



# Adaptation et modélisation spatiale d'un indice de qualité de l'eau potable

Essai-projet

Emma Mamifarananahary

**Maîtrise en aménagement du territoire et développement régional**  
Maître en aménagement du territoire et développement régional (M.ATDR)

Québec, Canada

© Emma Mamifarananahary, 2018

# Adaptation et modélisation spatiale d'un indice de qualité de l'eau potable

Essai-projet

Emma Mamifarananahary

Sous la direction de :

Manuel Rodriguez, directeur de recherche



## Résumé

Ce projet consiste à l'adaptation et à la modélisation spatiale de l'indice de la qualité de l'eau potable (IQEP) dans un palier de pression de la Ville de Québec. Les données de suivi microbiologique, physicochimique et esthétique de janvier 2015 à décembre 2016 ont été utilisées. La première partie du travail consiste à établir des seuils qui vont servir à adapter l'IQEP selon l'approche du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). Trois catégories de seuils ont été ciblées : (i) un seuil strict qui a été déterminé par la méthode des percentiles et correspond au 50<sup>e</sup> rang. L'IQEP déterminé avec ce seuil catégorise l'eau de ce palier de pression, de qualité « inférieure » ; (ii) un seuil intermédiaire qui a été adopté à partir du seuil *bon* du panel d'experts de la Ville de Québec. L'IQEP dans cette catégorie correspond aux eaux de qualité « moyenne » selon la classification de CCME ; et (iii) un seuil souple, moins strict, mais, qui respecte les normes et recommandations sur la qualité de l'eau potable. L'approche de détermination de seuil de vérification de contamination des eaux souterraines du Guide technique de suivi de la qualité des eaux souterraines (GTSQES) a été utilisé pour ce dernier. C'est une approche basée sur les statistiques des rangs. L'IQEP ainsi obtenu correspond aux eaux de « bonne » qualité à « excellente ». La deuxième partie du projet a été consacrée à la modélisation spatiale de ces indices. Cette partie consiste à choisir le modèle de variogramme qui estime le mieux la distribution spatiale de ces indices. C'est le variogramme exponentiel qui a été choisi. Une validation croisée de type *leave one out* a été utilisée pour valider ce modèle. Finalement, le krigeage ordinaire a été utilisé pour l'interpolation spatiale. La modélisation de la distribution spatiale des indices a permis d'identifier que les secteurs Saint-Sacrement, Basse-Ville et Estimauville sont les secteurs ayant une eau de qualité inférieure par rapport aux autres secteurs.

**Mots-clés :** *Indice de la qualité de l'eau, eau potable, modélisation spatiale, Ville de Québec, CCME, GTSQES*

# Table des matières

<b>Résumé .....</b>	<b>iii</b>
<b>Table des matières .....</b>	<b>iv</b>
<b>Liste des tableaux.....</b>	<b>vi</b>
<b>Liste des figures .....</b>	<b>vi</b>
<b>Remerciements.....</b>	<b>ix</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>1</b>
<b>1. Méthodologie .....</b>	<b>8</b>
<b>1.1. Étude des cas .....</b>	<b>8</b>
<b>1.2. Déterminations des seuils .....</b>	<b>10</b>
1.2.1. Approche Panel d'experts Ville de Québec (seuil $S_V$ ) .....	10
1.2.2. Approche statistique (seuil $S_S$ ).....	10
1.2.3. Approche Revue de littérature (seuil $S_G$ ).....	11
a) Validation des données .....	11
b) Détermination du seuil.....	12
<b>1.3. Adaptation de l'indice de qualité de l'eau potable .....</b>	<b>13</b>
<b>1.4. Modélisation spatiale .....</b>	<b>13</b>
1.4.1. Variogramme .....	14
1.4.2. Validation .....	16
1.4.3. Krigeage .....	16
<b>2. Résultats et discussion .....</b>	<b>17</b>
<b>2.1. Analyse de la base de données .....</b>	<b>17</b>
<b>2.2. Détermination des seuils .....</b>	<b>18</b>
<b>2.3. Calcul de l'indice de la qualité de l'eau potable.....</b>	<b>23</b>
<b>2.4 Modélisation spatiale .....</b>	<b>25</b>
2.4.1. Dispersion .....	25
2.4.2. Variogramme .....	25
2.4.3 Krigeage .....	28
<b>Conclusions .....</b>	<b>31</b>
<b>Références .....</b>	<b>35</b>

<b>ANNEXES.....</b>	<b>41</b>
<b>Annexe A : Déterminations des termes dans l'IQE selon le modèle du CCME ..</b>	<b>41</b>
<b>Annexe B : Test de Grubbs .....</b>	<b>43</b>
<b>Annexe C: Méthode de GTSQES.....</b>	<b>44</b>
<b>Annexe D : Variogramme .....</b>	<b>46</b>
<b>Annexe E : Exemple de programme de validation de modèle de variogramme sur Matlab .....</b>	<b>48</b>
<b>Annexe F: Étude de la dispersion des indices .....</b>	<b>53</b>

## Liste des tableaux

Tableau 1. Statistiques descriptives pour les paramètres considérés .....	18
Tableau 2. Classes de seuils élaborés par le Panel d'experts de la la Ville de Québec .....	19
Tableau 3. Synthèse des différents percentiles de chaque paramètre .....	20
Tableau 4. Seuils obtenus avec la méthode du GTSQES .....	21
Tableau 5. Récapitulation des valeurs des trois seuils obtenues .....	22
Tableau 6. Synthèse des valeurs d'indice obtenues avec les trois catégories de seuil .....	23
Tableau 7. Principales caractéristiques des variogrammes expérimentaux pour les trois catégories d'indice. ....	27
Tableau 8. Tableau comparatif des RMSE de chaque modèle appliqué à chaque catégorie d'indice. ....	27

## Liste des figures

Figure 1. Carte de localisation de la zone d'étude.....	8
Figure 2. Variogramme expérimental.....	15
Figure 3. Synthèse des étapes effectuées pour la modélisation spatiale. .	17
Figure 4. Variogramme expérimental de $I_E$ .....	25
Figure 5. Variogramme expérimental de $I_B$ .....	26
Figure 6. Variogramme expérimental de $I_M$ .....	26
Figure 7. Krigeage ordinaire de l'indice $I_E$ .....	28

<b>Figure 8. Krigeage ordinaire de l'indice <math>I_B</math>.....</b>	<b>29</b>
<b>Figure 9. Krigeage ordinaire de l'indice <math>I_M</math>.....</b>	<b>29</b>
<b>Figure C: Formulaire de détermination du rang correspondant à la probabilité cible <math>1- \alpha_1</math>.....</b>	<b>45</b>
<b>Figure F-1. Dispersion de l'indice <math>I_E</math> obtenu avec le seuil de catégorie élevée.....</b>	<b>53</b>
<b>Figure F-2. Dispersion de l'indice <math>I_B</math> obtenu avec le seuil de catégorie bonne.....</b>	<b>53</b>
<b>Figure F-3. Dispersion de l'indice <math>I_M</math> obtenu avec le seuil de catégorie moyenne.....</b>	<b>54</b>

*Je dédie ce travail, en hommage  
À ma maman chérie et à mon papa,  
Merci de m'avoir montré la voie ;  
À Mon beau-papa Philippe*

*Et en reconnaissance  
À mes amours Brad, Jean, et Ninie  
À toutes mes sœurs et à tous mes frères,  
Et à toute ma famille à Madagascar  
Je vous aime*

*« An'Andriamanitra irery ny voninahitra ! »*

## Remerciements

J'adresse mes sincères remerciements aux personnes qui m'ont aidé dans la réalisation de ce projet. En particulier,

Manuel Rodriguez, mon directeur de projet, pour avoir retenu ma candidature, pour m'avoir prodigué des conseils précieux, et pour avoir été patient envers moi,

Ianis Delpla, pour sa disponibilité, ses questions et ses critiques qui m'ont aidées à me surpasser dans mes travaux,

Anna Scheili, pour son expertise, son encouragement et surtout son empathie,

Willem, Lyne et Francine, pour leur bonne humeur et leur disponibilité,

La Ville de Québec, en la personne de son Directeur de la Division de la qualité de l'eau, François Proulx, pour m'avoir fourni les données utilisées dans ce projet,

La Chaire de recherche en eau potable de l'Université Laval, pour avoir subventionné ce projet. Et tous les membres de la Chaire, pour avoir échangé des expertises et les bonnes humeurs,

Je tiens aussi à remercier toutes les personnes qui ont contribué d'une certaine façon à la réalisation de mon « projet de vie » :

Tous mes professeurs, pour les bagages de connaissances et les conseils qu'ils m'ont prodigués,

Mes compagnons de promotion, la communauté malgache à Québec, et Thierno pour leur soutien moral,

Ma belle-famille à Québec, pour m'avoir accueilli parmi eux,

Mes frères et sœurs, et toute ma famille à Madagascar, pour leur amour, leurs prières et leur présence constante, malgré la distance.

Et non les moindres, mon fils adoré Brad et mon conjoint Jean, pour leurs sacrifices, leurs supports moral et financier. Sans vous, je n'aurais pas tenu bon durant mes pires moments.

## Introduction

Le Québec est parmi les chefs de file mondiaux en matière de gestion de l'eau potable (MDDELCC, 2017). Cette place lui est value, grâce aux normes et contrôles de qualité de l'eau, considérés comme faisant partie des plus rigoureux au monde (MDDELCC, 2017). Ces normes sont inscrites dans le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (Q-2, r.40), en vigueur depuis juin 2001 et qui découle de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE).

Le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP) comporte 80 normes de qualité microbiologique et physicochimique, et vise à améliorer la protection de la santé publique (Gouvernement du Québec, 2017). Ce même règlement oblige, entre autres, les exploitants des systèmes de distribution municipaux, privés, institutionnels et touristiques à respecter les exigences de contrôle de la qualité de l'eau distribuée (Gouvernement du Québec, 2017). Le cas échéant, ces responsables doivent appliquer le traitement requis afin de garantir la qualité de l'eau.

Plusieurs paramètres microbiologiques et physicochimiques sont régulièrement contrôlés dans les réseaux de distribution. Le contrôle de ces paramètres vise à déterminer l'efficacité du système de traitement de l'eau et à indiquer les changements de qualité de cette eau. Ce contrôle permet aussi à gérer adéquatement et à minimiser, le risque aigu (paramètres microbiologiques) et chronique (paramètres physicochimiques), que pourrait engendrer ces paramètres, sur la santé de la population (Ville de Québec, 2017).

Dans les réseaux de distribution d'eau potable, Santé Canada recommande de faire un suivi prioritaire des contaminants biologiques en particulier des microorganismes dits indicateurs tels que les *indicateurs sanitaires* et les *indicateurs de la qualité bactérienne de l'eau*. Dans l'analyse microbiologique effectuée par la Ville de Québec, les indicateurs sanitaires sont représentés par *Escherichia coli* (*E. coli*), tandis que les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA) ainsi que les bactéries atypiques représentent les indicateurs de la qualité bactérienne de l'eau. La présence d'*E. coli* dans

l'eau présente un risque pour la santé humaine (MDDELCC, 2017). En effet, la présence d'*E. coli* indique non seulement une contamination fécale récente dans l'eau, mais aussi une possible présence de microorganismes qui peuvent dégrader la qualité organoleptique de l'eau, d'une part (Berry et al., 2006), mais aussi engendrer des maladies d'origine hydrique telles que les maladies gastro-intestinales (Berger et al., 2006 ; Cool, 2007), d'autre part, comme lors de l'épidémie d'origine hydrique à Walkerton (Canada) en 2000, causée par les pathogènes *E. coli* O<sub>157</sub>:H<sub>7</sub> et *Campylobacter jejuni* qui a provoqué 2 300 cas de gastroentérites, 65 hospitalisations et 7 décès (O'Connor, 2002). Selon le RQEP, une eau destinée à la consommation humaine doit être exempte d'*E. coli*. Les BHAA représentent le décompte total des germes présents dans l'eau (MDDELCC, 2017). Elles peuvent servir d'indicateur de présence de matière organique résiduelle, qui favorise la croissance des bactéries dans les conduites du système d'alimentation en eau potable (CEP, 2017). Les BHAA sont utilisées aussi pour contrôler la qualité de la désinfection<sup>1</sup>. Les bactéries atypiques sont des colonies bactériennes qui font partie des BHAA et dont le dénombrement sert à évaluer la densité bactérienne de l'eau (INSPQ, 2002). Elles peuvent être observées lors de la recherche de coliformes (fécaux et totaux) (INSPQ, 2002). Les BHAA ainsi que les bactéries atypiques indiquent le niveau de dégradation de la qualité de l'eau ou le mauvais entretien du système de distribution (MDDELCC, 2017). La CMA recommandée pour les BHAA est de 500 « unité formant colonie » (UFC) par millilitre, tandis que de 200UFC par 100 ml pour les bactéries atypiques (Santé Canada, 2017). Si elles dépassent ces valeurs, elles entrent en compétition avec les coliformes totaux et peuvent masquer la présence de ces derniers lors de l'analyse (MDDELCC, 2017).

Les paramètres physicochimiques qui sont analysés périodiquement par la Ville de Québec sont : la turbidité, le chlore résiduel libre, le pH, la température de l'eau, la conductivité électrique, l'alcalinité et l'absorbance (UV à 254nm). La turbidité mesure l'aspect trouble de l'eau (MDDELCC, 2017). Elle peut être causée par des particules organiques (décomposition des algues par exemple) ou inorganiques (argile, limon, carbonate de calcium) qui se trouvent en suspension dans l'eau et peuvent entraîner un aspect trouble à l'eau (Scheili, 2015). Ces particules peuvent transporter un nombre

---

<sup>1</sup> Stratégie de conservation de l'eau potable (Ville de Québec)

important de microorganismes (MDDELCC, 2017; Scheili, 2015 ; Valster *et al.*, 2011). Il n'existe pas de norme concernant la turbidité, mais le gouvernement du Canada recommande que l'eau au point de mise en distribution ait un niveau de turbidité inférieur ou égal à 5UTN (unités de turbidité néphalométriques) (INSPQ, 2016; Scheili, 2015). Toutefois, un seuil de vérification de 0,5 UTN a été mis en place par le Gouvernement du Québec pour les réseaux qui sont approvisionnés par les eaux de surfaces (Gouvernement du Québec, 2012 ; Scheili, 2015). Le chlore libre est un résiduel de désinfectant qui doit être maintenu dans le réseau de distribution pour minimiser la croissance bactérienne (Scheili, 2015; Zhang et DiGiano, 2002) et limiter les problèmes connexes de goût et d'odeur (LeChevallier, 1998 ; Trussell, 1999). Une diminution rapide de la concentration résiduelle du chlore libre est un signal d'alarme immédiat d'une défaillance du traitement ou d'une présence de brèche dans l'intégrité du réseau de distribution (LeChevallier, 1998 ; Haas, 1999 ; Santé Canada, 2016). Au Canada, les concentrations résiduelles de chlore libre dans le réseau de distribution sont maintenues généralement entre 0,04 et 2,0 mg/l (Santé Canada, 2016). Aussi, le chlore peut entrer en réaction avec certaines matières organiques naturelles (MON) présentes dans l'eau traitée pour former des sous-produits (chlorés) de désinfection (SPD) (Guilherme et Rodriguez, 2014 ; Scheili, 2015; Wei *et al.*, 2008 ;). Les SPD les plus connus sont les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA) (Guilherme et Rodriguez, 2014 ; Scheili, 2015). Ces sous-produits peuvent avoir des effets sanitaires potentiels s'ils sont ingérés (Guilherme et Rodriguez, 2014 ; Richardson, 2011 ; Scheili, 2015). Leurs concentrations doivent être alors maintenues au niveau le plus bas possible sans compromettre l'efficacité de la désinfection (Santé Canada, 2016). Le pH représente l'acidité et l'alcalinité de l'eau. Le suivi de pH dans le réseau de distribution est important pour contrôler la corrosion ou l'érosion des conduites afin de minimiser l'exposition aux métaux comme le plomb (Santé Canada, 2015 ; Ville de Québec, 2017). Le pH peut avoir un impact important sur la chimie de l'eau et ainsi interférer sur l'efficacité des procédés de traitement (coagulation et désinfection) (Santé Canada, 2015). Une baisse anormale du pH peut entre autres révéler une croissance du biofilm (Santé Canada, 2015 ; MDDELCC, 2016). Une hausse anormale du pH peut signifier un mauvais dosage à la station de traitement (MDDELCC, 2016). Une valeur de pH inférieur à 6,5 peut conduire à un risque accru de corrosion, de dissolution des métaux et de formation de AHA

(MDDELCC, 2016), tandis qu'une valeur de pH supérieure à 8,5 peut provoquer un risque accru d'entartrage par la précipitation du carbonate de calcium, la formation de THM et la diminution du pouvoir du chlore (MDDELCC, 2016). La température de l'eau touche tous les aspects du traitement et de la distribution de l'eau (Santé Canada, 2009). Généralement, une baisse de la température entraîne un ralentissement des réactions chimiques (Santé Canada, 2009). Une hausse de la température, par contre, peut favoriser la formation de plusieurs SPD. Cette hausse de la température provoque aussi une dégradation plus rapide du chlore dans l'eau, ce qui peut favoriser une croissance microbienne subséquente (Besner, 1999). Lorsque la température de l'eau dans le réseau dépasse 15°C, une fréquence d'apparition plus élevée des coliformes ainsi qu'une prolifération d'autres microorganismes indésirables peut être observée et conduire à des odeurs et des goûts désagréables à l'eau (Besner, 1999 ; Santé Canada, 2009). La conductivité de l'eau sert à déterminer la quantité de matière dissoute dans l'eau (nombre de moles dissoutes par litre) (Cristina et al., 2014). La mesure de la conductivité de l'eau permet d'évaluer approximativement la minéralisation de l'eau et de suivre son évolution (Cristina et al., 2014). Dans le réseau de distribution, le suivi en continu de la variation de concentration de la conductivité électrique de l'eau peut permettre de signaler des contaminations par les eaux usées (Cristina et al., 2014). L'alcalinité est la mesure de la capacité de l'eau à neutraliser les acides, qui peuvent favoriser la corrosion des canalisations et des raccords de plomberie (Santé Canada, 2015). Actuellement, il n'existe aucune recommandation pour l'alcalinité, mais comme elle se rapproche de la dureté de l'eau en termes de  $\text{CaCO}_3$ , une alcalinité entre 80 et 100 mg/l peut donc assurer un équilibre acceptable entre la corrosion et l'entartrage (Santé Canada, 2015). Enfin, la mesure de l'absorbance (UV à 254 nm ou UV254) peut être utilisée comme mesure alternative de la matière organique responsable de la génération des SPD (INSPQ, 2017 ; Scheili, 2015).

L'aspect esthétique de l'eau peut être aussi évalué par la mesure de la couleur apparente. La couleur apparente est la couleur mesurée dans de l'eau contenant des matières en suspension (Santé Canada, 2008). La coloration de l'eau n'a pas un lien direct avec les problèmes de santé, toutefois, la décoloration est nécessaire pour des raisons d'apparence, et pour permettre d'assurer un traitement efficace de l'eau (Santé Canada,

2008). La recommandation pour la couleur apparente est de 15 UCA (unité de couleur apparente).

Selon l'article 53.3 du RQEP, le responsable d'un système de distribution doit fournir un bilan annuel de la qualité de l'eau de consommation desservie aux citoyens (Gouvernement du Québec, 2017). Cependant, le bilan ainsi obtenu est généralement très technique et détaillé et ne fournit pas une vue d'ensemble sur la qualité de l'eau potable. L'utilisation d'un indicateur fournissant des informations simples et synthétiques que les décideurs, les responsables des ressources ainsi que le grand public peuvent comprendre facilement sans entrer dans les détails techniques s'avère alors nécessaire. Dans le cadre de ce projet, l'indicateur utilisé est l'indice de la qualité de l'eau potable.

L'indice de la qualité de l'eau potable (IQEP) est un outil d'évaluation globale de la qualité de l'eau potable, décrit par un certain nombre de paramètres qui doivent respecter les exigences réglementaires (Scheili, 2015). Il permet de synthétiser des données complexes sur la qualité de l'eau potable en facilitant ainsi la communication au grand public (CCME, 2001a). En effet, l'IQEP permet la représentation de mesures de différents paramètres par une seule valeur et en une seule unité (CCME, 2001a). L'IQEP n'est pas destiné à remplacer un examen approfondi des données de suivi et de contrôle du réseau de distribution, mais à avoir une vue d'ensemble sur la qualité de l'eau potable dans ce réseau (CCME, 2001a).

L'indice de la qualité de l'eau (IQE) a été développé pour la première fois en 1965 pour les eaux brutes par Horton aux Etats-Unis en sélectionnant 10 paramètres de la qualité de l'eau parmi les plus couramment utilisés, tels que l'oxygène dissous, le pH, les coliformes, l'alcalinité, etc. (Horton, 1965, Scheili, 2015 ; Tyagi et *al.*, 2013,). Par la suite, un grand nombre d'indices de la qualité des eaux brutes ont été développés selon les besoins d'une région donnée (Lumb, 2002 ; Tyagi et *al.*, 2013). Parmi ces indices, prenons l'exemple de l'indice de la qualité générale de l'eau pour les rivières du Québec. Cet indice représente la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) des rivières et petits cours d'eau du Québec pour l'ensemble des usages potentiels (baignade, activités nautiques,

protection de la vie aquatique, approvisionnement en eau potable et protection du plan d'eau contre l'eutrophisation). L'IQBP a été développé à partir du calcul des sous-indices avec les « courbes Delphi » où, la signification des valeurs des paramètres de qualité de l'eau est fondée sur l'opinion des experts (CCME, 2001b ; Hébert, 1996). Le Centre St-Laurent a également développé un indice fondé sur les recommandations visant la protection de la vie aquatique, les usages récréatifs, la consommation humaine et la conchyliculture dans les zones d'eau de mer de l'estuaire du Saint-Laurent (CCME, 2001b). En 1996, les différentes méthodes de développement d'IQE ont été analysées et résumées pour le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (Munger, 1996). À partir de ces résumés, le CCME a développé, en 1999, un IQE en se basant sur celui utilisé en Colombie-Britannique, qui est fondé sur la combinaison de trois facteurs, à savoir : le nombre de variables non conformes aux objectifs, la fréquence à laquelle les objectifs ne sont pas respectés et l'écart entre les mesures non conformes et les objectifs correspondants (CCME, 2001b ; Scheili, 2015).

Bien qu'il y ait un grand nombre d'IQE développé au Canada (Alberta, Manitoba et Ontario) et ailleurs dans le monde, tous ne s'appliquent pas forcément à l'eau potable en raison de leur formulation unique ou du nombre et du type de paramètres qu'ils utilisent (Khan et *al.*, 2004 ; Scheili, 2015). Le Gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador a appliqué l'indice du CCME pour adopter un IQE à l'eau potable du réseau gouvernemental (Khan et *al.*, 2004 ; Scheili, 2015). Le choix de cet indice a été basé sur sa flexibilité et sa transférabilité (CCME, 2001a). Il permet une marge de manœuvre dans le choix des paramètres à considérer, que ce soit leur nombre, leur type ou leur fréquence (CCME, 2001a ; Scheili, 2015). À partir de l'IQE du CCME, Scheili (2015) a développé et appliqué un IQEP, destiné aux opérateurs de 25 petits réseaux de distribution d'eau potable dans les provinces de Québec et de Terre et Labrador. Le présent projet vise à adapter l'IQEP développé dans Scheili (2015), sur un palier de pression situé dans le réseau de distribution d'eau potable de la Ville de Québec.

L'**objectif principal** du présent travail est de développer et de tester une méthodologie qui permet d'adapter un indice de la qualité de l'eau potable pour que les

responsables des réseaux de distribution d'eau potable ainsi que les citoyens puissent avoir une information concise, pertinente et facile à comprendre sur l'état général de la qualité de l'eau sur leur territoire. Pour atteindre cet objectif principal, deux objectifs spécifiques seront considérés. Tout d'abord, le **premier objectif spécifique est** d'établir des seuils qui seront utilisés dans le calcul de l'IQEP selon l'approche du CCME. Ces seuils seront établis à partir de trois méthodes, à savoir l'« Approche Panel d'experts Ville de Québec », la méthode statistique et l'« Approche Revue de littérature » (Guide technique de suivi de la qualité des eaux souterraines – GTSQES). Le **deuxième objectif spécifique du** projet est de proposer une démarche pour assigner de valeurs de la qualité de l'eau aux points du réseau de distribution qui n'ont pas été échantillonnés. Cette démarche sera effectuée par modélisation spatiale.

# 1. Méthodologie

## 1.1. Étude des cas

Le réseau de distribution de la Ville de Québec comporte 96 paliers de pression<sup>2</sup>. Un palier de pression est un territoire dont la différence d'altitude entre le réservoir d'eau potable et le point de distribution est la même (Ville de Québec, 2017). La zone d'étude du présent travail se situe dans le palier de pression appelé « basse-ville » qui représente les réseaux de distribution d'eau potable des quartiers centraux de la Ville de Québec. Les critères de choix de ce palier sont basés sur le nombre conséquent de points de suivi (n=15), d'un côté, et sur le nombre de données disponibles par paramètres, de l'autre côté.



Figure 1. Carte de localisation de la zone d'étude

Source carte du fond: ESRI-Earthstar Geographics

<sup>2</sup> Vérificateur général de la Ville de Québec, Rapport annuel 2016

La Ville de Québec prélève mensuellement plus de 500 échantillons en différents points de ses réseaux de distribution. Les données utilisées dans le présent projet sont issues de la base de données de la Division de la qualité de l'eau de la Ville de Québec. Elles proviennent du suivi routinier hebdomadaire effectué par la Ville de Québec sur deux années (de janvier 2015 à décembre 2016), dans les réseaux de distribution d'eau potable sur le palier de pression basse-ville. La base de données contient 11 paramètres, à savoir :

- 3 paramètres microbiologiques : E.coli, BHAA et bactéries atypiques ;
- 7 paramètres physicochimiques : pH, température, turbidité, conductivité, alcalinité, chlore résiduel (qualité chimique), et absorbance (indicateur MON) ;
- 1 paramètre esthétique : couleur apparente

9 paramètres parmi les 11 fournis par la Ville de Québec dans le cadre de ce projet ont été retenus. En effet, comme les résultats d'analyses d'E. coli et de bactéries atypiques sont toujours négatifs, par conséquent, ces deux paramètres ne seront pas considérés dans ce travail.

L'IQEP a été développé par Scheili (2015) à partir de celui proposé par le CCME pour la qualité des eaux naturelles

Cet indice intègre trois fonctions : l'étendue, la fréquence et l'amplitude, et s'écrit de la manière suivante :

$$I = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \quad (1)$$

Où,

F<sub>1</sub> : étendue qui représente le pourcentage de non-respect des seuils ;

F<sub>2</sub> : fréquence correspondant au pourcentage des paramètres non conformes aux seuils;

F<sub>3</sub> : amplitude, correspond à l'écart entre les paramètres non conformes et les seuils auxquels ils se rapportent. Ce terme dépend de l'excursion (écart de dépassement ou non-atteinte du seuil) et de la somme normalisée (avec le nombre total des valeurs, conforme ou non au seuil) des excursions.

Le diviseur 1,732 est appliqué pour normaliser la valeur de l'indice calculé afin de ramener la valeur maximale de cet indice à 100. Les détails sur  $F_1$ ,  $F_2$  et  $F_3$  sont présentés dans l'Annexe A.

## 1.2. Déterminations des seuils

Cette partie vise à établir trois catégories de seuils, qui varient selon le niveau d'exigence en termes de qualité de l'eau potable. Ces seuils ont été calculés selon trois approches :

- Approche statistique (Seuils  $S_S$ ): seuils stricts et exigeants de qualité de l'eau, que l'on peut qualifier de conservatifs. Ce sont des seuils qui visent l'« excellence » en matière de qualité de l'eau distribuée (catégorie Élevée) ;
- Approche Panel d'experts Ville de Québec (Seuils  $S_V$ ): seuils intermédiaires, moins stricts que ceux de la 1<sup>ère</sup> catégorie, et représentant les seuils proposés par les gestionnaires de l'eau potable de la Ville de Québec (catégorie Bonne);
- Approche Revue de littérature (Seuil  $S_G$ ): seuils acceptables, moins exigeants que les deux premières catégories, mais qui restent dans les gammes de valeurs données dans la réglementation québécoise et les recommandations canadiennes (catégorie Moyenne).

### 1.2.1. Approche Panel d'experts Ville de Québec (seuil $S_V$ )

Suite à un panel d'experts, les gestionnaires de l'eau potable de la Ville de Québec ont proposé trois catégories de seuils : *idéal*, *bon* et *acceptable*. Ces 3 catégories de seuils ont été utilisées comme point de départ et valeurs de référence pour les deux autres approches.

### 1.2.2. Approche statistique (seuil $S_S$ )

Cette approche consiste à calculer les différents percentiles (part sur 100) de chaque paramètre. Les valeurs obtenues ont ensuite été comparées avec les seuils proposés par la

Ville de Québec et le percentile correspondant au seuil idéal proposé par la Ville de Québec a été retenu. Enfin, les valeurs de chaque paramètre correspondant à ce percentile ont été choisies comme seuil statistique ( $S_s$ ). Les calculs ont été effectués avec Excel.

### 1.2.3. Approche Revue de littérature (seuil $S_G$ )

L'approche considérée ici est basée sur la méthode statistique préconisée par le MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) (2008) pour l'analyse des résultats du suivi de la qualité des eaux souterraines inscrit dans le *Guide technique de suivi de la qualité des eaux souterraines* (GTSQES).

La détermination du seuil selon le GTSQES est basée sur une méthode statistique non paramétrique. Cette méthode utilise le **rang** des données (statistique d'ordre) plutôt que des paramètres descriptifs comme la moyenne ou l'écart-type. L'avantage de cette approche non paramétrique réside sur le fait qu'elle ne nécessite aucune hypothèse sur la distribution des valeurs.

La méthode de détermination du seuil comprend deux étapes : la validation des données et la détermination du seuil proprement dite.

#### a) Validation des données

La validation des données consiste à identifier les *valeurs singulières* pour chaque paramètre afin d'assurer leur homogénéité (MDDEP, 2008a). Les valeurs singulières sont les données qui ne semblent pas appartenir à la distribution normale observée des autres valeurs pour un même paramètre. Ces données singulières peuvent provenir d'une erreur de mesure ou de transcription, ou de toute autre cause qui pourrait affecter les données (erreur de manipulation lors de l'analyse) (MDDEP, 2008a). Différents tests statistiques comme le test de Grubbs, le test de Rosner, le test de coefficient d'aplatissement, le test de Shapiro-Wilk, le test de Dixon, etc. peuvent être utilisés pour déterminer les valeurs singulières. Le test de Grubbs a été choisi dans la présente étude étant donné qu'il permet de déterminer les valeurs singulières extrêmes (plus grandes ou plus petites) (Annexe B).

Il est, toutefois, recommandé de faire attention dans l'identification des valeurs singulières et de n'enlever ces valeurs que s'il est évident qu'elles sont aberrantes. Une

attention particulière a été portée au paramètre BHAA, où l'écart entre les valeurs est très grand (de zéro à 500) quelle que soit la localisation dans le réseau. De ce fait, la recherche des valeurs singulières a été effectuée par point de suivi et par paramètre, au lieu d'être faite par paramètre pour l'ensemble des points de suivi, tel que cela est habituellement fait. Ces valeurs singulières ont été ensuite enlevées de la base de données. Le logiciel d'analyse statistique *Ellistat* (version gratuite pour étudiants) a été utilisé pour cette étape.

### b) Détermination du seuil

La détermination du seuil selon la méthode de GTSQES consiste à définir une valeur de ce seuil de telle manière que si cette valeur est dépassée lors de 2 campagnes de suivi successives, il n'y aurait que 5% de chances (*probabilité  $\alpha$* ) que cela ne signifie pas une tendance à la hausse (MDDEP, 2008a). Autrement dit, le coefficient de confiance que l'on accorde aux résultats est de 95%. Ce coefficient de confiance est aussi appelé **niveau de signification**  $1-\alpha$ . Etant donnée que c'est une méthode de statistique de rang, il faut tout d'abord ordonner les données de chaque paramètre par ordre croissant. Ensuite, fixer un niveau de signification de 95% (probabilité  $\alpha$  de 5%) pour l'ensemble des couples point-paramètre ( $r^*p = 15 \times 9$  dans notre cas). La probabilité  $\alpha$  est distribuée entre chacun des couples point-paramètre pour avoir une nouvelle probabilité  $\alpha_1$ , avec  $\alpha_1 = \alpha / (r^*p)$ .

Le niveau de signification correspondant à  $\alpha_1$  est déterminé par  $1 - \alpha_1$  tel que :

- pour  $r^*p$  base de données (une base par paramètre pour chaque point), le niveau de signification vaut  $1 - (0,05/r^*p)$
- pour  $p$  bases de données (une base par paramètre pour l'ensemble des points de suivi réunis), le niveau de signification vaut  $1 - (0,05/p)$ . C'est le cas adopté dans cette étude.

Si le rang  $j = n$  ne correspond pas à la probabilité  $1 - \alpha_1$ , alors il faut descendre au rang plus bas ( $j = n-1, n-2$ , etc.) jusqu'à l'obtention de la probabilité ciblée  $1 - \alpha_1$  ou une valeur qui lui est juste inférieure. Un fichier de calcul, proposé par le GTSQES, a été utilisé pour réaliser cette étape. Ce fichier est présenté en Annexe C.

### 1.3. Adaptation de l'indice de qualité de l'eau potable

Les indices de qualité de l'eau ont été calculés pour chaque point de suivi en utilisant les seuils  $S_S$ ,  $S_V$  et  $S_G$  préalablement définis, avec un modèle de calcul sur Excel qui a été programmé par le CCME et a été adapté par Scheili (2015). Les détails d'utilisation de ce modèle peuvent être téléchargés gratuitement sur le site :

[http://www.ccme.ca/en/resources/canadian\\_environmental\\_quality\\_guidelines/calculators.html](http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html)

Les valeurs d'indice ainsi obtenues ont été catégorisées. Cette catégorisation a été adaptée à partir de celle proposée par le CCME, même si cette dernière a été élaborée pour les eaux brutes. Dans le présent travail, l'indice indiquera surtout le degré de détérioration de la qualité de l'eau potable.

- *Excellente* :  $95 < I < 100$ , Pratiquement aucune détérioration n'est décelée;
- *Bonne* :  $80 < I < 94$ , Présence d'une détérioration mineure;
- *Moyenne* :  $65 < I < 79$ , Occasionnellement détériorée;
- *Moindre* :  $45 < I < 64$ , Fréquemment détériorée;
- *Inférieure* :  $0 < I < 44$ , Presque toujours détériorée.

L'étape suivante permet l'assignation des valeurs d'IQEP pour les secteurs du réseau de distribution où aucun prélèvement n'a été effectué dans le cadre du suivi routinier de la qualité de l'eau par la Ville de Québec.

### 1.4. Modélisation spatiale

Cette composante du travail consiste à effectuer une modélisation spatiale de la distribution des valeurs d'indices obtenues précédemment selon les trois types d'approches. Elle comporte deux étapes. La première étape consiste à déterminer à l'aide d'un variogramme le modèle qui décrit le mieux la distribution spatiale des valeurs de l'indice. La deuxième étape consiste à faire une interpolation spatiale par krigeage ordinaire des valeurs d'indices obtenues.

### 1.4.1. Variogramme

#### Principe

Pour deux variables aléatoires  $V(x)$  et  $V(x+h)$  distantes de  $h$ , la dispersion autour de leur moyenne est appelée *variance* (Marcotte, s.d., chap.2). La variance correspond au carré de l'écart-type, noté  $(s)^2$ . Elle est proportionnelle à la distance entre deux variables. La demi-variance de  $V(x)-V(x+h)$  est appelée *variogramme* et est exprimée par l'équation suivante :

$$\gamma(x, x + h) = \frac{1}{2} * \text{Var}(V(x) - V(x + h)) \quad (2)$$

L'utilisation du variogramme dans la modélisation de la distribution spatiale d'une variable aléatoire permet de mesurer la dissemblance entre les variables en fonction de leur éloignement, grâce aux trois paramètres qui caractérisent ce variogramme (Marcotte, s.d., chap.2) :

- l'*effet pépité*  $C_0$ , qui traduit le comportement du variogramme à l'origine (ou près de l'origine). Un saut abrupt à l'origine traduit une absence de corrélation entre les valeurs prises en deux sites proches ;
- la *portée*  $a$ , qui représente la distance à partir de laquelle deux points d'observations ne se ressemblent plus du tout ;
- le *palier*  $(s)^2$ , correspond aux valeurs du variogramme à partir de  $h = a$ .

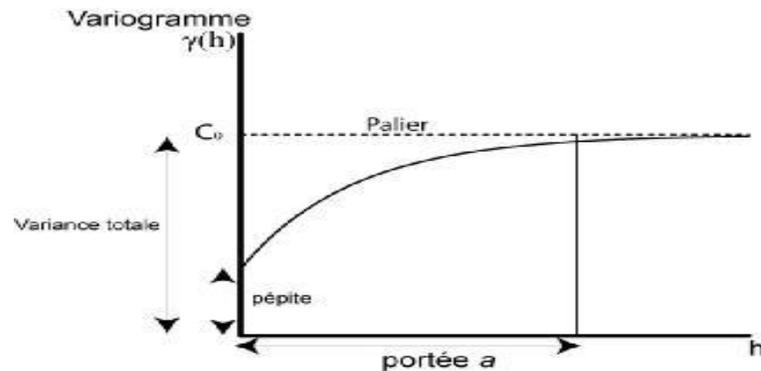


Figure 2. Variogramme expérimental

Application :

Pour chaque catégorie d'indice, un variogramme expérimental a été estimé avec le logiciel SGeMS (Stanford Geostatistical Modeling Software), un logiciel libre de géostatistique, téléchargeable gratuitement sur <http://sgems.sourceforge.net/>, et avec Matlab. La formule suivante a été utilisée :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [V(x_i) - V(x_i + h)]^2 \quad (3)$$

Où  $N(h)$  est le nombre de paires de points espacées de  $h$  et  $V$

À partir du variogramme ainsi obtenu,  $C_0$ ,  $a$  et  $s^2$  ont été estimés et utilisés dans trois modèles différents: exponentiel, sphérique et gaussien, afin de sélectionner celui qui représente le mieux la distribution des indices. Le modèle qui a la plus petite valeur de  $RMSE^3$  sera choisi et utilisé pour l'interpolation spatiale par krigeage (Marcotte, s.d., chap.2).

---

<sup>3</sup> RMSE : la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne

### **1.4.2. Validation**

La validation du modèle a été effectuée avec la méthode de *validation croisée* du type « *leave one out* ». Cette méthode consiste à éliminer à tour de rôle chaque indice de chaque point de suivi, et à l'estimer à l'aide des autres valeurs restantes (Marcotte, s.d., Vario. supp.). Par conséquent, une valeur estimée est obtenue pour chaque point de suivi. Chaque valeur estimée en un point a ensuite été comparée avec celle observée à ce point afin de déterminer si le modèle produit une valeur estimée proche de la valeur observée. La moyenne des erreurs quadratiques est calculée pour estimer l'erreur d'estimation. Cette validation a été aussi effectuée avec le logiciel Matlab (Annexe E).

### **1.4.3. Krigeage**

Le krigeage est une méthode d'interpolation spatiale qui cherche à estimer la valeur d'une variable régionalisée (IQEP dans notre cas) en un point quelconque d'une zone d'étude à partir des mesures observées (Marcotte, s.d., chap.5). Parmi les nombreux types de méthodes de krigeage existants, le krigeage simple, le krigeage ordinaire et le krigeage universel sont les plus utilisés. Dans le présent travail, le krigeage ordinaire a été utilisé, étant donné que les hypothèses de départ sont moins contraignantes : la moyenne et la variance du krigeage sont stationnaires, c'est-à-dire qu'ils ne dépendent pas de la position des points, mais dépendent seulement de la distance entre les points (Marcotte, s.d., chap.5). Le choix d'utiliser le krigeage plutôt qu'une autre méthode d'interpolation réside sur son exactitude en tant qu'interpolateur (Marcotte, s.d., chap.5). En effet, la valeur estimée avec cette méthode sur un point d'observation est égale à la valeur du point d'observation ( $V_{est} = V_{obs}$ ). Le krigeage minimise également la variance sur l'erreur d'estimation.

Le modèle de variogramme choisi précédemment sera utilisé pour déterminer les caractéristiques du krigeage (matrice et vecteur de covariance).

La représentation graphique de l'interpolation spatiale par krigeage ordinaire de chaque catégorie d'IQEP a été effectuée avec SGeMS.

La figure suivante résume les étapes effectuées pour la modélisation spatiale.

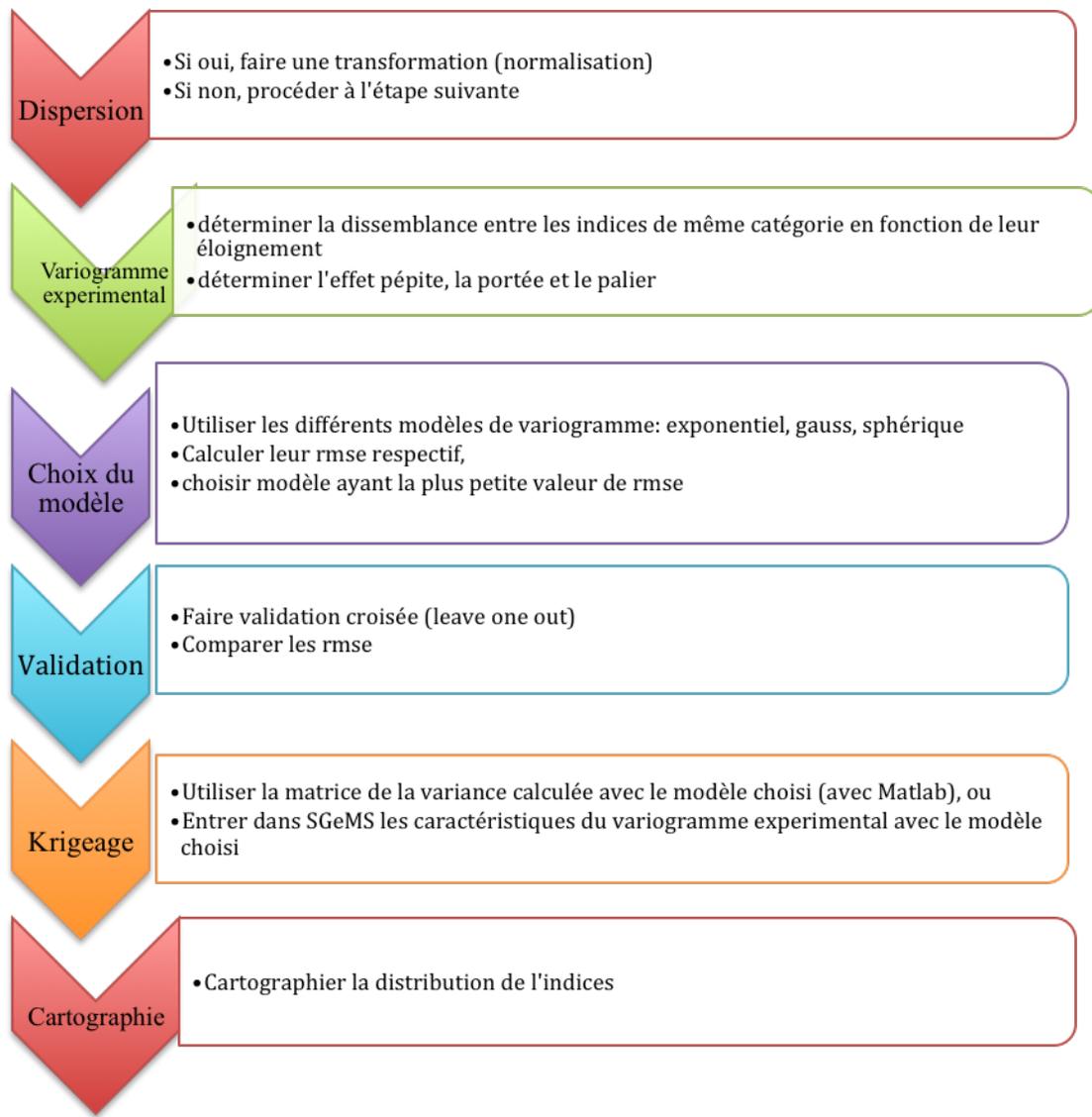


Figure 3. Synthèse des étapes effectuées pour la modélisation spatiale.

## 2. Résultats et discussion

### 2.1. Analyse de la base de données

Le nombre d'analyses effectuées pour chaque paramètre par la Division de la qualité de l'eau potable de la Ville de Québec est assez homogène (Tableau 1). Ces résultats montrent que la Ville de Québec analyse chacun de ces paramètres environ trente fois par an, soit plus de deux fois par mois. Le calcul de l'écart-type de chaque paramètre montre

qu'il y a une grande dispersion dans les valeurs des BHAA observées (entre 0 et 500 UFC/ml). Les valeurs supérieures à 100 UFC/ml sont principalement mesurées à l'extrémité du réseau et pendant la saison chaude. L'augmentation du temps de séjour et de la température durant la saison chaude favorise l'activité bactérienne et pourrait expliquer ces résultats. La conductivité présente aussi une grande dispersion des valeurs (de 55 à 427  $\mu$ mhos/cm).

Tableau 1. Statistiques descriptives pour les paramètres considérés

Nombre d'observations		Moyenne	Ecart-type	Min	Max
UV254 (/5cm)	493	0,14	<b>0,08</b>	0,07	1,03
Alcalinité (mg/l CaCO <sub>3</sub> )	489	28,7	<b>10</b>	7,50	96
BHAA (UFC/ml)	373	16	<b>57</b>	0	500
Chlore libre (mg/l)	505	0,61	<b>0,34</b>	0,03	1,42
Conductivité ( $\mu$ mhos/cm)	494	187	<b>60</b>	55,10	427
Couleur apparente (UCA)	493	3,50	<b>5,40</b>	1	88
pH	494	7,64	<b>0,12</b>	6,43	7,90
Température (°C)	505	12,2	<b>5,20</b>	2	23,20
Turbidité (UNT)	493	0,39	<b>0,92</b>	0,06	18,40

## 2.2. Détermination des seuils

Comme nous voulons établir trois classes de seuils, nous allons donc comparer les seuils établis par le Panel d'experts de la Ville de Québec, qui sont présentés dans le Tableau 2 suivant, à ceux obtenus avec les autres méthodes.

Tableau 2. Classes de seuils élaborés par le Panel d'experts de la Ville de Québec

<b>Paramètres/Seuil</b>	<b>Idéal</b>	<b>Bon</b>	<b>Acceptable</b>
<b>Alcalinité (mg/l CaCO<sub>3</sub>)</b>	25	30	40
<b>BHAA (UCF/ml)</b>	0	10	100
<b>Chlore libre (mg/l)</b>	0,3 – 1,2	0,5 – 1,4	0,7 – 1,6
<b>Conductivité (µmhos/cm)</b>	150	250	400
<b>Couleur apparente (UCA)</b>	0	5	10
<b>pH</b>	7 – 7,8	7 – 8	7,2 – 8,2
<b>Température (°C)</b>	4 – 10	8 – 12	12 – 15
<b>Turbidité (UNT)</b>	0,2	0,5	1
<b>UV254 (/5 cm)</b>		0,2	

Le Tableau 3 présente les différents percentiles de la distribution des données des neuf paramètres de qualité de l'eau potable utilisés dans ce travail. Les valeurs du 50<sup>ème</sup> percentile de la distribution des données sont les plus proches de ceux de la classe des seuils idéaux proposés par le Panel d'experts de la Ville de Québec. En plus de représenter les valeurs médianes de chaque paramètre, ces valeurs sont conservatrices par rapport à celles de la classe idéale du Panel d'experts de la Ville de Québec. Par conséquent, les valeurs du 50<sup>ème</sup> percentile ont été utilisées pour définir le seuil statistique pour chaque paramètre (S<sub>s</sub>). Pour les paramètres encadrés par un intervalle de seuils (min-max), tels que le chlore libre résiduel, le pH et la température, les 40<sup>ème</sup> et 60<sup>ème</sup> percentiles ont été utilisés.

Tableau 3. Synthèse des différents percentiles de chaque paramètre

Percentile / Paramètres	5	40	50	60	75	90	95	98
<b>Alcalinité (mg/l CaCO<sub>3</sub>)</b>	13,2	26	27	30	33	39	46,8	53
<b>BHAA (UCF/ml)</b>	0	0	0	0	2,5	29	96,9	247,2
<b>Chlore libre (mg/l)</b>	0,1	0,5	0,6	0,7	0,9	1,1	1,2	1,2
<b>Conductivité (µmhos/cm)</b>	108,6	169	175	187	208,3	250	313,4	372,7
<b>Couleur apparente (UCA)</b>	1	2	2	3	4	7	10	14
<b>pH</b>	7,5	7,6	7,6	7,7	7,7	7,8	7,8	7,9
<b>Température (°C)</b>	5	10	12	14	17	19,4	20,2	21
<b>Turbidité (UNT)</b>	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4	0,7	1,1	1,8
<b>UV254 (/5 cm)</b>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,4

Pour déterminer les seuils selon la méthode du GTSQES, le test de Grubbs a été appliqué avec le logiciel *Ellistat (licence étudiant)* pour calculer les valeurs singulières par point de suivi. Les valeurs aberrantes ont été enlevées et la nouvelle base de données ainsi obtenue, a été utilisée avec la formule récursive correspondante. Les seuils calculés avec cette méthode seront notés  $S_G$  dans la suite de ce document. Les résultats sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4. Seuils obtenus avec la méthode du GTSQES

<b>Paramètres / Seuil</b>	<b>S<sub>G</sub></b>
<b>Alcalinité (mg/l CaCO<sub>3</sub>)</b>	54
<b>BHAA (UCF/ml)</b>	130
<b>Chlore libre (mg/l)</b>	1,3
<b>Conductivité (µmhos/cm)</b>	372
<b>Couleur apparente (UCA)</b>	11
<b>pH</b>	7,9
<b>Température (°C)</b>	21
<b>Turbidité (UNT)</b>	1,2
<b>UV254 (/5 cm)</b>	0,3

En comparant ces résultats avec les seuils proposés par le Panel d'experts de la Ville de Québec, nous pouvons constater que les valeurs obtenues sont proches de celles du seuil acceptable. Elles sont aussi proches des valeurs du 95<sup>ème</sup> percentile des données. La limitation de cette méthode réside dans le fait qu'elle ne permet pas d'avoir un intervalle de valeur pour le chlore libre résiduel, le pH et la température. En effet, elle est basée sur la recherche du rang le plus élevé de la valeur qui répond au niveau de signification cible  $(1-\alpha_1)$  qui vaut 0,99444 dans la présente étude, où  $\alpha_1 = \alpha/p$  avec  $\alpha = 5\%$  et  $p = 9$  paramètres.

Pour satisfaire à l'objectif fixé au départ, qui est d'adapter trois catégories de seuils, le seuil bon du Panel d'experts de la Ville de Québec a donc été choisi comme seuil intermédiaire (**S<sub>v</sub>**). Les valeurs des trois catégories de seuils sont comparées dans le Tableau 5.

Tableau 5. Récapitulation des valeurs des trois seuils obtenues

<b>Paramètres/Seuil</b>	<b>S<sub>S</sub></b>	<b>S<sub>V</sub></b>	<b>S<sub>G</sub></b>
<b>Alcalinité (mg/l CaCO<sub>3</sub>)</b>	27	30	54
<b>BHAA (UCF/ml)</b>	0	10	130
<b>Chlore libre (mg/l)</b>	0,5 – 0,7	0,5 – 1,4	1,3
<b>Conductivité (µmhos/cm)</b>	175	250	372
<b>Couleur apparente (UCA)</b>	2	5	11
<b>pH</b>	7,6 – 7,7	7 – 8	7,9
<b>Température (°C)</b>	10 - 14	8 – 12	21
<b>Turbidité (UNT)</b>	0,2	0,5	1,2
<b>UV254 (/5 cm)</b>	0,1	0,2	0,3

**Remarque :** en comparant les valeurs de S<sub>S</sub> et de S<sub>V</sub> pour le chlore libre, le pH ainsi que la température, nous pouvons constater que les valeurs obtenues ne permettent pas d’avoir une catégorie exclusive.

En résumé, les trois approches de détermination de seuils adoptées dans le présent travail ont permis d’obtenir trois catégories de seuils suivantes :

- Élevée, qui correspond au seuil statistique (S<sub>S</sub>). Les seuils ainsi obtenus ont une exigence très stricte en matière de qualité de l'eau potable. Cette catégorie serait idéale pour les consommateurs, mais par contre pourrait être difficile à atteindre pour les opérateurs;
- Bonne, qui est représentée par le seuil bon du Panel d’experts de la Ville de Québec (S<sub>V</sub>). Les seuils dans cette catégorie sont des seuils exigeants, mais qui pourraient être atteints par les opérateurs;
- Moyenne, obtenue par la méthode du GTSQES (S<sub>G</sub>). Les seuils S<sub>G</sub> seraient plus faciles à atteindre par les opérateurs, sans pour autant porter atteinte à la santé des consommateurs, étant donné qu'ils respectent les normes et les recommandations pour la qualité de l'eau potable.

### 2.3. Calcul de l'indice de la qualité de l'eau potable

Les trois catégories de seuils obtenus précédemment ont été utilisées pour déterminer trois catégories de l'indice, selon la méthode adaptée par Scheili à partir de celle du CCME. Les résultats obtenus pour chaque point de suivi et pour les 3 catégories de seuils sont présentés dans le Tableau 6.

Tableau 6. Synthèse des valeurs d'indice obtenues avec les trois catégories de seuil

<b>Points / Indice</b>	<b>I<sub>E</sub></b>	<b>I<sub>B</sub></b>	<b>I<sub>M</sub></b>
<b>QC113</b>	34,44	66,69	76,82
<b>QC118</b>	41,04	72,33	94,22
<b>QC123</b>	21,56	52,13	76,17
<b>QC202</b>	33,65	56,60	71,09
<b>QC203</b>	43,25	75,83	94,18
<b>QC206</b>	39,78	64,17	88,44
<b>QC208</b>	36,34	57,49	82,67
<b>QC209</b>	29,94	75,11	94,14
<b>QC211</b>	47,91	74,89	82,67
<b>QC304</b>	42,92	75,46	100
<b>QC319</b>	55,34	80,74	100
<b>QC320</b>	34,61	69,61	100
<b>QC324</b>	37,91	72,16	100
<b>QC327</b>	41,30	75,33	94,21
<b>QC332</b>	46,77	74,09	88,44
<b>Moyenne</b>	<b>39,12</b>	<b>69,51</b>	<b>89,54</b>
<b>Écart-type</b>	<b>8,08</b>	<b>8,37</b>	<b>9,60</b>

Avec:

$I_E$ : Indice calculé avec  $S_S$  (catégorie Élevée)

$I_B$ : Indice calculé avec  $S_V$  (catégorie Bonne)

$I_M$ : Indice calculé avec  $S_G$  (catégorie Moyenne)

Les trois types d'indices ont à peu près le même écart-type, c'est-à-dire, même degré de dispersion. En regard des catégories de l'indice considérées dans le présent travail, l'eau échantillonnée, pendant la période de 2015 à 2016, dans le palier de pression «basse-ville» du réseau de distribution de la Ville de Québec, aurait subi presque toujours une détérioration dans le cas où le seuil  $S_S$  serait utilisé. Cela pourrait être dû au fait que ce seuil est très exigeant et difficile à atteindre. Étant donné que l'indice indique que l'eau est de qualité «inférieure» ( $0 < I_E < 40$ ), une diffusion d'un tel résultat inquiéterait les consommateurs, malgré la bonne réputation de la qualité de l'eau potable de la Ville de Québec. Les valeurs de ce seuil représenteraient, par conséquent, un défi que les opérateurs pourraient relever pour améliorer encore plus la qualité de l'eau et rendre encore plus performant leur traitement. Par contre, dans le cas où c'est le seuil  $S_V$  est considéré, l'indice montrerait de l'eau occasionnellement détériorée. Ce qui classe l'eau dans ce palier de pression comme une eau de qualité « moyenne » ( $65 < I_B < 79$ ), selon la catégorie de l'indice adapté dans le présent travail. Le seuil  $S_G$ , de son côté, a permis d'établir un indice correspondant à une eau dans la catégorie « bonne » qualité ( $80 < I_M < 94$ ) selon la catégorisation préétablie. Quatre points de suivi sur 15 atteignent la qualité « excellente » ( $I_M = 100$ ) en utilisant ce seuil. La présence de la détérioration de la qualité de l'eau échantillonnée dans cette catégorie est mineure. La qualité de l'eau indiquée par cet indice serait favorable pour les opérateurs et rassurante pour les consommateurs.

En résumé, l'indice de la qualité de l'eau potable permet d'avoir une information générale et simple à interpréter par les non-spécialistes, sur la qualité de l'eau. Le choix du seuil à considérer dans le calcul de l'indice dépend de l'objectif, du jugement des spécialistes et des attentes de la population sur la qualité de l'eau.

## 2.4 Modélisation spatiale

### 2.4.1. Dispersion

La première étape de la modélisation spatiale est la vérification de la dispersion des valeurs de l'indice. Les trois types d'indices obtenus dans le présent travail respectent une distribution normale des valeurs (Annexe F). Aucune transformation n'est alors nécessaire.

### 2.4.2. Variogramme

Le logiciel de modélisation géostatistique SGeMS, a été utilisé pour déterminer le variogramme expérimental de chaque catégorie d'indice. Les variogrammes obtenus sont présentés dans les Figures 4, 5 et 6.

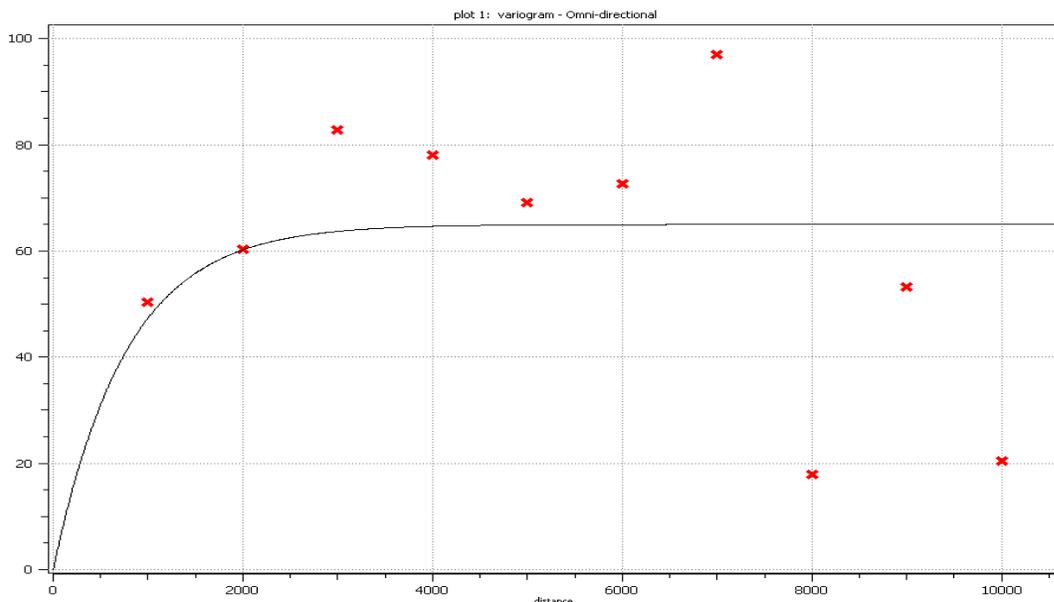


Figure 4. Variogramme expérimental de  $I_E$

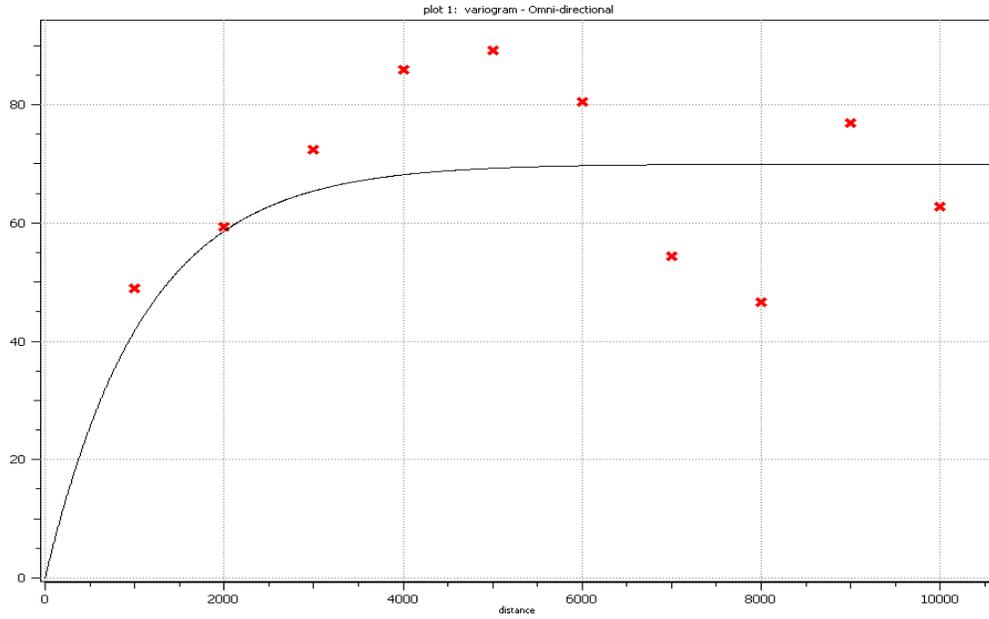


Figure 5. Variogramme expérimental de  $I_B$

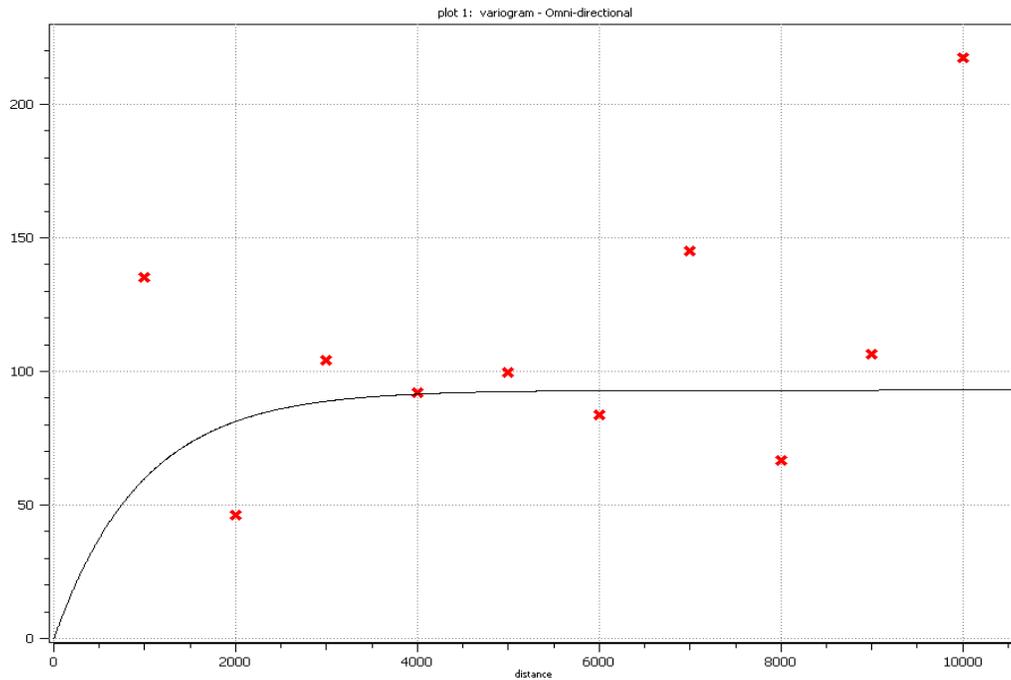


Figure 6. Variogramme expérimental de  $I_M$

Les résultats obtenus à partir de ces trois variogrammes expérimentaux sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau 7. Principales caractéristiques des variogrammes expérimentaux pour les trois catégories d'indice

	$I_E$	$I_B$	$I_M$
Effet pépité $C_0$	0	0	0
Portée a (m)	2000	2000	2000
Palier $C + C_0$	65	70	93

L'effet pépité vaut zéro pour les trois indices, ce qui indique qu'il n'y a pas de saut abrupt à l'origine, c'est-à-dire qu'il y a corrélation entre les valeurs prises en deux proches voisins. Cela implique que pour les trois indices, il y a une forte ressemblance entre les valeurs régionalisées très voisines. Ces variogrammes montrent aussi qu'au-delà de 2 km (portée), deux points d'observations n'auront plus la même valeur d'indice (leur covariance est nulle). D'après ces valeurs, il n'y a que le palier qui différencie le variogramme expérimental de ces trois classes d'indice.

Les trois caractéristiques (pépité, portée et palier) du variogramme ainsi obtenu ont été utilisées pour trouver le modèle qui représente le mieux la distribution spatiale de ces indices. Le logiciel Matlab a été utilisé pour cela (exemple de la programmation en Annexe E). Ensuite, chaque modèle a été validé par validation croisée. Les RMSE obtenues sont présentées dans le Tableau 8.

Tableau 8. Tableau comparatif des RMSE de chaque modèle appliqué à chaque catégorie d'indice

<b>RMSE des modèles</b>	$I_E$	$I_B$	$I_M$
Exponentiel	31,27	33,64	38,11
Sphérique	37,01	39,97	49,40
Gauss	42,62	39,97	48,25

D'après ce tableau, c'est le modèle exponentiel qui représente le mieux la distribution spatiale de ces indices. Il a la plus petite valeur de RMSE par rapport aux autres modèles. Le modèle exponentiel a donc été utilisé pour réaliser l'étape de krigeage.

### 2.4.3 Krigeage

En appliquant le modèle exponentiel au krigeage ordinaire, les interpolations spatiales suivantes ont été obtenues.

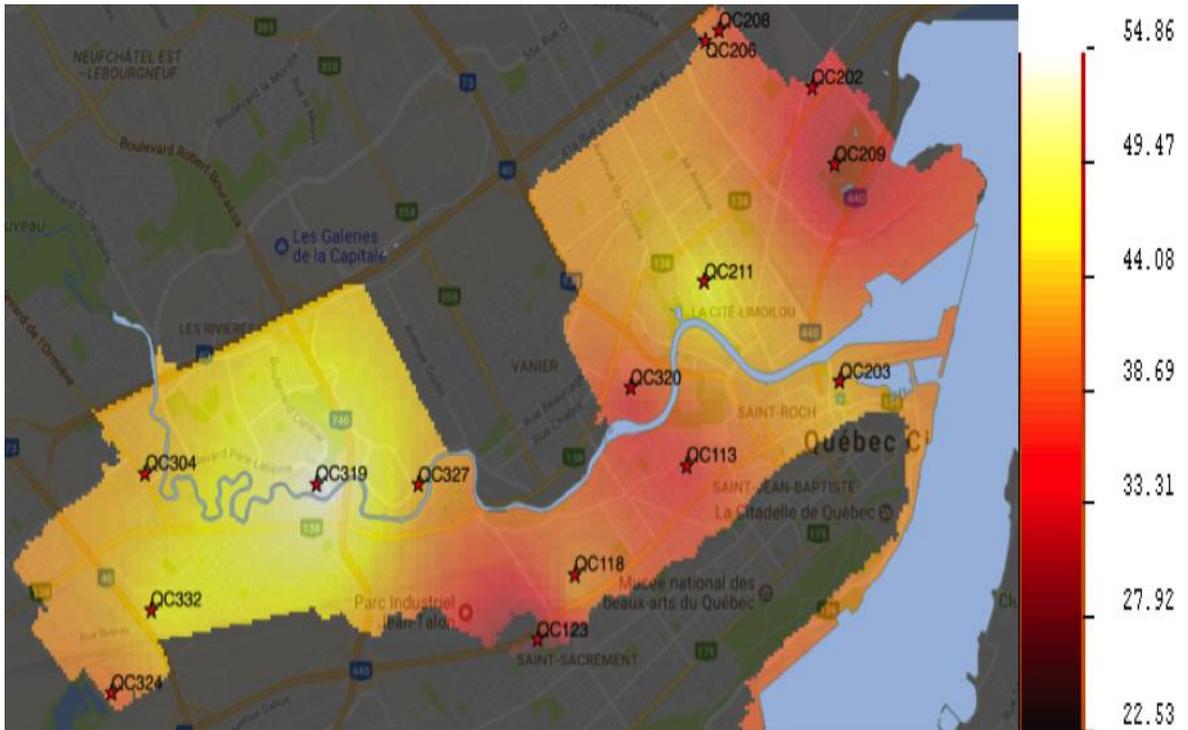


Figure 7. Krigeage ordinaire de l'indice  $I_E$

Source carte du fond : *Google streets map*

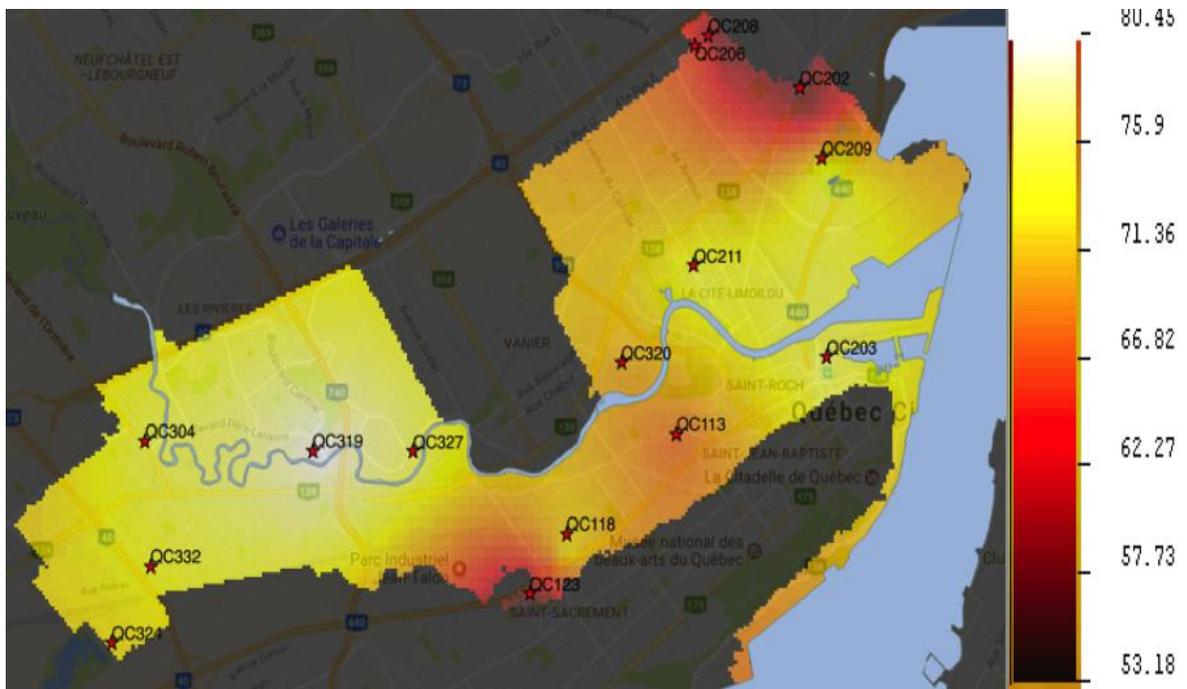


Figure 8. Krigeage ordinaire de l'indice  $I_B$

Source image du fond : *Google streets map*



Figure 9. Krigeage ordinaire de l'indice  $I_M$

Source image du fond : *Google streets map*

D'après ces 3 figures, la distribution spatiale de l'indice, dans le palier de pression « basse-ville », obtenue par krigeage ordinaire, montre que l'eau dans les secteurs Saint-Sacrement, Basse-Ville, et Estimauville est de qualité inférieure par rapport à celle dans les autres secteurs. Une des raisons qui pourrait causer cela est le fait que l'eau échantillonnée dans ces secteurs appartient aux extrémités du réseau de distribution. En effet, l'eau met beaucoup plus de temps à séjourner dans les extrémités du système de distribution que dans la partie centrale du réseau ou à la sortie de l'usine de traitement. Par conséquent, des réactions qui détérioreraient la qualité de l'eau pourraient s'y produire et affecteraient la valeur de l'indice. Notons toutefois que d'autres causes, telles que la corrosion des tuyauteries, pourraient être aussi à l'origine de cette qualité inférieure de l'eau dans ces secteurs. Cela nécessite une étude beaucoup plus approfondie.

## Conclusions

Les objectifs de ce projet étaient d'adapter un indice de la qualité de l'eau potable en y intégrant plusieurs niveaux d'exigences relatifs à la qualité de l'eau distribuée et de modéliser sa distribution spatiale. Les modélisations obtenues fournissent des informations simples, mais qui peuvent être utiles pour les responsables des réseaux de distribution de la Ville de Québec dans la prise de décision en matière de qualité de l'eau potable, en permettant l'identification des secteurs problématiques. Ces informations spatialisées peuvent aussi aider les citoyens à obtenir une estimation de la qualité de l'eau potable à leur résidence.

L'IQEP développé par Scheili (2015) a été utilisé en y appliquant trois catégories de seuils : Élevée, Bonne et Moyenne.

- La catégorie Élevée du seuil qui a été considéré comme le seuil le plus strict dans le présent travail, a été obtenue par méthode statistique: le 50<sup>ème</sup> percentile de la distribution des données. C'est le seuil  $S_S$ , à partir duquel, l'indice  $I_E$  a été obtenu. Cet indice a montré une détérioration presque toujours de la qualité de l'eau. Par conséquent, l'eau échantillonnée dans le palier de pression « basse-ville », de 2015 à 2016, a été classée comme de l'eau de qualité « inférieure » en regard au seuil  $S_S$  et à l'indice  $I_E$ .
- La catégorie Bonne du seuil,  $S_V$ , a été obtenue à partir des valeurs de seuil bon fournies par le Panel d'experts la Ville de Québec. L'indice  $I_B$  modélisé à partir de ce seuil a montré une détérioration occasionnelle de la qualité de l'eau dans la zone touchée par cette étude. La plage de valeur indiquée par cet indice correspond à une eau de qualité « moyenne » selon la catégorisation d'indice que nous avons adaptée.
- La catégorie Moyenne du seuil correspond au seuil beaucoup plus souple que ceux des deux précédentes catégories. Le seuil  $S_G$  dans cette catégorie a été obtenu à partir de la méthode de statistique des rangs de GTSQES. Cette méthode dépend seulement du nombre de paramètres et du nombre d'observations pour chaque paramètre. Les valeurs de  $S_G$  ainsi obtenues présentent une ressemblance aux valeurs du 95<sup>ème</sup> percentile de la distribution des données. L'indice  $I_M$  calculé à partir de ce seuil montre une eau relativement de « bonne » qualité, selon la

catégorisation de l'indice. La présence de détérioration de la qualité de l'eau échantillonnée dans cette catégorie est mineure. Quatre sur 15 points de suivi ont une eau d'« excellente » qualité, ayant un indice  $I_M = 100$ .

La modélisation spatiale de l'indice de la qualité de l'eau a été effectuée avec l'estimateur variographique et le krigeage ordinaire comme interpolateur. La représentation graphique de cette modélisation a permis d'identifier que les secteurs Saint-Sacrement, Basse-Ville et Estimauville sont les secteurs ayant la qualité de l'eau inférieure par rapport aux autres quartiers. D'autres études devraient être menées pour déterminer la cause de cela.

La méthode de calcul de l'IQEP est une méthode flexible et simple à utiliser. En revanche, cette méthode peut masquer un dépassement de seuil pour un seul paramètre si tous les autres sont dans les normes. Nous recommandons d'utiliser l'information obtenue par l'IQEP seulement comme un outil d'évaluation globale de la qualité de l'eau potable. Cet outil d'information ne remplace pas l'évaluation de la qualité de l'eau pour chaque paramètre tel qu'exigé par la réglementation.

Lors de cette étude, seule la variation spatiale de la qualité de l'eau potable a été abordée. Cependant, plusieurs études scientifiques ont souligné l'impact des variations climatiques (saisons, précipitations, changements climatiques, etc.) sur la qualité de l'eau (Delpla et al., 2016 ; Ritson et al., 2014; Rodriguez et al., 2003 ; Scheili et al., 2016). Nous recommandons, par conséquent, de considérer également dans de futures recherches l'aspect temporel et climatique pour la modélisation de la distribution de l'indice de la qualité de l'eau.

La distribution spatiale de l'indice de l'eau dans le présent travail a été effectuée en considérant les variogrammes issus de la modélisation géostatistique avec le SGeMS. Pour ajouter un peu plus de précision dans le modèle de distribution spatiale de cet indice, nous recommandons de prendre en compte le réseau de distribution dans le calcul des variogrammes.

Ce projet a été mené dans un palier de pression qui représente les quartiers centraux de Québec, il serait aussi intéressant d'adapter et de modéliser l'IQEP dans un autre palier de pression représentant un secteur résidentiel moins densément peuplé, où les temps de séjour de l'eau peuvent être plus importants.

Les résultats obtenus dans le cadre de ce projet peuvent permettre aux opérateurs et aux gestionnaires municipaux d'avoir le choix entre plusieurs scénarios de qualité globale de l'eau potable selon leur niveau d'exigence (élevée, bonne ou moyenne). Les cartes obtenues par modélisation peuvent ainsi servir d'outil d'aide à la décision. Afin d'aider la population à apprécier en une seule information la qualité de l'eau potable qu'ils reçoivent à leur résidence. Nous recommandons aux gestionnaires de l'eau potable d'inclure l'indice de la qualité de l'eau dans le bilan annuel (ou mensuel) diffusé au grand public.

Les deux objectifs spécifiques visés par le projet, à savoir l'établissement des seuils et l'assignation de valeurs de la qualité de l'eau aux points du réseau qui n'ont pas été échantillonnés, ont été atteints. Cependant, quelques limites dans les méthodes utilisées ont pu être constatées: la détermination du seuil par méthode statistique ne permettait pas d'avoir des valeurs exclusives pour le chlore libre, le pH et la température, d'un côté. De l'autre côté, l'approche GTSQES ne pouvait pas fournir un intervalle de valeurs pour les paramètres cités précédemment. En plus de cela, après la modélisation spatiale de l'indice de la qualité de l'eau potable par le krigeage ordinaire, nous avons constaté qu'au-delà de 2 km (portée), deux points d'observations n'auront plus la même valeur d'indice (leur covariance est nulle). Cependant, la couverture actuelle du réseau par les points de surveillance montre que la distance entre chaque point de suivi est supérieure à 2 km, dans la plupart des cas.

Pour la suite des travaux, nous proposons de poursuivre la détermination des seuils de catégorie Élevée (exigeants) et des seuils de catégorie Moyenne (moins exigeants), qui fourniront respectivement des intervalles de valeurs exclusives pour le chlore libre, le pH et la température. Ces seuils étant à la base de la détermination des indices de la qualité de

l'eau potable. Pour réaliser la modélisation spatiale de la distribution de l'indice de la qualité de l'eau potable dans un projet futur, une meilleure couverture du territoire serait nécessaire, c'est-à-dire, augmenter le nombre de points de suivi. Pour valider, ou pour comparer les résultats de la modélisation obtenue dans le cadre de ce projet, l'utilisation d'un autre interpolateur telle que la Pondération par l'inverse de la distance (IDW) ou le Spline (avec barrières) pourrait s'avérer nécessaire.

## Références

- Berger, M., Shiao, R., et Weintraub, J. M. (2006). Review of syndromic surveillance: implications for waterborne disease detection. *J. Epidemiol. Community Health*. 60, pp. 543-550.
- Berry, D., Xi, C., Raskin, L. (2006). Microbial ecology of drinking water distribution systems. *Curr. opin. Microbiol.*, 17, pp. 297-302.
- Besner, M-C. (1999). Influence des paramètres structurels et opérationnels sur la qualité de l'eau dans un réseau de distribution. Mémoire de Maîtrise Ès Science appliquée, Génie civile, École polytechnique de Montréal. *Université de Montréal*, pp. 12-19.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement) (2001a). Indice de qualité des eaux du CCME 1.0 - Manuel de l'utilisateur. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique*, 6 p.
- CCME. (2001b). Mise à jour. Introduction, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999 Winnipeg, le Conseil, 5p.
- CEP (Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable) (2017). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableau sommaire*. Santé Canada. Répéré à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html>
- Cool, G. (2007). Évaluation de la vulnérabilité des systèmes d'approvisionnement en eau potable à la contamination microbiologique - Une approche de la source au robinet. Mémoire de Maîtrise en aménagement du territoire et développement régional, École d'Aménagement du territoire et développement régional, *Université Laval*, pp. 19-20.
- Cristina, R., Iona, P., Carmen, R., Ozunua, A. (2014). Water quality index for assessment of drinking water sources from mediaș town, sibiu county. *Aerul și Apa: Componente ale Mediului*, *Asociația Aerul și apa*, pp. 24-30 .

- Delpla, I., Scheili, A., Guilherme, S., Cool, G. et Rodriguez, M.J. (2016). Variations of disinfection by-products levels in small drinking water utilities according to climate change scenarios: a first assessment. *Journal of Water and Climate Change*, 7(1), pp. 1-15. Répéré à <http://dx.doi.org/10.2166/wcc.2015.102>
- Gouvernement du Québec (2012). Règlement sur la qualité de l'eau potable. Gazette Officielle du Québec, 144e année, n°8.
- Gouvernement du Québec (2017). Règlement sur la qualité de l'eau potable, c. Q-2, r. 40, à jour au 1er décembre 2017. Répéré à <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/cr/Q-2,%20R.%2040.pdf>
- Guilherme, S., Rodriguez, M.J. (2014). Occurrence of regulated and non-regulated disinfection by-products in small drinking water systems. *Elsevier, Chemosphere* 117, pp. 425–432. Répéré à <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.002>
- Haas, C.N. (1999). Benefits of using a disinfectant residual. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(1), pp. 65-69.
- Hébert, S. (1996). Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico chimique de l'eau pour les rivières du Québec. *Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques*, envirodoq no EN/970102, 20 p.
- Horton, R.K., (1965). An index number system for rating water quality, *J. Water Pollu. Cont. Fed.*, 37(3), pp. 300-305.
- INSPQ (Institut national de santé publique) (2002) Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine – Fiches microbiologiques, Colonies atypiques. *Centre d'expertise et de référence en santé publique*. Répéré à <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/colonies-atypiques>
- INSPQ (2016). Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine – Fiches microbiologiques, Turbidité. *Centre d'expertise et de référence en santé publique*. Répéré à <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/turbidite>

INSPQ (2017). Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine. <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable>

Khan, A., Paterson, R., and Khan, H. (2004). Modification and Application of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for the Communication of Drinking Water Quality Data in Newfoundland and Labrador. *Water Quality Research Journal of Canada*, 9(3), pp. 285-293. DOI: 10.2166/wqrj.2004.039.

LeChevallier, M.W. (1998). Benefits of employing a disinfectant residual in distribution systems. *Water Supply*, 16 : pp. 61-73.

Lumb, A., Halliwell, D. et Sharma, T. (2006). Application of CCME Water Quality Index to Monitor Water Quality: A Case Study of the Mackenzie River Basin, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 113, pp. 411-429. DOI: 10.1007/s10661-005-9092-6.

Marcotte, D. (s.d.). Le variogramme. Cours géostatistique, GML6402. *École polytechnique de Montréal*, chap.2, 22 p.

Marcotte, D., (s.d.). Le variogramme supplémentaire. Cours géostatistique, GML6402. *École polytechnique de Montréal*, 16 p.

Marcotte, D. (s.d.). Le krigeage. Cours géostatistique, GML6402. *École polytechnique de Montréal*, chap.5, 23 p.

MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques) (2016). Guide d'interprétation du Règlement sur la qualité de l'eau potable. *Direction de l'eau potable et des eaux souterraines*, pp. 101-107. Répéré à [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide\\_interpretation\\_RQEP.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide_interpretation_RQEP.pdf)

MDDELCC (2017). Comparaison entre l'indice de la qualité générale de l'eau du Québec (IQBP) et l'indice de la qualité de l'eau (IQE) utilisé dans le cadre du rapport sur les

indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement. *Gouvernement du Québec*. Répéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/iqe-iqbp.htm>

MDDEP (Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs) (2008a). Guide technique de suivi de la qualité des eaux souterraines (GTSQES). *Gouvernement du Québec*, 14 p.

MDDEP (Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs) (2008b). Annexe du Guide technique de suivi de la qualité des eaux souterraines (GTSQES). *Gouvernement du Québec*, 45 p.

Munger, S. A (1996). Canadian water quality index: A discussion paper for obtaining relevant national data and the refinement of methods. Prepared for Indicators Branch, *State of the Environment Directorate, Environment Canada*, 12 p.

O'Connor, D. R. (2002). Report of the Walkerton inquiry: The events of May 2000 and related issues - Part one: A summary. *Ontario Ministry of the Attorney General*, pp. 3-15.

Richardson, S.D., (2011). Disinfection by products: formation and occurrence in drinking water. In: Nriagu, J.O. (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Health, Elsevier, Burlington*, 2, pp. 110–136.

Ritson, J. P., Bell, M., Graham, N. J., Templeton, M. R., Brazier, R. E., Verhoef, A., Freeman, C., Clark, J. M. (2014). Simulated climate change impact on summer dissolved organic carbon release from peat and surface vegetation : implications for drinking water treatment. *Water Res.* 67, pp. 66–76.

Rodriguez, M. J., Vinette, Y., Sérodes, J. B., Bouchard, C. (2003). Trihalomethanes in drinking water of greater Québec region (Canada): occurrence, variations and modelling. *Environ. Monit. Assess.*, 89(1), pp. 69-93.

- Rodriguez, M. J., Sérodes, J.B. and Levallois, P. (2004). Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. *Water Research*, 20(38), pp. 4367-4382.
- Santé Canada (2008). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique – La couleur. Répéré à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-couleur.html>
- Santé Canada (2009). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique – La température. Répéré à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-temperature.html>
- Santé Canada (2015). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique – Le pH. Répéré à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-ph-eau-potable.html>
- Santé Canada (2016). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique – Le chlore. Répéré à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-chlore-document-technique.html>
- Saporta, G. (2006). Probabilités, Analyse des données et Statistiques, Paris, Éditions Technip, p. 622.
- Scheili, A. (2015). Variabilité spatio-temporelle de la qualité de l'eau potable des petits réseaux : facteurs explicatifs et développement d'outils de gestion. Thèses de doctorat, École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional, *Université Laval*, pp. 69-96.

- Scheili, A., Delpla, I. , Sadiq, R. et Rodriguez, M. J. (2016). Impact of raw water quality and climate on the variability of drinking water quality in small systems. *Water Resources Management*, 30(8), pp.2703-2718. Doi: 10.1007/s11269-016-1312-z.
- Singer, P. (1999). Humic substances as precursors for potentially harmful disinfection byproducts. *Water Science and Technology*, 40(9), pp. 25-30.
- Trussell, R. R. (1999). Safeguarding distribution system integrity. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(1): pp.46-54.
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R. (2013). Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), pp. 34-38. Doi: 10.12691/ajwr-1-3-3.
- Valster, R.M., Wullings, B.A., Van der Berg, R. and Van der Kooij, D. (2011). Relationships between free-living protozoa, cultivable Legionella spp., and water quality characteristics in three drinking water supplies in the Caribbean. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77(20), pp. 7321- 7328.
- Ville de Québec (2017). Stratégie de conservation de l'eau potable. Répéré à [https://www.ville.quebec.qc.ca/apropos/planification-orientations/environnement/eau/docs/Strategie\\_EauPotable\\_v4.pdf](https://www.ville.quebec.qc.ca/apropos/planification-orientations/environnement/eau/docs/Strategie_EauPotable_v4.pdf)
- Wei, Q.-S., Feng, C.-H., Wang, D.-S., Shi, B.-Y., Zhang, L.-T. and Wei, Q. (2008). Seasonal variations of chemical and physical characteristics of dissolved organic matter and trihalomethane precursors in a reservoir : a case study. *Journal of Hazardous Materials*, 150, pp. 257-264.
- Zhang, W., and DiGiano, F. A. (2002). Comparison of bacterial regrowth in distribution systems using free chlorine and chloramine: a statistical study of causative factors. *Water Research*, 36(6), pp. 1469-1482.

## ANNEXES

### Annexe A : Déterminations des termes dans l'IQE selon le modèle du CCME

Étendue  $F_1$

L'étendue représente le degré de non-respect des normes ou recommandations pour la qualité des eaux pendant la période étudiée.

$$F_1 = \frac{\text{nombre de valeurs non conformes}}{\text{nombre total de valeurs}} \times 100 \quad (\text{A-1})$$

Dans ce calcul, les données sont étudiées une par une.

Fréquence  $F_2$

La fréquence représente le pourcentage des paramètres non conformes aux seuils considérés.

$$F_2 = \frac{\text{nombre de paramètres non conformes}}{\text{nombre total de résultats}} \times 100 \quad (\text{A-2})$$

Amplitude  $F_3$

L'amplitude représente l'écart entre les paramètres non conformes et les seuils auxquels ils se rapportent. Le calcul de ce terme se fait en trois étapes :

2. Calcul de l'excursion  $e_{ij}$  qui revient à calculer l'écart de dépassement (valeurs supérieures) de la valeur par rapport au seuil, ou l'écart de non-atteinte (valeurs inférieures) de la valeur par rapport au seuil minimal fixé. Cette excursion est aussi appelée « coefficient d'écart ».

Si la valeur excède un seuil maximal, l'excursion serait :

$$e_{ij} = \left( \frac{\text{valeur non conforme } i}{\text{seuil } j} \right) - 1 \quad (\text{A-3})$$

Si la valeur n'atteint pas le seuil minimal, l'excursion serait :

$$e_{ij} = \left( \frac{\text{seuil}_j}{\text{valeur non conforme}} \right) - 1 \quad (\text{A-4})$$

3. Calcul de la somme normalisée des excursions ou nse. C'est le rapport entre la somme de toutes les excursions normalisée avec le nombre total des valeurs (conforme ou non aux seuils)

$$nse = \left( \frac{\text{somme } e_{ij}}{\text{nombre total des valeurs}} \right) \quad (\text{A-5})$$

4. Calcul de  $F_3$  qui consiste à ramener la nse à l'intérieur d'une plage de valeurs de 0 à 100, à l'aide d'une fonction asymptotique.

$$F_3 = \left( \frac{nse}{0,01nse + 0,01} \right) \quad (\text{A-6})$$

L'IQEP sera alors calculé comme suit :

$$I = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \quad (\text{A-7})$$

Le diviseur 1,732 a pour but de ramener la valeur maximale de I à 100, étant donné que chacun des trois facteurs peut atteindre la valeur 100.

$$\sqrt{100^2 + 100^2 + 100^2} = 173,2 \quad (\text{A-8})$$

## Annexe B : Test de Grubbs

Le test de Grubbs consiste à détecter les valeurs singulières (ou valeurs aberrantes) en termes de dispersion de moyennes. Autrement dit, comparer avec une valeur limite  $G_c$  la valeur  $G_i$ , qui représente la distance entre la valeur d'un paramètre au point  $i$  suspectée d'être une valeur singulière et la moyenne de toutes les valeurs de ce paramètre. Si  $G_i$  est supérieur à  $G_c$ , la valeur est considérée comme singulière.

$$G_i = \frac{|X_i - m|}{s} \quad (\text{B-1})$$

où,

$X_i$  : valeur du paramètre considéré au point  $i$  (suspectée d'être singulière)

$m$  : moyenne de toutes les valeurs du paramètre considéré

$s$  : écart-type des valeurs mesurées pour ce paramètre

$$G_c = \frac{(n-1)t_c}{\sqrt{n(n-2) + t_c^2}} \quad (\text{B-2})$$

$n$  : nombre de données disponibles pour le paramètre considéré

$t_c$  : valeur critique de la distribution normale ou fonction quantile associée à la distribution de Student pour  $(n-2)$  et de niveau de signification  $\alpha/n$ . ( $\alpha=0,05$ )

## Annexe C: Méthode de GTSQES

L'hypothèse testée dans par cette méthode est : « quelle est la probabilité que ce seuil soit dépassé de manière successive et répétée et que les nouvelles données n'indiquent pas une tendance à la hausse? » (GTSQES, 2008b). Soient:

- n : nombre de données;
- j: rang du seuil à déterminer ( $j \leq n$ );
- r: nombre de points de suivi dans la base de données;
- p: nombre de paramètres ;
- m: nombre de répétitions ( $m \leq 5$ , mais idéalement égal à 2)

Pour trouver le rang le plus élevé correspondant au niveau de signification  $1 - \alpha_1$ , avec  $\alpha_1 = \alpha / (r * p)$  et  $\alpha = 5\%$ , la formule récursive suivante est utilisée :

$$P = \sum_{i=0}^r \binom{r}{i} (-1)^i \frac{(n+mi-j)!}{(n+mi)!} * \frac{n!}{(n-j)!} \quad (\text{C-1})$$

Avec

$$\binom{r}{i} = \frac{r!}{i! (r-i)!} \quad (\text{C-2})$$

est le nombre de combinaison de i éléments dans r

Le formulaire suivant est utilisé pour déterminer le rang correspondant à la probabilité cible  $1 - \alpha_1$

Formule récursive																							
Hypothèses		r <= 15	m <= 5																				
Calcul par la formule récursive de la probabilité P que :																							
dans le suivi de r puits (r au maximum de 15)																							
au moins 1 de m échantillons successifs soient inférieurs à																							
la j ième valeur classée en ordre croissant de n valeurs de la base de données de bruit de fond																							
Paramètres à modifier																							
Caractéristiques du suivi																							
Nombre de puits suivis		15																					
Nombre de paramètres par puits		9																					
Arrangement de la base de données																							
La base de données regroupe tous les puits*		VRAI																					
Nb données n fbase		130		rang j du seuil		129																	
À ne pas modifier																							
nb de puits r fbase		15																					
Formule récursive																							
Nombre de répétitions m			2			Nombre de répétitions m			3			Nombre de répétitions m			4			Nombre de répétitions m			5		
T0	0	1	T0	0	1	T0	0	1	T0	0	1	T0	0	1									
T1	1	-0,005204719	T1	1	-0,000156533	T1	1	-5,84078E-06	T1	1	-2,5959E-07												
T2	2	4,08855E-05	T2	2	9,35288E-09	T2	2	3,56187E-10	T2	2	2,01339E-12												
T3	3	-4,05292E-07	T3	3	-1,11042E-10	T3	3	-6,79778E-14	T3	3	-7,64963E-17												
T4	4	4,63043E-09	T4	4	2,03934E-13	T4	4	2,67213E-17	T4	4	7,89362E-21												
T5	5	-5,7583E-11	T5	5	-5,04875E-16	T5	5	-1,7366E-20	T5	5	-1,63535E-24												
T6	6	7,47756E-13	T6	6	1,5402E-18	T6	6	1,62486E-23	T6	6	5,64498E-28												
T7	7	-9,8045E-15	T7	7	-5,42173E-21	T7	7	-1,98537E-26	T7	7	-2,85407E-31												
T8	8	1,25972E-16	T8	8	2,08911E-23	T8	8	2,93853E-29	T8	8	1,91818E-34												
T9	9	-1,5402E-18	T9	9	-8,4131E-26	T9	9	-4,94782E-32	T9	9	-1,5839E-37												
T10	10	1,7366E-20	T10	10	3,38699E-28	T10	10	8,95149E-35	T10	10	1,49942E-40												
T11	11	-1,74023E-22	T11	11	-1,30019E-30	T11	11	-1,64337E-37	T11	11	-1,52241E-43												
T12	12	1,47715E-24	T12	12	4,49801E-33	T12	12	2,87054E-40	T12	12	1,54283E-46												
T13	13	-9,89653E-27	T13	13	-1,29776E-35	T13	13	-4,38617E-43	T13	13	-1,42606E-49												
T14	14	4,6279E-29	T14	14	2,74552E-38	T14	14	5,12688E-46	T14	14	1,04607E-52												
T15	15	-1,12787E-31	T15	15	-3,16463E-41	T15	15	-3,39085E-49	T15	15	-4,48541E-58												
Probabilité	0,994835766		Probabilité	0,999840561		Probabilité	0,99993416		Probabilité	0,99999974													
Probabilité cible 1- $\alpha_1$	0,994444444																						
La valeur résultat de m est celle qui donne la probabilité juste inférieure à la probabilité cible																							
*Cas par défaut, ne pas modifier sans raison établie																							

Figure C: Formulaire de détermination du rang correspondant à la probabilité cible  $1 - \alpha_1$

## Annexe D : Variogramme

Soient deux variables aléatoires  $V(x)$  et  $V(x+h)$  distantes de  $h$ . La différence entre ces deux variables est aussi une variable aléatoire. La dispersion de ces variables aléatoires autour de leur moyenne est appelée *variance* de ses variables. Cette variance n'est autre que le carré de l'écart-type ( $s$ )  $s^2$ . Pour des valeurs éloignées les unes des autres, la variance est très grande, et vice versa. La demi-variance de  $V(x)-V(x+h)$  est appelée *variogramme*, et est exprimée par l'équation suivante :

$$Y(x, x + h) = \frac{1}{2} * Var(V(x) - V(x + h)) \quad (\text{D-1})$$

Ce variogramme mesure la dissemblance entre les valeurs en fonction de leur éloignement. Pour mesurer la ressemblance entre les valeurs en fonction de leur distance, c'est la *covariance* qui est utilisée. D'après cette formule, le variogramme est donc une fonction aléatoire qui peut être estimée à partir des données d'échantillonnages : c'est le *variogramme expérimental*. L'estimation de ce variogramme peut se faire avec :

$$Y(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [V(x_i) - V(x_i + h)]^2 \quad (\text{D-2})$$

Où  $N(h)$  est le nombre de paires de points espacées de  $h$ .

Un variogramme est caractérisé par trois paramètres :

- l'*effet pépite*  $C_0$ , qui traduit le comportement du variogramme à l'origine (ou près de l'origine). Un saut abrupt à l'origine traduit une absence de corrélation entre les valeurs prises en deux sites proches ;
- la *portée*  $a$ , qui représente la distance à partir de laquelle deux points d'observations ne se ressemblent plus du tout ;
- le *palier*  $(s)^2$ , correspond aux valeurs du variogramme à partir de  $h=a$ .

Comme le palier n'est autre que  $(s)^2$ , par conséquent, le palier d'un variogramme n'est autre que la variance de la variable aléatoire avec :

$$s^2 = C_0 + C, \quad (\text{D-3})$$

où,  $C$  est la covariance

Le variogramme sphérique est exprimé par l'équation suivante :

$$\gamma(h) = C_0 + C\left(\frac{3h}{2a} - \frac{1}{2}\frac{h^3}{a^3}\right) \quad (\text{D-4})$$

L'équation suivante a été utilisée pour le variogramme gaussien

$$\gamma(h) = C_0 + C\left[1 - \exp\left(-3\left(\frac{h}{a}\right)^2\right)\right] \quad (\text{D-5})$$

Le modèle exponentiel est traduit par la formule suivante :

$$\gamma(h) = C_0 + C\left[1 - \exp\left(-3\left(\frac{|h|}{a}\right)\right)\right] \quad (\text{D-6})$$

La matrice de covariance entre les différents points de suivi distant de  $h_{ij}$ , du vecteur de covariance entre les à estimer distants de  $k_{ik}$  avec les points de suivi, tel que :

$$C.w = d \quad (\text{D-7})$$

$$s_{kr}^2 = s_k^2 - w'd \quad (\text{D-8})$$

Où,

C : matrice de covariance entre les points de suivi qui se trouvent à une distance  $h_{ij}$ ;

w : vecteur poids;

d : vecteur de covariance entre le point à estimer  $k(x_k, y_k)$  et les points d'observation

$p_i(x_i, y_i)$ ;

$s_{kr}^2$  : variance de krigeage

$s_k^2$  : variance de la variable V au point k

Pour avoir w, il suffit de prendre la matrice inverse de C que l'on multiplie par le vecteur de covariance D :

$$w = C^{-1}.D \quad (\text{D-9})$$

Le vecteur poids ainsi trouvé sert à estimer les valeurs non mesurées.

## Annexe E : Exemple de programme de validation de modèle de variogramme sur Matlab

```
load('indicesM1.dat')
load('XY.dat');
% Modelisation de l'indice Ig

x0=indicesM1(:,1);
y0=indicesM1(:,2);
z=indicesM1(:,5);
%distance entre les points de mesure
for i=1:15
    for j=1:15
        h(i,j)=sqrt((x0(i)-x0(j))^2+(y0(i)-y0(j))^2);
    end
end

n=length(x0);
%matrice de covariance exponentielle
c0=0;
c1=93;
a=2000;
A0=[c0 c1 a];
A=c0+c1*[1-exp(-3*(abs(h))/a)];
A=[A, ones(n,1); ones(1,n),0];

%vecteur de covariance d pour chaque distance entre P et chaque
point de
%mesure
x=XY(:,1);
y=XY(:,2);

%calcul de distances entre chaque point de mesure avec les points #
estimer
%calcul de distances entre chaque point de mesure avec les points #
estimer
for i=1:15;
```

```

l1(i,1)=sqrt((x0(i)-x(1))^2+(y(i)-y0(1))^2);
l2(i,1)=sqrt((x0(i)-x(2))^2+(y(i)-y0(2))^2);
l3(i,1)=sqrt((x0(i)-x(3))^2+(y(i)-y0(3))^2);
l4(i,1)=sqrt((x0(i)-x(4))^2+(y(i)-y0(4))^2);
l5(i,1)=sqrt((x0(i)-x(5))^2+(y(i)-y0(5))^2);
l6(i,1)=sqrt((x0(i)-x(6))^2+(y(i)-y0(6))^2);
l7(i,1)=sqrt((x0(i)-x(7))^2+(y(i)-y0(7))^2);
l8(i,1)=sqrt((x0(i)-x(8))^2+(y(i)-y0(8))^2);
l9(i,1)=sqrt((x0(i)-x(9))^2+(y(i)-y0(9))^2);
l10(i,1)=sqrt((x0(i)-x(10))^2+(y(i)-y0(10))^2);
l11(i,1)=sqrt((x0(i)-x(11))^2+(y(i)-y0(11))^2);
l12(i,1)=sqrt((x0(i)-x(12))^2+(y(i)-y0(12))^2);
l13(i,1)=sqrt((x0(i)-x(13))^2+(y(i)-y0(13))^2);
l14(i,1)=sqrt((x0(i)-x(14))^2+(y(i)-y0(14))^2);
l15(i,1)=sqrt((x0(i)-x(15))^2+(y(i)-y0(15))^2);
end
d1=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l1)/a)]; d1(end+1)=1;
d2=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l2)/a)]; d2(end+1)=1;
d3=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l3)/a)]; d3(end+1)=1;
d4=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l4)/a)]; d4(end+1)=1;
d5=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l5)/a)]; d5(end+1)=1;
d6=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l6)/a)]; d6(end+1)=1;
d7=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l7)/a)]; d7(end+1)=1;
d8=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l8)/a)]; d8(end+1)=1;
d9=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l9)/a)]; d9(end+1)=1;
d10=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l10)/a)]; d10(end+1)=1;
d11=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l11)/a)]; d11(end+1)=1;
d12=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l12)/a)]; d12(end+1)=1;
d13=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l13)/a)]; d13(end+1)=1;
d14=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l14)/a)]; d14(end+1)=1;
d15=c0+c1*[1-exp(-3*abs(l15)/a)]; d15(end+1)=1;

%calcul de w pour chaque point # estimer
w1=A^-1*d1;w1(end)=[ ];
w2=A^-1*d2;w2(end)=[ ];
w3=A^-1*d3; w3(end)=[ ];
w4=A^-1*d4; w4(end)=[ ];
w5=A^-1*d5;w5(end)=[ ];
w6=A^-1*d6;w6(end)=[ ];

```

```

w7=A^-1*d7; w7(end)=[ ];
w8=A^-1*d8; w8(end)=[ ];
w9=A^-1*d9;w9(end)=[ ];
w10=A^-1*d10;w10(end)=[ ];
w11=A^-1*d11; w11(end)=[ ];
w12=A^-1*d12; w12(end)=[ ];
w13=A^-1*d13;w13(end)=[ ];
w14=A^-1*d14; w14(end)=[ ];
w15=A^-1*d15; w15(end)=[ ];

% les valeurs estimées
v1=sum(w1(1:15)'*z)
rmse1=sqrt(sum((v1-z).^2)/length(x))
biais1=sum(v1-z)/length(x)

v2=sum(w2(1:15)'*z)
rmse2=sqrt(sum((v2-z).^2)/length(x))
biais2=sum(v2-z)/length(x)

v3=sum(w3(1:15)'*z)
rmse3=sqrt(sum((v3-z).^2)/length(x))
biais3=sum(v3-z)/length(x)

v4=sum(w4(1:15)'*z)
rmse4=sqrt(sum((v4-z).^2)/length(x))
biais4=sum(v4-z)/length(x)

v5=sum(w5(1:15)'*z)
rmse5=sqrt(sum((v5-z).^2)/length(x))
biais5=sum(v5-z)/length(x)

v6=sum(w6(1:15)'*z)
rmse6=sqrt(sum((v6-z).^2)/length(x))
biais6=sum(v6-z)/length(x)

v7=sum(w7(1:15)'*z)
rmse7=sqrt(sum((v7-z).^2)/length(x))
biais7=sum(v7-z)/length(x)

```

```

v8=sum(w8(1:15)'*z)
rmse8=sqrt(sum((v8-z).^2)/length(x))
biais8=sum(v8-z)/length(x)

v9=sum(w9(1:15)'*z)
rmse9=sqrt(sum((v9-z).^2)/length(x))
biais9=sum(v9-z)/length(x)

v10=sum(w10(1:15)'*z)
rmse10=sqrt(sum((v10-z).^2)/length(x))
biais10=sum(v10-z)/length(x)

v11=sum(w11(1:15)'*z)
rmse11=sqrt(sum((v11-z).^2)/length(x))
biais11=sum(v11-z)/length(x)

v12=sum(w12(1:15)'*z)
rmse12=sqrt(sum((v12-z).^2)/length(x))
biais12=sum(v12-z)/length(x)

v13=sum(w13(1:15)'*z)
rmse13=sqrt(sum((v13-z).^2)/length(x))
biais13=sum(v13-z)/length(x)

v14=sum(w14(1:15)'*z)
rmse14=sqrt(sum((v14-z).^2)/length(x))
biais14=sum(v14-z)/length(x)

v15=sum(w15(1:15)'*z)
rmse15=sqrt(sum((v15-z).^2)/length(x))
biais15=sum(v15-z)/length(x)

```

```

%% Validation

```

```

for i=1:n
    C1=A;

```

```
C1(:,i)=[];  
C1(i,:)=[];  
D=A(:,i); D(i)=[];  
W=C1^-1*D; W(end)=[];  
V=z; V(i)=[];  
vest(i)=W'*V;  
end  
rmse=sqrt(sum((vest-z).^2)/length(x))  
biais=sum(vest-z)/length(x)  
Rexp=sum(rmse)  
Bexp=sum(biais)
```

## Annexe F: Étude de la dispersion des indices

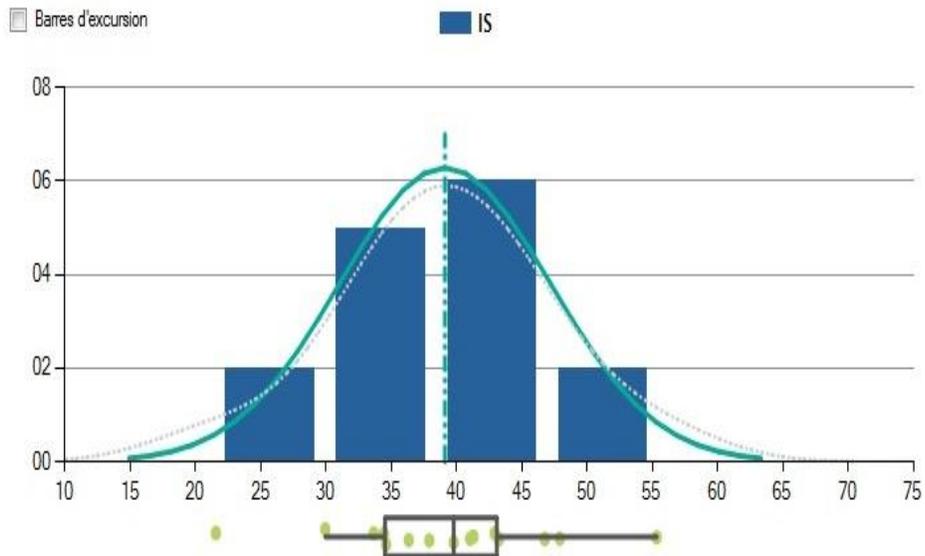


Figure F-1. Dispersion de l'indice  $I_E$  obtenu avec le seuil de catégorie élevée

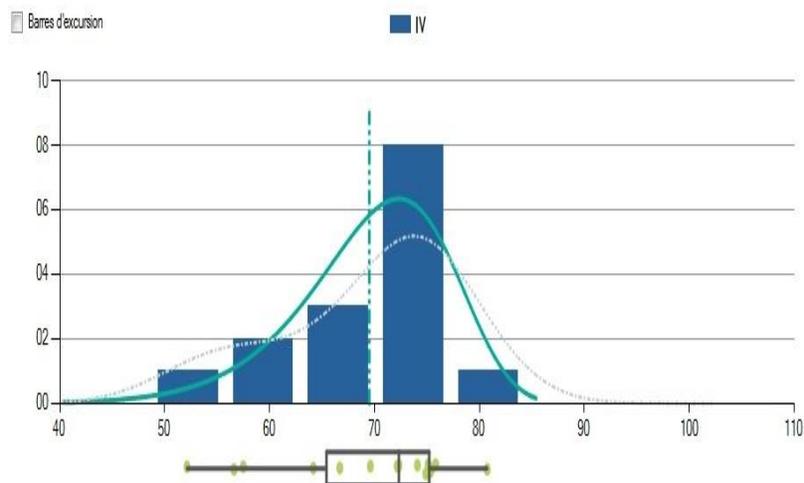


Figure F-2. Dispersion de l'indice  $I_B$  obtenu avec le seuil de catégorie bonne

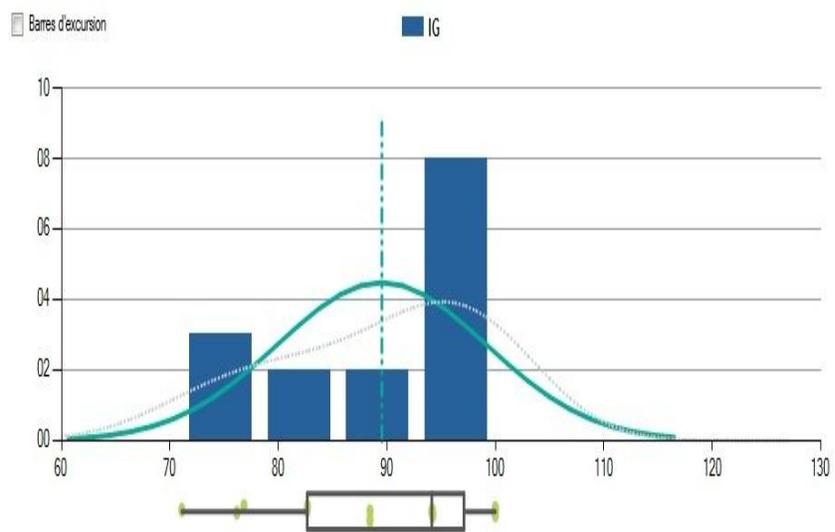


Figure F-3. Dispersion de l'indice  $I_M$  obtenu avec le seuil de catégorie moyenne