of a specific drainage basin and variables related to a selected intake.....	110
Figure 5-4 The probability distribution of different categories of vulnerability (global, microbiological contamination, chemical contamination, and scarcity) for all drinking water intakes (DWIs).	112
Figure 5-5 Bar plots for BN sub-model assessing the probability distribution of overall hazard, crop activity hazard, and animal production hazard within the drainage basins.....	113
Figure 5-6 Global risk distribution for all drainage basins upstream four DWIs.	115
Figure 5-7 Results of sensitivity of the « Global risk level » variable.....	115
Figure 6-1 Bayesian network for CSOs risk assessment. Abbreviation used in the model: Pop : population in urban drainage basin, diam : pipe diameter, SC : severity of consequences, AFO : annual frequency of overflows, AOFR : automatic overflow frequency recorder, MHFO : microbial hazard based on frequency of overflows, MACOT : maximum annual cumulative overflows time, MHDO : microbial hazard based on overflow duration, MH : CSO microbial	

hazard, **DPI**: distance prioritization index, **LDWI**: location of the DWI regarding the CSO, **EXP**: exposure of the DWI to the hazard of CSO, **DWI_VL**: DWI vulnerability level, **VCC**: vulnerability to chemical contamination, **VMC**: vulnerability to microbial contamination, **VWS**: vulnerability to water scarcity, **RL**: CSO risk level. The grey filled nodes are the key nodes of a BN sub-model proposed by Kammoun et al. (Unpublished results). 129

Figure 6-2 Results of the risk assessment of the CSOs inventoried upstream of DWI_1 and DWI_4.

A) Maps illustrate overflow structure's locations upstream of DWIs. B) Bar plots feature the probabilities (in %) across different risk levels determined based on the probabilistic approach. C) The bottom plot indicates the risk levels of CSOs using the deterministic approach. 139

Figure 6-3 Results of the risk assessment of the CSOs inventoried upstream of DWI_2. A) Maps

illustrate overflow structure's locations upstream of DWI_2. B) Bar plots feature the probabilities (in %) across different risk levels determined based on the probabilistic approach. C) The bottom plot indicates the risk levels of CSOs using the deterministic approach. 140

Figure 6-4 Results of the risk assessment of the CSOs inventoried upstream of DWI_3. A) Maps

illustrate overflow structure's locations upstream of DWI_3. B) Bar plots feature the probabilities (in %) across different risk levels determined based on the probabilistic approach. C) The bottom plot indicates the risk levels of CSOs using the deterministic approach. 141

Figure 6-5 Probabilistic risk assessment results for CSOs inventoried upstream of drinking water

intakes (DWI 1, DWI 2, DWI 3, and DWI 4) that could not be analyzed using the deterministic approach owing to lack of data. 145

Figure 7-1 Schémas décisionnel pour choisir l'approche d'évaluation des risques appropriée en

termes de protection des sources d'eau potable. Incertitude élevée présentée par le signe (+) et incertitude faible représentée par le signe (-) sur l'échelle verticale.....169

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

2D	2 dimensions
3D	3 dimensions
AWWA	American Water Works Association
BDA	Bassin de drainage agricole
BDU	Bassin de drainage urbain
BN	Bayesian Network
COBAMIL	Conseil des bassins versants des Mille-Îles
CPD	Conditional Probability Distribution
CPT	Conditional Probability Table
CREDEAU	Centre de recherche, développement et validation des technologies et procédés de traitement des eaux
CSO	Combined Sewer Overflow
CUBF	Codes d'utilisation des biens-fonds
DB	Drainage Basin
DWI	Drinking Water Intake
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
GIEBV	Gestion intégrée de l'eau par bassin versant
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IQBP	Indice de qualité bactériologique et physicochimique
MAMH	Ministère des affaires municipales et de l'habitation
MAMOT	Ministère des affaires municipales et de l'occupation du territoire
MAPAQ	Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation
MELCC	Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques

MELCCFP	Ministère de l’environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.
MRC	Municipalités régionales de comté
MSP	Ministère de la sécurité publique
MSSS	Ministère de la santé et des services sociaux
OBV	Organisme de bassin versant
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PAEF	Plans agroenvironnementaux de fertilisation
PCE	Le portail des connaissances sur l’eau
PDE	Plan directeur de l’eau
PEXEP	Programme d’excellence en eau potable
PNE	Politique nationale de l’eau
PPSEP	Programme pour une protection accrue des sources d’eau potable
QMRA	Quantitative Microbial Risk Assessment
RIOB	Réseau international des organismes de bassin
RNA	Réseau Neuronal Artificiel
ROBVQ	Regroupement des organismes de bassins versants du Québec
RPEP	Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection
RQEP	Règlement sur la qualité de l’eau potable
SAD	Schémas d’aménagement et de développement
SIG	Système d’information géographique
StaRRE	Rejets de stations de récupération des eaux usées
TCR	Table de concertation régionale
UDB	Urban Drainage Basin

UPA	Union des producteurs agricoles
WSP	Water Safety Plan
WWPR	Water Withdrawal and Protection Regulation

LISTE DES ANNEXES

Annexe A	Loi, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité de l'eau	235
Annexe B	Approche déterministe d'évaluation des risques.....	270
Annexe C	SUPPLEMENTARY MATERIALS: Risk assessment of drinking water intake contamination from agricultural activities using a Bayesian network	278
Annexe D	SUPPLEMENTARY MATERIALS: Comparative study of deterministic and probabilistic assessments of microbial risk associated with combined sewer overflows upstream of drinking water intakes	295

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

La contamination de l'eau est une cause importante de décès et de maladies dans le monde. Les maladies d'origine hydrique causent 1,9 millions de décès par année et ont un impact majeur sur la santé quotidienne des personnes, notamment les maladies diarrhéiques et gastro-intestinales (World Health Organisation (WHO), 2019). Les pays développés ne sont pas à l'abri de ce problème des maladies d'origine hydrique (Efstratiou et al., 2017; Mouly et al., 2018). En effet, sur les 381 éclosions enregistrées sur une période de six ans (2011-2016), près de la moitié des cas (49 %) signalés sont survenus en Nouvelle-Zélande, 41 % des éclosions se sont produites en Amérique du Nord et 9 % en Europe (Efstratiou et al., 2017).

En 1993, aux États-Unis, le débordement d'un réseau d'égout unitaire a entraîné la contamination fécale importante de l'eau de surface d'une partie du lac Michigan. Des défaillances simultanées de l'exploitation de l'usine de filtration à cette contamination fécale ont mené à l'une des plus importantes épidémies de cryptosporidiose. Cet événement connu comme étant la « tragédie de Milwaukee » a engendré l'infection de plus que 400 000 personnes et le décès de 104 personnes (Mac Kenzie et al., 1994).. En 2000, le Canada a aussi connu une grande tragédie hydrique à Walkerton qui a engendré 7 décès et 2 300 cas d'infection à cause d'une contamination par *Escherichia coli* O157:H7 et *Campylobacter* spp. (Bruce-Grey-Owen Sound Health Unit, 2000; O'Connor, 2002). Le dernier bilan des éclosions de maladies d'origine hydrique au Québec a dénombré un total de 82 éclosions liées à l'eau de consommation, survenues durant la période de 2005 à 2018 (Dubé et al., 2022). Les maladies infectieuses ont représenté 84 % des cas, tandis que les éclosions de nature chimique ont représenté que 13 %.

Les ressources en eau douce du Canada font parties des plus importantes au monde, représentant 9 % des ressources en eau renouvelables du monde (Gouvernement du Canada, 2017). Au Québec, l'eau couvre 22 % de la superficie totale du territoire, soit 1 667 712 km² (Institut de la Statistique du Québec (ISQ), 2018). Ce territoire est constitué d'une superficie considérable d'étangs et de mares formant un total de 3,6 millions (Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2018). Quant aux rivières et ruisseaux, une dizaine de milliers ont été recensés. L'approvisionnement en eau potable se fait principalement par prélèvement d'eau de surface, permettant l'alimentation des réseaux de 70 % de la population québécoise (MDDELCC, 2016).

Ce portrait des sources d'eau potable du Québec et les chiffres en éclosions d'origine hydrique mettent en lumière l'importance de la gestion des eaux de surface et leur protection pour assurer la distribution d'une eau potable saine et de meilleure qualité. Pour être à l'abri des tragédies hydriques, plusieurs efforts et démarches ont été déployés au Québec visant la protection des ressources en eau et l'amélioration de la qualité de l'eau distribuée. En 2001, le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) a été adopté en visant l'amélioration de la protection de la santé publique (Gouvernement du Québec, 2020b). Ce règlement définit des normes de qualité de l'eau potable destinée à la consommation humaine et l'obligation de les satisfaire. Ce règlement est suivi par la Politique nationale de l'eau (PNE) qui a été annoncée en 2002 pour la mise en place d'une gestion intégrée par bassin versant (MELCCFP, 2002). Cette politique confie aux organismes de bassins versants la mission de concevoir des plans directeurs de l'eau (PDE) en y incluant un diagnostic des problématiques majeures du bassin versant (Gangbazo, 2011a). Ce diagnostic a pour objectif de définir les orientations et les mesures à adopter par le biais d'un plan d'action. En 2009, la Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection a été adoptée (Gouvernement du Québec, 2009). L'un des objectifs de cette loi est de limiter tout captage d'eau constituant un risque réel pour la santé publique.

En 2014, le gouvernement du Québec a renforcé la protection des sources par l'adoption du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) (Gouvernement du Québec, 2014). Environ 500 municipalités sont assujetties à l'obligation de ce règlement qui exige la réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable. L'article 75 de ce règlement exige que tout responsable d'un prélèvement d'eau de surface desservant plus de 500 personnes de remettre un rapport d'étude de vulnérabilité, tous les cinq ans. Pour la première fois au Québec, le 1^{er} avril 2021, les premiers rapports des études de vulnérabilité ont été remis au ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). L'approche requise par le RPEP pour mener ces analyses de vulnérabilité visant les sites de prélèvement d'eau de surface est basée sur quatre principales étapes (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018): (1) caractérisation du site de prélèvement, (2) inventaire des menaces, (3) évaluation du potentiel de risque associé aux menaces et (4) l'identification des causes probables des problèmes avérés.

L'approche d'évaluation des risques associés aux menaces proposée par le MELCC est basée sur une matrice de risque qui combine la gravité des conséquences avec la fréquence à laquelle

l'activité anthropique libère des contaminants, ou la probabilité qu'un événement se produise en amont d'un site de prélèvement (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018). Malgré la facilité d'utilisation et l'application très répandue des matrices de risque dans différents secteurs (J. Li et al., 2018), de nombreuses études ont montré que cette approche présente un certain nombre d'inconvénients. Peace (2017) et Smith et al. (2009) ont démontré que la matrice de risque est considérée comme un outil très peu performant pour l'analyse des risques en raison du haut degré d'incertitude relatif à sa conception. L'absence de fondement théorique est l'une des principales causes de cette incertitude (Cox, 2008). Ainsi, la matrice de risque est susceptible d'omettre des échelles entières ou des données détaillant la nature de diverses conséquences et leurs probabilités (Ball et al., 2013). Un autre inconvénient majeur discuté par Grafton et al. (2017) est le fait qu'un événement ayant une faible fréquence et une gravité des conséquences élevées a pour résultat le même niveau de risque qu'un autre événement ayant une fréquence élevée et une gravité des conséquences faible.

Outre ces déficiences dans la conception de la matrice de risque, la revue de Prévost et al. (2017a) a révélé des lacunes dans l'application de la matrice de risque aux sources de prélèvement situées dans les bassins versants urbains. Cette revue a démontré que l'approche exigée par le RPEP est plus appropriée pour les bassins versants ruraux. La complexité de la structure municipale dans les bassins versants urbanisés du Québec nécessite donc un modèle d'évaluation des risques approprié et adapté pour répondre aux exigences du règlement.

Plusieurs méthodes déterministes basées sur des modèles sophistiqués sont développées dans la littérature pour évaluer les risques associés aux menaces. Ces méthodes permettent de déterminer la nature et l'ampleur du risque par des analyses ciblées des contaminants aux laboratoires ou in situ, ainsi que l'étude de leur dispersion et de leur transport dans les eaux de surface par modélisation. Ces études portent notamment sur les risques associés au débordement des ouvrages de surverse (Calderon et al., 2017; Isabelle Jalliffier-Verne, 2015; I. Jalliffier-Verne et al., 2016; Madoux-Humery, 2015; Madoux-Humery et al., 2016; Olds et al., 2018; Owolabi et al., 2022; Taghipour, 2019a; M. Taghipour, A. Shakibaeinia, et al., 2019), aux effluents des usines de récupération des eaux usées (Aubertheau et al., 2017; Cormier et al., 2015; Eramo et al., 2019; Finckh et al., 2022; Nguyen et al., 2018; Price et al., 2018), aux déversements des hydrocarbures (French-McCay, 2004; Ifelebuegu et al., 2017), aux activités agricoles (Bonansea et al., 2017; Soupir et al., 2006; Tan et al., 2021; Tokatli, 2021; Wilkes et al., 2009), etc.

Contrairement à ces méthodes déterministes qui se reposent sur un scénario unique, certaines études ont montré que l'utilisation de distributions de probabilité pour les niveaux d'exposition et/ou de danger afin de tenir compte de la variabilité et de l'incertitude améliore la transparence et l'efficacité de l'évaluation des risques (Bruce et al., 2007; Goulding et al., 2012; Hu et al., 2019; J. Liu et al., 2019; Sophie Mentzel et al., 2021a, 2021b; Uusitalo, 2007).

Ces références nous incitent à soulever les questions telles que : laquelle des approches déterministe ou probabiliste est plus efficace en matière de protection des sources au Québec ? Les modèles déterministes sophistiqués sont-ils des outils pratiques à appliquer par les gestionnaires d'usines de production d'eau potable pour répondre aux exigences du RPEP? Comment peut-on tirer davantage parti de ces modèles déterministes pour préserver les sources d'eau potable au Québec ?

Afin d'apporter des réponses à ces questions, ce projet de recherche est réalisé pour six sites de prélèvement d'eau qui alimentent de plus de 470 000 personnes. Ces prises d'eau potable sont situées dans un bassin versant dans le sud du Québec. La rivière et le lac qui représentent les sources d'approvisionnement de ces prises sont exposés à différents types de pollution provenant des activités municipales, agricoles et forestières. Les travaux de recherche entrepris sur ce site d'étude répondent à l'objectif principal de ce projet, qui est d'évaluer les risques associés aux menaces en amont des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec.

Dans cette perspective, une collaboration avec un organisme de bassin versant et les six municipalités responsables des sites de prélèvement a été entreprise. Dans ce cadre de cette collaboration, de nouvelles méthodes déterministes sont développées pour effectuer des évaluations des risques liés à nombreuses menaces inventoriées dans le site d'étude. D'autre part, de nouvelles approches probabilistes sont développées pour évaluer les risques associés aux deux activités anthropiques les plus emblématiques au Québec : le débordement des ouvrages de surverses (source de pollution ponctuelle) et les activités agricoles (source de pollution diffuse). Les résultats de ces deux approches sont ensuite comparés.

Ce projet de recherche porte sur une variété de thématiques, notamment le génie de l'environnement, la gouvernance et la politique de l'eau, la science des risques, ainsi que la protection des sources d'approvisionnement en eau potable.

1.1 Organisation de la thèse

Cette thèse est structurée en 8 chapitres. Le **Chapitre 2** présente une revue de la littérature visant à : (1) examiner le plan de sécurité de l'eau qui est recommandé par l'organisation mondiale de la santé et son application à l'échelle internationale, en tenant compte du fait qu'il est considéré comme le moyen le plus efficace d'assurer un approvisionnement sûr en eau potable pour les consommateurs (section 2.1), (2) examiner l'approche de protection des sources d'eau potable au Québec (section 2.2), et (2) présenter une synthèse générale portant sur les approches déterministes et probabilistes en matière d'évaluation des risques dans la littérature scientifique (section 2.3). Le **Chapitre 3** présente la démarche de l'ensemble de ce travail de recherche. Pour ce faire, ce chapitre est initié par une présentation des principales problématiques interprétées, à partir de la revue de littérature, dans la méthode d'évaluation du potentiel de risque requise par la réglementation au Québec (section 3.1). Ensuite, les objectifs de la recherche, leur originalité et leur contribution, les questions de recherche ainsi que la méthodologie suivie pour conduire ce projet sont tous évoqués dans les sections 3.2 et 3.3 de ce chapitre. Les résultats de recherche sont présentés dans les chapitres 4, 5 et 6 comme suit :

- **Chapitre 4** : Leçons apprises et recommandations tirées des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec.
- **Chapitre 5** (Article 1 soumis à *Plos Water* le 31 octobre 2022): Risk assessment of drinking water intake contamination from agricultural activities using a Bayesian network.
- **Chapitre 6** (Article 2 soumis à *Environmental Challenges* le 14 avril 2023 et accepté avec revision le 27 avril 2023): Combined sewer overflows: deterministic and probabilistic risk assessment. Comparative study of deterministic and probabilistic assessments of microbial risk associated with combined sewer overflows upstream of drinking water intakes.

Finalement, une discussion générale est présentée au **Chapitre 7** ainsi qu'une conclusion générale et des recommandations au **Chapitre 8**.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

La contamination de l'eau est une cause importante de décès et de maladie dans le monde, comme le souligne le Chapitre 1. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a donc élaboré un plan de sécurité de l'eau¹ (Water Safety Plan : WSP), qui est considéré comme le moyen le plus efficace de garantir un approvisionnement sûr en eau potable pour les consommateurs (WHO, 2017; World Health Organization (WHO), 2005). Par conséquent, la section 2.1 de ce chapitre évoque l'objectif et le concept du WSP, ainsi que son application à travers le monde. Étant donné que ce projet de recherche porte sur une étude de cas au Québec et se réfère au Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP), la section 2.2 fait particulièrement état du cadre réglementaire et de son approche en matière de protection des sources des eaux de surface au Québec.

Les méthodes d'évaluation des risques associés aux menaces sont l'un des éléments les plus critiques et les plus déterminants de l'ensemble du processus de gestion de la sécurité de l'eau. Elles constituent également le pilier permettant de garantir au mieux la qualité des plans d'action à mettre en œuvre pour atténuer les risques pour la santé publique. De ce fait, la section 2.3 propose une synthèse générale des approches déterministes (section 2.3.1) et probabilistes (section 2.3.2) utilisées pour l'évaluation des risques en termes de protection des sources d'eau potable selon la littérature scientifique.

2.1 Plan de sécurité de l'eau

La distribution d'eau potable est un système complexe susceptible de contenir des risques de contamination qui sont répercutés depuis la source et à travers la filière de traitement, et la distribution qui ne fait pas exception (Gagnon et al., 2016). Une gestion rigoureuse et efficace peut permettre d'atténuer et de réduire ces risques. Depuis 2004, l'OMS recommande donc l'une des meilleures méthodes reconnues sur le plan international pour gérer les risques sur l'ensemble du système d'approvisionnement en eau, de la source au robinet (WHO, 2017; World Health Organization (WHO), 2005). Cette méthode basée sur une approche à barrières multiples est inscrite dans le plan de sécurité de l'eau (Water Safety Plan : WSP), qui décrit toutes les étapes à

¹ L'abréviation WSP (Water safety plan) est utilisée dans cette thèse pour alléger le texte.

suivre et les éléments du système à gérer. Les étapes du WSP impliquent de la collaboration et une gouvernance de l'eau, des approches méthodologiques et les différentes ressources nécessaires à leur mise en œuvre afin d'assurer de bonnes pratiques d'approvisionnement en eau. Ces pratiques comprennent la prévention de la contamination des sources d'eau, le traitement de celle-ci pour atteindre les objectifs de qualité de l'eau conformément au cadre réglementaire, ainsi que la prévention de la recontamination pendant le stockage et la distribution de l'eau potable. Le processus du WSP peut être appliqué à tous types de systèmes d'approvisionnement en eau, allant d'une petite à une grande échelle ainsi que dans des régions rurales à urbaines, grâce à sa flexibilité et d'adaptation aux conditions locales (WHO, 2017).

Le WSP présente un ensemble de 11 étapes structurées et organisées à suivre dans le déploiement et la mise en application de ce concept. Ces étapes sont sommairement décrites ci-dessous (WHO and IWA, 2023; World Health Organization (WHO), 2005):

- **Étape 1- Constituer l'équipe du WSP** : cette étape consiste à mettre en place une équipe à caractère multidisciplinaire dirigée par un chef d'équipe. Cette équipe doit être composée d'experts et de spécialistes ayant une connaissance du système d'approvisionnement, tels que des gestionnaires, des ingénieurs de différents domaines, des microbiologistes, des chimistes et des opérateurs. En cas de manque de ressources humaines et financières, le chef d'équipe pourrait collaborer avec des intervenants externes et assurer des partenariats avec des organisations externes.
- **Étape 2- Décrire le système d'approvisionnement en eau potable** : cette étape consiste à décrire l'ensemble du système d'approvisionnement en eau, de la source au robinet, de la manière la plus détaillée possible afin de rendre ultérieurement l'identification des menaces plus facile. Cette description doit couvrir la source de prélèvement de l'eau, le processus de traitement de l'eau brute, les réservoirs de stockage de l'eau traitée et le système de distribution de l'eau potable.
- **Étape 3- Identifier les menaces et évaluer leurs risques** : Cette étape consiste à identifier tous les types de dangers et leurs sources qui menacent la sécurité de l'ensemble du système d'approvisionnement : de la source au robinet. Les dangers à identifier peuvent être d'ordre chimique, physique, microbien, radiologique, ainsi que les événements potentiels qui contribuent à introduire des contaminants dans le système d'approvisionnement. Le niveau

de risque doit ensuite être évalué à l'aide d'une matrice de risque qui combine la probabilité qu'un événement dangereux se produise et la gravité de ses conséquences. Cette méthode d'évaluation des risques est considérée comme semi-quantitative, étant donné qu'elle repose sur des données historiques, des informations techniques, des connaissances et des informations tirées de la littérature scientifique et des jugements d'experts. Cette matrice de risque permet de générer des scores de risque dans l'objectif de hiérarchiser et de classer les événements les plus menaçants pour le système d'approvisionnement.

- **Étape 4- Déterminer et valider les mesures de contrôle, réévaluer et classer les risques par ordre de priorité** : cette étape consiste d'abord à identifier les mesures de protection et de contrôle existantes visant à limiter les dangers identifiés à l'étape 3. Ensuite, une réévaluation et hiérarchisation des risques doivent être effectuées en tenant compte l'efficacité des mesures de protection et de contrôle.
- **Étape 5- Élaborer et mettre en œuvre un plan d'amélioration** : cette étape consiste à définir des actions d'amélioration pour réduire les risques significatifs qui requièrent un ou des contrôles additionnels, autre que ceux identifiés à l'étape 4. Les plans d'amélioration sont à concevoir de manière à permettre de gérer les risques et d'apporter des améliorations graduelles afin de faciliter la mise en place des fonds et de financements nécessaires.
- **Étape 6- Suivre les mesures de contrôle** : cette étape consiste à mettre en place des moyens et des paramètres permettant de mesurer la performance des mesures de contrôle définies dans l'étape précédente. Ces mesures de performances peuvent être définies sur la base de réflexions théoriques et de travaux empiriques.
- **Étape 7- Vérifier l'efficacité du WSP** : Cette étape consiste à vérifier l'efficacité de l'application de toutes les étapes précédentes du WSP (étape 1 à étape 6) en vérifiant la conformité aux objectifs de qualité de l'eau. Pour ce faire, les données sur la qualité de l'eau doivent être comparées aux normes et aux exigences réglementaires. Cette étape comprend également la vérification du niveau de satisfaction des consommateurs.
- **Étape 8- Définir les procédures de gestion** : cette étape consiste à répertorier dans des documents les procédures de gestion opérationnelles à suivre dans différentes éventualités: scénarios normaux, scénarios liés à des incidents et scénarios d'urgences.

- **Étape 9- Élaborer des programmes de support** : cette étape consiste à développer des programmes de soutien pour améliorer les compétences et les connaissances des opérateurs en exigeant des formations en continu. Ce programme de support vise également la recherche et le développement dans le cadre du système d'approvisionnement pour améliorer par exemple les procédures de traitement des eaux brutes. L'éducation des consommateurs est par ailleurs une des composantes essentielles du programme de support.
- **Étape 10- Effectuer un examen périodique du WSP** : cette étape consiste à mettre périodiquement à jour le WSP pour y inclure les nouveaux dangers et leurs risques, ainsi qu'à mettre en œuvre de nouvelles mesures de contrôle et des procédures de gestion.
- **Étape 11- Réviser le WSP à la suite d'un incident** : cette étape consiste à mettre à jour le WSP pour y inclure les leçons apprises d'un incident survenu. Cette mise à jour doit inclure les causes de l'incident et ses effets, ainsi que les mesures d'intervention prises.

L'objectif principal de la mise en place du WSP pour un système d'approvisionnement est de garantir la salubrité de l'eau potable afin de protéger la santé des consommateurs (World Health Organization (WHO), 2005). Cet objectif est un enjeu mondial. Sur le plan international, divers pays ont établi des lois, des règlements et des recommandations pour améliorer la qualité de l'eau potable (Tableau A- 1, Annexe A). Certains pays disposent de lois et de réglementations qui préconisent ou exigent l'application du WSP, et d'autres sont en train de développer l'inclusion du WSP dans leurs cadres réglementaires (WHO, 2017).

L'OMS a déclaré que 93 pays du monde ont implanté des WSP (WHO, 2017). Sur les 76 pays qui ont fourni des informations sur l'ampleur de la mise en œuvre du WSP, près de la moitié (45%) sont considérés comme étant au stade de sa mise à l'échelle, tandis que 30% sont au stade pilote (WHO, 2017). L'Islande, l'Australie et la Nouvelle-Zélande sont les pays qui ont le plus tôt intégré le programme du WSP dans leur cadre législatif national (Schmiege et al., 2020). La Canada est considéré comme faisant partie des pays qui ont peu d'expérience avec le WSP (Baum et al., 2018).

Toutes les étapes du WSP (étape 1 à étape 11) décrites ci-dessus n'ont pas été appliquées de la même manière dans tous les pays du monde (Schmiege et al., 2020) en raison des disparités entre les ressources disponibles et le stade d'application atteint. La littérature scientifique a révélé des bénéfices et des défis résultant de la mise en œuvre du WSP. Le Tableau 2-1 récapitule donc les principales interprétations issues d'une sélection d'expériences internationales de son application.

Globalement, ces études examinent la mise en œuvre du WSP au regard des avantages et de la valeur ajoutée de son application, ainsi que des défis rencontrés, en particulier en termes de communications, de collaborations et de ressources disponibles. Toutefois, aucune de ces études (Tableau 2-1) n'a accordé une attention particulière à l'examen de l'approche méthodologique de l'évaluation des risques qui repose sur une matrice des risques (étape 3 du WSP).

Sur la base de ces interprétations (Tableau 2-1), il est possible de conclure qu'en général, le WSP permet de : (1) modifier la structure organisationnelle et les procédures du système d'approvisionnement, (2) conduire à un renforcement de l'efficacité de la gestion de l'eau et un meilleur suivi de la conformité aux réglementations, et (3) réduire le nombre de cas de maladie d'origine hydrique. La concrétisation de ces avantages n'est pas dispensée de certains défis à relever dans l'application du WSP. Ces défis se résument en général à : (1) la disponibilité des ressources financières suffisantes et de personnes compétentes en raison du manque de formation de base en matière du WSP pour le mettre en œuvre convenablement, et (2) le manque ou l'absence de cadres législatifs appropriés pour la mise en œuvre du WSP. Ces interprétations peuvent être soutenues par les conclusions de la revue de Baum et al. (2018), qui examine les éléments favorables à l'amélioration de la mise en œuvre du WSP dans les pays à revenu élevé. Ces résultats soulignent que la mise en œuvre du WSP nécessite l'élaboration d'un cadre réglementaire et de lignes directrices appropriés, la mise à disposition de ressources, d'outils et d'un soutien en matière de santé publique pour pouvoir bénéficier des avantages du WSP.

Tableau 2-1 Tableau récapitulatif des expériences internationales dans l'application du plan de sécurité de l'eau (WSP).

Pays	Référence	Description
Islande	(Gunnarsdottir et al., 2012)	- L'Islande est l'une des tout premiers pays à réglementer l'utilisation du WSP. - Le déploiement du WSP en Islande a abouti à des baisses conséquentes en ce qui concerne la non-conformité de l'eau potable et la fréquence des cas de diarrhée. Ceci a été conclu en comparant les données de deux années précédant et suivant la mise en œuvre du plan de sécurité de l'eau pour cinq systèmes de production de l'eau potable.
Australie	(Tsitsifli et al., 2021)	- La mise en œuvre du WSP en Australie a permis de mieux gérer les incidents d'urgence en raison du déploiement de protocoles de gestion documentés pour les incidents d'urgence, ainsi que des lignes directrices visant à prévenir précocement les consommateurs au sujet de la sécurité de l'eau. Les autres avantages de la mise en œuvre de ce programme sont les suivants : réduction du nombre de plaintes des consommateurs, amélioration de la qualité de l'eau distribuée, renforcement des compétences des opérateurs, meilleure compréhension de la gestion des risques et réduction des risques d'incidents.
Canada : Alberta	(Gagnon et al., 2016)	- En 2011, l'Alberta est devenue la première province d'Amérique du Nord à exiger que tous ses fournisseurs d'eau utilisent une stratégie de plan de sécurité de l'eau potable. - Des entretiens avec 16 opérateurs ont permis de conclure qu'il est complexe de communiquer entre les opérateurs et les décideurs qui composent l'équipe du WSP (Étape 1 du WSP). Cette complexité réside dans la difficulté d'expliquer le système d'approvisionnement et les problèmes qui y sont liés. La documentation des procédures de gestion (Étape 8 du WSP) présente une étape décourageante pour les opérateurs en raison du temps supplémentaire requis pour assumer cette responsabilité. - Des entretiens avec 17 opérateurs et 29 décideurs ont permis de conclure qu'ils ont éprouvé des difficultés à se conformer aux exigences réglementaires existantes et aux responsabilités liées au WSP en raison d'un manque d'un soutien procédural, notamment financier.
États-Unis	(Ferrero et al., 2019)	- Les États-Unis constituent un pays caractérisé par une abondance de réglementations, ce qui fait de la mise en œuvre du WSP dans ce cadre réglementaire un obstacle contextuel, malgré le fait que ce pays ait la capacité en termes de ressources financières d'appliquer un tel programme.

Tableau 2-1 Tableau récapitulatif des expériences internationales dans l'application du plan de sécurité de l'eau (WSP) (suite).

Pays	Référence	Description
France	(K. Setty et al., 2018)	- Des données compilées sur une durée de six ans (2012-2017) sont utilisées pour faire des analyses quantitatives et qualitatives dans l'objectif de décrire les tendances du rendement opérationnel lors de l'application du WSP. Il a été démontré que ce plan de sécurité de l'eau a conduit à une réduction de la fréquence des alarmes de production et des événements de non-conformité. Cela a entraîné une diminution statistiquement significative du nombre de plaintes des clients concernant la qualité de l'eau potable. - Le processus périodique de révision et d'application du WSP peut servir à l'amélioration continue de la qualité de l'eau potable. - L'application du WSP a entraîné un changement de comportement organisationnel et un changement de la culture de la bonne performance parmi le personnel du système d'approvisionnement.
Allemagne	(Schmiege et al., 2020)	- Une revue de littérature, des entretiens avec des experts, ainsi qu'une enquête quantitative, ont été réalisés pour analyser la mise en œuvre du WSP en Allemagne. Cette étude a fait ressortir que l'engagement des parties prenantes, les documents et guides de procédure et les ateliers de formation ont joué un rôle capital dans la réussite de la mise en œuvre du WSP en Allemagne. - La mise en œuvre du WSP n'est pas exigée par la réglementation allemande. Cependant, un ajustement de la surveillance fondée sur une évaluation des risques de l'ensemble du système d'approvisionnement est recommandé sur une base volontaire. -Un manque de ressources financières dédiées à la mise en œuvre du WSP a été mis en avant.
Espagne	(K. E. Setty et al., 2017)	Cette étude examine la mise en œuvre du WSP dans un système d'approvisionnement entre 2006 et 2013 en comparant ce système à un autre où le WSP n'a pas été implanté. Les résultats ont montré que la mise en œuvre du WSP au complet (de la source au robinet) a entraîné une amélioration considérable de la qualité de l'eau. Cette amélioration est due à optimisation du processus de traitement de l'eau potable. Cette action est définie lors de la définition des mesures de contrôle telles que recommandée par le WSP.

Tableau 2-1 Tableau récapitulatif des expériences internationales dans l'application du plan de sécurité de l'eau (WSP) (suite).

Pays	Référence	Description
Chine	(H. Li et al., 2020)	- Cette revue examine la mise en œuvre du WSP en Chine entre 2004 et 2018 sur la base de 18 études incluant un total de 311 systèmes d'approvisionnement. Sa conclusion est que la mise en œuvre complète du WSP n'en est qu'à un stade précoce. - Le WSP n'est pas supporté par le cadre réglementaire de la Chine. - Les applications du WSP dans les zones urbaines ont montré que les facteurs de risques les plus importants sont principalement liés aux défaillances mécaniques du système d'approvisionnement. Cependant, dans les zones rurales, il a été démontré que les défaillances sont principalement liées à l'insuffisance de la gestion de la qualité de l'eau et la capacité de surveillance en raison d'un manque de ressources humaines et financières. - Les principales sources de pollution sont les déchets industriels et les activités agricoles (eaux usées du bétails et produits chimiques) - Les opérateurs ne s'investissent pas suffisamment dans la mise en œuvre du WSP. - La conformité de la qualité de l'eau pour certains paramètres est améliorée que pour certains systèmes d'approvisionnement.

2.2 Protection des sources d'eau potable au Québec

Comme indiqué dans la section précédente (section 2.1), le Canada n'a pas une solide expérience concernant la mise en œuvre du WSP recommandé par l'OMS. Par ailleurs, la protection des ressources en eau est assurée par une combinaison d'efforts fédéraux, provinciaux et territoriaux. Les gouvernements provinciaux et territoriaux prennent la responsabilité de l'adoption d'un cadre réglementaire qui assure la distribution d'une eau saine pour la population et la préservation de l'ensemble de l'écosystème aquatique (Tableau A- 2, Annexe A). Quant au gouvernement fédéral, il est responsable de la conservation et de la gestion des ressources en eau située dans des territoires soumis à des compétences fédérales (Tableau A- 3, Annexe A). Ces territoires constituent des terres de réserves au sens de la Loi sur les Indiens, ainsi que les Premières Nations : Nunavut, Nord-ouest et Yukon.

Au Québec, le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) (Gouvernement du Québec, 2014) encadrent la protection des sources qui constitue la première barrière d'une approche à barrières multiples. L'objectif de ce règlement est d'assurer une meilleure protection des sources destinées à l'alimentation en eau potable afin de réduire les quantités de contaminants à l'eau brute de prélèvement. L'article 75 de ce règlement exige les responsables d'un prélèvement d'eau de surface de classe 1, c'est-à-dire desservant plus de 500 personnes et au moins une résidence, à effectuer une analyse de vulnérabilité de leur source d'eau potable tous les cinq ans. Le MELCC a élaboré un GUIDE² intitulé « *Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec* » pour décrire la démarche à suivre afin de répondre aux exigences du RPEP (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018). Cette démarche est inspirée des approches ontarienne, américaine et néo-zélandaise, et fait suite aux revues de la littérature effectuées par Prévost et al. (2011) et Prévost et al. (2017a). Ces revues examinent différentes méthodologies de protection des sources aux échelles nationale et internationale. Il a été conclu que l'approche

² Dans cette thèse le terme « GUIDE » (en majuscule) est utilisé pour faire référence au « Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. »

ontarienne est exemplaire : « *Ontario a développé un modèle complet qui a le grand mérite d'être appliqué à la lettre* » (Prévost et al., 2011).

Le Tableau A- 4 de l'Annexe A synthétise les approches d'évaluation des risques et de la vulnérabilité requises et recommandées en Nouvelle-Zélande et dans différents États américains, ainsi que leurs limites. Ce tableau est présumé complémentaire aux revues de littérature de Prévost et al. (2011) et Prévost et al. (2017a).

La démarche d'évaluation de la vulnérabilité et des risques des sources d'eau de surface au Québec, décrite dans le GUIDE connexe au RPEP, se compose de cinq étapes principales :

- L'étape 1 consiste à caractériser le site de prélèvement d'eau en délimitant trois aires de protection : aire immédiate, aire intermédiaire et aire éloignée. La délimitation de ces aires de protection est basée sur des distances fixes exigées par le RPEP (Articles 70, 72 et 74) (Gouvernement du Québec, 2014). Cette étape comprend également la description du site de prélèvement et de l'installation de production d'eau potable.
- L'étape 2 consiste à déterminer le niveau de vulnérabilité des eaux exploitées aux six indicateurs (Tableau 2-2): physique (indicateur A), microorganismes (indicateur B), matières fertilisantes (indicateur C), turbidité (indicateur D), substances inorganiques (indicateur E) et substances organiques (indicateur F) (Article 69). Des méthodes principales et alternatives sont requises pour réaliser cette étape (Tableau 2-2). Ces méthodes sont basées sur des données historiques de qualité de l'eau brute, ainsi que sur des données de qualité de l'eau distribuée collectées sur une période de cinq ans. Certaines méthodes sont basées sur le nombre d'événements naturels (inondation, étiage, prolifération d'algues et des cyanobactéries, etc.) ou d'origine anthropique (bris du système de prélèvement, prélèvement excessif des eaux de surface, etc.) enregistrés au niveau du site de prélèvement. Dans le cas où ces données sont manquantes, le jugement d'un professionnel est requis pour évaluer le niveau de vulnérabilité du site de prélèvement.
- L'étape 3 consiste à faire l'inventaire des éléments susceptibles d'affecter la qualité ou la quantité des eaux exploitées dans les trois aires de protection du site de prélèvement. Les éléments à inventorier sont les activités anthropiques, les événements potentiels et les affectations du territoire.

- L'étape 4 consiste à évaluer le potentiel de risque associé à chacune des menaces inventoriées dans les aires de protection. L'approche d'évaluation des risques est basée sur une matrice de risque qui combine la gravité des conséquences avec la fréquence à laquelle l'activité anthropique libère des contaminants ou la probabilité qu'un événement potentiel se produise.

La gravité des conséquences doit être déterminée en fonction du type et de la quantité de contaminants que l'activité ou l'évènement libère ou est susceptible de libérer dans le cours d'eau. L'ajustement du niveau obtenu doit être établi en considérant les caractéristiques de la localisation de l'activité, de l'installation de traitement et les caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau. La fréquence ou la probabilité de rejet de contaminants doit être estimée à partir des données de fréquences observées au cours des cinq dernières années et de la fréquence projetée pour les cinq prochaines années.

- L'étape 5 consiste à identifier les causes probables des problèmes associés à chacun des indicateurs dont le niveau de vulnérabilité est évalué comme étant moyen ou élevé.

Au Québec, l'élaboration des plans de protection des sources d'eau potable n'est pas exigée par le RPEP. Toutefois, le MELCC accorde une aide financière aux responsables des prélèvements d'eau qui souhaitent élaborer un plan de protection de leurs sources (ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2022).

Tableau 2-2 Sommaire des indicateurs de vulnérabilité (adapté du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2018)).

Indicateur	Source des données utilisées (pour la méthode principale)	Méthode principale		Méthode alternative
A (physique)	Registre des événements*	Méthode basée sur les données historiques concernant le nombre des événements naturels ou d'origine anthropique enregistré sur une période de 5 ans.		Méthode basée sur des données actuelles et des projections et nécessite une évaluation par un professionnel.
B (microorganismes)	Eau brute	Méthode basée sur les résultats des suivis de bactéries <i>E. coli</i> effectuée dans l'eau brute sur une période de 5 ans. Le niveau de la vulnérabilité est à déterminer sur la base de la médiane et le 95 ^e percentile de ces données.		Cette méthode est basée sur la nature des activités présentes dans le bassin versant du site de prélèvement : activités susceptibles de rejeter des microorganismes pathogènes ou indicateurs d'une contamination d'origine fécale.
C (matière fertilisante)	Registre des événements	Méthode 1 : méthode basée sur les données de la concentration moyenne de phosphore totale mesurée dans l'eau brute sur une période de 5 ans.	Méthode 2 : méthode basée sur des données historiques concernant le nombre d'événements associés à des proliférations d'algues, de cyanobactéries ou de plantes aquatiques ainsi qu'à des hausses suspectées ou mesurées d'azote ammoniacal,	Cette méthode est basée sur la nature des activités présentes dans le bassin versant du site de prélèvement et qui présentent des sources de phosphore ou d'azote ammoniacal. Cette méthode pourrait aussi être basée sur des données reportant la présence d'azote ammoniacal ou d'autres substances fertilisantes dans l'eau brute du prélèvement ou dans d'autres sites à proximité.

Tableau 2-2 Sommaire des indicateurs de vulnérabilité (adapté du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2018)) (suite).

Indicateur	Source des données utilisées (pour la méthode principale)	Méthode principale	Méthode alternative
D (turbidité)	Eau brute	Méthode basée sur les données de suivi des concentrations de turbidité dans l'eau brute sur une période de 5 ans. Le niveau de la vulnérabilité est déterminé sur la base du 99 ^e percentile de ces données.	Méthode requiert qu'un professionnel évalue l'impact potentiel des caractéristiques naturelles du bassin versant et des activités anthropiques qui s'y exercent sur la turbidité des eaux prélevées.
E (substances inorganiques)	Eau distribuée	Méthode basée sur les résultats des suivis des substances inorganiques / organiques effectuées sur une période de 5 ans. Le niveau de la vulnérabilité est à déterminer sur la base des normes de qualité de l'eau potable.	Méthode basée sur le pourcentage de la superficie terrestre de l'aire de protection intermédiaire qui est utilisée par des activités anthropiques qui sont susceptibles de libérer des contaminants inorganiques / organiques.
F (substances organiques)	Eau distribuée		

*Registre des événements survenant dans la source d'approvisionnement exigé par l'article 22.0.4 du RQEP.

2.3 Approches d'évaluation des risques

2.3.1 Approche déterministe

Les approches réglementaires de l'évaluation des risques adoptées aux niveaux national et international sont généralement fondées sur une approche déterministe, comme le montrent les sections précédentes (sections 2.1 et 2.2) de la présente revue de la littérature. L'approche déterministe est utilisée pour évaluer l'impact d'un seul scénario unique possible d'un danger donné et fournit également une estimation ponctuelle du risque.

L'approche déterministe englobe différentes méthodes d'évaluation des risques. La méthode la plus répandue est celle qui repose sur une matrice de risque telle qu'exigée par la réglementation du Québec (Section 2.2). Les matrices de risque combinent des catégories discrètes de deux éléments essentiels d'un événement pour l'évaluation des risques : la « conséquence » et la « probabilité » (Ale et al., 2015; Duijm, 2015). Chaque combinaison de deux catégories d'entrée est liée à une classe de risque désignée par un score ou une couleur (vert, jaune, rouge, etc.) (J. Li et al., 2018).

Malgré leur utilisation très courante, les matrices de risque ont récemment fait l'objet d'un examen approfondi par les scientifiques dans le domaine de l'analyse des risques. Les principales limitations évoquées par les chercheurs scientifiques sont résumées dans les éléments ci-dessous :

- L'utilisation des matrices de risque impose un jugement subjectif (Cox, 2008; J. Li et al., 2018).
- Plusieurs types de conséquences ne peuvent pas être comparés entre eux et ne peuvent pas être utilisés ensemble dans une même matrice, tels que les conséquences liées à l'environnement, à la vie humaine et à l'économie (Duijm, 2015).
- En général, la classification des conséquences et des probabilités se fait de manière subjective, ce qui conduit à une évaluation biaisée (Duijm, 2015; J. Li et al., 2018; Smith et al., 2009). Il est possible d'attribuer des cotes qualitatives plus élevées à des risques quantitativement moins élevés (Cox, 2008).

- De nombreuses combinaisons de conséquences et de probabilités peuvent aboutir au même niveau ou score de risque (Cox, 2008; Duijm, 2015; Grafton et al., 2017; J. Li et al., 2018; Ni et al., 2010).
- Les menaces dont la probabilité et la gravité des conséquences sont négativement corrélées conduisent à des niveaux de risque inadéquats (Cox, 2008).
- L'utilisation de la matrice de risque pourrait conduire à des résultats conservateurs en raison de la prise en compte d'un seul scénario le plus défavorable lors de l'estimation de la gravité des conséquences (Duijm, 2015).

La même conception de la matrice de risque pourrait être utilisée dans de nombreux contextes et domaines. Toutefois, de nombreuses recherches ont été menées spécifiquement pour développer des indices de risque qui présentent également une méthode déterministe d'évaluation des risques, mais applicable en particulier en matière de protection de la qualité et quantité des sources en eau. Ces indices de risques sont principalement de nature qualitative (Alavipoor et al., 2016) et semi-quantitative (Mitchell et al., 2014; Pizzol et al., 2011; Rebelo et al., 2014; Roozbahani et al., 2012). Il est rare que des indices de risque entièrement quantitatifs soient développés (Yao, Li, et al., 2015), car dans la plupart des cas, les données quantitatives (charges, quantités, intensité, fréquence, durée, etc.) associées aux sources de pollutions ne sont pas facilement accessibles et disponibles.

Parmi les indices de risque développés, certains permettent d'évaluer le niveau de risque des sources de pollution ponctuelles et diffuses conjointement (Mirzaeia et al., 2016; Roozbahani et al., 2012; Yao, Li, et al., 2015), tandis que d'autres sont développés spécifiquement pour les sources de pollution ponctuelles (Rebelo et al., 2014) ou diffuses (Wang et al., 2019) distinctement. Ces indices de risque portent sur la question de la qualité de l'eau. D'autres indices de risque ont été développés pour évaluer le niveau de pénurie d'eau potable indépendamment de sa qualité physico-chimique et microbiologique (Xiong et al., 2012). Le Tableau B- 1 de l'Annexe B récapitule les méthodologies utilisées pour le développement de ces indices de risque.

Des méthodes sophistiquées ont été développées et appliquées par les chercheurs pour comprendre et identifier les risques associés aux différentes menaces pour les eaux de surface et les eaux de prélèvement. Le Tableau B- 2 de l'Annexe B répertorie une sélection de ces études qui ont été menées pour évaluer les risques associés aux débordements des ouvrages de surverses (Isabelle

Jalliffier-Verne, 2015; I. Jalliffier-Verne et al., 2016; Madoux-Humery, 2015; Madoux-Humery et al., 2013, 2016; Madoux-Humery et al., 2015; Taghipour, 2019c; M. Taghipour, A. Shakibaeinia, et al., 2019; M. Taghipour, S. Tolouei, et al., 2019), aux effluents des stations de récupération des eaux usées (Al Aukidy et al., 2017; J. B. Burnet et al., 2019; Ouattara et al., 2014), aux fosses septiques (Brewton et al., 2022), aux activités agricoles (Haack et al., 2016; Jaffrezic et al., 2011; Lalancette et al., 2012) et aux déversements d'hydrocarbure (Bi et al., 2012; Ifelebuegu et al., 2017). Certaines de ces études présentent des modèles quantitatifs basés sur des données provenant d'analyses en laboratoire d'échantillons prélevés sur le terrain à l'aide d'outils et de méthodes élémentaires ou de pointe. D'autres études sont basées sur des analyses analytiques réalisées par le développement de modèles de simulation de la dispersion et du transport des contaminants utilisant des modèles hydrodynamiques.

2.3.2 Approche probabiliste

La notion d'incertitude est une des notions essentielles de la conceptualisation et de l'analyse des risques (Aven, 2016). Il est de plus en plus courant de considérer l'incertitude d'un scénario en présence de diverses hypothèses plausibles pour représenter un événement (Aven, 2016; Flage et al., 2009). L'incertitude découle des imprécisions dans les valeurs supposées, des erreurs inhérentes à la structure du modèle d'évaluation des risques, des hypothèses et des projections (Droguett et al., 2012). Dans le domaine des sciences naturelles et de l'ingénierie, cette incertitude apparaît, entre autres, en présence des circonstances suivantes : modèle unique généralement reconnu mais n'étant pas entièrement validé; un modèle qui est validé théoriquement, mais qui n'est pas suffisamment bien appliqué; un modèle qui ne traite que certaines composantes du problème ou du système; de nombreux modèles qui traitent chacun un élément distinct du problème; et un modèle combiné à partir des sous-modèles ayant différents degrés de précisions (Droguett et al., 2012; Park et al., 2010).

Il existe plusieurs méthodes pour prendre en compte les informations relatives à l'incertitude et/ou la variabilité dans les analyses de risque afin de fournir une idée du degré de certitude de l'estimation des risques (U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 2014). Le Tableau 2-3 présente différents exemples d'études qui ont utilisé une approche probabiliste pour évaluer la qualité des eaux de surface et analyser des risques associés aux menaces. Les méthodes probabilistes les plus couramment utilisées sont: la méthode basée sur un modèle de logique floue

(connu sous le terme « Fuzzy logic ») (Section 2.3.2.1), la méthode de Monte-Carlo en combinaison avec des réseaux de neurones artificiels (connu sous le terme « artificial neural network ») (Section 2.3.2.2), et les réseaux bayésiens (Section 2.3.2.3).

2.3.2.1 La logique floue

Le modèle de logique floue est utilisé pour modéliser des systèmes complexes (Mohammad Reza Nikoo et al., 2010) tout en gérant les incertitudes, ainsi que des scénarios d'évaluation des risques (Evans et al., 2018; Fayaz et al., 2019; Thabrez et al., 2023). Cette méthode consiste à représenter les données observées sous forme de termes linguistiques en utilisant une fonction d'appartenance appropriée (Chauhan et al., 2022). La procédure floue est généralement basée sur la définition des règles floues (Chauhan et al., 2022; Tiri et al., 2018). Parmi les principaux avantages de l'utilisation d'un modèle de logique floue, il est à noter que : (1) ce modèle a la capacité de traduire des informations provenant de facteurs naturels en formules mathématiques et notamment dans l'étude des questions environnementales (Lam et al., 2023), (2) la quantification des risques et l'interdépendance entre les variables peuvent être établies avec des données limitées (Evans et al., 2018), et (3) l'évaluation des risques pourrait être effectuée sur la base des données numériques et linguistiques, c'est-à-dire des données qualitatives (Tiri et al., 2018). Cependant, une limitation des méthodes d'évaluation des risques basées sur un modèle de logique floue est l'incapacité de présenter dans la sortie l'incertitude liée aux distributions des probabilités attribuées aux variables d'entrées comme c'est le cas pour un modèle de réseau bayésien (Baraldi et al., 2015).

2.3.2.2 Monte-Carlo combinée aux réseaux de neurones artificiels

La méthode de Monte-Carlo est une méthode de simulation probabiliste qui implique la formulation d'hypothèses à l'aide de variables, la création d'un modèle de probabilité des paramètres sélectionnés pour le modèle et l'application des résultats de multiples expériences de simulation aléatoire en tant que solution approximative pour obtenir la valeur de risque (C. Jiang et al., 2021; Qiu et al., 2023). Bien que la simulation de Monte-Carlo soit connue pour être une méthode flexible et efficace pour caractériser les incertitudes, elle peut être contraignante en raison de l'effort considérable requis pour effectuer les calculs nécessaires, en particulier lorsque le nombre de variables aléatoires est élevé (C. Jiang et al., 2021; Y. Jiang et al., 2013). Le grand nombre de sources d'incertitudes peut entraîner des besoins importants en termes de calcul numérique, de stockage et en temps d'exécution prolongé (Y. Jiang et al., 2013).

Afin d'évaluer la qualité des eaux de surface, il est courant d'incorporer aux simulations de Monte-Carlo des réseaux de neurones artificiels (RNA) pour identifier les relations entre les variables d'entrée (Antanasijević et al., 2014; Y. Jiang et al., 2013; Mohammad Reza Nikoo et al., 2010). Les RNA se sont des modèles de « machine learning » et qui sont utiles pour modéliser des relations complexes non-linéaires dans des situations où la relation entre les variables n'est pas connue (Antanasijević et al., 2014). En effet, les RNA pourraient capturer la complexité de ces relations en utilisant différentes fonctions dans différentes couches (Wu et al., 2014). Les neurones sont organisés en plusieurs couches, avec une couche d'entrée qui reçoit les données d'entrée, une couche de sortie du réseau, et des couches intermédiaires, appelées couches cachées, qui traitent les données (Wu et al., 2014). Il faut effectuer des essais et erreurs pour déterminer le nombre de neurones dans la couche cachée, afin de générer un modèle précis et approprié (Y. Jiang et al., 2013). Pour développer un RNA, il est nécessaire de disposer d'un ensemble de données numériques liées aux neurones du modèle, qui doit être divisé en trois sous-ensembles pour assurer l'apprentissage du RNA (sous-ensemble d'apprentissage), la validation (sous-ensemble de validation) et l'évaluation de la performance (sous-ensemble test) du modèle (Antanasijević et al., 2014; Jadhav et al., 2023; Wu et al., 2014). Globalement, des poids d'interconnexions entre les neurones sont définis en utilisant le sous-ensemble de données d'apprentissage.

Les RNA offrent une méthode puissante, car ils imitent le cerveau humain pour résoudre des problèmes complexes (Jadhav et al., 2023) et sont particulièrement adaptés à l'évaluation de la qualité de l'eau au regard de leur performance dans la résolution de problèmes non linéaires (Yingyi Chen et al., 2020; Ibrahim et al., 2023). Cependant, pour produire des prédictions, ils sont contraints de travailler avec un large ensemble de données numériques existantes (Yingyi Chen et al., 2020; Jadhav et al., 2023; Wu et al., 2014). Le type et la qualité de ces données ont un impact significatif sur la performance des modèles de RNA développés (Yingyi Chen et al., 2020).

2.3.2.3 Réseaux bayésiens

Dans l'analyse des risques, Dubois (2010) a montré qu'il est important d'articuler la distribution de probabilité basée sur des données statistiques avec le jugement subjectif des experts. Ainsi, à défaut de pouvoir collecter davantage de données, une approche bayésienne est envisageable pour faciliter la synthèse des incertitudes en intégrant les connaissances actuelles dans le domaine d'étude. Les réseaux bayésiens sont bien appropriés pour appréhender les problèmes impliquant de

hauts niveaux d'incertitudes et de complexités (Kabir et al., 2018; Kaikkonen et al., 2020; Phan et al., 2016; Sperotto et al., 2017; Yunana et al., 2021; Y. Zhang et al., 2021), ainsi que pour les études qui disposent des données limitées (Hines et al., 2014; Kaikkonen et al., 2020; Phan et al., 2016; Werner et al., 2017). En effet, les réseaux bayésiens constituent un outil utile pour les analyses de risques environnementaux et dans la gestion des ressources en eau, comme l'ont montré les revues de Kaikkonen et al. (2020) et de Phan et al. (2016). Ces réseaux sont mesure de rassembler divers types de connaissances, de données, de logiques, de règles, de logiques et de principes dans des entités systématiques (Kaikkonen et al., 2020).

Les réseaux bayésiens sont composés de variables représentées sous forme de nœuds enfants et parents, avec des dépendances entre ces nœuds exprimés sous forme de distribution de probabilité conditionnelle (Figure 2-1) qui prennent en compte l'incertitude présente dans différentes parties du système (Kaikkonen et al., 2020). La construction d'un réseau bayésien repose sur les étapes principales suivantes (Bertone et al., 2016; Bozorgi et al., 2021; Dorner et al., 2007; Grêt-Regamey et al., 2006; Harris et al., 2017; Kaikkonen et al., 2020; Keshtkar et al., 2013; Laurila-Pant et al., 2019; Lehikoinen, 2014; M. Li et al., 2018; Shan et al., 2019; Yu et al., 2021):

- Construire un graphique acyclique qui illustre la relation entre des nœuds ($X = X_1, X_2, \dots, X_j$) représentant un ensemble de variables en utilisant des arcs directs entre les nœuds (Figure 2-1);
- Discrétiser chaque nœud du réseau bayésien en différents statuts;
- Déterminer la liaison causale entre chaque nœud enfant et les nœuds parents qui lui sont liés par le remplissage des tableaux de probabilité conditionnelle (connus sous le nom de « Conditional probability tables- CPTs ») avec des distributions de probabilités conditionnelles (Figure 2-1). Le modèle bayésien est basé sur le théorème de Bayes:

$$P(X_i|X_j) = P(X_i, X_j)/P(X_j) = P(X_i) \cdot P(X_j, X_i)/P(X_j) \quad (2.1)$$

avec X_i est le nœud enfant, X_j est le nœud parent, $P(X_i)$ et $P(X_j)$ sont des probabilités a priori qui représentent les distributions de probabilités des variables aléatoires avant l'intégration des données, $P(X_i|X_j)$ est une probabilité a posteriori qui représente la probabilité après avoir observé les données, et $P(X_j|X_i)$ est une probabilité conditionnelle calculée en se basant sur les valeurs a priori et les probabilités postérieures (Horný, 2014).

La distribution de probabilité conjointe de toutes les variables est calculée à l'aide de cette équation :

$$P(X_1, X_2, \dots, X_n) = \prod_{i=1}^n P(X_i | X_j) \quad (2.2)$$

Avec $P(X_1, X_2, \dots, X_n)$ est la distribution de probabilité conjointe des variables.

D'après la revue de littérature, il existe plusieurs méthodes utilisées pour construire des réseaux bayésiens et remplir les tableaux de probabilités conditionnelles. Ces méthodes comprennent principalement l'utilisation de connaissances scientifiques (Carriger et al., 2011; H. Li et al., 2018; Maxwell et al., 2015; Montewka et al., 2013), de connaissances d'experts (Allan et al., 2012; Barron et al., 2015; Chan et al., 2010; Holzkamper et al., 2012; Tang et al., 2016), de connaissances des parties prenantes (Noi et al., 2015; Portoghese et al., 2013; Quinn et al., 2013; Saravanan, 2010), de modèles de simulation (Hines et al., 2014; M. R. Nikoo et al., 2011; Pang et al., 2014), de données empiriques (Qian et al., 2015; Stewart-Koster et al., 2010; Subagadis et al., 2014) et d'apprentissage automatique par les données (Data Learning) (Graham et al., 2019; Wyman-Grothem et al., 2018).

- Valider le modèle bayésien présente la dernière étape de construction d'un réseau bayésien. Selon les revues de Kaikkonen et al. (2020) et de Phan et al. (2016), il existe différentes méthodes pour faire cette validation en fonction des données disponibles, telles que l'évaluation par des experts, l'analyse de sensibilité, l'évaluation par les parties prenantes, la validation sur les données empiriques, la validation croisée, ainsi que l'ajustement et la comparaison avec des modèles antérieurs.

Outre les avantages mentionnés ci-dessus pour l'utilisation des réseaux bayésiens dans l'évaluation des risques, cette approche présente principalement des défis lors de la construction de modèles bayésiens, notamment pour garantir une expertise fiable et éviter les biais à tous les stades du processus (Kaikkonen et al., 2020; Werner et al., 2017). La validation des modèles est particulièrement difficile, en raison de manque fréquent de données numériques fiables nécessaires pour valider les modèles de manière efficace (Kaikkonen et al., 2020).

Le Tableau 2-3 présente une sélection des études qui ont examiné l'impact de diverses menaces sur les eaux de surface en utilisant des réseaux bayésiens.

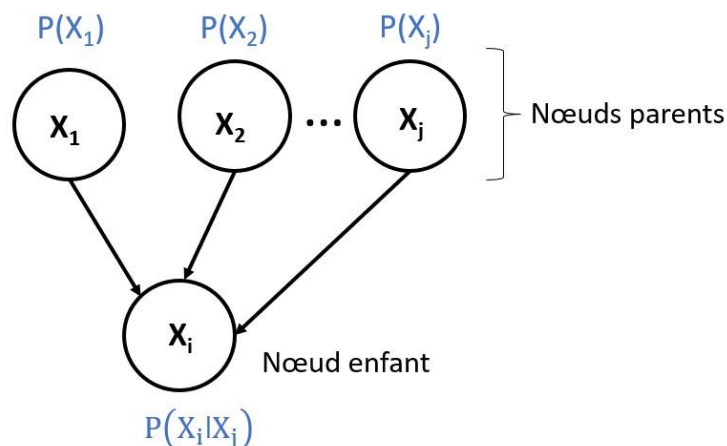


Figure 2-1 Représentation graphique de $P(X_i|X_j)$ (adaptée de Kjærulff et al. (2008)).

En plus des réseaux bayésiens de base décrits ci-dessus, il existe d'autres types de réseaux bayésiens qui sont utilisés pour modéliser différentes réalités et hypothèses en fonction de la nature des besoins de l'étude :

- Les réseaux bayésiens dynamiques sont des modèles qui décrivent un système qui évolue ou change de manière dynamique au fil du temps. Le modèle est considéré comme dynamique, car chaque tranche temporelle du modèle correspond à un état particulier du système et le mouvement entre les tranches reflète un changement d'état plutôt que de temps (Mihajlovic et al., 2001; Murphy, 2002). Les réseaux bayésiens dynamiques sont utilisés pour étudier l'effet domino (effet en cascade) dans les analyses des risques. en considérant qu'une menace primaire pourrait déclencher des menaces secondaires dans des unités adjacentes (Khakzad, 2015). Cette approche dynamique est également utilisée pour étudier la résilience d'un système (Yazdi et al., 2022), pour prévoir les accidents en temps réel (J. Sun et al., 2015) et même pour évaluer les impacts des changements climatiques sur un système (Molina et al., 2013).
- Les réseaux bayésiens de décisions sont des modèles bayésiens qui permettent d'évaluer les risques et de prendre les décisions les plus convenables dans la gestion de ces risques (Khosravi-Farmad et al., 2020). Ces modèles intègrent à un réseau bayésien de base des nœuds d'utilités et de décision qui représentent les coûts et les bénéfices associés à chacun des scénarios de mitigations (N. Fenton et al., 2018). Ce type de modèle est utilisé pour différentes applications, telles que l'identification des solutions optimales pour la

mitigation des inondations (Notaro et al., 2014), le diagnostic des compromis des services écosystémiques dans les rivières régulées pour la production d'hydroélectricité (David N. Barton et al., 2020), la modélisation de décisions complexes de gestion des bassins versants (Lall et al., 2005), la gestion des risques environnementaux liés aux incendies de forêt (Penman et al., 2020), ainsi que la modélisation et l'aide de la prise de décision dans le domaine de la gestion des ressources en eau (Castelletti et al., 2007).

Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste.

Référence	Objectif de l'étude et description	Pays	Méthode probabiliste utilisée	Validation du modèle	Logiciel
(Chauhan et al., 2022)	L'objectif de cette étude est de déterminer un indice de qualité de l'eau de surface en utilisant la logique floue, motivée par les avantages de cette méthode dans la gestion des incertitudes des données. Pour ce faire, douze paramètres de qualité de l'eau sont examinés : turbidité, les solides totaux, oxygène dissous, la demande biologique en oxygène, la demande chimique en oxygène, le pH, l'acidité, l'alcalinité, la dureté, le chlorure, les solides dissous et contaminant microbiologique. Les plages de valeurs pour les variables d'entrée et de sortie sont sélectionnées afin de déterminer les termes linguistiques définissant les différents niveaux de qualité de l'eau pour chacun des paramètres. Ensuite, les fonctions d'appartenance sont définies pour convertir les termes linguistiques en ensembles flous. Enfin, les règles floues sont établies.	Inde	Modèle de logique floue	La validation du modèle est effectuée en utilisant des données pour chaque paramètre de qualité de l'eau.	Matlab
(Tiri et al., 2018)	L'objectif de cette étude consiste à évaluer la qualité des eaux de surface destinées à la consommation en utilisant un système d'inférence floue. Cela implique l'analyse de dix paramètres (pH, solide dissous total, calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure, sulfate, bicarbonate et le nitrate) afin de calculer un indice de qualité de l'eau. Les valeurs des paramètres hydrochimiques sont intégrées dans le système d'inférence floue pour élaborer un modèle d'évaluation de la qualité des eaux de surface. L'évaluation de l'impact des activités naturelles et humaines sur la chimie des eaux de surface est effectuée en faisant la pondération des dix paramètres en fonction de leur importance pour la consommation humaine de l'eau. Ensuite, des fonctions d'appartenance sont construites pour déterminer les règles floues déterminantes de la qualité.	Algérie	Modèle de logique floue	La validation du modèle est effectuée en utilisant des données sur la qualité de l'eau	Matlab

Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste (suite).

Référence	Objectif de l'étude et description	Pays	Méthode probabiliste utilisée	Validation du modèle	Logiciel
(Y. Jiang et al., 2013)	L'objectif de cette étude est d'évaluer les risques liés à la qualité de l'eau en utilisant la simulation de Monte-Carlo tout en intégrant la méthode des réseaux de neurones artificiels. Cette étude consiste sur le développement d'un modèle classique et déterministe de qualité de l'eau qui prédit les concentrations en polluants. Ensuite, une évaluation des risques basée sur la simulation de Monte-Carlo est effectuée pour produire des sorties sous forme de distribution statistique en se basant sur des variables d'entrée. La corrélation entre les différentes variables d'entrée n'est toutefois pas prise en compte dans la simulation de Monte-Carlo. Un réseau neuronal est donc utilisé pour identifier les relations entre ces variables. Ce réseau est établi en introduisant trois neurones du modèle de qualité de l'eau (vitesse d'advection longitudinale, coefficient de diffusion longitudinale et coefficient de décroissance de premier ordre) dans la couche de données d'entrée. Le neurone qui fournit les résultats probabilistes de la simulation de la concentration de la demande chimique en oxygène (DCO) est introduit dans la couche de sortie.	Chine	Un réseau de neurones artificiel incorporé à une simulation de Monte-Carlo	Un sous-ensemble de données de test est utilisé pour valider la capacité du modèle à générer des résultats en utilisant un autre sous-ensemble de données d'étalonnage. Les résultats obtenus en utilisant le sous-ensemble de test sont comparés aux résultats attendus en utilisant le sous-ensemble d'étalonnage.	Matlab

Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste (suite).

Référence	Objectif de l'étude et description	Pays	Méthode probabiliste utilisée	Validation du modèle	Logiciel
(Antanasijević et al., 2014)	L'objectif de cette étude est de modéliser l'oxygène dissous dans l'eau de surface à l'aide de réseaux de neurones artificiels et d'une analyse d'incertitude de simulation de Monte-Carlo. Cette dernière est utilisée pour déterminer l'importance relative de l'incertitude en fonction de différentes variables d'entrée. Les incertitudes analysées dans ce modèle incluent les incertitudes liées à l'exactitude et la représentativité des données d'entrée, ainsi que les incertitudes dans les prédictions du modèle.	Serbie	Un réseau de neurones artificiel et une simulation de Monte-Carlo	Les données de 19 variables de qualité de l'eau mesurées sur une période de 9 ans sont utilisées pour valider le modèle développé. La performance du modèle développé est évaluée en utilisant l'indice de concordance, l'erreur absolue moyenne, l'erreur quadratique moyenne et le pourcentage de prédictions.	Le logiciel utilisé pour le développement des modèles n'est pas mentionné dans cette étude.

Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste (suite).

Référence	Objectif de l'étude et description	Pays	Méthode probabiliste utilisée	Validation du modèle	Logiciel
(Mohammad Reza Nikoo et al., 2010)	L'objectif de cette étude est de développer un indice hybride de qualité de l'eau probabiliste en utilisant des systèmes d'inférence floue, des réseaux bayésiens et des réseaux neuronaux probabilistes. Cette étude est effectuée en suivant les étapes suivantes : (1) estimer les indices de qualités de l'eau à l'aide des données de qualité de l'eau existantes, (2) déterminer des fonctions d'apprentissage floues pour différentes classes d'indices de qualité de l'eau, (3) attribuer des poids relatifs aux indices de qualité de l'eau en utilisant la méthode d'analyse hiérarchique (connu sous le terme « Analytic Hierarchy Process-AHP »), (4) développer des règles d'inférence floues basées sur les opinions des experts, (5) utiliser le système d'inférence entraîné dans une analyse de Monte-Carlo et utiliser les données d'entrée-sortie générées pour l'entraînement des modèles de simulation probabilistes (réseaux bayésiens) et des réseaux neuronaux probabilistes, (6) valider les réseaux bayésiens et les réseaux neuronaux probabilistes, et (7) appliquer le modèle probabiliste à l'étude de cas.	Iran	Simulations Monte-Carlo, systèmes d'inférence floue, réseaux bayésiens et réseaux neuronaux probabilistes.	Le modèle est validé en utilisant des données de qualité de l'eau obtenues à partir du système de surveillance de la qualité de l'eau de la rivière d'étude.	Hugin est utilisé pour le développement des réseaux bayésiens. Les logiciels utilisés pour le développement des autres modèles ne sont pas mentionnés dans cette étude.

Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste (suite).

Référence	Objectif de l'étude et description	Pays	Méthode probabiliste utilisée	Validation du modèle	Logiciel
(S. Mentzel et al., 2022)	L'objectif de cette étude est de développer un réseau bayésien pour évaluer les risques environnementaux associés aux pesticides suivants : azoxystrobine, métribuzine et imidaclopride. Le réseau bayésien est construit sur la base de nœuds d'exposition et d'effets. Pour ce faire, des données sur les concentrations de pesticides sont utilisées. Les tableaux de probabilités conditionnelles du réseau bayésien sont générés en fonction des équations déterministes.	Norvège	Réseau bayésien	Analyse de sensibilité	Netica
(Piffady et al., 2021)	L'objectif de cette étude est de développer un réseau bayésien permettant l'évaluation de la contamination des eaux de surface par les pesticides. Pour assurer cette étude, des données associées aux caractéristiques des pesticides sont utilisées, telles que leur durée de demi-vie. Des données associées aux précipitations cumulées, à la lithologie et la pédologie du sol sont également utilisées pour développer ce réseau bayésien. Les tableaux de probabilités conditionnelles sont remplis sur la base d'un jugement d'experts.	France	Réseau bayésien	Validation informelle effectuée avec les acteurs et les experts	R studio
(Wade et al., 2021)	L'objectif de cette étude est d'évaluer les risques de facteurs de stress multiples (tels que la qualité de l'eau, le débit et des risques écologiques) sur l'utilisation durable des ressources en eau et leur protection. Les données utilisées dans le développement du réseau bayésien comprennent des paramètres sociaux, hydrologiques et écotoxicologiques. La distribution des probabilités conditionnelles est déterminée sur la base de la technique de Monte-Carlo à l'aide du logiciel Oracle Crystal Ball.	Afrique du Sud	Réseau bayésien	Analyse de sensibilité	Netica

Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste (suite).

Référence	Objectif de l'étude et description	Pays	Méthode probabiliste utilisée	Validation du modèle	Logiciel
(Albuquerque et al., 2017)	L'objectif de cette étude est d'évaluer le risque associé aux sols contaminés par des activités industrielles et agricoles en utilisant un réseau bayésien. Pour assurer cette étude, 230 échantillons ont été analysés pour 14 éléments (Cu, Pb, Zn, Ag, Ni, Mn, Fe, As, Cd, V, Cr, Ti, Al et S). Les tableaux de probabilités conditionnelles sont remplis en effectuant des simulations gaussiennes séquentielles et en utilisant un indice de risque bayésien qui reflète le niveau de risque. Cet indice est calculé en fonction des caractéristiques de la zone d'étude et de sa localisation et représente la probabilité la plus faible ou la plus élevée d'appartenir à une classe de risque déterminée entre 0 et 1.	Espagne	Réseau bayésien	Validation croisée	BayesiaLab
(Tang et al., 2016)	L'objectif de cette étude est de développer un réseau bayésien permettant l'évaluation du risque de pollution de l'eau d'un canal à ciel ouvert par des accidents de la circulation émergente pour transférer l'eau de ce canal en toute sécurité. Les nœuds constituant le réseau bayésien sont déterminés sur la base de la consultation de données historiques, de recherches documentaires, d'enquêtes sur le terrain et de discussions entre experts. Les tableaux de probabilités conditionnelles sont remplis en se basant sur les connaissances des experts.	Chine	Réseau bayésien	Analyse de sensibilité	Hugin

Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste (suite).

Référence	Objectif de l'étude et description	Pays	Méthode probabiliste utilisée	Validation du modèle	Logiciel
(Hines et al., 2014)	L'objectif de cette étude est d'évaluer le risque du développement urbain régional dans un bassin versant d'une rivière sur la mortalité des saumons. Le réseau bayésien développé dans cette étude démontre les relations causales entre les sources de contamination, les facteurs de stress, l'habitat, l'effet et les critères d'évaluation. Les tableaux de probabilités conditionnelles sont remplis sur la base des données empiriques tirées des données publiées et de données gouvernementales, ainsi que de jugements d'experts compilés à partir de rapports publiés.	États-Unis	Réseau bayésien	Analyse de sensibilité	Netica
(Bayliss et al., 2012)	L'objectif de cette étude est d'évaluer les risques de sources ponctuelles associés à l'exploitation minière. Les contaminants des eaux surface étudiés dans le cadre de cette activité sont l'uranium, le magnésium, le sulfate et le manganèse. Cette étude vise également à étudier les risques diffus liés aux mauvaises herbes des zones humides, aux dommages causés par les cochons sauvages et aux incendies. La biodiversité des écosystèmes aquatiques est utilisée comme critère d'évaluation pour cet effet. Le remplissage des tableaux de probabilités conditionnelles est réalisé sur la base des connaissances existantes et des données expérimentales.	Australie	Réseau bayésien	Opinion d'experts et analyse de sensibilité	Netica

Tableau 2-3 Études des risques et de la qualité des eaux de surface basées sur une approche probabiliste (suite).

Référence	Objectif de l'étude et description	Pays	Méthode probabiliste utilisée	Validation du modèle	Logiciel
(Ames et al., 2005)	L'objectif de cette étude est d'utiliser des réseaux bayésiens pour améliorer la compréhension des causes de la dégradation des cours d'eau. Cette étude présente trois études de cas : - Le premier réseau bayésien est développé en utilisant le jugement des experts pour définir la relation probabiliste entre l'effet du stress (la sédimentation) et les invertébrés benthiques; - Le deuxième réseau bayésien est établi en utilisant des données empiriques spécifiques à un site d'étude pour explorer l'influence des gradients naturels et anthropiques sur les cours d'eau d'un bassin versant agricole. - Le troisième réseau bayésien est établi pour relier les pratiques de pâturage et de foresterie aux états des cours d'eau. Les tableaux de probabilités conditionnelles sont remplis en se basant sur les connaissances des experts. Une présentation graphique des pourcentages de la distribution de la probabilité est utilisée pour ajuster les probabilités en cas de besoin. Le processus d'élicitation des probabilités est également soutenu par des données issues de recherches locales sur les impacts de l'utilisation des terres sur le biote des cours d'eau.	États-Unis	Réseau bayésien	Des données indépendantes sont utilisées pour valider les conditions observées et prédites.	Netica

CHAPITRE 3 DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL

3.1 Problématique

À la lumière de la revue de la littérature (Chapitre 2) de cette thèse, les principales problématiques interprétées dans la méthode d'évaluation du potentiel de risque requise par le RPEP sont les suivantes :

- Les risques posés par différents types d'activités anthropiques et d'événements potentiels ne peuvent pas être évalués à l'aide de la même matrice de risque en raison de la grande dissemblance de leur impact sur la qualité des sources d'eau. Par exemple, un événement de débordement d'un ouvrage de surverse ne peut pas être évalué de la même manière qu'un événement d'infiltration des eaux usées à partir d'une fosse septique vers les eaux de surface. Les paramètres qui définissent la qualité des eaux usées issues de ces deux types des menaces ne sont pas les mêmes.
- L'évaluation du potentiel de risque en se basant sur une matrice de risque nécessite la collecte de données qui ne sont pas nécessairement disponibles dans les bases de données municipales, provinciales et fédérales. Il s'agit, par exemple, de données concernant : les types et les quantités de contaminants susceptibles d'être libérés par les activités anthropiques et les événements potentiels; à la capacité de dilution des contaminants dans le cours d'eau; le modèle hydrodynamique du cours d'eau récepteur des contaminants.
- La matrice de risque exigée par la réglementation impose une estimation de la gravité des conséquences de chaque menace en se basant sur le pire cas pour en déduire une estimation du risque le plus pessimiste.
- Les résultats générés par une matrice de risque ne peuvent pas refléter les incertitudes de la structure du modèle d'évaluation des risques, des hypothèses et des scénarios.

3.2 Objectifs de recherche

L'objectif principal de cette recherche est d'évaluer les risques associés aux menaces en amont des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. Les sous-objectifs qui découlent de cet objectif principal sont énumérés dans le Tableau 3-1, qui comprend également une description

de leur originalité et de leur contribution à la protection des sources d'eau au Québec. Ce tableau fait également référence aux chapitres qui traitent chacun des sous-objectifs de ce projet.

Tableau 3-1 Objectifs spécifiques, originalité et contribution du projet.

Objectif spécifique (OS)	Originalité et contribution	Chapitre correspondant
OS1 : Évaluer les risques associés aux menaces avec une approche déterministe adaptée et alternative à celle requise par la réglementation du Québec.	Développement de nouvelles méthodes déterministes d'évaluation des risques de menaces applicables dans le contexte québécois en utilisant uniquement des données disponibles dans les bases de données provinciales et fédérales.	Chapitre 4
	La réalisation des études sur la vulnérabilité des sources d'alimentation en eau potable, ainsi que l'évaluation des potentiels de risques associés aux menaces, est une toute première pour le Québec. Dans cette thèse, à la suite de l'application du RPEP et au développement de nouvelles méthodes déterministes d'évaluation des risques (OS1), des leçons apprises et des recommandations sont discutées pour faire progresser les connaissances et participer au développement continu de la protection des sources au Québec.	
OS2 : Développer de nouvelles méthodes probabilistes pour l'évaluation des risques associés aux menaces.	Développement d'un modèle probabiliste pour évaluer les risques associés aux activités agricoles, y compris la production animale et végétale, en intégrant simultanément trois composantes du risque: la vulnérabilité, l'exposition et la menace. Ce type de modèle n'a jamais été développé pour évaluer les risques menaçant les sources d'eau potable.	Chapitre 5 et Chapitre 6
	Développement d'une nouvelle méthode permettant de définir la dépendance conditionnelle entre les variables d'un modèle bayésien dans le cas de l'évaluation des risques menaçant les sources d'eau potable.	
	Développement d'un nouveau modèle bayésien pour évaluer les risques associés aux ouvrages de surverses en amont des sites de prélèvement, permettant de prioriser les structures qui nécessitent une attention particulière en termes de protection des sources d'eau.	

Tableau 3-1 Objectifs spécifiques, originalité et contribution du projet (suite).

Objectif spécifique (OS)	Originalité et contribution	Chapitre correspondant
OS3 : Identifier l'approche (déterministe ou probabiliste) la plus appropriée en matière de protection des sources d'eau potable au Québec.	Comparaison entre les approches déterministe et probabiliste de l'évaluation des risques en termes de la protection des sources au Québec et la manière dont elles peuvent soutenir la prise de décision par les gestionnaires des risques.	Chapitre 6

Questions de recherche :

Le Tableau 3-2 énumère les sections de cette thèse qui répondent à chacune des questions de recherche qui découlent des objectifs spécifiques mentionnés ci-dessus.

Tableau 3-2 Sections de la thèse répondant aux questions de recherche.

Questions de recherche	Chapitres / sections correspondants
Quels critères et variables à utiliser pour évaluer le niveau de risque posé par une menace ?	Chapitre 4 Chapitre 5 Chapitre 6 Chapitre 7 : sections 7.1 et 7.2
Quelle est la fiabilité de l'approche déterministe en termes de protection des sources d'eau au Québec ?	Chapitre 4 Chapitre 7 : sections 7.1, 7.2 et 7.4
Quels sont les principaux éléments contextuels et techniques et les défis qui influencent l'approche déterministe ?	Chapitre 4 Chapitre 7 : sections 7.2 et 7.4
En quoi l'approche de l'évaluation probabiliste des risques contribue-t-elle à la protection des sources d'eau potable ?	Chapitre 5 Chapitre 6 Chapitre 7 : sections 7.1 et 7.2 et 7.4
Comment l'évaluation des risques avec incertitude peut-elle être réalisée de manière à fonder la confiance dans l'élicitation des probabilités de manière appropriée à la protection des sources ?	Chapitre 5 Chapitre 6 Chapitre 7 : section 7.2
Laquelle des approches d'évaluation des risques est la plus appropriée dans un contexte de bassin versant fortement urbanisé ?	Chapitre 4 Chapitre 6 Chapitre 7 : sections 7.2 et 7.4
Quel est le rôle de chaque acteur impliqué dans la mise en œuvre de la protection des sources d'eau potable et de l'évaluation des risques au Québec, et comment ces initiatives devraient-elles être menées efficacement ?	Chapitre 4 Chapitre 7 : section 7.3

3.3 Méthodologie

Six sites de prélèvement d'eau de surface gérés par six usines de production d'eau potable ont été utilisés comme étude de cas pour atteindre les objectifs mentionnés dans la section précédente (Section 3.2). Ces sites de prélèvement puisent l'eau d'un lac et d'une rivière de 40 km de long situés dans le sud du Québec, dans la région métropolitaine. Le Tableau 3-3 résume les principales caractéristiques de ces six sites de prélèvements. Le bassin versant de cette rivière a une superficie de 1052,5 km² et est occupé par divers type d'activités anthropiques telles que : des stations de récupération des eaux usées, des réseaux d'égouts, des industries, des conduites de transport d'hydrocarbures, des installations septiques, des champs agricoles, des terrains de golf, des secteurs miniers, des secteurs forestiers, des terrains contaminés, des sites d'entassement de neige, des voies de transport (routières, ferroviaires et maritime), et des barrages. Une description plus détaillée du site d'étude est abordée dans les sections 4.4.1, 5.3.1 et 6.3.1.

Tableau 3-3 Caractéristiques des sites de prélèvement du site d'étude.

Site de prélèvement	Source de prélèvement	Population desservie en 2016	Nombre de municipalités desservies
DWI_1	Rivière	42 550	1
DWI_2	Rivière	125 084	7
DWI_3	Rivière	105 000	1
DWI_4	Rivière	146 540	3
DWI_5	Rivière	33 633	3
DWI_6	Lac	17 858	1

Ce projet de recherche a été mené en 11 étapes, en utilisant des données collectées sur une période de cinq ans (2013-2017). Le Tableau 3-4 synthétise les approches méthodologiques appliquées, adaptées ou nouvellement développées. Ce tableau indique également le document et le chapitre de cette thèse dans lequel la méthodologie et ses résultats sont présentés.

Ces approches méthodologiques et leurs résultats sont publiés dans les ouvrages suivants :

- Six rapports d'analyses de vulnérabilité de six sites de prélèvements pour six municipalités partenaires soumis et acceptés par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs en 2021 :

- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021a). Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour le prélèvement d'eau de surface no. 24846859-1. Montréal, QC: Polytechnique Montréal & COBAMIL. p. 484
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021b). Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour le prélèvement d'eau de surface no. X0008125-1. Montréal, QC: Polytechnique Montréal & COBAMIL. p. 393
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021c). Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour le prélèvement d'eau de surface no. X0010573-1. Montréal, QC: Polytechnique Montréal & COBAMIL. p. 390
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021d). Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour le prélèvement d'eau de surface no. X1300278-1. Montréal, QC: Polytechnique Montréal & COBAMIL. p. 473
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021e). Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour les prélèvements d'eau de surface no. X0008104-1 et X0008104-2. Montréal, QC: Polytechnique Montréal & COBAMIL. p. 474
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021f). Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour les prélèvements d'eau de surface no. X0008485-1 et X0008485-2. Montréal, QC: Polytechnique Montréal. p. 471
- Un article soumis au journal scientifique *Plos Water* le 31 octobre 2022: Risk assessment of drinking water intake contamination from agricultural activities using a Bayesian network.
- Un article scientifique soumis au journal *Environmental Challenges* le 14 avril 2023 et accepté avec révisions le 27 avril 2023: Comparative study of deterministic and probabilistic assessments of microbial risk associated with combined sewer overflows upstream of drinking water intake.
- Un article scientifique publié par AWWA WATER SCIENCE (Kammoun, Barrette, et al., 2020): A hydrocarbon pipeline spill risk assessment framework for drinking water supply. Cet article est établi en adaptant les travaux de recherche de Barrette (2018) et il a été sélectionné pour le prix du meilleur article de la division ingénierie et construction (Engineering &

Construction Division) pour l'année 2020. Les résultats de cet article ont été utilisés dans les analyses de vulnérabilité. De plus, l'auteur de cette thèse (Raja Kammoun) présente la première auteure de l'article, tandis que Simon Barette, co-auteur, a apporté la contribution principale à l'article.

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche.

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 1 : Caractériser le prélèvement d'eau	Délimiter le bassin versant du site de prélèvement et décrire le site de prélèvement ainsi que l'installation de production d'eau potable en suivant la méthodologie décrite dans le GUIDE du RPEP (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018)	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité (1)
Étape 2 : Délimiter les aires de protection des eaux exploitées	Délimiter les aires de protection en suivant les méthodes décrites dans les articles 70, 72 et 74 du RPEP (Gouvernement du Québec, 2014). Cette méthode est basée sur des distances fixes : • Aire immédiate : 500 m en amont et 50 m en aval du site de prélèvement, ainsi que les bandes de terre de 10 m à partir de la ligne des hautes eaux; • Aire intermédiaire : 10 km en amont et 50 m en aval du site de prélèvement, ainsi que les bandes de terre de 120 m à partir de la ligne des hautes eaux; Aire éloignée : le bassin versant du site de prélèvement et la portion de l'aire intermédiaire en aval du site de prélèvement.	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité
	Définir les périmètres d'une zone incluse dans l'aire de protection éloignée, mais proche de l'aire intermédiaire appelée une aire de protection « proche éloignée ». La méthode de délimitation développée est basée sur le jeu de données des bassins hydrographiques niveau 1 du site d'étude.			X	

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 2 : Délimiter les aires de protection des eaux exploitées (suite)	Délimiter les bassins de drainages agricoles (BDA) dont l'exutoire est localisé dans les aires de protection immédiate et intermédiaire du site de prélèvement. Cette délimitation est basée principalement sur les jeux de données des bassins hydrographiques niveaux 1 et 2, ainsi que les lignes du réseau hydrographique topologique.			X	- Six rapports d'étude de vulnérabilité - Article 1 (Chapitre 5)
Étape 3 : Déterminer les niveaux de vulnérabilité des eaux exploitées	L'évaluation du niveau de la vulnérabilité des eaux exploitées est effectuée pour six indicateurs : physique, microorganismes, matières fertilisantes, turbidité, substances inorganiques et substances organiques. Les méthodes inscrites dans l'annexe IV du RPEP (Gouvernement du Québec, 2014) et dans le GUIDE (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018) sont appliquées.	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité
Étape 4 : Évaluer le potentiel de risque associé aux activités anthropiques en suivant une approche déterministe	L'évaluation du potentiel de risque associé aux rejets de stations de récupération des eaux usées (StaRRE) est effectuée pour les contaminants suivants : coliformes fécaux, phosphore total, azote ammoniacal et matières en suspensions (MES). La méthodologie développée par McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019b) est appliquée pour les contaminants microbiens. La méthodologie est adaptée et utilisée pour les autres types de contaminants (phosphore total, azote ammoniacal et MES).	X	X		Six rapports d'étude de vulnérabilité

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 4 : Évaluer le potentiel de risque associé aux activités anthropiques en suivant une approche déterministe (suite)	Ces méthodologies sont principalement basées sur les éléments suivants : • Concentrations en contaminants dans l'effluent de la StaRRE; • Débit journalier de l'effluent de la StaRRE; Débit d'étiage du cours d'eau de récurrence de deux ans calculés sur une plage de sept jours consécutifs (Q_{2,7}).				
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées est effectuée en suivant la méthodologie développée par McQuaid, Madoux-Humery, Toutté, et al. (2019a). Cette méthodologie est basée sur les éléments suivants : • Localisation du point de rejet de l'ouvrage de débordement; • Fréquence et durée de débordement; Population estimée dans un bassin de drainage urbain (BDU).	X			- Six rapports d'étude de vulnérabilité - Article 2 (Chapitre 6)
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux installations septiques de résidences non desservies par un réseau d'égout est effectuée sur la base de présence et absence de ces structures dans les différentes aires de protection du site de prélèvement.			X	Six rapports d'étude de vulnérabilité

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 4 : Évaluer le potentiel de risque associé aux activités anthropiques en suivant une approche déterministe (suite)	L'évaluation du potentiel de risque associé aux eaux pluviales est effectuée en se basant sur les éléments suivants : • Pourcentage d'occupation d'un bassin de drainage pluvial par des activités anthropiques; • Localisation de l'exutoire du bassin de drainage pluvial; Type d'activité anthropique occupant le bassin de drainage pluvial.			X	Six rapports d'étude de vulnérabilité
	L'évaluation du potentiel de risque associé à des rejets récurrents d'origine industrielle est effectuée en suivant la méthodologie développée par McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019c). Cette méthodologie est basée sur les éléments suivants : • Type de substances rejetées dans l'eau; • Localisation du point de rejet des effluents industriels; • Quantité annuelle rejetée ou débit horaire rejetée; • Débit d'étiage du cours d'eau de récurrence de deux ans calculés sur une plage de sept jours consécutifs ($Q_{2,7}$).	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux terrains contaminés est effectuée en adaptant la méthodologie développée par McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019d) pour la pollution diffuse. Cette méthodologie est basée sur les éléments suivants : • Localisation du terrain contaminé; • Type de contaminants libérés; • Type du milieu récepteur des contaminants; État de réhabilitation du terrain contaminé.		X		Six rapports d'étude de vulnérabilité

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 4 : Évaluer le potentiel de risque associé aux activités anthropiques en suivant une approche déterministe (suite)	L'évaluation du potentiel de risque associé aux sites d'entassement de neige est effectuée en suivant la méthodologie développée par McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019d). Cette méthodologie est basée sur la présence et l'absence des sites d'entassement de neige dans les différentes aires de protection du site de prélèvement.	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux activités d'exploitation minière est effectuée en se basant sur les éléments suivants : • Classe des activités d'extraction minière; • Nécessité d'application d'un traitement chimique lors de l'exploitation minière; • Superficie de l'aire de protection occupée par les activités d'exploitation minière; Localisation de l'activité d'exploitation minière.			X	Six rapports d'étude de vulnérabilité
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux activités agricoles est effectuée en se basant sur les éléments suivants : • Localisation du milieu agricole (production animale et végétale); • Superficie des BDA occupées par les milieux agricoles (production animale et végétale); • Type d'activité de production végétale : classes des cultures; Classes d'activités de production animale.			X	Six rapports d'étude de vulnérabilité

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 4 : Évaluer le potentiel de risque associé aux activités anthropiques en suivant une approche déterministe (suite)	L'évaluation du potentiel de risque associé aux activités d'exploitation forestière est effectuée en se basant sur les éléments suivants : • Zonage des terrains forestiers productifs et improductifs; • Type de couverture forestière; • Type de perturbation et d'intervention; • Réseau routier dans les terrains forestiers; Superficie des BDA occupées par des terrains forestiers.			X	Six rapports d'étude de vulnérabilité
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux terrains de golf est effectuée en se basant sur les éléments suivants : • Localisation du terrain du golf; • Superficie des terrains de golf occupant les BDA. Cette méthodologie est développée en se basant sur la méthode n°2 proposée par le GUIDE pour l'évaluation des indicateurs E et F (vulnérabilité des sites de prélèvements aux substances inorganiques et organiques) (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018).		X		Six rapports d'étude de vulnérabilité

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 5 : Évaluer le potentiel de risque associé aux événements potentiels en suivant une approche déterministe	L'évaluation du potentiel de risque associé aux matières dangereuses entreposées en suivant la méthodologie développée par McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019e). Cette méthodologie est basée sur les éléments suivants : • Localisation des installations industrielles entreposant des matières dangereuses; • Substances entreposées; • Quantités maximales de substances entreposées; • Débit d'étiage du cours d'eau de récurrence de deux ans calculés sur une plage de sept jours consécutifs ($Q_{2,7}$).	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux matières dangereuses en circulation est effectuée en suivant la méthodologie développée par McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019f). Cette méthodologie est basée sur les éléments suivants : • Localisation des corridors de transport; • Superficie des zones de transport routier, ferroviaire et aéroportuaire; • Débit de circulation journalière de véhicules; • Pourcentage de camions; • Type d'utilisation des tronçons de voie ferrée.	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux feux de forêt est effectuée en se basant sur les éléments suivants : • Localisation de l'événement de feu de forêt; • Superficie annuelle cumulée affectée par les feux de forêt; • Historique de nombre d'événements de feux de forêt.			X	Six rapports d'étude de vulnérabilité

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 5 : Évaluer le potentiel de risque associé aux événements potentiels en suivant une approche déterministe (suite)	L'évaluation du potentiel de risque associé à la rupture des barrages est effectuée en se basant sur les éléments suivants : • Localisation du barrage par rapport au site de prélèvement; • Catégorie du barrage : à forte contenance ou à faible contenance; • Classe du barrage qui est déterminée en fonction de la mesure de sa vulnérabilité et la mesure des conséquences de sa rupture; Localisation du barrage dans une zone de crue : zone de crue maximale probable, zone de crue de 1 :10 000 ans ou zone de crue de 1 :100 ans.			X	Six rapports d'étude de vulnérabilité
	L'évaluation du potentiel de risque associé aux déversements accidentels d'oléoducs est effectuée en se basant sur la méthodologie décrite les publications de Barrette (2018) et Kammoun, Barrette, et al. (2020).	X	X		- Six rapports d'étude de vulnérabilité
Étape 6 : Affectation du territoire	L'évaluation des affectations du territoire est effectuée en se basant sur la méthodologie décrite dans l'article 75 du RPEP (Gouvernement du Québec, 2014) et dans le GUIDE (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018). L'inventaire des affectations est effectué en se basant sur les schémas d'aménagement et de développement (SAD). L'évaluation de ces affectations est effectuée sur la base de sa nature et l'ampleur du risque associé aux activités anthropique permises dans les différentes aires de protection.	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 7 : Identifier les causes probables des problèmes avérés	L'identification des causes probables des problèmes avérés est effectuée en suivant la méthodologie décrite dans l'article 75 du RPEP (Gouvernement du Québec, 2014) et dans le GUIDE (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018). Cette méthodologie consiste à identifier causes probables des problèmes soulevés par les indicateurs de vulnérabilité ayant un niveau moyen ou élevé. Pour assurer cette étape, les résultats des étapes 3, 4 et 5 sont utilisés.	X			Six rapports d'étude de vulnérabilité
Étape 8 : Présenter une synthèse des connaissances acquises sur la réalisation d'études de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable dans le contexte municipal québécois, tant sur le plan pratique que technique.	Cette étape est effectuée en documentant les leçons apprises au sujet des bonnes pratiques et les défis techniques rencontrés dans toutes les étapes (de l'étape 1 à l'étape 7) de ce projet. Pour assurer cette étape, les éléments clés ci-dessous sont examinés et des recommandations connexes sont proposées: • Processus d'application du RPEP; • Méthodologie d'évaluation des risques exigée par le RPEP : défis techniques et contextuels; • La collaboration participative entre des acteurs gouvernementaux, non gouvernementaux et des chercheurs scientifiques.			X	Chapitre 4

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 9 : Évaluer le risque de contamination des sites de prélèvements d'eau potable par les activités agricoles en suivant une approche probabiliste.	Cette étape est effectuée en construisant un réseau bayésien illustrant la qualité de l'eau brute et l'occupation du sol en amont des sites de prélèvement. Ce modèle est développé en faisant l'intégration des trois éléments principaux du concept du risque : la vulnérabilité du site de prélèvement, l'exposition à la menace, et la menace causée par les activités agricoles (production animale et végétale). Le réseau bayésien de cette étape est construit à l'aide du logiciel Netica 6.09 (Norsys Software Corp).			X	Article 1 (Chapitre 5)
Étape 10 : Évaluer le risque que représentent les ouvrages de surverses dans un bassin versant fortement urbanisé.	Cette étape est effectuée en développant un réseau bayésien permettant la priorisation des ouvrages de surverses nécessitant une attention particulière dans le contexte de protection des sources d'eau de surface au Québec. Ce modèle bayésien inclut les variables clés décrivant les structures d'ouvrages de surverses, les événements de débordement et l'exposition de la menace au site de prélèvement. Le sous-modèle probabiliste permettant l'évaluation de la vulnérabilité du site de prélèvement développée dans l'étape 8 est aussi intégré dans le modèle bayésien spécifique pour les ouvrages de surverses. Le modèle bayésien de cette étape est construit en utilisant le langage de programmation R (R studio. Version 4.1.3).			X	Article 2 (Chapitre 6)

Tableau 3-4 Synthèse des étapes suivies dans le projet de recherche (suite).

Étape	Aperçu de l'approche méthodologique	Type de méthode			Document et/ou chapitre
		Méthode existante	Méthode existante adaptée	Nouvelle méthode développée	
Étape 11 : Démontrer l'applicabilité et les limites des approches déterministe et probabiliste pour évaluer les risques dans un bassin versant fortement urbanisé.	Pour assurer cette étape, les résultats d'évaluation du potentiel de risque associé aux ouvrages de surverses issus d'une approche déterministe (Étape 4) et de celle de l'approche probabiliste (Étape 10) sont comparés.			X	Article 2 (Chapitre 6)

⁽¹⁾ Les références des six rapports d'étude de vulnérabilité sont les suivantes : (Kammoun et al., 2021a, 2021b, 2021c, 2021d, 2021e, 2021f)

CHAPITRE 4 LEÇONS APPRISSES ET RECOMMANDATIONS TIRÉES DES ANALYSES DE LA VULNÉRABILITÉ DES SOURCES DESTINÉES À L'ALIMENTATION EN EAU POTABLE AU QUÉBEC

Ce chapitre discute les leçons apprises au sujet des bonnes pratiques et les défis techniques rencontrés des sept étapes (de l'étape 1 à l'étape 7) inscrites dans la section 3.3. Les résultats générés lors des analyses et des évaluations effectuées, en suivant l'approche déterministe, ne sont pas explicitement présentés dans ce chapitre en raison des modalités de confidentialité³. Cependant, cela n'affecte pas la clarté de la discussion sur les leçons apprises ni la proposition de recommandations.

La section 3.3 décrit les études de vulnérabilité menées auprès des six partenaires municipaux et c'est principalement à partir de cette expérience que les leçons apprises et les recommandations formulées dans ce chapitre ont été élaborées.

4.1 Résumé

Le renforcement de la protection des eaux de surface et la limitation des épidémies de maladies hydriques se font en identifiant les menaces qui pourraient affecter la qualité et la quantité de ces eaux. Au Québec, pour identifier ces menaces, le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) exige une analyse d'étude de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable. L'application de ce règlement à un ensemble de six sites de prélèvement gérés par six usines de traitement des eaux potables qui s'approvisionnent dans une même source d'eau de surface dans un bassin densément urbanisé a permis de présenter une synthèse des leçons apprises. Ces leçons documentent les bonnes pratiques et les défis rencontrés sur le plan pratique et technique lors des diverses phases du projet. Ce chapitre a principalement

³ Bien que les résultats de ces analyses ne soient pas présentés en raison des modalités de confidentialité, il est possible de les demander auprès des municipalités partenaires de ce projet de recherche et du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.

abouti à une compréhension de l'importance de la collaboration participative entre des acteurs gouvernementaux, non gouvernementaux et des chercheurs scientifiques pour mener à bien les études de vulnérabilité et des risques au Québec. Des recommandations sont également proposées non seulement pour bonifier et améliorer le processus d'application du RPEP, mais aussi pour définir une bonne gouvernance de l'eau dans le contexte des études de vulnérabilité.

4.2 Introduction

La vulnérabilité des sources d'eau potable à la contamination microbiologique et chimique est un enjeu de santé publique. En effet, les sources d'eau potable non-protégées associées à une défaillance au niveau du système de traitement de l'eau peuvent être à l'origine d'un grand nombre d'épidémies de maladies hydriques (Curriero, 2001; Efstratiou et al., 2017; Mouly et al., 2018; Pons et al., 2015; Thomas et al., 2006). Parmi les principales maladies hydriques connues dans le monde, on peut noter les maladies gastro-intestinales, le choléra, campylobactériose, la fièvre typhoïde et paratyphoïde (Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2018). Sur le plan mondial, il est enregistré une moyenne de 458 000 décès par an, dont la cause principale est un approvisionnement en eau contaminée par des contaminants microbiologiques (Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2022).

Les épidémies causées par l'eau contaminée ont été répertoriées à travers le monde. La plus importante tragédie connue aux États-Unis s'est produite en 1993 à Milwaukee. Une période de pluie a entraîné une contamination de la source d'eau potable par le protozoaire pathogène *Cryptosporidium* alors que le traitement en place à l'usine de production d'eau potable était inadéquat pour une telle charge de contamination, ce qui causa la mort de 104 personnes et l'infection de plus de 400 000 personnes (Mac Kenzie et al., 1994). En 2000, le Canada a également connu une grande tragédie hydrique à Walkerton, qui a entraîné 7 décès et 2 300 cas d'infection dus à une contamination par *Escherichia coli* O157:H7 et *Campylobacter spp.* (Bruce-Grey-Owen Sound Health Unit, 2000; O'Connor, 2002). La plus récente recension des éclosions de maladies d'origine hydrique au Québec fait état de l'infection de 488 personnes à la suite de 75 éclosions liées à l'eau potable, survenues au cours de la période de 2005 à 2016 (Institut National de santé publique Québec (INSPQ), 2018). L'origine de ces éclosions était principalement d'origine infectieuse (82,7%) et le reste de nature chimique (14,7%).

Un examen des principales épidémies de maladies hydriques et de la réglementation pour mieux protéger les sources d'eau potable a été réalisé par Prévost et al. (2017a). Ces tragédies ont éveillé les responsables pour mettre en place de nouveaux outils, procédures, règlements et législations concernant la protection des sources d'eau potable dans différents pays du monde.

Au Canada, la protection de ces sources est assurée par une combinaison d'efforts fédéraux, provinciaux, territoriaux et municipaux (Bereskie et al., 2017). Les municipalités sont responsables du traitement de l'eau et de l'analyse de vulnérabilité de leurs sources en eau. Les gouvernements provinciaux, territoriaux et municipaux ont pour responsabilité d'adopter un cadre réglementaire qui garantit l'approvisionnement du public en eau saine et la préservation de l'ensemble de l'écosystème aquatique. Le gouvernement fédéral quant à lui est responsable de la conservation et de la gestion des ressources en eau située dans des territoires constituant des terres de réserves au sens de la Loi sur les Indiens, ainsi que les Premiers Nations : Nunavut, Nord-ouest et Yukon.

Au Québec, l'article 75 du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) exige que tous les responsables d'un prélèvement d'eau de surface desservant plus de 500 personnes remettent un rapport d'étude de la vulnérabilité de leurs sources destinées à l'alimentation en eau potable au ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC), tous les 5 ans (Gouvernement du Québec, 2014). La section III du chapitre VI et l'annexe IV du RPEP détaillent toutes les étapes à suivre pour réaliser cette étude de vulnérabilité. Le MELCC a élaboré un guide sous le titre : « *Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec* » (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018). Ce GUIDE a pour objectif de détailler toutes les étapes de l'étude de vulnérabilité exigée par le RPEP et de servir de support technique aux responsables des prélèvements d'eaux de surface et souterraines.

Puisque les analyses de vulnérabilités s'inscrivent dans un processus continu, avec la mise à jour des rapports par les municipalités prévue tous les cinq ans, une bonne compréhension des défis rencontrés lors de la première application de ce mécanisme encadré par le RPEP est essentielle pour guider les efforts lors des itérations futures. Ce chapitre présente une synthèse des leçons apprises lors de la mise en application de ce règlement à un ensemble de six sites de prélèvement gérés par six usines de traitement des eaux potables qui s'approvisionnent dans une même source d'eau de surface dans un bassin densément urbanisé.

Ce retour sur l'expérience présente une synthèse des connaissances acquises sur la réalisation d'études de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable dans le contexte municipal québécois, tant sur le plan pratique que technique. Les objectifs de cette synthèse sont de:

- Discerner les éléments clés et les défis contextuels et techniques qui ont eu un retentissement sur l'approche d'étude de vulnérabilité;
- Proposer une liste de leçons apprises et de recommandations de meilleures pratiques pour les acteurs de l'eau afin de guider les efforts à déployer pour bonifier et améliorer le processus de l'étude de vulnérabilité au Québec;
- Identifier la pertinence de consolider les modèles de gouvernance participative pour l'étude de la vulnérabilité et l'identification des risques qui menacent les eaux de surface au Québec.

Ce chapitre est organisé comme suit : la section 4.3 présente des définitions des concepts fondamentaux de vulnérabilité et de risque. L'examen de ces concepts dans la littérature conduira à des définitions de chacun des termes qui les composent, tout en se basant sur les termes utilisés dans le RPEP. L'objectif de cette section est de faciliter au lecteur la compréhension des concepts en général et d'éviter toute confusion dans les termes utilisés dans la suite de ce chapitre. La section 4.4 présente le contexte et la description du projet tout en détaillant ses collaborateurs, le site d'étude, ainsi que les approches et les procédures suivies pour le concrétiser. La section 4.5 évoque les leçons retenues en appliquant les approches et les procédures mentionnées dans la section précédente tout en mettant le focus sur la gouvernance participative dans le contexte de l'étude de la vulnérabilité et des potentiels de risque pour les sources destinées à l'alimentation en eau potable. Ces leçons apprises englobent les bonnes pratiques à reproduire, les défis techniques et contextuels rencontrés, ainsi que les éléments à améliorer. Ces derniers sont présentés sous forme de listes de recommandations qui sont adressées à tous les acteurs de l'eau au Québec qui doivent être impliqués dans la protection des eaux de surface. Les leçons apprises et les recommandations abordent plus spécifiquement : la collecte et le traitement des données (section 4.5.1), la définition des aires de protections qui doivent être prises en considération afin de mieux gouverner la vulnérabilité des sites de prélèvement (section 4.5.2), l'étude de la vulnérabilité (section 4.5.3) et du potentiel des risques associés aux menaces inventoriées dans les aires de protection (section

4.5.4), ainsi que les ressources humaines et financières relatives à ce projet (section 4.5.5). La section 4.6 présente une conclusion de ce chapitre.

4.3 Vulnérabilité ou risque ?

Les termes « vulnérabilité » et « risque » ont été utilisés dans le RPEP et le GUIDE sans y être précisément définis, un constat applicable également à plusieurs articles scientifiques et documents (Cai et al., 2017; Yan Chen et al., 2018; Goharian et al., 2017; Government of Ontario, 2017; Maine Department of Human Services, 2000a; Sikder et al., 2015; F. Sun et al., 2016). Par contre, les approches utilisées pour les analyses de risque et/ou de vulnérabilité ont fait l'objet d'une explication détaillée. Les concepts de vulnérabilité et de risque sont intimement liés et leurs définitions peuvent avoir un impact sur l'approche adoptée pour réaliser l'ensemble de l'étude de vulnérabilité. Afin d'éviter une mésinterprétation des concepts discutés dans ce chapitre, un examen spécifique de ces notions dans la littérature a été réalisé. Le Tableau 4-1 répertorie les principales définitions des termes « vulnérabilité » et « risque » tirées de documents règlementaires (loi, règlement, guide), d'articles scientifiques et des rapports produites par des instances internationales. Il a été constaté qu'il n'existe pas une définition unique ou standardisée de la vulnérabilité et du risque dans le contexte de la gestion des sources d'eau potable. Ainsi, elle varie non seulement selon les pays, mais aussi entre les provinces et les régions.

Au Québec, la vulnérabilité des prises d'eau potable est déterminée pour chacun des six indicateurs prévus au RPEP (physique, microorganismes, matières fertilisantes, turbidité, substances inorganiques et substances organiques) tel qu'expliqué dans la section 4.4.2, indépendamment les uns des autres. Cette évaluation est basée sur les données caractérisant le site de prélèvement, la qualité de l'eau, les événements naturels et l'utilisation du sol. Cette approche fait ressortir une interprétation de la vulnérabilité des sources d'alimentation en eau potable selon laquelle la vulnérabilité se rapporte au degré d'exposition d'un site de prélèvement aux menaces susceptibles de détériorer la qualité physico-chimique de ses eaux, ainsi que le degré de sa sensibilité intrinsèque.

Afin de protéger les sources d'eau potable, une évaluation de la vulnérabilité n'est pas suffisante pour identifier les sources potentielles de contamination. Le suivi et la gestion de toutes les sources de contaminations est quasi-impossible par un responsable d'une usine de traitement des eaux

potables pour des raisons financières et pratiques. Une évaluation des risques est donc nécessaire pour classer et prioriser les sources de contamination à haut risque. Selon le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), le risque résulte d'une interaction dynamique entre trois composantes (Figure 4-1, (a)): le danger, l'exposition et la vulnérabilité (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022). L'approche d'évaluation du potentiel de risque exigée par le RPEP (Figure 4-1, (b)) prend en compte le niveau de danger et l'exposition à celle-ci sans y intégrer la vulnérabilité du site de prélèvement. En fin d'analyse, les résultats du potentiel de risque sont obtenus indépendamment du niveau de vulnérabilité.

Le risque est normalement un concept à caractère évolutif qui est susceptible de varier au fil du temps en fonction de la sensibilité de la source d'alimentation en eau potable. Par exemple, une activité anthropique inventoriée en amont de la prise d'eau pourrait présenter un niveau de risque élevé pour une source d'eau potable évaluée comme étant très vulnérable sur une période de cinq ans. Toutefois, lors d'une mise à jour quinquennale de ce niveau de vulnérabilité, cette source pourrait devenir modérément vulnérable en raison de la mise en application d'une stratégie de protection des sources. Par conséquent, le niveau de risque relatif à cette même activité devrait être atténué sachant que la source d'eau est moins vulnérable. En appliquant le RPEP, l'évolution du niveau de risque en fonction de la vulnérabilité ne peut malheureusement pas être suivie puisque le risque est estimé indépendamment du niveau de la vulnérabilité. De ce fait, les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité doivent être considérés dans le processus d'évaluation des niveaux des risques encourus par les menaces.

Afin d'éviter toute confusion terminologique, les termes utilisés dans les prochaines sections de ce chapitre sont définis comme suit :

- **Vulnérabilité** : le degré de sensibilité et la susceptibilité au danger des sources destinées à l'alimentation en eau potable;
- **Danger** : la gravité des conséquences associées aux sources de la menace, combinée à la fréquence à laquelle libère des contaminants ou la probabilité à laquelle se produise;
- **Risque** : le niveau des conséquences d'exposition d'une menace qui peuvent en résulter sur des sources d'eau potable vulnérables.

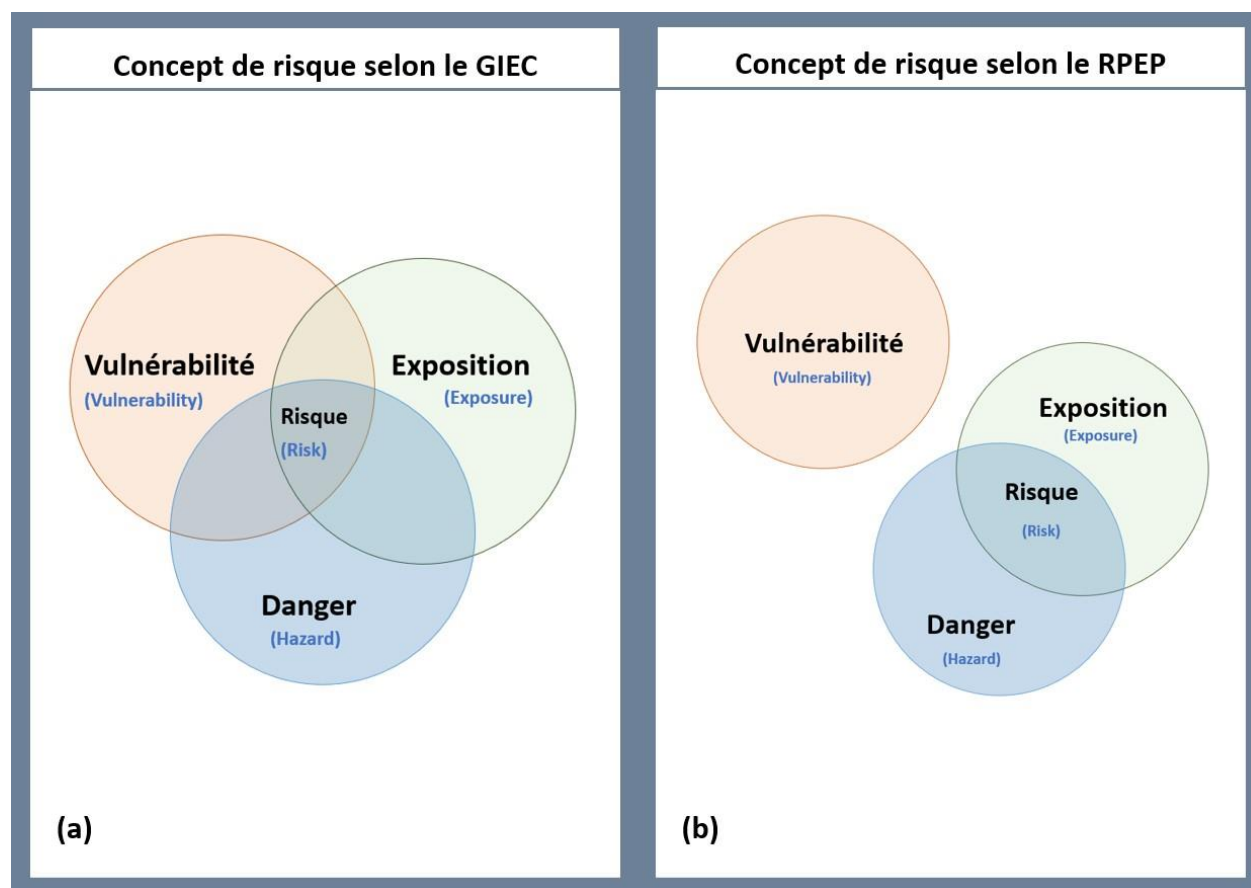


Figure 4-1 Des illustrations pour expliquer la relation entre la vulnérabilité, le danger, l'exposition et le risque selon : (a) le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022) et (b) le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) (Gouvernement du Québec, 2014).

Tableau 4-1 Sommaire des définitions de « vulnérabilité » et de « risque » dans la littérature.

Terme	Définition	Référence	Loi / règlement/ ligne directrice	Article scientifique	Des rapports produits par des instances internationales
Vulnérabilité	« La vulnérabilité est définie comme la propension ou la prédisposition à être affecté négativement et englobe une variété de concepts et d'éléments, y compris la sensibilité ou la susceptibilité au danger et le manque de capacité à faire face et à s'adapter. »	(Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022)			X
	« La vulnérabilité est la susceptibilité d'un système (individu, communauté, endroit) à subir des dommages en fonction de l'exposition à des forces externes (chocs, stress, perturbations), de la sensibilité du système et de la capacité du système à y répondre (faire face, se restaurer, s'adapter). »	(Plummer et al., 2012)		X	
	« La vulnérabilité d'un système, quelle que soit son échelle, reflète l'exposition et la sensibilité de ce système à des conditions dangereuses, ainsi que la faculté, la capacité ou la résilience du système à faire face, à s'adapter ou à se restaurer face aux effets de ces conditions. »	(Chung et al., 2016)		X	
	« Les conditions déterminées par des facteurs ou des processus physiques, sociaux, économiques et environnementaux, qui augmentent la prédisposition d'une communauté à l'impact des menaces. »	(United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNISDR), 2004)			X

Tableau 4-1 Sommaire des définitions de « vulnérabilité » et de « risque » dans la littérature (suite).

Terme	Définition	Référence	Loi / règlement/ ligne directrice	Article scientifique	Des rapports produits par des instances internationales
Vulnérabilité (suite)	« La vulnérabilité est la caractéristique des faiblesses et des défauts du système des ressources en eau qui rendent le système difficile à être fonctionnel face aux changements socio-économiques et environnementaux. »	(Huang et al., 2009)			X
	« La vulnérabilité est la manifestation des états inhérents du système qui peuvent être soumis à un danger naturel ou être exploités pour nuire à ce système. »	(Aven, 2011)		X	
	« La vulnérabilité est une détermination des menaces les plus significatives pour la qualité de l'approvisionnement en eau qui tient compte de l'efficacité de la barrière physique de la source d'eau potable. L'évaluation de la vulnérabilité tient également compte du type et de la proximité de l'approvisionnement en eau des activités qui pourraient libérer des contaminants. »	(Division of Drinking Water and Environmental Management, 1999)	X		
	« Une évaluation de la vulnérabilité évalue les facteurs qui pourraient contribuer à la contamination d'un approvisionnement public en eau par un produit chimique. »	(New York State, 1999a)	X		

Tableau 4-1 Sommaire des définitions de « vulnérabilité » et de « risque » dans la littérature (suite).

Terme	Définition	Référence	Loi / règlement/ ligne directrice	Article scientifique	Des rapports produits par des instances internationales
Risque	« Le risque est défini comme le potentiel de conséquences négatives pour les systèmes humains ou écologiques, en reconnaissant la diversité des valeurs et des objectifs associés à ces systèmes. »	(Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022)			X
	« Le risque est la probabilité et la gravité des effets négatifs (c'est-à-dire les conséquences). »	(Aven, 2011)		X	
	« L'évaluation des risques est le processus par lequel les dangers sont identifiés, l'exposition est quantifiée et les relations dose-réponse sont déterminées pour la caractérisation des risques. »	(Alavipoor et al., 2016)		X	
	« Le risque est décrit comme la combinaison de probabilités et de scores de risque cumulatifs de dommages ou de pertes potentiels. »	(Yao, Qian, et al., 2015)		X	
	« La probabilité de conséquences néfastes ou de pertes attendues (décès, blessures, biens, moyens de subsistance, activité économique perturbée ou environnement endommagé) résultant des interactions entre les aléas naturels ou d'origine humaine et les conditions de vulnérabilité. »	(United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNISDR), 2004)			X

Tableau 4-1 Sommaire des définitions de « vulnérabilité » et de « risque » dans la littérature (suite).

Terme	Définition	Référence	Loi / règlement/ ligne directrice	Article scientifique	Des rapports produits par des instances internationales
Risque (suite)	« Des outils d'évaluation des risques doivent être utilisés pour identifier les menaces, leur probabilité, les conséquences et les vulnérabilités de chaque élément de ces systèmes face aux dangers. »	(Roozbahani et al., 2012)		X	
	« Le risque fait référence à la fois à l'estimation de la fréquence de l'occurrence d'un danger particulier et à une certaine considération des conséquences. »	(Foster et al., 2000)		X	
	« Le risque est la probabilité que l'événement dangereux se produise (dans un délai donné), combinée à la gravité des conséquences que le danger peut entraîner. »	(Ministry of Health (MOH), 2018)	X		

4.4 Étude de cas

Six usines de traitement des eaux potables s’approvisionnent en eau à partir des eaux de la rivière des Mille Îles, dans le sud du Québec, pour servir au total plus de 556 000 personnes. Pour répondre aux exigences du RPEP, l’étude de la vulnérabilité des sites de prélèvement de ces usines s’avère complexe en raison du chevauchement de leurs aires de protection intermédiaires (section 4.4.2). Par conséquent, la réalisation conjointe des études de vulnérabilité et de potentiel du risque permet de mieux rentabiliser les efforts et de réduire les coûts des analyses. Dans cette optique, le Conseil des bassins versants des Mille-Îles (COBAMIL) a collaboré avec le centre de recherche, développement et validation des technologies et procédés de traitement des eaux (CREDEAU) de Polytechnique Montréal pour réaliser l’étude de la vulnérabilité de ces six sites de prélèvement gouvernés par les Villes de Laval, Deux-Montagnes, Saint-Eustache, Sainte-Thérèse, Rosemère et Mascouche/Terrebonne (Régie d’aqueduc intermunicipal des Moulins).

4.4.1 Site d’étude

La superficie du bassin versant de la rivière des Mille Îles est de 1052,5 km² (Conseil des bassins versants des Mille-Îles, 2013). Le bassin est situé sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent et chevauche les régions des Laurentides, de Lanaudière et de Laval. Cette rivière parcourt une distance d’environ 40 km. Elle traverse la juridiction de quatre municipalités régionales de comté (MRC) : Deux-Montagnes, Thérèse-De Blainville, Les Moulins et Laval. Elle borde la ville de Laval sur la rive sud et huit municipalités sur la rive nord : Deux-Montagnes, Saint-Eustache, Boisbriand, Rosemère, Lorraine, Bois-des-Filion et Terrebonne. La rivière des Mille Îles est alimentée par le lac des Deux Montagnes, qui est un élargissement de la rivière des Outaouais, et se jette dans la rivière des Prairies. La rivière des Mille Îles est alimentée principalement par les eaux de la rivière des Outaouais. Un minimum de 3% du débit de la rivière des Outaouais alimente la rivière des Mille Îles en période d’étiage⁴ (Brouillette, 2007). En période de crue, cette contribution peut atteindre un pourcentage de 15%. Rarement, la crue du fleuve Saint-Laurent occasionne des niveaux d’eau élevés dans le lac Saint-Louis en comparaison aux rapides de Dorion

⁴ Information basée sur des données de débit de l’année 2001.

et de Sainte-Anne, ce qui engendre la remontée de l'eau du fleuve dans le lac des Deux Montagnes (Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM), 2019). Le régime hydrique de la rivière des Outaouais est très variable et irrégulier. Son réseau hydrographique comporte 19 sous-bassins versants. Du côté québécois, quatre principaux tributaires se jettent dans la rivière des Outaouais : les rivières Gatineau, du Lièvre, Kipawa et Rouge. Du côté de l'Ontario, quatre autres tributaires alimentent la rivière des Outaouais : rivières Madawaska, Montréal, Blanche et Petawawa (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC), 2015). Le bassin versant de la rivière des Outaouais comporte plus de 90 000 lacs.

4.4.2 Approches et procédures

La démarche d'évaluation de la vulnérabilité et des potentiels de risques associés aux éléments susceptibles d'affecter la qualité et la quantité des eaux exploitées est accomplie en suivant sept principales étapes, comme le présente la Figure 4-2.

La première étape (E1) réalisée est la délimitation et la caractérisation du bassin versant du site d'étude, ainsi que la description des sites de prélèvement et des six installations de production d'eau potable. Cette caractérisation est primordiale pour assurer la délimitation des aires de protection pour chacun des sites de prélèvement. En effet, les aires de protection sont les délimitations au sein desquelles un inventaire des menaces doit être effectué et où il est nécessaire de décider de mesures de protection et de conservation à appliquer pour atténuer la vulnérabilité des sites de prélèvement (Prévost et al., 2017a).

Les aires de protection immédiate et intermédiaire sont délimitées (E2) selon la méthodologie décrite aux articles 70 et 72 du RPEP en suivant une méthode basée sur des distances fixes prédéfinies par le règlement (Gouvernement du Québec, 2014) : en amont (500 m et 10 km) et en aval (50 m) du site de prélèvement et des distances de bandes de terre (10 et 120 m) à partir des lignes des hautes eaux sur les rives de la rivière. La délimitation de l'aire de protection éloignée est aussi effectuée en suivant les exigences de l'article 74 du RPEP (Gouvernement du Québec, 2014), et ce, en délimitant le bassin versant du site de prélèvement et la portion de l'aire de protection intermédiaire située à son aval. Une aire de protection « proche éloignée » est également délimitée (E2) afin d'y réaliser un inventaire plus exhaustif des activités anthropiques et des événements potentiels que celui effectué pour le reste de l'aire de protection éloignée. La délimitation de cette

aire de protection est effectuée en fonction des bassins hydrographiques et des caractéristiques du site de prélèvement.

Des bassins de drainage agricoles (BDA) sont par ailleurs délimités (E2) afin de fournir un inventaire des sources de pollution diffuse situées dans les sous-bassins hydrographiques dont les exutoires de tributaires déversent leurs eaux dans les limites des aires de protection intermédiaires. La délimitation des aires de protection « proche éloignée » et des BDA représentent une amélioration de la méthode de délimitation des aires de protection exigée par le RPEP.

Puis, l'évaluation de la vulnérabilité des sites de prélèvement est effectuée (E3) pour six indicateurs : physique (indicateur A), microorganismes (indicateur B), matières fertilisantes (indicateur C), turbidité (indicateur D), substances inorganiques (indicateur E) et substances organiques (indicateur F). Cette évaluation est réalisée selon l'approche décrite à l'article 69 du RPEP (Gouvernement du Québec, 2014). Pour chacun des indicateurs, une à deux méthodes principales sont appliquées pour évaluer le niveau de la vulnérabilité sur une échelle à trois niveaux: faible, moyen et élevé. Ces méthodes sont basées sur des données collectées auprès des responsables d'usines de traitement des eaux potables. Ces données sont disponibles dans les registres des événements survenus au niveau des sites de prélèvement ainsi que sur les données de qualité de l'eau brute et distribuée. En complément à ces méthodes, d'autres méthodes alternatives sont appliquées, tel qu'il est exigé par le RPEP. Ces dernières sont basées sur le jugement des experts et l'occupation du sol en amont des sites de prélèvement. Conformément aux exigences du RPEP, le niveau de vulnérabilité retenu pour chacun des indicateurs (A à F) est celui le plus élevé des différentes méthodes utilisées.

Les aires de protection délimitées sont utilisées pour inventorier les activités anthropiques et les événements potentiels qui présentent des sources ponctuelles et diffuses de pollution pour les sources d'eau potable. Ensuite, l'évaluation de leurs potentiels de risque (E4 et E5) est menée en suivant différentes méthodes. Selon le GUIDE, la méthode à appliquer consiste d'abord à évaluer le niveau de gravité des conséquences associées à chaque activité et événement. Ensuite, il faut estimer la fréquence à laquelle l'activité libère des contaminants dans son cours normal, ou la probabilité que cet événement se produise dans le cas des événements potentiels. Enfin, en combinant les niveaux de gravité des conséquences et la fréquence ou la probabilité, le potentiel

de risque associé à l'activité ou à l'événement est déterminé (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2018).

Cette méthode nécessite la collecte des données qui ne sont pas nécessairement disponibles dans les banques de données municipales, provinciales et fédérales. De telles données concernent, par exemple, le type et la quantité des contaminants susceptibles d'être libérés par des activités anthropiques et des événements potentiels, la capacité de dilution du cours d'eau et les mesures d'atténuation qui ont été mises en place pour limiter la propagation des contaminants vers le site de prélèvement. L'étude de la dispersion et la dilution des contaminants, afin d'estimer leur parcours suite à leur rejet dans un cours d'eau, nécessite une modélisation hydrodynamique. Cette dernière nécessite également de disposer d'une banque de données exhaustive, qui n'est souvent pas disponible.

McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019a) ont développé des méthodes simplifiées pour évaluer le potentiel de risque de certaines activités anthropiques en milieu urbain (stations de récupération des eaux usées, débordement d'eaux usées, terrains contaminés, sites d'entassement de neige) et d'événements potentiels (matières dangereuses entreposées, matières dangereuses en circulation). Ces méthodes sont publiées sous forme de six fiches techniques (McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al., 2019b, 2019c, 2019d, 2019e, 2019f; McQuaid, Madoux-Humery, Touttée, et al., 2019a). Elles sont basées sur les données disponibles dans les banques de données des municipalités et des ministères. Elles ont été appliquées, mais en les adaptant aux caractéristiques du bassin versant de la rivière des Mille Îles et à la spécificité de l'aire de protection « proche éloignée » du chaque site de prélèvement. Des méthodes additionnelles ont, en outre, été développées par Kammoun et al. (2021d) pour évaluer le potentiel de risque d'autres activités (installations septiques, eaux pluviales, activités agricoles, exploitations forestières, terrains de golf) et des événements (feux de forêt, rupture des barrages) non abordés dans les fiches de McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019a). Les résultats de l'évaluation du potentiel de risque associé aux menaces de déversements accidentels d'oléoducs sont tirés des travaux de Barrette (2018) et Kammoun, Barrette, et al. (2020).

Subséquentement, un inventaire des affectations du territoire qui chevauchent les aires de protection de chacun des sites de prélèvement est assuré (E6) afin de répondre aux exigences énumérées aux paragraphes 4 et 5 du premier alinéa de l'article 75 du RPEP (Gouvernement du Québec, 2014).

Cet inventaire a permis d'identifier les affectations qui représentent une menace pour la qualité et/ou la quantité des eaux exploitées par le prélèvement, ainsi que les affectations qui contribuent à leur protection.

Toutes ces étapes ont nécessité une collecte et une demande des données nécessaires auprès des responsables d'usines de traitement des eaux potables, des six municipalités partenaires signataires, mais également des municipalités partenaires non-signataires, les MRC, le ministère de l'environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) et le ministère des Affaires municipales et de l'habitation (MAMH). Les données collectées couvrent une période de cinq ans tel que requis par le RPEP. La collecte des données a mobilisé les responsables des différents niveaux de la hiérarchie des acteurs de l'eau au Québec. La structure organisationnelle de ces acteurs est organisée de plus haut à plus faible niveau des responsabilités comme suit : les ministères à l'échelle provinciale, les MRC, les municipalités, les organismes de bassins versants (OBV) et les responsables d'usines de traitement des eaux potables. Finalement, l'identification des causes probables des problèmes avérés est effectuée (E7) conformément aux exigences de l'article 75 du RPEP, et ce, en identifiant les causes naturelles ou anthropiques des problèmes associés à chacun des indicateurs (A à F) présentant un niveau de vulnérabilité moyen ou élevé.

La Figure 4-2 illustre les principaux responsables de chacune des étapes de cette approche (en dessous de chaque étape). Toutefois, toutes les étapes ont exigé une collaboration étroite entre l'équipe de l'organisme de bassin versant et l'équipe des chercheurs scientifiques. Cette collaboration est essentielle pour la planification stratégique, le développement des méthodes, le partage des connaissances, la collecte des données, la gestion et le traitement des données, la diffusion de l'information, la planification des réunions avec les collaborateurs municipaux signataires et non signataires, la rédaction des livrables, etc.

Les résultats de ce projet sont répertoriés dans six rapports d'étude de vulnérabilité qui ont été soumis et acceptés par le MELCC en date du 1^{er} avril 2021 (Kammoun et al., 2021a, 2021b, 2021c, 2021d, 2021e, 2021f).

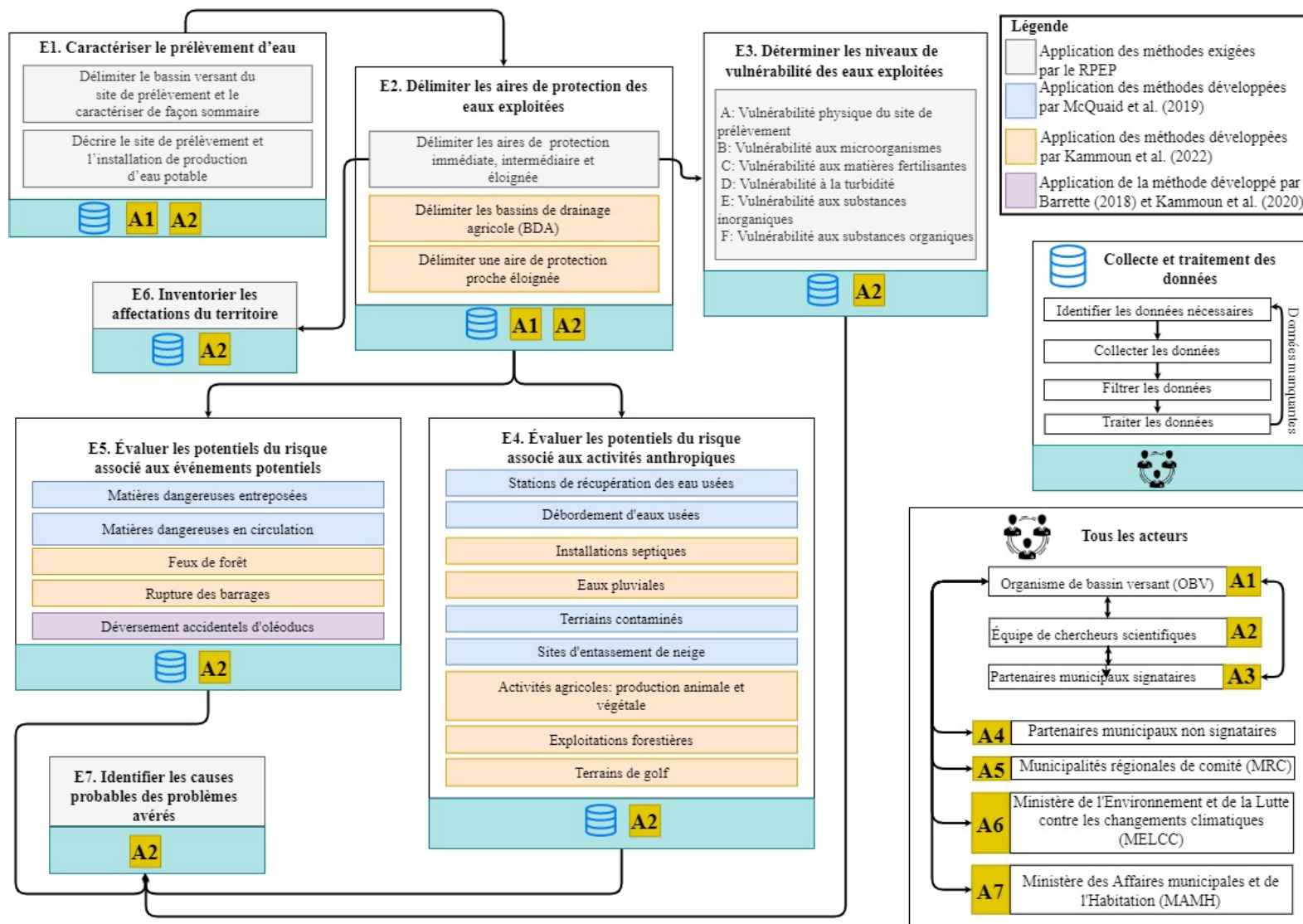


Figure 4-2 Schéma de l'approche globale d'étude de la vulnérabilité et d'évaluation des potentiels de risque des menaces pour les sources d'eau potable.

4.5 Leçons apprises et recommandations

Cette section présente les principales leçons apprises tirées de toutes les phases du projet, ainsi que des recommandations de bonnes pratiques en vue des mises à jour quinquennales des rapports d'étude de vulnérabilité des municipalités québécoises. Ces recommandations sont adressées aux responsables d'usines de traitement des eaux potables, organismes de bassins versants (OBV), aux municipalités, aux MRC et au MELCCFP pour contribuer à améliorer le RPEP et son application.

4.5.1 Collecte et traitement des données

La clarté de la structure et des rôles planifiés entre l'équipe de l'organisme de bassin versant et l'équipe des chercheurs scientifiques de CREDEAU constituent un facteur clé dans le processus de collecte des données. Cela contribue à l'accélération du processus d'exécution du projet, ainsi qu'à la prise de décision.

La collecte des données est facilitée par une réflexion spécifique sur le résultat à obtenir dès le démarrage du projet. En effet, l'équipe des chercheurs est focalisée sur le développement de nouvelles méthodes à utiliser dans le cadre du projet et sur l'identification des données nécessaires. L'équipe de l'organisme de bassin versant a joué le rôle d'intermédiaire entre l'équipe des chercheurs et les parties prenantes pour collecter ces données. Cette coordination et la bonne répartition des tâches ont permis de bien focaliser les efforts et ont rendu le projet plus fluide et cohérent. Il est à noter qu'un système de contrôle automatisé entre l'équipe de l'organisme de bassin versant et les chercheurs, non établi lors de cette première étude, pourrait permettre de mieux suivre le processus de collecte des données.

Le concept de collaboration avec les parties prenantes n'est pas détaillé dans le règlement et dans le GUIDE. Ceci peut contribuer au défi de mobilisation de l'implication des responsables concernés dans la phase de collecte des données dès le début de la démarche. En outre, le partage des données sensibles et confidentielles entre les municipalités pose également un défi. Cela nécessite un investissement important en temps et en ressources pour planifier des réunions et des séances d'informations afin de mieux justifier la pertinence de la collaboration participative. Il est donc essentiel que l'application du RPEP implique une collaboration entre les acteurs tout en instaurant

un esprit de confiance et de transparence et sans nécessairement partager le pouvoir décisionnel entre eux, soit un processus de concertation. Ce processus est défini comme un engagement volontaire et autonome de production collaborative de questions, de points de vue, d'objectifs ou d'activités communes tout en instaurant un discours transversal entre les participants (Emond, 2015; Gangbazo, 2011b). Cette concertation se fonde principalement sur des contrats à obligations morales avant même qu'elles ne soient des obligations légales (Choquette et al., 2005).

La collecte des données auprès des organismes gouvernementaux est également complexe en raison des dispositions strictes requises par la Loi sur l'accès aux documents des organismes publics et sur la protection des renseignements personnels (RLRQ, chapitre A-2.1) (Gouvernement du Québec, 1982). Ces exigences mènent à un échec du partage des données consignées dans les plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF) qui sont encadrés par le Règlement sur les exploitations agricoles (Gouvernement du Québec, 2002b), ainsi que les données inscrites dans les registres de pesticides qui répondent aux exigences réglementaires du Code de gestion des pesticides pour les producteurs agricoles (Gouvernement du Québec, 2003). Ces données sont nécessaires pour l'étude du potentiel de risque associé aux activités agricoles. Pour cette raison, une méthode simplifiée est développée par Kammoun et al. (2021d) qui se base sur les seules données disponibles relatives à l'occupation du sol, aux types de cultures et aux types de bétails.

La phase de collecte des données ne se limite pas uniquement à la demande, mais elle est beaucoup plus complexe. Cette complexité réside dans la grande variabilité des sources de données et leurs formats (PDF, Excel, données géographiques vectorielles, données communiquées par courriel et lors des réunions, données inscrites dans des registres). Certaines cartes sont obtenues en format PDF, comme les cartes des réseaux d'égout municipaux de certaines villes, les bassins de drainage urbains et les schémas d'aménagement et de développement. D'autres données sont obtenues dans un format de feuille de calcul Excel (données sur les installations septiques). Ces formats de données nécessitent un géotraitement manuel dans un système d'information géographique (ArcGIS) afin de les convertir en format raster. Les cartes et les données géospatiales requièrent un prétraitement dans la majorité des cas, notamment le géoréférencement, le nettoyage et l'intégration.

Le manque de données contribue également à la complexité du projet. Dans certains cas, il est nécessaire d'écarter certaines analyses, comme celles relatives aux ruptures potentielles de canalisations d'eaux usées. Dans d'autres cas, des méthodes d'évaluation des risques sont élaborées sur la base des données accessibles uniquement (Kammoun et al., 2021d; McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al., 2019b, 2019c, 2019d, 2019e, 2019f; McQuaid, Madoux-Humery, Touttée, et al., 2019a). Même avec le développement de ces nouvelles méthodes, l'évaluation du potentiel de risque n'est pas possible pour certains éléments en raison du manque de données liées à l'une des variables d'entrée. À titre d'exemple, lors de l'évaluation du potentiel de risque associé aux débordements des eaux usées, il est nécessaire d'utiliser des données représentant certaines caractéristiques des réseaux d'égout (McQuaid, Madoux-Humery, Touttée, et al., 2019a), telles que le diamètre des conduites, la superficie drainée, la distance entre le point de rejet et la prise d'eau, le nombre de la population dans la zone de drainage, ainsi que la durée et la fréquence de débordement de l'ouvrage de surverse. En appliquant cette approche déterministe, l'absence d'au moins une de ces données conduit à exclure l'étude de l'ouvrage de surverse qui y est associée. Cependant, il est indispensable de procéder à une évaluation du potentiel du risque, même estimative, associé à tous les ouvrages de surverses situés en amont d'un site de prélèvement.

4.5.1.1 Recommandations pour la collecte et le traitement des données

Les recommandations découlant de l'expérience acquise au niveau de la collecte des données sont les suivantes :

- Il est essentiel de créer une stratégie efficace de gestion des données en instaurant un processus commun de stockage, de classification et de révision des données, et ce dans une seule interface tout en contrôlant l'accès à cette dernière.

Le portail des connaissances sur l'eau (PCE) pourrait être une interface adéquate pour répondre à cette recommandation. Le PCE est une plateforme extranet collaborative gérée par le MELCCFP qui rassemble une grande quantité de données relatives à l'eau (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC), 2022b). Ces données sont collectées auprès des acteurs gouvernementaux et non gouvernementaux. Un des outils du PCE, l'Atlas de l'eau, est une application géoréférencée qui permet d'afficher l'ensemble de ces données et qui

pourrait également ajouter les délimitations des BDU, BDA et aire « proche éloignée ». En revanche, les données sensibles et confidentielles telles que la fréquence et la durée de débordement des ouvrages de surverses, ainsi que les codes d'utilisation des biens-fonds (CUBF) associés à l'utilisation foncière du Québec, ne sont pas disponibles dans cette plateforme. Il serait donc intéressant d'adapter cette interface pour avoir un accès sécurisé et contrôlé pour les intervenants responsables des études de vulnérabilité et de risque au Québec.

- Générer des lignes directrices et des recommandations par le MELCCFP pour renforcer l'engagement des municipalités non-signataires situées dans les aires de protection des sites de prélèvement à l'égard des finalités du projet et pour encourager une collaboration commune. Cette collaboration aboutit à améliorer la qualité des eaux de surface dans l'ensemble du bassin versant. Elle permet par conséquent aux municipalités non-signataires de bénéficier d'une économie sur le coût des équipements et des produits chimiques nécessaires au traitement de l'eau potable. Ces économies peuvent se chiffrer en millions de dollars, comme l'a évoqué Gangbazo (2009) : le développement de nouvelles activités agricoles et industrielles dans trois bassins versants de Wilmington, Danville et Decatur, aux États-Unis, a entraîné l'investissement entre 5 et 38 millions de dollars pour installer de nouveaux systèmes d'ozonation et de traitement des contaminants chimiques. En outre, l'amélioration de la qualité des eaux de surface permet aux municipalités d'un bassin versant qui sont responsables des usines de traitement des eaux potables d'adhérer au Programme d'excellence en eau potable (PEXEP). Ce programme permet de gagner la confiance des citoyens et des organismes de contrôle au Québec, en raison de la robustesse des indicateurs de performances prévus par ce programme qui dépassent ceux exigés par la réglementation québécoise (Réseau Environnement, 2022). Le programme PEXEP est encadré par Réseau Environnement en collaboration avec le programme Partnership for Safe Water, qui a été fondé par l'American water Works Association (AWWA). Une autre piste de solution serait une aide financière additionnelle, dans le cadre du programme pour *une protection accrue des sources d'eau potable* (PPASEP) et du programme pour *l'élaboration des plans de protection des sources d'eau potable* (PEPPSEP), pour les municipalités situées dans les aires intermédiaires qui ne sont pas assujetties au RPEP. Cet indicatif, renforcé en cas de partenariat, permettrait (1) d'obtenir plus de données et de garantir une plus grande fiabilité des rapports d'analyse de la vulnérabilité et (2) de

maximiser la concertation entre toutes les municipalités pour lesquelles des menaces ont été identifiées dans les rapports d'analyse de la vulnérabilité.

- Effectuer une analyse du potentiel de risque à l'aide des outils d'analyses qui prennent en charge l'intégration de différents types de données dans le même système et supportent le manque de données.

- Informatiser les enregistrements des événements historiques survenus aux sites de prélèvement afin de faciliter la collecte de ces données, qui sont nécessaires pour l'évaluation de la vulnérabilité aux six indicateurs (section 4.4.2).

4.5.2 Les aires de protection

La délimitation des aires de protection des sites de prélèvement est une étape essentielle pour assurer l'inventaire des menaces qui pourraient affecter la qualité des eaux de prélèvement. Comme mentionné dans la section 4.4.2 de ce chapitre, la méthode règlementaire de délimitation des aires de protection immédiate et intermédiaire est basée sur des distances fixes. Cette méthode est facile et simple à appliquer, mais elle n'est pas efficace et nécessite une amélioration au niveau de la définition des distances de délimitation.

Dans un milieu urbain, il est jugé que l'inventaire des activités anthropiques et des événements potentiels sur une bande de terre de 10 et 120 m est insuffisant et ne représente pas la quantité et le type de contaminants réellement rejetés dans les limites des aires immédiate et intermédiaire du site de prélèvement. Dans les travaux de McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019a), il est démontré qu'il est fondamental d'inclure les menaces inventoriées dans les bassins de drainage urbains (BDU) unitaires, pseudo-séparatifs et pluviaux dont les émissaires de rejet sont situés dans l'aire immédiate et intermédiaire.

Les aires de protection des six sites de prélèvement entrecoupent de petites et grandes municipalités dont les ressources humaines et financières sont bien différentes (section 4.5.5). Le défi est donc de disposer de toutes les données associées aux BDU, notamment leurs limites et les diamètres des émissaires. Les petites municipalités ne sont pas nécessairement dotées d'un géomaticien ou d'une équipe de spécialistes en géomatique pour élaborer des cartes géoréférencées intégrales et prêtes à

être utilisée pour l'évaluation du potentiel de risque. Pour cette raison, dans ce projet, nous avons délimité une aire de protection « proche éloignée » qui comprend tout le milieu urbain en amont des bandes de terre de 10 et 120 m (section 4.4.2). Grâce à cette délimitation, l'inventaire dans les BDU est remplacé par un inventaire exhaustif des menaces dans l'aire « proche éloignée ». Cette démarche est considérée comme incrémentale visant à s'adapter aux données disponibles au moment de l'analyse.

Suivant le même principe des BDU, mais en milieu agricole et forestier, il est nécessaire de délimiter des bassins versants où le lessivage des eaux de pluie entraîne le ruissellement d'eaux contaminées dans leurs tributaires qui se jettent dans la rivière des Mille-Îles.

Les aires de protection éloignée des six sites de prélèvement s'étendent jusqu'au bassin versant de la rivière des Outaouais. Cependant, selon les exigences du RPEP, la délimitation de cette aire est limitée au territoire du Québec, excluant la partie ontarienne. Cette délimitation ne permet pas d'obtenir un résultat qui couvre la totalité des menaces qui pourraient réellement affecter la qualité des eaux de prélèvement. Si on prend l'exemple des laboratoires nucléaires de Chalk River, ils n'ont pas été inclus dans cette étude en raison de leur géolocalisation du côté ontarien de la rivière des Outaouais. Il est estimé complexe d'inclure un inventaire et une analyse des menaces situées dans des zones transfrontalières en raison de la nécessité de constituer une alliance coopérative et un modèle de partage des données sensibles. Cela nécessite des collaborations et des engagements intergouvernementaux.

4.5.2.1 Recommandations pour la délimitation des aires de protection

Les recommandations découlant de l'expérience acquise au niveau de la délimitation des aires de protection sont les suivantes :

- Il est essentiel de soutenir les petites municipalités dans la réalisation des cartes géoréférencées de leur réseau d'égouts. L'expertise des chercheurs scientifiques est jugée comme étant indispensable pour générer ces cartes.
- Il est indispensable de réviser l'approche de délimitation des aires de protection exigée par le RPEP pour y intégrer les terrains drainés en amont des bandes de terre de 10 et 120 m. L'approche

proposée devrait être applicable dans un milieu fortement urbanisé tout en comprenant des terres agricoles et forestières pour représenter la réalité du territoire québécois.

- Il est recommandé d'élaborer un modèle de collaboration transfrontalière pour faciliter la collecte des données sensibles associées aux activités anthropiques et aux événements potentiels inventoriés en Ontario.

4.5.3 Vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable

La vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable est réalisée pour six indicateurs séparément, comme détaillée dans la section 4.4.2 de ce présent chapitre. Cette méthode, exigée par le RPEP, ne permet pas d'avoir une vision globale du niveau de vulnérabilité d'un site de prélèvement. La combinaison de tous les indicateurs en un seul indice est jugée nécessaire pour avoir une image de synthèse des niveaux de vulnérabilité des sources d'eau potable au Québec, et donc pour une meilleure gestion intégrée par bassin versant.

Dans la perspective de la conception d'un indice de vulnérabilité global, il est par ailleurs pertinent de s'inspirer des indices de qualité des eaux qui ont été développés au Canada : Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCMEWQI), British Columbia Water Quality Index (BCWQI) and Oregon Water Quality Index (OWQI) (Bharti N. et al., 2011). Cet objectif a également préoccupé les chercheurs scientifiques à l'échelle mondiale. Différentes méthodes ont été suivies pour développer un indice de vulnérabilité (Cai et al., 2017; Yan Chen et al., 2018; Chung et al., 2016; Goharian et al., 2017; Shabbir et al., 2016; Sikder et al., 2015; F. Sun et al., 2016). Ces méthodes varient d'un pays à l'autre et d'une région à l'autre. Les principaux facteurs qui influencent cette variation sont leur champ d'application en termes de gestion des ressources en eau, le jugement des experts et la disponibilité des données. Certaines méthodes ne prennent en compte que le système physique du bassin versant, la qualité et la quantité des eaux de surface (Sikder et al., 2015). Pour une étude intégrée de la vulnérabilité, d'autres méthodes combinent les composantes socio-économiques et institutionnelles avec le système physique (Goharian et al., 2017; Plummer et al., 2013; Shabbir et al., 2016). Les indicateurs utilisés dans la méthode requise par le RPEP ne comprennent que les composantes du système physique, ainsi que la qualité et la quantité des sources d'eau potable.

Les indices de vulnérabilité des sources d'eau potable développés par les chercheurs sont applicables à l'échelle communautaire (Plummer et al., 2013), d'une localité ou d'une région (Chung et al., 2016), d'autres sont applicables à une plus grande échelle, soit nationale (Cai et al., 2017), soit mondiale (Yan Chen et al., 2018; Sikder et al., 2015). Dans le cas du RPEP, la méthode d'évaluation de la vulnérabilité n'est applicable qu'à l'échelle provinciale en raison de la nécessité d'utiliser les résultats d'analyse de l'eau requis par le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP), qui est spécifique pour le Québec (Gouvernement du Québec, 2020b).

Certaines études de la vulnérabilité des sites de prélèvement mettent l'accent sur la demande en eau pour évaluer le niveau de pénurie d'eau potable. D'autres études, en revanche, se concentrent sur la détérioration de la qualité de l'eau brute pour en préciser le niveau de vulnérabilité. Une étude est considérée comme complète et intégrale si elle combine les indicateurs de qualité et de quantité pour calculer un indice de vulnérabilité global (Alessa et al., 2008; Cai et al., 2017; Chaves et al., 2006; Yan Chen et al., 2018; Chung et al., 2016; Huang et al., 2009; Lawrence et al., 2002; F. Sun et al., 2016). Dans le cadre de ce projet, l'évaluation de la vulnérabilité physique des sites de prélèvement a été réalisée par Leveque (2020) en combinant la vulnérabilité sur le niveau de l'eau et sur la demande en eau.

Dans l'optique des changements futurs, notamment les changements climatiques, le facteur définissant l'exposition des sources d'eau potable aux risques futurs est à inclure dans l'étude de la vulnérabilité (Yan Chen et al., 2018; Goharian et al., 2017; Padowski et al., 2014; Xia et al., 2016). Cela soulève l'intérêt de développer des plans d'action permettant de réduire la vulnérabilité globale des sources d'eau potable.

4.5.3.1 Recommandations pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux exploitées

Les recommandations découlant de l'expérience acquise au niveau de l'étude de la vulnérabilité des eaux exploitées sont les suivantes :

- Développer un indice global de vulnérabilité qui inclut des indicateurs de qualité et de quantité des eaux disponibles afin de fournir un portrait général permettant de prioriser les sites de prélèvement les plus vulnérables à l'échelle provinciale.

- Inclure les composantes socio-économiques et institutionnelles dans l'étude de vulnérabilité afin de promouvoir une étude intégrée. Une évaluation interdisciplinaire et intégrative supporte d'une part les nombreuses formes de risque et permet d'autre part leur intégration dans la prise de décision et la gestion des sources d'eau potable. Cette gestion intégrée est considérée explicite, transparente et durable (Hodgson et al., 2019).
- Inclure les changements climatiques dans l'étude de la vulnérabilité des sources d'eau potable.

4.5.4 Risques liés aux activités anthropiques et événements potentiels

La méthode d'évaluation du potentiel de risque associé aux activités anthropiques et aux événements potentiels exigée par le RPEP suit une approche largement connue dans le monde : la matrice des risques, qui combine la gravité des conséquences avec la fréquence ou la probabilité de libération des contaminants (section 4.4.2). Comme le reporte la revue de Prévost et al. (2017a), l'Alberta, la Colombie-Britannique et la Nouvelle-Écosse utilisent également une matrice de risque pour analyser les risques dans le cadre de protection de leurs sources d'eau potable. Dans le contexte québécois, l'application de cette approche nécessite une panoplie de données comme le type, la quantité et la fréquence de libération des contaminants. Or, ce type des données n'est certainement pas disponible. Ainsi, l'application de cette approche a révélé un décalage entre la théorie et la pratique. Grafton et al. (2017) ont montré que la méthode de matrice des risques présente une importante lacune lorsqu'elle multiplie une conséquence élevée à une probabilité qu'un événement rare se produise. Cette multiplication génère le même résultat qu'un événement qui se produise à une fréquence élevée et qui entraîne des conséquences mineures.

En cas de données manquantes, il est préférable d'analyser les risques au cas par cas. En effet, les méthodes développées par Kammoun et al. (2021d) et McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019a) comblent les lacunes de mise en application des méthodes requises par le RPEP. Ces méthodes sur mesure sont développées sur la base de recherches scientifiques tout en gardant leur application simple par toutes les municipalités du Québec. Des règlements, articles, rapports scientifiques et littératures grises sont utilisés pour assurer ces nouvelles méthodes. Ces dernières font preuve de moins de subjectivité, tout en considérant les mêmes aspects requis par le règlement et en exploitant exclusivement les données disponibles dans les bases de données provinciale et

fédérale. Un des principaux défis rencontrés lors du développement des nouvelles méthodes est de définir l'exposition des sites de prélèvement aux contaminants sans effectuer de modélisation hydrodynamique. Ceci est traduit en fonction de la localisation des sources de menaces et le débit d'étiage de la rivière, ce qui est un atout pour une première version de l'évaluation de la vulnérabilité.

Les nouvelles méthodes appliquées dans ce projet permettent de mieux cerner les principales sources de risque dans le bassin versant. Ces résultats sont nécessaires pour poser les bonnes questions et développer un plan d'urgence pour les majeures sources de risques.

L'évaluation des risques est un processus d'apprentissage qui est lié aux contextes réglementaires et pratiques. Les méthodes développées par Kammoun et al. (2021d) et McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019a) sont en cours d'être affinées à la lumière de l'expérience pour les itérations futures. En effet, ces méthodes appliquées pour répondre aux exigences du RPEP suivent une approche déterministe qui est basée sur un seul scénario de risque. Cette approche est basée sur un ensemble de variables sans tenir compte de la dépendance causale entre elles.

Les résultats d'inventaire des activités anthropiques et des événements potentiels et de l'évaluation du potentiel de risque montrent que les sources de menaces ne sont pas forcément localisées uniquement dans les limites administratives de la commune qui gère l'usine de traitement de l'eau potable et son site de prélèvement. Cependant, diverses sources des menaces sont inventoriées dans des municipalités en amont qui entrecoupent les aires de protection intermédiaire et éloignée des sites de prélèvement. Donc, ces municipalités sont responsables de la contamination des sources d'eau potable en aval. Face à ce constat, il est intéressant d'avoir conscience que l'écoulement de l'eau ne suit pas les limites administratives, les responsabilités ne doivent donc pas se limiter aux frontières municipales.

La gestion des risques liés à certaines menaces est administrée par plusieurs réglementations et cela est dû au fait qu'une menace peut présenter différents types de risques sur les récepteurs. Prenons l'exemple des activités agricoles : elles présentent un risque pour les travailleurs (exposition aux pesticides lors de la manipulation), le public (exposé à ces contaminants par contact direct lors de leur utilisation des eaux récréatives, par voie digestive (aliments et eau potable)) et l'environnement

(les poissons). Cette activité anthropique est visée directement ou indirectement par une panoplie de règlement comme : le Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (Gouvernement du Québec, 2020a), Règlement sur les exploitations agricoles (Gouvernement du Québec, 2002b), Règlement d'application de la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (Gouvernement du Québec, 2016), Règlement sur les permis et les certificats pour la vente et l'utilisation des pesticides (Gouvernement du Québec, 2018), Règlement sur la qualité de l'eau potable (Gouvernement du Québec, 2020b), Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (Gouvernement du Québec, 2014) et les règlements de zonage et d'urbanisme. Pour répondre aux exigences de toutes ces réglementations, les acteurs de l'eau mentionnés ci-dessous doivent partager les responsabilités :

- Le gouvernement du Québec : MELCC, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT), Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS), Ministère de la Sécurité publique (MSP);
- Le milieu municipal : municipalités régionales de comté (MRC), municipalités locales, communautés métropolitaines;
- Les organismes nationaux : regroupement des organismes de bassins versants du Québec (ROBVQ), union des producteurs agricoles (UPA), conseil québécois de l'eau, groupes ou organismes environnementaux, groupe de recherche;
- Les organismes locaux : les organismes de bassins versants (OBV), les tables de concertation régionales (TCR), les comités de zones d'intervention prioritaire (ZIP), les club-conseils en agro-environnement, les fédérations de l'UPA régionales, les syndicats locaux de l'UPA;
- Les usagers de l'eau : les entreprises et commerces agricoles, les travailleurs et intervenants du milieu agricole.

Ce concept, qui nécessite l'implication conjointe de plusieurs acteurs pour se conformer aux différentes réglementations et pour préserver les sources d'eau potable, est également à considérer pour toutes les autres menaces inventoriées en amont des sites de prélèvement. Pour réussir la

collaboration entre tous ces acteurs de l'eau et avoir des retombées concrètes, il est intéressant d'avoir une cohérence dans la réglementation des risques et l'attribution des pouvoirs législatifs. Cette collaboration est complexe. Elle nécessite une synchronisation et un alignement de la collaboration sur des objectifs à vocation à la fois économiques, écologiques, environnementaux et sociaux.

4.5.4.1 Recommandations pour l'évaluation des risques

Les recommandations découlant de l'expérience acquise au niveau de l'étude des potentiels de risque sont les suivantes :

- La revue de différentes approches d'études de risque par Prévost et al. (2017a) suggère que la modélisation hydrodynamique peut être utile pour prédire le temps de trajet d'un rejet vers le site de prélèvement. Par conséquent, il est recommandé d'inclure la modélisation et l'évaluation des temps de parcours des contaminants dans les versions ultérieures des études du potentiel de risque si ces modèles sont disponibles.
- Pour protéger les sources d'eau potable, il est important de mettre en application la gestion intégrée de l'eau par bassin versant (GIEBV) en faisant appel à une collaboration entre les acteurs de l'eau et de les encourager à utiliser les résultats d'études de vulnérabilité dans la gestion des ressources en eau. En effet, la GIEBV est instaurée au Québec à la suite de l'adoption de la Politique nationale de l'eau en 2002 (Ministère de l'environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2022a) et elle opte pour une gouvernance de l'eau basée sur une vision globale et commune (Emond, 2015). La GIEBV se traduit par l'inclusion des nombreux acteurs de l'eau dans la prise de décision et de leur application pour susciter une meilleure utilisation des ressources en eau, préserver les écosystèmes hydriques, terrestres et ripariens, ainsi que garantir le développement économique et social (Gangbazo, 2011b). Le plan directeur de l'eau (PDE) est une planification territoriale stratégique d'une zone de gestion intégrée de l'eau par bassin versant (ZGIEBV) à l'égard de la conservation durable de la ressource en eau. Le PDE est élaboré par les OBV selon un processus de concertation et implique la participation volontaire des acteurs de l'eau de la ZGIEBV. Le PDE recense les priorités définies par les acteurs de l'eau concertés du territoire et les objectifs qu'ils souhaitent atteindre pour la conservation durable des

ressources en eau afin de consolider les usages actuels et futurs à pérenniser. Un plan des actions que les acteurs décideront de mettre en œuvre sera également préparé afin de contribuer à l'avancement de l'atteinte des objectifs (MELCC, 2022). De plus, après la mise en application du RPEP, des plans d'action seront préparés sur la base des résultats des menaces qui présentent un potentiel de risque de moyen à élevé. Les plans d'action du PDE et du RPEP touchent tout le bassin versant, autrement dit, ces deux plans d'action nécessitent la collaboration de tous les acteurs de l'eau pour atteindre leurs objectifs. Cela va apporter un dédoublement d'effort. Il est donc intéressant de céder aussi la responsabilité de préparation des plans d'action qui découlent du RPEP aux organismes de bassins versants afin de bénéficier d'une cohérence entre tous les plans d'action. Par conséquent, la collaboration entre les acteurs de l'eau et les organismes de bassins versants pour protéger les sources d'eau potable ne devraient pas être une volonté participative. Elle doit être règlementée.

- La gestion des ressources en eau est une responsabilité commune qui interpelle les municipalités et les MRC. Il est donc important de se servir des résultats de l'évaluation du potentiel de risque lors de la préparation des schémas d'aménagement et de développement (SAD). Cela permet d'influencer fortement la qualité des eaux de surface dans tout le bassin versant, mais aussi de gérer durablement les sources d'eau potable. Cette approche de gestion des lotissements urbains basée sur le risque permet de ne pas dépasser la capacité totale du bassin versant et des ressources.

- Les responsables municipaux d'un bassin versant doivent collaborer pour limiter les rejets des contaminants dans les eaux de surface. Idéalement, cela se fait sur la base d'une expertise scientifique et technique. Il est recommandé que le plan d'action qui sera élaboré à la suite des études de la vulnérabilité et d'étude des potentiels de risque soit aligné avec les orientations et les objectifs mentionnés dans la Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030 (Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2018). Ce contexte permettra de renforcer la collaboration entre toutes les municipalités de l'ensemble du bassin versant tout en soutenant des activités économiques, écologiques, environnementales et sociales. Les actions à entreprendre doivent principalement présenter un avantage économique pour les municipalités pour pouvoir les convaincre facilement à échanger et collaborer avec les gouvernements pour mettre en œuvre toutes les actions nécessaires.

En effet, il faut accorder une attention particulière aux contributions des municipalités pour assurer un processus de pensée intégrative en intégrant des pensées multidisciplinaires. Ceci permet de stimuler la recherche de perspective et mettre en faveur une collaboration résiliente.

- La gouvernance de l'eau partagée nécessite la participation d'un grand nombre d'acteurs gouvernementaux et non gouvernementaux. La gestion de la collaboration entre tous ces acteurs présente un grand défi en termes d'organisation, responsabilités attribuées, pouvoir, ressources financières et humaines et connaissances. Pour réussir l'encadrement de cette collaboration, il est intéressant de bien définir les règles de conduite de gouvernance dans une loi codifiée. Cette loi doit détailler les principes de gouvernance de l'eau partagée, le fonctionnement, les responsabilités et le pouvoir de chacun des acteurs de l'eau.

4.5.5 Ressources humaines et financières

Le projet des études de vulnérabilité et du potentiel de risque nécessite des compétences multidisciplinaires: (1) la science de l'information géographique (collecte, traitement et analyse des données géographiques, diffusion des résultats), (2) des connaissances du cadre juridique et réglementaire concernant l'eau (gouvernance de l'eau) et (3) des connaissances de l'ingénierie et des sciences de l'eau. Il nécessite également une bonne connaissance des caractéristiques de la zone d'étude. Toutes ces compétences sollicitent l'implication des collaborations inter-organisationnelles et inter-juridictionnelles, ce qui entraîne la participation de plusieurs responsables et parties prenantes, notamment des fonctionnaires, des experts techniques et des chercheurs scientifiques. Ceux-ci constituent un bon consortium pour la réussite de ce projet.

Le rôle de l'équipe technique de l'organisme de bassin versant dans ce projet est primordial et d'un grand intérêt en raison de leur bonne connaissance de l'ensemble du territoire d'étude. Leurs connaissances ont principalement été acquises lors de l'élaboration du plan directeur de l'eau (PDE), qui dresse un portrait du territoire de l'organisme de bassin versant, des usages de l'eau, de l'état et des problèmes liés aux sources d'eau potable, des causes et de leurs conséquences (Conseil des bassins versants des Mille Îles, 2014). De même, la précieuse expertise de coordination de cet organisme de concertation et la richesse de son réseau facilitent les opérations de gestion et de la collecte des données, ainsi que la communication de l'information nécessaire durant toutes les

étapes du projet. Cependant, les ressources financières de cet organisme sont estimées limitées, ce qui entraîne une conséquence sur le nombre d'employés disponibles pour gérer l'ensemble des projets dans le cadre de la gestion intégrée de l'eau.

En effet, ce projet a été financé par des financements mixtes. Une partie est octroyée par le MELCC dans le cadre du programme pour une protection accrue des sources d'eau potable (PPASEP) (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2022c). Le reste du financement est assuré par les six partenaires municipaux. Le budget du projet, d'une durée de quatre ans, devient plus contraignant à la fin de sa réalisation, dans la mesure où le budget est restreint pour rémunérer de nouveaux professionnels (deux géomaticiens et un associé de recherche). L'implication de ces derniers est pertinente pour concrétiser et clôturer le projet dans le délai imparti.

Ce projet étant une première au Québec, sa mise en pratique s'est appuyée sur l'expertise préalable des chercheurs scientifiques et les réflexions menées collectivement plutôt que sur l'application théorique du RPEP. L'implication de ces chercheurs est requise en raison de la nécessité de développer de nouvelles méthodes d'évaluation du potentiel de risque adaptées à la spécificité du territoire et du règlement au Québec. L'étude des risques pour les sources d'eau potable est un processus en évolution continue qui implique la pratique, la recherche, l'amélioration et l'apprentissage. L'équipe de chercheurs impliqués dans ce projet fait sa part dans le déploiement de ce processus en apportant une nouvelle compréhension des raisons qui motivent l'adaptation du RPEP. La contribution de ces chercheurs représente un réel avantage pour le gouvernement dans la mesure où ce dernier peut profiter du savoir-faire et des connaissances techniques et scientifiques de pointe, tout en rassemblant les contributions des parties prenantes sur des problèmes particuliers sans avoir recours à une étude coûteuse. L'importance d'implication des chercheurs scientifiques dans la gestion des ressources en eau est supportée par Medema et al. (2008), et ce, en montrant que les études d'évaluation novatrices sont nécessaires à long terme pour une bonne gestion intégrée des ressources en eau, ainsi que pour la gestion adaptive.

Les équipes de recherche universitaires disposent des approches adéquates et d'une continuité dans la recherche qui permettent une meilleure mise en valeur de l'information et sa communication avec les gestionnaires de l'eau. Dans la gestion des bassins versants, il est indispensable et

fondamental de faire appel à des connaissances scientifiques adéquates et utiles pour prendre des décisions bien fondées (Y. Liu et al., 2008).

En effet, cette collaboration avec les chercheurs pose des défis en matière de capacité à diffuser une information transparente et des données de qualité. Il était essentiel d'utiliser un langage commun pour assurer la vulgarisation scientifique.

Le projet nécessite également des engagements de la part des responsables des usines de traitement des eaux potables et des fonctionnaires dans les villes pour collecter les données nécessaires à l'étude de vulnérabilité et de risque, comme le souligne la section 4.4.2. Les défis rencontrés à cet égard peuvent être résumés en termes de format et de qualité des données fournies, ainsi que les délais de réponses. Cela varie en fonction des ressources de chacune des autorités sollicitées : certaines ne disposent pas des données complètes et informatisées, ce qui est nécessaire pour faciliter et accélérer le traitement des données. Comme discuté à propos la collecte des données dans la section 4.5.1, ce ne sont pas toutes les villes partenaires signataires et non-signataires qui disposent des données géoréférencées prêtes à être utilisées sur un système d'information géographique. Cet inconvénient s'explique par les ressources humaines et financières limitées dont disposent certaines de ces villes.

Ce projet permet de distinguer une différence fondamentale entre la collaboration avec une petite et une grande municipalité. Ces dernières ont la capacité d'allouer plus de ressources que les petites municipalités. En effet, les grandes municipalités ont souvent des structures organisationnelles plus complètes. Plus la municipalité est grande, plus elle se focalise sur l'évaluation et la gestion des risques. Cela s'explique par le fait qu'elles ont la capacité d'allouer des ressources adéquates à ce type d'activité, mais aussi par une meilleure compréhension des concepts de risque.

Les grandes municipalités sont généralement proactives; à mesure qu'elles subissent des changements significatifs, elles ont plus d'opportunités d'apprendre en faisant (apprentissage par la pratique). Donc, il est plus facile d'avoir leur retour durant les différentes étapes du projet. En contrepartie, les petites municipalités prennent plus de temps pour réagir et pour s'adapter aux demandes. Ainsi, elles ont moins de possibilités d'«apprendre en faisant» pour acquérir plus d'expérience dans les analyses de potentiel de risque.

4.5.5.1 Recommandations pour les ressources humaines et financières

Les recommandations découlant de l'expérience acquise au niveau de l'analyse des ressources humaines et financières requises sont les suivantes :

- Attribuer plus de pouvoirs et de budget aux organismes de bassins versants en tenant compte des avantages de leurs connaissances du territoire et leurs expertises dans la planification et la communication avec les acteurs de l'eau. En effet, l'organisme de bassin versant permet de partager des informations, de consolider les connaissances, de renforcer les échanges et de bâtir la confiance entre les acteurs du bassin versant.
- Il est essentiel de renforcer le partenariat avec les institutions universitaires. L'implication de l'équipe de chercheurs au projet d'étude de la vulnérabilité et du potentiel de risque renforce la réflexion entre les aspects théoriques et règlementaires. Cette collaboration étroite entre les chercheurs universitaires et les acteurs de l'eau devrait être mise en œuvre et suivie par le gouvernement. Avec ce retour sur expérience, il est recommandé de planifier des ateliers pour se concentrer sur des problématiques bien définies qui engendrent l'altération de la qualité et de la quantité des sources d'eau potable au Québec. L'objectif de ces ateliers est de renforcer l'échange d'informations entre les chercheurs et les praticiens afin de mieux définir les résultats attendus par les gestionnaires de l'eau. Ainsi, ces ateliers permettent d'avoir des échanges et des explications techniques pour assurer l'applicabilité des approches développées par les chercheurs dans des cas réels en coordination avec les moyens techniques dont disposent les municipalités. L'organisation de ces ateliers d'échange de connaissances pourrait être facilitée par l'organisme de bassin versant en raison de son expertise en matière de concertation.

4.6 Conclusion

La protection des sources d'eau potable est désormais une priorité pour protéger la santé publique. Le gouvernement québécois s'est engagé à atteindre cet objectif en mettant en place une série de lois, règlements et programmes. Le dernier règlement mis en place est le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP). Il est entré en vigueur en 2014. L'application de ce règlement, pour la première fois, dans le cadre d'une collaboration entre un organisme de bassin

versant, six partenaires municipaux et une équipe de recherche universitaire a permis de faire tirer des leçons apprises et des recommandations. Celles-ci sont utiles pour la mise à jour quinquennale de ces analyses à l'échelle du Québec. Ainsi, ce retour d'expérience aidera les responsables gouvernementaux à élaborer des stratégies pratiques pour mener à bien la protection des sources d'eau potable.

Les leçons apprises et les recommandations discutées dans ce chapitre préconisent une révision de l'approche réglementaire d'évaluation de la vulnérabilité des sites de prélèvement afin qu'elle soit applicable aux spécificités du territoire québécois, ainsi qu'aux ressources disponibles. La révision de cette approche touche les éléments définissant le risque et la vulnérabilité des sites de prélèvements et le lien entre eux.

Cette étude nécessite un assortiment de compétences multidisciplinaires. En effet, une collaboration entre les divers acteurs gouvernementaux, non gouvernementaux et les chercheurs scientifiques est nécessaire pour promouvoir un partenariat global dont l'objectif de tirer profit des ressources humaine et financière déjà disponibles, ainsi que les expériences acquises pour étudier et gérer les risques qui menacent la qualité des sources d'eau potable.

Les organismes de bassins versants présentent un des principaux acteurs dans l'étude de la vulnérabilité en raison de leur expertise et leur connaissance approfondie du territoire. Il est donc temps qu'ils soient soutenus par le gouvernement pour avoir plus de responsabilité et d'autorité en matière de protection des sources d'eau potable, ainsi que pour favoriser un processus d'étude de risque multidisciplinaire.

CHAPITRE 5 ARTICLE 1: RISK ASSESSMENT OF DRINKING WATER INTAKE CONTAMINATION FROM AGRICULTURAL ACTIVITIES USING A BAYESIAN NETWORK

Ce chapitre est présenté sous forme d'un article scientifique soumis au journal « Plos Water » le 31 octobre 2022.

RISK ASSESSMENT OF DRINKING WATER INTAKE CONTAMINATION FROM AGRICULTURAL ACTIVITIES USING A BAYESIAN NETWORK

Raja Kammoun^{1*}, Natasha McQuaid¹, Vincent Lessard², Eyerusalem Adhanom Goitom¹, Michèle Prévost¹, Françoise Bichai¹, Sarah Dorner¹

¹ Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Montreal, Quebec, Canada

² Conseil des bassins versants des Mille Îles, Saint-Eustache, Quebec, Canada

* Corresponding author

E-mail: raja.kammoun@polymtl.ca (RK)

5.1 Abstract

Agricultural activities can result in the contamination of surface runoff with pathogens, pesticides, and nutrients. These pollutants can enter surface water bodies in two ways: by direct discharge into surface waters or by infiltration and recharge into groundwater, followed by release to surface waters. Lack of financial resources makes risk assessment through specific analysis of drinking water pollutants challenging for drinking water suppliers. Inability to identify agricultural lands with a high-risk level and implement action measures might lead to public health issues. As a result, it is essential to identify hazards and conduct risk assessments even with limited data. This study proposes a risk assessment model for agricultural activities based on available data and integrating various types of knowledge, including expert and literature knowledge to estimate the levels of hazard and risk that different agricultural activities could pose to the quality of withdrawal waters.

To accomplish this, we built a Bayesian network with continuous and discrete inputs capturing raw water quality and land use upstream of drinking water intakes (DWIs). This probabilistic model integrates the DWI vulnerability, threat exposure, and threats from agricultural activities, including animal and crop production inventoried in drainage basins. The probabilistic dependencies between model nodes are established through a novel adaptation of a mixed aggregation method. The mixed aggregation method, a traditional approach used in ecological assessments following a deterministic framework, involves using fixed assumptions and parameters to estimate ecological outcomes in a specific case without considering inherent randomness and uncertainty within the system. After validation, this probabilistic model was used for four water intakes in a heavily urbanized watershed with agricultural activities in the south of Quebec, Canada. The findings imply that this methodology can assist stakeholders direct their efforts and investments on at-risk locations by identifying agricultural areas that can potentially pose a risk to DWIs.

Keywords

Risk assessment; agricultural activities; hazards; vulnerability assessment; drinking water; Bayesian networks

5.2 Introduction

Agricultural practices are significant sources of chemical and microbial pollution to surface waters (Berens et al., 2021; Deng et al., 2019; Geng et al., 2021; Ma et al., 2016; Malaj et al., 2014), posing a threat to public health. The runoff from agricultural fields and infiltration into groundwater leads to the transport of pesticides and nutrients into receiving waters (Syafudin et al., 2021). The potential for contamination of surface waters depends on the type, quantity, adsorption, and absorption capacity of applied pesticides, nitrogen and phosphorus (Schindler et al., 2006; Silva-Madera et al., 2021; Ware et al., 2006). In addition, soil characteristics (Triegel et al., 2018), rainfall rates (Andrade et al., 2021; Harrison et al., 2019; Kuo et al., 2012), and agricultural management practices (Cahn Michael et al., 2019; Calliera et al., 2021; Fisher et al., 2021) are essential factors that determine the susceptibility of runoff to contamination. An increase in nutrient levels from animal and crop production can contribute to the proliferation of cyanobacteria in drinking water

sources (Bishop et al., 2018; El-Shehawy et al., 2012; Jankowiak et al., 2019; Yeager et al., 2019). Some cyanobacteria blooms can release toxins that pose challenges in terms of drinking water safety (Jalili et al., 2021; Maghsoudi et al., 2015; Moradinejad et al., 2020; Shang et al., 2018; Zamyadi et al., 2013; Zamyadi et al., 2012). Animal excrements and manure are also a source of microbial contamination in surface waters (Dufour et al., 2012; Edge et al., 2012; Sylvestre et al., 2020; Wilkes et al., 2009). Factors influencing the survival and transport of pathogens in water resources include: water temperature, pH, biotic interactions, manure types and characteristics, and farm management practices (Alegbeleye et al., 2020).

Risk assessments can raise awareness of the threats posed by agricultural contamination to drinking water sources. Several methods to assess the risks associated with agricultural activities are available. In recent years, many risk assessment techniques have used deterministic modeling approaches focused on ecological, ecotoxicological, and human health issues (Bonansea et al., 2017; Carazo-Rojas et al., 2018; Geng et al., 2021; Holmes et al., 2018; Y. F. Jiang et al., 2020; Tan et al., 2021; Tokatli, 2021). Deterministic modeling is costly, requires extensive calibration and needs a large amount of site-specific data on water quality and hydrodynamics. The central problem with this approach is that it cannot be implemented by all drinking water suppliers due to a lack of financial resources and data. On the other hand, the deterministic approach could lead to an erroneous risk management decision, as it evaluates the impact of only one risk scenario at a time. Some of these limitations can be addressed using a probabilistic approach that simultaneously considers many risk assessment factors, such as various threat exposure scenarios, uncertainty on the different input variables, as well as uncertainty in the relationship between the parameters defining the system and their circumstances on the risk magnitude (Kaikkonen et al., 2020).

Bayesian networks (BN) are a valuable tool for conducting a probabilistic risk evaluation under uncertainty, and integrating different types of knowledge, such as quantitative and qualitative data, expert opinion, and prior experiences (Uusitalo, 2007). BNs have been extensively applied in different fields, such as in the fields of ecological risk assessment (Harris et al., 2017; McDonald et al., 2015; O'Brien et al., 2018; Shan et al., 2019), human health risk assessment (Harris et al., 2017; K. F.-R. Liu et al., 2011), climate change risk assessment (Sperotto et al., 2017), disaster risk assessment (L. Li et al., 2010; M. Li et al., 2018), water quality and treatment (Yu et al., 2021; Zhu

et al., 2011), best management practices of non-point source pollution (Dorner et al., 2007), and water resource management (Phan et al., 2016). To the best of our knowledge, these approaches have not been applied to vulnerability assessments of drinking water sources in agricultural watersheds.

The aim of this study was to develop a probabilistic model that decision-makers could use to swiftly identify animal and crop production areas that generate high chemical and microbial risks at DWIs. Our specific objectives were to: (1) develop a BN that combines the three components of risk assessment: hazard, exposure, and vulnerability; (2) test the applicability of existing methods used to define the conditional independence relationship among variables constituting BNs for drinking water risk assessment; (3) develop a novel method to define an efficient Bayes independence in case of water resource risk assessment; (4) assess the probability distribution of the overall hazard of agricultural activities to pinpoint the drainage basins that require more detailed investigation for source water protection.

5.3 Materials and methods

5.3.1 Study area

The study was conducted for four DWIs, serving a population of approximately 440 000, drawing water from a river in Southern Quebec, Canada (Figure 5-1). Drinking water intakes 1 (DWI_1) and 4 (DWI_4) are located in the most upstream and downstream sections of the river, respectively. DWI_2 and DWI_3 are located in the middle of the river reach. The adjacent watersheds that have a local influence on the 42-km long river that supplies the DWIs of this study cover an area of 1,008 km². This area is zoned as follows: 30% agricultural, 28.69% urban, 20.63% forest land. This river drains a lake fed by the Ottawa River, as described in I. Jalliffier-Verne et al. (2015). The Ottawa River receives runoff from the largest (146,300 km²) watershed in Eastern Canada, and its average discharge is around 1,950 m³/s (Werstuck et al., 2017). This watershed is dominated by forests (75%) of which 40% is dense mixed wood. Agricultural activities take place over 6% of this watershed surface area.

Delineating protection zones is a critical step to assess non-point source pollution risks to drinking water sources, reduce the risk of contamination, and support drinking water safety. In this study, the delineation of immediate and intermediate protection areas was carried out to specify the land area that contributes water to the drinking water supply. The immediate protection area is a zone close to DWI where pollution sources are deemed of concern and where contaminants may be quickly found in the raw water with minimal dilution (Government of Quebec, 2014). The intermediate protection area is a different zone where the travel time to the DWI is too short to allow intervention in the case of an accidental spill or a spike in contaminant concentration (Government of Quebec, 2014).

In Quebec, provincial regulation requires the delineation of surface water protection zones using a fixed distance approach (Government of Quebec, 2014). This approach only comprises a strip of land on both sides of a river and does not include land surfaces whose relief leads to the drainage of land, lakes, and streams upstream of the river under study. For more information on regulatory methods for delineating surface water protection areas, see the supplementary material (Text C-1, Annexe C). To control the diffuse pollution, it is necessary to consider the drained non-point source pollution lands upstream of the tributary outlets included in the protection zones of the DWI. Therefore, this study develops an improved methodology of delineation based on levels 1 and 2 sub-watersheds. Level 1 sub-watersheds are the large watersheds whose outlet is the study site river. Level 2 sub-watersheds are those that drain into level 1 sub-watersheds and have the river in level 1 sub-watersheds as their outlet.

The geographic information system software (ArcGIS) was used to delineate the protection zones using the following data layers: location of DWIs, topological hydrographic network lines, and high-water mark. The immediate protection zone was delimited within 50 m downstream and 500 m upstream of the water intake as required by Quebec regulation (Government of Quebec, 2014). This area includes any surface water, portions of tributaries, and a 10-m strip of land measured from the high-water mark. Surface water and portions of tributaries were also included in the intermediate protection zone, although only a 120-m strip of land measured from the high-water mark. This protection zone was delimited within 50 m downstream and 10 km upstream of the DWI (Government of Quebec, 2014). This delineation was used to identify all level 1 and 2 sub-

watersheds with outlets within the boundaries of these protection zones and to include them in the study site. Every sub-watershed selected is a drainage basin (DB) (Figure C- 1 in supplementary materials, Annexe C). By definition, a drainage basin is a territory including a set of parcels used for one or more anthropogenic activities presenting a source of diffuse pollution and whose drained water is discharged into a watercourse through an outlet. Each drainage basin presents a potential source of microbial and/or chemical contamination to the studied DWIs.

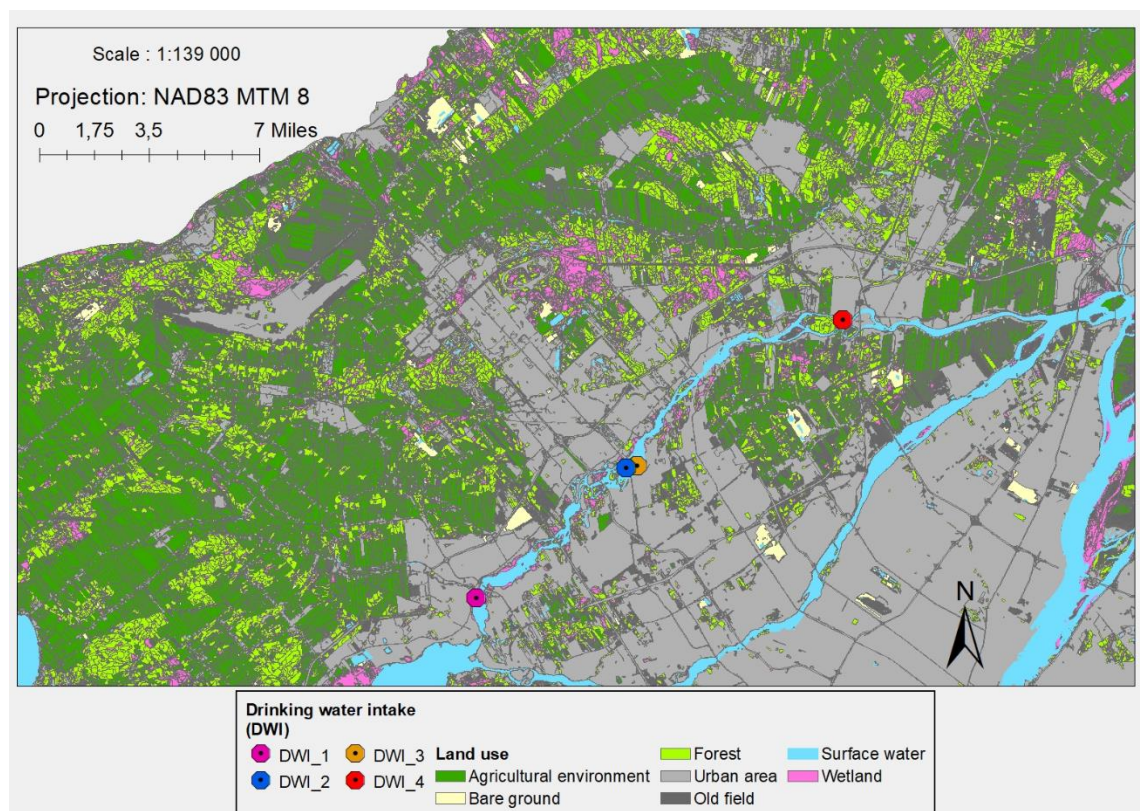


Figure 5-1 Study site. The sources of the mapped data are as follows: (1) drinking water intakes was acquired from municipal partners, (2) land use data was supplied by the Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation of Quebec (MAMH), and (3) the base map utilized was from Esri, which is available online:

<https://www.arcgis.com/home/item.html?id=7dc6cea0b1764a1f9af2e679f642f0f5>

5.3.2 Bayesian Network Framework

A probabilistic and spatial risk assessment of agricultural activities impacting DWIs was performed at a regional scale using a BN and ArcGIS. The risk assessment framework was built to integrate the three components of risks: hazard, vulnerability, and exposure (

Figure 5-2).

A BN is a hierarchical representation and a probabilistic graphical model representing a relationship between a range of variables. Every single variable is represented as a node, and relationships between variables are presented by arcs defined by conditional dependencies (J. Pearl, 1986). This directed, acyclic graph allows the modeling of various uncertain events, facts, and systems (Bozorgi et al., 2021). More definitions of BN can be found in other studies (D. N. Barton et al., 2020; Bertone et al., 2016; Dorner et al., 2007; Grêt-Regamey et al., 2006; Kaikkonen et al., 2020; Keshtkar et al., 2013; M. Li et al., 2018). Bayesian networks are also known as Conditional Probability Networks, Casual Probability Networks, Probabilistic Networks, Belief Networks, Bayesian Belief Networks, or Bayesian Reliability Networks.

In this study, the BN was developed using the software Netica 6.09 (Norsys Software Corp), applying the Bayes' theorem (Norsys Software and Corp., 2021a). This software is an appropriate tool for creating, changing, and saving networks, as reviewed by Uusitalo (2007).

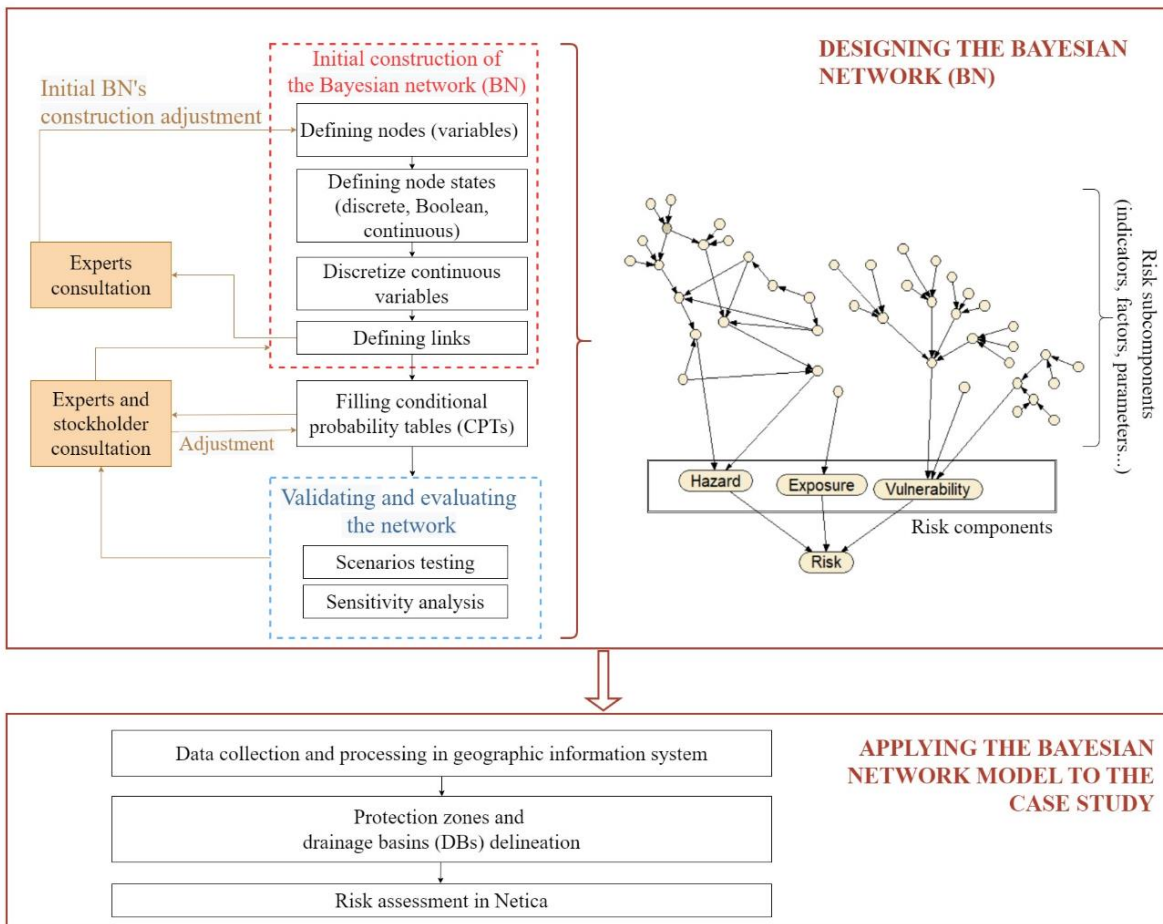


Figure 5-2 : Risk assessment process.

5.3.2.1 Defining the nodes

The first step to structure the BN model was defining a set of random variables (nodes) and their states, which can be discrete or continuous. Discrete variables have a limited set of fixed values or states that they can take. Continuous variables are classified as real numbers since they may have any value within a certain range (Y.-C. Chen et al., 2017). Continuous variables were discretized by breaking them up into intervals by assigning thresholds to define each interval. Input nodes are labeled “parent” nodes, and “child” nodes have input connections from one or more parent nodes (Bertone et al., 2016; Harris et al., 2017).

The determination of the critical nodes constituting the BN was carried out based on the problem and the objective of the study, which considers the DWI as the main subject of the risk assessment from agricultural activities. These nodes were chosen to represent all components of the risk assessment model based on the interaction of vulnerability to microbiological contamination (VMC), vulnerability to chemical contamination (VCC), vulnerability to water scarcity (VWS), exposure (EXP), and probability of hazard (PH). In the Working Group II (WGII) sixth assessment report from Intergovernmental Panel on Climate Change (2022), the hazard is described in terms of the potential occurrence of the chemical and microbial contaminants that may cause degradation of water resource. The exposure depends on the presence of DWI in locations that could be adversely affected. The vulnerability is evaluated as the propensity or predisposition of the DWI to be adversely affected.

In this study, the intrinsic vulnerability of the intake was assessed by examining the sensitivity of the raw water to potential pollutants and the physical characteristics of the intake. Three key variables were used to assess the vulnerability to microbiological contamination of water intakes: (i) the geometric mean of *Escherichia coli* concentrations (GMEC) was used to present the central tendency of the microbial contamination indicator while being robust to extreme values; (ii) the 99th percentile of *E. coli* concentrations (PKEC) was used to account for the peaks of microbial contamination that are usually responsible for waterborne diseases (World Health Organization (WHO), 2016); and (iii) the seasonal variability of microbial contamination (SVMC) that was calculated based on a consecutive disparity index that estimates the variability of *E. coli* concentrations while considering the order of their chronological distribution, and without being independent of the data set's average (Kammoun, Leveque, et al., 2020). All variables were calculated for the four seasons of the year (Government of Canada, 2021) (Winter, Spring, Summer, and Autumn) to study microbial contamination distribution and evaluate the sensitivity to seasonal variations.

Assessment of the vulnerability to chemical contamination was carried out based on the total phosphorus in raw water, which is routinely analyzed at drinking water treatment plants in Quebec. As data for other chemicals, such as nitrate and nitrogen, were not available, the vulnerability to chemical contamination was also estimated by analyzing the land use of activities that may release

chemical contaminants in the immediate and intermediate DWIs' protection zones. Raw water quality data available over a period of five years (January 2013 to December 2017) was used to assess the microbiological and chemical vulnerability of DWIs as required by Water Withdrawal and Protection Regulation (Government of Quebec, 2014).

The results of the vulnerability to water scarcity from the Leveque (2020) study were used to assess vulnerability based on (i) the water levels in the studied river, which depend on the physical characteristics of the DWI and (ii) the water demand assigned to each catchment.

The exposure was estimated based on the location of the outlet of each drainage basin in relation to the intake and its protection areas. This node allows assessing the non-point source pollution exposure pathways to the raw water supply.

The probability of hazard was estimated based on the proportion of the drainage basins occupied by crop and animal production activities. Crop classes and animal classes were used as input variables to estimate surface water contamination levels by pesticides and microbial contaminants.

The final node presents the overall risk probability distribution across three possible states (low, medium, and high) of agricultural activities occupying a watershed located upstream of a DWI by combining vulnerability, exposure, and hazard as outlined above.

The input variables, their states, and the discretization methods are described in Table 5-1. Once the nodes were set up, links (dependencies) between them were defined using conditional probability tables (CPTs) (Section 5.3.2.2). Finally, the values for each input parameter were computed using the data associated with the study site to produce a probability distribution for each state associated with the nodes.

The determination of states for the remaining nodes and directed links was accomplished based on scientific knowledge (the literature), the Quebec regulations, and the availability of data in provincial and federal databases. The choice of nodes was discussed with experts and stakeholders to provide a suitable BN, rectify, refine, and fill the potential gaps associated with the variables and their status.

Table 5-1 Summary of input variables' properties.

Parent node			Risk component	State discretization methodology	States (from lowest to highest level)	Data source
Name	Description	Type of discretization				
DBA	Drainage basin (DB) area	Continuous	Hazard	Statutes were defined based on percentiles of the area of 4723 sub-watersheds (level 2) in Quebec.	0 to 5 Km ² / 5 to 12 km ² / 12 to 45 km ² / >= 45 km ²	Quebec portal of knowledge on water (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC), 2022b)
PPCO	Plant production cover	Continuous	Hazard	Statutes were defined based on Water Withdrawal and Protection Regulation (WWPR) (schedule IV) (Government of Quebec, 2014): land use-based method for assessing water vulnerability.	0 to 20 % / 20 to 50 % / >= 50 %	Mapping of land use in the St. Lawrence Lowlands (Government of Quebec, 2019)
APCO	Animal production cover	Continuous	Hazard		0 to 20 % / 20 to 50 % / >= 50 %	Data are provided by the <i>Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation</i> of Quebec (MAMH).

Table 5-1 Summary of input variables' properties (continued).

Parent node			Risk component	State discretization methodology	States (from lowest to highest level)	Data source
Name	Description	Type of discretization				
CPC	Crop production classes	Discrete	Hazard	Environmental impacts depend on the crop class. The statutes were specified based on the data layer available in the ministry database (<i>Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC)</i>), and their classification was made based on the following references: Beaudin et al. (2006), Michaud et al. (2006), Gasser et al. (2011), Giroux (2015), and Giroux (2019).	No crop production / Non-cultivated agricultural area / Undefined culture / Specialized culture / Perennial culture / Annual crop	Quebec land use (Government of Quebec, 2017)
APC	Animal production classes	Discrete	Hazard	Animal manure is a source of microbial contamination for surface waters and contains pathogens. These pathogens are specific to the types of animals from which manure is derived. The statutes were specified based on the data layer available in the MAMH database, and their classification was made based on the following references: Soupir et al. (2006), Jaffrezic et al. (2011), Lalancette et al. (2012), and Haack et al. (2016)	No animal production / Class VII ⁽²⁾ / Classes V ⁽³⁾ - VI ⁽⁴⁾ / Classes II ⁽⁵⁾ - III ⁽⁶⁾ -IV ⁽⁷⁾ / Class I ⁽⁸⁾	Data are provided by MAMH.

Table 5-1 Summary of input variables' properties (continued).

Parent node			Risk component	State discretization methodology	States (from lowest to highest level)	Data source
Name	Description	Type of discretization				
PZ	Protection zone	Discrete	Exposure	Statutes were defined based on WWPR (Art. 70, 72, and 74) (Government of Quebec, 2014): protection zone delineation.	Extended protection zone / Intermediate protection zone / Immediate protection zone	Data are provided by the watershed organization.
GMEC_X ⁽¹⁾	Geometric mean of <i>E. coli</i> concentrations	Continuous	Vulnerability	Statutes were defined based on the regulation of the drinking water quality (Government of Quebec, 2012), and the development of an index of bacteriological and physicochemical quality (IQBP) (Hébert, 1997).	0 to 15 CFU/100 ml 15 to 150 CFU/100 ml ≥ 150 CFU/100 ml	Raw water quality data are provided by drinking water treatment plants managers.
PKEC_X ⁽¹⁾	99th percentile of <i>E. coli</i> concentrations	Continuous	Vulnerability		0 to 200 CFU/100 ml 200 to 2000 CFU/100 ml ≥ 2000 CFU/100 ml	
SVMC_X ⁽¹⁾	Seasonal variability of microbial contamination	Continuous	Vulnerability		0 to 1 / 1 to 1.5 / ≥ 1.5	

Table 5-1 Summary of input variables' properties (continued).

Parent node			Risk component	State discretization methodology	States (from lowest to highest level)	Data source
Name	Description	Type of discretization				
VWS	Vulnerability to water scarcity	Discrete	Vulnerability	Statutes were defined based on the water scarcity vulnerability index developed by Leveque (2020).	Low / Medium / High	Leveque (2020) study
PKTP	99 th percentile of total phosphorus concentrations	Continuous	Vulnerability	Statutes were defined based on the WWPR (Government of Quebec, 2014), and the development of an index of bacteriological and physicochemical quality (IQBP) (Hébert, 1997).	0 to 50 µg/l 50 to 100 µg/l / ≥ 100 µg/l	Raw water quality data are provided by drinking water treatment plants managers.
MTP	Median of total phosphorus concentrations	Continuous	Vulnerability		0 to 30 µg/l 30 to 50 µg/l ≥ 50 µg/l	

Table 5-1 Summary of input variables' properties (continued).

Parent node			Risk component	State discretization methodology	States (from lowest to highest level)	Data source
Name	Description	Type of discretization				
AIMPZ	Area of immediate protection zone	Continuous	Vulnerability	Statutes were defined on the basis of the WWPR (Government of Quebec, 2014).	0 to 1km ² / 1 to 5 km ² /	Drinking water intakes vulnerability assessment reports (Kammoun et al., 2021a, 2021b, 2021c, 2021d, 2021e, 2021f)
AINPZ	Area of intermediate protection zone	Continuous	Vulnerability		0 to 10 km ² / 10 to 30 km ² / >= 30 km ²	
PIMPA / PINPA	Percentage of the immediate/ intermediate protection zone used for activities that may release chemical contaminants	Discrete	Vulnerability		No / 0 to 20% / 20 to 50% / >= 50%	Land use data are provided by MAMH.

⁽¹⁾X refers to season: Winter/ Spring/ Summer/ Autumn

⁽²⁾ Class VII: other types of animal production/ experimental farm/ other agricultural activities; ⁽³⁾ Class VI: apiculture; ⁽⁴⁾ Class V: poultry and egg production; ⁽⁵⁾ Class IV: sheep and goat farming; ⁽⁶⁾ Class III: pig farming; ⁽⁷⁾ Class II: equine farming; ⁽⁸⁾ Class I: beef farming/ dairy cattle/ grazing land and pasture

5.3.2.2 Filling the CPTs

Filling the CPTs of the Bayesian network is the most challenging step in setting up the framework. To accomplish this step, different known methods were tested: (i) expert judgment (Bertone et al., 2016; Kaikkonen et al., 2020; Keshtkar et al., 2013), (ii) the interpolation method (Das, 2004), and (iii) the Cain method (Cain, 2001; Mkrtchyan et al., 2016). Methods that did not generate reliable outcomes in terms of probabilities were rejected under the expert decision.

It was challenging to estimate the quantity of chemical and microbiological contaminants released during agricultural production activities, as well as their diffusion, dispersion, and advection into the DWIs. Thus, employing expert judgment and scientific knowledge from the literature were the best methods for determining the conditional distribution of the quantities of pollutants that may be released in the immediate and intermediate protection zones. The exposure to pollutants released by upstream agricultural activities was also assessed using this method. In these situations, completing the CPTs was based on experts' judgments and their interpretation by the extensive research team (rather than through formal interviews). This is due to the nature of the project: experts' judgments were interpreted throughout four years of work on a collaborative project between six municipal partners, a watershed organization, and a research team at Polytechnique Montreal. Thus, the probabilities for each status of each child node were elucidated through discussion meetings with researchers, professionals, and municipal water stakeholders and were enhanced by scientific knowledge.

However, it is challenging to ensure that the definition of probability distributions of several tables is coherent with each other rather than using simply the judgment of experts. This is mostly because experts lack the rigid regularity of machines (Ban et al., 2014; Das, 2004). During a long process, boredom and fatigue are enough to introduce errors, uncertainties, and a lack of standardization in the distributions.

One solution would be to standardize the method of obtaining probabilistic information from the experts by providing a much smaller selection of probability distributions. Therefore, the interpolation method was used to obtain the remaining probability distributions in a reasonable time (Das, 2004). This method requires assigning a weight to each parent node to quantify the

relative strength of its influence over the child node. This step was done based on expert judgment. The sum of the weights must equal one. Then, conditional probability distribution (CPD) elicitation was done for three cases: when all parents nodes are in extreme states (high and low states) and medium states. The determination of the probability distribution for the remaining combinations of the various parents' states was done by interpolation. This method was allied to all CPTs of the Bayesian network. However, it was deemed to be not adequate for our study because an examination of the probability distributions revealed that the resulting probabilities were inconsistent. It was difficult to maintain consistency between the probability distributions, especially in cases where a parent node's state was highly different from the one used for interpolation. In this instance, this method does not account for the influence of variation bias in the interpolation. Therefore, the interpolation method was not pursued further.

The Cain method was also tested. It involves determining CPDs for cases where the relationships between the parent nodes are known; these obtained conditional probability distributions are termed anchor CPDs. Anchors were defined according to the number of parents and the number of statuses associated with each parent. The distribution of missing conditional probabilities was derived by interpolating those corresponding to the anchor CPDs and using interpolation factors. The latter were calculated using the CPDs at anchors. Interpolation factors of a parent node were calculated for each change from one state to another to quantify the positive to negative state reduction. The processes of defining anchors and calculating interpolation factors are explained in more details in Cain (2001) and Mkrtchyan et al. (2016).

Only two CPTs, relating to crop and animal activity levels, were completed using the Cain approach because this method is applicable for CPTs in which the effect of the parent state on the child state has a constant direction: the increase in the area occupied by animal and crop production activities results in an increase in the level of agricultural activities in the drainage basin. The results of filling in the probability tables for the other child nodes were judged to be unacceptable since the interpolation is dependent on the number of favourable and unfavourable states for the child state of interest. As a result, there will be the same probability distributions for different child nodes even though the parent nodes have varying degrees of influence on them (Mkrtchyan et al., 2015).

Therefore, a novel approach to filling CPTs was developed that combines a mixed aggregation method (Langhans et al., 2014) with expert judgment. The mixed aggregation was used to aggregate indicators in the ecological assessments field using a deterministic approach (Langhans et al., 2014). It was adapted to be applied in the case of a probabilistic approach and for water resource assessment. First, the different state of each parent node (P_n) was standardized to a common scale from 0 (best possible state) to 1 (worst possible state). Second, the assignment of weights (W_n) for each parent node (P_n) was performed to reflect its importance relative to the child node. Third, causal dependencies were performed with aggregation. In this step, additive and maximal aggregation were combined (Eq. (1), (2), (3), (4), (5)). Additive aggregation (f_{add}) compensates for the poor status of a parent node by other nodes with a good status. On the other hand, maximal aggregation (f_{max}) leads to pessimistic results since only the parent node with the worst status is considered. The combination of the additive and maximal aggregation allows for some compensation while penalizing the very poor state to not neglect an impact that requires more attention to protect water resources.

$$f_{add}(P_1, P_2, \dots, P_n) = \sum_{i=1}^n W_i P_i = W_1 P_1 + W_2 P_2 + \dots + W_n P_n \quad (1)$$

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1 \quad (2)$$

$$f_{max}(P_1, P_2, \dots, P_n) = \max(P_1, P_2, \dots, P_n) \quad (3)$$

$$f_{add-max}(P_1, P_2, \dots, P_n) = \alpha f_{add}(P_1, P_2, \dots, P_n) + (1 - \alpha) f_{max}(P_1, P_2, \dots, P_n) \quad (4)$$

$$\alpha + (1 - \alpha) = 1 \quad (5)$$

α and $(1-\alpha)$ were chosen according to the relative importance to be given to each aggregation method. The more alpha tends to 0, the more the maximum aggregation is emphasized. Otherwise, additive aggregation tends to be prioritized.

The most favorable weight (W_n) set of parent nodes and aggregation method was determined by performing a calibration that requires knowledge and experience and by building on previous work (Kammoun et al., 2021a, 2021b, 2021c, 2021d, 2021e, 2021f) conducted to assess the potential risk of agricultural activities on water resources using a deterministic approach. This step was performed by analyzing the outputs resulting from each possible combination of α and W_n . After

validating the most appropriate variables and depending on the number of parent nodes, a 2D or 3D graph was generated to extract the CPDs. These data were used to fill the CPTs. The weights selection and graph generation process were codified in R (V.1.1.456, RStudio, Inc.). Table C- 1 in supplementary materials (Annexe C) presents an example of CPT associated with the “Global Risk Level (GRL)” node that was determined by combining three parent nodes: probability of hazard (PH), exposure (EXP), and DWI vulnerability level (DWIVL). All probability distributions were calculated based on the 3D graph (Figure C- 2 in supplementary materials, Annexe C) generated by combining all possible cases related to the parent nodes.

Table 5-2 shows the methods applied to fill 18 CPTs. This table also lists the methods that were tested out but were rejected because of unreliable outcomes as explained above.

5.3.2.3 Sensitivity analysis

A sensitivity analysis was performed to quantify the magnitude of the sensitivity of the changes that occur in the endpoint probabilities when the parent nodes are changed and to identify which of the variables are most relevant (Grêt-Regamey et al., 2006; Harris et al., 2017). This analysis is necessary to understand where more information is needed to reduce uncertainty.

This sensitivity analysis was executed by calculating the mutual information (I) between two discrete variables X and Y (Judea Pearl, 1988):

$$I(X, Y) = H(X) - H(X|Y) = \sum_{x \in X} \sum_{y \in Y} p(x, y) \log_2 \frac{p(x, y)}{p(x)p(y)} \quad (5)$$

where the sum is over all states x and y of variables X and Y, respectively, H(X) is the entropy reduction of X before any new finding, H(X|Y) is the conditional entropy of X at given Y. In the case of computing the I between continuous random variables, the double sum has to be replaced by a double integral.

Entropy reduction refers to how much a target node’s entropy is decreased when the values of its parent nodes are held constant (Marcot, 2012; Marcot et al., 2006; Pollino et al., 2007). The amount of this entropy reduction is used to gauge how much the parent nodes, also known as findings nodes, influence the target node. Entropy is determined using the probabilities given to the potential states of the target node. It is a measure of uncertainty or randomness associated with the

distribution of probabilities in a system. According to this theory, the target node is thought to be more affected by nodes with higher entropy reduction than nodes with lower entropy reduction (Marcot, 2012; Marcot et al., 2006; Pollino et al., 2007).

These measures of entropy reduction and mutual information between various variables and a given endpoint node were conducted with the “sensitivity to finding” command in the Netica software.

Table 5-2 Overview of the CPTs filling methods.

Child node			Parent node	Weight of parent node	α	Nominated CPTs filling method	Tested and rejected CPTs filling methods
Name	Description	Risk component					
CAL	Crop activities level	Hazard	PPCO DBA	NA ^(*)	NA	Cain method	- Expert judgment - Interpolation method - Mixed aggregation method combined to expert judgment
AAL	Animal activities level	Hazard	APCO DBA				
CRIM	Contaminants that could be released in the immediate protection zone	Vulnerability	PIMPA AIMPZ	NA	NA	Expert judgment	- Cain method - Interpolation method - Mixed aggregation method combined to expert judgment
CRIN	Contaminants that could be released in the intermediate protection zone	Vulnerability	PINPA AINPZ				
EXP	Exposure	Exposure	PZ				
CAH	Crops activities hazard	Hazard	CAL CPC	0.9 0.1	1	Mixed aggregation method combined to expert judgment	- Interpolation method - Mixed aggregation method
APH	Animal production hazard	Hazard	AAL APC	0.9 0.1	1		
PH	Probability of hazard	Hazard	APH CAH	0.6 0.4	1		
MQRW _(x) ^(**)	Microbiological quality of raw water	Vulnerability	PKEC _(x) GMEC _(x) SVMC _(x)	0.5 0.4 0.1	0.8		

Table 5-2 Overview of the CPTs filling methods (continued).

Child node			Parent node	Weight of parent node	α	Nominated CPTs filling method	Tested and rejected CPTs filling methods
Name	Description	Risk component					
VMC	Vulnerability to microbiological contamination	Vulnerability	MQRW_W MQRW_SP MQRW_S MQRW_A	0.25 0.25 0.25 0.25	0.5	Mixed aggregation method combined to expert judgment	- Interpolation method - Mixed aggregation method
RWQLTP	Raw water quality level for total phosphorus	Vulnerability	PKTP MTP	0.2 0.8	0.7	Mixed aggregation method combined to expert judgment	- Interpolation method - Mixed aggregation method
CVLU	Chemical vulnerability level based on land use	Vulnerability	CRIM CRIN	0.7 0.3	0		
VCC	Vulnerability to chemical contamination	Vulnerability	RWQLTP CVLU	0.8 0.2	0.7		
DWIVL	DWI vulnerability level	Vulnerability	VMC VWS VCC	0.4 0.4 0.2	0.4		
GRL	Global risk level	Risk	PH DWIVL EXP	0.8 0.1 0.1	1		

(*) Not applicable

(**) x refers to season: winter/ Spring/ Summer/ Autumn

5.4 Results

5.4.1 Bayesian network model

The developed BN model integrates 43 nodes (Figure 5-3) and 1326 conditional probabilities. The nodes constituting this BN are described in Table 5-1 and Table 5-2. The probabilities associated with each node whose sum is equal to 100% are shown on the right side of the status window of the detailed BN (Figure C- 3 in supplementary materials, Annexe C). Grey nodes present the input variables.

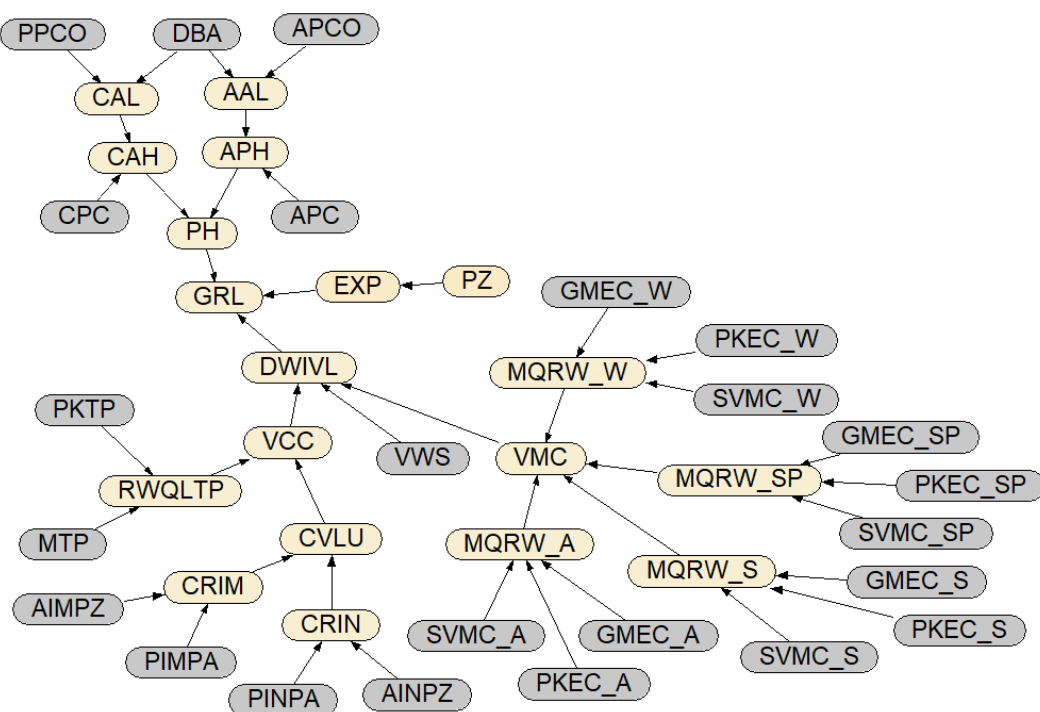


Figure 5-3 Bayesian network structure for assessing drinking water intake contamination risk from agricultural activities. The parent nodes in gray are associated with input variables that define the properties of a specific drainage basin and variables related to a selected intake.

5.4.2 DWIs vulnerability

The findings related to the vulnerability nodes, which are a component of risk, are presented in this section. As illustrated in Figure 5-4, more than 60% of DWIs were extremely vulnerable. This is most likely because these intakes are in a highly urbanised watershed with agricultural activity (section 5.3.1). The vulnerability of source water to microbiological contamination was noted at the four intakes. The seasonal variation in microbial contamination of raw water was investigated (Figure C- 4 in supplementary materials, Annexe C), and our results revealed that all intakes were associated with medium to high probability distributions for all seasons. The probabilities describing poor water quality could be due to the transport of microbial contaminants during the late winter and early spring snowmelt period, but also during episodes of heavy rainfall in the summer, and autumn as demonstrated by Sylvestre et al. (2020).

DWI_3 and DWI_4 were highly vulnerable to chemical contamination (82.3% and 72.2% probability in the high state, respectively) (Figure 5-4) as a result of total phosphorus leading to lower quality of the raw water. In addition, a significant area of the intermediate zone of DWI_3 was occupied by anthropogenic activities that may release chemical contaminants (Figure C- 5 in supplementary materials, Annexe C). DWI_1 and DWI_2 were moderately vulnerable to chemical contamination (55.2% and 65% probability in the medium state, respectively). They were also influenced by the land use upstream of the intakes, as illustrated in Figure C- 5 (supplementary materials, Annexe C).

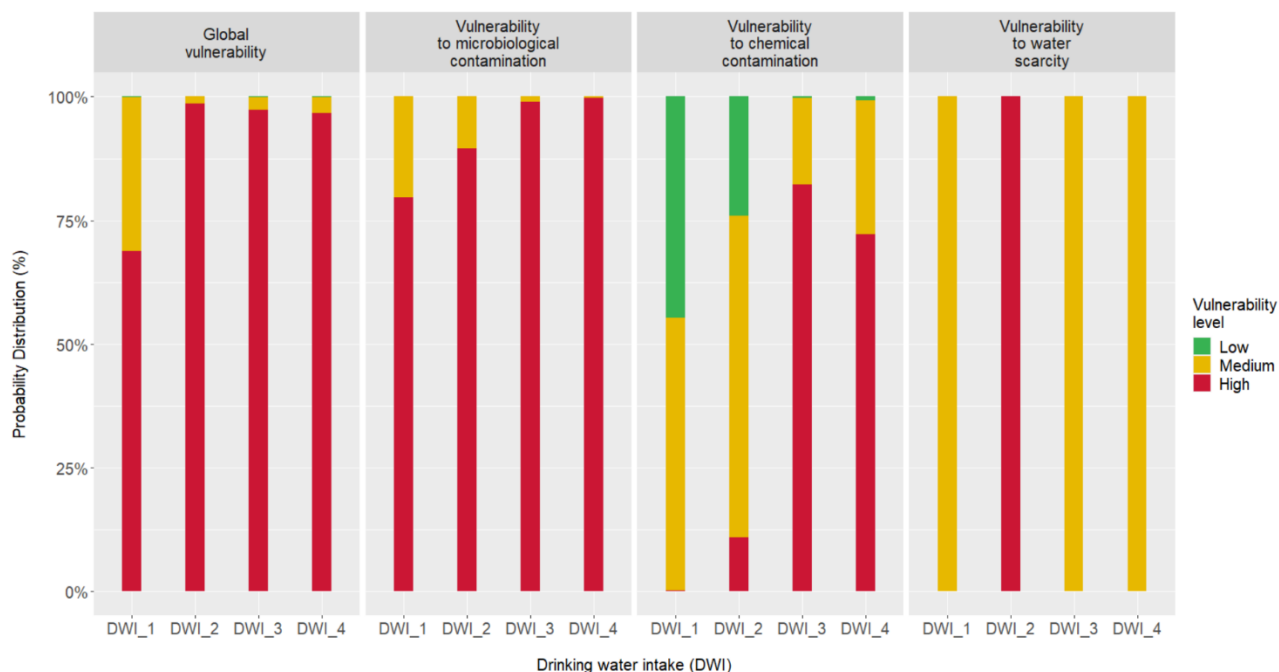


Figure 5-4 The probability distribution of different categories of vulnerability (global, microbiological contamination, chemical contamination, and scarcity) for all drinking water intakes (DWIs).

5.4.3 Probability of the hazard

The findings related to the hazard nodes, which stand for a risk component, are presented in this section. The protection area and drainage basin delineation results showed that the study site includes 25 DBs that discharge within the boundaries of the intermediate protection zones of the four DWIs. The immediate protection areas of all intakes and seven drainage basins (DB_1, DB_3, DB_5, DB_16, DB_17, DB_21, and DB_22) were not occupied by agricultural activities, so they do not constitute a risk from agriculture to water quality at DWIs. The remaining drainage basins and their occupancy by animal and crop production activities are shown in the supplementary information (Figure C- 6 to Figure C- 14, Annexe C). The minimum areas of crop and animal production activities were 0.08 km² (in DB_20) and 0.03 km² (in DB_12 and DB_18), respectively, while the DB_8 has the greatest area covered by these activities. The crop activities were spread over 3488.26 km², and the animal activities were occupied by 3177.22 km² of this DB. The total

area occupying all the DBs upstream of all the DWIs were 8278 km² in crop production activities and 7830 km² in animal activities.

Figure 5-5 shows the probability distributions of the overall hazard (PH), the crop activity hazard (CAH), and the animal production hazard (APH) for each DB. The probability of hazard was at high level in DB_8, DB_10 and DB_23 (81.7%, 96.6% and 81.6% probability in the high state, respectively). This outcome is due to the area occupied by agricultural activities and the type of production that presents the greatest hazard to water quality: class I for animal production and annual crop for vegetable production. The probability of hazard was moderate in DB_6, where 51.1% was in the medium state. For DB_2, DB_7, DB_15, and DB_24, the probability of hazard was ranged between low and medium levels with close percentages (for example, 48.7% and 49.6% probability in low and medium states, respectively for DB_2). The remaining DBs were all characterised by low hazard probabilities level, which averaged 63.6%.

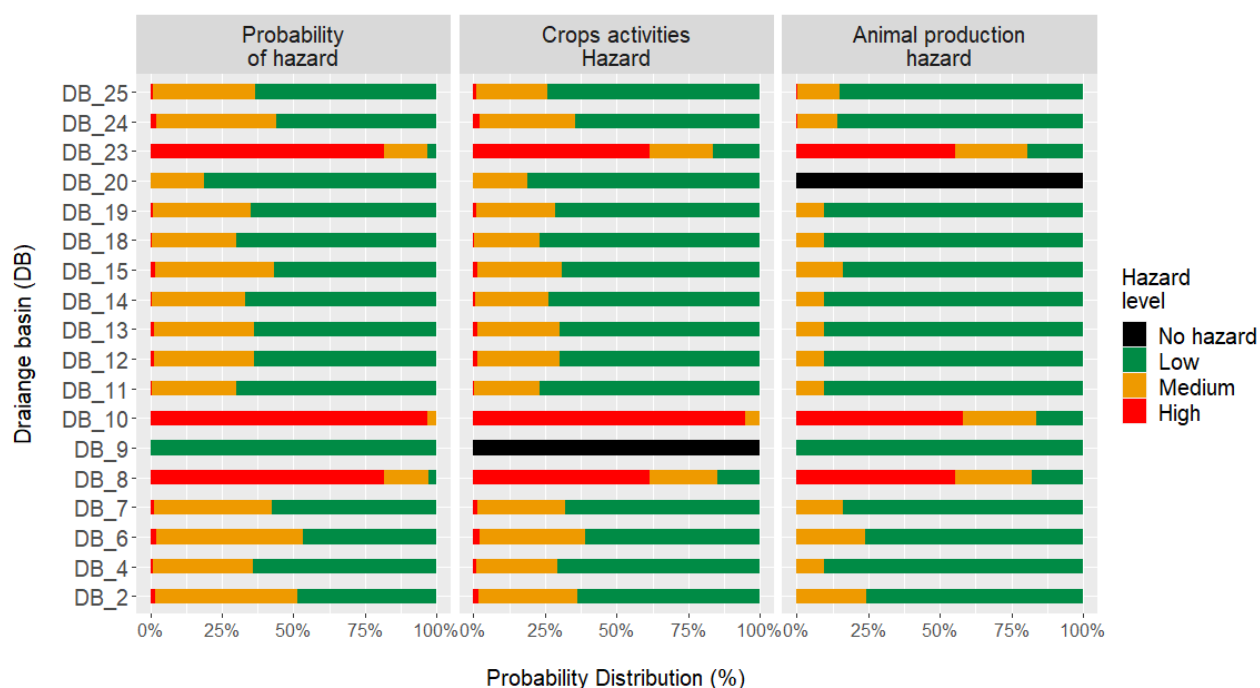


Figure 5-5 Bar plots for BN sub-model assessing the probability distribution of overall hazard, crop activity hazard, and animal production hazard within the drainage basins.

5.4.4 Global risk

This section reports the global risk results obtained by combining the three components that constitute it: hazard, vulnerability, and exposure. The overall risk from crop and animal activities was relatively high in three drainage basins (DB_8, DB_10, DB_23) whose outlets were located upstream of these DWIs: DWI_2, DWI_3, and DWI_4 (Figure 5-6). Their probabilities of being in high status vary between 81.9% and 95.5%. Another five DBs (DB_2, DB_6, DB_7, DB_15, and DB_24) represented a moderate overall risk with probabilities ranging from 55.6% to 60.9% (Figure 5-6). Eight DBs (DB_4, DB_11, DB_12, DB_13, DB_14, DB_18, DB_19, and DB_25) were associated with a low global risk with probabilities that are almost equal between the low and medium status, and with a variance in probabilities that does not exceed 10%. DB_9 and DB_20 were associated with low global risks with probabilities ranging from 54.8 to 67.4% in the low status.

The crops activities hazard (CAH), animal production hazard (APH), exposure (EXP), DWI vulnerability level (DWIVL), vulnerability to microbiological contamination (VMC), and vulnerability to chemical contamination (VCC) are the nodes of interest in this study, so they were selected as findings' nodes. Subsequently, the sensitivity for the endpoint "Global Risk Level (GRL)" in every DB occupied by agricultural activities was calculated and analyzed as explained in section 5.3.2.3. Results of this analysis (Figure 5-7) showed that the developed model was most sensitive to the crops activities hazard (CAH) (from 17.8 to 29.5% variance reduction) and the animal production hazard (APH) (from 6.54 to 25.6%) for all DWIs. This model was also moderately influenced by the exposure node (from 2.5 to 4.13%), especially for the cases of the drainage basins that were slightly occupied by a single type of production activity, either crop or animal, such as BD_9 and BD_20 that are located upstream DWI_2, DWI_3 and DWI_4.

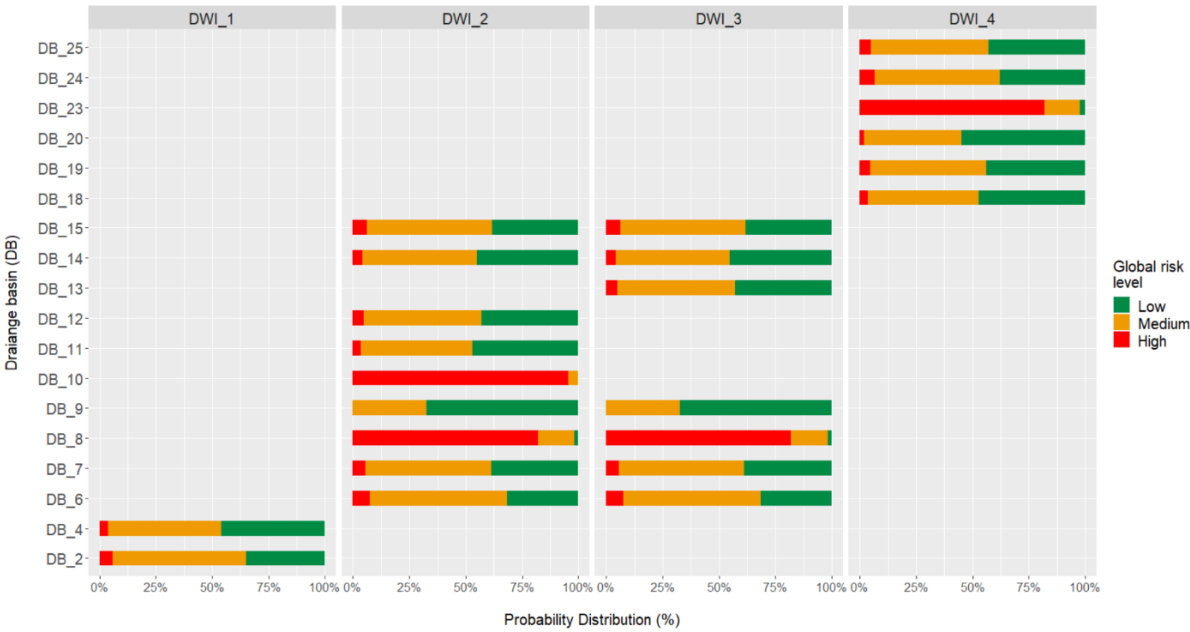


Figure 5-6 Global risk distribution for all drainage basins upstream four DWIs.

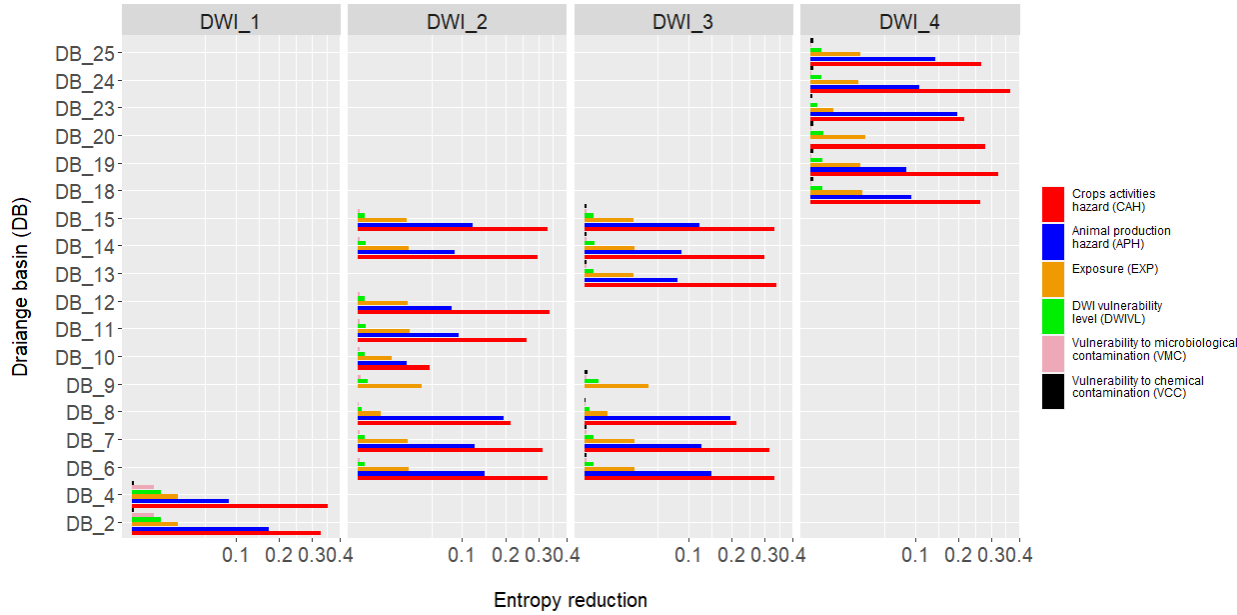


Figure 5-7 Results of sensitivity of the « Global risk level » variable.

5.5 Discussion

The probability of DWIs contamination by agricultural activities was assessed using a probabilistic approach in this study. The proposed Bayesian model generates a probabilistic estimation of the DWIs vulnerability level, crop and animal production activities hazard, the exposure, and the overall risk associated with each drainage basin occupied by agricultural activities.

One of the strengths of this model is the ability to embed different types of data in the same system. For example, to fill the input variables, water quality and land use data were used, and the outputs of other studies (vulnerability to water scarcity) can be included. The discretization of all nodes constituting this model allows for more efficient and effective communication with stakeholders on comprehension of the components of the risk assessment, the interpretation of risks, and the preparation of action plans, since the terminology, statuses are based on regulatory criteria and lexicons already used in the provincial databases. The graphical model can be used as a communication tool between scientists, municipal officials, government professionals, and members of a watershed organization. It could also be a simple approach for farmer organizations that support surface water pollution reduction to convey potential risks to their members. The acyclic graph facilitates understanding and collaboration among multidisciplinary members, thus increasing the impact in the decision-making process, as discussed in Stritih et al. (2020) and Laurila-Pant et al. (2019).

In testing several methods to fill CPTs, it was concluded that the chosen methodology can significantly influence the final output of the risk assessment. The additive aggregation was applied through the mixed aggregation by choosing $\alpha = 1$ to fill CPTs related to child nodes of crops activities hazard (CAH), animal production hazard (APH), probability of hazard (PH), and global risk level (GRL). This method is suitable for cases that do not require emphasizing the pessimism bias. For instance, a high level of crop activity (CAL node) may not represent a high hazard (CAH node) in the case where most of the area is covered (CPC node) by undefined crops or non-cultivated land. In another case, the worst-case bias was emphasized by setting α to 0, which applied to the case of assessing vulnerability to chemical contaminants based on land use (CVLU node) in immediate (CRIM node) and intermediate protection zone (CRIN node). This means that

the maximum aggregation is applied to penalize the worst of inputs to protect the water resource against the highest stress. However, for the rest of the cases, combining both types of aggregation (additive and maximal) was done due to the evaluation of complementary variables, such as the case of chemical and microbiological water quality assessment based on raw water quality analysis. The mixed aggregation method enables the inclusion of inter-correlation between parent nodes, resulting in a risk assessment that is more unbiased and objective compared to other methods. Our case study also revealed that the weight assigned to each parent node might reflect its relative significance and reliance on its respective child node.

As shown in Fig 6 and maps of agricultural activities (from Figure S1F to Figure S1N in S1 Fig), medium level risk probability dominates for DBs that were slightly occupied by agricultural activities. This was due to the high DWIs vulnerability, and the location of the outlets of the DBs at a distance that does not exceed 10 km upstream from these intakes. This implies that even though the hazard probability is not so significant, the vulnerability of the intake and the exposure of the threat could be the factors contributing to a higher risk level (medium to high). Therefore, all nodes in the model are essential for assessing the risk of agricultural activities. As a result, across a basic network graph, this Bayesian model gives a clearer understanding of the relative relationship and interaction between all variables (Kanes et al., 2017; Sophie Mentzel et al., 2021a). As anticipated, results proved that the BN could be applied to water resource risk assessment with the same efficiency as environmental risk assessment (Kaikkonen et al., 2020). The developed model provides a transparent and systematic way to characterize risk through uncertainty. It reveals all risk states with their estimated probabilities.

The sensitivity analysis results showed that, in order to improve the global risk estimation, it is interesting to focus more on the CAH, APH, and EXP since they are linked to the highest entropy reduction. For this purpose, the use of data regarding pesticides (types, quantities, method of application and frequency), animal production, and characteristics of the receiving environment (soil type, hydrodynamics of the river, etc.) are beneficial to have a more accurate assessment. These data are not available in provincial databases. To bridge this data gap, targeted analysis are thus needed. Such models are suitable for determining the catchment areas that could potentially result in the highest risk to water intakes. This simple model is handy for authorities and

stakeholders to estimate the level of risk on a regional and provincial scale with commonly available data. Therefore, this model is considered a jump-start for stakeholders to channel their efforts and investments properly to the most appropriate target for contamination mitigation efforts. This risk assessment model may benefit from an upgrade over time by including variables that define the modeling of microbial pathogens and chemical contaminants after rain discharge. As shown by Haack et al. (2016), Soupier et al. (2006), and Jaffrezic et al. (2011), water bodies were most sensitive to livestock-derived fecal and chemical marker inputs after rainfall, and bacteria concentrations frequently exceed standards for primary contact.

Discussion of the risk analysis outcomes with stakeholders requires recognizing uncertainties resulting from the lack of data, inaccuracies in laboratory measurements for raw water quality monitoring, gaps in the knowledge, and inexactness of geographic data. Nevertheless, as Uusitalo (2007) pointed out, the advantage of the BN is that it incorporates uncertainty explicitly and naturally through the probability distribution.

As expected, this model has a limitation concerning its validation since it is not readily possible to perform a quantitative validation. This limitation is in accordance with the findings discussed in reviews by Kaikkonen et al. (2020) and Phan et al. (2016), which also exhibited the same issue. For this reason, in this study, a qualitative model validation was performed by examining the outcomes of many scenarios in comparison to the regulatory vulnerability analyses. Results were consistent; however, the BN approach provides more context for risk levels and an approach to provide an aggregated and global assessment of DWI vulnerability.

This model is a potential tool for source water managers to easily apply since it is based on readily available input data and raw water analyses commonly required by drinking water quality regulations (Government of Quebec, 2012), which specify standards for all water systems designated for human use throughout the province of Quebec. Consequently, it is simple to apply this Bayesian model throughout Quebec by simply modifying the input values in the model to generate probabilistic results regarding the risk posed by agricultural activities upstream of DWIs. In this case, all model components, including parent and child nodes and their probabilistic connections, are not subject to modification. This Bayesian model can also be applied to other study sites on a larger scale (national and international scale) if all the data defining the input nodes

are available. As mentioned by Dorner et al. (2007), the Bayesian network has the advantage of being used rapidly to investigate outputs under various scenarios. This evidence holds when applying the same Bayesian model that has already been developed. It is crucial to highlight that the groundwork for developing this model, including the generation of CPTs, took a substantial amount of time and effort. If the necessary data is unavailable for other study sites, adjustments must be made to the model design based on the existing data. As part of these adjustments, it is necessary to decide on the appropriate nodes to use as input to the model while considering the targeted region's regulations. This decision should be made based on the data available, especially those that describe the agricultural activities inventoried at the research site and the quality of surface water at the DWI. The adjustments would also include defining the conditional probability distributions that characterize the probabilistic links of the new nodes added with their child nodes, despite applying the identical CPTs filling approaches described in section 5.3.2.2. At this scale, the involvement of experts is a must for the qualitative validation of the model.

5.6 Conclusion

This study used the Bayesian network (BN) to assess the risk of agricultural activities for four DWIs that draw their water across a river in the south of Quebec, Canada. The findings have led us to conclude that:

- The Bayesian model allowed for the combination and manipulation of data in various formats (numerical, statistical, and geographical data) into a consistent methodology for water resource risk assessment for drinking water supplies.
- The interactions between all risk components (the vulnerability of drinking water intake, the exposure to the threat, and the probability of hazard) and their combined uncertainties can be quantified in a single model. Stakeholders and agricultural organizations may utilize this probabilistic reasoning tool to grasp the causal relationships between variables, allowing them to identify the key factors that demand special attention due to their large impacts on the outcomes.

- The end-user can fill data gaps in the model by referencing to expert knowledge. The explicit identification of data gaps and sensitivity analyses facilitates the prioritization of future data collection needs. Furthermore, the model can serve as a basis for integrating local knowledge from various stakeholders in the watershed.
- The mixed aggregation method ($f_{add-max}$) combined with expert judgment is a simple and straightforward way for populating conditional probability tables, and it is suitable for considering parent-child dependencies. The correlation between the parent nodes is also considered, making the evaluation accurate based on expert judgment. The weights allocated to the additive (f_{add}) and maximum (f_{max}) aggregation allow for a more focused examination of the influence factor in the field of water resource protection. This is a crucial characteristic when the effect of parent nodes functioning concurrently is considered. This method is useful for filling CPTs semi-automatically to help experts calculate reasonable probabilities when data are not available.
- The model developed in this paper is the first element of a risk assessment cycle. This Bayesian model proved successful in identifying drainage basins occupied by agricultural activities that may pose a medium to high risk of contamination of drinking water intakes. These findings can assist managers and authorities in developing targeted sampling programs for microbiological and chemical testing of surface water while reducing costs and prioritizing drainage basins associated with a high level of risk. The analysis results should constitute the input variables of this Bayesian network while incorporating new nodes and updating it to better pinpoint the source of risk.
- The availability of the data describing the input nodes determines how easily the model may be exported to different water resource risk assessment scenarios. If the data are readily available and suitable for the Bayesian model, the established CPTs in this study can be applied without adjustments. Nevertheless, developing new CPTs would require a lot of time and effort if a new Bayesian network had to be constructed to accommodate other types of input nodes. It is at least plausible to use the same approach of generating conditional probabilities outlined in this study, as it is relevant to the field of water resource protection.

From a water resource protection perspective, in an urban and agricultural watershed, this research is expected to serve as a basis for future studies on assessing microbial risk from combined sewer overflows (CSOs) using a probabilistic approach.

5.7 Acknowledgements

We thank the partner municipalities and the watershed organization team responsible for the study area for contributing to the data collection and vulnerability assessments.

5.8 Funding

This study was funded by NSERC PURE CREATE, which had no role in study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript. Additionally, partner municipalities also provided funding but were only involved in data collection and decision to publish.

Sarah Dorner reports financial support was provided by Partner municipalities. Raja Kammoun reports

financial support was provided by NSERC PURE CREATE.

CHAPITRE 6 ARTICLE 2: COMPARATIVE STUDY OF DETERMINISTIC AND PROBABILISTIC ASSESSMENTS OF MICROBIAL RISK ASSOCIATED WITH COMBINED SEWER OVERFLOWS UPSTREAM OF DRINKING WATER INTAKES

Ce chapitre est présenté sous forme d'article scientifique soumis au journal « *Environmental Challenges* » le 14 avril 2023 et accepté avec révisions le 27 avril 2023.

COMPARATIVE STUDY OF DETERMINISTIC AND PROBABILISTIC ASSESSMENTS OF MICROBIAL RISK ASSOCIATED WITH COMBINED SEWER OVERFLOWS UPSTREAM OF DRINKING WATER INTAKES

Raja Kammoun^{a*}, Natasha McQuaid^a, Vincent Lessard^b, Michèle Prévost^a, Françoise Bichai^a, Sarah Dorner^a

^a Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Montreal, Quebec, H3C 3A7, Canada

^b Conseil des bassins versants des Mille-Îles, 15 Chemin de la Grande-Côte bureau 105, Saint-Eustache, Quebec, J7P 5L3, Canada

* Corresponding author.

E-mail address: raja.kammoun@polymtl.ca

6.1 Abstract

Combined sewer overflows (CSOs) are a source of microbial contamination of drinking water intakes located downstream from their discharge. To safeguard the quality of the source water, it is essential to evaluate the risk levels associated with these municipal structures. This study compares two risk assessment approaches to test their applicability for assessing the risk of CSOs to drinking water intakes in a highly urbanized watershed. The first approach was based on a deterministic equation that combines the characteristics of an overflow structure allowing the risk

to be rated as very low, low, medium, high, or very high. The second probabilistic risk assessment approach yielded findings that are probabilistically distributed across the five levels of risk. This approach was developed by constructing a novel Bayesian network to probabilistically link the different factors defining the exposure of water intakes to the hazards of CSOs. The comparison between the results of these two approaches highlighted the importance of simultaneously considering many scenarios for assessing the risk of contamination of source waters. This was possible using the Bayesian network rather than the deterministic equation, which only supports one scenario at a time. It was also shown that the deterministic approach often overestimates risk levels for CSO outfalls close to the water intake, and typically underestimates risk for CSOs associated with low overflow frequencies. In the context of implementing action plans, the Bayesian network is estimated as a cost-effective technique since it prioritized overflow structures needing special attention in a highly urbanized watershed, where the same CSOs were deterministically rated as having the same risk level.

Keywords

Deterministic risk assessment, Probabilistic risk assessment, Bayesian network, Combined sewer overflow, Urbanized watershed, R studio

6.2 Introduction

Combined sewer overflows (CSOs) effluents contain a mixture of microbial pathogens (Isabelle Jalliffier-Verne et al., 2017; Madoux-Humery et al., 2016; Passerat et al., 2011), physico-chemical contaminants (Birch et al., 2011; Gasperi et al., 2012), and emerging contaminants (Hajj-Mohamad et al., 2017; Petrie, 2021). Therefore, government entities are focusing on assessing potential risks from these anthropogenic activities to protect drinking water sources. A review of risk assessment approaches (Prévost et al., 2017b) for these activities highlighted that laws, regulations, and recommendations of several countries use similar conceptual risk assessment methodology: a deterministic model. This model is commonly based on setting risk levels according to a risk matrix that combines the category of probability, or likelihood, against the category of consequence severity. Risk matrices are used in Canada, New Zealand, and Australia (Table D- 1 in supplementary materials, Annexe D). Instead of the risk matrix, the overall degree of risk can be

assessed based on descriptive information on the pollutants that may be discharged by human activities, the location of the pollution source, water quality, land use, etc. Depending on the extent to which numerical measurements are available, these descriptions may be either general or precise. This is the case for Maine, New York, and California risk assessment methods (Table D- 1 in supplementary materials, Annexe D).

These methods present a quick and easy approach (Peace, 2017) to produce a comprehensive portrait of pollution hazards in all watersheds. However, improperly designed, or deployed risk matrices may raise uncertainty in outcomes (Cox, 2008; Peace, 2017). As explained by Grafton et al. (2017), the risk matrix deficiency is revealed when events with high consequences and low frequency are compared to those with low consequences and high frequency as having the same risk level. In addition, effective risk management decisions cannot be derived from the translation of risk ratings into protection plans (Cox, 2008; Vatanpour et al., 2015).

Researchers have developed improved deterministic methods to evaluate the level of microbial risk associated with CSOs using targeted water sampling and laboratory analysis (Al Aukidy et al., 2017; Calderon et al., 2017; Madoux-Humery et al., 2015), or real-time measurement of a biochemical indicator of fecal pollution using ColiMinder (J.-B. Burnet et al., 2021; Sylvestre et al., 2021) to identify water quality and analyze wastewater impact on receiving waterways. Therefore, statistical analysis (Madoux-Humery et al., 2015; Sylvestre et al., 2020), Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) (McGinnis et al., 2022; Sylvestre et al., 2021), and coupled hydrodynamic and water quality modeling (Locatelli et al., 2020; Milad Taghipour et al., 2019) are also used as a risk assessment methods to better evaluate the effect of CSOs on surface water quality and public health. These deterministic modeling methods simulate scenarios where the input values are known. These strategies rely on specialized and large-scale data collected from advanced equipment or laboratory analysis, often unavailable, to calibrate models and reduce uncertainty regarding the interaction of different system components. Several studies have used artificial neural network (ANN), including uncertainty, to model and forecast fecal indicator bacteria in CSOs (Vijayashanthar et al., 2018), and to investigate different modalities related to CSOs, such as the flow rate (El Ghazouli et al., 2022), water level in the CSO structure (D. Zhang et al., 2018), and hydraulic performance of CSOs (Aziz et al., 2013; Mounce et al., 2014). ANN is

appropriate for complex problems and adaptive learning (Sojobi et al., 2022). However, it requires a large dataset for neural network learning (Mounce et al., 2014; Rosin et al., 2021).

To support source water protection by prioritizing high-risk combined sewer systems at the regional level, it is unrealistic to conduct wastewater modeling and analysis of each CSO due to the substantial resources and data required, especially in highly urbanized jurisdictions. Decision-makers must adopt a practical and accurate strategy for assessing risk (Dirckx et al., 2022) while realistically demanding limited resources. Recent studies (Kaikkonen et al., 2020; Phan et al., 2016; Yu et al., 2021) suggest that Bayesian networks (BNs) are ideally a suitable tool for addressing the challenges associated with data scarcity in probabilistic risk assessment, combining different types of knowledge, and uncertainty in describing the interaction between a random set of variables that outline the interaction of system components. The BN is an acyclic graph composed of nodes linked by conditional dependencies represented as probability distributions (Shan et al., 2019; Stritih et al., 2020).

Few studies have developed a BN to study different features related to CSOs. Wijesiri et al. (2018) examined the potential health risks associated with poor water quality based on physicochemical attributes. Other studies used BN to assess the CSO pipe failure and their degradation (Elmasry et al., 2017; Hahn et al., 2002). To our knowledge, only Goulding et al. (2012) built a BN model that includes QMRA to evaluate public health risks exposed to microbial contamination in sewage overflows in Australia. Since this BN uses analytical findings not required by North American regulations, such as raw sewage concentration, it cannot be extended to all drinking water source protection authorities. Thus, this study investigates exposure to the threat from irrigation water and recreational activities. There have been no studies to date that have used BN to predict the microbiological risk assessment for drinking water intakes from CSOs. Therefore, there is an urgent need for studies in this field to advise drinking water treatment plant managers and water stakeholders the necessary safeguards to protect drinking water intakes (DWIs) from microbial contamination.

The main objective of this study is to assess the microbial risk associated with CSOs events on drinking water sources using a limited dataset. To achieve this objective, a Bayesian model was developed, which considers various scenarios related to CSO features, such as frequency and

duration of overflow, and their impact on the water quality of DWIs. Moreover, this study aims to compare two different risk assessment methods: deterministic and probabilistic. It seeks to illustrate the applicability and limitations of each method in assessing risks in a highly urbanized watershed, and to demonstrate the most effective strategy that could help water managers and stakeholders make informed decision about drinking water sources protection in Quebec (Canada).

6.3 Materials and methods

6.3.1 Study site and CSOs

This risk assessment research focuses on four DWIs (DWI_1, DWI_2, DWI_3, and DWI_4) supplied from the same river in southern Quebec, Canada. This study location was chosen because it exemplifies the challenges of highly urbanized areas. There are a total of 89 CSO outfalls (from CSO_1 to CSO_89) upstream of these DWIs. These outfalls are in the immediate (500 m upstream DWI) and intermediate (10 km upstream DWI) protection zones, which are delineated according to the requirements of the Water Withdrawal and Protection Regulation (Quebec Government, 2022c).

Some overflow structures in Quebec have real-time telemetry systems that track the frequency and duration of overflows. Other structures have a marker that shifts position due to overflows (MELCC, 2021; Quebec Government, 2022b). In the latter case, overflow duration cannot be recorded, but the presence or absence of an overflow is noted during a weekly technical visit. Overflow data obtained manually or automatically was analyzed and the number of sewer structures, the frequency, and the duration of their overflows are summarized in the Table D- 2 (supplementary materials, Annexe D).

6.3.2 Deterministic risk assessment method

This research used the deterministic approach developed by McQuaid, Madoux-Humery, Touttée, et al. (2019b) to estimate the risk associated with all CSOs upstream of the four DWIs. This method was chosen since it presents an improvement over the regulatory approach in Quebec which is based on the risk matrix (Quebec Government, 2022c). The risk level was calculated using metrics

representing the wastewater flow, microbial concentration, the magnitude of the overflow, and the DWI's proximity to the outfall. The overflow index (OI) was computed using the formula below (Eq. 1). It generates a single numeric score, which is then classified into one of five risk categories, ranging from very low to very high.

$$OI = \frac{D^2 \cdot \text{Max} \sum_{i=1}^5 X \cdot \text{Pop}}{\ln(RD)} \quad (\text{Eq. 1})$$

where D is the pipe diameter (m) at the outfall, Pop is the estimated population for the dissemination block boundary present in the urban drainage basin (UDB), RD is the riverine distance (m) between the DWI and the overflow discharge point, $\text{Max} \sum_{i=1}^5 X$ is the maximum annual cumulative duration (h) of overflows observed during five years, X is substituted with the overflow frequency if data on the duration is unavailable.

The overflow index was computed for all CSO structures with outfall in the intermediate protection zone of the DWI. A very high risk level was automatically assigned to any structure located in the immediate protection zone, regardless of its overflow characteristics.

6.3.3 Probabilistic risk assessment method

6.3.3.1 Bayesian network construction

The BN model presented in Figure 6-1 was designed to assess the microbial risk of CSOs to DWIs by combining three sub-models – microbial hazard, exposure to the hazard, and global vulnerability of the DWI. The Bayesian network sub-model that assesses DWI vulnerability was developed by Kammoun et al. (Unpublished results) using Netica (Norsys Software and Corp., 2021b) for agricultural risk assessment. This sub-model (Figure D- 1 in supplementary materials, Annexe D) was replicated using the R programming language (R studio, version 4.1.3) and interconnected with the CSO risk assessment sub-model, which includes key variables that describe CSO structures, overflow events, DWI and overflow outfall location. Each variable constituting the BN is represented as one node. Child nodes get input from one or more parent nodes (Kaikkonen et al., 2020).

Probabilistic risk analysis was conducted by filling in conditional probability tables (CPTs), which describe the probabilistic relationships between the parent nodes and their influence on the child nodes. The conditional probability distributions in CPTs were determined using an adapted mixed aggregation method ($F_{\text{add-max}}$) for BNs as proposed by Kammoun et al. (Unpublished results). This method, which is described in more details in the supplementary materials (Text D-1, Annexe D), involves combining an additive (f_{add}) and a maximum (f_{max}) aggregation. To make one aggregation more important than the other, an alpha (α) weight between 0 and 1 is given to f_{add} . Otherwise, a weight of $1-\alpha$ should be given for f_{max} . The additive aggregation requires assigning weights (W_n) (from 0 to 1) that show how much each parent node affects the child node.

The conditional probabilities distribution of each CPT and the optimal α and W_n combinations for each parent node were set by developing an algorithm that tests all possible iterations, incorporates interpreted preconditions deduced from the literature, and relies on expert knowledge. This algorithm is effective in identifying the optimal combination among thousands. It was developed by generally answering the following questions for each CPT:

- Which parent node contributes the most to the child node?
- How does the status of a child node change when the status of a parent node increases or decreases by one level?
- Are there any extreme probability values in the CPT that need to be excluded by evidence?

For example, a single CPT of a child node (x_1) that is linked to two parent nodes (x_2 and x_3) with five statuses for each node ($k_i=5$) must be filled up after testing 121 iterations, each of which has 125 probability values ($P(x_1=a_k|x_2, x_3)$, where a_k is the possible value of the node x_1). The 121 iterations depict all conceivable combinations of α , W_{x_2} and W_{x_3} , where the sum of the weights equals 1. This approach must be applied to each CPT constituting the BN while adjusting the parameters that define the number of nodes and their status. A R code was developed for this purpose (Text D-2, Annexe D). It illustrates all the criteria and hypotheses (Table 6-1) implemented in the algorithm to determine the most appropriate conditional probabilities distribution to fill the CPTs. The status of all nodes shown in Table 6-1 was mainly determined based on the levels used in the deterministic approach of McQuaid, Madoux-Humery, Touttée, et al. (2019b), as well as expert opinion.

After defining the probabilistic connection between nodes, the “bnlearn” package (Scutari, 2010) in R was used to learn the structure of the BN, and the “Rgraphviz” package (Hansen et al., 2022) was used to plot the network. The R code used for this purpose is given in the Text D-3 (Annexe D).

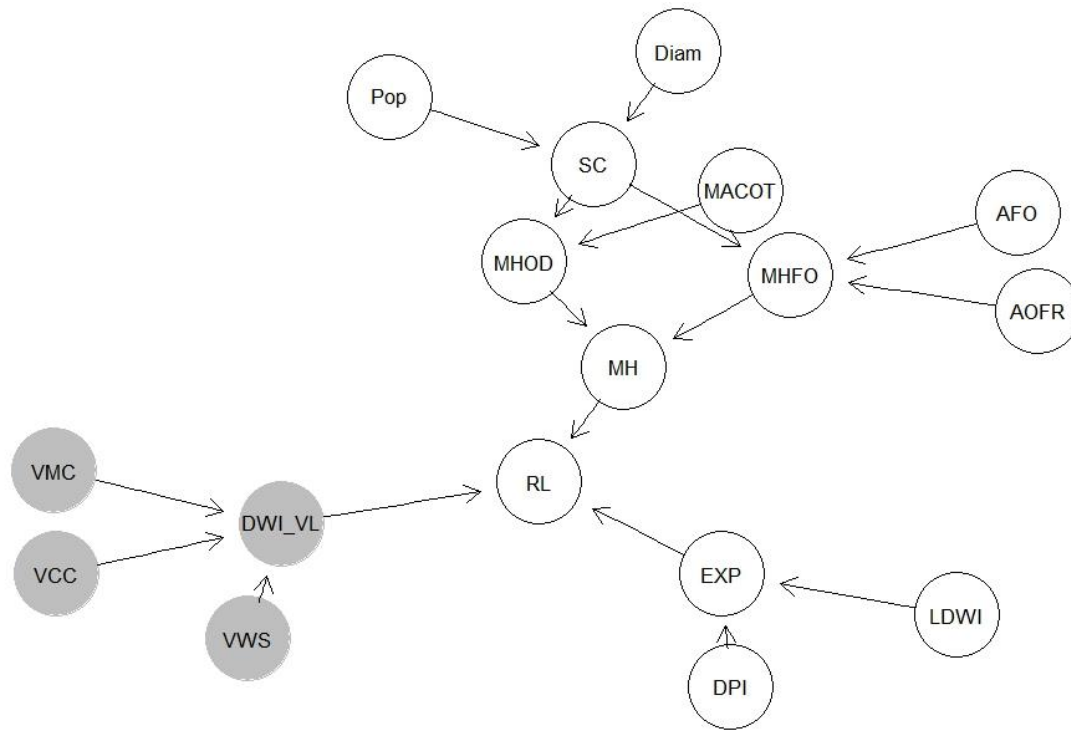


Figure 6-1 Bayesian network for CSOs risk assessment. Abbreviation used in the model: **Pop**: population in urban drainage basin, **diam**: pipe diameter, **SC**: severity of consequences, **AFO**: annual frequency of overflows, **AOFR**: automatic overflow frequency recorder, **MHFO**: microbial hazard based on frequency of overflows, **MACOT**: maximum annual cumulative overflows time, **MHDO**: microbial hazard based on overflow duration, **MH**: CSO microbial hazard, **DPI**: distance prioritization index, **LDWI**: location of the DWI regarding the CSO, **EXP**: exposure of the DWI to the hazard of CSO, **DWI_VL**: DWI vulnerability level, **VCC**: vulnerability to chemical contamination, **VMC**: vulnerability to microbial contamination, **VWS**: vulnerability to water scarcity, **RL**: CSO risk level. The grey filled nodes are the key nodes of a BN sub-model proposed by Kammoun et al. (Unpublished results).

Table 6-1 Criteria and hypothesis used to fill conditional probability tables constituting the BN.

Child node	Parent nodes		Criteria and hypothesis for determining the link between parent and child nodes	CPT filling parameters selected
	Attribute	Status*		
Severity of consequences (SC)	Population (Pop) ⁽¹⁾	< 50 50 to 1000 1000 to 2500 2500 to 5000 ≥ 5000	- The number of individuals that are housed in the UDB has a substantial correlation with the load of microbiological pollutants that are released from the overflow structure. Consequently, the severity of the consequences tends to be proportional to the population that occupies the UDB. According to Madoux-Humery et al. (2013) research, the concentration of <i>E. coli</i> in raw sewage water varies depending on the kind of land use, the UDB area, and the population density. The average <i>E. coli</i> concentration per person per combined sewer overflow event was estimated by Isabelle Jalliffier-Verne et al. (2017) to be 5.5 CFU/100 mL/p in a southern Quebec urban region that is fairly similar to our study site. Olds et al. (2018) also demonstrated a causal relationship between the level of sewage contamination and the degree of urbanization by using genetic markers for human-associated indicator bacteria such human Bacteroides (HB) and human Lachnospiraceae (Lachno2). - It was considered that the diameter of the overflow pipe does not completely represent the flow rate of the overflow discharge into the surface water because, in reality, pipe design is done to ensure that the maximum flow occurs within 93% of the total pipe diameter (MELCC & MAMROT, 2014). In instances, the rate of wastewater outflow fluctuates with precipitation intensity. Furthermore, the overflow pipe's diameter reflects the scale of the urban area drained upstream. - The weight assigned to the parent node "Pop" should be greater than that assigned to the node "diam". - The uncertainties on the conditional probability distributions are mainly related to flow rate of the overflow discharge.	$\alpha = 0.9$ $W_{Pop} = 0.9$ $W_{Diam} = 0.1$
	Diameter (diam) ⁽²⁾	< 0.9 0.9-1 1-1.2 1.2-1.5 ≥ 1.5		

Table 6-1 Criteria and hypothesis used to fill conditional probability tables constituting the BN (continued).

Child node	Parent nodes		Criteria and hypothesis for determining the link between parent and child nodes	CPT filling parameters selected
	Attribute	Status*		
Microbial hazard based on overflow duration (MHOD)	Maximum annual cumulative overflow time (MACOT) ^(3,5)	[0, 1), [1, 23), [23, 96), [96, 262), [262, +∞)	- Studies on how <i>E. coli</i> concentrations change during an overflow event have shown inconsistent findings. According to the research of Madoux-Humery et al. (2013) and Passerat et al. (2011), the <i>E. coli</i> concentration is higher at the beginning of overflow events due to leaching from the sewer systems. However, the more extended the overflow event lasts, the peak <i>E. coli</i> contamination decreases. Other research has shown that depending on the peak flow, <i>E. coli</i> peaks may happen later (M. Taghipour, S. Tolouei, et al., 2019) or be randomly spread during excessively long overflow events or events caused by snowmelt mixed with precipitation (McCarthy et al., 2012). Indeed, these variations in the outcomes are influenced by a multitude of factors, most notably the duration and intensity of rainfall, as well as the duration of the dry period preceding the overflow episodes (Madoux-Humery et al., 2015). Consequently, the uncertainties on the conditional probability distributions are mainly related to these factors.	$\alpha = 1$ $W_{MACOT} = 0.4$ $W_{CS} = 0.6$
	Severity of consequences (SC)	Very low Low Medium High Very high		

Table 6-1 Criteria and hypothesis used to fill conditional probability tables constituting the BN (continued).

Child node	Parent nodes		Criteria and hypothesis for determining the link between parent and child nodes	CPT filling parameters selected
	Attribute	Status*		
Microbial hazard based on frequency overflows (MHFO)	Annual frequency of overflows (AFO) ^(4,5)	[0, 1), [1, 2), [2, 5), [5, 14), [14, +∞)	- The frequency of overflows that are manually recorded may not accurately represent the microbiological hazard since the real number of overflows could be higher when an automatic recorder is used; if there is more than one overflow in a week, they are all recorded as one event, and the duration of the overflow is not recorded. Consequently, there are more uncertainty and variability in the probability distribution of the CPT linked to the MHFO child node while using manual recorder. - A high number of overflows is not particularly associated with the highest levels of <i>E. coli</i>. However, high <i>E. coli</i> concentrations are often correlated with the extensive sewershed population that discharges upstream of the intakes (I. Jalliffier-Verne et al., 2016).	If the overflow structure is equipped with an automated overflow frequency recorder: $\alpha = 0.7$ $W_{AFO} = 0.3$ $W_{CS} = 0.7$ Otherwise, the conditional probability distributions are adjusted based on expert judgment.
	Automatic overflow frequency recorder (AOFR) ⁽⁶⁾	Yes No		
	Severity of consequences (SC)	Very low Low Medium High Very high		
CSO microbial hazard (MH)	Microbial hazard based on overflow duration (MHOD)	Very low Low Medium High Very high	- Microbial hazard can be estimated with more certainty based on the overflow duration rather than the frequency. CSO frequencies do not represent contaminant loads properly (M. Taghipour, A. Shakibaeinia, et al., 2019). - The uncertainties on the conditional probability distributions are mainly related to the CSO microbiological load.	$\alpha = 0.5$ $W_{MHOD} = 0.6$ $W_{MHFO} = 0.4$
	Microbial hazard based on frequency overflows (MHFO)			

Table 6-1 Criteria and hypothesis used to fill conditional probability tables constituting the BN (continued).

Child node	Parent nodes		Criteria and hypothesis for determining the link between parent and child nodes	CPT filling parameters selected
	Attribute	Status*		
Exposure of the DWI to the hazard of CSO (EXP)	Location of the DWI regarding the CSO (LDWI) ⁽⁷⁾	ORB ⁽⁹⁾ MOR ⁽¹⁰⁾ SRB ⁽¹¹⁾	- Peak <i>E. coli</i> concentrations are typically higher in DWI raw water located longitudinally downstream of the overflow outfalls, — in other words on the same riverbank, compared to the intake placed opposed the outfalls (M. Taghipour, A. Shakibaeinia, et al., 2019). - Different CSO loading scenarios and simulated river hydrodynamic conditions demonstrated that maximum concentrations reached at drinking water treatment facilities within a few hours for near-intake overflow structures (M. Taghipour, A. Shakibaeinia, et al., 2019). - Position of the DWI relative to a CSO outfall locations may reflect a significant impact of higher flowrates on <i>E. coli</i> concentrations at the intake (Isabelle Jalliffier-Verne et al., 2017). - The DPI is generated using the maximum and minimum distances between the drinking water intake and CSO outfalls within the same riverbank. The closer the index score is to one, the higher the microbiological hazard to water quality at the intake. - Uncertainties in the conditional probability distributions are mainly related to microbial contaminant fate and transport from CSO outfalls to the DWI.	$\alpha = 0.2$ $W_{LDWI} = 0.6$ $W_{DPI} = 0.4$
	Distance prioritization index (DPI) ⁽⁸⁾	[0, 0.2), [0.2, 0.4), [0.4, 0.6), [0.6, 0.8), [0.8, 1]		

Table 6-1 Criteria and hypothesis used to fill conditional probability tables constituting the BN (continued).

Child node	Parent nodes		Criteria and hypothesis for determining the link between parent and child nodes	CPT filling parameters selected
	Attribute	Status*		
CSO risk level (RL)	CSO microbial hazard (MH)	Very low Low	CPT filling parameter were selected based on the study conducted by Kammoun et al. (Unpublished results).	$\alpha = 1$ $W_{MH} = 0.8$ $W_{EXP} = 0.1$ $W_{DWI\_VL} = 0.1$
	Exposure of the DWI to the hazard of CSO (EXP)	Medium High Very high		
	DWI vulnerability level (DWI_VL)	Low Medium High		

*The status of each node are listed in ascending order from the best to the worst range.

(1) The population “Pop” estimated in the UDB supplied by the combined overflow structure. The delineations of UDBs were given by the partner municipalities, and the population of each UDB was estimated using census data from the federal database of Statistics Canada (2021).

(2) Diameter (in meters) of the wastewater discharge pipe to the surface water. Diameter data were provided by the partner municipalities.

(3) Maximum annual cumulative duration (in hours) of overflow events occurred during a 5-year period.

(4) Maximum annual cumulative number of overflow events occurred during a 5-year period.

(5) 5-year data on the overflow duration and frequency were collected from a provincial database providing monitoring of municipal wastewater facilities (Quebec Government, 2022a).

(6) This node specifies whether or not the overflow structure is occupied by an automated recorder of the frequency and duration of overflows.

(7) The riverbank where the DWI is situated in regard to the overflow structure’s outfall

(8) The distance prioritization index was determined based on the riparian distance (m) between the CSO outfall and the DWI. The locations of the overflow structures’ outfalls were deduced from sewage system pipe designs that were produced by the municipalities, and the locations of DWIs were produced by the drinking water treatment plants’ managers.

(9) Opposite riverbank / (10) Middle of the river / (11) Same riverbank

6.3.3.2 Bayesian network validation

Once the risk assessment model was constructed, the acceptability of the probabilities that this BN inferred was assessed to determine the model's reliability and credibility. This assessment was computed using the “querygrain” function of the “gRain” package (Hojsgaard, 2012), as demonstrated in the R code shown in Text D-4 (Annexe D). By altering one BN input node at a time, outcomes enabled the examination of the direct perturbation of the risk level node (RL). The probability findings shown in Figure D- 2 (supplementary materials, Annexe D) indicated that changes to the population in UDB (Pop), the frequency (AFO) and the duration of the overflow (MACOT) nodes had the greatest impact on the “RL” node compared to the other nodes. This supports the existence of a substantial causal link between these three nodes and the relative risk of CSOs compared to the remaining input nodes.

The validity of the BN was completed by running known scenarios, and the results were then evaluated using expert judgment. First, we examined the most extreme combinations of the scenario analysis, by thinking about the output in the best (S1) and worst case (S2) scenarios, and then we looked at the more generic version of the scenario analysis (S3 to S11). Figure D- 3 (supplementary materials, Annexe D) depicts the hierarchical grouping of scenarios based on nodes “Pop”, “AFO”, and “MACOT” that have the largest influence on the risk level. The scenario groups labeled “Population max”, “Frequency max” and “Duration max” are defined by population (Pop), the frequency (AFO), and the duration overflow (MACOT) nodes at their maximum statuses, respectively. Similarly, the groups linked with the “min” indices are related with the nodes having statuses at a low range. As an example, scenario S5 is defined by a very low population (0 to 50 person), very high overflow frequency (≥ 14), and extremely long overflow duration (≥ 262). Table D- 3 (supplementary materials, Annexe D) provides details of all modeled scenarios.

The outcomes of the RLs related to the 11 scenarios (from S1 to S11) are shown in Figure D- 4 (supplementary materials, Annexe D). The probability of a very high risk level was highest (99%) for the worst-case scenario S2. In comparison, the probability of a very low risk level (97%) was highest for the best-case scenario S1. These estimations were expected given that the very high

risk for S2 was associated with the combination of the critical nodes (Pop, AFO, and MACOT) in their worst range, and the overflow was predicted to take place at a short distance from the DWI on the same riverbank. In comparison, S1 implied all nodes that were coupled at their best range during BN construction.

Very high risk probabilities of 24%, 8%, and 22%, respectively, were observed in scenarios S6, S7, and S8. For these three scenarios, the large estimated population ($\geq 5\,000$ people) was the leading factor explaining these probabilities. Scenario S6 was characterized by a low frequency of overflow (AFO = 1 to 2) and a short period of overflow (MACOT = 1 to 23 h). However, it was assumed that the discharge would be extremely close to the DWI, which supported the 24% very high risk rating. The outfall's placement on the opposite riverbank and at the end of the intermediate protection zone boundary justified a 16% reduction in the very high risk rating for S7 compared to S6. Also, S8 had a 14% higher probability that the risk would be classified as "very high" compared to S7 due to its more frequent and longer period of overflows.

Due to the uncertainty around the frequency and duration of overflows in S9, which were not captured by an automated recorder as they were in S3, the medium level risk predicted by S9 was 26% higher than that predicted by S3. Additionally, S4 had a higher probability of the medium risk level than scenarios S5 and S10 because of the higher overflows' frequency and proximity to the DWI. The results of S3 and S10 showed that varying the overflow duration from a minimum to a maximum state while maintaining all other variables in the same state led to a 54 percent increase in the medium risk level. It was also shown by scenarios S3 and S11 that changing the overflow frequency from the lowest to the highest state shifted the probability of the medium risk level by 80%.

A quantitative technique could not be used to validate and improve the precision of the Bayesian model that was designed in this study. However, in qualitative terms, we may infer that the findings connected with the various scenarios outlined below were plausible and consistent with the experts' expectations. Accordingly, this Bayesian model can be used to accurately assess the risk of the overflow structures at the study site.

6.4 Results and discussion

6.4.1 Overflows frequency and duration

Both deterministic and probabilistic approaches were applied to assess the CSO risk at the study site. Figure 6-2 illustrates the results for upstream (DWI_1) and downstream (DWI_4) river intakes. Figure 6-3 and Figure 6-4 illustrate middle river section intakes (DWI_2 and DWI_3, respectively).

Using the probabilistic approach, CSO_2 posed the most significant risk for the study site, with a 99% probability of being at the very high risk level. Since this CSO outfall is located within the DWI_3's immediate protection zone and has the highest number of recorded overflow occurrences ($n = 343$), the high risk it presents is justified. CSO_11, situated upstream of DWI_2 and DWI_3, had the longest cumulative annual overflow duration (1186 h). This also explains the very high risk probabilities of 86% and 83% regarding DWI_2 and DWI_3, respectively. The exposure to this CSO and the vulnerability of each DWI led to a 3% variation in their very high risk probabilities. The deterministic method estimated that CSO_2 and CSO_11 posed a very high risk to these two DWIs.

Using a probabilistic method, the probabilities of very high risk posed by CSO_9, CSO_36, and CSO_50, upstream DWI_2 and DWI_3, ranged from 23% to 62%. Nonetheless, the risk level was underestimated using the deterministic approach; it was stated that CSO_9 and CSO_36 posed a medium risk level and CSO_50 a high risk level. A lack of data on the overflow durations of CSO_36 and CSO_50 caused this underestimation. The deterministic assessment, in this instance, was carried out based on their overflow frequencies, regardless of their durations; CSO_36 had a medium overflow frequency, and CSO_50 a low one. The risk is also underestimated, although the frequency and duration of CSO_9 overflow events are known. The underestimation is due to the deterministic method's inability to handle many scenarios simultaneously; for example, a single overflow might result in several waterborne epidemics, mainly when the CSO structure serves a large population. In fact, the population estimated in the UDB of CSO_9, CSO_36, and CSO_50 ranged from high (2500 to 5000) to very high (≥ 5000).

Risk levels at 13 other overflow structures (CSO_7, CSO_10, CSO_22, CSO_34, CSO_39, CSO_43, CSO_45, CSO_47, CSO_48, CSO_49, CSO_52, CSO_54, CSO_55) upstream from all DWIs were assessed using the deterministic method without overflow duration data since they were not equipped with automatic overflow recorders. The deterministic method implies a low- to medium-frequency overflow and poses, in general, a low to medium risk to the DWI. However, as explained in Table 6-1, the probabilistic method considers that the overflow may last for a long time, and it may alter the quality of water sources. As a result, for all these CSOs, the probabilistic method produces levels of risk were higher than that given by the deterministic method. These findings demonstrate the Bayesian model's capability to account for the overflows' inherent uncertainty as well as the uncertainties in the recorded data, particularly when employing a manual technique, giving it an advantage over the deterministic assessment.

These findings are supported by the research of M. Taghipour, A. Shakibaeinia, et al. (2019) demonstrating with hydrodynamic and water quality modeling that overflow frequency is not always more indicative of risk as compared to microbial contaminant load. Additionally, the World Health Organization (WHO) (2016) has shown that 13 events of microbial contamination intrusion into surface waters resulted in more than 600,000 waterborne disease outbreaks over 14 years. The probabilistic risk assessment approach, which includes uncertainty and accounts for several scenarios, yields more reliable findings than the deterministic one.

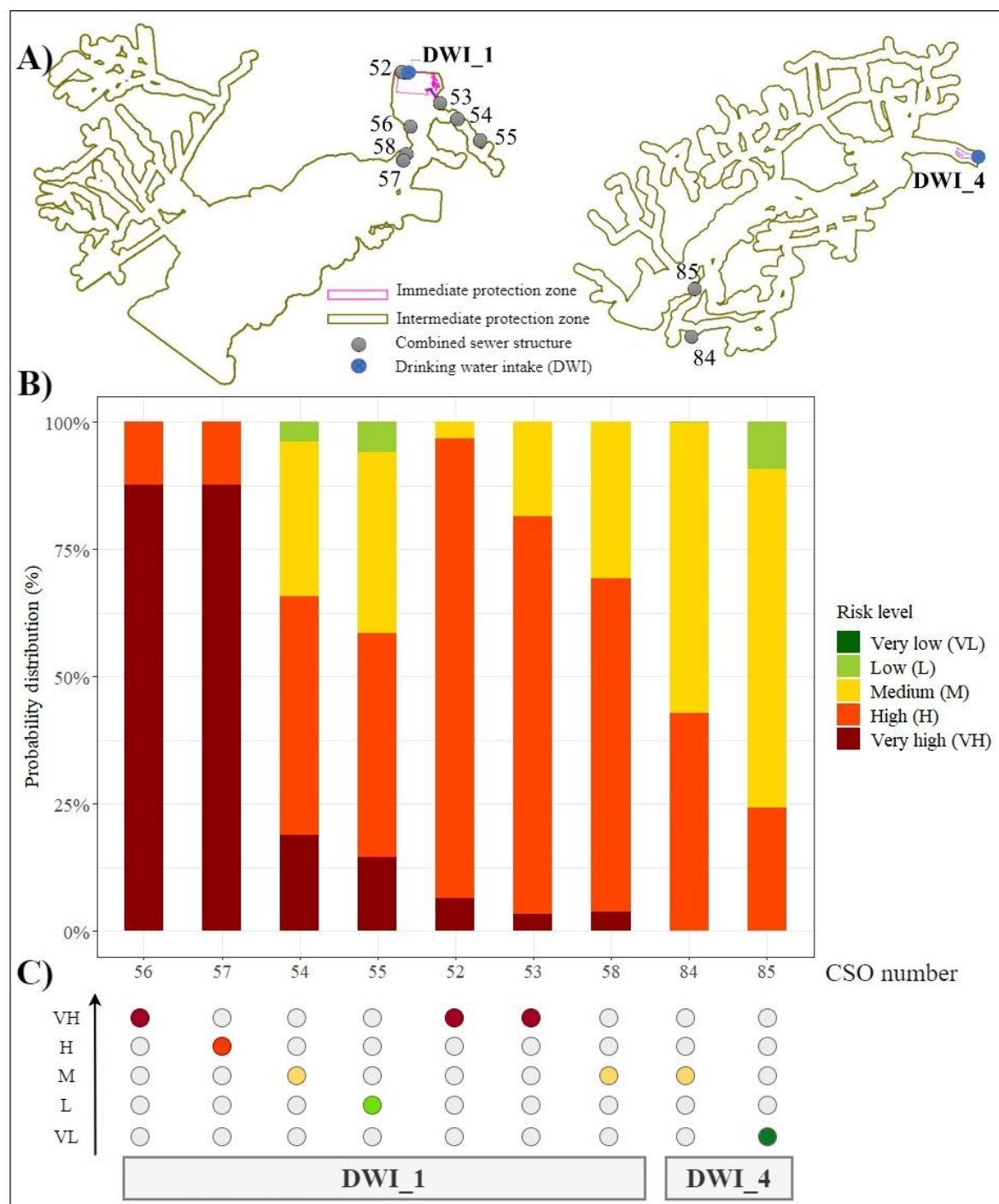


Figure 6-2 Results of the risk assessment of the CSOs inventoried upstream of DWI_1 and DWI_4.

A) Maps illustrate overflow structure's locations upstream of DWIs. B) Bar plots feature the probabilities (in %) across different risk levels determined based on the probabilistic approach. C) The bottom plot indicates the risk levels of CSOs using the deterministic approach.

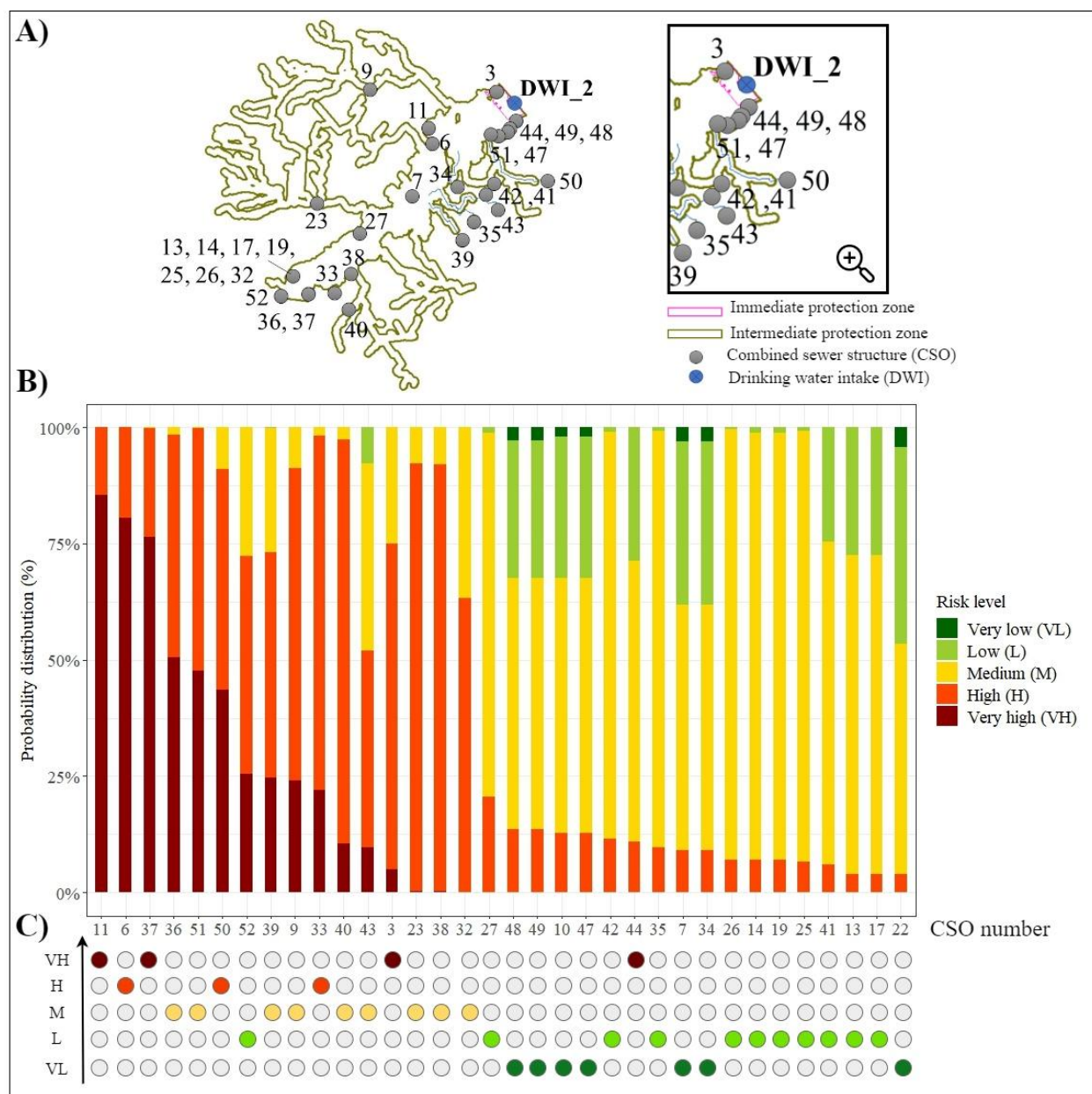


Figure 6-3 Results of the risk assessment of the CSOs inventoried upstream of DWI_2. A) Maps illustrate overflow structure's locations upstream of DWI_2. B) Bar plots feature the probabilities (in %) across different risk levels determined based on the probabilistic approach. C) The bottom plot indicates the risk levels of CSOs using the deterministic approach.

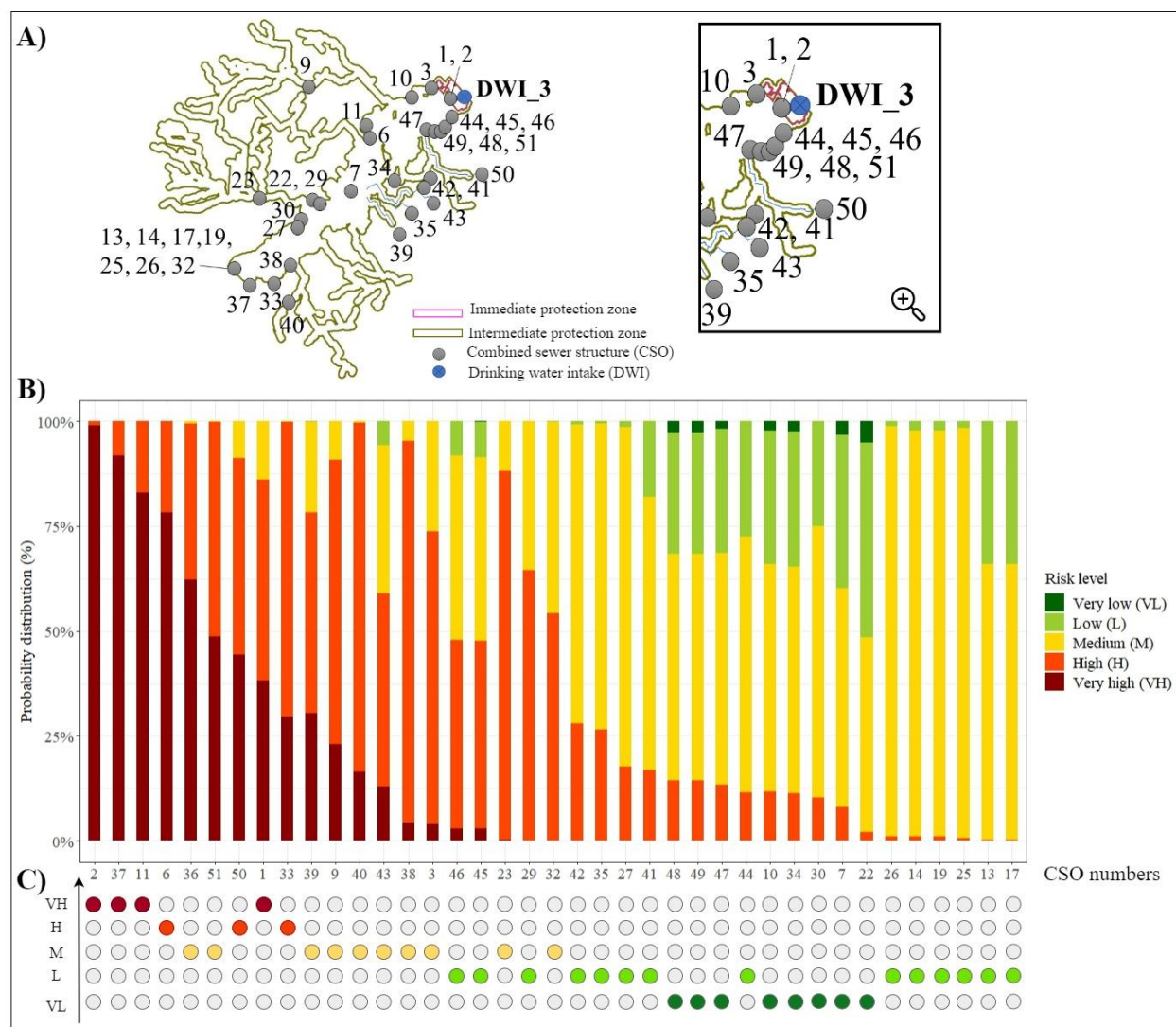


Figure 6-4 Results of the risk assessment of the CSOs inventoried upstream of DWI_3. A) Maps illustrate overflow structure's locations upstream of DWI_3. B) Bar plots feature the probabilities (in %) across different risk levels determined based on the probabilistic approach. C) The bottom plot indicates the risk levels of CSOs using the deterministic approach.

6.4.2 Hazard exposure

Over the study site, six outfalls of CSOs (CSO_1, CSO_2, CSO_3, CSO_44, CSO_52, and CSO_53) are located in the DWIs' immediate protection zones (Over the study site, six outfalls of CSOs (CSO_1, CSO_2, CSO_3, CSO_44, CSO_52, and CSO_53) are located in the DWIs'

immediate protection zones (Figure 6-2, Figure 6-3, and Figure 6-4). Due to their discharges occurring no more than 500 m upstream of the intakes, all these structures were estimated to be associated with a very high risk using the deterministic method. The Bayesian model revealed, however, that only CSO_2 upstream of DWI_3 was 99% likely to present a very high risk due to its characteristics: all the nodes AFO, MACOT, DPI, and LDWI were at their worst status. In contrast, for CSO_52, CSO_53, and CSO_3, the predominant risk level was deemed high, with probabilities of 90%, 78%, and 70%, respectively. The lower population density in their UDBs, as compared to CSO_2, seemed to be mostly responsible for these findings. Furthermore, CSO_3 and CSO_53 are positioned on the opposite riverbank as the DWI, making it uncertain that all microbiological contaminants could reach the intake. The risk associated with CSO_44 was rated as medium (60%) to low (29%) because of its low frequency of overflows (1 to 2), a small population (50 to 1000), and intake position (MOR). According to Taghipour (2019b), pollutants disperse predominantly along the riverbank where they are discharged, which supports BN risk probabilities beyond the deterministic risk level. Since the population parameter is unavailable, CSO_1's risk is calculated as very high (38%), high (48%), and medium (14%) (Figure 6-2). This uncertainty was related to the population variable that reflects the microbial contaminant load.

In the intermediate protection zones, CSO_44, CSO_47, CSO_48, and CSO_49 are near the DWI (DPI = 0.8 to 1) and on the same riverbank. Using the BN, it was assumed that these CSOs had a medium risk level (54 to 61%). Compared to these CSOs, CSO_32 had a high risk (88%), even though it is located on the other shore and distant from the DWI. The very high frequency and duration of overflows in the CSO_32 explained the high level of risk compared to other structures. All these CSOs had very low to low UDB populations. It can be deduced that the Bayesian model prioritizes the CSO that is overflowing more and for a longer period, and it is not simply the overflow outfall's position that is of greatest significance and the only parameter of interest.

). Due to their discharges occurring no more than 500 m upstream of the intakes, all these structures were estimated to be associated with a very high risk using the deterministic method. The Bayesian model revealed, however, that only CSO_2 upstream of DWI_3 was 99% likely to present a very high risk due to its characteristics: all the nodes AFO, MACOT, DPI, and LDWI were at their worst status. In contrast, for CSO_52, CSO_53, and CSO_3, the predominant risk level was

deemed high, with probabilities of 90%, 78%, and 70%, respectively. The lower population density in their UDBs, as compared to CSO_2, seemed to be mostly responsible for these findings. Furthermore, CSO_3 and CSO_53 are positioned on the opposite riverbank as the DWI, making it uncertain that all microbiological contaminants could reach the intake. The risk associated with CSO_44 was rated as medium (60%) to low (29%) because of its low frequency of overflows (1 to 2), a small population (50 to 1000), and intake position (MOR). According to Taghipour (2019b), pollutants disperse predominantly along the riverbank where they are discharged, which supports BN risk probabilities beyond the deterministic risk level. Since the population parameter is unavailable, CSO_1's risk is calculated as very high (38%), high (48%), and medium (14%) (Figure 6-2). This uncertainty was related to the population variable that reflects the microbial contaminant load.

In the intermediate protection zones, CSO_44, CSO_47, CSO_48, and CSO_49 are near the DWI (DPI = 0.8 to 1) and on the same riverbank. Using the BN, it was assumed that these CSOs had a medium risk level (54 to 61%). Compared to these CSOs, CSO_32 had a high risk (88%), even though it is located on the other shore and distant from the DWI. The very high frequency and duration of overflows in the CSO_32 explained the high level of risk compared to other structures. All these CSOs had very low to low UDB populations. It can be deduced that the Bayesian model prioritizes the CSO that is overflowing more and for a longer period, and it is not simply the overflow outfall's position that is of greatest significance and the only parameter of interest.

6.4.3 Prioritization of overflow structures

The deterministic approach produced a point estimate risk level that may be either very low, low, medium, high, or very high using a simple equation, whereas the probabilistic approach generated distributions of probable risk levels across various risk ranges (Figure 6-2, Figure 6-3, and Figure 6-4).

The point risk levels of the deterministic approach are difficult to compare as they are less informative and may give similar ratings to quantitatively distinct risks. Using DWI_3 as an example, it was assessed that 10 CSOs pose a medium risk level with 100% evidence (Figure 6-4). Nevertheless, using the Bayesian model, it was feasible to identify the CSOs that require greater

attention. These 10 CSOs may be sorted from most to least attention needed: CSO_36, CSO_51, CSO_39, CSO_9, CSO_40, CSO_43, CSO_43, CSO_38, CSO_3, CSO_23, and CSO_32. Results demonstrated that the other deterministic risk levels (very low, low, high, and very high) show the same pattern for all DWIs. Thus, the outputs of the deterministic approach make it challenging for managers to identify CSOs that need extensive attention when many CSO are evaluated as having the same risk level. This may be handled by using the sorted results obtained from the probabilistic model.

When implementing a source protection action plan, it is essential to identify and especially prioritize the pollution sources that cause the greatest risk to raw water. The probabilistic method allows for this, as opposed to the deterministic approach, by considering uncertainties in the risk assessment process.

6.4.4 Lack of data

The lack of data on any of the deterministic equation's parameters makes it impossible to apply it to estimate the overflow risk level. Almost half ($n = 42$) of the study site's overflow structures were not deterministically assessed because of lack of data. Using the Bayesian network, it was feasible to evaluate these CSOs by assigning equal probability to all CSOs with missing data, therefore evaluating risk with uncertainty, as shown in Figure 6-5. Thus, it can be stated that a single model may be used to estimate the risk associated with overflow structures in all watersheds, despite the limited amount of data available. These findings might help managers detect problematic structures by covering several eventualities. This information may be used to make a judgment on whether or not to install automated recorders to fill in the gaps in data about the duration and frequency of overflows. Subsequently, the updated data might be incorporated into the BN to reevaluate the risk posed by these structures with less uncertainty.

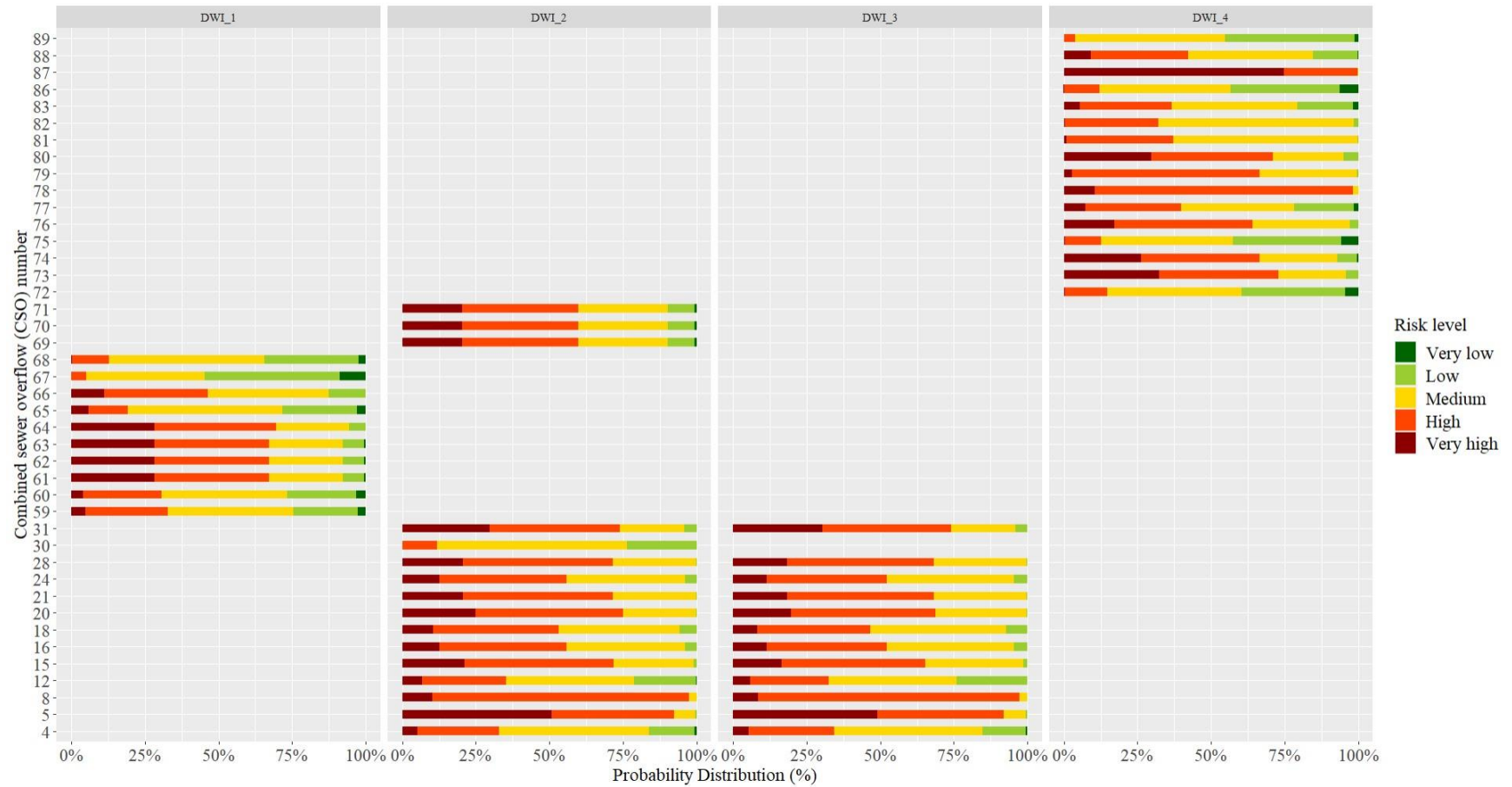


Figure 6-5 Probabilistic risk assessment results for CSOs inventoried upstream of drinking water intakes (DWI 1, DWI 2, DWI 3, and DWI 4) that could not be analyzed using the deterministic approach owing to lack of data.

6.4.5 Risk mitigation

The first step in safeguarding a water source is recognizing the most important risks to the quality of that water. As described in Section 6.4.3, it was challenging to prioritize overflow structures in an urbanized watershed using the deterministic approach. However, the concept of a deterministic approach could be used at a larger scale (e.g., provincial) for a preliminary examination to evaluate the key sources of risk from a range of human activities. For higher-level risk evaluation on a smaller scale (watershed), a probabilistic approach based on BN is useful. This strategy could be beneficial to support water safety plans.

Water managers and stakeholders face several obstacles, including data gaps, and the complexity of interdependent components that define water resource systems (Phan et al., 2016). This can make it challenging to implement effective action plans to protect DWIs, especially using deterministic risk outcomes that do not support the lack of data as discussed in previous sections. In this study, the Bayesian model addressed these issues by defining the relationship between variables that account for various types of uncertainties, including those related to data, knowledge gaps, and technical components that are related to the nature of the equipment (manual or automatic) used to record overflow characteristics.

Regulations aim at reducing the frequency of CSOs (Isabelle Jalliffier-Verne et al., 2016). This goal could be achieved by various strategies such as green infrastructures, Water Sensitive Urban Design (WSUD), improved operation practice and collection system improvements (Botturi et al., 2020; Fry et al., 2017; Fu et al., 2019; Jean et al., 2021; Ryu et al., 2015; Wong, 2006) including the separation of the combined sewers (Abbas et al., 2019). However, not all these risk mitigation options are compatible with the characteristics of the studied watershed and available budget. A feasibility evaluation is needed to select the optimal (or a combination of) options. The BN developed in this study could be extended to a Bayesian decision network (BDN) by adding decision nodes representing various risk mitigation options and utility nodes indicating the benefits of outcomes and the cost of action (Kaikkonen et al., 2020; Phan et al., 2019). This BDN could compare the costs and benefits of several options and settle on the most cost-effective strategy for mitigating the risk (Notaro et al., 2014; Penman et al., 2020).

6.4.6 Applicability of the Bayesian model on a wider scale

The BN model proposed in this study was developed with a particular emphasis on the hazard that CSOs represent to DWIs. The factors characterizing an overflow and its impact on water quality (such as population in the UDB, frequency and duration of overflows, pipe diameter, exposure, etc.) are similar in different countries. The readily available data used to construct this Bayesian model makes it suitable for extrapolation to other major, densely urbanized watersheds. It is possible to customize the nodes considering new data describing the characteristics of the CSOs, the DWI to be studied, and the local regulations. This Bayesian model could also be optimized in diverse global settings and contexts to protect other uses of surface water from CSOs, like recreational and agricultural uses, as well as to protect aquatic species and the ecological health of the receiving water.

It is possible to improve the developed Bayesian model by considering the simultaneous occurrence of overflows, because the overflow events accumulation on the same riverbank increases the contaminant concentration downstream of the DWI (Isabelle Jalliffier-Verne et al., 2016). Additionally, this study's Bayesian model is deemed static since it uses the statistics of the data gathered over a period of five years without considering their evolution over time. This static BN might be made dynamic by adding additional time-dependent variables and features (Marcot et al., 2019) since the probability distribution may change during its lifespan (Khosravi-Farmad et al., 2020). In other words, climate or global change can be integrated into this model using a dynamic BN. The main challenge of this application is integrating multiple simulations into the model since temporal development is coupled with a change in many variables, generating various scenarios.

6.5 Conclusions

Results of this paper highlight how the outcomes of the deterministic and probabilistic approaches differed:

- When all variables defining an intake's exposure to an overflow event are set to their lowest or highest values, the deterministic method yields steady and equivalent outcomes to the

probabilistic approach. However, when a structure is linked to many features at various degrees, the deterministic findings generally underestimate risk compared to the probabilistic ones. Exceptionally, the deterministic approach overestimates the risk level of the CSO located in the immediate protection zone because it does not consider the microbial contaminant load presented by the population in the UDB. This inaccurate classification of risks may lead to unreliable decision making.

- Single-valued outputs from a deterministic risk assessment approach are less relevant than those depicted in a probability distribution using a probabilistic approach. A valuable aspect of the probabilistic model is its capacity to integrate probabilities to consider the uncertainty related to the intrinsic characteristics of overflows as well as external influences such as DWI vulnerability and exposure to the threat.
- In contrast to the deterministic approach, the Bayesian model enables ranking and prioritizing CSOs to support risk management at the watershed level and provides considerable assistance in establishing more effective action plans for drinking water safety.
- The BN model shows the important ability to overcome limitations that arise from a lack of data when using the deterministic method.

6.6 Acknowledgements

This work was funded by NSERC PURE CREATE and the partner municipalities. We thank the watershed organization team responsible for the study area for contributing to the data collection and vulnerability assessments.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce projet de recherche a comme objectif principal d'évaluer les risques associés aux menaces en amont des sources d'eau de surface destinées à l'approvisionnement en eau potable au Québec. Le point de départ de ce projet a porté sur la révision de la démarche d'évaluation des risques requise par le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP). Ensuite, à partir des problématiques et lacunes identifiées dans cette démarche, de nouvelles méthodes déterministes permettant l'évaluation des risques associés à diverses activités anthropiques et événements potentiels ont été développées à partir des données disponibles dans les bases de données provinciales et fédérales. En référence à l'importance de la notion d'incertitude dans la conceptualisation et de l'analyse du risque, tel qu'il est discuté à la section 2.3.2, deux modèles bayésiens ont été développés pour évaluer les risques associés à deux sources de pollution : l'une diffuse (activités agricoles) et l'autre ponctuelle (débordement des ouvrages de surverses). Enfin, les apports et les limites de chacune des deux approches (déterministe et probabiliste) de l'évaluation des risques en termes de protection des sources sont définis.

Des discussions spécifiques portant sur les résultats obtenus au cours des différentes étapes de ce projet sont présentées aux chapitres 4, 5 et 6. Cependant, ce chapitre (Chapitre 7) présente une discussion générale de l'ensemble du projet de recherche pour répondre aux questions de recherche qui découlent des objectifs spécifiques stipulés au Chapitre 3.

Cette discussion générale évoque les approches déterministe et probabiliste de l'évaluation des risques selon différents volets :

- **Volet 1** : Concept de risque en matière de protection des sources d'eau potable (section 7.1);
- **Volet 2** : Approche méthodologique (section 7.2);
- **Volet 3** : Gouvernance des risques (section 7.3);
- **Volet 4** : Plan d'action (section 7.4).

7.1 Volet 1 : Concept de risque en matière de protection des sources d'eau potable

En général, la gestion des risques comprend plusieurs étapes clés, notamment l'identification, l'évaluation et le traitement des risques (Kaikkonen et al., 2020). La planification et la formulation du problème à étudier impliquent la définition préalable de la portée, du contexte et des critères d'évaluation des risques. L'évaluation des risques regroupe les étapes d'identification des risques, leur analyse (quantification des risques) et leur évaluation (examen et comparaison des mesures de réduction des risques). Enfin, le traitement des risques comprend la désignation et la concrétisation des mesures de traitement (actions de gestion optimales) (Kaikkonen et al., 2020). Dans le contexte de la protection des sources d'eau potable, il est essentiel de comprendre le concept de risque et de l'évaluer de manière approfondie. Ce projet de recherche, qui porte sur l'étape d'évaluation des risques, a fait ressortir que celle-ci, dans le cadre de la protection des sources au Québec, est principalement basée sur l'identification et l'évaluation des risques associés aux activités anthropiques et aux événements potentiels susceptibles d'altérer les sources d'eau. Ces évaluations sont fondées sur un processus d'apprentissage en constante évolution, lié aux contextes réglementaires, pratiques, ainsi qu'aux recherches scientifiques (Chapitre 4). Ce processus nécessite l'intervention de différents domaines tels que l'hydrologie, la chimie, la microbiologie de l'eau et la gestion de l'eau.

Le concept de risque est abordé dans plusieurs domaines (finance, chaîne d'approvisionnement, santé, transport, environnement, nucléaire, etc.), allant de la conception à l'opération, en passant par le concept stratégique. Dans certains domaines, comme celui de l'industrie nucléaire, le concept de risque semble bien défini (Aven, 2016). Cependant, en ce qui concerne la protection des sources d'eau potable, il n'existe pas de définition unique du risque, comme cela a été évoqué au Chapitre 4 (section 4.3) et comme le confirme l'étude d'Aven (2012). La définition du risque dans le domaine de protection des sources exerce une grande influence sur la manière dont le risque est évalué. Comme il est reporté dans la revue de littérature (Chapitre 2), les méthodes d'évaluation des risques peuvent varier selon les pays et les approches utilisées : approche déterministe ou probabiliste. Bien que la fréquence et la probabilité soient généralement prises en compte dans

l'évaluation du risque, d'autres éléments tels que la vulnérabilité et l'exposition, qui sont importants dans le domaine de protection des sources, peuvent être traités de manière différente. Il est donc crucial d'avoir une définition claire du risque avant de procéder à l'analyse de celui-ci. En effet, cette définition permet de définir les éléments clés à prendre en compte. Une définition claire du risque permet d'éviter les malentendus entre les différents acteurs impliqués dans l'analyse et de s'assurer que tous les aspects importants sont pris en compte. L'analyse se fait donc de manière précise et objective. En résumé, avoir une définition claire du risque est un prérequis indispensable pour une analyse efficace et fiable du risque en question.

Il est important de noter que le RPEP n'a pas établi des définitions claires de termes clés liés au concept du risque (section 4.3). Cela peut entraîner des difficultés pour les chercheurs et les parties prenantes dans l'interprétation des résultats obtenus par l'application des méthodologies d'évaluation de la vulnérabilité et des risques décrites dans ce règlement. Comme ce projet de recherche sert comme un point de départ pour les études de vulnérabilité et de risque au Québec, les nouvelles méthodes probabilistes qui ont été développées par la suite (Chapitre 5 et Chapitre 6) s'appuient sur les concepts définis par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022) pour préciser les termes clés liés au risque. Ce lien entre le domaine de protection des sources d'eau potable et le GIEC permet de garantir que les études de risque au Québec sont basées sur des concepts éprouvés et reconnus internationalement. Cela contribue à renforcer la fiabilité et la pertinence des résultats obtenus, ce qui est essentiel pour prendre les décisions adéquates pour protéger les sources d'eau potable.

Les méthodes d'évaluation des risques exigées par les instances réglementaires nationale et internationale ainsi que dans les recherches scientifiques (Chapitre 2 et section 4.3) font de plus en plus référence au concept de vulnérabilité. Cependant, il peut être difficile de différencier cette notion de celle de risque. En effet, les méthodes déterministes requises par le RPEP et celles adaptées (Chapitre 4) ne considèrent pas la vulnérabilité comme une composante intrinsèque du risque, contrairement aux méthodes probabilistes développées dans ce projet de recherche (Chapitre 5 et Chapitre 6). Ces approches probabilistes ont permis d'intégrer le concept de vulnérabilité dans l'analyse des risques, en considérant implicitement la vulnérabilité comme un

générateur de risque. Cette intégration de la vulnérabilité dans l'analyse des risques permet une évaluation plus complète et plus précise des risques, en prenant en compte les facteurs qui peuvent augmenter la vulnérabilité d'un site de prélèvement face à un risque donné.

En résumé, dans ce projet de recherche, selon l'approche déterministe, le risque combine le danger et l'exposition, et la vulnérabilité est évaluée indépendamment du risque. Les problèmes avérés sont identifiés pour les sites de prélèvement ayant un niveau de vulnérabilité moyen ou élevé en se basant sur les résultats d'évaluation du risque. Selon l'approche probabiliste, le risque est évalué en combinant les trois éléments suivants : le danger, l'exposition et la vulnérabilité du site de prélèvement (Figure 4-1).

Les résultats du Chapitre 5 montrent que la probabilité de risque de niveau moyen est dominante pour les bassins de drainage agricole (BDA) qui étaient légèrement occupés par des activités agricoles. Cela est dû à la vulnérabilité élevée des sites de prélèvement associés à la localisation des exutoires de ces BDA à une distance qui ne dépasse pas 10 km en amont de la prise d'eau. Cela implique que même si la probabilité de danger n'est pas si importante, la vulnérabilité du site de prélèvement et l'exposition du danger pourraient être les facteurs contribuant à un niveau de risque plus élevé. Les résultats du Chapitre 6 ont aussi montré la variabilité dans les niveaux du risque en raison de la vulnérabilité et l'exposition des eaux de débordement des ouvrages de surverses au site de prélèvement. Les résultats ont montré qu'en général, si un site de prélèvement est très vulnérable, mais que le danger présenté par une menace est faible, le risque pourrait être élevé. En revanche, si un site de prélèvement est peu vulnérable, mais que le danger présenté par la menace est élevé, le niveau du risque peut être atténué et devient moins élevé. En intégrant l'élément de la vulnérabilité dans l'évaluation des risques, on peut mieux comprendre comment les différents facteurs interagissent pour affecter les sources d'eau potable.

7.2 Volet 2 : Approche méthodologique

7.2.1 Vulnérabilité du site de prélèvement

L'approche méthodologique déterministe d'évaluation de la vulnérabilité du site de prélèvement exigée par le RPEP prend en compte non seulement l'état du système et la caractérisation de ses

eaux brutes, mais également celui des eaux distribuées (indicateurs de substances inorganiques et organiques) (Tableau 2-2 de la section 2.2). Cette analyse, basée sur la qualité de l'eau distribuée, permet de faire intervenir la vulnérabilité en aval du système. Toutefois, il est important de noter que l'objectif général du RPEP est d'évaluer l'état du système de prélèvement, et que cette approche réglementaire ne présente qu'un seul élément de l'approche à barrières multiples qui exige la surveillance de la qualité de l'eau de la source au robinet, comme recommandé par les autorités fédérales (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2004) et l'OMS (World Health Organization (WHO), 2005) (Chapitre 2). L'évaluation de la vulnérabilité selon le RPEP dépasse donc les limites du modèle conceptuel et ajoute une dimension supplémentaire pour uniquement une partie de l'analyse globale : les indicateurs organiques et inorganiques exclusivement. En effet, le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) exige que les analyses des substances organiques et inorganiques soient effectuées uniquement dans l'eau distribuée et non pas dans l'eau brute. Le modèle bayésien développé dans ce projet de recherche pour l'évaluation de la vulnérabilité (Chapitre 5) comble cette lacune de l'approche réglementaire, en utilisant uniquement des données de qualité microbiologique et chimique des eaux brutes de prélèvement, ainsi que l'occupation des sols en amont des sites de prélèvement. Ceci permet de renforcer la pertinence de l'approche en étudiant seulement les composantes à la source.

7.2.2 Variables quantitatives et qualitatives

Dans ce projet, des variables quantitatives sont utilisées dans les méthodes d'évaluation déterministe des risques pour certaines menaces, tels que les effluents des StaRRE, ainsi que les rejets récurrents d'origines industrielles et les matières dangereuses (Tableau 3-4). En utilisant des données détaillées et quantifiables sur la quantité de polluants rejetés par les différentes sources de pollution, les niveaux de risque sont évalués objectivement pour ces menaces. Lorsque les données sont accessibles, ces méthodes quantitatives sont facilement utilisables. Cependant, il est plus simple de dépendre des méthodes semi-quantitatives ou qualitatives lorsque les informations sur le type et la quantité de polluants rejetés ne sont pas disponibles, comme c'est le cas pour toutes les autres menaces énumérées dans le Tableau 3-4. Le développement des méthodologies déterministes d'évaluation des risques qui incluent des données quantitatives et qualitatives a été laborieux pour combiner des unités de mesure et des structures de données différentes d'une

manière structurée. Cependant, les réseaux bayésiens développés dans les chapitres 5 et 6 se sont avérés plus adaptés et flexibles à ce défi méthodologique en effectuant une discrétisation des nœuds, ce qui est cohérent avec les constats de Phan et al. (2016). La discrétisation des nœuds a permis de regrouper en catégories des variables continues (quantitatives) et discontinues (généralement qualitatives). Comme Allan et al. (2012) ont également conclu que l'un des avantages du réseau bayésien est sa capacité de décrire explicitement des liens probabilistes construits conceptuellement pour diverses sources d'informations quantitatives et qualitatives.

La discrétisation des nœuds constituant un réseau bayésien est également intéressante lorsque le sens d'évolution des variables est opposé. Prenant l'exemple d'une variable telle que la distance entre l'exutoire d'un ouvrage de surverse et le site de prélèvement (Chapitre 6). Le degré d'exposition du site de prélèvement au risque diminue avec l'augmentation de la distance. Dans le même temps, une variable comme la densité de la population estimée dans le BDU évolue dans le sens inverse, c'est-à-dire que le risque d'exposition aux contaminants microbiens augmente avec l'augmentation de la densité de la population. Il est plus simple de représenter les relations causales entre ces variables qui ont des corrélations contradictoires grâce à la discrétisation des nœuds dans le réseau bayésien.

Bien que la discrétisation des variables soit avantageuse, elle peut aussi avoir l'inconvénient de générer des relations imprécises entre les variables, car elle entraîne une perte d'information lorsque l'état discrétisé des variables est utilisé plutôt que des distributions de probabilité continues (Subagadis et al., 2014). Pour pallier cette contrainte lors du développement des réseaux bayésiens dans ce projet de recherche (Chapitre 5 et Chapitre 6), comme évoqué dans la revue de Phan et al. (2016), les variables continues telles que les données de qualité de l'eau ont été discrétisées avant d'être incorporées dans les réseaux bayésiens.

Il convient de mentionner que dans cette étude (Chapitre 5 et Chapitre 6), la discrétisation des variables a été faite sur la base de la réglementation et l'analyse statistique des données à l'échelle du Québec afin d'avoir des statuts représentatifs pour les études de cas provinciales. Comme le discute le Chapitre 5, la discrétisation de tous les nœuds constituant le modèle bayésien permet une communication plus efficace avec les parties prenantes au Québec en ce qui concerne la compréhension, l'interprétation des risques et la préparation des plans d'action, étant donné que la

terminologie et les statuts sont basés sur des critères réglementaires et des lexiques déjà utilisés dans les bases de données provinciales.

7.2.3 Exposition au danger

Les résultats des niveaux des risques obtenus en appliquant les méthodes déterministes (Étapes 4 et 5 du Tableau 3-4) sont influencés principalement par l'élément définissant la localisation de la menace par rapport au site de prélèvement, autrement dit, influencés par les aires de protection. Ces méthodes mettent en effet l'accent sur les menaces situées dans les aires de protection immédiate. Il est automatiquement assigné à ces menaces un niveau de risque très élevé. Le risque est donc surestimé comme le montrent les résultats comparatifs entre l'approche déterministe et probabiliste au Chapitre 6. Pour les menaces situées dans les autres aires de protection, le risque est évalué en fonction des caractéristiques de l'activité anthropique ou de l'événement potentiel. Les méthodes déterministes de ce projet de recherche ont également tendance à sous-estimer le risque lorsque les valeurs des variables composant le système d'évaluation sont à des niveaux différents (Chapitre 5).

Les articles 71 et 73 du RPEP interdisent certaines activités dans les aires de protection immédiate et intermédiaire des sites de prélèvement, alors qu'en réalité ces activités peuvent ne pas présenter de risque pour la qualité de l'eau par rapport à d'autres activités qui ne se sont pas interdites. Comme discuté au Chapitre 6 et selon les études de Taghipour (2019b), les polluants se dispersent principalement le long de la rive où ils sont rejetés. Il n'est pas certain que les polluants générés sur la rive opposée au site de prélèvement contaminent les eaux de prélèvement. Il est donc nécessaire de réaliser des analyses hydrodynamiques et de moduler la dispersion et la diffusion des contaminants pour mettre en évidence le lien hydraulique entre les points de rejet et le site de prélèvement et pour pouvoir évaluer les niveaux de risque avec plus de certitude. Selon les résultats de la recherche de Soller et al. (2019), il est, en outre, important d'accorder une attention particulière au temps de rétention des effluents rejetés par les émissaires des StaRRE. Cette étude a montré qu'à des pourcentages de contribution des effluents d'eaux usées traitées compris entre 1% et 50% et à un temps de rétention de moins de 180 jours des effluents dans le milieu récepteur,

la probabilité de risque d'infection annuel estimée est supérieure au seuil défini par l'US EPA⁵ ($> 10^{-4}$ pppy (par personne et par année)).

7.2.4 Incertitude

Dans le contexte de l'évaluation des risques, les réseaux bayésiens sont par ailleurs déjà utilisés pour évaluer les risques associés à diverses menaces, comme évoqué dans la section 2.3.2. Bien que les modèles bayésiens développés dans les chapitres 5 et 6 aient pour originalité la démarche conceptuelle consistant à relier les trois composantes du risque : la vulnérabilité du site de prélèvement, l'exposition à la menace et le danger présenté par la menace (discuté dans la section 7.1). De même, leur originalité réside dans la méthode développée pour remplir les tableaux de probabilités conditionnelles de manière à refléter les incertitudes dans les caractéristiques et les fonctions liées à la protection des sources d'eau potable.

Des incertitudes substantielles, des lacunes dans les connaissances, ainsi que la complexité intrinsèque des nombreuses composantes interdépendantes qui définissent les systèmes de ressources en eau constituent une sélection des difficultés auxquelles les gestionnaires de l'eau et les décideurs doivent faire face (Phan et al., 2016). Dans ce projet, ces défis ont été relevés en définissant les distributions de probabilités conditionnelles qui déterminent la relation incluant l'incertitude entre les variables dans les modèles bayésiens. Il convient de noter que la base de connaissances utilisée pour créer les modèles bayésiens et la définition de ces probabilités conditionnelles sont généralement perçues comme ayant un impact significatif sur la performance et les résultats des modèles (Marcot et al., 2006). Les modèles bayésiens de ce projet sont donc soigneusement développés sur la base des connaissances des experts et de la littérature scientifique, tout en les impliquant principalement dans un système qui a la capacité de générer des résultats probabilistes en intégrant différents types d'incertitudes : incertitudes liées aux composantes techniques, au manque de données et au manque de connaissances. Ce système comporte principalement la méthode d'agrégation $F_{\text{add-max}}$ adaptée dans un cadre d'incertitude

⁵ United States, Environmental Protection Agency (US EPA)

(sections 5.3.2.2 et 6.3.3.1). Les performances de ces modèles sont validées par des tests de sensibilité et des tests de scénarios, bien qu'il ne soit pas courant que les réseaux bayésiens soient validés (Kaikkonen et al., 2020). Une limite de notre étude est que la performance de l'approche probabiliste ne peut pas être vérifiée et validée avec des données expérimentales, toutefois les résultats montrent que la prise en compte explicitement des incertitudes engendre un écart dans le niveau de risque.

L'agrégation mixte ($F_{\text{add-max}}$) utilisée dans ce projet (Chapitre 5 et Chapitre 6) pour définir la dépendance causale entre les nœuds parents et les nœuds enfants a permis d'éviter la contrainte de surestimer ou sous-estimer le risque en présence d'un lien entre deux variables classées conjointement en bon et mauvais statut. Cette compensation est obtenue en combinant l'agrégation additive et l'agrégation maximale tout en pénalisant le très mauvais statut afin de ne pas négliger un impact qui nécessite plus d'attention pour protéger les sources en eau. Cette méthode d'agrégation fait preuve de réalisme en fournissant des estimations réalistes de l'incertitude du processus par rapport à l'approche déterministe qui a tendance à sous-estimer ou surestimer le risque, comme le démontre le Chapitre 6.

Avec les réseaux bayésiens, plus le nombre de nœuds parents reliant un nœud enfant est élevé, plus il est difficile de remplir leur tableau de probabilité conditionnelle. En effet, le nombre de combinaisons possibles de différents statuts de nœuds parents augmente, ce qui entrave l'estimation des probabilités conditionnelles, et donc l'incertitude dans les résultats du niveau de risque. Pour cette raison, chaque nœud enfant de ces modèles bayésiens développés (Chapitre 5 et Chapitre 6) supporte un maximum de trois nœuds parents, excepté le nœud utilisé pour calculer le niveau de la vulnérabilité microbiologique du site de prélèvement (VMC). Ce nœud relie quatre nœuds parents qui définissent la qualité microbiologique de l'eau au fil des quatre saisons (hiver= MQRW_W, printemps= MQRW_SP, été= MQRW_S et automne= MQRW_A) (Chapitre 5).

En outre, pour limiter les incertitudes liées à l'erreur humaine, un algorithme en langage de programmation R (Chapitre 6) est déployé pour articuler explicitement les hypothèses et les connaissances scientifiques retenues pour remplir les tableaux de probabilités conditionnelles. Les hypothèses et les informations recueillies de la littérature sont considérées comme des affirmations fondées.

Incertitude liée aux composantes techniques

Le Chapitre 6 a montré que le modèle bayésien est plus performant que l'utilisation d'une équation déterministe d'évaluation des risques dans la mesure où il permet de prendre en compte à la fois les composantes liées à la menace étudiée et les composantes à caractère techniques. Ces dernières portent sur la nature des équipements (manuels ou automatiques) utilisés pour enregistrer la fréquence et la durée des débordements. Il s'agit ici de pouvoir évaluer le risque en considérant l'incertitude dans l'enregistrement manuel des données de fréquence de débordement tout en remplissant les tableaux de probabilités conditionnelles avec des probabilités qui reflètent cette incertitude. Ce qui est intéressant en sachant que l'incertitude est un élément clé dans la conceptualisation et l'évaluation du risque comme discuté par Aven (2016).

Incertitudes liées au manque de données

Un autre type d'incertitude est souligné dans ce projet; il est lié aux manques de données. Dans le cas d'application de l'approche déterministe, il a été nécessaire d'écarter certaines analyses, telles que celles relatives aux ruptures potentielles de canalisations d'eaux usées et à certaines structures qui générèrent des polluants, en raison de manque des données nécessaires pour l'une des variables d'entrée requises par l'approche déterministe (Chapitre 4). Alors qu'avec l'approche probabiliste, il a été possible d'évaluer les risques associés à toutes les menaces inventoriées dans les aires de protection du site de prélèvement avec incertitude et avec le minimum de données possible (Chapitre 5 et Chapitre 6). Comme abordé par Allan et al. (2012), le réseau bayésien est la meilleure des options pour le développement de modèles en cas de lacune au niveau des données nécessaires, et peut fournir des indications utiles au sujet des futurs besoins en matière de recherche et de collecte de données les plus urgents.

Incertitudes liées au manque de connaissances

Comme le soulignent Kaikkonen et al. (2020) et McIntosh et al. (2011), dans le contexte de l'évaluation des risques environnementaux, il est crucial de disposer d'un modèle qui permet à la fois d'explorer et de prédire les répercussions d'un système environnemental en dépit de connaissances incomplètes. Ce constat est aussi applicable pour le domaine de protection des sources. Il est intéressant d'avoir un modèle qui permet d'évaluer des risques et de les estimer en

cas de manque des données et même de connaissances pour pouvoir les gérer. Ragas et al. (2009) ont donné un aperçu à propos les types des incertitudes dans la gestion des bassins fluviaux basée sur les risques. Ils ont pu les regrouper en trois catégories : incertitude de la définition du problème, (2) incertitudes réelles qui sont liées aux mesures imprécises et aux hypothèses, et (3) la variabilité spatiale, temporelle, interindividuelle et interspécifique. Dans le cadre de ce projet, les incertitudes incluses dans les modèles bayésiens développés (Chapitre 5 et Chapitre 6) peuvent être classées dans les groupes d'incertitudes réelles et à la variabilité. Ces incertitudes proviennent principalement des connaissances limitées sur : (1) la quantité des contaminants libérées par les activités anthropiques étudiées, (2) la diffusion et dispersion des contaminants, et (3) la variabilité lorsque des variables comme la population occupant un BDU ou la superficie occupée par des activités agricoles sont utilisées pour caractériser l'ampleur des conséquences associées à une menace.

7.3 Volet 3 : Gouvernance des risques

La gestion de l'eau relève de la compétence d'un cadre de gouvernance complexe (Cerutti et al., 2021). La gouvernance des risques consiste à mettre en place des principes de gouvernance pour identifier, évaluer, gérer et communiquer les risques (Aven et al., 2019). Cela englobe les acteurs, règles, conventions, démarche et mécanismes liés à l'ensemble de ce processus (Aven et al., 2019). Pour cela, une collaboration participative et conjointe s'impose. Comprendre l'importance de cette collaboration participative entre les acteurs gouvernementaux, non gouvernementaux et scientifiques pour gérer efficacement les risques au Québec a été une des principales retombées du Chapitre 4. En effet, les sources de risque rejettent des polluants dans les eaux de surface et ceux-ci seront dispersés et transportés vers le site de prélèvement en suivant la dynamique du cours d'eau. Le transport et la dispersion de ces polluants ne suivent pas les limites administratives, comme celle des municipalités ni celle des municipalités régionales de comté (MRC). La gestion de ces menaces relève donc de la responsabilité des municipalités et des communes situées en amont du site de prélèvement, ce qui justifie la nécessité d'une approche collaborative.

Cette approche collaborative à l'égard de la protection des sources au niveau provincial pourrait être élargie pour créer une collaboration interprovinciale et même internationale. Comme expliqué

dans le chapitre 4, les menaces telles que les laboratoires nucléaires de Chalk River situés dans des zones transfrontalières doivent être étudiées et évaluées en raison de la possibilité d'affecter la qualité des eaux de prélèvement en aval. Ce cas ne s'applique pas exclusivement au site d'étude de ce projet de recherche, cependant, le même cas est également valable pour plusieurs autres sites de prélèvement au Québec qui ont soit les aires de protection intermédiaire et/ou éloignée qui s'étendent jusqu'en Ontario : par exemple, les sites de prélèvement gérés par les villes de Gatineau, Laval et Montréal. Comme l'eau ne suit pas les frontières administratives provinciales, elle ne suit non plus les frontières nationales. Cette réalité s'applique aux sites de prélèvement qui s'approvisionnent dans le fleuve Saint-Laurent. La littérature (Bartolai et al., 2015; Biron et al., 2014; Lillo, 2018) met en évidence la dépendance hydrologique du fleuve Saint-Laurent à l'égard des Grands Lacs puisqu'ils sont tous deux situés dans le même bassin versant océanique. Dans ce cas, la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent dépend des activités anthropiques et des événements potentiels inventoriés dans d'autres provinces et même dans des États américains. Dans la pratique, la collecte des données et l'inventaire des menaces à l'extérieur de la province de Québec a constitué un défi de taille, d'autant plus qu'il ne s'agit pas d'une exigence du RPEP (Chapitre 4). Il est donc nécessaire de codifier la coopération intergouvernementale et internationale pour privilégier et inciter la gestion intégrée de l'eau dans le contexte du RPEP. Cette recommandation s'aligne avec l'objectif 2 de l'orientation 7⁶ inscrit dans la stratégie québécoise de l'eau (2018-2030). Cet objectif consiste à *poursuivre et renforcer la coopération intergouvernementale et internationale enfin de promouvoir les intérêts du Québec et favoriser la gestion intégrée de l'eau* (Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2018). Dans ce cas, il est intéressant que les plans d'action de la stratégie québécoise de l'eau (2018-2030) soient alignés avec les analyses de vulnérabilité et de risque requises par le RPEP pour une gouvernance participative étendue aux enjeux de l'eau

⁶ Orientation 7 de la stratégie québécoise de l'eau (2018-2030) : assurer et renforcer la gestion intégrée des ressources en eau (Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2018).

potable au même titre que d'autres enjeux liés aux eaux récréatives et à la protection de l'environnement par exemple. Définir des objectifs de manière concise est nécessaire, car comme expliqué dans la littérature sur la gouvernance participative, celle-ci peut prendre différentes formes selon les objectifs poursuivis (Aven, 2019; Aven et al., 2019; Cerutti et al., 2021; Lillo, 2018). La gouvernance participative est ainsi promue au niveau international. L'organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), une organisation internationale qui vise à instaurer de meilleures politiques pour une vie meilleure, a dressé une liste de principes sur la gouvernance de l'eau (OECD, 2022). Parmi ces principes, l'OCDE préconise une gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant afin de garantir gouvernance intégrée de la gestion, reflétant ainsi les particularités locales et facilitant la concertation entre les différentes instances. Le réseau international des organismes de bassin (RIOB) est créé en France en 1994 (Réseau international des organismes de bassin, 2023). Le RIOB a pour objectif de nouer des relations permanentes entre les organismes intéressés par une gestion globale et intégrée des ressources en eau par grand bassin et de stimuler les échanges d'expériences, d'expertises, de données et d'informations sur l'eau entre eux. Le RIOB regroupe 192 organismes (88 pays) membres.

7.4 Volet 4 : Plan d'action

La mise en place des plans d'action nécessite des résultats d'évaluation des risques bien classés afin d'identifier les sources de danger qui, par rapport à d'autres, requièrent une attention particulière et urgente. Ainsi, cette classification permet de structurer la gouvernance des risques par priorité, car certaines menaces nécessitent l'intervention de différents organismes gouvernementaux et non gouvernementaux. Bien entendu le risque associé aux déversements des hydrocarbures ne pourrait pas être géré par les mêmes organismes que le risque est posé par le débordement des ouvrages de surverses. Le défi de la classification des risques est donc de trouver un schéma de classification qui reflète les principaux attributs de ces derniers (Aven et al., 2019). Dans ce projet de recherche, il est prouvé que les réseaux bayésiens sont un outil intéressant permettant de visualiser correctement les caractéristiques qui influencent le plus les niveaux de risque obtenus. À titre d'exemple, les résultats de probabilité associés aux nœuds du réseau bayésien développé pour les activités agricoles ont permis de démontrer la variation de la

vulnérabilité des sites de prélèvement et les occupations du sol qui peuvent influencer le plus les niveaux de risque (Chapitre 5). Ce type d'information facilite la décision concernant l'atténuation des risques, notamment dans le cas où la source de risque ne constitue pas un danger élevé, mais le niveau de risque est jugé élevé en raison de la vulnérabilité élevée du site de prélèvement. Cela permet de mieux décider des actions à mettre en œuvre : s'il s'agit d'actions d'aménagement du territoire ou d'actions ciblant le site de prélèvement, par exemple ses caractéristiques physiques. Sur la base des résultats du Chapitre 6, il a également été démontré que l'approche probabiliste permet de mieux hiérarchiser les risques que l'approche déterministe, car les méthodes déterministes fournissent des résultats ponctuels et peuvent assigner des niveaux de risques similaires à des risques quantitativement distincts.

Lillo (2018) a discuté le fait que la gestion intégrée de l'eau présente un processus qui favorise le déploiement de la gestion coordonnée de l'eau et d'autres ressources connexes, pour optimiser le bénéfice socio-économique qui en ressort, dans un souci de cohérence équitable avec la durabilité des écosystèmes. En d'autres termes, la gestion intégrée a pour objectif de faire converger les facteurs socio-économiques et écologiques en vue de faire intervenir conjointement les acteurs de l'eau sur un territoire déterminé (Lillo, 2018). Grâce aux réseaux bayésiens développés dans ce projet de recherche (Chapitre 5 et Chapitre 6), il est possible d'inclure ce concept de gestion intégré. En effet, avec ces réseaux bayésiens, il est possible de comparer et de choisir la meilleure décision d'atténuation des risques en ajoutant des nœuds de coûts et de bénéfices (Norman Fenton et al., 2019) qui correspondent à chacune des solutions ou combinaisons d'actions envisagées pour atténuer le risque identifié. Ces différentes solutions peuvent inclure des aspects économiques, sociaux, écologiques, environnementaux et hydrologiques. Ce concept du modèle de décision bayésien est évalué comme puissant pour aider les gestionnaires à réagir face à des prévisions à court terme, car il permet de faire intervenir des mises à jour à l'aide des données connexes à la décision à prendre (Barton et al., 2012). Les méthodes déterministes appliquées (section 3.3) dans ce projet, quant à elles, ne permettent pas de prendre en compte toutes ces variables décisionnelles dans le même modèle afin de faciliter le processus de mise en œuvre des plans d'action après l'évaluation des risques.

Les méthodes déterministes développées et appliquées dans ce projet (section 3.3 et Chapitre 4) ont l'avantage de pouvoir être utilisées pour visualiser et identifier les risques à l'échelle de l'ensemble du bassin versant avec une relative simplicité. Alors que les modèles bayésiens (Chapitre 5 et Chapitre 6) permettent de prioriser les sources de menaces liées à une activité bien définie en réalisant une évaluation des risques impliquant davantage de variables, pour autant que ces réseaux bayésiens prennent en charge les données manquantes. À ce niveau, la pertinence de l'approche déterministe par rapport à l'approche probabiliste dépend de l'objectif de l'étude à réaliser. En somme, si l'objectif de l'étude est d'identifier les principales sources de risque dans un bassin versant et de mieux appréhender les menaces présentes, il serait plus intéressant d'utiliser une approche déterministe. Cependant, si l'objectif de l'évaluation des risques est de mettre en œuvre des plans d'action concrets, l'approche probabiliste serait meilleure et plus fiable. Le contexte et les finalités de l'évaluation des risques constituent la base du choix de la méthodologie à utiliser pour réaliser ladite évaluation, comme expliqué par Burgman (2005) et Kaikkonen et al. (2020).

La mise en œuvre des plans d'action est avantageuse en utilisant le modèle bayésien comme expliqué ci-dessus, toutefois les résultats probabilistes du risque pourraient présenter un inconvénient pour les acteurs de l'eau qui les utiliseront dans le processus décisionnel. Cet inconvénient est dû à une mauvaise interprétation des résultats probabilistes. Prenons l'exemple d'une menace évaluée dont le niveau de risque est assorti avec des probabilités similaires entre très élevé, élevé et moyen: dans un tel cas, les acteurs de l'eau peuvent éprouver une confusion et une ambiguïté dans l'interprétation de ces résultats sans pouvoir parvenir à une réponse concluante sur la signification du risque posé par cette menace. Cette ambiguïté peut être palliée si un seul niveau de risque prédomine largement les autres niveaux. Il est donc nécessaire que les évaluateurs de risques assistent les décideurs dans le processus de mise en œuvre des plans d'action afin de garantir un discours et une interprétation participatifs des résultats. Johansen et al. (2015) considèrent que cette ambiguïté peut à la fois élargir le champ d'incertitude et de complexité ainsi qu'influencer le seuil de tolérance de ces deux éléments.

7.5 Synthèse

Les chapitres 4, 5 et 6 ont permis de conclure les apports et les limites des différentes approches utilisées dans le contexte de protection des sources d'eau potable. Ces derniers sont synthétisés dans le Tableau 7-1.

En synthèse, il est important de souligner qu'aucune approche d'évaluation des risques ne peut être considérée comme la meilleure exclusivement, car cela dépend de l'objectif de l'étude défini dès le début. Ce choix doit être effectué en se basant sur plusieurs éléments tels que l'échelle de l'étude (locale, à l'échelle de bassin versant ou à l'échelle provinciale), le degré d'incertitude qui est associé à la qualité et la quantité des données disponibles, ainsi que le type du milieu à étudier (urbain ou rural). La Figure 7-1 présente un schéma décisionnel permettant de faciliter le choix en fonction de la combinaison de ces éléments. Pour une étude de risque à petite échelle et avec peu de données, il est recommandé d'utiliser une approche probabiliste basée sur un modèle bayésien, car cela permet de mieux cibler les paramètres et les variables à étudier en plus de détails. Par exemple, l'identification des ouvrages de surverses nécessitant l'installation d'enregistreurs automatiques (Chapitre 6) permettra de recueillir plus de données associées aux durées et fréquences de débordements. Ces données peuvent être alimentées par la suite dans le réseau bayésien pour générer des résultats de risque avec moins d'incertitudes. Cependant, il convient de noter que les résultats d'un réseau bayésien peuvent présenter une certaine ambiguïté lors de la mise en place des plans d'action en raison de distribution des probabilités sur quatre niveaux de risque (très faible, faible, moyen, élevé et très élevé) différents, ce qui peut rendre leur interprétation difficile. Il est donc recommandé d'utiliser des résultats déterministes pour justifier les choix des plans d'action, qui sont basés sur des données spécifiques, comme c'est le cas pour la modélisation hydrodynamique de dispersion des contaminants. Toutefois, si les données disponibles ne sont pas suffisantes pour conduire une évaluation déterministe sophistiquée, il serait utile de tenir une concertation sous la direction d'un OBV avec les acteurs de l'eau à l'échelle du bassin versant pour faciliter le choix relatif à l'implantation des plans d'action.

Si l'objectif de l'analyse de risque est d'identifier les menaces à l'échelle provinciale pour avoir une vue d'ensemble des risques et mieux comprendre les sources de risques dominantes à grande

échelle, il est préférable d'appliquer une approche déterministe simple. Dans le cas où les données seraient insuffisantes pour effectuer une évaluation déterministe précise, les résultats déterministes auront une incertitude élevée. Pour améliorer la précision de ces résultats, il est important d'effectuer des analyses au laboratoire liées à la qualité de l'eau pour intégrer davantage de données dans le modèle. Pour les études à l'échelle provinciale, l'évaluation des risques liés aux sources de pollution ponctuelles et diffuses pourrait être réalisée indépendamment de la vulnérabilité des sites de prélèvement, car l'objectif serait plutôt d'identifier les sources de risque majeures.

Si l'on ajoute, une autre dimension pour tenir compte de la nature du milieu étudié (urbain ou rural), l'approche à adopter pourrait varier. En effet, pour des milieux très urbanisés, il pourrait être préférable d'utiliser une approche probabiliste d'évaluation des risques basée sur un réseau bayésien, afin de mieux prioriser les structures municipales présentant le plus de risque comme il est démontré dans le Chapitre 6 de cette thèse. En revanche, pour les milieux ruraux, une approche déterministe pourrait être plus simple à utiliser.

Tableau 7-1 Synthèse des apports (+) et des limites (-) des approches déterministe et probabiliste en termes de protection des sources.

Élément comparatif	Approche déterministe	Approche probabiliste
Donnée d'entrée	(-) Les données d'entrée doivent être précises et complètes.	(+) Le réseau bayésien supporte les données d'entrée incomplètes, peu précises et de formats différents.
Méthodologie	(-) Il est complexe d'intégrer des données qualitatives et quantitatives dans un même modèle. (-) Les méthodes de l'approche déterministe permettent d'évaluer un seul scénario à la fois. (-) Les méthodes déterministes ne prennent pas en compte l'incertitude ce qui peut conduire à une sous-estimation et/ou une surestimation des risques. (-) Le temps de génération des résultats avec l'approche déterministe est relativement élevé. (+/-) Le développement des méthodes d'évaluation des risques nécessite des experts hautement qualifiés qui ont des connaissances dans le domaine de la protection des sources, ainsi que des connaissances liées au type d'activités anthropiques ou d'événements potentiels à étudier.	(+) La caractérisation générale des risques permet de privilégier les connaissances des experts et les informations collectées de la littérature scientifique. (+) Un discernement fondé sur la participation et la concertation permettant d'inclure les avis des scientifiques et des acteurs concernés pour enrichir les connaissances incomplètes. (+) Il est simple d'intégrer des données qualitatives et quantitatives dans le même modèle d'évaluation des risques. (+) La méthode permet d'évaluer tous les scénarios plausibles dans le même modèle. (+) L'approche prend en compte les incertitudes, ce qui conduit à une meilleure estimation des risques. (+) Une fois le modèle bayésien développé et validé, le temps de calcul et de génération des résultats est court. Il est automatisé avec un algorithme développé avec le langage de programmation R. (+) Une analyse de sensibilité du modèle probabiliste peut être effectuée pour identifier les variables qui influencent le plus le niveau de risque global de la menace.

Tableau 7-1 Synthèse des apports (+) et des limites (-) des approches déterministe et probabiliste en termes de protection des sources (suite).

Élément comparatif	Approche déterministe	Approche probabiliste
Méthodologie (suite)		(-) L'approche probabiliste est délicate à utiliser lorsque les informations et les connaissances scientifiques relatives à la menace à étudier sont extrêmement limitées. Il est alors laborieux de définir des probabilités conditionnelles avec confiance et fiabilité. (-) Il n'est a priori pas possible de valider le modèle bayésien avec des données à caractère quantitatif, étant donné qu'il nécessite une série d'analyses spécifiques en laboratoire, ce qui augmente considérablement le coût des analyses de risque. (+/-) Le développement des réseaux bayésiens pour l'évaluation des risques nécessite des experts hautement qualifiés qui ont des connaissances dans le domaine de la protection des sources, ainsi que des connaissances liées au type d'activités anthropiques ou d'événements potentiels à étudier.
Résultats générés	(+) Les résultats générés sont simples à partager sur une carte géoréférencée avec un code couleur pour les niveaux de risque. (+) Les résultats des niveaux de risque présentés sous la forme d'une valeur ou d'un niveau unique sont facilement interprétables par les acteurs de l'eau.	(+) Les résultats générés sont simples à partager sous forme de barres présentant les probabilités de risques accompagnées d'une carte géoréférencée pour présenter la localisation des sources de risques en amont des sites de prélèvements. (-) Les résultats des niveaux de risque avec incertitude générés par l'approche probabiliste pourraient conduire à une ambiguïté dans leur interprétation par les acteurs de l'eau.

Tableau 7-1 Synthèse des apports (+) et des limites (-) des approches déterministe et probabiliste en termes de protection des sources (suite).

Élément comparatif	Approche déterministe	Approche probabiliste
Plan d'action	(+/-) Méthode favorise l'identification et la reconnaissance des principaux types de menaces présentés dans l'ensemble d'un bassin versant. (-) Les mesures d'atténuation sont spécifiées sans qu'il soit possible de classer par ordre de priorité les sources de menaces qui présentent le plus de risque, car cette méthode peut générer des niveaux de risque similaires pour des menaces qui sont associées à des risques quantitativement distincts.	(+) La mise en œuvre des plans d'action est relativement efficace en raison de la capacité à prioriser les menaces qui présentent les risques les plus élevés en amont des sites de prélèvement. (+) L'intégration des nœuds de coût et de bénéfice dans le modèle bayésien permet de sélectionner la meilleure solution d'atténuation tout en étudiant son efficacité en fonction du rapport bénéfices/coûts.
Amélioration continue	(-) L'ajout de nouvelles variables à la méthode déterministe nécessite la reconstruction de toute la méthode déterministe.	(+) Possibilité d'ajouter de nouvelles variables au réseau bayésien tout en conservant le même réseau de base.

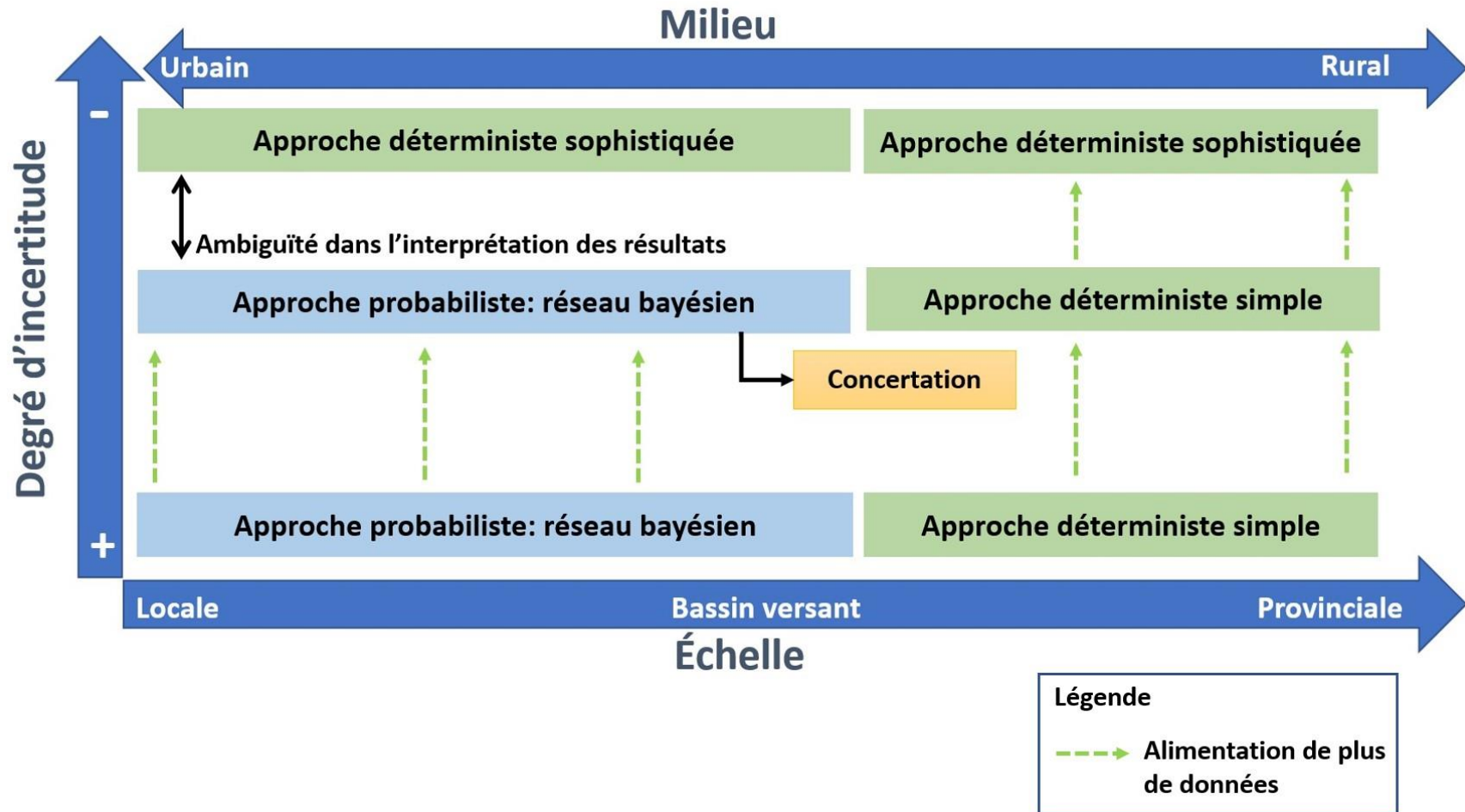


Figure 7-1 Schémas décisionnel pour choisir l'approche d'évaluation des risques appropriée en termes de protection des sources d'eau potable. Incertitude élevée présentée par le signe (+) et incertitude faible représentée par le signe (-) sur l'échelle verticale.

CHAPITRE 8 CONCLUSION (ET RECOMMANDATIONS)

Ce projet de recherche vise à contribuer au développement de la protection des sources d'eau potable au Québec. Il a pour objectif principal d'évaluer les risques associés aux menaces en amont des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec. Cet objectif est atteint en faisant (1) l'évaluation des risques associés aux menaces avec une approche déterministe adaptée et alternative à celle requise par la réglementation du Québec, (2) l'évaluation des risques associés aux menaces avec de nouvelles méthodes probabilistes basées sur l'approche des réseaux bayésiens, (3) pour finalement identifier l'approche d'évaluation des risques la plus appropriée en matière de protection des sources d'eau potable au Québec. Les résultats de ce projet et leur discussion ont permis de répondre aux questions de recherche suivantes : quels critères et variables à utiliser pour évaluer le niveau de risque posé par une menace ? Quelle est la fiabilité de l'approche déterministe en termes de protection des sources d'eau potable au Québec ? Quels sont les principaux éléments contextuels et techniques et les défis qui influencent l'approche déterministe ? En quoi l'approche de l'évaluation probabiliste des risques contribue-t-elle à la protection des sources d'eau potable ? Comment l'évaluation des risques avec incertitude peut-elle être réalisée de manière à fonder la confiance dans l'élicitation des probabilités de manière appropriée à la protection des sources ? Laquelle des approches d'évaluation des risques est la plus appropriée dans un contexte de bassin versant fortement urbanisé ? Quel est le rôle de chaque acteur impliqué dans la mise en œuvre de la protection des sources d'eau potable et de l'évaluation des risques au Québec, et comment ces initiatives devraient-elles être menées efficacement ?

En somme, ce projet de recherche vise à développer une compréhension approfondie de la manière de protéger les sources d'eau potable au Québec en utilisant des approches d'évaluation des risques efficaces et fiables.

Les conclusions qui découlent du volet 1 de ce projet, axée sur le **concept de risque** dans la protection des sources d'eau potable, se résument comme suit :

- La compréhension et la description du risque ont un impact majeur sur la manière dont il est analysé. Cela peut entraîner des conséquences importantes pour la gestion des risques

et la prise de décision. Il est donc crucial de disposer d'une définition claire et précise du risque avant de procéder à son analyse.

Il est important de noter que le domaine de la protection des sources d'eau potable au Québec est en constante évolution. Cela implique un grand nombre de règlements et de programmes, tel que le Règlement sur la qualité de l'eau (RQEP), la Politique nationale de l'eau (PNE), la loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau visant à renforcer leur protection, le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP). Ces programmes sont conçus pour protéger les sources d'eau potable et garantir leur qualité pour les utilisateurs actuels et futurs. Cette évolution s'adapte aux changements dans l'environnement et aux besoins en matière de la gestion de l'eau. Les méthodes d'évaluation et les connaissances scientifiques sont également en constante évolution. Il est donc nécessaire d'adapter et d'améliorer continuellement les méthodes d'évaluation des risques pour s'assurer qu'elles restent pertinentes et fiables.

- La vulnérabilité du site de prélèvement et l'exposition de la menace peuvent être les facteurs contribuant à un niveau de risque plus élevé, même si la probabilité du danger n'est pas si significative.

Les conclusions issues du deuxième volet de ce projet, qui se concentre sur **l'approche méthodologique utilisée dans l'évaluation de la vulnérabilité et du risque**, se présentent comme suit :

- La combinaison de tous les indicateurs de vulnérabilité en un seul permet d'avoir une représentation synthétique des niveaux de vulnérabilité des sources d'eau potable au Québec, et donc pour une meilleure gestion intégrée par bassin versant.
- Le réseau bayésien peut apporter une contribution importante au processus d'apprentissage efficace dans les domaines de la science des risques et de la protection des sources. Les analyses de sensibilité permettent d'identifier les variables qui ont la plus grande influence sur les niveaux de risque et qui nécessitent une étude plus approfondie. Cela permet de procéder à un apprentissage et d'améliorer les connaissances scientifiques dans ces domaines de manière plus ciblée et systématique.

- L'évaluation de la vulnérabilité et des risques est un domaine qui nécessite une grande quantité de données qui ne sont pas facilement disponibles ou qui requiert des analyses approfondies et sophistiquées basées sur des équipements de pointes qui ne sont pas facilement accessibles aux gestionnaires des usines de production d'eau potable. Il est donc nécessaire de s'appuyer sur les connaissances et l'expérience, y compris la théorie, pour réaliser des analyses de risques. Dans ce projet de recherche, cette démarche a été facilitée par l'utilisation des réseaux bayésiens pour prendre en charge différents types de données (quantitatives et qualitatives), les connaissances scientifiques, l'expertise acquise au cours du travail collaboratif avec l'OBV et les partenaires municipaux, ainsi que des exigences réglementaires pour définir les variables et les relations probabilistes entre elles. Les exigences réglementaires sont incluses dans le processus de discrétisation des variables.
- Un inconvénient majeur de l'approche déterministe dans le contexte de la protection des sources est que l'évaluation des risques ne peut être effectuée si un seul paramètre manque dans l'équation de calcul des risques. Alors que dans le domaine de la protection des sources, il est indispensable d'identifier les sources de risque même avec une incertitude afin de planifier ultérieurement des analyses plus avancées et sophistiquées pour des mesures bien ciblées.
- Les réseaux bayésiens permettent aux gestionnaires de prioriser les structures de débordement qui présentent le plus de risques en amont des sites de prélèvement et spécialement pour les bassins versants fortement urbanisés, contrairement à l'approche déterministe, qui peut attribuer le même niveau de risque à deux structures présentant des risques quantitativement très différents.
- La hiérarchisation des risques en utilisant les réseaux bayésiens permet aux gestionnaires d'identifier les « points chauds » dans un bassin versant. Le réseau bayésien constitue donc un tremplin pour des analyses plus poussées de la qualité de l'eau et des polluants libérés par des menaces dans des sites spécifiques, afin de réduire les coûts de l'analyse des risques.

- L'élicitation des tableaux de probabilité conditionnelle constituant les relations probabilistes entre les nœuds dans les réseaux bayésiens sur la base d'un jugement d'experts est considérée comme un défi. Dans cette étude, la méthode d'agrégation mixte ($F_{add-max}$) adaptée pour les réseaux bayésiens a permis de renforcer la fiabilité de la combinaison des connaissances et de leur conversion en distributions de probabilités conditionnelles, ainsi que d'éviter les biais.

Une étude plus ciblée du facteur d'impact dans le contexte de la protection des sources en eau est rendue possible par les pondérations attribuées à l'agrégation additive (f_{add}) et maximale (f_{max}). Il s'agit d'une propriété essentielle pour tenir compte de l'impact des nœuds parents fonctionnant simultanément.

- En testant plusieurs méthodes de remplissage des tableaux de probabilités conditionnelles dans un réseau bayésien, il a été conclu que la méthodologie choisie peut influencer de manière significative le résultat final de l'évaluation des risques.

Les conclusions issues des troisième et quatrième volets de ce projet, qui porte sur **la gouvernance des risques et l'implantation des plans d'action**, se présentent comme suit :

- La délimitation des zones de protection est une étape cruciale pour évaluer les risques de pollution diffuse et implanter des plans d'action permettant de réduire les risques de contamination des sources d'eau.
- L'évaluation des risques associés aux menaces, selon le RPEP, est liée à la délimitation des aires de protection qui s'étendent généralement au-delà des frontières administratives, tout en étant en inadéquation avec la réalité des frontières du système hydrique, et demandera une concertation des acteurs pour permettre la prise de d'actions et d'interventions. Ce constat a été souligné lors de la priorisation des risques liés aux menaces inventoriées dans les bandes de terre de 10 m et 120 m des aires de protection immédiates et intermédiaires par rapport aux menaces inventoriées dans les aires éloignées. Ces dernières pourraient présenter des sources de pollution drainées en amont de ces bandes de terre par les eaux pluviales qui pourraient être diffusées et rejetées par ruissellement à l'intérieur des limites des aires de protection immédiate et intermédiaire,

par les exutoires de réseaux d'égouts pluviaux et unitaires, ainsi que par les exutoires des sous bassins versants. La gestion des risques en contexte de protection des sources impose donc de suivre les limites hydrographiques.

Le retour d'expérience à propos de la mise en œuvre du RPEP en collaboration avec un OBV a mis en évidence la valeur du rôle de concertation. Le transfert des connaissances sur le bassin versant étudié, acquises majoritairement lors de l'élaboration des plans directeurs de l'eau, le suivi annuel de la réalisation des actions associées au PDE et la concertation entre les acteurs sur les différentes problématiques prioritaires du territoire tels que les Objectifs de conservation des milieux humides et hydriques (OCMHH) et les plans régionaux des milieux humides et hydriques (PRMHH), a permis de faire aboutir et de bonifier l'étude des risques et de vulnérabilité. Il serait donc opportun que le gouvernement provincial transfère l'engagement à l'application du RPEP aux OBV du Québec de manière règlementée, afin de fournir davantage de fonds à cette fin.. Afin de garantir ce transfert d'engagement, il est impératif d'allouer des ressources financières importantes aux OBV pour permettre l'engagement d'experts au sein de ces organismes, en vue de mener des études de vulnérabilité et de risque.

- Il est crucial d'assurer l'autorité sur les municipalités qui ne sont assujetties au RPEP mais qui sont situées dans les aires de protection d'autres sites de prélèvements en aval. Afin d'y parvenir, il convient d'accorder une aide financière additionnelle à ces municipalités afin de renforcer les partenariats entre les parties prenantes, de collecter davantage de données et de garantir une plus grande fiabilité des analyses de vulnérabilité et de risque.
- La mise en œuvre du RPEP doit se faire à travers le concept de gouvernance participative et commune. Cette dernière constitue un moyen de parvenir à un consensus sur les décisions et les solutions à prendre, tout en étant profitable pour toutes les parties prenantes, ce qui contribuera ensuite à renforcer la mise en œuvre des plans d'action.
- La gestion des risques en termes de protection des sources d'eau potable réclame une gouvernance à plusieurs niveaux; elle requiert l'engagement des parties prenantes, des organismes gouvernementaux, des organismes non gouvernementaux et des équipes de

recherche scientifique. Cette gouvernance multi-niveaux peut être portée au niveau fédéral et même international. Autrement dit, la structure de gouvernance suit les frontières hydrographiques.

- Pour une bonne gouvernance des risques de contamination des sources d'eau, le cadre juridique portant sur l'eau doit être révisé en établissant : (1) des lois et des règlements qui encadrent la responsabilité des municipalités situées dans les aires de protection d'un site de prélèvement en matière de rejets des polluants, (2) l'incorporation du principe de gestion intégrée par bassin versant dans le RPEP et ce, en incluant des sections qui définissent la responsabilité des municipalités en amont des sites de prélèvement et leur obligation de participer au processus d'étude de vulnérabilité et de risques jusqu'à la participation financière pour l'implantation des plans d'action, (3) la participation du gouvernement provincial aux ententes et conventions nationales et internationales dont les dispositions ont des répercussions sur la qualité des eaux hydrologiquement liées aux eaux du Québec et utilisées comme source d'approvisionnement.
- L'approche déterministe pourrait conduire à une décision de gestion des risques inappropriée, car elle ne permet d'évaluer l'impact que d'un seul scénario de risque à la fois. L'approche probabiliste permet de pallier cette limitation. Cependant, il est intéressant de souligner que les résultats de risque avec incertitudes générés par un réseau bayésien pourraient conduire à une ambiguïté d'interprétation pour les gestionnaires de risques.

Les travaux menés dans le cadre de ce projet de recherche peuvent être considérés comme le point de départ de projets futurs qui contribueront à la protection des sources d'eau potable au Québec.

Les recommandations pour des études plus poussées peuvent inclure :

- L'utilisation de la même approche méthodologique probabiliste développée dans ce projet de recherche pour évaluer les niveaux de risque associés à d'autres menaces liées aux activités municipales, telles que les effluents des stations d'épuration des eaux usées, les fosses septiques, les ruptures des conduites d'eaux usées, etc.
- L'évaluation de l'incertitude du risque d'inondation en contexte urbain et de son impact sur la vulnérabilité des eaux exploitées pour le prélèvement d'eau de surface doit être

réalisée en tenant compte du fait que les inondations constituent la catastrophe naturelle la plus fréquente au Québec.

- La prise en considération de l'effet domino dans l'évaluation des risques en développant un réseau bayésien multi-menaces. Cela signifie un réseau bayésien qui étudie le risque posé par différentes menaces simultanément dans le but d'obtenir une évaluation plus réaliste. L'effet domino pourrait également être évoqué à travers les effets cumulatifs des débordements des réseaux d'égouts unitaires en période de fonte des neiges et de pluies intenses. Il serait donc également intéressant d'étudier cet effet cumulatif en amont des sites de prélèvement situés dans des bassins versants fortement urbanisés.
- La prise en compte des aspects écologiques, économiques et sociaux lors de l'évaluation des risques pour les sources d'eau afin de tenir en compte la gestion intégrée des risques.
- La réalisation d'une analyse des risques de l'ensemble du système d'approvisionnement en eau : de la source jusqu'au robinet pour garantir la salubrité de l'eau et protéger la santé humaine au Québec. Il serait donc intéressant de développer un modèle de réseau bayésien qui implique l'approche à barrières multiples pour l'eau potable.
- Le remplissage des tableaux de probabilités conditionnelles d'un réseau bayésien définit la qualité des résultats obtenus. Il serait donc intéressant d'utiliser l'intelligence artificielle (une approche d'apprentissage profond : *a Deep Learning Approach*) en utilisant un ensemble de données pour définir les fonctions les plus compliquées présentant la relation entre les nœuds du réseau bayésien.
- Le développement des réseaux de décision bayésiens incluant les coûts et les bénéfices des différentes options de mitigations qui seront utiles aux décideurs pour la prise de décision lors de la mise en œuvre des plans d'action.
- Le développement d'un réseau bayésien incluant des scénarios et des simulations associés aux changements climatiques pour disposer d'un réseau bayésien dynamique.

RÉFÉRENCES

- Abbas, A., Carnacina, I., Ruddock, F., Alkhaddar, R., Rothwell, G., & Andoh, R. (2019). An Innovative Method for Installing a Separate Sewer System in Narrow Streets. *Journal of Water Management Modeling*. doi:10.14796/jwmm.C467
- Agency of Natural Resources. (1992). *Environmental Protection Rules: Chapter 21- Water Supply Rule* (revision date: December 1, 2010). Vermont, US Retrieved from <https://dec.vermont.gov/sites/dec/files/dwgwp/DW/vtwsr2010%20%281%29.pdf>
- Al Aukidy, M., & Verlicchi, P. (2017). Contributions of combined sewer overflows and treated effluents to the bacterial load released into a coastal area. *Sci Total Environ*, 607-608, 483-496. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.050
- Alavipoor, F. S., Ghorbaninia, Z., Karimi, S., & Jafari, H. (2016). Surface Water Contamination Risk Assessment Modeled by Fuzzy-WRASTIC. *Water Environ Res*, 88(7), 589-601. doi:10.2175/106143016X14609975746361
- Alberta Environment. (2001). *Administrative guide for approvals to protect surface water bodies under the Water Act*. Alberta Retrieved from <https://open.alberta.ca/dataset/7e25ba86-e85e-4ffb-ab3f-b2bd83c11db1/resource/382f0ac6-7e22-4b4c-b5ce-c7f38d3d6624/download/2001-approvalssurfacewaterbodies-guide-2001.pdf>
- Alberta Environment and parks. (2015a). Drinking Water Safety Plan. Retrieved from <http://environment.alberta.ca/apps/regulateddwq/DWSP.aspx>
- Alberta Environment and parks. (2015b). Drinking Water Safety Plan_Training Course. Retrieved from <http://environment.alberta.ca/apps/regulateddwq/DWSP.aspx>
- Albuquerque, M. T. D., Gerassis, S., Sierra, C., Taboada, J., Martin, J. E., Antunes, I., & Gallego, J. R. (2017). Developing a new Bayesian Risk Index for risk evaluation of soil contamination. *Sci Total Environ*, 603-604, 167-177. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.06.068
- Ale, B., Burnap, P., & Slater, D. (2015). On the origin of PCDS – (Probability consequence diagrams). *Safety Science*, 72, 229-239. doi:10.1016/j.ssci.2014.09.003
- Alegbeleye, O. O., & Sant'Ana, A. S. (2020). Manure-borne pathogens as an important source of water contamination: An update on the dynamics of pathogen survival/transport as well as

- practical risk mitigation strategies. *Int J Hyg Environ Health*, 227, 113524. doi:10.1016/j.ijheh.2020.113524
- Alessa, L., Kliskey, A., Lammers, R., Arp, C., White, D., Hinzman, L., & Busey, R. (2008). The arctic water resource vulnerability index: an integrated assessment tool for community resilience and vulnerability with respect to freshwater. *Environ Manage*, 42(3), 523-541. doi:10.1007/s00267-008-9152-0
- Allan, J. D., Yuan, L. L., Black, P., Stockton, T. O. M., Davies, P. E., Magierowski, R. H., & Read, S. M. (2012). Investigating the relationships between environmental stressors and stream condition using Bayesian belief networks. *Freshwater Biology*, 57, 58-73. doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02683.x
- Ames, D. P., Neilson, B. T., Stevens, D. K., & Lall, U. (2005). Using Bayesian networks to model watershed management decisions: an East Canyon Creek case study. *Journal of Hydroinformatics*, 7(4), 267-282. doi:10.2166/hydro.2005.0023
- Andrade, V. S., Gutierrez, M. F., Regaldo, L., Paira, A. R., Repetti, M. R., & Gagneten, A. M. (2021). Influence of rainfall and seasonal crop practices on nutrient and pesticide runoff from soybean dominated agricultural areas in Pampean streams, Argentina. *Sci Total Environ*, 788, 147676. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.147676
- Antanasijević, D., Pocajt, V., Perić-Grujić, A., & Ristić, M. (2014). Modelling of dissolved oxygen in the Danube River using artificial neural networks and Monte Carlo Simulation uncertainty analysis. *Journal of Hydrology*, 519, 1895-1907. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.10.009
- Aubertheau, E., Stalder, T., Mondamert, L., Ploy, M. C., Dagot, C., & Labanowski, J. (2017). Impact of wastewater treatment plant discharge on the contamination of river biofilms by pharmaceuticals and antibiotic resistance. *Sci Total Environ*, 579, 1387-1398. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.11.136
- Australian Government, National Health and Medical Research Council, & National Resource Management Ministerial Council. (2011a). *Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy. Version 3.5- Updated August 2018*. Australia

Retrieved from <https://www.toxtest.com.au/images/australian-drinking-water-guidelines-v3.5-Aug-2018.pdf>

Australian Government, National Health and Medical Research Council, & National Resource Management Ministerial Council. (2011b). *Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy. Version 3.5- Updated August 2018*. Retrieved from Australia: <https://www.toxtest.com.au/images/australian-drinking-water-guidelines-v3.5-Aug-2018.pdf>

Australian Government Initiative. (2018). Australian & New Zealand Guidelines for fresh & marine water quality. Retrieved from <http://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/framework>

Aven, T. (2011). On some recent definitions and analysis frameworks for risk, vulnerability, and resilience. *Risk Anal*, 31(4), 515-522. doi:10.1111/j.1539-6924.2010.01528.x

Aven, T. (2012). The risk concept—historical and recent development trends. *Reliability Engineering & System Safety*, 99, 33-44. doi:10.1016/j.ress.2011.11.006

Aven, T. (2016). Risk assessment and risk management: Review of recent advances on their foundation. *European Journal of Operational Research*, 253(1), 1-13. doi:10.1016/j.ejor.2015.12.023

Aven, T. (2019). Fundamental Principles of Risk Management and Governance: Review of Recent Advances. *Japanese Journal of Risk Analysis*, 29(1), 3-10. doi:10.11447/sraj.29.3

Aven, T., & Renn, O. (2019). Some foundational issues related to risk governance and different types of risks. *Journal of Risk Research*, 23(9), 1121-1134. doi:10.1080/13669877.2019.1569099

Aziz, M., Imteaz, M., Choudhury, T., & Phillips, D. (2013). Applicability of artificial neural network in hydraulic experiments using a new sewer overflow screening device. *Australasian Journal of Water Resources*, 17(1), 77-86.

Ball, D. J., & Watt, J. (2013). Further thoughts on the utility of risk matrices. *Risk Anal*, 33(11), 2068-2078. doi:10.1111/risa.12057

- Ban, S. S., Pressey, R. L., & Graham, N. A. J. (2014). Assessing interactions of multiple stressors when data are limited: A Bayesian belief network applied to coral reefs. *Global Environmental Change*, 27, 64-72. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.018
- Baraldi, P., Podofillini, L., Mkrtchyan, L., Zio, E., & Dang, V. N. (2015). Comparing the treatment of uncertainty in Bayesian networks and fuzzy expert systems used for a human reliability analysis application. *Reliability Engineering & System Safety*, 138, 176-193. doi:10.1016/j.ress.2015.01.016
- Barrette, S. (2018). *Vulnérabilité des usines de traitement d'eau potable de la région métropolitaine de Montréal aux déversements accidentels d'oléoducs*. Université de Montréal,
- Barron, J., Kemp-Benedict, E., Morris, J., de Bruin, A., Wang, G., & Fencl, A. (2015). Mapping the potential success of agricultural water management interventions for smallholders: Where are the best opportunities? *Water Resources and Rural Development*, 6, 24-49. doi:10.1016/j.wrr.2015.06.001
- Bartolai, A. M., He, L., Hurst, A. E., Mortsch, L., Paehlke, R., & Scavia, D. (2015). Climate change as a driver of change in the Great Lakes St. Lawrence River Basin. *Journal of Great Lakes Research*, 41, 45-58. doi:10.1016/j.jglr.2014.11.012
- Barton, D. N., Kuikka, S., Varis, O., Uusitalo, L., Henriksen, H. J., Borsuk, M., . . . Linnell, J. D. (2012). Bayesian networks in environmental and resource management. *Integr Environ Assess Manag*, 8(3), 418-429. doi:10.1002/ieam.1327
- Barton, D. N., Sundt, H., Bustos, A. A., Fjeldstad, H.-P., Hedger, R., Forseth, T., . . . Madsen, A. L. (2020). Multi-criteria decision analysis in Bayesian networks - Diagnosing ecosystem service trade-offs in a hydropower regulated river. *Environmental Modelling & Software*, 124, 104604. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104604>
- Barton, D. N., Sundt, H., Bustos, A. A., Fjeldstad, H. P., Hedger, R., Forseth, T., . . . Madsen, A. L. (2020). Multi-criteria decision analysis in Bayesian networks - Diagnosing ecosystem service trade-offs in a hydropower regulated river. *Environmental Modelling & Software*, 124. doi:ARTN 104604

10.1016/j.envsoft.2019.104604

- Bartram, J., Corrales, L., A., D., Deere, D., Drury, D., Gordon, B., . . . Stevens, M. (2009). *Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking-water suppliers*. Retrieved from Geneva, Switzerland: http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241562638_eng.pdf
- Baum, R., & Bartram, J. (2018). A systematic literature review of the enabling environment elements to improve implementation of water safety plans in high-income countries. *J Water Health*, 16(1), 14-24. doi:10.2166/wh.2017.175
- Bayliss, P., van Dam, R. A., & Bartolo, R. E. (2012). Quantitative Ecological Risk Assessment of the Magela Creek Floodplain in Kakadu National Park, Australia: Comparing Point Source Risks from the Ranger Uranium Mine to Diffuse Landscape-Scale Risks. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 18(1), 115-151. doi:10.1080/10807039.2012.632290
- Beaudin, I., Deslandes, J., Michaud, A. R., Bonn, F., & Madramootoo, C. A. (2006). Variabilité spatio-temporelle des exportations de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la Rivière aux Brochets au sud-ouest du Québec - Partie I : Paramétrage, calibrage et validation du modèle SWAT. *Agrosolutions.*, 17(1), 4-20. Retrieved from https://www.irda.qc.ca/assets/documents/Publications/documents/beaudin-et-al-2006_article_variabilite_exportations_riv_brochets_p1.pdf
- Berens, M. J., Capel, P. D., & Arnold, W. A. (2021). Neonicotinoid Insecticides in Surface Water, Groundwater, and Wastewater Across Land-Use Gradients and Potential Effects. *Environ Toxicol Chem*, 40(4), 1017-1033. doi:10.1002/etc.4959
- Bereskie, T., Rodriguez, M. J., & Sadiq, R. (2017). Drinking Water Management and Governance in Canada: An Innovative Plan-Do-Check-Act (PDCA) Framework for a Safe Drinking Water Supply. *Environ Manage*, 60(2), 243-262. doi:10.1007/s00267-017-0873-9
- Bertone, E., Sahin, O., Richards, R., & Roiko, A. (2016). Extreme events, water quality and health: A participatory Bayesian risk assessment tool for managers of reservoirs. *Journal of Cleaner Production*, 135, 657-667. doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.158

- Bharti N., & Katyal D. (2011). Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES*, 2(1), 154-173.
- Bi, H., & Si, H. (2012). Dynamic risk assessment of oil spill scenario for Three Gorges Reservoir in China based on numerical simulation. *Safety Science*, 50(4), 1112-1118. doi:10.1016/j.ssci.2011.11.012
- Birch, H., Mikkelsen, P. S., Jensen, J. K., & Lutzhoft, H. C. (2011). Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark. *Water Sci Technol*, 64(2), 485-493. doi:10.2166/wst.2011.687
- Biron, S., Assani, A. A., Frenette, J.-J., & Massicotte, P. (2014). Comparison of Lake Ontario and St. Lawrence River hydrologic droughts and their relationship to climate indices. *Water Resources Research*, 50(2), 1396-1409. doi:10.1002/2012wr013441
- Bishop, S. L., Kerkovius, J. K., Menard, F., & Murch, S. J. (2018). N-beta-Methylamino-L-Alanine and Its Naturally Occurring Isomers in Cyanobacterial Blooms in Lake Winnipeg. *Neurotox Res*, 33(1), 133-142. doi:10.1007/s12640-017-9820-z
- Bonansea, R. I., Filippi, I., Wunderlin, D. A., Marino, D. J. G., & Ame, M. V. (2017). The Fate of Glyphosate and AMPA in a Freshwater Endorheic Basin: An Ecotoxicological Risk Assessment. *Toxics*, 6(1). doi:10.3390/toxics6010003
- Botturi, A., Ozbayram, E. G., Tondera, K., Gilbert, N. I., Rouault, P., Caradot, N., . . . Fatone, F. (2020). Combined sewer overflows: A critical review on best practice and innovative solutions to mitigate impacts on environment and human health. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(15), 1585-1618. doi:10.1080/10643389.2020.1757957
- Bozorgi, A., Roozbahani, A., Shahdany, S. M. H., & Abbassi, R. (2021). Development of Multi-Hazard Risk Assessment Model for Agricultural Water Supply and Distribution Systems Using Bayesian Network. *Water Resources Management*, 35(10), 3139-3159. doi:10.1007/s11269-021-02865-9

- Brenčič, M., Prestor, J., Kompare, B., Matoz, H., & Kranjc, S. (2009). Integrated approach to delineation of drinking water protection zones. *Geologija*, 52(2), 175-182. doi:10.5474/geologija.2009.017
- Brewton, R. A., Kreiger, L. B., Tyre, K. N., Baladi, D., Wilking, L. E., Herren, L. W., & Lapointe, B. E. (2022). Septic system-groundwater-surface water couplings in waterfront communities contribute to harmful algal blooms in Southwest Florida. *Sci Total Environ*, 837, 155319. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.155319
- British Columbia Government. (2001, 24 october 2018). Drinking Water Protection Act. Retrieved from http://www.bclaws.ca/civix/document/id/complete/statreg/01009_01#section18
- Brouillette, D. (2007). *Qualité de l'eau de la rivière des Mille-Îles 2000-2005*. Retrieved from Québec: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/mille_iles/rapport_00-05.pdf
- Bruce-Grey-Owen Sound Health Unit. (2000). *The investigative report of the Walkerton outbreak of waterborne gastroenteritis*. Retrieved from Canada: https://www.publichealthgreybruce.on.ca/Portals/0/Topics/WaterSafety/Public_Drinking/Walkerton/WalkertonReport/REPORT_Oct00.PDF
- Bruce, E. D., Abusalih, A. A., McDonald, T. J., & Autenrieth, R. L. (2007). Comparing deterministic and probabilistic risk assessments for sites contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 42(6), 697-706. doi:10.1080/10934520701304328
- Buckeye Water District, City of Toronto, & City of Steubenville. (2012). *Source Water Protection Plan for the Upper Ohio River Public Water Systems*. Retrieved from
- Burgman, M. (2005). *Risks and decisions for conservation and environmental management*: Cambridge University Press.
- Burnet, J.-B., Habash, M., Hachad, M., Khanafer, Z., Prévost, M., Servais, P., . . . Dorner, S. (2021). Automated Targeted Sampling of Waterborne Pathogens and Microbial Source Tracking Markers Using Near-Real Time Monitoring of Microbiological Water Quality. *Water*, 13(15). doi:10.3390/w13152069

- Burnet, J. B., Sylvestre, E., Jalbert, J., Imbeault, S., Servais, P., Prevost, M., & Dorner, S. (2019). Tracking the contribution of multiple raw and treated wastewater discharges at an urban drinking water supply using near real-time monitoring of beta-d-glucuronidase activity. *Water Res*, 164, 114869. doi:10.1016/j.watres.2019.114869
- Cahn Michael, D., & Phillips, B. (2019). Best Management Practices for Mitigating Pesticides in Runoff from Vegetable Systems in California. In *Pesticides in Surface Water: Monitoring, Modeling, Risk Assessment, and Management* (Vol. 1308, pp. 519-539): American Chemical Society.
- Cai, J., Varis, O., & Yin, H. (2017). China's water resources vulnerability: A spatio-temporal analysis during 2003–2013. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2901-2910. doi:10.1016/j.jclepro.2016.10.180
- Cain, J. (2001). *Planning improvements in natural resource management. Guidelines for using Bayesian networks to support the planning and management of development programmes in the water sector and beyond*. Crowmarsh Gifford , Wallingford, Oxon, U K: Centre for Ecology & Hydrology.
- Calderon, O., Porter-Morgan, H., Jacob, J., & Elkins, W. (2017). Bacterial diversity impacts as a result of combined sewer overflow in a polluted waterway. *Global Journal of Environmental Science and Management-Gjesm*, 3(4), 437-446. doi:10.22034/gjesm.2017.03.04.009
- Calliera, M., Capri, E., Zambito Marsala, R., Russo, E., Bisagni, M., Colla, R., . . . Suci, N. (2021). Multi-actor approach and engagement strategy to promote the adoption of best management practices and a sustainable use of pesticides for groundwater quality improvement in hilly vineyards. *Sci Total Environ*, 752, 142251. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.142251
- Canada Government. (1985). *Canada Water Act*. Canada
- Carazo-Rojas, E., Perez-Rojas, G., Perez-Villanueva, M., Chinchilla-Soto, C., Chin-Pampillo, J. S., Aguilar-Mora, P., . . . Vryzas, Z. (2018). Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agro-ecosystem. *Environ Pollut*, 241, 800-809. doi:10.1016/j.envpol.2018.06.020

- Carriger, J. F., & Barron, M. G. (2011). Minimizing risks from spilled oil to ecosystem services using influence diagrams: the Deepwater Horizon spill response. *Environ Sci Technol*, 45(18), 7631-7639. doi:10.1021/es201037u
- Castelletti, A., & Soncini-Sessa, R. (2007). Bayesian Networks and participatory modelling in water resource management. *Environmental Modelling & Software*, 22(8), 1075-1088. doi:10.1016/j.envsoft.2006.06.003
- Ceric, A., & Haitjema, H. (2005). On using simple time-of-travel capture zone delineation methods. *Ground Water*, 43(3), 408-412. doi:10.1111/j.1745-6584.2005.0035.x
- Cerutti, J., Abi-Zeid, I., Lavoie, R., & J. Rodriguez, M. (2021). Mise en œuvre de la protection des sources d'eau potable : Portrait-diagnostic au Québec, Canada. *VertigO*(Volume 21 numéro 1). doi:10.4000/vertigo.31489
- Chan, T., Ross, H., Hoverman, S., & Powell, B. (2010). Participatory development of a Bayesian network model for catchment-based water resource management. *Water Resources Research*, 46(7). doi:10.1029/2009wr008848
- Chauhan, S. S., & Trivedi, M. K. (2022). Assessment of Surface Water Quality Index of Gwalior-Chambal Region Using Fuzzy-Based Approach. *Journal of The Institution of Engineers (India): Series A*, 104(1), 1-17. doi:10.1007/s40030-022-00671-z
- Chaves, H. M. L., & Alipaz, S. (2006). An Integrated Indicator Based on Basin Hydrology, Environment, Life, and Policy: The Watershed Sustainability Index. *Water Resources Management*, 21(5), 883-895. doi:10.1007/s11269-006-9107-2
- Chen, Y.-C., Wheeler, T. A., & Kochenderfer, M. J. (2017). Learning Discrete Bayesian Networks from Continuous Data. *Journal of Artificial Intelligence Research*, 59, 103-132. doi:10.1613/jair.5371
- Chen, Y., Feng, Y., Zhang, F., & Wang, L. (2018). Assessing Water Resources Vulnerability by Using a Rough Set Cloud Model: A Case Study of the Huai River Basin, China. *Entropy*, 21(1). doi:10.3390/e21010014

- Chen, Y., Song, L., Liu, Y., Yang, L., & Li, D. (2020). A Review of the Artificial Neural Network Models for Water Quality Prediction. *Applied Sciences*, 10(17). doi:10.3390/app10175776
- Choquette, C., & Côté, B. (2005). Réflexion sur la nature normative des contrats de bassin au Québec. *Les Cahiers de droit*, 47(4), 755-780. doi:10.7202/043910ar
- Chung, E.-S., Abdulai, P., Park, H., Kim, Y., Ahn, S., & Kim, S. (2016). Multi-Criteria Assessment of Spatial Robust Water Resource Vulnerability Using the TOPSIS Method Coupled with Objective and Subjective Weights in the Han River Basin. *Sustainability*, 9(1). doi:10.3390/su9010029
- Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM). (2019). *Plan archipel: document complémentaire* Retrieved from Montréal, QC, Canada: https://cmm.qc.ca/wp-content/uploads/2019/09/Plan_Archipel_Document_complementaire_corrige.pdf
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2004). *De la source au robinet : Guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine*. Canada: Conseil canadien des ministres de l'environnement Retrieved from https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_source_to_tap/mba_guidance_doc_f.pdf
- Conseil des bassins versants des Mille-Îles. (2013). *Plan directeur de l'eau: Portrait de la zone de gestion intégrée de l'eau par bassins versants du COBAMIL (Volume 2)*. Retrieved from SainteThérèse, Québec: http://www.cobamil.ca/sites/default/files/files/Vol_2_PDE_COBAMIL_Portrait_version%20finale_compressee.pdf
- Conseil des bassins versants des Mille Îles. (2014). *Plan directeur de l'eau: Mise en contexte du PDE de la zone de gestion intégrée de l'eau par bassins versants du COBAMIL (Volume 1)*. Retrieved from Sainte-Thérèse, Québec: http://www.cobamil.ca/sites/default/files/files/Vol_1_PDE_COBAMIL_mise_en_contexte_vfinale.pdf
- Cormier, G., Barbeau, B., Arp, H. P., & Sauve, S. (2015). The degradation behaviour of nine diverse contaminants in urban surface water and wastewater prior to water treatment. *Environ Sci Process Impacts*, 17(12), 2051-2065. doi:10.1039/c5em00338e

- Cox, L. A., Jr. (2008). What's wrong with risk matrices? *Risk Anal*, 28(2), 497-512. doi:10.1111/j.1539-6924.2008.01030.x
- Curriero, F. C. (2001). The Association Between Extreme Precipitation and Waterborne Disease Outbreaks in the United States, 1948–1994. *American Journal of Public Health*, 91(8).
- Das, B. (2004). Generating Conditional Probabilities for Bayesian Networks: Easing the Knowledge Acquisition Problem. CoRR 1–24. ArXiv, 24. doi:doi:10.48550/arXiv.cs/0411034
- Deng, X., Wagner, S., Wang, D., Luo, Y., & Goh, K. S. (2019). Pesticide Detections, Benchmark Exceedances, and Temporal Trends in Surface Water of California's Imperial, Salinas, and Santa Maria Valleys. In *Pesticides in Surface Water: Monitoring, Modeling, Risk Assessment, and Management* (Vol. 1308, pp. 119-142): American Chemical Society.
- Dirckx, G., Vinck, E., & Kroll, S. (2022). Stochastic Determination of Combined Sewer Overflow Loads for Decision-Making Purposes and Operational Follow-Up. *Water*, 14(10). doi:10.3390/w14101635
- Division of Drinking Water and Environmental Management. (1999). *Drinking Water Source Assessment and Protection (DWSAP) Program*. California Retrieved from https://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/certlic/drinkingwater/documents/dwsapguidance/DWSAP_document.pdf
- Dorner, S., Shi, J., & Swayne, D. (2007). Multi-objective modelling and decision support using a Bayesian network approximation to a non-point source pollution model. *Environmental Modelling & Software*, 22(2), 211-222. doi:10.1016/j.envsoft.2005.07.020
- Drinking Water Source Protection Office. (2019). Ministry of the Environment and Climate Change Documents. Retrieved from <http://home.waterprotection.ca/resources/publications/>

- Droguett, E. L., & Mosleh, A. (2012). Integrated treatment of model and parameter uncertainties through a Bayesian approach. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part O: Journal of Risk and Reliability*, 227(1), 41-54. doi:10.1177/1748006x12461332
- Dubé, M., & Lebel, G. (2022). *Bilan des éclosions de maladies d'origine hydrique au Québec de 2017 à 2018*. Retrieved from Québec, Canada: https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/documents/bise/bilan_eclosions_eau_2017_2018.pdf.pdf
- Dubois, D. (2010). Representation, propagation, and decision issues in risk analysis under incomplete probabilistic information. *Risk Anal*, 30(3), 361-368. doi:10.1111/j.1539-6924.2010.01359.x
- Dufour, A. P., Bartram, J. K., Bos, R., & Gannon, V. P. J. (2012). *Animal Waste, Water Quality and Human Health* (Vol. 12). London, UK: World Health Organisation (WHO) WHO & United States Environmental Protection Agency (USEPA).
- Duijm, N. J. (2015). Recommendations on the use and design of risk matrices. *Safety Science*, 76, 21-31. doi:10.1016/j.ssci.2015.02.014
- Edge, T. A., El-Shaarawi, A., Gannon, V., Jokinen, C., Kent, R., Khan, I. U., . . . van Bochove, E. (2012). Investigation of an *Escherichia coli* environmental benchmark for waterborne pathogens in agricultural watersheds in Canada. *J Environ Qual*, 41(1), 21-30. doi:10.2134/jeq2010.0253
- Efstratiou, A., Ongerth, J. E., & Karanis, P. (2017). Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2011-2016. *Water Res*, 114, 14-22. doi:10.1016/j.watres.2017.01.036
- El-Shehawy, R., Gorokhova, E., Fernandez-Pinas, F., & del Campo, F. F. (2012). Global warming and hepatotoxin production by cyanobacteria: what can we learn from experiments? *Water Res*, 46(5), 1420-1429. doi:10.1016/j.watres.2011.11.021

- El Ghazouli, K., El Khatabi, J., Soulhi, A., & Shahrour, I. (2022). Model predictive control based on artificial intelligence and EPA-SWMM model to reduce CSOs impacts in sewer systems. *Water Sci Technol*, 85(1), 398-408. doi:10.2166/wst.2021.511
- Elmasry, M., Hawari, A., & Zayed, T. (2017). Defect based deterioration model for sewer pipelines using Bayesian belief networks. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 44(9), 675-690. doi:10.1139/cjce-2016-0592
- Emond, N. (2015). La gestion intégrée de la ressource-eau au Québec : prolégomènes sur les mutations et la fixité de l'espace institutionnel. *Recherches sociographiques*, 56(2-3), 353-379. doi:10.7202/1034211ar
- Eramo, A., Morales Medina, W. R., & Fahrenfeld, N. L. (2019). Viability-based quantification of antibiotic resistance genes and human fecal markers in wastewater effluent and receiving waters. *Sci Total Environ*, 656, 495-502. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.11.325
- Evans, B., Chen, A. S., Prior, A., Djordjevic, S., Savic, D. A., Butler, D., . . . Colclough, G. (2018). Mapping urban infrastructure interdependencies and fuzzy risks. *Procedia Engineering*, 212, 816-823. doi:10.1016/j.proeng.2018.01.105
- Fayaz, M., Pham, Q. B., Linh, N. T. T., Nhi, P. T. T., Khoi, D. N., Qureshi, M. S., . . . Khalid, S. (2019). A Water Supply Pipeline Risk Analysis Methodology Based on DIY and Hierarchical Fuzzy Inference. *Symmetry*, 12(1). doi:10.3390/sym12010044
- Fenton, N., & Neil, M. (2018). *Risk Assessment and Decision Analysis with Bayesian Networks*: CRC Press.
- Fenton, N., & Neil, M. (2019). *Risk Assessment and Decision Analysis with Bayesian Networks: Second edition* Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Ferrero, G., Setty, K., Rickert, B., George, S., Rinehold, A., DeFrance, J., & Bartram, J. (2019). Capacity building and training approaches for water safety plans: A comprehensive literature review. *Int J Hyg Environ Health*, 222(4), 615-627. doi:10.1016/j.ijheh.2019.01.011

- Finckh, S., Beckers, L. M., Busch, W., Carmona, E., Dulio, V., Kramer, L., . . . Brack, W. (2022). A risk based assessment approach for chemical mixtures from wastewater treatment plant effluents. *Environ Int*, 164, 107234. doi:10.1016/j.envint.2022.107234
- Fisher, I. J., Phillips, P. J., Bayraktar, B. N., Chen, S., McCarthy, B. A., & Sandstrom, M. W. (2021). Pesticides and their degradates in groundwater reflect past use and current management strategies, Long Island, New York, USA. *Sci Total Environ*, 752, 141895. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141895
- Flage, R., & Aven, T. (2009). Expressing and communicating uncertainty in relation to quantitative risk analysis *Reliability & Risk Analysis: Theory & Application*, 2(13), 9-18.
- Foster, J. A., & McDonald, A. T. (2000). Assessing pollution risks to water supply intakes using geographical information systems (GIS). *Environmental Modelling & Software*, 15(3), 225-234. doi:10.1016/S1364-8152(00)00008-6
- French-McCay, D. P. (2004). Oil Spill Impact Modeling: Development and Validation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(10). doi:10.1897/03-382
- Fry, T. J., & Maxwell, R. M. (2017). Evaluation of distributed BMPs in an urban watershed—High resolution modeling for stormwater management. *Hydrological Processes*, 31(15), 2700-2712. doi:10.1002/hyp.11177
- Fu, X., Goddard, H., Wang, X., & Hopton, M. E. (2019). Development of a scenario-based stormwater management planning support system for reducing combined sewer overflows (CSOs). *J Environ Manage*, 236, 571-580. doi:10.1016/j.jenvman.2018.12.089
- Gagnon, G., Castleden, H., & Kot, M. (2016). *Drinking water safety plans*. Retrieved from Canada: <https://wsportal.org/wp-content/uploads/sites/3/2016/05/Drinking-Water-Safety-Plan-Report-2015.pdf>
- Gangbazo, G. (2009). *Pourquoi les élus municipaux ont-ils intérêt à collaborer à la gestion intégrée de l'eau par bassin versant?* . Québec: MELCC Retrieved from <https://www.grobec.org/pdf/action/collabo-elus-municip.pdf>

- Gangbazo, G. (2011a). *Guide pour l'élaboration d'un plan directeur de l'eau : un manuel pour assister les organismes de bassin versant du Québec dans la planification de la gestion intégrée des ressources en eau*. Retrieved from Québec, Canada:
- Gangbazo, G. (2011b). *Guide pour l'élaboration d'un plan directeur de l'eau : un manuel pour assister les organismes de bassin versant du Québec dans la planification de la gestion intégrée des ressources en eau*. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs Retrieved from https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/928/1/MDDEP_2011_Guide_elaboration_PDE_A.pdf
- Gasperi, J., Zgheib, S., Cladiere, M., Rocher, V., Moilleron, R., & Chebbo, G. (2012). Priority pollutants in urban stormwater: part 2 - case of combined sewers. *Water Res*, 46(20), 6693-6703. doi:10.1016/j.watres.2011.09.041
- Gasser, M. O., Bolinder, M., Martel, S., Poulin, D., Beaudin, I., Michaud, A., & Drouin, A. (2011). *Impacts agroenvironnementaux associés à la culture et au prélèvement de biomasses végétales agricoles pour la production de bioproduits industriels. Rapport final*. Retrieved from Canada: <https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/IRDAimpactBiomassefev2012.pdf>
- Geng, Y., Jiang, L., Zhang, D., Liu, B., Zhang, J., Cheng, H., . . . Liu, X. (2021). Glyphosate, aminomethylphosphonic acid, and glufosinate ammonium in agricultural groundwater and surface water in China from 2017 to 2018: Occurrence, main drivers, and environmental risk assessment. *Sci Total Environ*, 769, 144396. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.144396
- Giroux, I. (2015). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2011 à 2014*. Retrieved from Québec, Canada: http://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/maïs_soya/portrait2011-2014/rapport2011-2014.pdf
- Giroux, I. (2019). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2015 à 2017*. Retrieved from Québec: http://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/maïs_soya/portrait2015-2017/rapport-2015-2017.pdf

- Goharian, E., Burian, S. J., Lillywhite, J., & Hile, R. (2017). Vulnerability Assessment to Support Integrated Water Resources Management of Metropolitan Water Supply Systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 143(3). doi:10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000738
- Goulding, R., Jayasuriya, N., & Horan, E. (2012). A Bayesian network model to assess the public health risk associated with wet weather sewer overflows discharging into waterways. *Water Res*, 46(16), 4933-4940. doi:10.1016/j.watres.2012.03.044
- Gouvernement du Canada. (2017). Ressources naturelles Canada. Retrieved from <https://www.rncan.gc.ca/accueil>
- Gouvernement du Québec. (1982). *Loi sur l'accès aux documents des organismes publics et sur la protection des renseignements personnels*. Québec: Éditeur officiel du Québec Retrieved from <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/lc/A-2.1.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2002a). *Loi sur la Qualité de l'Environnement (LQE)_chapitre Q-2*. Québec, Canada: Éditeur officiel du Québec
- Gouvernement du Québec. (2002b). *Règlement sur les exploitations agricoles_chapitre Q-2, r. 26*. Québec, Canada: Éditeur officiel du Québec Retrieved from <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/cr/Q-2,%20R.%2026.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2003). *Code de gestion des pesticides*. Québec, Canada Retrieved from <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/cr/P-9.3,%20R.%201.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2009). *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés: chapitre C-6.2*. Québec: Éditeur officiel du Québec
- Gouvernement du Québec. (2014). *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection*. Québec, Canada: Éditeur officiel du Québec 2014 Retrieved from http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R35_2.HTM

- Gouvernement du Québec. (2016). *Règlement d'application de la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles* (chapitre P-41.1, r. 1). Québec: Éditeur officiel du Québec
Retrieved from <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/rc/P-41.1,%20R.%201%20.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2018). *Règlement sur les permis et les certificats pour la vente et l'utilisation des pesticides* (chapitre P-9.3, r. 2). Québec: Éditeur officiel du Québec
Retrieved from <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/rc/P-9.3,%20R.%202.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2020a). *Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement- chapitre Q-2, r. 17.1*. Québec: Éditeur officiel du Québec
Retrieved from <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/rc/Q-2,%20R.%2017.1%20.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2020b). *Règlement sur la qualité de l'eau potable_ chapitre Q-2, r. 40 (Loi sur la qualité de l'environnement)*. Éditeur officiel du Québec Retrieved from <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2040>
- Goverment of Manitoba. (1988a). *Protection of Water Sources Regulation*. Manitoba, Canada
Retrieved from http://web2.gov.mb.ca/laws/regs/current/_pdf-regs.php?reg=326/88r
- Goverment of Manitoba. (1988b). *Water Works, Sewerage and Sewage Disposal Regulation*. Manitoba, Canada Retrieved from http://web2.gov.mb.ca/laws/regs/current/_pdf-regs.php?reg=331/88r
- Goverment of Manitoba. (1997). *The Sustainable Development Act*. Manitoba, Canada Retrieved from <https://web2.gov.mb.ca/laws/statutes/ccsm/s270e.php>
- Goverment of Manitoba. (2002a). *The Drinking Water Safety Act*. Manitoba, Canada Retrieved from <http://web2.gov.mb.ca/laws/statutes/ccsm/d101e.php>
- Goverment of Manitoba. (2002b). *Drinking Water Safety Regulation*. Manitoba, Canada Retrieved from http://web2.gov.mb.ca/laws/regs/current/_pdf-regs.php?reg=40/2007
- Goverment of Manitoba. (2005). *The Water Protection Act*. Manitoba, Canada Retrieved from <https://web2.gov.mb.ca/laws/statutes/ccsm/w065e.php>

- Government of Newfoundland and Labrador. (2002a). *ENVIRONMENTAL PROTECTION ACT*. Newfoundland and Labrador, Canada Retrieved from <https://www.assembly.nl.ca/legislation/sr/statutes/e14-2.htm#52>
- Government of Newfoundland and Labrador. (2002b). *Water Resources Act (Amended: 2016)*. Newfoundland and Labrador, Canada Retrieved from <https://www.assembly.nl.ca/Legislation/sr/statutes/w04-01.htm>
- Government of Newfoundland and Labrador. (2003). *Environmental Control Water and Sewage Regulations*. Newfoundland and Labrador, Canada Retrieved from <https://www.assembly.nl.ca/legislation/sr/regulations/rc030065.htm>
- Government of Nova Scotia. (1994a). *Activities Designation Regulations*. Nova Scotia, Canada Retrieved from <https://novascotia.ca/just/regulations/regs/envactiv.htm>
- Government of Nova Scotia. (1994b). *Environment Act*. Nova Scotia, Canada Retrieved from <https://nslegislature.ca/sites/default/files/legc/statutes/environment.pdf>
- Government of Nova Scotia. (2005). *Water and Wastewater Facilities and Public Drinking Water Supplies Regulations made under Sections 66 and 110 of the Environment Act S.N.S. 1994-95, c. 1*. Nova Scotia, Canada Retrieved from <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ns96267.pdf>
- Government of Nova Scotia. (2007). *Environmental Goals and Sustainable Prosperity Act- CHAPTER 7 OF THE ACTS OF 2007 as amended by 2012, c. 42*. Nova Scotia, Canada Retrieved from <https://nslegislature.ca/sites/default/files/legc/statutes/environmental%20goals%20and%20sustainable%20prosperity.pdf>
- Government of Prince Edward Island. (2012). *Watercourse and wetland protection regulations*. Prince Edward Island, Canada Retrieved from <https://www.princeedwardisland.ca/sites/default/files/legislation/E%2609-16-Environmental%20Protection%20Act%20Watercourse%20and%20Wetland%20Protection%20Regulations.pdf>

- Government of Prince Edward Island. (2014). *Waste resource management regulations*. Prince Edward Island, Canada Retrieved from <https://www.princeedwardisland.ca/sites/default/files/legislation/E%2609-15-Environmental%20Protection%20Act%20Waste%20Resource%20Management%20Regulations.pdf>
- Government of Prince Edward Island. (2017a). *Environmental Protection Act*. Legislative Counsel Office Retrieved from <https://www.princeedwardisland.ca/sites/default/files/legislation/E-09-Environmental%20Protection%20Act.pdf>
- Government of Prince Edward Island. (2017b). *Water Act- Chapter 17*. Île-du-Prince-Édouard, Canada: Minister of Communities, Land and Environment Retrieved from http://www.assembly.pe.ca/bills/pdf_chapter/65/3/chapter-17.pdf
- Government of Saskatchewan. (2005). *Water Security Agency Act*. Saskatchewan, Canada Retrieved from <http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Statutes/Statutes/W8-1.pdf>
- Government of Saskatchewan. (2010). *The Environmental Management and Protection Act, 2010*. Saskatchewan, Canada Retrieved from <http://www.publications.gov.sk.ca/freelaw/documents/english/Statutes/Statutes/e10-22.pdf>
- Government of South Australia. (2011). *Safe Drinking Water Act*. South Australia Retrieved from <https://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/A/SAFE%20DRINKING%20WATER%20ACT%202011/CURRENT/2011.16.AUTH.PDF>
- Government of South Australia. (2012). *Safe Drinking Water Regulations*. South Australia Retrieved from <https://www.legislation.sa.gov.au/LZ/C/R/SAFE%20DRINKING%20WATER%20REGULATIONS%202012/CURRENT/2012.246.UN.PDF>
- Government of Alberta. (2012). *Standards and Guidelines for Municipal Waterworks, Wastewater and Storm Drainage Systems-Part 1* Alberta, Canada Retrieved from <https://open.alberta.ca/dataset/f57fec02-7de8-4985-b948->

[dcf5e2664aee/resource/489ec17a-e8e8-42b3-8a93-b6fd7f92e018/download/part1-standardsmunicipalwaterworks-2012.pdf](http://www.alberta.ca/489ec17a-e8e8-42b3-8a93-b6fd7f92e018/download/part1-standardsmunicipalwaterworks-2012.pdf)

Government of Alberta. (2013). *waste control regulation_ Environmental protection and enhancement act*. Alberta, canada: Alberta Queen's Printer Retrieved from http://www.qp.alberta.ca/1266.cfm?page=1996_192.cfm&leg_type=Regs&isbncln=9780779790579

Government of Alberta. (2017). *Environmental Protection and Enhancement Act 2000*. Alberta, Canada Retrieved from http://www.qp.alberta.ca/1266.cfm?page=E12.cfm&leg_type=Acts&isbncln=9780779735495

Government of Alberta. (2021). *Water Act. Revised Statutes of Alberta 2000. Chapter W-3*. Edmonton, AB, Canada Retrieved from http://www.qp.alberta.ca/1266.cfm?page=w03.cfm&leg_type=Acts&isbncln=9780779733651

Government of Australia. (2003). *Safe Drinking Water Act*. Australia Retrieved from [http://www.legislation.vic.gov.au/Domino/Web_Notes/LDMS/PubStatbook.nsf/51dea49770555ea6ca256da4001b90cd/8fa3de3c8565c844ca256e5b002140a5/\\$FILE/03-046a.pdf](http://www.legislation.vic.gov.au/Domino/Web_Notes/LDMS/PubStatbook.nsf/51dea49770555ea6ca256da4001b90cd/8fa3de3c8565c844ca256e5b002140a5/$FILE/03-046a.pdf)

Government of British Columbia. (2001, 24 october 2018). *Drinking Water Protection Act*. Retrieved from http://www.bclaws.ca/civix/document/id/complete/statreg/01009_01#section18

Government of British Columbia. (2008, 24 october 2018). *Oil and Gas Activities Act*. Retrieved from http://www.bclaws.ca/civix/document/id/complete/statreg/08036_01

Government of British Columbia. (2014, 24 october 2018). *Water Sustainability Act*. Retrieved from http://www.bclaws.ca/civix/document/id/complete/statreg/14015#division_d0e10157

Government of British Columbia. (2015, 23 october 2018). Agricultural Waste Control Regulation: B.C. Reg. 131/92. Retrieved from http://www.bclaws.ca/Recon/document/ID/freeside/10_131_92#section1

Government of California. (1999a). *Drinking Water Source Assessment and Protection (DWSAP) Program (révisé en 2000)*. California Health Services Retrieved from https://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/certlic/drinkingwater/documents/dwsapguidance/DWSAP_document.pdf

Government of California. (1999b). *Drinking Water Source Assessment and Protection (DWSAP) Program (révisé en 2000)*. Retrieved from California https://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/certlic/drinkingwater/documents/dwsapguidance/DWSAP_document.pdf

Government of Canada. (1992). *Mackenzie Valley Federal Areas Waters Regulations (Last amended on June 13, 2016)*. Canada: Minister of Justice Retrieved from <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-93-303.pdf>

Government of Canada. (1998). *Mackenzie Valley Resource Management Act*. Canada: Minister of Justice Retrieved from <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/M-0.2.pdf>

Government of Canada. (1999). *Canadian Environmental Protection Act, 1999*. Canada

Government of Canada. (2002). *Nunavut Waters and Nunavut Surface Rights Tribunal Act*. Canada: Minister of Justice Retrieved from <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/N-28.8.pdf>

Government of Canada. (2013). *Nunavut Waters Regulations*. Canada: Minister of Justice Retrieved from <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2013-69.pdf>

Government of Canada. (2021). When do the seasons start? Retrieved from <https://nrc.canada.ca/en/certifications-evaluations-standards/canadas-official-time/3-when-do-seasons-start>

Government of Maine State. (1975). *Maine Water for Human Consumption Act (22MRS, Chapter 601): Title 22: HEALTH AND WELFARE- Chapter 601: WATER FOR HUMAN*

CONSUMPTION Maine State Retrieved from
<https://www.mainelegislature.org/legis/statutes/22/title22ch601.pdf>

Government of Massachusetts. (1986). Massachusetts water management act (Chap 21G). Retrieved from <https://malegislature.gov/Laws/GeneralLaws/PartI/TitleII/Chapter21G>

Government of Massachusetts. (1996). *The Massachusetts Rivers Protection Act*. Massachusetts, United States Retrieved from
<https://archives.lib.state.ma.us/actsResolves/1996/1996acts0258.pdf>

Government of massachusetts. (2014). *310 CMR 36.00: The Water Management Act Regulations* Massachusetts, Canada Retrieved from
https://www.mass.gov/files/documents/2016/08/vz/310cmr36_0.pdf

Government of Massachusetts. (2016). *310 CMR 22.00: The Massachusetts Drinking Water Regulations* Massachusetts, Canada Retrieved from
https://www.mass.gov/files/documents/2016/10/us/310cmr22_372_16185.pdf

Government of Mississippi. (1980). *Hazardous Waste Management Regulations*. Mississippi, US Retrieved from <https://www.mdeq.ms.gov/wp-content/uploads/2018/02/Title-11-Part-3-Ch.-1-Final-Filing.pdf>

Government of Mississippi. (n.d). *Surface Water and Groundwater Use and Protection Regulations*. Mississippi, US Retrieved from <https://www.mdeq.ms.gov/wp-content/uploads/2017/06/11-Miss.-Admin.-Code-Pt.-7,-Ch.-1..pdf>

Government of ontario. (1990). *Ontario Water Resources Act*. Ontario, Canada Retrieved from <https://www.ontario.ca/laws/statute/90o40>

Government of Ontario. (2006a). *Clean Water Act*. Ontario, Canada Retrieved from <https://www.ontario.ca/laws/statute/06c22>

Government of Ontario. (2006b). *Clean Water Act*. Retrieved from Ontario, Canada: <https://www.ontario.ca/laws/statute/06c22>

- Government of Ontario. (2007). *Source protection committees- Ontario Regulation 288/07- Clean Water Act, 2006* Ontario, Canada Retrieved from <https://www.ontario.ca/laws/regulation/070288>
- Government of Ontario. (2017). 2017 technical rules under the Clean Water Act. Retrieved from <https://www.ontario.ca/page/2017-technical-rules-under-clean-water-act#section-0>
- Government of Quebec. (2012). *Regulation respecting the quality of drinking water-Q-2, r. 40 (Environment Quality Act)*. Quebec: Quebec Official Publisher Retrieved from <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/en/pdf/cr/Q-2,%20R.%2040.pdf>
- Government of Quebec. (2014). *Water Withdrawal and Protection Regulation- Q-2, r. 35.2*. Quebec, Canada: Quebec Official Publisher Retrieved from <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/en/pdf/cr/Q-2,%20R.%2035.2.pdf>
- Government of Quebec. (2017). Land use. Retrieved from <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/utilisation-du-territoire>
- Government of Quebec. (2019). Land Use Mapping of the St. Lawrence Lowlands. Retrieved from <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/cartographie-de-l-occupation-du-sol-des-basses-terres-du-saint-laurent>
- Grafton, R. Q., & Little, L. R. (2017). Risks, Resilience, and Natural Resource Management: Lessons from Selected Findings†. *Natural Resource Modeling*, 30(1), 91-111. doi:10.1111/nrm.12104
- Graham, S. E., Chariton, A. A., & Landis, W. G. (2019). Using Bayesian networks to predict risk to estuary water quality and patterns of benthic environmental DNA in Queensland. *Integr Environ Assess Manag*, 15(1), 93-111. doi:10.1002/ieam.4091
- Grêt-Regamey, A., & Straub, D. (2006). Spatially explicit avalanche risk assessment linking Bayesian networks to a GIS. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 6(6), 911-926. doi:10.5194/nhess-6-911-2006

- Gul, A., Fistikoglu, O., & Harmancioglu, N. (2010). Hydrosatial Approach to Assist Decision Making on Reservoir Protection Zones. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(4), 297-307. doi:10.1061/(ASCE)He.1943-5584.0000191
- Gül, A., & Onuşluel Gül, G. (2016). Delineating Reservoir Protection Areas through Spatial Analyses in Support of Water Quality Protection. *Water Resources Management*, 30(15), 5861-5873. doi:10.1007/s11269-016-1529-x
- Gunnarsdottir, M. J., Gardarsson, S. M., Elliott, M., Sigmundsdottir, G., & Bartram, J. (2012). Benefits of Water Safety Plans: microbiology, compliance, and public health. *Environ Sci Technol*, 46(14), 7782-7789. doi:10.1021/es300372h
- Haack, S. K., Duris, J. W., Kolpin, D. W., Focazio, M. J., Meyer, M. T., Johnson, H. E., . . . Foreman, W. T. (2016). Contamination with bacterial zoonotic pathogen genes in U.S. streams influenced by varying types of animal agriculture. *Sci Total Environ*, 563-564, 340-350. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.087
- Hahn, M. A., Palmer, R. N., Merrill, M. S., & Lukas, A. B. (2002). Expert System for Prioritizing the Inspection of Sewers: Knowledge Base Formulation and Evaluation. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 128(2), 121-129. doi:doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(2002)128:2(121)
- Hajj-Mohamad, M., Darwano, H., Duy, S. V., Sauve, S., Prevost, M., Arp, H. P. H., & Dorner, S. (2017). The distribution dynamics and desorption behaviour of mobile pharmaceuticals and caffeine to combined sewer sediments. *Water Res*, 108, 57-67. doi:10.1016/j.watres.2016.10.053
- Hansen, K. D., Gentry, J., Long, L., Gentleman, R., Falcon, S., Hahne, F., & Sarkar, D. (2022). *Package 'Rgraphviz': Provides plotting capabilities for R graph objects. Version 2.41.1.* Retrieved from <https://www.bioconductor.org/packages/devel/bioc/manuals/Rgraphviz/man/Rgraphviz.pdf>

- Harris, M. J., Stinson, J., & Landis, W. G. (2017). A Bayesian Approach to Integrated Ecological and Human Health Risk Assessment for the South River, Virginia Mercury-Contaminated Site. *Risk Anal*, 37(7), 1341-1357. doi:10.1111/risa.12691
- Harrison, S., McAree, C., Mulville, W., & Sullivan, T. (2019). The problem of agricultural 'diffuse' pollution: Getting to the point. *Sci Total Environ*, 677, 700-717. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.04.169
- Hébert, S. (1997). *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec* (EN/970102). Retrieved from Québec:
- Hines, E. E., & Landis, W. G. (2014). Regional risk assessment of the Puyallup River Watershed and the evaluation of low impact development in meeting management goals. *Integr Environ Assess Manag*, 10(2), 269-278. doi:10.1002/ieam.1509
- Hodgson, E. E., Essington, T. E., Samhouri, J. F., Allison, E. H., Bennett, N. J., Bostrom, A., . . . Poe, M. R. (2019). Integrated Risk Assessment for the Blue Economy. *Frontiers in Marine Science*, 6. doi:10.3389/fmars.2019.00609
- Hojsgaard, S. (2012). Graphical Independence Networks with the gRain Package for R. *Journal of Statistical Software*, 46(10), 1-26. doi:10.18637/jss.v046.i10
- Holmes, C. M., Brown, C. D., Hamer, M., Jones, R., Maltby, L., Posthuma, L., . . . Weltje, L. (2018). Prospective aquatic risk assessment for chemical mixtures in agricultural landscapes. *Environ Toxicol Chem*, 37(3), 674-689. doi:10.1002/etc.4049
- Holzkamper, A., Kumar, V., Surridge, B. W., Paetzold, A., & Lerner, D. N. (2012). Bringing diverse knowledge sources together--a meta-model for supporting integrated catchment management. *J Environ Manage*, 96(1), 116-127. doi:10.1016/j.jenvman.2011.10.016
- Horný, M. (2014). *Bayesian Networks- Technical Report No. 5*. Retrieved from Boston: <https://www.bu.edu/sph/files/2014/05/bayesian-networks-final.pdf>
- Hu, G., Bakhtavar, E., Hewage, K., Mohseni, M., & Sadiq, R. (2019). Heavy metals risk assessment in drinking water: An integrated probabilistic-fuzzy approach. *J Environ Manage*, 250, 109514. doi:10.1016/j.jenvman.2019.109514

- Huang, Y., & Cai, M. (2009). *Methodologies guidelines - Vulnerability Assessment of Freshwater Resources to Environmental Change*. Retrieved from Nairobi: http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7795/Final_Methodology_report02.pdf?sequence=3&isAllowed=y
- Ibrahim, A., Ismail, A., Juahir, H., Iliyasu, A. B., Wailare, B. T., Mukhtar, M., & Aminu, H. (2023). Water quality modelling using principal component analysis and artificial neural network. *Marine Pollution Bulletin*, 187. doi:10.1016/j.marpolbul.2022.114493
- Ifelebuegu, A. O., Ukpebor, J. E., Ahukannah, A. U., Nnadi, E. O., & Theophilus, S. C. (2017). Environmental effects of crude oil spill on the physicochemical and hydrobiological characteristics of the Nun River, Niger Delta. *Environ Monit Assess*, 189(4), 173. doi:10.1007/s10661-017-5882-x
- Institut de la Statistique du Québec (ISQ). (2018). *Le Québec chiffres en main*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec Retrieved from http://www.stat.gouv.qc.ca/quebec-chiffre-main/pdf/qcm2018_fr.pdf
- Institut National de santé publique Québec (INSPQ). (2018). Centre d'expertise et de référence en santé publique. Retrieved from <https://www.inspq.qc.ca/bise/bilan-des-eclosions-de-maladies-d-origine-hydrique-au-quebec-de-2015-2016>
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* In (pp. 3676). Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Jadhav, A. R., Pathak, P. D., & Raut, R. Y. (2023). Water and wastewater quality prediction: current trends and challenges in the implementation of artificial neural network. *Environ Monit Assess*, 195(2), 321. doi:10.1007/s10661-022-10904-0
- Jaffrezic, A., Jarde, E., Pourcher, A. M., Gourmelon, M., Caprais, M. P., Heddadj, D., . . . Mieszkis, S. (2011). Microbial and chemical markers: runoff transfer in animal manure-amended soils. *J Environ Qual*, 40(3), 959-968. doi:10.2134/jeq2010.0355

- Jalili, F., Trigui, H., Guerra Maldonado, J. F., Dorner, S., Zamyadi, A., Shapiro, B. J., . . . Prevost, M. (2021). Can Cyanobacterial Diversity in the Source Predict the Diversity in Sludge and the Risk of Toxin Release in a Drinking Water Treatment Plant? *Toxins (Basel)*, 13(1). doi:10.3390/toxins13010025
- Jalliffier-Verne, I. (2015). *Débordements d'égouts unitaires et protection des sources d'eau potable : Intégration des changements globaux*. (DIPLÔME DE PHILOSOPHIE DOCTOR). Université de Montréal,
- Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Servais, P., Prevost, M., & Dorner, S. (2016). Cumulative effects of fecal contamination from combined sewer overflows: Management for source water protection. *Journal of Environmental Management*, 174, 62-70. doi:10.1016/j.jenvman.2016.03.002
- Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., Madoux-Humery, A. S., Galarneau, M., Servais, P., Prevost, M., & Dorner, S. (2016). Cumulative effects of fecal contamination from combined sewer overflows: Management for source water protection. *J Environ Manage*, 174, 62-70. doi:10.1016/j.jenvman.2016.03.002
- Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaranga-Alvarez, U., Heniche, M., Madoux-Humery, A.-S., Autixier, Laurène, . . . Dorner, S. (2017). Modelling the impacts of global change on concentrations of Escherichia coli in an urban river. *Advances in Water Resources*, 108, 450-460. doi:10.1016/j.advwatres.2016.10.001
- Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaranga-Alvarez, U., Madoux-Humery, A. S., Galarneau, M., Servais, P., . . . Dorner, S. (2015). Impacts of global change on the concentrations and dilution of combined sewer overflows in a drinking water source. *Sci Total Environ*, 508, 462-476. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.11.059
- Jankowiak, J., Hattenrath-Lehmann, T., Kramer, B. J., Ladds, M., & Gobler, C. J. (2019). Deciphering the effects of nitrogen, phosphorus, and temperature on cyanobacterial bloom intensification, diversity, and toxicity in western Lake Erie. *Limnology and Oceanography*, 64(3), 1347-1370. doi:10.1002/lno.11120

- Jean, M. È., Morin, C., Duchesne, S., Pelletier, G., & Pleau, M. (2021). Optimization of Real-Time Control With Green and Gray Infrastructure Design for a Cost-Effective Mitigation of Combined Sewer Overflows. *Water Resources Research*, 57(12). doi:10.1029/2021wr030282
- Jiang, C., Zhao, Q., Zheng, L., Chen, X., Li, C., & Ren, M. (2021). Distribution, source and health risk assessment based on the Monte Carlo method of heavy metals in shallow groundwater in an area affected by mining activities, China. *Ecotoxicol Environ Saf*, 224, 112679. doi:10.1016/j.ecoenv.2021.112679
- Jiang, Y., Nan, Z., & Yang, S. (2013). Risk assessment of water quality using Monte Carlo simulation and artificial neural network method. *J Environ Manage*, 122, 130-136. doi:10.1016/j.jenvman.2013.03.015
- Jiang, Y. F., Chen, S. C., Hu, B. F., Zhou, Y., Liang, Z. Z., Jia, X. L., . . . Shi, Z. (2020). A comprehensive framework for assessing the impact of potential agricultural pollution on grain security and human health in economically developed areas. *Environmental Pollution*, 263. doi:ARTN 114653
10.1016/j.envpol.2020.114653
- Johansen, I. L., & Rausand, M. (2015). Ambiguity in risk assessment. *Safety Science*, 80, 243-251. doi:10.1016/j.ssci.2015.07.028
- Kabir, G., Balek, N. B. C., & Tesfamariam, S. (2018). Consequence-based framework for buried infrastructure systems: A Bayesian belief network model. *Reliability Engineering & System Safety*, 180, 290-301. doi:10.1016/j.ress.2018.07.037
- Kaikkonen, L., Parviainen, T., Rahikainen, M., Uusitalo, L., & Lehtikainen, A. (2020). Bayesian Networks in Environmental Risk Assessment: A Review. *Integr Environ Assess Manag*, 17(1), 62-78. doi:10.1002/ieam.4332
- Kammoun, R., Barrette, S., Bichai, F., Dorner, S., & Prévost, M. (2020). A hydrocarbon pipeline spill risk assessment framework for drinking water supply. *AWWA Water Science*, 2(4). doi:10.1002/aws2.1181

- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021a). *Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour le prélèvement d'eau de surface no. 24846859-1*. Retrieved from Montréal, QC, Canada:
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021b). *Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour le prélèvement d'eau de surface no. X0008125-1*. Retrieved from Montréal, QC, Canada:
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021c). *Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour le prélèvement d'eau de surface no. X0010573-1*. Retrieved from Montréal, QC, Canada:
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021d). *Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour le prélèvement d'eau de surface no. X1300278-1*. Retrieved from Montréal, QC, Canada:
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021e). *Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour les prélèvements d'eau de surface no. X0008104-1 et X0008104-2*. Retrieved from Montréal, QC, Canada:
- Kammoun, R., Lessard, V., Gagnière, C., Bichai, F., Prévost, M., Goulet, R., & Dorner, S. (2021f). *Rapport d'analyse de la vulnérabilité de la source pour les prélèvements d'eau de surface no. X0008485-1 et X0008485-2*. Retrieved from Montréal, QC, Canada:
- Kammoun, R., Leveque, B., Prévost, M., Bichai, F., & Dorner, S. (2020). Indice de vulnérabilité d'un site de prélèvement d'eau de surface : étude de cas d'un bassin versant urbain et agricole situé dans le sud du Québec. *Revue Génial*.
- Kammoun, R., McQuaid, N., Bichai, F., Goitom, E. A., Lessard, V., Prévost, M., & Dorner, S. (Unpublished results). Risk assessment of drinking water intake contamination from agricultural activities using Bayesian Network (Article submitted). *PLOS Water* 45.
- Kanes, R., Marengo, M. C. R., Abdel-Moati, H., Cranefield, J., & Vechot, L. (2017). Developing a framework for dynamic risk assessment using Bayesian networks and reliability data.

- Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 50, 142-153.
doi:10.1016/j.jlp.2017.09.011
- Keshtkar, A. R., Salajegheh, A., Sadoddin, A., & Allan, M. G. (2013). Application of Bayesian networks for sustainability assessment in catchment modeling and management (Case study: The Hablehrood river catchment). *Ecological Modelling*, 268, 48-54.
doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.08.003
- Khakzad, N. (2015). Application of dynamic Bayesian network to risk analysis of domino effects in chemical infrastructures. *Reliability Engineering & System Safety*, 138, 263-272.
doi:10.1016/j.ress.2015.02.007
- Khosravi-Farmad, M., & Ghaemi-Bafghi, A. (2020). Bayesian Decision Network-Based Security Risk Management Framework. *Journal of Network and Systems Management*, 28(4), 1794-1819. doi:10.1007/s10922-020-09558-5
- Kjærulff, U. B., & Madsen, A. L. (2008). *Bayesian Networks and Influence Diagrams: A Guide to Construction and Analysis*. Germany: Springer.
- Kuo, J. N., Soon, A. Y., Garrett, C., Wan, M. T., & Pasternak, J. P. (2012). Agricultural pesticide residues of farm runoff in the Okanagan Valley, British Columbia, Canada. *J Environ Sci Health B*, 47(4), 250-261. doi:10.1080/03601234.2012.636588
- Lalancette, C., Genereux, M., Mailly, J., Servais, P., Cote, C., Michaud, A., . . . Prevost, M. (2012). Total and infectious *Cryptosporidium* oocyst and total *Giardia* cyst concentrations from distinct agricultural and urban contamination sources in Eastern Canada. *J Water Health*, 10(1), 147-160. doi:10.2166/wh.2011.049
- Lall, U., Stevens, D. K., Neilson, B. T., & Ames, D. P. (2005). Using Bayesian networks to model watershed management decisions: an East Canyon Creek case study. *Journal of Hydroinformatics*, 7(4), 267-282. doi:10.2166/hydro.2005.0023
- Lam, S. V., Nguyen, P. V., Ta, K. T., Nguyen, C. P. T., & Vo, H. T. L. P. L. (2023). Application of Fuzzy and Geospatial Analysis for Identifying Water Pollution Zone in the Can Gio

- Coastal Mangrove Biosphere Reserve Area. In *Advances in Research on Water Resources and Environmental Systems*. (pp. 36): Environmental Science and Engineering. .
- Langhans, S. D., Reichert, P., & Schuwirth, N. (2014). The method matters: A guide for indicator aggregation in ecological assessments. *Ecological Indicators*, 45, 494-507. doi:10.1016/j.ecolind.2014.05.014
- Laurila-Pant, M., Mantyniemi, S., Venesjarvi, R., & Lehikoinen, A. (2019). Incorporating stakeholders' values into environmental decision support: A Bayesian Belief Network approach. *Sci Total Environ*, 697, 134026. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134026
- Lawrence, P., Meigh, J., & Sullivan, C. (2002). The water poverty index: an international comparison. . *Keele Economics Research Papers*. Retrieved from <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.536.2948&rep=rep1&type=pdf>
- Lehikoinen, A. (2014). *Bayesian Network applications for environmental risk assessment*. Faculty of Biological and Environmental Sciences: University of Helsinki, Retrieved from <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/135820/bayesian.pdf?sequence=1&isAllo wed=y>
- Leveque, B. (2020). *Analyse des vulnérabilités des prises d'eau potable de la rivière des Mille-Îles (Québec) aux étiages estivaux en contexte de changements globaux par une approche ascendante*. (Msc). Polytechnique Montréal, Montréal
- Li, H., Smith, C. D., Cohen, A., Wang, L., Li, Z., Zhang, X., . . . Zhang, R. (2020). Implementation of water safety plans in China: 2004-2018. *Int J Hyg Environ Health*, 223(1), 106-115. doi:10.1016/j.ijheh.2019.10.001
- Li, H., Zhang, X., Zhang, Y., Yang, X., & Zhang, K. (2018). Risk assessment of forest landscape degradation using Bayesian network modeling in the Miyun Reservoir catchment (China) with emphasis on the Beijing-Tianjin sandstorm source control program. *Land Degradation & Development*, 29(11), 3876-3885. doi:10.1002/ldr.3133
- Li, J., Bao, C., & Wu, D. (2018). How to Design Rating Schemes of Risk Matrices: A Sequential Updating Approach. *Risk Anal*, 38(1), 99-117. doi:10.1111/risa.12810

- Li, L., Wang, J., Leung, H., & Jiang, C. (2010). Assessment of catastrophic risk using Bayesian network constructed from domain knowledge and spatial data. *Risk Anal*, 30(7), 1157-1175. doi:10.1111/j.1539-6924.2010.01429.x
- Li, M., Hong, M., & Zhang, R. (2018). Improved Bayesian Network-Based Risk Model and Its Application in Disaster Risk Assessment. *International Journal of Disaster Risk Science*, 9(2), 237-248. doi:10.1007/s13753-018-0171-z
- Lillo, A. (2018). *Un bilan de la Politique nationale de l'eau (2002-2017) au Québec à la lumière de l'éthique environnementale : entre initiatives et suffisances*. Retrieved from <https://canlii.ca/t/2pz7>
- Liu, J., Liu, R., Zhang, Z., Cai, Y., & Zhang, L. (2019). A Bayesian Network-based risk dynamic simulation model for accidental water pollution discharge of mine tailings ponds at watershed-scale. *J Environ Manage*, 246, 821-831. doi:10.1016/j.jenvman.2019.06.060
- Liu, K. F.-R., Lu, C.-F., Chen, C.-W., & Shen, Y.-S. (2011). Applying Bayesian belief networks to health risk assessment. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 26(3), 451-465. doi:10.1007/s00477-011-0470-z
- Liu, Y., Gupta, H., Springer, E., & Wagener, T. (2008). Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. *Environmental Modelling & Software*, 23(7), 846-858. doi:10.1016/j.envsoft.2007.10.007
- Locatelli, L., Russo, B., Acero Ollite, A., Sánchez Catalán, J. C., Martínez-Gomariz, E., & Martínez, M. (2020). Modeling of *E. coli* distribution for hazard assessment of bathing waters affected by combined sewer overflows. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 20(5), 1219-1232. doi:10.5194/nhess-20-1219-2020
- Ma, L., Yates, S. R., & Ashworth, D. (2016). Parent and conjugated estrogens and progestagens in surface water of the Santa Ana River: Determination, occurrence, and risk assessment. *Environ Toxicol Chem*, 35(11), 2657-2664. doi:10.1002/etc.3447

- Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., . . . et al. (1994). A massive outbreak in Milwaukee of cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. *N Engl J Med*, 331(3), 161-167. doi:10.1056/NEJM199407213310304
- Madoux-Humery, A. S. (2015). *Caractérisation des débordements d'égouts unitaires et évaluation de leurs impacts sur la qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable*. (Diplôme de philosophiae doctor). Université de Montréal, Québec. Retrieved from https://publications.polymtl.ca/2044/1/2015_AnneSophieMadouxHumery.pdf
- Madoux-Humery, A. S., Dorner, S., Sauve, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Research*, 47(13), 4370-4382. doi:10.1016/j.watres.2013.04.030
- Madoux-Humery, A. S., Dorner, S., Sauve, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2016). The effects of combined sewer overflow events on riverine sources of drinking water. *Water Res*, 92, 218-227. doi:10.1016/j.watres.2015.12.033
- Madoux-Humery, A. S., Dorner, S. M., Sauve, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2015). Temporal analysis of E. coli, TSS and wastewater micropollutant loads from combined sewer overflows: implications for management. *Environ Sci Process Impacts*, 17(5), 965-974. doi:10.1039/c5em00093a
- Maghsoudi, E., Fortin, N., Greer, C., Duy, S. V., Fayad, P., Sauve, S., . . . Dorner, S. (2015). Biodegradation of multiple microcystins and cylindrospermopsin in clarifier sludge and a drinking water source: Effects of particulate attached bacteria and phycocyanin. *Ecotoxicol Environ Saf*, 120, 409-417. doi:10.1016/j.ecoenv.2015.06.001
- Maine Department of Human Services. (2000a). *Maine Public Drinking Water- Source Water Assessment Program*. Maine State Retrieved from <https://www.maine.gov/dhhs/mecdc/environmental-health/dwp/wrt/documents/swapforweb.pdf>

- Maine Department of Human Services. (2000b). *Maine Public Drinking Water- Source Water Assessment Program*. Retrieved from Maine State <https://www.maine.gov/dhhs/mecdc/environmental-health/dwp/wrt/documents/swapforweb.pdf>
- Maine Department of Human Services Drinking Water Program. (2000). *Maine public drinking water source water assessment program*. Maine Retrieved from <https://www.maine.gov/dhhs/mecdc/environmental-health/dwp/wrt/documents/swapforweb.pdf>
- Malaj, E., von der Ohe, P. C., Grote, M., Kuhne, R., Mondy, C. P., Usseglio-Polatera, P., . . . Schafer, R. B. (2014). Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 111(26), 9549-9554. doi:10.1073/pnas.1321082111
- Marcot, B. G. (2012). Metrics for evaluating performance and uncertainty of Bayesian network models. *Ecological Modelling*, 230, 50-62. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.01.013
- Marcot, B. G., & Penman, T. D. (2019). Advances in Bayesian network modelling: Integration of modelling technologies. *Environmental Modelling & Software*, 111, 386-393. doi:10.1016/j.envsoft.2018.09.016
- Marcot, B. G., Steventon, J. D., Sutherland, G. D., & McCann, R. K. (2006). Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(12), 3063-3074. doi:10.1139/x06-135
- Maxwell, P. S., Pitt, K. A., Olds, A. D., Rissik, D., & Connolly, R. M. (2015). Identifying habitats at risk: simple models can reveal complex ecosystem dynamics. *Ecol Appl*, 25(2), 573-587. doi:10.1890/14-0395.1
- McCarthy, D. T., Hathaway, J. M., Hunt, W. F., & Deletic, A. (2012). Intra-event variability of *Escherichia coli* and total suspended solids in urban stormwater runoff. *Water Res*, 46(20), 6661-6670. doi:10.1016/j.watres.2012.01.006

- McDonald, K. S., Ryder, D. S., & Tighe, M. (2015). Developing best-practice Bayesian Belief Networks in ecological risk assessments for freshwater and estuarine ecosystems: a quantitative review. *J Environ Manage*, 154, 190-200. doi:10.1016/j.jenvman.2015.02.031
- McGinnis, S. M., Burch, T., & Murphy, H. M. (2022). Assessing the risk of acute gastrointestinal illness (AGI) acquired through recreational exposure to combined sewer overflow-impacted waters in Philadelphia: A quantitative microbial risk assessment. *Microbial Risk Analysis*, 20. doi:10.1016/j.mran.2021.100189
- McIntosh, B. S., Ascough, J. C., Twery, M., Chew, J., Elmahdi, A., Haase, D., . . . Voinov, A. (2011). Environmental decision support systems (EDSS) development – Challenges and best practices. *Environmental Modelling & Software*, 26(12), 1389-1402. doi:10.1016/j.envsoft.2011.09.009
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., & Prévost, M. (2019a). *Analyse de la vulnérabilité des prises d'eau de surface en milieu urbain: Généralités et développement de la méthodologie d'analyse*. Retrieved from Montréal:
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., & Prévost, M. (2019b). *Fiche technique N°1 : Évaluation du potentiel de risque microbien associé aux rejets de stations d'épuration des eaux usées (STEP)* Retrieved from Montréal:
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., & Prévost, M. (2019c). *Fiche technique N°3: Évaluation du potentiel de risque associé à des rejets récurrents d'origine industrielle*. Retrieved from Montréal:
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., & Prévost, M. (2019d). *Fiche technique N°4: Évaluation du potentiel de risque associé à la pollution diffuse*. Retrieved from Montréal:
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., & Prévost, M. (2019e). *Fiche technique N°5: Évaluation du potentiel de risque associé aux déversements accidentels de matières dangereuses entreposées*. Retrieved from Montréal:

- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., & Prévost, M. (2019f). *Fiche technique N°6: Évaluation du potentiel de risque associé aux déversements accidentels de matières dangereuses en circulation*. Retrieved from Montréal:
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Touttée, J.-M., Dorner, S., & Prévost, M. (2019a). *Fiche technique N°2: Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées (DEU)*. Retrieved from Montréal:
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Touttée, J.-M., Dorner, S., & Prévost, M. (2019b). *Technical Sheet No. 2: Potential Risk Assessment of Wastewater Overflows (DEU) (Fiche technique N°2: Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées (DEU))*. Retrieved from Montreal, Quebec:
- MDDELCC. (2016). *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec 2010-2014*. Retrieved from Québec, Canada: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/bilans/bilan-qualite2010-2014.pdf>
- Medema, W., McIntosh, B. S., & Jeffrey, P. J. (2008). From Premise to Practice: a Critical Assessment of Integrated Water Resources Management and Adaptive Management Approaches in the Water Sector *Ecology and Society*, 13(2), 29. Retrieved from <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art29/>
- MELCC. (2018). *Guide for conducting vulnerability analysis of drinking water sources in Quebec (Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec)*. Retrieved from Québec, Canada: <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/guide-analyse-vulnerabilite-des-sources.pdf>
- MELCC. (2021). *Monitoring of the exploitation of the municipal wastewater treatment plants (OMAEU): Wastewater treatment plant and overflow works (Suivi d'exploitation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (OMAEU): Station d'épuration et ouvrages de surverse)*. Retrieved from Québec, Canada: http://mdelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/Programme_Suivi_OMAE.pdf

- MELCC. (2022). *Cadre de référence de la gestion intégrée des ressources en eau*. Retrieved from Québec: <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/cadre-reference-gire.pdf>
- MELCC & MAMROT. (2014). *Stormwater Management Guide: Development Strategies, Design Principles and Best Management Practices for Urban Drainage Systems (Guide de gestion des eaux pluviales: Stratégies d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimales pour les réseaux de drainage en milieu urbain)*. Retrieved from Quebec, Canada: <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide-gestion-eaux-pluviales.pdf>
- MELCCFP. (2002). Communiqué de presse: Politique nationale de l'eau. L'eau. La vie. L'avenir. Un nouveau défi collectif. Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/infuseur/communiquer.asp?no=278#:~:text=La%20nouvelle%20politique%20de%20l,de%20contact%20avec%20la%20nature.>
- Mentzel, S., Grung, M., Tollefsen, K. E., Stenrod, M., Petersen, K., & Moe, S. J. (2022). Development of a Bayesian network for probabilistic risk assessment of pesticides. *Integr Environ Assess Manag*, 18(4), 1072-1087. doi:10.1002/ieam.4533
- Mentzel, S., Grung, M., Tollefsen, K. E., Stenrød, M., Petersen, K., & Moe, S. J. (2021a). Development of a Bayesian network for probabilistic risk assessment of pesticides. *bioRxiv*, 2021.2005.2020.444913. doi:doi:10.1101/2021.05.20.444913
- Mentzel, S., Grung, M., Tollefsen, K. E., Stenrød, M., Petersen, K., & Moe, S. J. (2021b). Development of a Bayesian network for probabilistic risk assessment of pesticides. doi:10.1101/2021.05.20.444913
- Michaud, A., Deslandes, J., & Beaudin, I. (2006). *Modélisation de l'hydrologie et des dynamiques de pollution diffuse dans le bassin-versant de la rivière aux Brochets à l'aide du modèle SWAT*. Retrieved from Canada: https://www.irda.qc.ca/assets/documents/Publications/documents/michaud-et-al-2006_rapport_modelisation_swat_riv_brochets.pdf

- Mihajlovic, V., & Petkovic, M. (2001). Dynamic bayesian networks: A state of the art. *University of Twente Document Repository*.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC). (2015). *Portrait sommaire du bassin versant de la rivière des Outaouais*. Québec Retrieved from <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/outaouais/portrait-sommaire.pdf>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2018). *Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec Retrieved from <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/guide-analyse-vulnerabilite-des-sources.pdf>
- Ministère de l'environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2022a). Gestion intégrée des ressources en eau par bassins versants Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/gire-bassins-versants.htm>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC). (2022b). Portail des connaissances sur l'eau (PCE). Retrieved from <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/portail/>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2022c). Programme pour une protection accrue des sources d'eau potable (PPASEP): Volet 1 : Soutien aux municipalités pour la réalisation des analyses de vulnérabilité.
- ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2022). *Guide pour l'élaboration d'un plan de protection des sources d'eau potable*. Retrieved from Québec, Canada: <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/guide-elaboration-plan-protection-sources-eau-potable.pdf>
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2018). *Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030*. Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/strategie-quebecoise/strategie2018-2030.pdf>

- Ministry of Health (MOH). (2003). *Public Health Grading of Community Drinking-Water Supplies 2003: Explanatory Notes and Grading Forms*. Ministry of Health Retrieved from <http://www.hurunui.govt.nz/assets/Documents/Chlorination-Files-2017/public-health-grading-water-supplies1.pdf>
- Ministry of Health (MOH). (2008). *Drinking-water Standards for New Zealand 2005 (Revised 2008)*. Retrieved from <https://www.health.govt.nz/system/files/documents/publications/drinking-water-standards-2008-jun14.pdf>
- Ministry of Health (MOH). (2013). *Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand - Third edition* Retrieved from [https://www.moh.govt.nz/notebook/nbbooks.nsf/0/B97E4331F0C1F869CC257C2E0072BAB9/\\$file/guidelines-drinking-water-quality-management-for-new-zealand-oct13.pdf](https://www.moh.govt.nz/notebook/nbbooks.nsf/0/B97E4331F0C1F869CC257C2E0072BAB9/$file/guidelines-drinking-water-quality-management-for-new-zealand-oct13.pdf)
- Ministry Of Health (MOH). (2014). *Water Safety Plan Guides for Drinking Water Supplies*. Retrieved from <https://www.health.govt.nz/publication/water-safety-plan-guides-drinking-water-supplies>
- Ministry Of Health (MOH). (2015). *Rural Agricultural Drinking-water Supply Guideline*. Retrieved from <https://www.health.govt.nz/publication/rural-agricultural-drinking-water-supply-guideline>
- Ministry of Health (MOH). (2018). *New Zealand Drinking-water Safety Plan Framework*. Wellington: Ministry of Health Retrieved from <https://www.health.govt.nz/system/files/documents/publications/new-zealand-drinking-water-safety-plan-framework-dec18.pdf>
- Ministry of Healthy Living and Sport. (2010a). *Comprehensive drinking water source-to-tap assessment guideline (Module 1_Delineate and characterize drinking water source(s))*. British Colombia: Ministry of Healthy Living and Sport
- Ministry of Healthy Living and Sport. (2010b). *Comprehensive drinking water source-to-tap assessment guideline: version 1.0*. Retrieved from British columbia: <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/water/water->

[quality/drinking-water-quality/resources-for-water-system-operators#source-to-tap-assessment](#)

- Mirzaeia, M., Solgib, E., & Salman-Mahinyc, A. (2016). Evaluation of Surface Water Quality by NSFWQI Index and Pollution Risk Assessment, Using WRASTIC Index in 2015. *Arch Hyg Sci*, 5(4), 264-277.
- Mitchell, J., Jasper, S., & Mihell, J. (2014). *A Semi-Quantitative Risk Assessment to Support Oil Pipeline Riskbased Design*. Paper presented at the 10th International Pipeline Conference Alberta, Canada
- Mkrtchyan, L., Podofillini, L., & Dang, V. N. (2015). Overview of methods to build Conditional Probability Tables with partial expert information for Bayesian Belief Networks. In T. F. Group (Ed.), *Safety and Reliability of Complex Engineered Systems*. London.
- Mkrtchyan, L., Podofillini, L., & Dang, V. N. (2016). Methods for building Conditional Probability Tables of Bayesian Belief Networks from limited judgment: An evaluation for Human Reliability Application. *Reliability Engineering & System Safety*, 151, 93-112. doi:10.1016/j.res.2016.01.004
- Molina, J.-L., Pulido-Velázquez, D., García-Aróstegui, J. L., & Pulido-Velázquez, M. (2013). Dynamic Bayesian Networks as a Decision Support tool for assessing Climate Change impacts on highly stressed groundwater systems. *Journal of Hydrology*, 479, 113-129. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.11.038
- Montewka, J., Weckstrom, M., & Kujala, P. (2013). A probabilistic model estimating oil spill clean-up costs--a case study for the Gulf of Finland. *Mar Pollut Bull*, 76(1-2), 61-71. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.09.031
- Moradinejad, S., Trigui, H., Guerra Maldonado, J. F., Shapiro, J., Terrat, Y., Zamyadi, A., . . . Prevost, M. (2020). Diversity Assessment of Toxic Cyanobacterial Blooms during Oxidation. *Toxins (Basel)*, 12(11). doi:10.3390/toxins12110728

- Mouly, D., Gorla, S., Mounie, M., Beaudeau, P., Galey, C., Gallay, A., . . . Le Strat, Y. (2018). Waterborne Disease Outbreak Detection: A Simulation-Based Study. *Int J Environ Res Public Health*, 15(7). doi:10.3390/ijerph15071505
- Mounce, S. R., Shepherd, W., Sailor, G., Shucksmith, J., & Saul, A. J. (2014). Predicting combined sewer overflows chamber depth using artificial neural networks with rainfall radar data. *Water Sci Technol*, 69(6), 1326-1333. doi:10.2166/wst.2014.024
- Murphy, K. P. (2002). Dynamic bayesian networks. *Probabilistic Graphical Models*, M. Jordan, 7, 431.
- New York State. (1999a). *Source water assessment program plan*. New York State, US: Bureau of Public Water Supply Protection Retrieved from <https://www.health.ny.gov/environmental/water/drinking/swapp.pdf>
- New York State. (1999b). *Source water assessment program plan*. Retrieved from New York State, US: <https://www.health.ny.gov/environmental/water/drinking/swapp.pdf>
- Health (Drinking Water) Amendment Act 2007, (2007a).
- Resource Management (National Environmental Standards for Sources of Human Drinking Water) Regulations 2007, (2007b).
- Health Amendment Act 2013, (2013).
- Resource Legislation Amendment Act 2017, (2017).
- Nguyen, T., Westerhoff, P., Furlong, E. T., Kolpin, D. W., Batt, A. L., Mash, H. E., . . . Glassmeyer, S. T. (2018). Modeled De Facto Reuse and Contaminants of Emerging Concern in Drinking Water Source Waters. *Journal - American Water Works Association*, 110(4), E2-E18. doi:10.1002/awwa.1052
- Ni, H., Chen, A., & Chen, N. (2010). Some extensions on risk matrix approach. *Safety Science*, 48(10), 1269-1278. doi:10.1016/j.ssci.2010.04.005
- Nikoo, M. R., Kerachian, R., Malakpour-Estalaki, S., Bashi-Azghadi, S. N., & Azimi-Ghadikolaee, M. M. (2010). A probabilistic water quality index for river water quality assessment: a case

- study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181(1-4), 465-478. doi:10.1007/s10661-010-1842-4
- Nikoo, M. R., Kerachian, R., Malakpour-Estalaki, S., Bashi-Azghadi, S. N., & Azimi-Ghadikolaee, M. M. (2011). A probabilistic water quality index for river water quality assessment: a case study. *Environ Monit Assess*, 181(1-4), 465-478. doi:10.1007/s10661-010-1842-4
- Noi, L. V. T., & Nitivattananon, V. (2015). Assessment of vulnerabilities to climate change for urban water and wastewater infrastructure management: Case study in Dong Nai river basin, Vietnam. *Environmental Development*, 16, 119-137. doi:10.1016/j.envdev.2015.06.014
- Norsys Software and Corp. (2021a). Netica, Version 6.09. Retrieved from <https://www.norsys.com/netica.html>
- Norsys Software and Corp. (2021b). Netica, Version 6.09. Retrieved from <https://www.norsys.com/netica.html>
- Notaro, V., Fontanazza, C. M., Loggia, G. L., & Freni, G. (2014). Identification Of The Best Flood Retrofitting Scenario In An Urban Watershed By Means Of A Bayesian Decision Network. *WIT Press*, 139, 12. doi:10.2495/UW140291
- Nova Scotia Environment. (2004). *Developing a Municipal Source Water Protection Plan: A Guide for Water Utilities and Municipalities_Step 2: Delineate a Source Water Protection Area Boundary* Nova Scotia, Canada Retrieved from <https://novascotia.ca/nse/water/docs/WaterProtectionPlanStep2.pdf>
- O'Brien, G. C., Dickens, C., Hines, E., Wepener, V., Stassen, R., Quayle, L., . . . Landis, W. G. (2018). A regional-scale ecological risk framework for environmental flow evaluations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(2), 957-975. doi:10.5194/hess-22-957-2018
- O'Connor, D. R. (2002). *Rapport de la comission d'enquête sur Walkerton: Les événements de mai 2000 et les questions connexes*. Retrieved from Ontario: http://www.archives.gov.on.ca/en/e_records/walkerton/report1/french/french_summary.pdf

- OECD. (2022). Les Principes de l'OCDE sur la gouvernance de l'eau. Retrieved from <https://www.oecd.org/fr/gouvernance/principes-de-locde-sur-la-gouvernance-de-leau.htm>
- Olds, H. T., Corsi, S. R., Dila, D. K., Halmo, K. M., Bootsma, M. J., & McLellan, S. L. (2018). High levels of sewage contamination released from urban areas after storm events: A quantitative survey with sewage specific bacterial indicators. *PLoS Med*, 15(7), e1002614. doi:10.1371/journal.pmed.1002614
- Ontario Government. (2017). 2017 technical rules under the Clean Water Act. Retrieved from <https://www.ontario.ca/page/2017-technical-rules-under-clean-water-act#section-0>
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (2018). Thèmes de santé- Eau. Retrieved from <http://www.who.int/topics/water/fr/>
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (2022). Eau potable. Retrieved from <https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Ouattara, N. K., Garcia-Armisen, T., Anzil, A., Brion, N., & Servais, P. (2014). Impact of Wastewater Release on the Faecal Contamination of a Small Urban River: The Zenne River in Brussels (Belgium). *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(8). doi:10.1007/s11270-014-2043-5
- Owolabi, T. A., Mohandes, S. R., & Zayed, T. (2022). Investigating the impact of sewer overflow on the environment: A comprehensive literature review paper. *J Environ Manage*, 301, 113810. doi:10.1016/j.jenvman.2021.113810
- Padowski, J. C., & Gorelick, S. M. (2014). Global analysis of urban surface water supply vulnerability *Environmental Research Letters*, 9(11). doi:10.1088/1748-9326/9/11/119501
- Pang, A. P., & Sun, T. (2014). Bayesian networks for environmental flow decision-making and an application in the Yellow River estuary, China. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(5), 1641-1651. doi:10.5194/hess-18-1641-2014
- Park, I., Amarchinta, H. K., & Grandhi, R. V. (2010). A Bayesian approach for quantification of model uncertainty. *Reliability Engineering & System Safety*, 95(7), 777-785. doi:10.1016/j.ress.2010.02.015

- Passerat, J., Ouattara, N. K., Mouchel, J. M., Rocher, V., & Servais, P. (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Res*, 45(2), 893-903. doi:10.1016/j.watres.2010.09.024
- Peace, C. (2017). The risk matrix: uncertain results? *Policy and Practice in Health and Safety*, 15(2), 131-144. doi:10.1080/14773996.2017.1348571
- Pearl, J. (1986). Fusion, Propagation, and Structuring in Belief Networks. *Artificial Intelligence*, 29(3), 241-288. doi:Doi 10.1016/0004-3702(86)90072-X
- Pearl, J. (1988). *Probabilistic Reasoning in Intelligent Systems: Networks of Plausible Inference*. 340 Pine Street, Sixth Floor, San Francisco, CA, United States: Morgan Kaufmann Publishers Inc.
- Penman, T. D., Cirulis, B., & Marcot, B. G. (2020). Bayesian decision network modeling for environmental risk management: A wildfire case study. *J Environ Manage*, 270, 110735. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110735
- Petrie, B. (2021). A review of combined sewer overflows as a source of wastewater-derived emerging contaminants in the environment and their management. *Environ Sci Pollut Res Int*. doi:10.1007/s11356-021-14103-1
- Phan, T. D., Smart, J. C. R., Capon, S. J., Hadwen, W. L., & Sahin, O. (2016). Applications of Bayesian belief networks in water resource management: A systematic review. *Environmental Modelling & Software*, 85, 98-111. doi:10.1016/j.envsoft.2016.08.006
- Phan, T. D., Smart, J. C. R., Stewart-Koster, B., Sahin, O., Hadwen, W. L., Dinh, L. T., . . . Capon, S. J. (2019). Applications of Bayesian Networks as Decision Support Tools for Water Resource Management under Climate Change and Socio-Economic Stressors: A Critical Appraisal. *Water*, 11(12). doi:10.3390/w11122642
- Piffady, J., Carluher, N., Gouy, V., le Henaff, G., Tormos, T., Bougon, N., . . . Mellac, K. (2021). ARPEGES: A Bayesian Belief Network to Assess the Risk of Pesticide Contamination for the River Network of France. *Integr Environ Assess Manag*, 17(1), 188-201. doi:10.1002/ieam.4343

- Pizzol, L., Critto, A., Agostini, P., & Marcomini, A. (2011). Regional risk assessment for contaminated sites part 2: ranking of potentially contaminated sites. *Environ Int*, 37(8), 1307-1320. doi:10.1016/j.envint.2011.05.010
- Plummer, R., de Grosbois, D., Armitage, D., & de Loë, R. C. (2013). An integrative assessment of water vulnerability in First Nation communities in Southern Ontario, Canada. *Global Environmental Change*, 23(4), 749-763. doi:10.1016/j.gloenvcha.2013.03.005
- Plummer, R., de Loë, R., & Armitage, D. (2012). A Systematic Review of Water Vulnerability Assessment Tools. *Water Resources Management*, 26(15), 4327-4346. doi:10.1007/s11269-012-0147-5
- Pollino, C. A., Woodberry, O., Nicholson, A., Korb, K., & Hart, B. T. (2007). Parameterisation and evaluation of a Bayesian network for use in an ecological risk assessment. *Environmental Modelling & Software*, 22(8), 1140-1152. doi:10.1016/j.envsoft.2006.03.006
- Pons, W., Young, I., Truong, J., Jones-Bitton, A., McEwen, S., Pintar, K., & Papadopoulos, A. (2015). A Systematic Review of Waterborne Disease Outbreaks Associated with Small Non-Community Drinking Water Systems in Canada and the United States. *PLoS One*, 10(10), e0141646. doi:10.1371/journal.pone.0141646
- Portoghese, I., D'Agostino, D., Giordano, R., Scardigno, A., Apollonio, C., & Vurro, M. (2013). An integrated modelling tool to evaluate the acceptability of irrigation constraint measures for groundwater protection. *Environmental Modelling & Software*, 46, 90-103. doi:10.1016/j.envsoft.2013.03.001
- Prévost, M., Madoux-Humery, A.-S., & Dorner, S. (2017a). *Mesures de protection des prélèvements d'eau de surface effectués à des fins de consommation humaine : aires de protection et vulnérabilité des sources- Revue bibliographique*. Retrieved from Québec: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/evaluation-normes/aout2017/Revue-eaux-surfaces-polytechnique.pdf>
- Prévost, M., Madoux-Humery, A.-S., & Dorner, S. (2017b). *Protection measures for surface water withdrawals for human consumption: protection areas and source vulnerability - Literature*

review (Mesures de protection des prélèvements d'eau de surface effectués à des fins de consommation humaine : aires de protection et vulnérabilité des sources- Revue bibliographique). Retrieved from Quebec:

<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/evaluation-normes/aout2017/Revue-eaux-surfaces-polytechnique.pdf>

Prévost, M., Madoux-Humery, A. S., & Dorner, S. (2011). *Guide d'évaluation des sources d'approvisionnement en eau potable.* Retrieved from Montréal: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/strategie/guide-evaluation-sources-appro.pdf>

Price, J. R., Ledford, S. H., Ryan, M. O., Toran, L., & Sales, C. M. (2018). Wastewater treatment plant effluent introduces recoverable shifts in microbial community composition in receiving streams. *Sci Total Environ*, 613-614, 1104-1116. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.09.162

Qian, S. S., & Miltner, R. J. (2015). A continuous variable Bayesian networks model for water quality modeling: A case study of setting nitrogen criterion for small rivers and streams in Ohio, USA. *Environmental Modelling & Software*, 69, 14-22. doi:10.1016/j.envsoft.2015.03.001

Qiu, H., Gui, H., Xu, H., Cui, L., & Yu, H. (2023). Occurrence, controlling factors and noncarcinogenic risk assessment based on Monte Carlo simulation of fluoride in mid-layer groundwater of HuaiBei mining area, North China. *Sci Total Environ*, 856(Pt 2), 159112. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.159112

Quebec Government. (2014). Water Withdrawal and Protection Regulation- Q-2, r. 35.2. Updated to June 1, 2022. Retrieved from <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/en/pdf/cr/Q-2,%20R.%2035.2.pdf>

Quebec Government. (2022a). Monitoring of municipal wastewater facilities (Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées). Retrieved from <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/somaeu/index.htm>

- Quebec Government. (2022b). *Regulation respecting municipal wastewater treatment works - chapter Q-2, r. 34.1*. Retrieved from Quebec: <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/en/pdf/cr/Q-2,%20R.%2034.1.pdf>
- Quebec Government. (2022c). *Water Withdrawal and Protection Regulation- Q-2, r. 35.2*. Retrieved from Quebec, Canada: <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/en/pdf/cr/Q-2,%20R.%2035.2.pdf>
- Quinn, J. M., Monaghan, R. M., Bidwell, V. J., & Harris, S. R. (2013). A Bayesian Belief Network approach to evaluating complex effects of irrigation-driven agricultural intensification scenarios on future aquatic environmental and economic values in a New Zealand catchment. *Marine and Freshwater Research*, 64(5). doi:10.1071/mf12141
- Ragas, A. M., Huijbregts, M. A., Henning-de Jong, I., & Leuven, R. S. (2009). Uncertainty in environmental risk assessment: implications for risk-based management of river basins. *Integr Environ Assess Manag*, 5(1), 27-37. doi:10.1897/ieam_2008-046.1
- Rebelo, A., Ferra, I., Goncalves, I., & Marques, A. M. (2014). A Risk Assessment Model for Water Resources: releases of dangerous and hazardous substances. *J Environ Manage*, 140, 51-59. doi:10.1016/j.jenvman.2014.02.025
- Réseau Environnement. (2022). Programmes d'excellence. Retrieved from <https://reseau-environnement.com/programmes-dexcellence/>
- Réseau international des organismes de bassin. (2023). RÉSEAU INTERNATIONAL DES ORGANISMES DE BASSIN. Retrieved from <https://www.riob.org/fr>
- Roobahani, A., Zahraie, B., & Tabesh, M. (2012). Integrated risk assessment of urban water supply systems from source to tap. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 27(4), 923-944. doi:10.1007/s00477-012-0614-9
- Rosin, T. R., Romano, M., Keedwell, E., & Kapelan, Z. (2021). A Committee Evolutionary Neural Network for the Prediction of Combined Sewer Overflows. *Water Resources Management*, 35(4), 1273-1289. doi:10.1007/s11269-021-02780-z

- Ryu, J., Baek, H., Lee, G., Kim, T.-H., & Oh, J. (2015). Optimal planning of decentralised storage tanks to reduce combined sewer overflow spills using particle swarm optimisation. *Urban Water Journal*, 14(2), 202-211. doi:10.1080/1573062x.2015.1086004
- Saidi, S., Hosni, S., Mannai, H., Jelassi, F., Bouri, S., & Anselme, B. (2017). GIS-based multi-criteria analysis and vulnerability method for the potential groundwater recharge delineation, case study of Manouba phreatic aquifer, NE Tunisia. *Environmental Earth Sciences*, 76(511). doi: 10.1007/s12665-017-6840-1
- Saravanan, V. S. (2010). Negotiating participatory irrigation management in the Indian Himalayas. *Agricultural Water Management*, 97(5), 651-658. doi:10.1016/j.agwat.2009.12.003
- Schindler, D. W., Dillon, P. J., & Schreier, H. (2006). A review of anthropogenic sources of nitrogen and their effects on Canadian aquatic ecosystems. In L. A. Martinelli & R. W. Howarth (Eds.), *Nitrogen Cycling in the Americas: Natural and Anthropogenic Influences and Controls* (pp. 25-44). Dordrecht: Springer, Dordrecht.
- Schmiege, D., Evers, M., Zugner, V., & Rickert, B. (2020). Comparing the German enabling environment for nationwide Water Safety Plan implementation with international experiences: Are we still thinking big or already scaling up? *Int J Hyg Environ Health*, 228, 113553. doi:10.1016/j.ijheh.2020.113553
- Scutari, M. (2010). Learning Bayesian Networks with the bnlearn R Package. *Journal of Statistical Software*, 35(3), 1-22. doi:DOI 10.18637/jss.v035.i03
- Setty, K., O'Flaherty, G., Enault, J., Lapouge, S., Loret, J. F., & Bartram, J. (2018). Assessing operational performance benefits of a Water Safety Plan implemented in Southwestern France. *Perspect Public Health*, 138(5), 270-278. doi:10.1177/1757913918787846
- Setty, K. E., Kayser, G. L., Bowling, M., Enault, J., Loret, J. F., Serra, C. P., . . . Bartram, J. (2017). Water quality, compliance, and health outcomes among utilities implementing Water Safety Plans in France and Spain. *Int J Hyg Environ Health*, 220(3), 513-530. doi:10.1016/j.ijheh.2017.02.004

- Shabbir, R., & Ahmad, S. S. (2016). Water resource vulnerability assessment in Rawalpindi and Islamabad, Pakistan using Analytic Hierarchy Process (AHP). *Journal of King Saud University - Science*, 28(4), 293-299. doi:10.1016/j.jksus.2015.09.007
- Shan, K., Shang, M., Zhou, B., Li, L., Wang, X., Yang, H., & Song, L. (2019). Application of Bayesian network including *Microcystis* morphospecies for microcystin risk assessment in three cyanobacterial bloom-plagued lakes, China. *Harmful Algae*, 83, 14-24. doi:10.1016/j.hal.2019.01.005
- Shang, L., Feng, M., Xu, X., Liu, F., Ke, F., & Li, W. (2018). Co-Occurrence of Microcystins and Taste-and-Odor Compounds in Drinking Water Source and Their Removal in a Full-Scale Drinking Water Treatment Plant. *Toxins (Basel)*, 10(1). doi:10.3390/toxins10010026
- Sikder, M. T., Tanaka, S., Saito, T., Hosokawa, T., Gumiri, S., Ardianor, . . . Kurasaki, M. (2015). *Vulnerability assessment of surface water quality with an innovative integrated multi-parameter water quality index (IMWQI)*.
- Silva-Madera, R. J., Salazar-Flores, J., Peregrina-Lucano, A. A., Mendoza-Michel, J., Ceja-Galvez, H. R., Rojas-Bravo, D., . . . Torres-Sanchez, E. D. (2021). Pesticide Contamination in Drinking and Surface Water in the Cienega, Jalisco, Mexico. *Water Air and Soil Pollution*, 232(2). doi:10.1007/s11270-021-04990-y
- Smith, E. D., Siefert, W. T., & Drain, D. (2009). Risk matrix input data biases. *Systems Engineering*, 12(4), 344-360. doi:10.1002/sys.20126
- Sojobi, A. O., & Zayed, T. (2022). Impact of sewer overflow on public health: A comprehensive scientometric analysis and systematic review. *Environ Res*, 203, 111609. doi:10.1016/j.envres.2021.111609
- Soller, J., Eftim, S., & Nappier, S. (2019). Comparison of Predicted Microbiological Human Health Risks Associated with de facto, Indirect, and Direct Potable Water Reuse. *Environ Sci Technol*. doi:10.1021/acs.est.9b02002

- Soupir, M. L., Mostaghimi, S., Yagow, E. R., Hagedorn, C., & Vaughan, D. H. (2006). Transport of fecal bacteria from poultry litter and cattle manures applied to pastureland. *Water Air and Soil Pollution*, 169(1-4), 125-136. doi:10.1007/s11270-006-1808-x
- Sperotto, A., Molina, J. L., Torresan, S., Critto, A., & Marcomini, A. (2017). Reviewing Bayesian Networks potentials for climate change impacts assessment and management: A multi-risk perspective. *J Environ Manage*, 202(Pt 1), 320-331. doi:10.1016/j.jenvman.2017.07.044
- Statistics Canada. (2021). Geographic Attribute File: 2016 Census. Retrieved from <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/ref/att-eng.cfm>
- Stauffer, F., Guadagnini, A., Butler, A., Franssen, H.-J. H., Wiel, N. V. D., Bakr, M., . . . Guadagnini, L. (2005). Delineation of Source Protection Zones Using Statistical Methods. *Water Resources Management*, 19(2), 163-185. doi:10.1007/s11269-005-3182-7
- Stewart-Koster, B., Bunn, S. E., Mackay, S. J., Poff, N. L., Naiman, R. J., & Lake, P. S. (2010). The use of Bayesian networks to guide investments in flow and catchment restoration for impaired river ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1), 243-260. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02219.x
- Stritih, A., Rabe, S. E., Robaina, O., Gret-Regamey, A., & Celio, E. (2020). An online platform for spatial and iterative modelling with Bayesian Networks. *Environmental Modelling & Software*, 127. doi:ARTN 104658
10.1016/j.envsoft.2020.104658
- Subagadis, Y. H., Grundmann, J., Schütze, N., & Schmitz, G. H. (2014). An integrated approach to conceptualise hydrological and socio-economic interaction for supporting management decisions of coupled groundwater–agricultural systems. *Environmental Earth Sciences*, 72(12), 4917-4933. doi:10.1007/s12665-014-3238-1
- Sun, F., Kuang, W., Xiang, W., & Che, Y. (2016). Mapping Water Vulnerability of the Yangtze River Basin: 1994-2013. *Environ Manage*, 58(5), 857-872. doi:10.1007/s00267-016-0756-5

- Sun, J., & Sun, J. (2015). A dynamic Bayesian network model for real-time crash prediction using traffic speed conditions data. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 54, 176-186. doi:10.1016/j.trc.2015.03.006
- Syafrudin, M., Kristanti, R. A., Yuniarto, A., Hadibarata, T., Rhee, J., Al-Onazi, W. A., . . . Al-Mohaimed, A. M. (2021). Pesticides in Drinking Water-A Review. *Int J Environ Res Public Health*, 18(2). doi:10.3390/ijerph18020468
- Sylvestre, E., Burnet, J. B., Smeets, P., Medema, G., Prevost, M., & Dorner, S. (2020). Can routine monitoring of *E. coli* fully account for peak event concentrations at drinking water intakes in agricultural and urban rivers? *Water Res*, 170, 115369. doi:10.1016/j.watres.2019.115369
- Sylvestre, E., Prevost, M., Burnet, J. B., Smeets, P., Medema, G., Hachad, M., & Dorner, S. (2021). Using surrogate data to assess risks associated with microbial peak events in source water at drinking water treatment plants. *Water Res*, 200, 117296. doi:10.1016/j.watres.2021.117296
- Taghipour, M. (2019a). *Characterization of CSO Microbial Contamination and their Risks to Drinking Water Sources*. (Philosophiae Doctor). Polytechnique Montreal, Montral, Canada. Retrieved from <https://publications.polymtl.ca/3860/1/2019-TaghipourMilad.pdf>
- Taghipour, M. (2019b). *Characterization of CSO Microbial Contamination and their Risks to Drinking Water Sources*. Retrieved from Montral, Canada: <https://publications.polymtl.ca/3860/1/2019-TaghipourMilad.pdf>
- Taghipour, M. (2019c). *Characterization of CSO Microbial Contamination and their Risks to Drinking Water Sources*. (Philosophiae Doctor). Polytechnique Montréal, Québec, Canada.
- Taghipour, M., Shakibaeinia, A., Sylvestre, E., Tolouei, S., & Dorner, S. (2019). Microbial risk associated with CSOs upstream of drinking water sources in a transboundary river using hydrodynamic and water quality modeling. *Sci Total Environ*, 683, 547-558. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.130

- Taghipour, M., Shakibaeinia, A., Sylvestre, É., Tolouei, S., & Dorner, S. (2019). Microbial risk associated with CSOs upstream of drinking water sources in a transboundary river using hydrodynamic and water quality modeling. *Science of The Total Environment*, 683, 547-558. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.130
- Taghipour, M., Tolouei, S., Autixier, L., Prevost, M., Shakibaeinia, A., & Dorner, S. (2019). Normalized dynamic behavior of combined sewer overflow discharges for source water characterization and management. *J Environ Manage*, 249, 109386. doi:10.1016/j.jenvman.2019.109386
- Tan, H., Zhang, H., Wu, C., Wang, C., & Li, Q. (2021). Pesticides in surface waters of tropical river basins draining areas with rice-vegetable rotations in Hainan, China: Occurrence, relation to environmental factors, and risk assessment. *Environ Pollut*, 283, 117100. doi:10.1016/j.envpol.2021.117100
- Tang, C., Yi, Y., Yang, Z., & Sun, J. (2016). Risk analysis of emergent water pollution accidents based on a Bayesian Network. *J Environ Manage*, 165, 199-205. doi:10.1016/j.jenvman.2015.09.024
- Thabrez, M., Parimalarenganayaki, S., Brindha, K., & Elango, L. (2023). Fuzzy logic-based health risk assessment of fluoride in groundwater used as drinking source in Sira region, Tumkur, India. *Environ Geochem Health*. doi:10.1007/s10653-022-01474-8
- The New York State Department of State. (2018). *Unofficial compilation of codes, rules and regulations of the state of newyork-Title 10. Department of health - Chapter i. State sanitary code- Part 5. Drinking water supplies - Sbpert 5-1. Public water systems*. NewYork Retrieved from https://www.health.ny.gov/environmental/water/drinking/regulations/docs/subpart_5-1.pdf
- The Ohio Environmental Protection Agency. (1999). *Source Water Assessment and Protection Program*. Ohio, United States Retrieved from <https://epa.ohio.gov/portals/28/documents/swap/swapdoc.pdf>

- Thomas, K. M., Charron, D. F., Waltner-Toews, D., Schuster, C., Maarouf, A. R., & Holt, J. D. (2006). A role of high impact weather events in waterborne disease outbreaks in Canada, 1975 - 2001. *Int J Environ Health Res*, 16(3), 167-180. doi:10.1080/09603120600641326
- Tiri, A., Belkhiri, L., & Mouni, L. (2018). Evaluation of surface water quality for drinking purposes using fuzzy inference system. *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 235-244. doi:10.1016/j.gsd.2018.01.006
- Tokatli, C. (2021). Health risk assessment of toxic metals in surface and groundwater resources of a significant agriculture and industry zone in Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 80(4). doi:ARTN 156
10.1007/s12665-021-09467-z
- Triegel, E. K., & Guo, L. (2018). Overview of the Fate of Pesticides in the Environment, Water Balance; Runoff vs. Leaching. In *Mechanisms Of Pesticide Movement Into Ground Water* (pp. 1-13): CRC Press.
- Tsitsifli, S., & Tsoukalas, D. S. (2021). Water Safety Plans and HACCP implementation in water utilities around the world: benefits, drawbacks and critical success factors. *Environ Sci Pollut Res Int*, 28(15), 18837-18849. doi:10.1007/s11356-019-07312-2
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2014). *Risk Assessment Forum White Paper: Probabilistic Risk Assessment Methods and Case Studies*. EPA/100/R-09/001A. Retrieved from Washington, D.C.: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-12/documents/raf-pra-white-paper-final.pdf>
- United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNISDR). (2004). *Living with risk: a global review of disaster reduction initiatives: 2004 Version - Volume I*. Retrieved from https://www.preventionweb.net/files/657_lwr1.pdf
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1972). *Federal water pollution control act*. United States Retrieved from <https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-08/documents/federal-water-pollution-control-act-508full.pdf>

- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1974). The public health and welfare. 964-1043.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1983). *Water Quality Standards- e-CFR data is current as of November 8, 2018*. United State Retrieved from <https://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=454a7b51118b27f20cef29ff071c1440&node=40:22.0.1.1.18&rgn=div5>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1996). *Safe Drinking Water Act Amendments of 1996*. United States Retrieved from <https://www.congress.gov/104/plaws/publ182/PLAW-104publ182.pdf>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1997). *Delineation of Source Water Protection Areas, A Discussion for Managers*. United states
- Uusitalo, L. (2007). Advantages and challenges of Bayesian networks in environmental modelling. *Ecological Modelling*, 203(3-4), 312-318. doi:10.1016/j.ecolmodel.2006.11.033
- Vatanpour, S., Hrudey, S. E., & Dinu, I. (2015). Can Public Health Risk Assessment Using Risk Matrices Be Misleading? *Int J Environ Res Public Health*, 12(8), 9575-9588. doi:10.3390/ijerph120809575
- Vijayashanthar, V., Qiao, J., Zhu, Z., Entwistle, P., & Yu, G. (2018). Modeling Fecal Indicator Bacteria in Urban Waterways Using Artificial Neural Networks. *Journal of Environmental Engineering*, 144(6). doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001377
- Wade, M., O'Brien, G. C., Wepener, V., & Jewitt, G. (2021). Risk Assessment of Water Quantity and Quality Stressors to Balance the Use and Protection of Vulnerable Water Resources. *Integr Environ Assess Manag*, 17(1), 110-130. doi:10.1002/ieam.4356
- Wang, G., Li, J., Sun, W., Xue, B., A, Y., & Liu, T. (2019). Non-point source pollution risks in a drinking water protection zone based on remote sensing data embedded within a nutrient budget model. *Water Res*, 157, 238-246. doi:10.1016/j.watres.2019.03.070

- Ware, G. W., Albert, L. A., Voogt, P., Gerba, C. P., Hutzinger, O., Knaak, J. B., . . . Gunther, F. A. (2006). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (G. W. Ware Ed. Vol. 187). NY, USA: Springer New York, NY.
- Werner, C., Bedford, T., Cooke, R. M., Hanea, A. M., & Morales-Nápoles, O. (2017). Expert judgement for dependence in probabilistic modelling: A systematic literature review and future research directions. *European Journal of Operational Research*, 258(3), 801-819. doi:10.1016/j.ejor.2016.10.018
- Werstuck, C., & Coulibaly, P. (2017). Hydrometric network design using dual entropy multi-objective optimization in the Ottawa River Basin. *Hydrology Research*, 48(6), 1639-1651. doi:10.2166/nh.2016.344
- WHO. (2017). *Global status report on water safety plans: A review of proactive risk assessment and risk management practices to ensure the safety of drinking-water*. Retrieved from <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/255649/WHO-FWC-WSH-17.03-eng.pdf>
- WHO and IWA. (2023). Water Safety Portal. Retrieved from <https://wsportal.org/>
- Wijesiri, B., Deilami, K., McGree, J., & Goonetilleke, A. (2018). Use of surrogate indicators for the evaluation of potential health risks due to poor urban water quality: A Bayesian Network approach. *Environ Pollut*, 233, 655-661. doi:10.1016/j.envpol.2017.10.076
- Wilkes, G., Edge, T., Gannon, V., Jokinen, C., Lyautey, E., Medeiros, D., . . . Lapen, D. R. (2009). Seasonal relationships among indicator bacteria, pathogenic bacteria, *Cryptosporidium* oocysts, *Giardia* cysts, and hydrological indices for surface waters within an agricultural landscape. *Water Res*, 43(8), 2209-2223. doi:10.1016/j.watres.2009.01.033
- Wong, T. H. F. (2006). An Overview of Water Sensitive Urban Design Practices in Australia. *Water Practice and Technology*, 1(1). doi:10.2166/wpt.2006.018
- World Health Organisation (WHO). (2019). *Water, sanitation, hygiene and health: a primer for health professionals* (CC BY-NC-SA 3.0 IGO.). Retrieved from Geneva: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/330100>

- World Health Organization (WHO). (2005). *Water Safety Plans- Managing drinking-water quality from catchment to consumer* Retrieved from Geneva, Switzerland https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42890/WHO_SDE_WSH_05.06_eng.pdf
- World Health Organization (WHO). (2016). *Protecting Surface Water for Health. Identifying, Assessing and Managing Drinking-Water Quality Risks in Surface-Water Catchments* (ISBN 978 92 4 151055 4). Retrieved from Geneva:
- World Health Organization (WHO). (2017). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum.* Retrieved from http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/
- Wu, W., Dandy, G. C., & Maier, H. R. (2014). Protocol for developing ANN models and its application to the assessment of the quality of the ANN model development process in drinking water quality modelling. *Environmental Modelling & Software*, 54, 108-127. doi:10.1016/j.envsoft.2013.12.016
- Wyman-Grothem, K., Popoff, N., Hoff, M., & Herbst, S. (2018). Evaluating risk of African longfin eel (*Anguilla mossambica*) aquaculture in Michigan, USA, using a Bayesian belief network of freshwater fish invasion. *Management of Biological Invasions*, 9(4), 395-403. doi:10.3391/mbi.2018.9.4.03
- Xia, J., Ning, L., Wang, Q., Chen, J., Wan, L., & Hong, S. (2016). Vulnerability of and risk to water resources in arid and semi-arid regions of West China under a scenario of climate change. *Climatic Change*, 144(3), 549-563. doi:10.1007/s10584-016-1709-y
- Xiong, G., & Qiu, J. (2012). *Establishment of water shortage risk assessment index system of Guanzhong - Tianshui Economic Zone*. Paper presented at the 2012 International Symposium on Geomatics for Integrated Water Resource Management
- Yao, H., Li, W., & Qian, X. (2015). Identification of Major Risk Sources for Surface Water Pollution by Risk Indexes (RI) in the Multi-Provincial Boundary Region of the Taihu Basin, China. *Int J Environ Res Public Health*, 12(8), 10150-10170. doi:10.3390/ijerph120810150

- Yao, H., Qian, X., Yin, H., Gao, H., & Wang, Y. (2015). Regional risk assessment for point source pollution based on a water quality model of the Taipu River, China. *Risk Anal*, 35(2), 265-277. doi:10.1111/risa.12259
- Yazdi, M., Khan, F., Abbassi, R., & Quddus, N. (2022). Resilience assessment of a subsea pipeline using dynamic Bayesian network. *Journal of Pipeline Science and Engineering*, 2(2). doi:10.1016/j.jpse.2022.100053
- Yeager, N., & Carpenter, A. (2019). State approaches to addressing cyanotoxins in drinking water. *AWWA Water Science*, 1(1). doi:10.1002/aws2.1121
- Yu, R., & Zhang, C. (2021). Early warning of water quality degradation: A copula-based Bayesian network model for highly efficient water quality risk assessment. *J Environ Manage*, 292, 112749. doi:10.1016/j.jenvman.2021.112749
- Yukon Government. (2003a). *Waters act*. Yukon, Canada Retrieved from <http://www.gov.yk.ca/legislation/acts/waters.pdf>
- Yukon Government. (2003b). *Waters Regulation*. Yukon, Canada Retrieved from http://www.gov.yk.ca/legislation/regs/oic2003_058.pdf
- Yunana, D., MacLaine, S., Tng, K. H., Zappia, L., Bradley, I., Roser, D., . . . Le-Clech, P. (2021). Developing Bayesian networks in managing the risk of Legionella colonisation of groundwater aeration systems. *Water Research*, 193. doi:10.1016/j.watres.2021.116854
- Zamyadi, A., Dorner, S., Sauve, S., Ellis, D., Bolduc, A., Bastien, C., & Prevost, M. (2013). Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes. *Water Res*, 47(8), 2689-2700. doi:10.1016/j.watres.2013.02.040
- Zamyadi, A., MacLeod, S. L., Fan, Y., McQuaid, N., Dorner, S., Sauve, S., & Prevost, M. (2012). Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: a monitoring and treatment challenge. *Water Res*, 46(5), 1511-1523. doi:10.1016/j.watres.2011.11.012

- Zhang, D., Lindholm, G., & Ratnaweera, H. (2018). Use long short-term memory to enhance Internet of Things for combined sewer overflow monitoring. *Journal of Hydrology*, 556, 409-418. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.11.018
- Zhang, Y., & Weng, W. G. (2021). A Bayesian Network Model for Seismic Risk Analysis. *Risk Anal*, 41(10), 1809-1822. doi:10.1111/risa.13690
- Zhu, Z. J. Y., Xiang, Y., & McBean, E. (2011). Operational Hazard Risk Assessment Using Bayesian Networks. *Iceis 2011: Proceedings of the 13th International Conference on Enterprise Information Systems, Vol 2*, 135-139. doi:10.5220/0003430801350139

ANNEXE A LOI, RÈGLEMENTS ET RECOMMANDATIONS ENCADRANT LA GESTION DE LA SÉCURITÉ DE L'EAU

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
OMS*	2009	Water safety plan manual: Step-by-step risk management for drinking-water suppliers				X	Manuel présente les étapes à suivre pour implanter un plan de salubrité de l'eau (Water Safety Plan : WSP).	(Bartram et al., 2009)
	2016	Protecting surface water for health: Identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface water catchments				X	Définit une approche d'identification, d'évaluation et de gestion des risques liés aux eaux de surface.	(World Health Organization (WHO), 2016)
	2017	Guidelines for drinking water quality-GDWQ, 4th edition (première version a été publié en 1983)				X	- Définit une approche préventive de gestion de risque pour assurer une eau potable saine pour la santé publique. - Recommandation de l'implantation d'un plan de sécurité de l'eau (<i>Water Safety Plan</i> : WSP).	(World Health Organization (WHO), 2017)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
NZ*	2007	Health (Drinking Water) Amendment Act 2007 (Modification du Health Act 1956)	X				- Obligation de respecter les normes de qualité de l'eau. - Obligation de développer et de mettre en place un plan de protection des sources. - Obligatoire pour tout système desservant plus de 500 personnes.	(New Zeland Government, 2007a)
	2007	Resource Management (National Environmental Standards for Sources of Human Drinking Water_NES) Regulations 2007 (Réglementation en vertu de la loi sur la gestion des ressources de 1991)		X			- Définition des exigences de protection des sources d'eau potable de toute contamination. - Définition des exigences à respecter concernant le rejet des polluants dans un cours d'eau utilisé comme source d'eau potable.	(New Zeland Government, 2007b)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
NZ*	2008	Drinking-water Standards for New Zealand-DWSNZ 2005 (Révisé en 2008)			X		- Précision des valeurs maximales acceptables de contaminants (microbiologiques et chimiques) dans l'eau potable. - Définit le Public Health Grading (PHG), c'est-à-dire l'évaluation du respect des normes de qualité pour la source/ le traitement et le réseau. Les évaluations ont débuté en 1993 (base volontaire) et sont devenues obligatoires en 2007. - Obligatoire pour tout système desservant plus de 500 personnes.	(Ministry of Health (MOH), 2008)
	2013	Health Amendment Act 2013	X				Obligation de produire et faire approuver un plan de sécurité de l'eau (<i>Water Safety Plan : WSP</i>).	(New Zeland Government, 2013)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
NZ*	2014	Water Safety Plan Guide (Modification du public health risk management plan)				X	- Ce guide présente des directives d'implantation d'un plan de sécurité de l'eau en se basant sur l'approche de gestion des risques sur tout le système (la source, le traitement et la distribution). - L'utilisation d'approche présentée dans ce guide n'est pas obligatoire. Mais, l'implantation d'un plan de sécurité de l'eau assurant la réduction de risques pour la santé publique est obligatoire. - Obligatoire pour tous systèmes desservant plus de 500 personnes et recommandé pour les systèmes de moins de 500 personnes.	(Ministry Of Health (MOH), 2014)
	2015	Rural Agricultural Drinking-water Supply Guideline				X	Obligation pour les usines en zone rurale de respecter les normes des petits systèmes (section 10) ou celle des critères microbiologiques, chimiques, radiologiques et des cyanotoxines des gros, moyens ou petits systèmes (section 4, 5, 7, 8 et 9).	(Ministry Of Health (MOH), 2015)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
NZ*	2017	Resource Legislation Amendment Act 2017 (RLAA) (Modification du Resource Management Act 1991 (RMA))	X				- Définition d'un système de gestion des ressources environnementales. - Définition des exigences à respecter concernant l'utilisation de l'eau et le rejet des polluants dans l'eau.	(New Zeland Government, 2017)
	2017	Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand_ Révisé en 2017 (première publication en 2015)				X		(Ministry of Health (MOH), 2013)
	2018	Australian & New Zealand guidelines for fresh & marine water quality				X	Ce guide présente des directives aux responsables de gestions de l'eau pour évaluer, gérer et contrôler la qualité de l'eau.	(Australian Government Initiative, 2018)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
AUS*	2003	Safe Drinking Water Act	X				- Analyse de la vulnérabilité du traitement d'eau potable. - Réalisation d'un plan de gestion du risque de l'usine de traitement et d'un plan d'urgence en cas de contamination.	(Government of Australia, 2003)
	2011	Safe Drinking Water Act (révisé en décembre 2017)	X				Exige l'implantation d'un plan de gestion des risques en faisant l'identification et l'évaluation des risques ayant un impact sur la qualité de l'eau. En cas de non-application de cette loi, une pénalité sera appliquée pour le responsable d'approvisionnements en eau (Partie3).	(Government of South Australia, 2011)
	2011	Australian Drinking Water Guidelines (révisé en août 2018)				X	- L'application de ce guide est obligatoire. - Analyse de vulnérabilité de la source d'eau. - Le déploiement est variable selon les États.	(Australian Government et al., 2011a)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
AUS*	2012	Safe Drinking Water Regulations		X			- Exige les responsables d'approvisionnements en eau potable à prendre appui sur les guides <i>Australian Drinking Water Guidelines</i> et <i>Community Water Planner</i> élaborés en 2011 (Art.4 et paragraphe 9(3)). - Exige l'élaboration d'un plan de gestion des risques par les responsables d'approvisionnements en eau (Art.9). - Exige la publication des résultats de surveillance de la qualité de l'eau pour le public (Art.12).	(Government of South Australia, 2012)
ÉU* (Gouvernement fédéral américain)	1972	Clean Water Act	X				- Permis de rejets dans le milieu aquatique. - Normes de qualité de l'eau.	(United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1972)
	1974	Safe Drinking Water Act (SDWA)	X				Obligation de respecter les normes de qualité de l'eau potable.	(United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1974)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
ÉU* (Gouvernement fédéral américain)	1983	Water Quality Standards: Title 40-Part 131 (révisé en 2018)			X		- Définition des critères de qualité des eaux de surface qui peuvent être adoptés par les États ou encore appliqués directement dans ceux n'ayant pas promulgué de normes environnementales. - Critères de qualité de la vie aquatique utilisés pour définir les niveaux de vulnérabilité aux prises d'eau par certains États (exemple: Maine).	(United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1983)
	1996	Safe Drinking Water Act Amendments of 1996	X				Réalisation d'analyses de vulnérabilité des sources d'eau et mise en place de plans de protection.	(United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1996)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/ Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
Massachusetts (ÉU)	1986	Massachusetts Water Management Act	X				- Formation d'un comité consultatif sur la gestion des ressources en eau (Section 3 du chapitre 21G). - Planification à l'utilisation efficace et la conservation de l'eau en gardant un équilibre entre son prélèvement et son utilisation (Section 3 et 4 du chapitre 21G). - Protection des sources d'approvisionnement en eau potable publiques (Section 7 du chapitre 21G). - Préparation des plans de gestion de l'eau en cas d'urgence (Section 15 du chapitre 21G).	(Government of Massachusetts, 1986)
	1996	The Massachusetts Rivers Protection Act	X				- Protection des sources d'approvisionnement en eau potable et prévenir la pollution (chapitre 258).	(Government of Massachusetts, 1996)
	2014	310 CMR 36.00: The Water Management Act Regulations		X			- Gestion des ressources en eau.	(Government of massachusetts, 2014)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
Massachusetts (ÉU)	2016	310 CMR 22.00: The Massachusetts Drinking Water Regulations.		X			- Restriction des activités dans des zones de protection de sources d'eau de surface (Partie 22.20). - Protection des sources d'eau potable qui s'approvisionnement d'une eau de surface (Partie 22.20B).	(Government of Massachusetts, 2016)
Mississippi (ÉU)	1980	Hazardous Waste Management Regulations (révisé en 2017)		X			- Définit des restrictions en termes d'implantations des stations de gestion des déchets dangereux sur les rives d'une ressource en eau de surface utilisée comme source d'approvisionnement en eau potable (Paragraphe E (3)). - Définit des zones tampons (<i>buffer zone</i>) pour la protection de la santé publique (Article H).	(Government of Mississippi, 1980)
	n.d	Surface Water and Groundwater Use and Protection Regulations		X			Réaliser une étude de vulnérabilité préliminaire des prises d'eau potable qui vont être installées dans une eau de surface afin d'en s'approvisionner. Cette étude doit être effectuée par les systèmes d'eau publique afin d'avoir le permis d'exploitation (Paragraphe D (3)).	(Government of Mississippi, n.d)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
New York (ÉU)	2018	Unofficial compilation of codes, rules and regulations of the State of New York- Subpart 5-1. public water systems (effective à partir de 17 janvier 2018)				X	- Étude d'investigation concernant tous contaminants potentiels qui ont changé la qualité de la source d'approvisionnement en eau potable (Paragraphe 5-1.12). - Effectuer des enquêtes sanitaires (Paragraphe 5-1.12). - Élaborer un rapport contenant les informations suivantes (1) la qualité de l'eau brute du site de prélèvement pour une durée de 10 ans, (2) une enquête sanitaire sur le bassin versant et (3) les détails concernant la filière de traitement d'eau potable (Paragraphe 5-1.14).	(The New York State Department of State, 2018)
Vermont (ÉU)	1992	Environmental Protection Rules: Chapter 21- Water Supply Rule (révisé en 2010)	X				- Élaboration d'un plan de protection des sources d'eau potable en suivant les étapes suivantes : (1) délimiter les aires de protection, (2) effectuer un inventaire et évaluation de toutes sources de contaminations potentielles, (3) élaborer un plan de gestion des risques et un plan d'urgence (sous-chapitre 21-16).	(Agency of Natural Resources, 1992)

Tableau A- 1 Lois, règlements et recommandations encadrant la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur le plan international. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Pays/ Organisation mondiale	Année	Loi/ règlement	L¹	R²	N³	RC⁴	Objectifs et obligations	Références
État du Maine (ÉU)	1975	Maine Water for Human Consumption Act: 22MRS, Chapter 601 (révisé en novembre 2017)	X				- Mettre en place un règlement sur l'eau potable (Section 2 (§2611)) / Identification des contaminants, ayant un impact sur la santé humaine, dans l'eau d'un système public (Section 2 (§2611)). - Élaboration d'un rapport annuel contenant toutes informations nécessaires concernant les sources de contamination détectées au niveau de l'eau brute et types d'actions implantées afin de limiter cette contamination et protéger la santé humaine (section 2 (§2615-A)). - Protection des sources d'eau potable contre la pollution et inspection des terrains situés dans les 304.8 m (1000 pieds) de la prise d'eau potable ou tout terrain contenant des activités anthropiques ayant la possibilité d'infiltrer et d'émettre des contaminants vers la source d'eau potable (section §2647-A). - Réglementer le déplacement des véhicules à moteur autour des prises d'eau potable qui s'approvisionnent en eau de surface (section §2649). - Implantation d'un programme d'évaluation de la qualité des sources d'eau potable (section §2650).	(Government of Maine State, 1975)

¹Loi / ²Règlements / ³Normes/ ⁴Recommandations

*OMS : Organisation mondiale de la Santé/ NZ : Nouvelle-Zélande/ AUS : Australie/ ÉU : États-Unis.

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
ON*	1990	Ontario Water Resources Act (révisé en avril 2018)	X			- Interdiction de rejet des matières polluantes et des eaux usées dans les sources d'eau et sur leurs rives (Art.30 et 31). - Définir les limites de quantités d'eau à prélever afin de protéger les quantités de ressources en eau (Art. 34).	(Government of ontario, 1990)
	2006	Clean Water Act (révisé en mars 2017)	X			- Rédaction d'un rapport d'évaluation des risques associés aux prises d'eau potable (souterraine et de surface). - Rédaction et mise en place d'un plan de protection des sources.	(Government of Ontario, 2006a)
	2007	Source Protection Committees (révisée en octobre 2015)		X		- Formation de 19 comités de protection des sources pour différentes zones et région de la province d'Ontario. - Impliquer le public dans les réunions des comités (Art. 18).	(Government of Ontario, 2007)
	2017	2017 technical rules under the Clean Water Act	X			Définit la méthode d'étude de vulnérabilité et de risque des sources d'eau potable (eau de surface et eau souterraine).	(Government of Ontario, 2017)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
AB*	2000	Environmental Protection and Enhancement act (EPEA)	X			Loi encadrant les activités ayant un impact sur la quantité et la qualité d'eau potable.	(Government of Alberta, 2017)
	2000	Water Act	X			Loi encadrant la gestion et la protection de l'eau.	(Government of Alberta, 2021)
	2001	Administrative guide for approval to protect surface water bodies under the Water Act			X	Programme de protection des ressources naturelles (eau de surface) situées dans des zones rurales ou urbaines.	(Alberta Environment, 2001)
	2012	Standards and Guidelines for Municipal Waterworks, Wastewater and Storm Drainage Systems (Part 1, section 1.13)			X	Réalisation de plans de protection.	(Government of Alberta, 2012)
	2013	Waste Control Regulation		X		Ce règlement définit les déchets, les substances et les matières recyclables qui ont un caractère dangereux. Ainsi, il définit les exigences au niveau de leurs stockages et leurs transports. Cette réglementation assure la protection des masses d'eau contre la contamination par déchets dangereux.	(Government of Alberta, 2013)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
BC*	2001	Drinking Water Protection Act (révisé en octobre 2018)	X			- Mise en place de normes de qualité et de suivi (Art.48). - Établissement d'une liste des menaces potentielles aux prises d'eau potable (Art.13). - Mise en place des mesures de protection de l'eau (de l'article 31 à l'article 35). - Réalisation d'une évaluation de la source d'eau et du système de traitement si une contamination de la prise d'eau est suspectée par le <i>Drinking Water Officer</i> ou par un opérateur qui en réfère au <i>Drinking Water Officer</i> (Art.18) - délais fixés au cas par cas. - Préparation d'un plan d'action si le <i>Drinking Water Officer</i> l'exige (dans le cas de l'identification d'une menace pour l'eau potable à la suite de l'évaluation de la source d'eau et du système) (Art.22).	(Government of British Columbia, 2001)
	2008	Oil And Gas Activities Act (Révisé en octobre 2018)	X			- Exige le responsable d'un déversement d'hydrocarbure de remédier le sol et/ou une masse d'eau affectée (Art.37). - Implanter des mesures de protection pour une masse d'eau affectée par le déversement d'hydrocarbure (Art.52).	(Government of British Columbia, 2008)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
BC*	2014	Water Sustainability Act (entrée en vigueur en février 2016)	X			- Proposition de mesures d'atténuation pour mitiger les effets résultants une détérioration de la qualité de l'eau (Art.16). - Le lieutenant-gouverneur peut mettre en place des règlements afin de maintenir un niveau de qualité d'eau du bassin versant adapté au type d'utilisation (Art. 43).	(Government of British Columbia, 2014)
	2015	Agricultural Waste Control Regulation		X		- Définit l'emplacement des aires destinées pour le stockage des déchets agricoles, comprenant les fumiers, par rapport à un cours d'eau (Art.7 et Art.10).	(Government of British Columbia, 2015)
NS*	1994	Environment Act (révisé en octobre 2017)	X			- Gestion des ressources en eau (Partie X). - Désignation des aires de protection pour les sources d'eau potable (Art.106).	(Government of Nova Scotia, 1994b)
	1995	Activities Designation Regulations (en vertu de <i>Environment Act</i>) (révisé en juin 2016)		X		- Désignation des activités ayant un impact sur la qualité et la quantité des sources d'eau. Ces activités nécessitent une approbation du ministère ou d'un administrateur désigné par le ministre.	(Government of Nova Scotia, 1994a)
	2005	Water and Wastewater Facilities and Public Drinking Water Supplies Regulations (révisé en 2017)		X		- Surveillance de l'approvisionnement public en eau potable (Partie 2). - Mettre en place des actions correctives en cas de contamination de l'eau brute (Art. 34).	(Government of Nova Scotia, 2005)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
NS*	2007	Environmental Goals and Sustainable Prosperity Act (révisé en 2012)	X			- Mise en place d'objectifs gouvernementaux liés aux traitements des eaux potables et traitement des eaux usées (Art.2). - Mise en application de la stratégie globale pour la gestion en ressources en eau qui a été développée en 2010.	(Government of Nova Scotia, 2007)
MB*	1988	Protection of Water Sources Regulation (depuis 1988, ce règlement n'a pas été modifié)		X		- Interdiction de déversement des contaminants dans un cours d'eau de surface (Art.2 (1)). - Interdiction de déversement des eaux usées dans un cours d'eau utilisé comme source d'EP (Art.3).	(Government of Manitoba, 1988a)
	1988	Water Works, Sewerage and Sewage Disposal Regulation (révisé en 2007)		X		- Exigence de production des effluents bien traités « purs » par les usines de traitement des eaux usées afin d'éviter la détérioration de la qualité des rivières réceptives à faible débit.	(Government of Manitoba, 1988b)
	1997	Sustainable Development Act (révisé en novembre 2018)	X			- Définit les responsabilités du ministère de la Conservation et de la Gestion des ressources hydriques (Art. 5). - Définit une stratégie et une politique de développement durable pour les ressources (Art. 7).	(Government of Manitoba, 1997)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
MB*	2002	Drinking Water Safety Act (révisé en novembre 2018)	X			- Réalisation d'une analyse de vulnérabilité du système de production d'eau potable (source/traitement/ réseau de distribution) (Art.9). Le rapport d'étude de vulnérabilité doit être remis au ministère tous les 5 ans. Le directeur, désigné par le ministère, peut réduire la fréquence de l'étude de vulnérabilité à une fois par 10 ans dans le cas où son jugement apporte que cette décision n'aura pas d'effet sur la sécurité de l'eau.	(Government of Manitoba, 2002a)
	2005	The Water Protection Act (révisé en novembre 2018)	X			- Élaborer des rapports précisant les niveaux de nutriments dans les plans d'eau qui seront remis en 2019. Une mise à jour de ces rapports sera effectuée une fois tous les 4 ans après la préparation du premier rapport (Art. 4.0.2). - Désignation de zones de gestion de la qualité de l'eau (Art.5) par le lieutenant-gouverneur. Le ministère prend en considération différents facteurs, physiques et chimiques, associés à la zone afin de recommander la délimitation des zones de gestion de la qualité de l'eau (Art.5(2) et Art. 5(3)). - Établir un programme de conservation de l'eau (quantité) (Art.10). - Développer une stratégie de gestion de l'eau pour les bassins hydrographiques transfrontaliers (Art.13.1). - Réalisation d'un plan de gestion de bassin hydrographique (Art.16).	(Government of Manitoba, 2005)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
MB*	2007	Drinking Water Safety Regulation (révisé en 2017)		X		- Préparation d'un rapport contenant les résultats d'évaluation de l'infrastructure d'un système de service d'eau public ou semi-public en suivant les lignes directrices du directeur désigné par le ministère (Art. 37). - Définit le type d'évaluation de l'infrastructure à établir par le service d'eau public ou semi-public (Annexe C). Les trois types d'évaluations sont : (1) évaluation technique, (2) évaluation par une personne qualifiée, et (3) auto-évaluation.	(Goverment of Manitoba, 2002b)
SK*	2005	Water Security Agency Act	X			- Formation de la Water Security Agency (2015) responsable de la conservation de l'eau- pas d'objectifs spécifiques à l'eau potable.	(Goverment of Saskatchewan, 2005)
	2010	The Environmental Management and Protection Act (il est entré en vigueur en 2015)	X			Mise en place d'objectifs pour la vie aquatique, l'eau pour l'élevage et la récréation (pas d'objectifs pour les prises d'eau potable).	(Goverment of Saskatchewan, 2010)
PE*	2012	Watercourse and wetland protection regulations		X		Restriction des activités dans des zones tampons et définition de la localisation de ces activités par rapport aux limites d'un cours d'eau.	(Goverment of Prince Edward Island, 2012)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
PE*	2014	Waste Resource management regulations		X		- Gestion des eaux de surface et le contrôle des eaux de ruissellement (Art. 23). - Définit la localisation des sites de stockages de contaminants, installation de compostage et les bâtiments commerciaux et industriels par rapport à la LHE d'un cours d'eau (Art. 27 et Art.45). - Élaboration d'un programme de surveillance des eaux de surface contre le ruissellement des eaux contenant des contaminants et les eaux pluviales (Art. 42). - Définit les paramètres à suivre pour la surveillance des eaux de surface (Annexe A).	(Government of Prince Edward Island, 2014)
	2017	Environmental Protection Act	X			- Limiter le prélèvement de l'eau d'un cours d'eau ou à partir d'une eau de surface afin de protéger les quantités d'eau disponibles dans l'environnement (Art.12.1). - Restriction de déversement des contaminants dans l'environnement qui inclut les ressources en eau (Art 21.1).	(Government of Prince Edward Island, 2017a)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
PE*	2017	Water Act	X			- Mise en place d'un programme de surveillance de la quantité et la qualité des ressources en eau (Art.16). - Restriction de déversement des contaminants et toutes activités ayant un impact sur la qualité d'un cours d'eau afin de protéger les ressources (Partie III). - Définit des règlements par le Lieutenant-gouverneur pour désigner des zones de gestion de l'eau afin d'assurer la protection des ressources en eaux (Partie IV). - Évaluation de l'état des zones de gestion de l'eau une fois tous les cinq ans (Art.28). - Élaboration d'un plan de la durabilité de l'eau dans le but de prévenir l'altération de la qualité et la quantité des ressources en eau, la santé de l'écosystème aquatique et l'environnement des cours d'eau (Art. 31). - Élaboration d'un plan d'approvisionnement en eau à partir d'un bassin versant par le système municipal (Art. 35).	(Government of Prince Edward Island, 2017b)
NL*	2002	Environmental Protection Act (révisé en 2013)	X			- Interdiction de rejets des contaminants et d'effluents dans une source d'approvisionnement en eau. - Surveillance de la qualité de l'eau.	(Government of Newfoundland and Labrador, 2002a)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
NL*	2002	Water Resources Act (révisé en 2016)	X			- Gestion des ressources en eau. - Limiter l'utilisation et le prélèvement de l'eau d'un cours d'eau avec l'exigence de l'obtention d'une licence pour ce fait dans certains cas (Part I). - Étude d'impact des activités en développement sur système aquatique (Art. 30). - Collecte des données de qualité et de quantité des eaux de surface utilisées comme source d'approvisionnement en eau (Art.31). - Restriction de construction des réseaux d'égout sans avoir un permis (Art.36). - Désignation des zones de protection des sources d'approvisionnement en eau potable pour protéger le réseau public (Art. 39). - Désignation des activités interdites dans la zone de protection des sources d'approvisionnement en eau potable (Art. 39 (4)). - Mise en place des normes concernant la qualité des sources d'approvisionnement en eau (Art. 64).	(Government of Newfoundland and Labrador, 2002b)
	2003	Environmental Control Water and Sewage Regulations, under the Water Resources Act (adopté en 2009)		X		- Interdiction de rejet des effluents, avec des caractéristiques physico-chimiques bien déterminées, dans une masse d'eau (Art. 6).	(Government of Newfoundland and Labrador, 2003)

Tableau A- 2 Lois, règlements et recommandations provinciaux encadrant la protection des eaux de surface dans les provinces canadiennes. Adapté de Prévost et al. (2017a) (suite).

Province	Année	Loi/règlement /Recommandation	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
QC	2009	Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection (connu par la Loi sur l'eau)	X			- La protection et la gestion des ressources en eau font l'objet de développement durable. - Principe utilisateur-payeur. - Réparation des dommages causés aux ressources en eaux. - Établir les orientations fondamentales d'une gestion intégrée.	(Gouvernement du Québec, 2009)
	2002	Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)	X			- La protection, l'amélioration, la restauration et la gestion de l'environnement. - La protection et la gestion des ressources en eau.	(Gouvernement du Québec, 2002a)
	2014	Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) (édicte en juillet 2014, entré en vigueur en août 2014, mis à jour en août 2018)		X		- Exige les responsables de prélèvements de l'eau de catégorie 14 à étudier la vulnérabilité des eaux de surface (Art. 69). - Définit les méthodes de délimitation des aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée (Art.70, Art.72 et Art74). - Désignation des activités interdites dans les aires de protection immédiate et intermédiaire (Art.71 et Art.73). - Élaboration d'un rapport de vulnérabilité, tous les 5 ans, par le responsable de prélèvement de l'eau de catégorie 1 (Art.75). - Définit les méthodes à utiliser pour effectuer l'étude de la vulnérabilité des eaux de surface (Annexe IV).	(Gouvernement du Québec, 2014)

¹Loi / ²Règlements / ³Recommandations

Tableau A- 3 Lois, règlements et recommandations encadrant la protection des eaux de surface sur le plan fédéral (Canada).

Organismes/ Territoire fédéral	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
Gouvernement Canadien	1985	Loi sur les ressources en eau du Canada (modifié en avril 2014)	X			- Gestion intégrale des ressources en eau. - Programme de gestion intégrale des ressources en eau. - Gestion qualitative et quantitative des eaux.	(Canada Government, 1985)
	1999	Loi canadienne sur la protection de l'environnement (modifié en juin 2018)	X			- Réglementation des substances toxiques. - Plans de prévention de la pollution. - Action en protection de l'environnement.	(Government of Canada, 1999)
NU*	2002	Nunavut Waters and Nunavut Surface Rights Tribunal Act (révisé en décembre 2017)	X			- Interdiction de rejeter des déchets et des contaminants dans les eaux du territoire de Nunavut (Art.12). - Désignation des zones de gestion des eaux (Alinéa 82 (1) a)). - Établir des normes de la qualité de l'eau (Alinéa 82 (1)j)). - Établir des normes encadrants les effluents dans le territoire de Nunavut (Alinéa 82 (1)k)). - Désignation d'un <i>Office des eaux du Nunavut</i> pour contrôler l'utilisation de l'eau et assurer sa conservation (Section1 de la partie 1).	(Government of Canada, 2002)

Tableau A-3 Lois, règlements et recommandations encadrant la protection des eaux de surface sur le plan fédéral (Canada) (suite).

Organismes/ Territoire fédéral	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
NU*	2013	Nunavut Waters Regulations		X		- Désignation des cas autorisés pour l'utilisation de l'eau sans permis (Art.4). - Désignation des cas de rejets des déchets dans les eaux qui sont autorisés (Art.5). - Inscrire les détails de toutes actions d'utilisation de l'eau et de rejet des déchets, sans permis, dans des livres et des registres (Art. 6).	(Government of Canada, 2013)
YT*	2003	Waters Act	X			- Interdiction de rejeter des déchets dans des zones de gestion des eaux (Art. 7). - Désignation d'un Office des eaux du Yukon pour contrôler l'exploitation de l'eau et assurer sa conservation (Art.8 et Art. 10).	(Yukon Government, 2003a)
	2003	Waters Regulation (révisé en 2014)		X		- Désignation des zones de gestion des eaux (Art.2 et Annexe1). - Désignation des cas autorisés pour l'utilisation de l'eau et le rejet des déchets sans permis (Art.4).	(Yukon Government, 2003b)
NT*	1992	Mackenzie Valley Federal Areas Waters Regulations (modifié en juin 2016 et révisé en octobre 2018)		X		- Désignation des zones de gestion de l'eau (Art.3 et Annexe I). - Désignation des cas autorisés pour l'utilisation de l'eau et le rejet des déchets sans permis (Art.5).	(Government of Canada, 1992)

Tableau A-3 Lois, règlements et recommandations encadrant la protection des eaux de surface sur le plan fédéral (Canada) (suite).

Organismes/ Territoire fédéral	Année	Loi/ règlement /Recommandation/ guide	L ¹	R ²	RC ³	Objectifs et obligations	Références
YT*	2003	Waters Act	X			- Interdiction de rejeter des déchets dans des zones de gestion des eaux (Art. 7). - Désignation d'un Office des eaux du Yukon pour contrôler l'exploitation de l'eau et assurer sa conservation (Art.8 et Art. 10).	(Yukon Government, 2003a)
	2003	Waters Regulation (révisé en 2014)		X		- Désignation des zones de gestion des eaux (Art.2 et Annexe1). - Désignation des cas autorisés pour l'utilisation de l'eau et le rejet des déchets sans permis (Art.4).	(Yukon Government, 2003b)
NT*	1992	Mackenzie Valley Federal Areas Waters Regulations (modifié en juin 2016 et révisé en octobre 2018)		X		- Désignation des zones de gestion de l'eau (Art.3 et Annexe I). - Désignation des cas autorisés pour l'utilisation de l'eau et le rejet des déchets sans permis (Art.5).	(Government of Canada, 1992)
	1998	Mackenzie Valley Resource Management Act (révisé en décembre 2017)	X			- Désignation d'un Office gwich'in des terres et des eaux, Office des terres et des eaux du Sahtu et l'Office des terres et des eaux du Sahtu. Le rôle de ces deux Offices consiste à contrôler l'exploitation de l'eau, assurer sa conservation et examiner le rejet des déchets dans les zones de gestion (Art.54, Art.56, Art.57 et Art.58). - Droit des autochtones à l'utilisation de l'eau.	(Government of Canada, 1998)

¹Loi / ²Règlements / ³Recommandations

NU: Nunavut/ YT: Yukon/ NT: Territoires du Nord-Ouest

Tableau A- 4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces.

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
Nouvelle-Zélande (<i>Public Health Grading</i> (PHG))	Qualitative	La Nouvelle-Zélande a publié en 1993 un programme nommé « <i>Public Health Grading</i> , PHG » qui permet d'évaluer la qualité de l'eau distribuée à la population en réalisant : (1) l'évaluation du niveau de contamination à la source, (2) l'étude de la capacité de l'usine de production d'eau potable à traiter les contaminants, et (3) l'estimation du potentiel de contamination de l'eau distribuée. Ensuite, il est exigé de publier une déclaration publique au sujet des mesures qui pourraient être prises pour assurer une production sûre de l'eau potable. Conformément au PHG, l'évaluation du niveau de qualité de l'eau de source se fait en estimant le degré de risque que représentent les sources de contamination humaine, animale et chimique. Cette évaluation doit être menée en attribuant à chaque type d'activité l'une des catégories suivantes : menace connue, possible, peu probable ou très peu probable.	- La méthodologie requise pour déterminer le niveau du risque de contamination de la source est subjective. Elle est basée sur des données qualitatives visant l'évaluation du degré de contamination par des sources humaines, animales, chimiques et celles causées par les cyanobactéries. Le niveau de contamination par <i>E. coli</i> est exceptionnellement évalué sur la base des analyses réalisées sur une période de 12 mois. - Cette approche est basée sur un inventaire général des différentes activités anthropiques qui peuvent affecter la qualité des eaux de source. Le niveau de risque est déterminé principalement en fonction du type de ces activités. La charge des contaminants et leurs fréquences de rejet ne sont pas prises en compte dans cette démarche, ce qui pourrait surestimer, ou sous-estimer, le niveau de risque.	(Ministry of Health (MOH), 2003)

Tableau A-4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces (suite).

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
Nouvelle-Zélande (Water Safety Plan (WSP))	Qualitative	L'approche proposée dans ce guide pour déterminer le niveau de risque associé aux menaces consiste à délimiter d'abord trois zones de protection de la source : SPZI, SPZII et SPZIII. Aucune méthodologie particulière n'est définie pour délimiter ces zones de protection, toutefois, il est suggéré de se référer aux méthodes appliquées aux États-Unis et au Royaume-Uni. Par la suite, un recensement des sources possibles de contaminations dans ces zones de protection est à réaliser pour identifier leurs niveaux de risque sur la base d'un tableau de référence résumant les dangers possibles de chaque menace. Dans ce même tableau, une liste de mesures préventives et d'actions correctives sont énumérées pour chacune des sources de contamination pourraient être utilisée pour préparer un plan d'action.	- Le niveau de risque est déterminé en identifiant la présence ou l'absence d'une activité anthropique spécifique et le type de contaminants qui pourraient être libérés sans pour autant collecter des données quantitatives (charge de contaminants, intensité et fréquence de libération des contaminants). Cette méthodologie est donc basée sur un jugement subjectif, de sorte que le niveau de risque qui en résulte présente un degré élevé d'incertitude.	(Ministry Of Health (MOH), 2014)

Tableau A-4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces (suite).

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
État de Maine	Qualitative	Un groupe de travail spécialisé dans les eaux de surface (<i>Surface Water Work Group</i> , SWWG) a désigné les données particulières suivantes à envisager dans l'application de la méthode d'évaluation du niveau de susceptibilité de la zone d'étude aux menaces liées à la qualité de l'eau potable: (1) les caractéristiques physiques du bassin versant, (2) les analyses physico-chimiques de l'eau brute au niveau du site de prélèvement, (3) l'inventaire des contaminants potentiels susceptibles d'affecter la qualité de l'eau brute, (4) les données d'utilisation du sol au niveau de la zone du site de prélèvement, zone côtière et le bassin versant, et (5) toute autre information qui pourrait être utile pour évaluer la vulnérabilité du site de prélèvement. Le département de protection environnementale (<i>Department of Environmental Protection</i> , DEP) a établi une liste des sources de contamination potentielle à considérer dans l'étude de susceptibilité de la zone d'étude.	- La méthode proposée pour prioriser les risques est très subjective. Elle est basée sur des données qualitatives. Cette méthode ne prévoit pas la collecte des données indiquant la charge de contaminants microbiologique et/ ou chimique qui pourraient être libérés par des sources de pollution potentielles. - Les données sur la qualité des eaux de surface (caractérisation chimique) sont nécessaires pour assurer l'évaluation du niveau de susceptibilité global des zones (zone du site de prélèvement, zone riveraine et bassin versant). Cependant, il n'est pas proposé d'utiliser des données microbiologiques, ce qui peut conduire à une sous-estimation du niveau de susceptibilité du site d'étude.	(Maine Department of Human Services Drinking Water Program, 2000)

Tableau A-4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces (suite).

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
État de Maine (suite)	Qualitative	L'évaluation des menaces liées à ces sources de contamination est réalisée en incluant les risques actuels et futurs.	- L'évaluation du niveau de susceptibilité de la zone riveraine est uniquement basée sur sa possibilité d'érosion. Ce paramètre est insuffisant pour avoir une évaluation complète. Il manque l'identification des émissaires présentant une source de contamination ponctuelle pour le site de prélèvement. - L'évaluation du niveau de susceptibilité pour la zone du bassin versant est basée sur le calcul de pourcentage d'occupation du sol par des activités anthropiques et agricoles. Cette évaluation ne permet pas d'identifier le type d'activité qui présente le grand risque pour la qualité des sources d'eau. Par conséquent, il est présumé que l'élaboration des plans d'action pour la protection des sources est complexe.	(Maine Department of Human Services Drinking Water Program, 2000)

Tableau A-4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces (suite).

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
État de la Californie	Semi- quantitative	L'évaluation de la vulnérabilité des sites de prélèvement est réalisée selon quatre étapes principales : (1) délimitation des zones de protection, (2) inventaire des activités présentant une source possible de contamination, (3) analyse du niveau de vulnérabilité des sites de prélèvement aux contaminants et (4) mise en œuvre du programme d'évaluation de la vulnérabilité. Ces étapes sont suivies par la réalisation d'un programme de protection des sources.	- L'efficacité des barrières physiques à éliminer les contaminants est déterminée à la suite d'une évaluation qualitative. - L'estimation des volumes de contaminants microbiens libérés par les activités qui ont le potentiel de contaminer le site de prélèvement n'est pas requise comme pour le cas des contaminants chimiques. - Les données nécessaires à la réalisation de l'étude portent uniquement sur le type et la présence ou l'absence d'une activité susceptible de libérer des contaminants dans la zone de protection du site de prélèvement. - La détermination du potentiel de migration des contaminants vers le site de prélèvement est effectuée sur la base d'un jugement d'expert. Aucune méthode quantitative n'est proposée pour cette étape et l'hydrodynamique de la rivière n'est pas prise en compte.	(Division of Drinking Water and Environmental Management, 1999)

Tableau A-4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces (suite).

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
État de New York	Semi-quantitative	Les principales étapes requises pour réaliser ces études de vulnérabilité sont les suivantes : (1) délimiter les zones de protection des sites de prélèvement, (2) collecter des informations concernant les caractéristiques du site d'étude et l'occupation du sol, (3) réaliser un inventaire de toutes les activités anthropiques ayant un impact sur la source d'eau potable et (4) déterminer le niveau de sensibilité de la source d'eau potable en fonction du niveau de probabilité de contamination	- Le potentiel de risque de contamination de la source d'eau est déterminé indépendamment de l'évaluation de susceptibilité du site de prélèvement. - La méthodologie d'évaluation de l'étude de la vulnérabilité dans l'État de New York n'a pas été mise à jour depuis sa publication en 1999.	(New York State, 1999a)
Ontario	Semi-quantitative	Des règles techniques ont été amendées par le ministère de l'environnement et des changements climatiques en 2017 pour définir la méthode d'étude de la vulnérabilité et du risque.	- L'impact des risques associés aux activités de transport n'est pas inclus dans l'étude des menaces pour la qualité de l'eau potable (Prévost et al., 2011). - Les corridors de transport ne sont pas inclus dans la liste des menaces à évaluer.	(Drinking Water Source Protection Office, 2019; Government of Ontario, 2017)

Tableau A-4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces (suite).

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
Ontario (suite)	Semi-quantitative	Cette méthodologie comprend : (1) la caractérisation du bassin versant, (2) le bilan hydrique et l'évaluation du stress hydrique, (3) l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines, (4) la délimitation des zones vulnérables pour les sources d'eau souterraine et de surface, (5) la détermination des scores de vulnérabilité des eaux souterraine et de surface, (6) la détermination du niveau de risque, (7) l'identification des menaces affectant la qualité et la quantité des sources d'eau. L'évaluation de la vulnérabilité des sites de prélèvement en Ontario nécessite une étude des menaces associées à la qualité de l'eau (chimiques et microbiologiques), ainsi que la quantité d'eau disponible. Le risque est calculé en multipliant le score de vulnérabilité par le score de risque pour chaque menace présente dans les zones vulnérables des sites de prélèvement. L'identification du niveau de risque de chaque menace pourrait se faire à partir d'un tableau contenant une liste de circonstances des menaces pour l'eau potable. Ce niveau de risque peut être élevé, moyen ou faible.	- La méthode d'évaluation du potentiel de risque associé aux terrains agricoles et la densité du bétail est considérée comme très limitée, car elle évalue le potentiel de risque associé aux nutriments (phosphore et azote) uniquement. Pour que cette méthode soit complète, elle doit inclure une deuxième partie qui évalue le potentiel de risque associé aux contaminants microbiens générés par les terres cultivées et la densité du bétail. Ensuite, un niveau de potentiel de risque global incluant les risques chimiques et microbiens doit être calculé. - La capacité de l'usine de traitement d'eau potable à éliminer les contaminants chimiques et microbiologiques issus des menaces n'est pas prise en compte dans l'évaluation du potentiel de risque. - L'effet cumulatif des différentes sources de contamination n'est pas pris en compte. - Les événements d'eutrophisation ne sont pas directement inclus dans l'évaluation du potentiel de risque.	(Drinking Water Source Protection Office, 2019; Government of Ontario, 2017)

Tableau A-4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces (suite).

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
Alberta	Qualitative	La gestion des risques de la source jusqu'au système de distribution est accomplie par l'application d'un plan de sécurité de l'eau potable ⁷ (DWSP). L'approche de la gestion des risques est basée sur un système de matrice. Cette dernière exige l'évaluation de la probabilité et des conséquences d'un risque afin de définir le niveau de risque à atténuer. Une valeur sur une échelle de 0 à 16 est attribuée pour définir la probabilité. Elle reflète la fréquence à laquelle un événement est susceptible de se produire. De même, la conséquence, qui mesure la gravité de l'événement susceptible de se produire, est évaluée à l'aide d'une échelle de valeurs allant de 0 à 16.	- L'approche utilisée pour évaluer le niveau du potentiel de risque est subjective. Elle est basée sur une matrice de risque. Cette dernière permet d'évaluer le niveau de probabilité et de conséquence d'un événement sur une échelle de 0 à 16. Le score à attribuer est défini d'une manière subjective. Il n'est pas basé sur des données quantitatives. - Il n'y a pas l'obligation de délimiter des zones de protection pour le site de prélèvement à étudier. - La qualité de l'eau brute n'est pas utilisée pour évaluer le niveau de vulnérabilité intrinsèque du site de prélèvement. - L'effet cumulatif des sources de contamination n'est pas pris en compte dans l'évaluation du niveau de risque.	(Alberta Environment and parks, 2015a)

⁷ *Drinking Water Safety Plan* (DWSP)

Tableau A-4 Limites de diverses approches réglementaires visant à évaluer la vulnérabilité des sources d'eau et les risques associés aux menaces (suite).

Pays/ Province	Type de l'approche	Description de l'approche	Limites des approches réglementaires	Références
Alberta (suite)	Qualitative	Les risques à prendre en compte dans cette approche sont les risques induisant une contamination microbienne et chimique. Outre la qualité de l'eau, la probabilité et la conséquence d'un risque de pénurie d'eau sont incluses dans cette étude. De même, à l'aide d'une matrice de risque, le niveau de risque associé au système de traitement, au système de distribution et à la santé de la population est évalué. Des plans d'action à court et moyen terme doivent être mis en œuvre pour toutes les activités présentant un risque élevé. Ensuite, des plans d'action permanents doivent être mis en place pour limiter entièrement le risque.		(Alberta Environment and parks, 2015a)

ANNEXE B APPROCHE DÉTERMINISTE D'ÉVALUATION DES RISQUES

Tableau B- 1 Méthodes de développement des indices de risque en termes de protection des eaux de surface.

Référence	Site d'étude et ses caractéristiques	Description de la méthodologie
(Alavipoor et al., 2016)	Des régions des provinces de Téhéran, Semnan, Mazandaran, Qom et Alborz en Iran - Superficie du BV de la rivière Téhéran : 2 250 km ²	- Évaluation des risques de contamination des ressources en eau en utilisant un modèle Fuzzy - WRASTIC. - L'utilisation d'un système d'information géographique pour combiner des couches de données permettant la modélisation des risques de pollution des ressources en eau. - La détermination de la sensibilité des ressources en eau à la contamination est effectuée en se basant sur le débit de la rivière et l'indice WRASTIC^(a). - Les données utilisées pour le développement des indices Fuzzy-WRASTIC sont associées aux sources de pollutions suivantes : eaux usées humaines (industrielle) et animales (production animale), activités récréatives et de loisir, activités agricoles, activités industrielles, activités routières (transport) et la densité de végétation. La superficie des sous-bassins versants est une variable importante a été intégrée dans le développement de l'indice. - La validation de l'indice est effectuée en utilisant des données d'analyses du nitrate, des coliformes fécaux et des coliformes totaux. - Les résultats du niveau de risque de contamination des eaux de surface sont présentés sur une carte sous forme de quatre catégories : faible, moyen, élevé et très élevé.

Tableau B-1 Méthodes de développement des indices de risque en termes de protection des eaux de surface (suite).

Référence	Site d'étude et ses caractéristiques	Description de la méthodologie
(Yao, Li, et al., 2015)	BV de Taihu, en Chine - Région frontalière multiprovinciale - Superficie du BV : 7712 km ² - 73 décharges décentralisées et 2000 sites industriels - 31 sites de surveillance de la qualité de l'eau de cette région ont montré que toutes les analyses dépassent les normes nationales de qualité de l'eau	- Les sources de pollution de l'eau de surface sont regroupées en 5 classes : entreprises de production (PEN), sites de stockage de produits chimiques, les sites d'élimination des déchets (WDS), les sources non ponctuelles (NPS) et les transports par voie navigable (WTS). - L'attribution des attributs pour chaque type de source est effectuée. Ces attributs reflètent le niveau de risque qui le présente chaque source de pollution. - La normalisation des attributs est réalisée pour qu'ils soient entre 0 et 1 pour toutes les sources de contamination. Cette étape est effectuée selon le jugement des experts. - L'attribution des poids pour chaque attribut est assurée en utilisant la méthode de flou « Fuzzy ». - Le calcul des indices de risques est effectué pour les sources de pollution. - La sélection des sources de risques majeurs est précisée en se basant sur les résultats de scores d'indices de risque. - 3 facteurs ont été pris en considération lors du développement de cette méthode d'évaluation du risque : source du risque, capacité de l'environnement à purifier les contaminants et la vulnérabilité de la source.
(Rebelo et al., 2014)	Étude de cas : Algarve en Portugal	- Développement d'un modèle conceptuel pour l'évaluation des risques de contamination des ressources en eau. Ce modèle est basé sur une analyse multicritère. Il est intitulé : <i>Modèle d'évaluation des risques pour les ressources en eau</i> (RAMWR)^(b) - Identification des sources de risque libérant des substances dangereuses. - Quantification des substances dangereuses : charge quotidienne moyenne et la capacité de stockage maximale. - Évaluation de la possibilité d'une contamination des eaux de surface et souterraines, en cas d'accident, en tenant compte la vulnérabilité intrinsèque des ressources en eau. - L'utilisation des matrices de risques pour évaluer le niveau de risque des sources de pollution.

Tableau B-1 Méthodes de développement des indices de risque en termes de protection des eaux de surface (suite).

Référence	Site d'étude et ses caractéristiques	Description de la méthodologie
(Rebelo et al., 2014) (suite)	Étude de cas : Algarve en Portugal	- L'attribution des valeurs de risque pour les sources de pollution en se basant sur des paramètres et des facteurs définissant le niveau de risque (type de substance dangereuse, présence de barrière de sécurité, quantité des matières dangereuses...) - La pondération de plusieurs critères est effectuée pour calculer le score de risque total en effectuant une somme pondérée linéaire.
(Xiong et al., 2012)	- Guanzhong – Tianshui en Chine - Cette région est caractérisée par un manque en eau remarquable ce qui a fait affecter la qualité de vie de la population.	- Développement d'un indice permettant l'évaluation du risque de pénurie d'eau en utilisant un modèle « état-pression-réponse ». - Les catégories de données utilisées sont comme suit : • État : (1) des données présentant l'état naturel de la région et (2) des données présentant la densité de la population, l'urbanisation et le produit intérieur brut (PIB). • Pression : (1) des données présentant les contraintes et l'efficacité technique, (2) des données qui traduisent la pression de développement économique, (3) des données permettant l'évaluation de la pression de la pollution de l'eau. • Réponse : les données présentant l'ajustement de pression effectué et la situation de gestion des ressources en eau. - Les données collectées ont permis le développement de 33 indices primaires. - En raison du nombre volumineux des indices, un système de criblage a été développé. - Une méthode combinée est utilisée pour ce faire : • Méthode subjective : elle est basée sur des questionnaires et des entrevues avec des experts; • Méthode objective : elle est basée sur des analyses statistiques « <i>cluster analysis, principal component analysis, grey correlation analysis, correlation analysis and so on</i> ».

Tableau B-1 Méthodes de développement des indices de risque en termes de protection des eaux de surface (suite).

Référence	Site d'étude et ses caractéristiques	Description de la méthodologie
(Roozbahani et al., 2012)	- Ville d'Urmia en Iran - - Population : 577 307 habitants - Superficie : 5 250 km² - Précipitations abondantes à la fin d'automne, en hiver et principalement au printemps	- Développement d'une méthode d'évaluation intégrée des risques liés aux systèmes d'approvisionnement en eau dans un milieu urbain. Cette méthode est basée sur la logique de floue «Fuzzy ». La méthode est nommée IFHRA-WSS (<i>integrated fuzzy hierarchical risk assessment model for water supply systems</i>) - L'évaluation du risque intégré est effectuée en fonction de la probabilité du danger, les conséquences du danger et la vulnérabilité de la composante étudiée. - Identification des événements dangereux qui pourraient affecter les différentes parties du système. Les événements pris en considération dans cette étude sont : les événements naturels, les dangers d'origine humaine et les risques opérationnels. - Estimation de la probabilité du danger et ses conséquences. - Calcul de la conséquence globale de chaque source de pollution dans chaque partie du système. - Évaluation de la vulnérabilité de chaque sous-système. - Combinaison des résultats d'évaluation de la probabilité, les conséquences et la vulnérabilité afin d'estimer le niveau de risque dans le système.

Tableau B-1 Méthodes de développement des indices de risque en termes de protection des eaux de surface (suite).

Référence	Site d'étude et ses caractéristiques	Description de la méthodologie
(Foster et al., 2000)	Le site d'étude est localisé en Bretagne	- Identification des dangers - Estimation du risque - Évaluation des risques est effectuée en utilisant les données collectées sous forme de couches de données sur le système d'information géographique (SIG). Plusieurs fonctions du SIG ont été utilisées pour assurer l'analyse : l'interpolation et la combinaison des attributs associés aux couches de données. - Un indice de potentiel de ruissellement (RPI)^(c) est calculé en utilisant le SIG afin d'évaluer le potentiel de risque de la pollution diffuse. - L'utilisation d'un SIG afin d'effectuer une évaluation probabiliste d'un déversement qui pourrait être survenu dans la région d'étude. - La validation de la méthode d'évaluation de risque en utilisant un SIG est effectuée en se basant sur des données de qualité d'eau brute. Ces données présentent les analyses effectuées dans des points stratégiques du bassin versant.

^(a)**WRASTIC**= **W** : rejets des eaux usées, **R** : impacts des terrains utilisés pour des fins récréatives, **A** : impacts des terrains utilisés pour des fins agricoles, **S** : la taille du bassin versant, **T** : transport, **I** : impacts des terrains utilisés pour des fins industrielles, et **C** quantité de couverts végétaux.

^(b)*Risk Assessment Model for Water Resources*

^(c)*Runoff Potential Index*

Tableau B- 2 Études scientifiques effectuées sur les risques associés aux activités anthropiques et aux événements potentiels.

Menace étudiée	Auteurs et année	Objectif de l'étude	Méthode utilisée	Site d'étude
Débordement des ouvrages de surverses	(Madoux-Humery, 2015; Madoux-Humery et al., 2013, 2016; Madoux-Humery et al., 2015)	- Caractériser les concentrations et les charges de contaminants (<i>E. coli</i>, matières en suspension et en produits pharmaceutiques et de soins personnels) associées aux débordements des égouts unitaires. - Étudier la variabilité intra-événement et saisonnière des concentrations de contaminants. - Évaluer l'impact des eaux de débordement sur la qualité microbiologique des eaux de surface et des eaux de prélèvement.	- Analyse de la qualité des eaux usées échantillonnées au niveau des structures de débordement. - Analyse des eaux échantillonnées dans des sections transversales de la rivière et aux prises d'eau potable situées en aval des débordements.	Une rivière située dans la grande région de Montréal, Québec (Canada)
	(Taghipour, 2019c; M. Taghipour, A. Shakibaeinia, et al., 2019; M. Taghipour, S. Tolouei, et al., 2019)	Évaluer les impacts microbiologiques des eaux de débordement sur la qualité des eaux de prélèvement en termes de risque sanitaire.	- Développer un modèle hydrodynamique et un modèle de qualité de l'eau pour étudier le devenir et le transport des contaminants microbiens. - Développer un modèle d'analyse quantitative du risque microbien.	Une rivière située le long de la frontière provinciale entre le Québec et l'Ontario (Canada)
	(Isabelle Jalliffier-Verne, 2015; I. Jalliffier-Verne et al., 2016)	Étudier les événements de contamination des sites de prélèvement par <i>E. coli</i> issus des eaux de débordements d'égouts combinés.	Développer un modèle de transport-dispersion des contaminants pour étudier les phénomènes d'accumulation des panaches de contaminants au niveau du site de prélèvement.	Une rivière située dans le sud du Québec dans la région métropolitaine (Canada)

Tableau B-2 Études scientifiques effectuées sur les risques associés aux activités anthropiques et aux événements potentiels (suite).

Menace étudiée	Auteurs et année	Objectif de l'étude	Méthode utilisée	Site d'étude
Réseaux d'égout et stations de récupération des eaux usées	(Al Aukidy et al., 2017)	Étudier l'impact du débordement d'égout unitaire et des effluents des stations de récupération des eaux usées sur le plan d'eau récepteur. -Estimer la contribution de chaque source de contamination à la charge hydraulique et polluante rejetée dans le plan d'eau récepteur.	Analyse par culture des contaminants microbiens rejetés par les émissaires d'ouvrages de surverses et les effluents des stations de récupération des eaux usées.	Eau de surface située au nord-est de l'Italie
Effluents des stations de récupération des ressources en eau	(J. B. Burnet et al., 2019)	Étudier la relation entre les pics de contamination microbienne dans un site de prélèvement et les eaux de dérivation provenant des installations de récupération des eaux usées à son amont.	Étude basée sur des données de surveillance en ligne en temps quasi réel de l'activité β -D-glucuronidase (GLUC) avec l'instrument ColiMinder, ainsi que sur le dénombrement par culture d' <i>E. coli</i> cultivables.	Une rivière située dans le sud-ouest du Québec, dans la région métropolitaine de Montréal (Canada)
	(Ouattara et al., 2014)	Étudier la qualité microbiologique d'une rivière urbaine polluée par les eaux usées.	Étude basée sur des analyses d' <i>E. coli</i> et d'entérocoques intestinaux effectuées pour des échantillons d'effluents de stations de récupération des eaux usées et des eaux de surface.	Une rivière à Bruxelles (Belgique)
Fosses septiques	(Brewton et al., 2022)	Identifier les sources de pollution des eaux souterraines et de surface et déterminer les liens avec des nutriments et des bactéries provenant des systèmes septiques.	Étude basée sur des analyses de la qualité de l'eau. Les analyses effectuées concernent : des nutriments, des indicateurs microbiens, des marqueurs moléculaires, des traceurs chimiques, des matières organiques particulières, etc.	Une rivière au Mexique

Tableau B-2 Études scientifiques effectuées sur les risques associés aux activités anthropiques et aux événements potentiels (suite).

Menace étudiée	Auteurs et année	Objectif de l'étude	Méthode utilisée	Site d'étude
Activités agricoles	(Lalancette et al., 2012)	Estimer les niveaux d'oocytes de <i>Cryptosporidium</i> totaux et infectieux issus d'un sous-bassin versant rural.	Étude basée sur des analyses d'échantillons de fèces fraîches de vaches.	Un bassin versant à l'est du Canada
	(Haack et al., 2016)	Étudier la contamination des cours d'eau par des agents pathogènes zoonotiques provenant de l'agriculture animale.	Étude basée sur des analyses d'échantillons de déjections animales, d'eau de surface et de sédiments.	Des bassins versants aux États-Unis
	(Jaffrezic et al., 2011)	Étudier la contamination fécale des eaux de surface par les eaux de ruissellement issues des sols amendés avec du fumier animal.	Étude basée sur des analyses effectuées pour des eaux de ruissellement générées par un stimulateur artificiel de pluie.	Bretagne
Déversements des hydrocarbures	(Ifelebuegu et al., 2017)	Étudier les impacts du pétrole brut déversé sur les propriétés physicochimiques, microbiennes et hydrobiologiques d'une rivière.	Étude basée sur des analyses effectuées pour les échantillons d'eau de la rivière : la température, le pH, la salinité, la turbidité, les matières en suspensions, les métaux lourds, les BTEX, les HAP, les teneurs microbiennes et planctoniques.	Rivière Nun au Nigeria
	(Bi et al., 2012)	Évaluer les risques d'accident de déversements d'hydrocarbures.	Étude basée sur des simulations numériques des contaminants microbiens pétroliers dans le scénario de déversement sur un fluide quasi statique. Ces simulations sont obtenues ont faisant le couplage d'un modèle hydrodynamique avec un modèle de déversement des hydrocarbures.	Chine

ANNEXE C SUPPLEMENTARY MATERIALS: RISK ASSESSMENT OF DRINKING WATER INTAKE CONTAMINATION FROM AGRICULTURAL ACTIVITIES USING A BAYESIAN NETWORK

Text C-1 Protection zone delineation

We reviewed the previous scientific literature on protection zones delineation studies, and we found that few studies have been conducted to determine effective delineation methods for surface water (Brenčič et al., 2009; Gül et al., 2016) versus groundwater (Ceric et al., 2005; Gul et al., 2010; Saidi et al., 2017; Stauffer et al., 2005). Nonetheless, various regulatory methods for delineating surface water protection areas are established in Canada and United States (Agency of Natural Resources, 1992; Buckeye Water District et al., 2012; Government of California, 1999a; Government of Massachusetts, 2016; Government of Ontario, 2017; Government of Quebec, 2014; Maine Department of Human Services Drinking Water Program, 2000; Ministry of Healthy Living and Sport, 2010a; New York State, 1999a; Nova Scotia Environment, 2004; The Ohio Environmental Protection Agency, 1999; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1997). These methods can be classified into four groups of approaches: (1) fixed distance approach, (2) time of travel (TOT) approach, (3) hydrologic modeling approach, and (4) expert judgment approach. In some cases, the delineation of protection areas is done by combining two approaches, and generally, expert judgment is required to apply all other approaches.

The fixed distance approach is the simplest, easiest to apply, and least expensive, but in some cases, it is ineffective and requires either an improvement in defining boundary distances or a combination with a second approach. This approach does not allow the inclusion of diffuse pollution sources.

The TOT approach involves determining the travel time of a contaminant to reach the drinking water intake (DWI). The factors that make the TOT vary are the streamflow, the location of the contaminant discharge point in relation to the DWI, and the type of contaminant. Indeed, different biochemical and physical processes (infiltration, adsorption, absorption, deposition of sediments, etc.) occur and make their characteristics vary during the transport of these contaminants.

Delineation of protection areas using the hydrologic modeling approach is considered very slow and expensive. This approach requires many data, expertise, and skills. Thus, the model used to model a specific study area cannot model other areas. Therefore, this approach requires a specific study for each study area, and a direct application of the same calibrated model will not be possible. For all these approaches, three protection zones are defined: immediate, intermediate, and outer zone.

Table C- 1 Conditional probability distribution. Conditional probability distribution associated with «Global risk level» node that is determined by combining parent nodes: the probability of hazard (PH), drinking water intake vulnerability level (DWIVL), and exposure (EXP). The sum of the probability distributions for each combination equals 100%.

PH	DWIVL	EXP	Low	Medium	High
No hazard	Low	Low	100	0	0
No hazard	Low	Medium	100	0	0
No hazard	Low	High	100	0	0
No hazard	Medium	Low	100	0	0
No hazard	Medium	Medium	100	0	0
No hazard	Medium	High	100	0	0
No hazard	High	Low	100	0	0
No hazard	High	Medium	100	0	0
No hazard	High	High	100	0	0
Low	Low	Low	100	0	0
Low	Low	Medium	96.958	3.042	0
Low	Low	High	83.92	16.08	0
Low	Medium	Low	96.951	3.049	0
Low	Medium	Medium	85.889	14.111	0
Low	Medium	High	71.599	28.401	0
Low	High	Low	83.892	16.108	0
Low	High	Medium	71.734	28.266	0
Low	High	High	57.528	42.472	0
Medium	Low	Low	10.69	89.31	0
Medium	Low	Medium	1.276	98.724	0
Medium	Low	High	0	99.844	0.156
Medium	Medium	Low	1.276	98.724	0
Medium	Medium	Medium	0	99.996	3.70e-3
Medium	Medium	High	0	94.944	5.056
Medium	High	Low	0	99.844	0.156
Medium	High	Medium	0	94.978	5.022
Medium	High	High	0	81.24	18.76
High	Low	Low	0	26.928	73.072
High	Low	Medium	0	17.194	82.806
High	Low	High	0	6.53	93.47
High	Medium	Low	0	17.204	82.796
High	Medium	Medium	0	7.667	92.333
High	Medium	High	0	0.635	99.365
High	High	Low	0	6.607	93.393
High	High	Medium	0	0.671	99.329
High	High	High	0	0	100

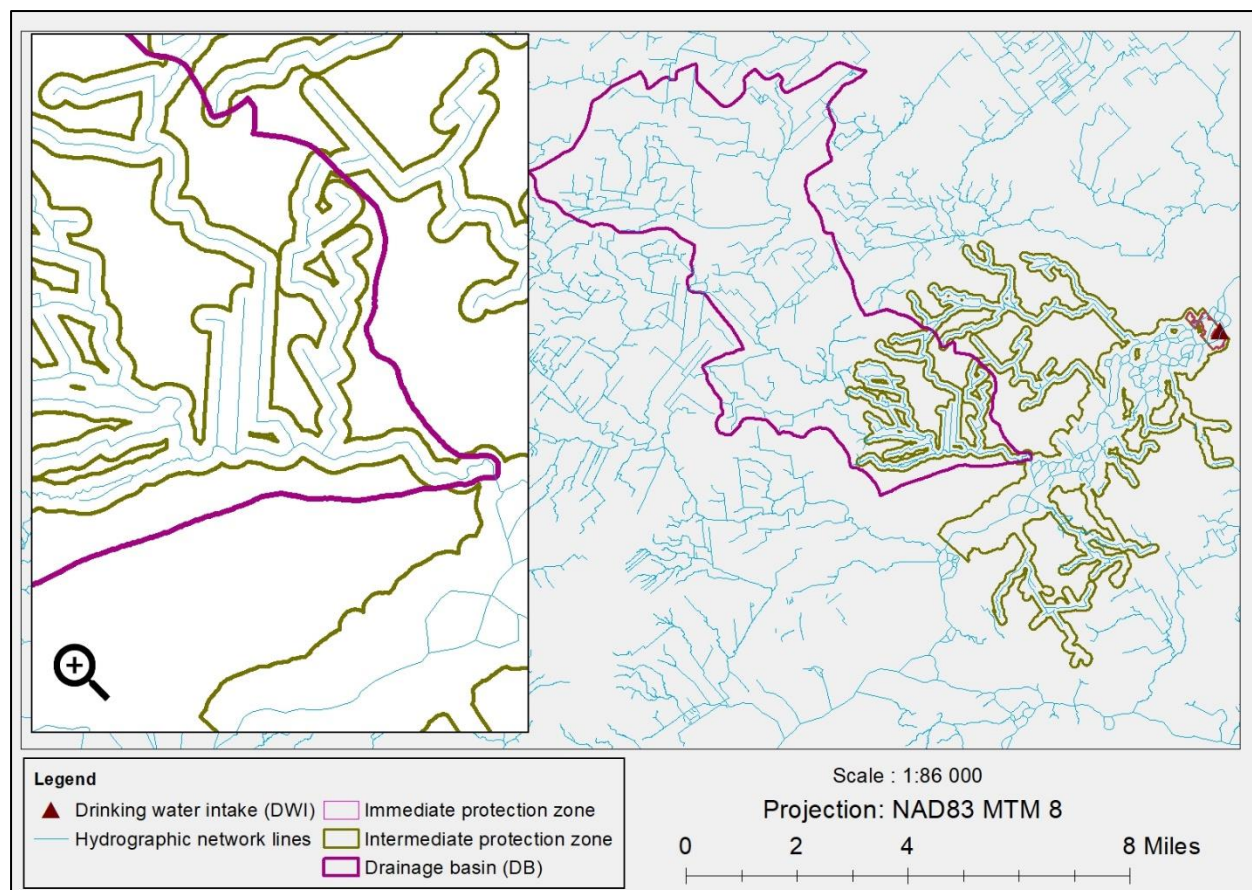


Figure C- 1 Example of drainage basin (DB) which have outlet located within the boundaries of intermediate protection zone of a drinking water intake.

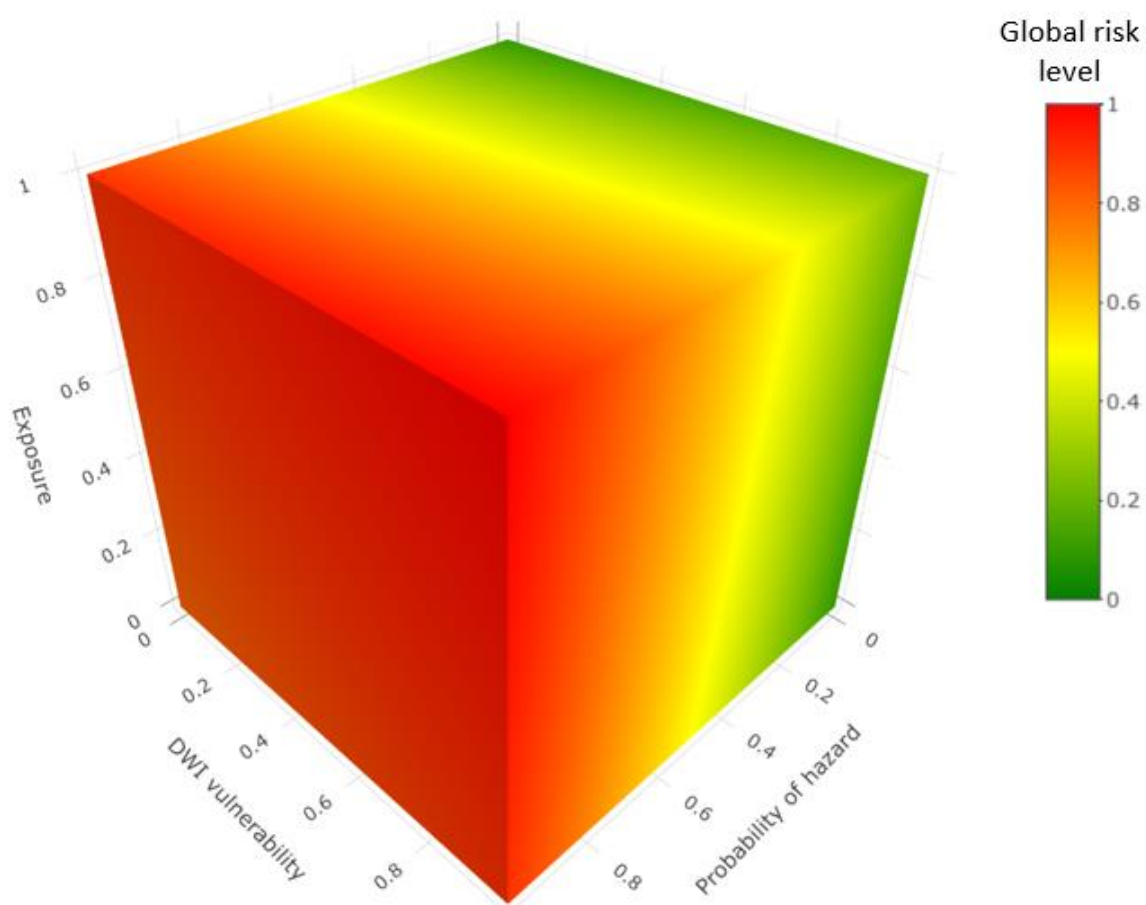


Figure C- 2 3D graph of global risk response under the combination of the probability of hazard, exposure, and drinking water intake (DWI) vulnerability level.

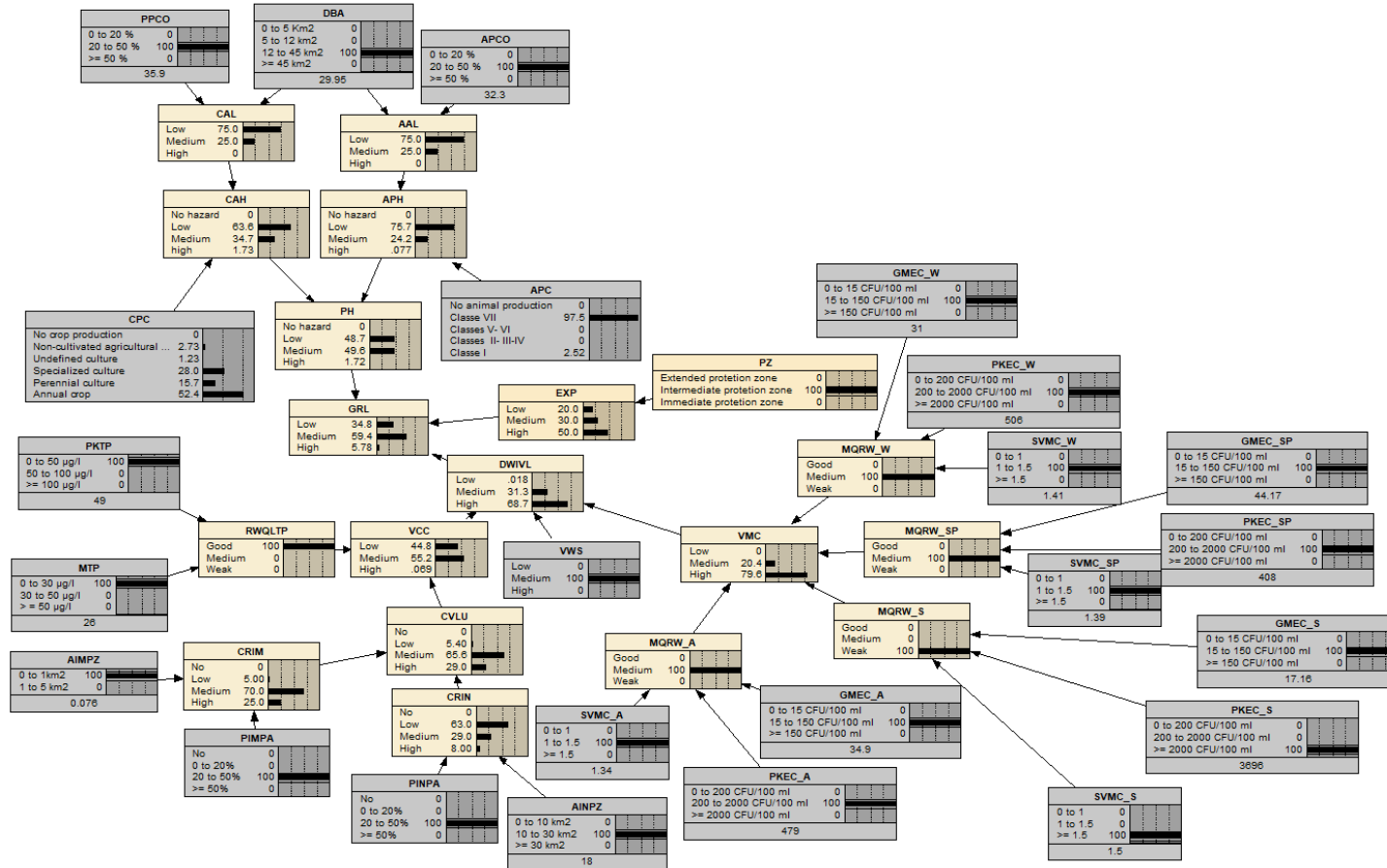


Figure C- 3 Detailed Bayesian network structure for assessing drinking water intake contamination risk from agricultural activities. The boxes of each node contain discretized status. The black bars show the probabilities associated with a given case. The parent nodes in gray are associated with input variables that define the properties of a specific drainage basin and variables related to a selected intake.

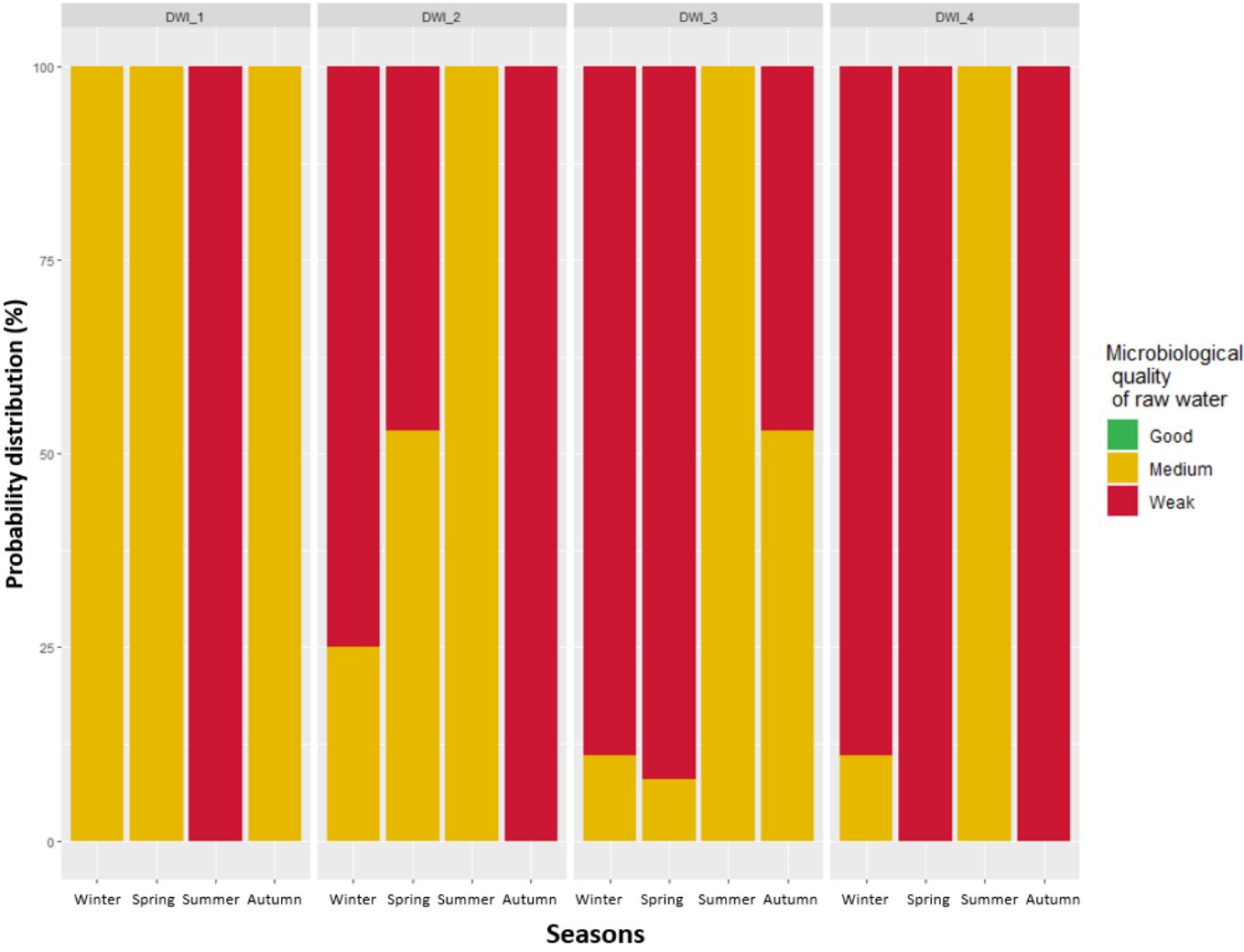


Figure C- 4 Results of BN submodel assessing the microbiological quality of raw water for all drinking water intakes (DWIs) overall seasons of the year.

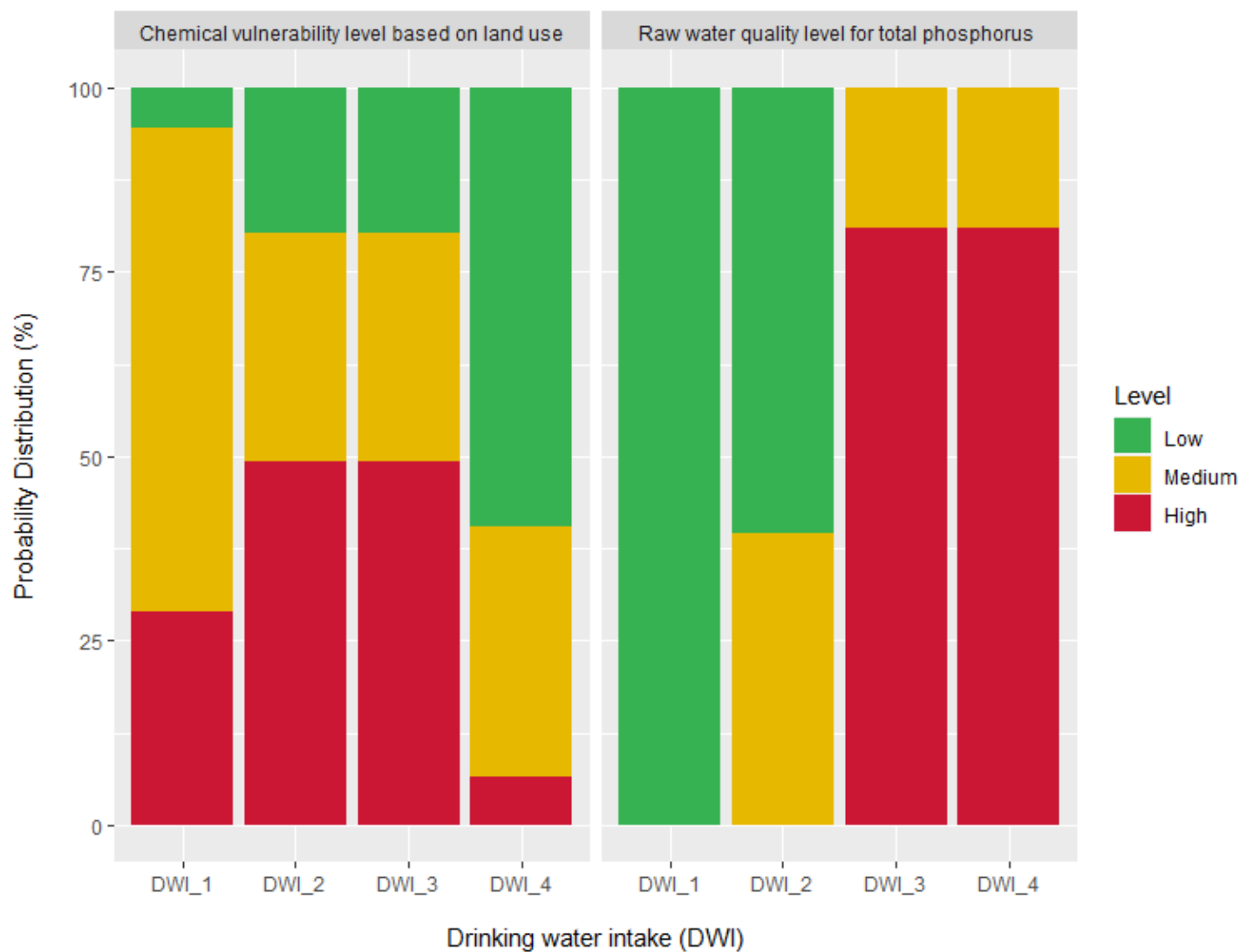


Figure C- 5 Results of BN submodel assessing raw water quality for total phosphorus and the chemical vulnerability level based on land use for all drinking water intakes (DWIs).

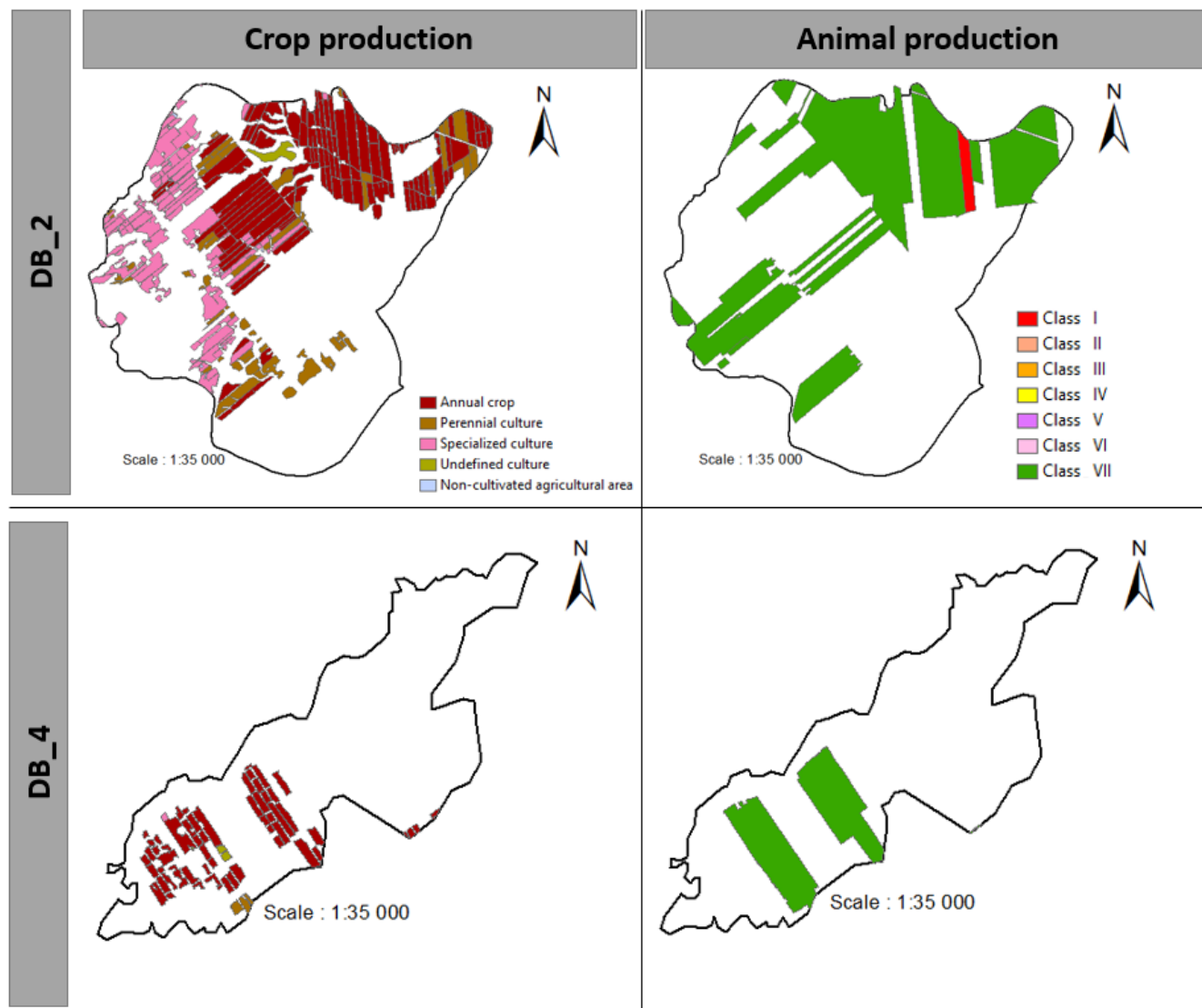


Figure C- 6 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_2 and DB_4), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

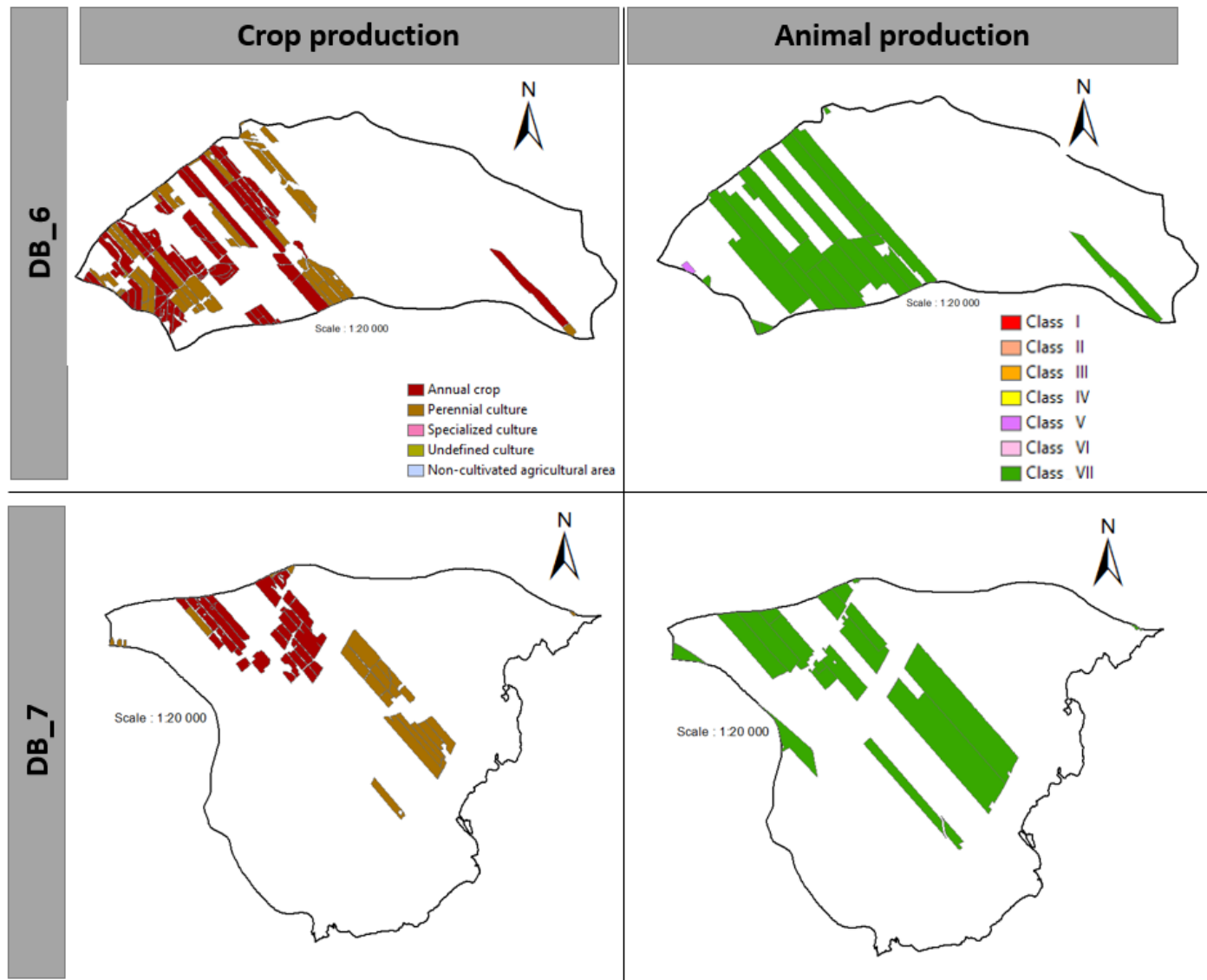


Figure C- 7 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_6 and DB_7), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

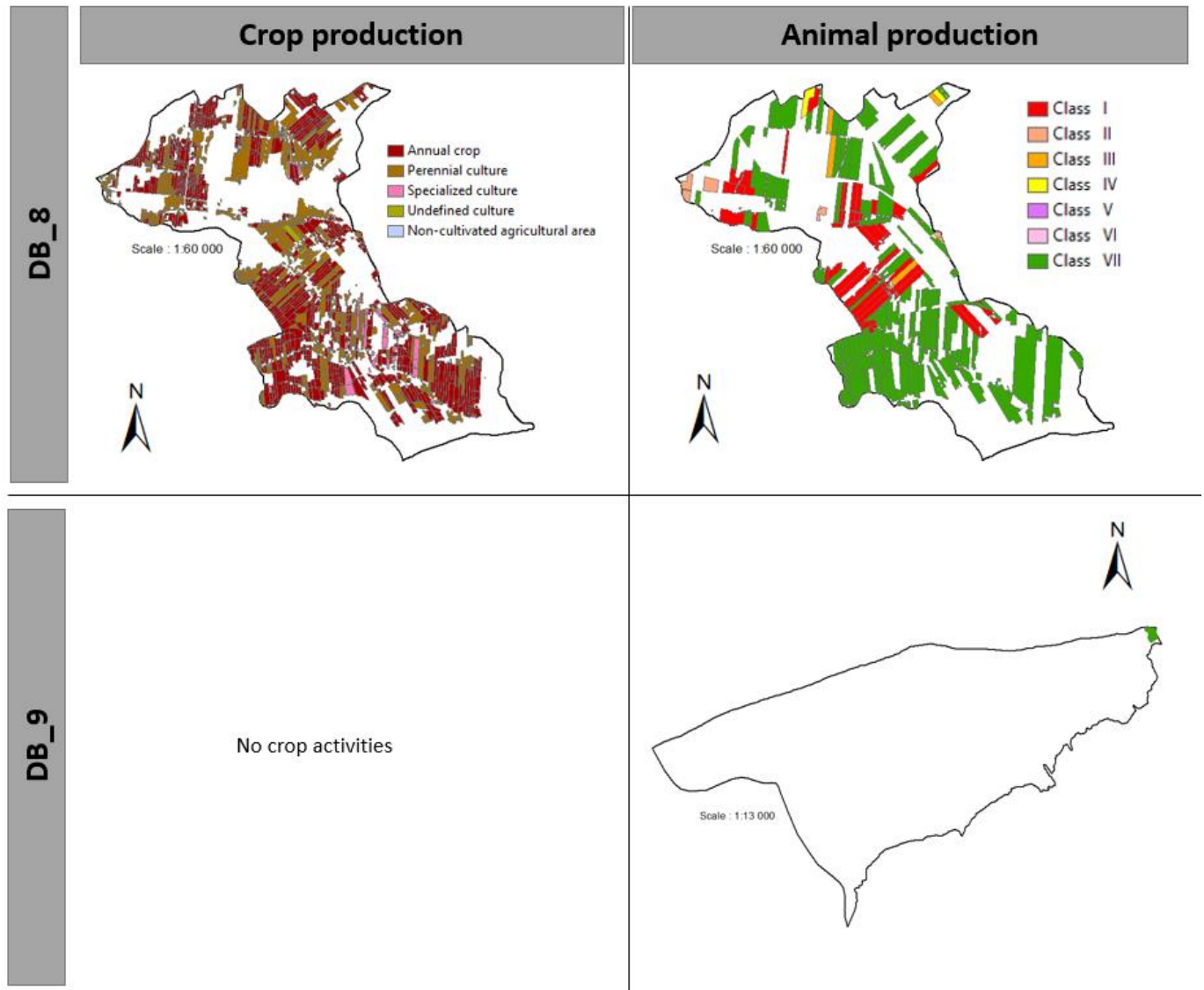


Figure C- 8 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_8 and DB_9), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

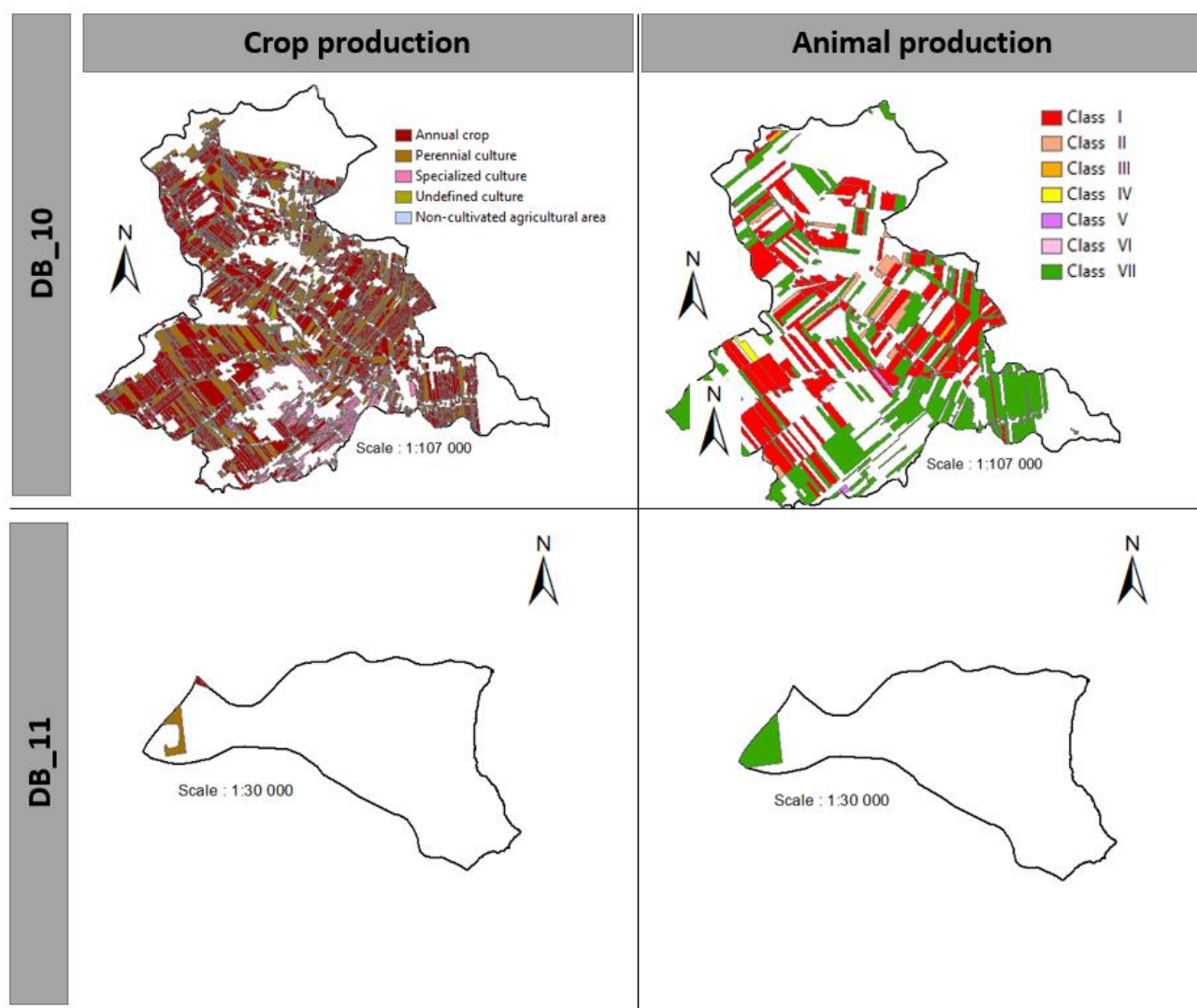


Figure C- 9 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_10 and DB_11), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

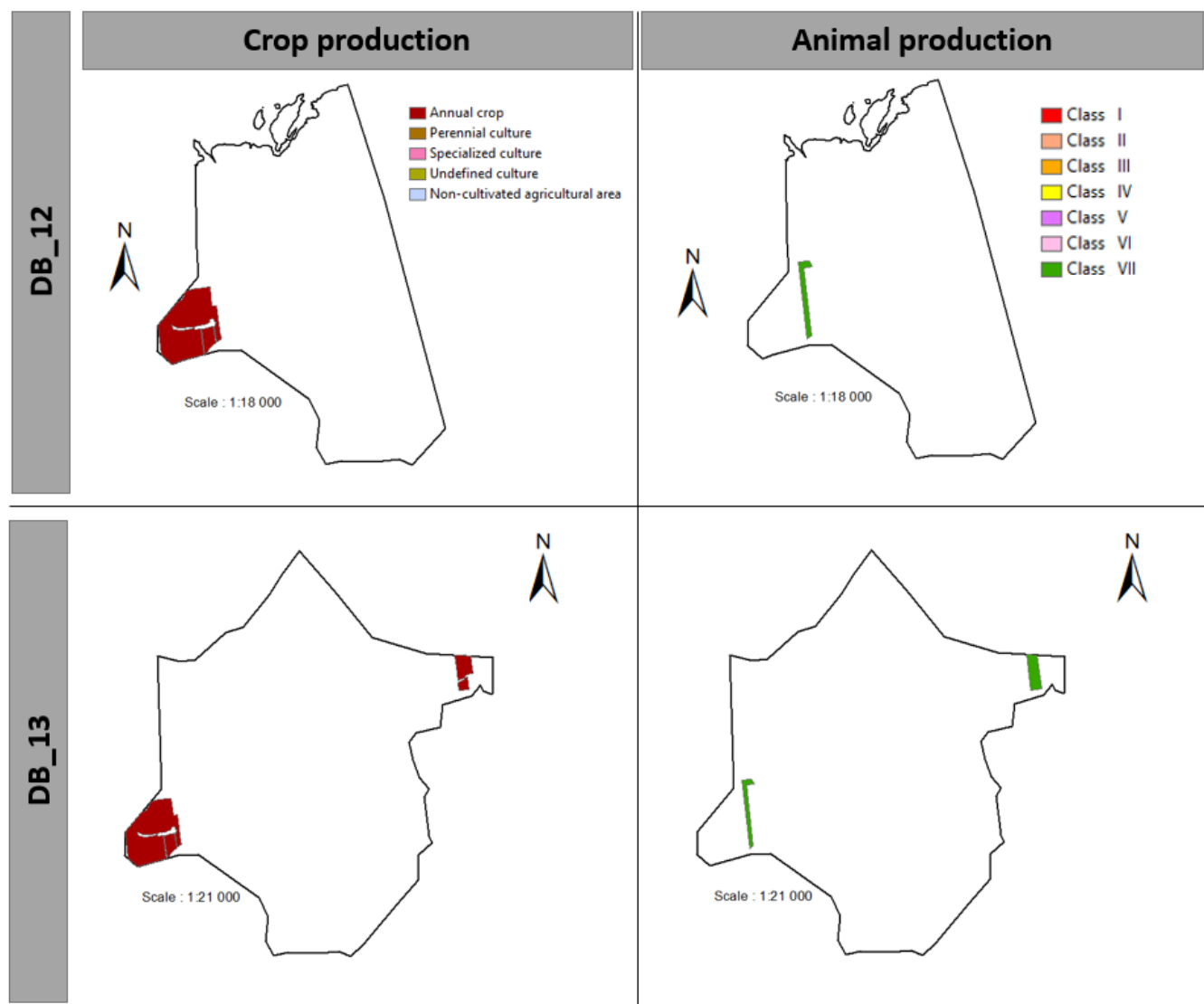


Figure C- 10 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_12 and DB_13), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

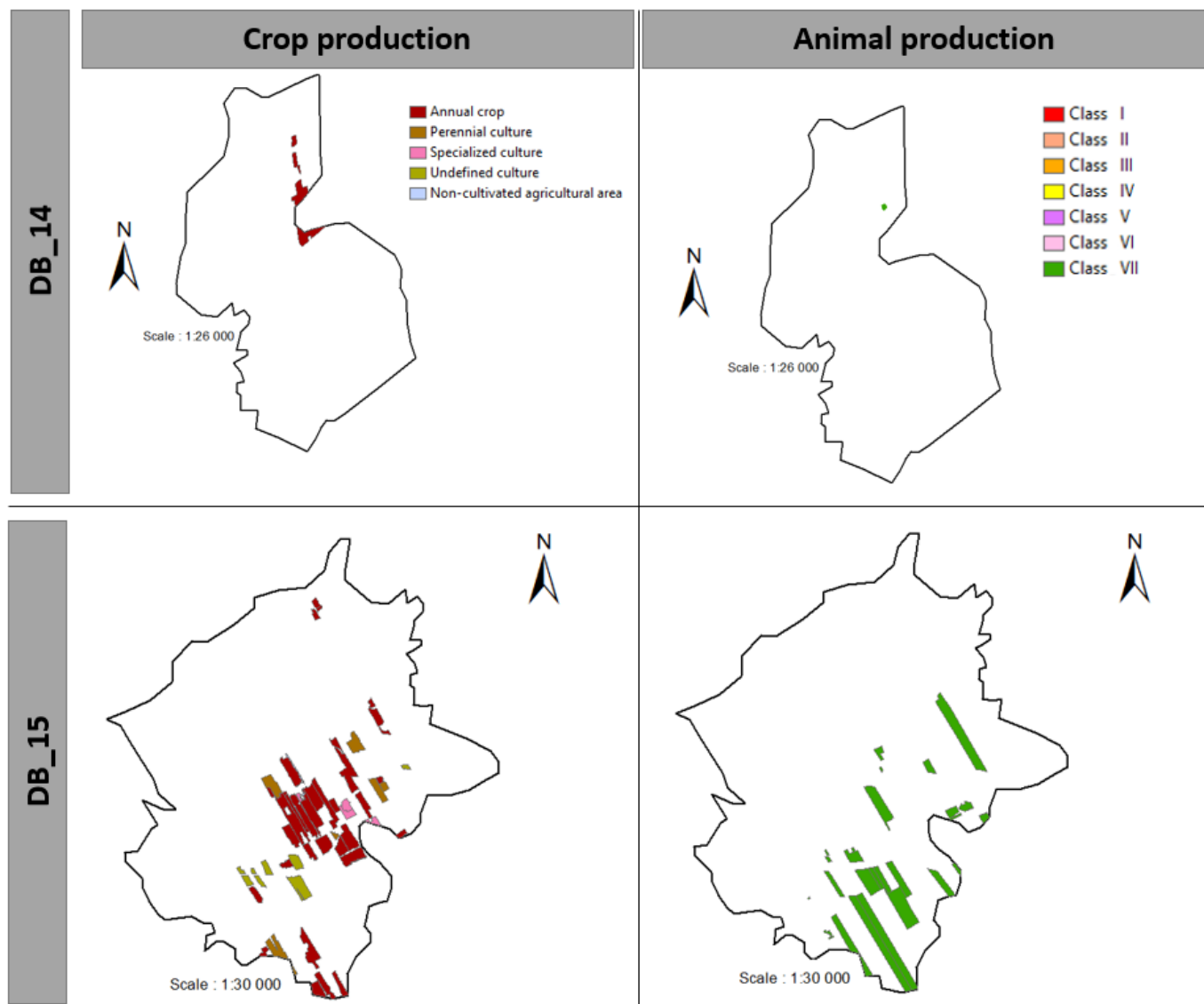


Figure C- 11 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_14 and DB_15), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

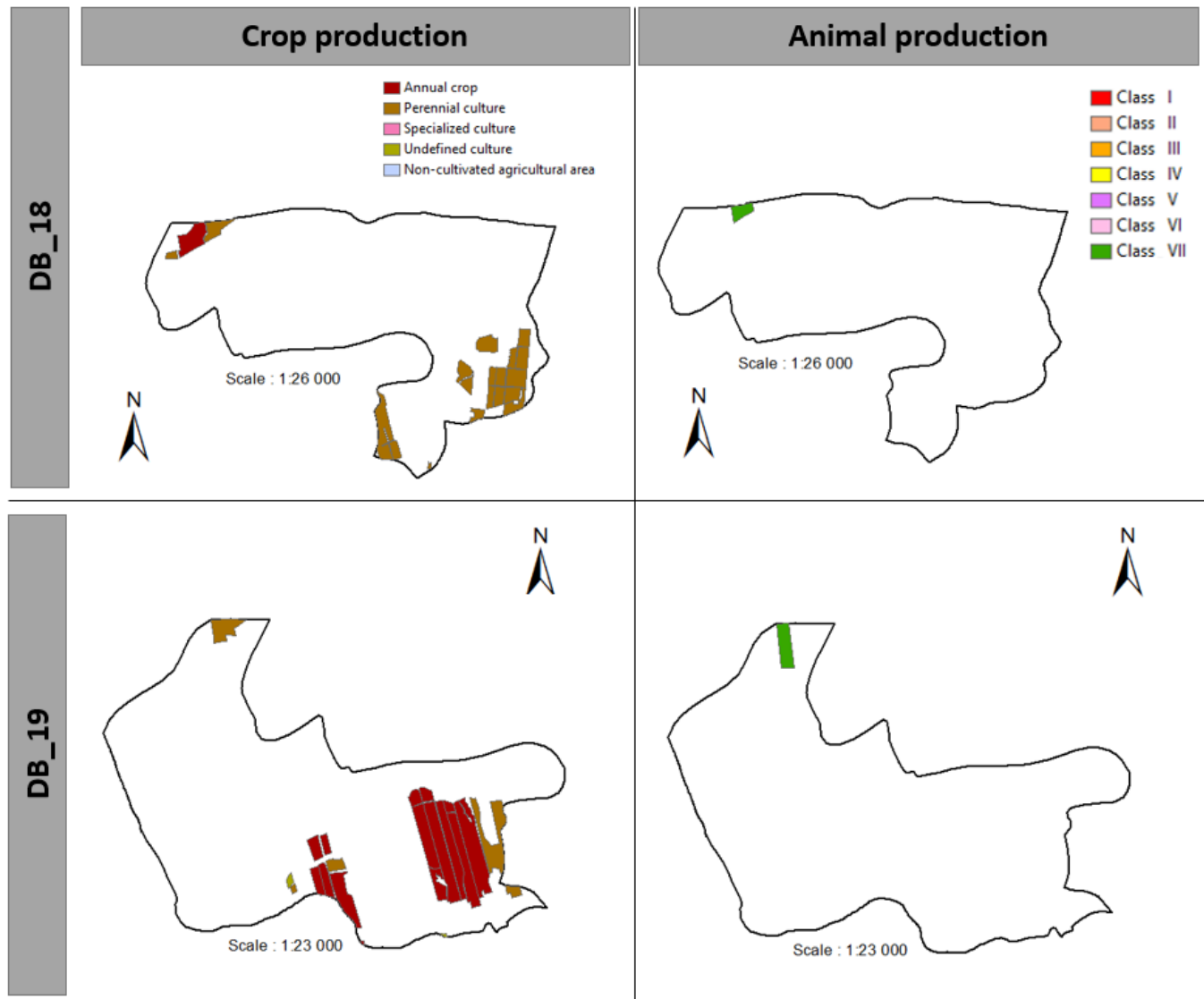


Figure C- 12 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_18 and DB_19), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

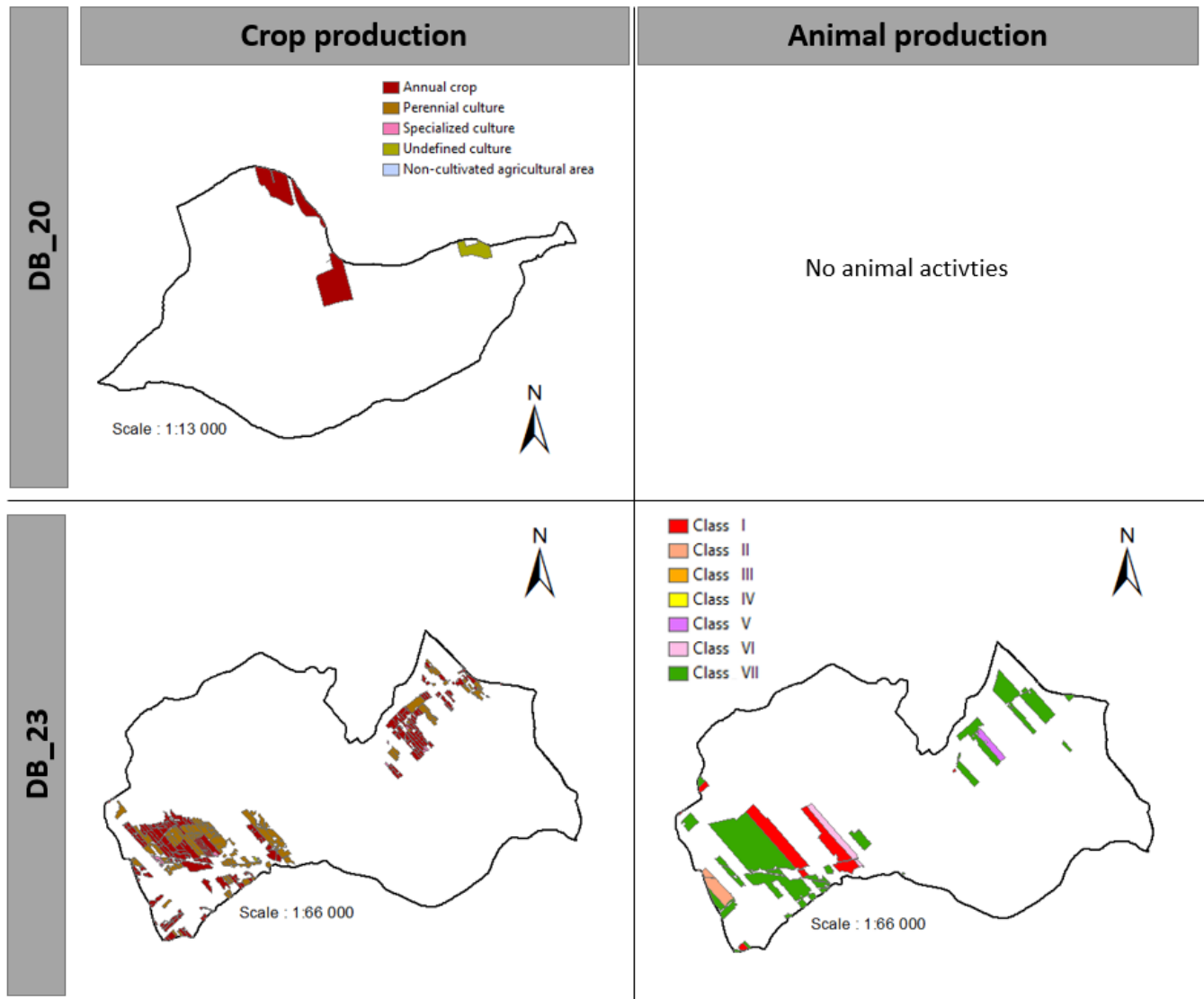


Figure C- 13 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_20 and DB_23), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

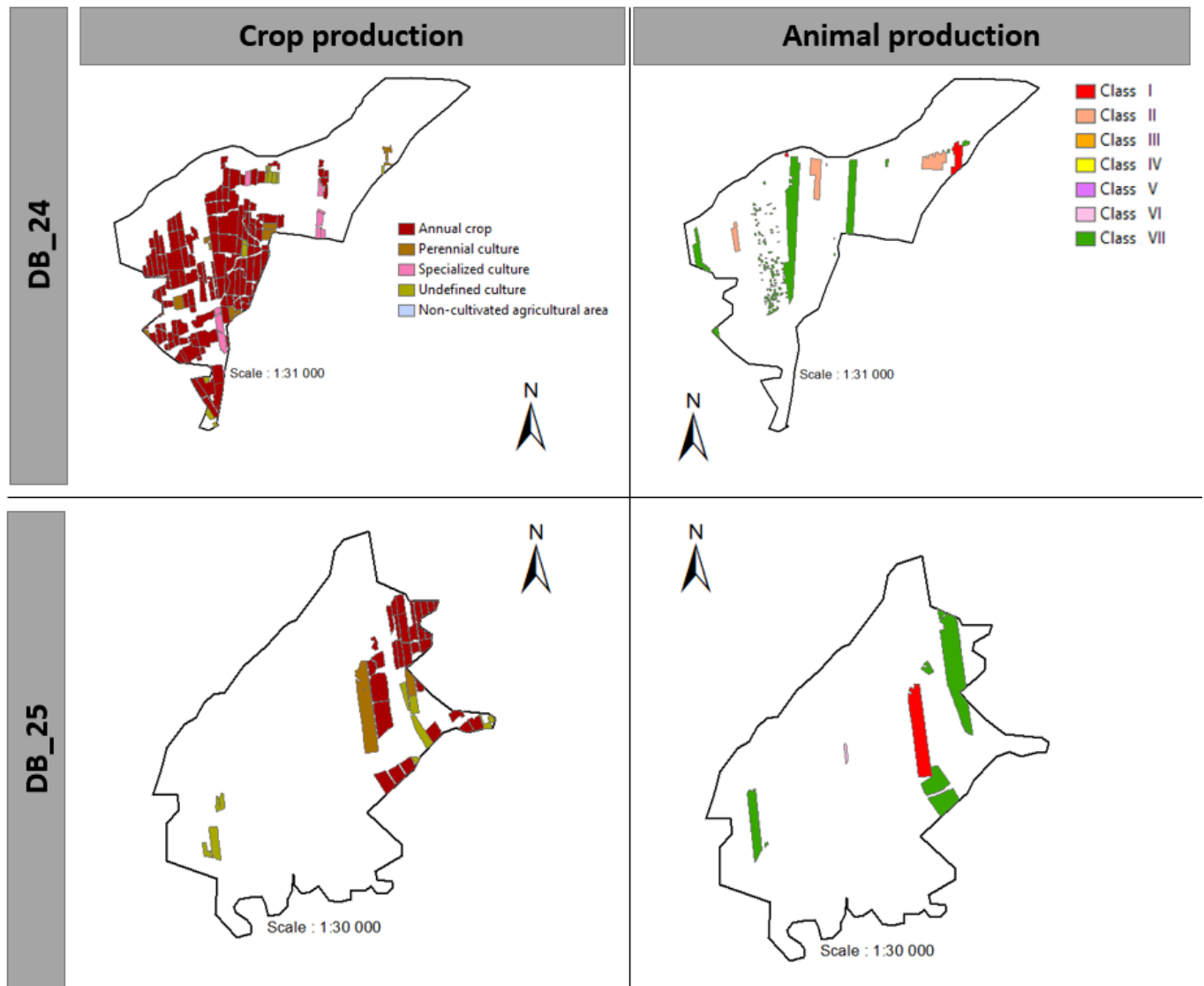


Figure C- 14 Maps of agricultural activities within the drainage basins (DB_24 and DB_25), as well as the probability distribution of the overall hazard, the crop activity hazard, and the animal production hazard.

**ANNEXE D SUPPLEMENTARY MATERIALS: COMPARATIVE STUDY
OF DETERMINISTIC AND PROBABILISTIC ASSESSMENTS OF
MICROBIAL RISK ASSOCIATED WITH COMBINED SEWER
OVERFLOWS UPSTREAM OF DRINKING WATER INTAKES**

Table D- 1 Summary of risk assessment guidelines reviewed in Canada, New Zealand, Australia, and United States.

Country/ Province or State	Law / Regulation / Recommendation / Guide	Risk assessment method	Risk assessment rating	References
Canada/ Quebec	The Water Withdrawal and Protection Regulation (WWPR) / Vulnerability assessment guide for Québec drinking water sources	Risk matrix: Risk level = Consequence severity X Frequency of pollutant emission	Very low / Low / Medium / High / Very high	(MELCC, 2018; Quebec Government, 2014)
Canada / Ontario	Technical rules under the Clean Water Act	Risk score (RS) = Hazard rating of the activity X Area vulnerability	Insignificant (RS < 40) / Low (40 ≤ RS < 60) / Moderate (60 ≤ RS < 80) / Significant (RS ≥ 80)	(Government of Ontario, 2006b; Ontario Government, 2017)
Canada / Alberta	Drinking Water Safety Plan	Risk Scoring (RS) Matrix = Likelihood X Consequence	Risk with scores of: 0-4 / 8-16 / 32-256	(Alberta Environment and parks, 2015a, 2015b)
Canada / British Columbia	Drinking Water Protection Act / Comprehensive drinking water source -to-tap assessment guideline	Risk matrix = Likelihood X Consequence	Low / Moderate / High / Very high	(British Columbia Government, 2001; Ministry of Healthy Living and Sport, 2010b)
New Zealand	Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand	Risk matrix = Likelihood X Consequence	Low / Moderate / High / Extreme	(Ministry of Health (MOH), 2013)
Australia	Australian Drinking Water Guidelines	Risk matrix = Likelihood X Consequence	Low / Moderate / High / Very high	(Australian Government et al., 2011b)

Table D- 1 Summary of risk assessment guidelines reviewed in Canada, New Zealand, Australia, and United States (continued).

Country/ Province or State	Law / Regulation / Recommendation / Guide	Risk assessment method	Risk assessment rating	References
United States (US)/ Maine State	Source Water Assessment Program	Assessment done based on the contaminant type, contaminant source location, water quality impact, slope and land at contaminant source site.	Surface water assessment does not feature ranking levels (low, medium, or high). Each significant source of contamination is prioritized using water quality and soil information to set the level of susceptibility: Low overall susceptibility / Moderate overall susceptibility / Significant overall susceptibility.	(Maine Department of Human Services, 2000b)
US/ New York State	Source Water Assessment Program Plan	Risk assessment is done based on susceptibility zone, land cover and contaminant category	Low / Medium / High	(New York State, 1999b)
US/ California	Drinking Water Source Assessment and Protection (DWSAP) Program	Risk assessment is done based on the general nature of activities and the related pollutants.	Low / Moderate / High	(Government of California, 1999b)

Table D- 2 Summary of CSOs and DWIs data.

DWI	Position along the river	Population served	CSO outfall		Cumulative duration of all overflows (h) ^(a)	Cumulative number of all overflow events*
			Immediate protection zone	Intermediate protection zone		
DWI_1	Upstream section	42 550	2 (CSO_52 and CSO_53 ^(b))	15	4 637	533
DWI_2	Middle section	125 100	2 (CSO_3 and CSO_44)	48	9 093	1 740
DWI_3	Middle section	105 000	2 (CSO_1 and CSO_2)	49	11 275	3 013
DWI_4	Downstream section	146 540	0	18	966	273

^(a) Only readily accessible data over a 5-year (from 2013 to 2017) period are used for analysis.

^(b) CSO number

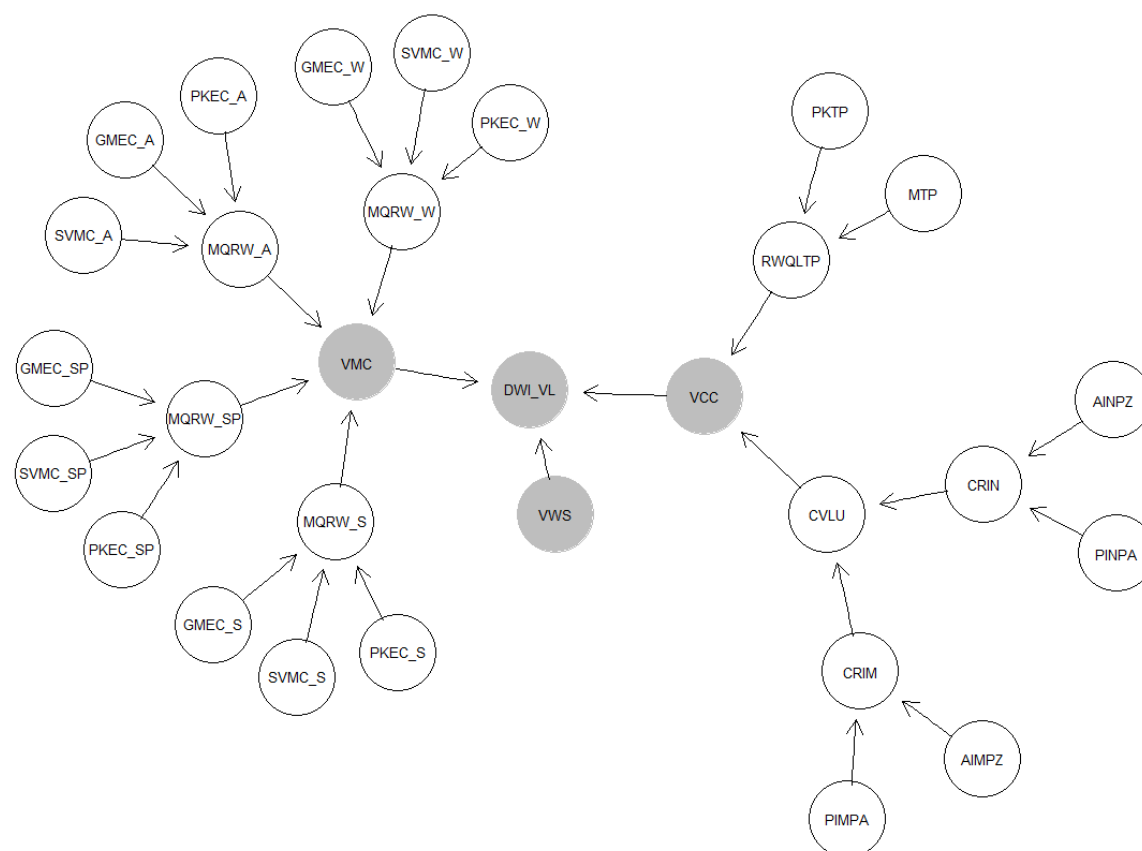


Figure D- 1 Bayesian network sub-model for assessing the drinking water intake vulnerability (Kammoun et al., Unpublished results). Abbreviation used in this sub-model are as follow: **DWI_VL**: drinking water intake vulnerability, **VWS**: vulnerability to water scarcity, **VMC**: Vulnerability to microbiological contamination, **VCC**: Vulnerability to chemical contamination, **GMEC**: Geometric mean of *Escherichia Coli* concentrations, **PKEC**: Seasonal variability of microbial contamination, **PKTP**: 99th percentile of total phosphorus concentrations, **MTP**: Median of total phosphorus concentrations, **AIMPZ**: Area of immediate protection zone, **AINPZ**: Area of intermediate protection zone, **PIMPA** / **PINPA**: Percentage of the immediate/ intermediate protection zone used for activities that may release chemical contaminants, **CRIM**: Contaminants that could be released in the immediate protection zone, **CRIN**: Contaminants that could be released in the intermediate protection zone, **MQRW**: Microbiological quality of raw water, **RWQLTP**: Raw water quality level for total phosphorus, **CVLU**: Chemical vulnerability level based on land use, **W**: Winter, **SP**: Spring, **S**: Summer, **A**: Autumn.

Text D-1: Adapted mixed aggregation method ($F_{\text{add-max}}$) approach for filling conditional probability tables (CPTs) (Kammoun et al., Unpublished results).

A new approach to filling CPTs was developed by Kammoun et al. (Unpublished results), using a combination of mixed aggregation method and expert judgment. The mixed aggregation method ($F_{\text{add-max}}$) that was applied in the ecological assessment using a deterministic approach (Langhans et al., 2014) was adapted to be used in a probabilistic approach for water resource assessment. The $F_{\text{add-max}}$ method is based on additive (F_{add}) and maximal (F_{max}) aggregation as described in the equations below. In the adapted method, the different states of each parent node were standardized to a common scale, weights (W_i) were assigned to reflect their importance, and casual dependencies were performed with a combination of additive and maximal aggregation. The combination of the two allows for compensation while penalizing poor states. The weights and aggregation method were determined through calibration and analysis of outputs, and a 2D or 3D graph was generated to extract the conditional probability distributions.

$$f_{\text{add}}(P_1, P_2, \dots, P_n) = \sum_{i=1}^n W_i \cdot P_i = W_1 \cdot P_1 + W_2 \cdot P_2 + \dots + W_n \cdot P_n \quad (1)$$

$$f_{\text{max}}(P_1, P_2, \dots, P_n) = \max(P_1, P_2, \dots, P_n) \quad (2)$$

$$f_{\text{add-max}}(P_1, P_2, \dots, P_n) = \alpha \cdot f_{\text{add}}(P_1, P_2, \dots, P_n) + (1 - \alpha) \cdot f_{\text{max}}(P_1, P_2, \dots, P_n) \quad (3)$$

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1 \text{ and } \alpha + (1 - \alpha) = 1 \quad (1)$$

α and $(1-\alpha)$ were chosen according to the relative importance to be given to each aggregation method. The more alpha tends to 0, the more the maximum aggregation is emphasized. Otherwise, additive aggregation tends to be prioritized.

Text D- 2 R code for testing all iterations and populating the conditional probability tables (CPTs).

[illegible]

```

                                NOD1>0.8&NOD1<=1~"VH"),
level_node2=case_when(NOD2>=0&NOD2<=0.2~"VL",
                                NOD2>0.2&NOD2<=0.4~"L",
                                NOD2>0.4&NOD2<=0.6~"M",
                                NOD2>0.6&NOD2<=0.8~"H",
                                NOD2>0.8&NOD2<=1~"VH"))
BN_Final_combinations_all_classes

##combination in CPT: levels
Node1_level<-c("VL", "L", "M", "H", "VH")
Node2_level<-c("VL", "L", "M", "H", "VH")
CPT_combi_level<-expand.grid(Node2_level=Node2_level,
                             Node1_level=Node1_level)
CPT_combi_level

CPT_combi_level$level_combination_CPT_number<-seq(1,25,1)
CPT_combi_level

BN_Final_combinations_all_levels<-
left_join(BN_Final_combinations_all_classes,CPT_combi_level,

by=c("level_node2"="Node2_level","level_node1"="Node1_level"))
BN_Final_combinations_all_levels

#add column of classes for f_add_max_index_result
BN_Final_combinations_all_levels<-BN_Final_combinations_all_levels%>%

mutate(level_index=case_when(BN_fadd_max_index_result>=0&BN_fadd_max_in
dex_result<=0.2~"VL",

BN_fadd_max_index_result>0.2&BN_fadd_max_index_result<=0.4~"L",

BN_fadd_max_index_result>0.4&BN_fadd_max_index_result<=0.6~"M",

BN_fadd_max_index_result>0.6&BN_fadd_max_index_result<=0.8~"H",

BN_fadd_max_index_result>0.8&BN_fadd_max_index_result<=1~"VH"))
BN_Final_combinations_all_levels
str(BN_Final_combinations_all_levels)

#####All possible iterations
result_pct_probabilityi<-data.frame(matrix(nrow = 25,ncol = 7))
colnames(result_pct_probabilityi)<-c("level_CPT #","Very Low (%)","Low
(%)",
                                "Medium (%)","High (%)","Very High
(%)","combination_num")
for (j in 1:121) {
  for (i in 1:25) {

    BN_Final_combinations_case_i<-BN_Final_combinations_all_levels%>%
      filter(combination_number==j&level_combination_CPT_number==i)
    nb_totalj<-nrow(BN_Final_combinations_case_i)
    nbr_verylowj<-
nrow(BN_Final_combinations_case_i[BN_Final_combinations_case_i$level_in
dex=="VL",])

```

```

    nbr_lowj<-
nrow(BN_Final_combinations_case_i[BN_Final_combinations_case_i$level_in
dex=="L",])
    nbr_Mediumj<-
nrow(BN_Final_combinations_case_i[BN_Final_combinations_case_i$level_in
dex=="M",])
    nbr_Highj<-
nrow(BN_Final_combinations_case_i[BN_Final_combinations_case_i$level_in
dex=="H",])
    nbr_veryHighj<-
nrow(BN_Final_combinations_case_i[BN_Final_combinations_case_i$level_in
dex=="VH",])
    Pct_verylowj=(nbr_verylowj/nb_totalj)*100
    Pct_lowj=(nbr_lowj/nb_totalj)*100
    Pct_mediumj=(nbr_Mediumj/nb_totalj)*100
    Pct_highj=(nbr_Highj/nb_totalj)*100
    Pct_veryhighj=(nbr_veryHighj/nb_totalj)*100
    result_pct_probabilityi[i,1]<-i
    result_pct_probabilityi[i,2]<-Pct_verylowj
    result_pct_probabilityi[i,3]<-Pct_lowj
    result_pct_probabilityi[i,4]<-Pct_mediumj
    result_pct_probabilityi[i,5]<-Pct_highj
    result_pct_probabilityi[i,6]<-Pct_veryhighj
    result_pct_probabilityi[i,7]<-j
    print(result_pct_probabilityi)
  }
}
#-----
#-----
#codes to select the best combination of alpha, and weights (Wi) of
parent nodes to fill the CPT of the child node
#-----
#-----
#result_pct_probability_all_iteration is the saved file from nested for
loop
faddmax_grid_comb_alpha_W
CPT_combi_level
BN_pct_probability_all_output_iterations<-read_xlsx("D:/file.xlsx")

result_pct_probability_all_iteration_F<-
left_join(BN_pct_probability_all_output_iterations,faddmax_grid_comb_al
pha_W,
by=c("Combination
#"="combination_number"))
result_pct_probability_all_iteration_F<-
left_join(result_pct_probability_all_iteration_F,CPT_combi_level,
by=c("level_CPT
#"="level_combination_CPT_number"))
result_pct_probability_all_iteration_F

##CPT1
#Child node: severity of the Consequence (SC)
#Parent nodes : Population (Pop) - Wli.x - Nod1_level.x & Diameter
(diam) - W2i.x - Nod2_level.x

```

```

tab_CPT1<-result_pct_probability_all_iteration_F%>%
  mutate(evaluation_combi=if_else(W1i.x==0|W2i.x==0|
                                alphai.x==1|
                                W1i.x<=0.5|
                                (Nod1_level.x=="VH"&`Very High
(%)`==0) |
                                (Nod1_level.x=="VH"&`Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="VH"&`Very Low
(%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="VL"&`Very High
(%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="VL"&`High (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="VL"&`Very Low
(%)`==0) |
                                (Nod1_level.x=="VH"&
Nod2_level.x=="VL"&`Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="VH"& (`Very High
(%)`<`High (%)`)), "No", "Yes"))
tab_CPT1
tab_CPT1_ye<-tab_CPT1%>%
  group_by(`Combination #`)%>%

mutate(number_no=length(evaluation_combi[evaluation_combi=="Yes"]))%>%
  filter(number_no==25)
tab_CPT1_ye

##CPT2
#Child node: Microbial hazard based on frequency overflows (MHFO)
#Parent nodes : Annual frequency of overflows (AFO) - W1i.x -
Nod1_level.x & severity of the Consequence (SC) - W2i.x - Nod2_level.x
& Automatic overflow frequency recorder (AOFR) = "YES"
tab_CPT2<-result_pct_probability_all_iteration_F%>%
  mutate(evaluation_combi=if_else(W1i.x==0|W2i.x==0|
                                (Nod1_level.x=="VH"&
Nod2_level.x=="VH"&`Very Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="VH"&
Nod2_level.x=="H"&`Very Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="H"&
Nod2_level.x=="VH"&`Very Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="H"&
Nod2_level.x=="H"&`Very Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="VH"&
Nod2_level.x=="VH"&`Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="VH"&
Nod2_level.x=="H"&`Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="H"&
Nod2_level.x=="VH"&`Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="H"&
Nod2_level.x=="H"&`Low (%)`!=0) |
                                (Nod1_level.x=="M"&
Nod2_level.x=="VH"&`Very High (%)`==0) |
                                (Nod1_level.x=="L"&
Nod2_level.x=="VH"&`Very High (%)`==100) |
                                (Nod1_level.x=="VH"&
Nod2_level.x=="H"&`Very High (%)`==100) |
                                (Nod1_level.x=="VL"&
Nod2_level.x=="VL"&`Very Low (%)`!=100) |

```



```

BN_Final_combinations_all_classes_exp

##node 1: Distance prioritization index (DPI) & node 2: Location of the
DWI regarding the CSO (LDWI)
Node1_level<-c("VL", "L", "M", "H", "VH")
Node2_level<-c("ORB", "MOR", "SRB")
CPT_combi_level_exp<-expand.grid(Nod2_level=Node2_level,
Nod1_level=Node1_level)
CPT_combi_level_exp

CPT_combi_level_exp$level_combination_CPT_number<-seq(1,15,1)
CPT_combi_level_exp

BN_Final_combinations_all_levels_exp<-
left_join(BN_Final_combinations_all_classes_exp,CPT_combi_level_exp,

by=c("level_node2"="Nod2_level","level_node1"="Nod1_level"))
BN_Final_combinations_all_levels_exp

BN_Final_combinations_all_levels_exp<-
BN_Final_combinations_all_levels_exp%>%

mutate(level_index=case_when(BN_fadd_max_index_result>=0.2&BN_fadd_max_in
dex_result<=0.2~"VL",

BN_fadd_max_index_result>0.2&BN_fadd_max_index_result<=0.4~"L",

BN_fadd_max_index_result>0.4&BN_fadd_max_index_result<=0.6~"M",

BN_fadd_max_index_result>0.6&BN_fadd_max_index_result<=0.8~"H",

BN_fadd_max_index_result>0.8&BN_fadd_max_index_result<=1~"VH"))
BN_Final_combinations_all_levels_exp

#all possible iterations for exposure
result_pct_probability_exp<-data.frame(matrix(nrow = 15,ncol = 7))
colnames(result_pct_probability_exp)<-c("Combination #","level_CPT
#", "Very Low (%)", "Low (%)",

"Medium (%)", "High (%)", "Very
High (%)")

for (k in 1:121) {
  for (l in 1:15) {
    BN_Final_combinations_case_l<-
BN_Final_combinations_all_levels_exp%>%
    filter(combination_number==k & level_combination_CPT_number==l)
    nb_totall<-nrow(BN_Final_combinations_case_l)
    nbr_verylowl<-
nrow(BN_Final_combinations_case_l[BN_Final_combinations_case_l$level_in
dex=="VL",])
    nbr_lowl<-
nrow(BN_Final_combinations_case_l[BN_Final_combinations_case_l$level_in
dex=="L",])
    nbr_Mediuml<-
nrow(BN_Final_combinations_case_l[BN_Final_combinations_case_l$level_in
dex=="M",])

```

```

    nbr_Highl<-
nrow(BN_Final_combinations_case_1[BN_Final_combinations_case_1$level_in
dex=="H",])
    nbr_veryHighl<-
nrow(BN_Final_combinations_case_1[BN_Final_combinations_case_1$level_in
dex=="VH",])
    Pct_verylowl=(nbr_verylowl/nb_totall)*100
    Pct_lowl=(nbr_lowl/nb_totall)*100
    Pct_mediuml=(nbr_Mediuml/nb_totall)*100
    Pct_highl=(nbr_Highl/nb_totall)*100
    Pct_veryhighl=(nbr_veryHighl/nb_totall)*100
    result_pct_probability_exp[1,1]<-k
    result_pct_probability_exp[1,2]<-1
    result_pct_probability_exp[1,3]<-Pct_verylowl
    result_pct_probability_exp[1,4]<-Pct_lowl
    result_pct_probability_exp[1,5]<-Pct_mediuml
    result_pct_probability_exp[1,6]<-Pct_highl
    result_pct_probability_exp[1,7]<-Pct_veryhighl
    print(result_pct_probability_exp)
  }
}

#result_pct_probability_all_iteration is the saved file from nested for
loop of exposure
faddmax_grid_comb_alpha_W
CPT_combi_level_exp
BN_pct_probability_all_output_iterations_exp<-
read_xlsx("D:/File2.xlsx")
result_pct_probability_all_iteration_exp_F<-
left_join(BN_pct_probability_all_output_iterations_exp,faddmax_grid_com
b_alpha_W,

by=c("Combination #","combination number"))
result_pct_probability_all_iteration_exp_F<-
left_join(result_pct_probability_all_iteration_exp_F,CPT_combi_level_e
xp,

by=c("level_CPT
#"="level_combination_CPT_number"))
result_pct_probability_all_iteration_exp_F

#CPT3
#Child node: Exposure of the DWI to the hazard of CSO (EXP)
#Parent nodes :Distance prioritization index (DPI)- W1i - Nod1_level &
Location of the DWI regarding the CSO (LDWI)- W2i - Nod2_level
str(result_pct_probability_all_iteration_exp_F)
tab_CPT3<-result_pct_probability_all_iteration_exp_F%>%
  mutate(evaluation_combi=if_else(W1i==0|W2i==0|

(Nod1_level=="VH"&Nod2_level=="SRB"&`Very Low (%)`!=0) |

(Nod1_level=="VH"&Nod2_level=="SRB"&`Low (%)`!=0) |

(Nod1_level=="M"&Nod2_level=="SRB"&`Low (%)`!=0) |

(Nod1_level=="M"&Nod2_level=="SRB"&`Medium (%)`==0) |

```

```

(Nod1_level=="M"&Nod2_level=="SRB"&`High (%)`==0) |
(Nod1_level=="M"&Nod2_level=="SRB"&`Very High (%)`==0) |
(Nod1_level=="VL"&Nod2_level=="SRB"&`Very High (%)`==0) |
(Nod1_level=="VH"&Nod2_level=="SRB"&`Very High (%)`<90) |
(Nod1_level=="VH"&Nod2_level=="MOR"&`Very High (%)`==100) |
(Nod1_level=="VH"&Nod2_level=="ORB"&`Very High (%)`==0) |
(Nod1_level=="L"&Nod2_level=="ORB"&`Very Low (%)`==0) |
(Nod1_level=="VH"&Nod2_level=="ORB"&`Very High (%)`<50)
, "No", "Yes"))

tab_CPT3
tab_CPT3_ye<-tab_CPT3%>%
  group_by(`Combination #`) %>%

mutate(number_no=length(evaluation_combi[evaluation_combi=="Yes"])) %>%
  filter(number_no==15)
tab_CPT3_ye

```

Text D- 3 R code for the construction of the Bayesian networks.

```

if (!requireNamespace("BiocManager", quietly = TRUE))
  install.packages("BiocManager")
BiocManager::install(c("graph", "RBGL", "Rgraphviz"))

library(bnlearn)
library(gRain)
library(gRbase)
library(readxl)
library(plyr)
library(dplyr)

#create an empty graph
BN_graph<-empty.graph(nodes = c("Pop", "Diam", "SC", "AFO", "MHFO",
"MACOT", "MHOD", "AOFR", "MH", "DPI", "LDWI", "EXP", "DWI_VL", "RL", "GMEC_W",
"PKEC_W", "SVMC_W", "MQRW_W", "GMEC_SP", "PKEC_SP", "SVMC_SP", "MQRW_SP",
"GMEC_S", "PKEC_S", "SVMC_S", "MQRW_S", "GMEC_A", "PKEC_A", "SVMC_A",
"MQRW_A", "VMC", "AINPZ", "PINPA", "CRIN", "AIMPZ", "PIMPA", "CRIM", "CVLU",
"PKTP", "MTP", "RWQLTP", "VCC", "VWS"))
#set arcs
arc.set <- ma-
trix(c("Pop", "SC", "Diam", "SC", "AFO", "MHFO", "SC", "MHFO", "MA-
COT", "MHOD", "SC", "MHOD", "AOFR", "MHFO", "MHFO", "MH", "MHOD", "MH", "MH", "RL",
"DPI", "EXP", "LDWI", "EXP", "EXP", "RL", "DWI_VL", "RL", "GMEC_W", "MQRW_W", "P
KEC_W", "MQRW_W", "SVMC_W", "MQRW_W", "GMEC_SP", "MQRW_SP", "PKEC_SP", "MQRW_S
P", "SVMC_SP", "MQRW_SP", "GMEC_S", "MQRW_S", "PKEC_S", "MQRW_S", "SVMC_S", "MQ
RW_S", "GMEC_A", "MQRW_A", "PKEC_A", "MQRW_A", "SVMC_A", "MQRW_A", "MQRW_W", "V
MC", "MQRW_SP", "VMC", "MQRW_S", "VMC", "MQRW_A", "VMC", "AINPZ", "CRIN", "PINPA
", "CRIN", "AIMPZ", "CRIM", "PIMPA", "CRIM", "CRIN", "CVLU", "CRIM", "CVLU", "PKT
P", "RWQLTP", "MTP", "RWQLTP", "RWQLTP", "VCC", "CVLU", "VCC", "VCC", "DWI_VL", "
VMC", "DWI_VL", "VWS", "DWI_VL"), byrow = TRUE, ncol = 2, dimnames =
list(NULL, c("from", "to")))

arcs(BN_graph) <- arc.set

nodes(BN_graph)
arcs(BN_graph)
plot(BN_graph)
graphviz.plot(BN_graph, highlight =
list(nodes=c("EXP", "DWI_VL", "MH", "RL"), col = "grey", fill = "grey", lwd
= 3), layout = "neato")

#Statutes of all nodes
Pop_CSO.lv<-c("0 to 50", "50 to 1000", "1000 to 2500", "2500 to
5000", ">=5000")
Diam_CSO.lv<-c("<0.9", "0.9 to 1", "1 to 1.2", "1.2 to 1.5", ">=1.5")
SC_CSO.lv<-c("Very low", "Low", "Medium", "High", "Very high")
AFO_CSO.lv<-c("0 to 1", "1 to 2", "2 to 5", "5 to 14", ">=14")
MHFO_CSO.lv<-c("Very low", "Low", "Medium", "High", "Very high")
MACOT_CSO.lv<-c("0 to 1", "1 to 23", "23 to 96", "96 to 262", ">=262")
MHOD_CSO.lv<-c("Very low", "Low", "Medium", "High", "Very high")
AOFR_CSO.lv<-c("Yes", "No")
MH_CSO.lv<-c("Very low", "Low", "Medium", "High", "Very high")
DPI_CSO.lv<-c("0 to 0.2", "0.2 to 0.4", "0.4 to 0.6", "0.6 to 0.8", "0.8
to 1")
LDWI_CSO.lv<-c("ORB", "MOR", "SRB")
EXP_CSO.lv<-c("Very low", "Low", "Medium", "High", "Very high")
DWI_VL.lv<-c("Low", "Medium", "High")

```

```

RL_CSO.lv<-c("Very low", "Low", "Medium", "High", "Very high")
GMEC_W.lv<-c("0 to 15 CFU/100 ml", "15 to 150 CFU/100 ml", ">= 150
CFU/100 ml")
PKEC_W.lv<-c("0 to 200 CFU/100 ml", "200 to 2000 CFU/100 ml", ">= 2000
CFU/100 ml")
SVMC_W.lv<-c("0 to 1", "1 to 1.5", ">= 1.5")
MQRW_W.lv<-c("Good", "Medium", "Weak")
GMEC_SP.lv<-c("0 to 15 CFU/100 ml", "15 to 150 CFU/100 ml", ">= 150
CFU/100 ml")
PKEC_SP.lv<-c("0 to 200 CFU/100 ml", "200 to 2000 CFU/100 ml", ">= 2000
CFU/100 ml")
SVMC_SP.lv<-c("0 to 1", "1 to 1.5", ">= 1.5")
MQRW_SP.lv<-c("Good", "Medium", "Weak")
GMEC_S.lv<-c("0 to 15 CFU/100 ml", "15 to 150 CFU/100 ml", ">= 150
CFU/100 ml")
PKEC_S.lv<-c("0 to 200 CFU/100 ml", "200 to 2000 CFU/100 ml", ">= 2000
CFU/100 ml")
SVMC_S.lv<-c("0 to 1", "1 to 1.5", ">= 1.5")
MQRW_S.lv<-c("Good", "Medium", "Weak")
GMEC_A.lv<-c("0 to 15 CFU/100 ml", "15 to 150 CFU/100 ml", ">= 150
CFU/100 ml")
PKEC_A.lv<-c("0 to 200 CFU/100 ml", "200 to 2000 CFU/100 ml", ">= 2000
CFU/100 ml")
SVMC_A.lv<-c("0 to 1", "1 to 1.5", ">= 1.5")
MQRW_A.lv<-c("Good", "Medium", "Weak")
VMC.lv<-c("Low", "Medium", "High")
AINPZ.lv<-c("0 to 10 Km²", "10 to 30 Km²", ">= 30 Km²")
PINPA.lv<-c("NO", "0 to 20 %", "20 to 50 %", ">= 50 %")
CRIN.lv<-c("NO", "Low", "Medium", "High")
AIMPZ.lv<-c("0 to 1 Km²", "1 to 5 Km²")
PIMPA.lv<-c("NO", "0 to 20 %", "20 to 50 %", ">= 50 %")
CRIM.lv<-c("NO", "Low", "Medium", "High")
CVLU.lv<-c("NO", "Low", "Medium", "High")
PKTP.lv<-c("0 to 50 µg/l", "50 to 100 µg/l", ">= 100 µg/l")
MTP.lv<-c("0 to 30 µg/l", "30 to 50 µg/l", "> = 50 µg/l")
RWQLTP.lv<-c("Good", "Medium", "Weak")
VCC.lv<-c("Low", "Medium", "High")
VWS.lv<-c("Low", "Medium", "High")

#Specifying the probability distributions on all nodes
lev_5<-c(0.2,0.2,0.2,0.2,0.2)
lev_4<-c(0.25,0.25,0.25,0.25)
lev_3<-c(0.3333333,0.3333333,0.3333333)
lev_2<-c(0.5,0.5)

Pop_CSO.prob<-array(lev_5, dim = 5, dimnames = list(Pop = Pop_CSO.lv))
Diam_CSO.prob<-array(lev_5, dim = 5, dimnames = list(Diam =
Diam_CSO.lv))
AFO_CSO.prob<-array(lev_5, dim = 5, dimnames = list(AFO = AFO_CSO.lv))
MACOT_CSO.prob<-array(lev_5, dim = 5, dimnames = list(MACOT =
MACOT_CSO.lv))
AOFR_CSO.prob<-array(lev_2, dim = 2, dimnames = list(AOFR =
AOFR_CSO.lv))
DPI_CSO.prob<-array(lev_5, dim = 5, dimnames = list(DPI = DPI_CSO.lv))
LDWI_CSO.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(LDWI =
LDWI_CSO.lv))
GMEC_W.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(GMEC_W = GMEC_W.lv))

```

```

PKEC_W.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(PKEC_W = PKEC_W.lv))
SVMC_W.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(SVMC_W = SVMC_W.lv))
GMEC_SP.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(GMEC_SP =
GMEC_SP.lv))
PKEC_SP.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(PKEC_SP =
PKEC_SP.lv))
SVMC_SP.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(SVMC_SP =
SVMC_SP.lv))
GMEC_S.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(GMEC_S = GMEC_S.lv))
PKEC_S.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(PKEC_S = PKEC_S.lv))
SVMC_S.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(SVMC_S = SVMC_S.lv))
GMEC_A.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(GMEC_A = GMEC_A.lv))
PKEC_A.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(PKEC_A = PKEC_A.lv))
SVMC_A.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(SVMC_A = SVMC_A.lv))
AINPZ.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(AINPZ = AINPZ.lv))
PINPA.prob<-array(lev_4, dim = 4, dimnames = list(PINPA = PINPA.lv))
AIMPZ.prob<-array(lev_2, dim = 2, dimnames = list(AIMPZ = AIMPZ.lv))
PIMPA.prob<-array(lev_4, dim = 4, dimnames = list(PIMPA = PIMPA.lv))
PKTP.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(PKTP = PKTP.lv))
MTP.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(MTP = MTP.lv))
VWS.prob<-array(lev_3, dim = 3, dimnames = list(VWS = VWS.lv))

#file contain all results of CPTs filled
filled_CPT_all_child_nodes<-read_xlsx("D:/File3.xlsx")
filled_CPT_all_child_nodes
filled_CPT_all_child_nodes<-as.data.frame(filled_CPT_all_child_nodes)

filled_CPT_all_child_nodes<-filled_CPT_all_child_nodes%>%
  mutate(F_Very_Low=`Very Low (%)`/100,F_Low=`Low (%)`/100,
F_Medium=`Medium (%)`/100,F_High=`High (%)`/100,F_Very_High=`Very High
(%)`/100,CPD_total=F_Very_Low+F_Low+F_Medium+F_High+F_Very_High)
filled_CPT_all_child_nodes

##SC
SC_CSO.prob<-filled_CPT_all_child_nodes%>%
  filter(Child_node=="SC")%>%
  select(F_Very_Low,F_Low,F_Medium,F_High,F_Very_High)
SC_CSO.prob<-c(t(SC_CSO.prob))
SC_CSO.prob<-as.vector(SC_CSO.prob)
SC_CSO.prob
SC_CSO.prob<-array(SC_CSO.prob,dim= c(5,5,5),
  dimnames = list(SC = SC_CSO.lv, Diam = Diam_CSO.lv,
Pop = Pop_CSO.lv))
##MHOD
MHOD_CSO.prob<-filled_CPT_all_child_nodes%>%
  filter(Child_node=="MHOD")%>%
  select(F_Very_Low,F_Low,F_Medium,F_High,F_Very_High)
MHOD_CSO.prob<-c(t(MHOD_CSO.prob))

MHOD_CSO.prob<-array(MHOD_CSO.prob,dim= c(5,5,5),
  dimnames = list(MHOD = MHOD_CSO.lv, SC =SC_CSO.lv,
MACOT = MACOT_CSO.lv))

##MHFO
MHFO_CSO.prob<-filled_CPT_all_child_nodes%>%

```

```

    filter(Child_node=="MHFO") %>%
    select(F_Very_Low, F_Low, F_Medium, F_High, F_Very_High)
MHFO_CSO.prob<-c(t(MHFO_CSO.prob))
MHFO_CSO.prob<-array(MHFO_CSO.prob, dim = c(5, 2, 5, 5),
                      dimnames = list(MHFO = MHFO_CSO.lv, AOFR =
AOFR_CSO.lv, SC = SC_CSO.lv, AFO=AFO_CSO.lv))
##MH
MH_CSO.prob<-filled_CPT_all_child_nodes%>%
    filter(Child_node=="MH") %>%
    select(F_Very_Low, F_Low, F_Medium, F_High, F_Very_High)
MH_CSO.prob<-c(t(MH_CSO.prob))
MH_CSO.prob<-array(MH_CSO.prob, dim = c(5, 5, 5), dimnames = list(MH =
MH_CSO.lv, MHOD = MHOD_CSO.lv, MHFO = MHFO_CSO.lv))
##EXP
EXP_CSO.prob<-filled_CPT_all_child_nodes%>%
    filter(Child_node=="EXP") %>%
    select(F_Very_Low, F_Low, F_Medium, F_High, F_Very_High)
EXP_CSO.prob<-c(t(EXP_CSO.prob))
EXP_CSO.prob<-array(EXP_CSO.prob, dim = c(5, 3, 5), dimnames =
list(EXP=EXP_CSO.lv, LDWI = LDWI_CSO.lv, DPI = DPI_CSO.lv))
##RL
RL_CSO.prob<-filled_CPT_all_child_nodes%>%
    filter(Child_node=="RL") %>%
    select(F_Very_Low, F_Low, F_Medium, F_High, F_Very_High)
RL_CSO.prob<-c(t(RL_CSO.prob))
RL_CSO.prob<-array(RL_CSO.prob, dim = c(5, 5, 3, 5), dimnames = list(RL =
RL_CSO.lv, EXP = EXP_CSO.lv, DWI_VL = DWI_VL.lv, MH=MH_CSO.lv))

####CPT of all nodes related to the vulnerability of the DWI
BN_vulnerability_CPTs<-read_xlsx("D:/File4.xlsx")
as.data.frame(BN_vulnerability_CPTs)

MQRW_W.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$MQRW_W.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$MQ
RW_W.prob)], dim = c(3, 3, 3, 3), dimnames = list(MQRW_W=MQRW_W.lv, SVMC_W =
SVMC_W.lv,
PKEC_W = PKEC_W.lv, GMEC_W=GMEC_W.lv))
MQRW_SP.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$MQRW_SP.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$M
QRW_SP.prob)], dim = c(3, 3, 3, 3), dimnames =
list(MQRW_SP=MQRW_SP.lv, SVMC_SP = SVMC_SP.lv, PKEC_SP =
PKEC_SP.lv, GMEC_SP=GMEC_SP.lv))
MQRW_S.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$MQRW_S.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$MQ
RW_S.prob)], dim = c(3, 3, 3, 3), dimnames = list(MQRW_S=MQRW_S.lv, SVMC_S =
SVMC_S.lv,
PKEC_S = PKEC_S.lv, GMEC_S=GMEC_S.lv))
MQRW_A.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$MQRW_A.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$MQ
RW_A.prob)], dim = c(3, 3, 3, 3), dimnames = list(MQRW_A=MQRW_A.lv, SVMC_A =
SVMC_A.lv,
PKEC_A = PKEC_A.lv, GMEC_A=GMEC_A.lv))

```



```

VMC.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$VMC.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$VMC.p
rob)],dim = c(3,3,3,3,3), dimnames = list(VMC=VMC.lv,MQRW_A =
MQRW_A.lv,MQRW_S = MQRW_S.lv,MQRW_SP = MQRW_SP.lv,MQRW_W = MQRW_W.lv))
CRIN.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$CRIN.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$CRIN
.prob)],dim = c(4,3,4), dimnames = list(CRIN=CRIN.lv,AINPZ = AINPZ.lv,
PINPA = PINPA.lv))
CRIM.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$CRIM.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$CRIM
.prob)],dim = c(4,2,4), dimnames = list(CRIM=CRIM.lv,AIMPZ =
AIMPZ.lv,PIMPA = PIMPA.lv))
CVLU.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$CVLU.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$CVLU
.prob)],dim = c(4,4,4), dimnames = list(CVLU=CVLU.lv,CRIN =
CRIN.lv,CRIM = CRIM.lv))
RWQLTP.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$RWQLTP.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$RW
QLTP.prob)],dim = c(3,3,3), dimnames = list(RWQLTP=RWQLTP.lv,PKTP =
PKTP.lv,MTP = MTP.lv))
VCC.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$VCC.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$VCC.p
rob)],dim = c(3,4,3), dimnames = list(VCC=VCC.lv,CVLU = CVLU.lv,RWQLTP
= RWQLTP.lv))
DWI_VL.prob<-
array(BN_vulnerability_CPTs$DWI_VL.prob[!is.na(BN_vulnerability_CPTs$DWI
_VL.prob)],dim = c(3,3,3,3), dimnames = list(DWI_VL=DWI_VL.lv,VWS =
VWS.lv,
VCC = VCC.lv,VMC=VMC.lv))

###assembled fitted object
cpt_dist<-list(Pop=Pop_CSO.prob,Diam=Diam_CSO.prob,SC=SC_CSO.prob,
AFO=AFO_CSO.prob,AOFR=AOFR_CSO.prob,MHFO=MHFO_CSO.prob,MACOT=MACOT_CSO.
prob, MHOD=MHOD_CSO.prob, MH=MH_CSO.prob, DPI=DPI_CSO.prob,
LDWI=LDWI_CSO.prob, EXP=EXP_CSO.prob, DWI_VL=DWI_VL.prob,
RL=RL_CSO.prob,GMEC_W=GMEC_W.prob,PKEC_W=PKEC_W.prob,SVMC_W=SVMC_W.pro,
MQRW_W=MQRW_W.prob,GMEC_SP=GMEC_SP.prob,PKEC_SP=PKEC_SP.prob,
SVMC_SP=SVMC_SP.prob, MQRW_SP=MQRW_SP.prob,
GMEC_S=GMEC_S.prob,PKEC_S=PKEC_S.prob,SVMC_S=SVMC_S.prob,
MQRW_S=MQRW_S.prob,GMEC_A=GMEC_A.prob,PKEC_A=PKEC_A.prob,
SVMC_A=SVMC_A.prob, MQRW_A=MQRW_A.prob,VMC=VMC.prob, AINPZ=AINPZ.prob,
PINPA=PINPA.prob, CRIN=CRIN.prob, AIMPZ=AIMPZ.prob, PIMPA=PIMPA.prob,
CRIM=CRIM.prob, CVLU=CVLU.prob, PKTP=PKTP.prob, MTP=MTP.prob,
RWQLTP=RWQLTP.prob, VCC=VCC.prob, VWS=VWS.prob)
cpt_dist

bnfit_CSO<-custom.fit(BN_graph,dist=cpt_dist)
bnfit_CSO
par(mar=rep(0,4))
graphviz.chart(bnfit_CSO, type = "barprob", layout = "dot")

###import and compile
junction_BN<-compile(as.grain(bnfit_CSO))
junction_BN
plot(junction_BN)

```

Text D- 4 R code to confirm the accuracy and direction of the inferred causal influences in the Bayesian network.

```
result_without_evidence<-querygrain(junction_BN, nodes = "RL")$RL

junction_BN_AFO_prop<-setFinding(junction_BN,nodes = "AFO", states =
">=14")
AFO_RL_prop<-querygrain(junction_BN_AFO_prop, nodes = "RL")$RL

junction_BN_MACOT_prop<-setFinding(junction_BN,nodes = "MACOT", states
= ">=262")
MACOT_RL_prop<-querygrain(junction_BN_MACOT_prop, nodes = "RL")$RL

junction_BN_pop_prop<-setFinding(junction_BN,nodes = "Pop", states =
">=5000")
Pop_RL_prop<-querygrain(junction_BN_pop_prop, nodes = "RL")$RL

junction_BN_diam_prop<-setFinding(junction_BN,nodes = "Diam", states =
">=1.5")
diam_RL_prop<-querygrain(junction_BN_diam_prop, nodes = "RL")$RL

junction_BN_AOFR_prop<-setFinding(junction_BN,nodes = "AOFR", states =
"No")
AOFR_RL_prop<-querygrain(junction_BN_AOFR_prop, nodes = "RL")$RL

junction_BN_LDWI_prop<-setFinding(junction_BN,nodes = "LDWI", states =
"SRB")
LDWI_RL_prop<-querygrain(junction_BN_LDWI_prop, nodes = "RL")$RL

junction_BN_DPI_prop<-setFinding(junction_BN,nodes = "DPI", states =
"0.8 to 1")
DPI_RL_prop<-querygrain(junction_BN_DPI_prop, nodes = "RL")$RL

junction_BN_DWIVL_prop<-setFinding(junction_BN,nodes = "DWIVL", states
= "High")
DWIVL_RL_prop<-querygrain(junction_BN_DWIVL_prop, nodes = "RL")$RL

query_results<-
rbind(result_without_evidence,AFO_RL_prop,MACOT_RL_prop,Pop_RL_prop,dia
m_RL_prop,

AOFR_RL_prop,LDWI_RL_prop,DPI_RL_prop,DWIVL_RL_prop)
query_results<-as.data.frame(query_results)
query_results
```

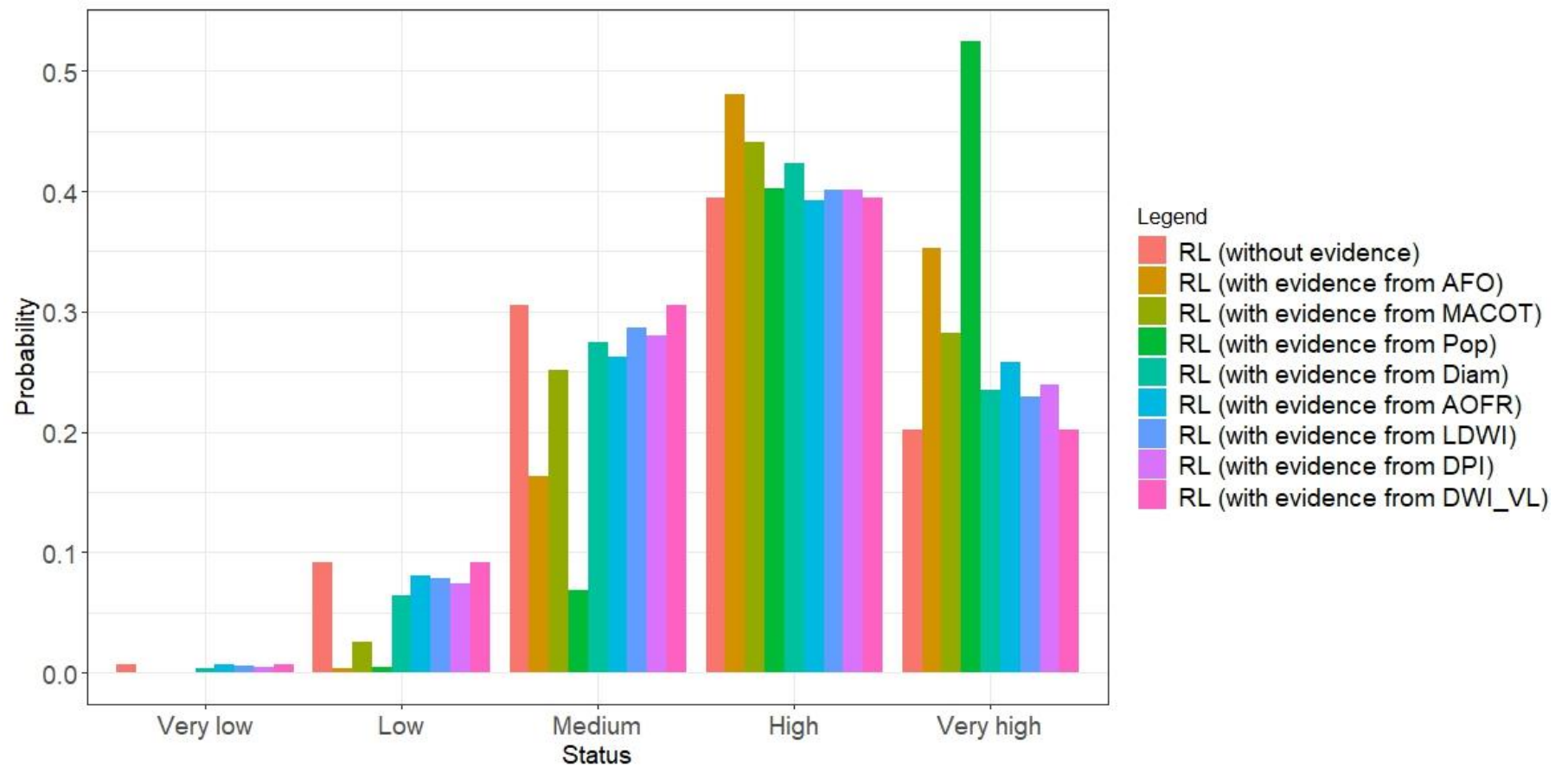


Figure D- 2 Probability distributions of risk level node (RL) with and without setting evidence in input nodes.



Figure D- 3 Categories of scenarios tested for Bayesian network validation (category 1 based on population level, category 2 based on CSO frequency level, and category 3 based on CSO duration level).

Table D- 3 Details of all modeled scenarios.

Scenario number	State evidence							
	Pop	Diam	AFO	MACO T	AOF R	DPI	LDW I	DWI_V L
S1	0 to 50	<0.9	0 to 1	0 to 1	Yes	0 to 0.2	ORB	Low
S2	>=500 0	>=1. 5	>=14	>=262	Yes	0.8 to 1	SRB	High
S3	0 to 50	<0.9	1 to 2	1 to 23	Yes	0.8 to 1	SRB	Low
S4	0 to 50	<0.9	>=14	>=262	Yes	0.8 to 1	SRB	Low
S5	0 to 50	<0.9	>=14	>=262	Yes	0 to 0.2	ORB	Low
S6	>=500 0	>=1. 5	1 to 2	1 to 23	Yes	0.8 to 1	SRB	Low
S7	>=500 0	>=1. 5	1 to 2	1 to 23	Yes	0 to 0.2	ORB	Low
S8	>=500 0	>=1. 5	>=14	>=262	Yes	0 to 0.2	ORB	Low
S9	0 to 50	<0.9	1 to 2	1 to 23	No	0.8 to 1	SRB	Low
S10	0 to 50	<0.9	1 to 2	>=262	Yes	0.8 to 1	SRB	Low
S11	0 to 50	<0.9	>=14	1 to 23	Yes	0.8 to 1	SRB	Low

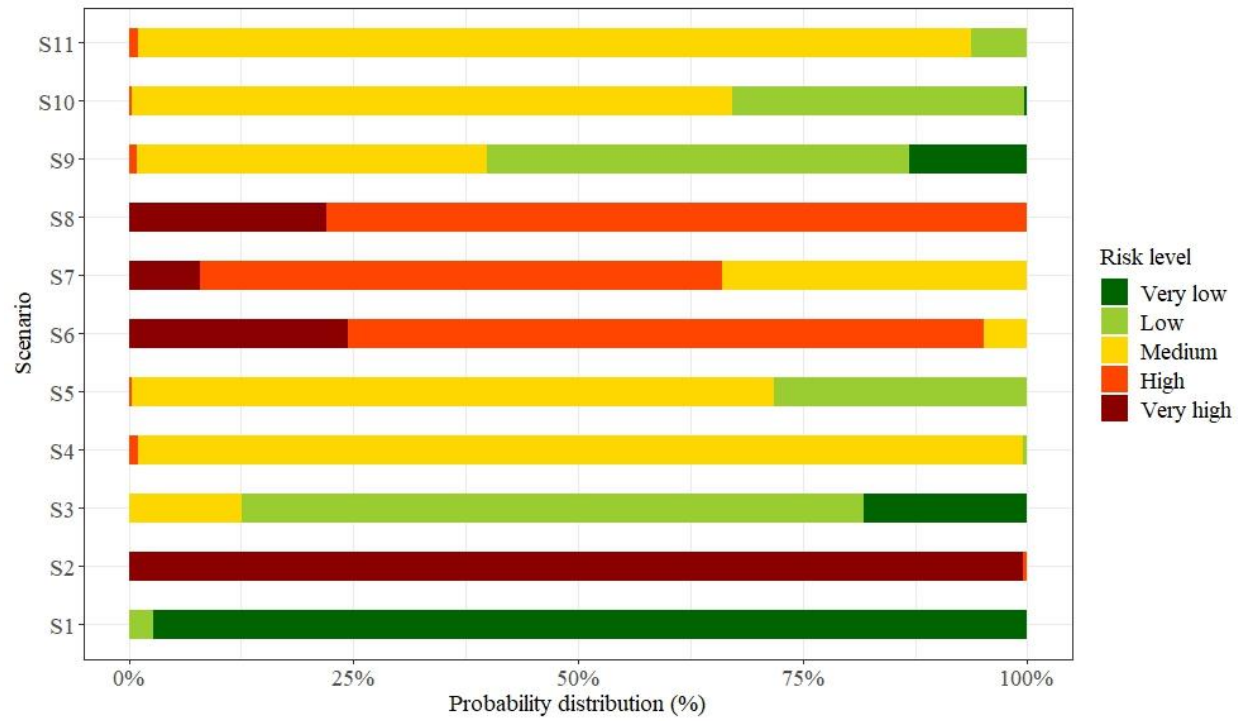


Figure D- 4 Results of the probabilities of the risk levels corresponding with scenarios developed for the Bayesian network's validation.