

Conceptualisation d'une nouvelle approche méthodologique pour l'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau

S. KANGA IDE¹, M. NAIMI¹, M. CHIKHAOUI¹

(Reçu le 06/04/2021; Accepté le 28/07/2021)

Résumé

Les ressources en eau sont soumises à de nombreuses pressions partout dans le monde. La complexité du système de ressources en eau et les multiples composantes l'affectant rend les analyses des problèmes plus difficiles et complexes. Cette présente étude propose une nouvelle approche méthodologique pour l'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau. Le cadre conceptuel de l'évaluation de la vulnérabilité est multidimensionnel et tient compte des composantes physio-graphiques, socio-économiques, institutionnelles et de gouvernance, et des composantes éco-environnementales et la qualité de l'eau. Dans cette approche, quatre (4) étapes principales sont nécessaires: le choix des facteurs ou des paramètres, la pondération des facteurs, la normalisation des valeurs des facteurs en sous-indices, et l'agrégation des sous-indices en un indice composite. Le résultat de l'évaluation de la vulnérabilité est représenté sous un environnement du système d'information géographique (SIG), suivi d'une analyse de sensibilité, et d'une simulation de la vulnérabilité future des ressources en eau à partir de la vulnérabilité actuelle.

Mots clés: Ressources en eau, Facteurs de vulnérabilité, Indice de vulnérabilité, Maroc

Conceptualization of a new methodological approach for the evaluation of water resources vulnerability

Abstract

Water resources are under increasing pressure worldwide. The complexity of the water resource system with multiple components affecting it makes problem analysis more difficult and complex. This paper proposes a new methodological approach for the assessment of water resource vulnerability. The conceptual framework for vulnerability assessment is multi-dimensional and takes into account physiographic, socio-economic, and institutional and governance components, as well as eco-environmental aspects and water quality. This approach involves four (4) main steps: the selection of factors or parameters, the weighting of factors, the normalization of factor values into sub-indices, and the aggregation of the sub-indices into a composite index. The result of the vulnerability assessment is expected to be displayed in a Geographic Information System (GIS) environment, followed by a sensitivity analysis, and a scenario of the future vulnerability of water resources based on current vulnerability.

Keywords: Water resources, Vulnerability factors, Vulnerability index, Morocco

INTRODUCTION

Au cours des dernières décennies, les ressources en eau de plusieurs régions, localités ou pays font face à des situations complexes de pressions et de stress intenses. D'une autre manière, les ressources en eau subissent des perturbations à cause de la croissance de la population, des activités agricoles et industrielles, et de la contamination par plusieurs polluants (Shretha *et al.*, 2017). Autrement dit, l'augmentation de la demande en eau à cause des activités agricoles et industrielles, la pollution constante des eaux, et les événements météorologiques extrêmes causés par les changements climatiques sont à la base de ces perturbations (Mirauda et Ostoich, 2011). Les études réalisées à travers des décennies sur les ressources en eau au niveau local et national ou international se sont posées plusieurs questions quant à la vulnérabilité de l'eau dans un contexte holistique en faisant une analyse multisectorielle du système de ressources en eau (Tran *et al.*, 2012; Beekman *et al.*, 2003; Gain *et al.*, 2012; Vollmer *et al.*, 2016; Cai *et al.*, 2016; Al Saidi *et al.*, 2016; Plummer *et al.*, 2013; Shen *et al.*, 2016; Kahil *et al.*, 2015; Sullivan, 2011). L'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau est donc de plus en plus une analyse incontournable dans la gestion des ressources en eau dans le monde. Cependant, cette analyse n'est pas simple du fait du caractère complexe des interactions qui coexistent entre les différentes composantes du système des ressources en eau d'une part, et d'autre part à cause de l'évaluation technique de la vulnérabilité qui consiste à

définir le terme vulnérabilité dans un cadre conceptuel en tenant compte des facteurs de perturbations et du modèle adopté pour l'évaluation. Le plus grand défi depuis l'avènement de l'évaluation de la vulnérabilité de l'eau était la manière de définir le terme «vulnérabilité» et jusqu'à l'heure actuelle, il n'existe pas une définition acceptée par tous, donc il n'y a pas de méthode universelle d'évaluation de la vulnérabilité. L'avènement du changement climatique a fait en sorte que de nos jours, les chercheurs conceptualisent la vulnérabilité des ressources en eau avec des paramètres physio-graphiques et socio-économiques incluant ainsi les facteurs naturels (physiques, écologiques), les dimensions sociales et économiques, institutionnelles et gouvernance (Plummer *et al.*, 2013; Sullivan, 2011; Alessa *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2013). Alors que l'évaluation de la vulnérabilité des premières générations des auteurs (Margat, 1968; Albinet, 1971; Aller *et al.*, 1987; Civita, 1994) était mono sectorielle. Ciurean *et al.* (2013) soulignent que la conceptualisation intégrée de la vulnérabilité mettent en avant le «système humain» comme point central en se focalisant sur la capacité de la société à faire face, à résister, leur réponse et la capacité à se remettre d'un impact d'un risque naturel.

Beaucoup d'études se sont intéressées soit à la vulnérabilité liée à la quantité de l'eau ou à la qualité, mais rares sont les études qui intègrent les deux aspects de vulnérabilité de l'eau en même temps. Et les outils développés sont souvent sophistiqués et non claires.

¹ Département des Ressources Naturelles et Environnement, IAV Hassan II, Rabat, Maroc

L'objectif dans cet article est de définir un cadre conceptuel de vulnérabilité des ressources en eau intégrant l'aspect «qualité» de l'eau et les facteurs naturels, les facteurs socio-économiques et institutionnels ou le volet «gouvernance». Ensuite proposer un modèle ou une méthode d'évaluation de la vulnérabilité, très simple d'application à l'échelle régionale, locale, communautaire, ou à l'échelle du bassin versant. Dans le monde, des méthodes similaires (Sullivan, 2011; Cai *et al.*, 2016; Plummer *et al.*, 2013; Alessa *et al.*, 2008) ont été développées avec des méthodes d'agrégation, de pondération et de normalisation différentes. Kanga *et al.* (2019a) rapportent que le développement des outils d'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau, et d'évaluation de la qualité de l'eau, suivent en général quatre étapes principales: le choix ou la sélection des facteurs ou des paramètres, la normalisation de ces facteurs en des sous-indices, la pondération et l'agrégation des sous-indices en un indice composite. L'ensemble de ces étapes forment le cadre conceptuel d'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau.

CADRE CONCEPTUEL DE L'ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ DES RESSOURCES EN EAU

Le développement des outils d'évaluation de la vulnérabilité est basé en général sur un cadre conceptuel qui définit le phénomène et l'objectif de l'étude, identifie les principales composantes, les indicateurs et les données nécessaires (Vollmer *et al.*, 2016; OECD, 2008). Cependant, Ciurean *et al.* (2013) supposent que même si l'objectif des études est de mesurer la vulnérabilité, les chercheurs ne peuvent pas la définir précisément du fait du caractère complexe des interactions. La définition de la vulnérabilité d'un système peut faire intervenir un nombre important de facteurs. Hinkel *et al.* (2011) trouvent qu'il existe une ambiguïté dans le fait d'opérationnaliser les définitions à cause de

l'utilisation des termes vagues dans les définitions. Ce qui empêche une connexion entre la définition théorique et la méthode utilisée pour évaluer la vulnérabilité. Il est donc nécessaire de bien connaître l'objet de l'étude afin de bien le définir. Dans le sens de développement d'un cadre théorique, OECD (2008) suppose que «tout ce qui est mal défini a de forte chance d'être mal mesuré».

A l'image de la définition de vulnérabilité donnée par le groupe intergouvernemental pour le changement climatique, les études récentes sur la vulnérabilité des ressources en eau font une analyse multi-sectorielle du concept. IPCC (2001) définit la vulnérabilité comme étant «le degré auquel un système est capable ou incapable de faire face aux effets néfastes des changements climatiques y compris la variabilité climatique et les effets extrêmes. La vulnérabilité est fonction du caractère, de la grandeur et du taux de variation climatique auxquels un système est exposé, sa sensibilité et sa capacité d'adaptation». Hinkel *et al.* (2011) ont critiqué la définition et l'ont trouvée vague et difficile à opérationnaliser. Et pourtant dans les études récentes sur la vulnérabilité, cette définition est la plus utilisée puisqu'elle correspond à la nature multidimensionnelle de la vulnérabilité. Gain *et al.* (2012) affirment que cette définition est l'une des plus génériques disponibles et pourrait être considéré comme une base pour le perfectionnement plus poussé dans la conceptualisation de la vulnérabilité dans le domaine du développement durable et le système écologique-social.

Dans cet article, le développement du cadre conceptuel se base sur la définition suivante: la vulnérabilité d'un système de ressources en eau est le degré de fragilité avec lequel les activités anthropiques et les facteurs naturels affectent la qualité et la quantité d'eau tout en tenant compte de la capacité de la société à faire face d'une façon durable à ces menaces subies par le système. Le cadre conceptuel actuel décompose cette définition et présente les interactions qui

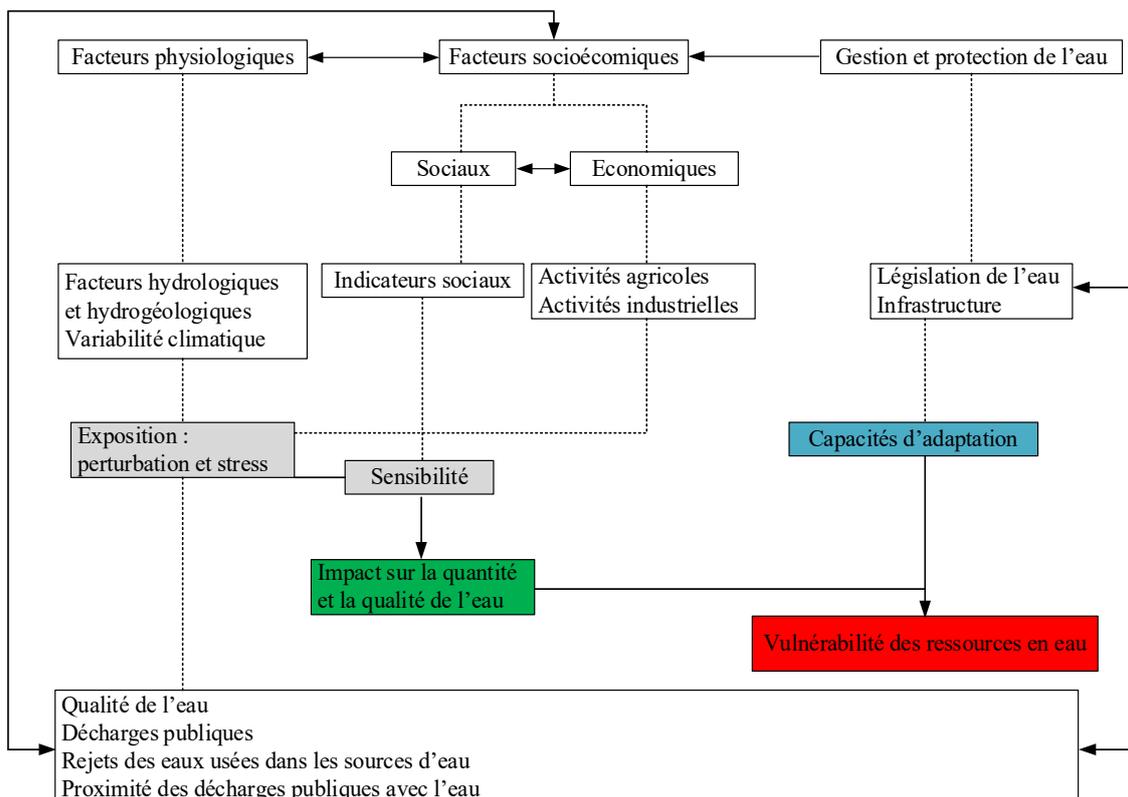


Figure 1: Exemple d'un cadre conceptuel de l'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau

existent entre les différentes composantes de la vulnérabilité des ressources en eau. La vulnérabilité des ressources en eau est donc analysée comme l'interaction de 3 composantes principales (figure 1): les facteurs physiographiques (naturels et anthropiques), les facteurs socio-économiques et les facteurs institutionnels ou de gouvernance.

Les facteurs physiographiques sont ceux qui affectent la vulnérabilité des ressources en eau par l'intermédiaire du climat (précipitation, température, évaporation), de l'environnement (utilisation des terres, couverture du sol, dépendance en eau), de l'hydrologie et l'hydrogéologie (stockage, densité des sources d'eau, disponibilité, recharge, accessibilité, érodibilité de sols, géologie du terrain).

Les facteurs socio-économiques sont ceux qui peuvent affecter la vulnérabilité des ressources en eau par l'intermédiaire de la démographie (nombre d'habitants, densité de la population), le revenu par ménage, les moyens de subsistance des habitants, le taux de pauvreté, le taux d'urbanisation, les activités agricoles (demande en eau agricole, superficies des terres irriguées, prix de l'eau), les activités industrielles (demande en eau industrielle, nombre d'unités industrielles dans la région).

La gestion et la protection locale de l'eau est caractérisée par les politiques locales de gestion des ressources en eau (politiques d'adaptation, nombre de décisions prises par les autorités pour la protection des ressources en eau, protection de l'eau dans les programmes politiques), les législations sur l'eau (actes et lois), le nombre de stations de surveillance de l'eau dans la région.

La qualité de l'eau est mesurée par les paramètres physico-chimiques de l'eau au niveau des sources d'eau disponibles de la région. La proximité avec les rejets d'eaux usées, des décharges publiques et des villes peut être prise en compte. Il peut souvent être difficile d'apercevoir la logique entre les relations de cause à effets des facteurs considérés et du caractère relatif de la vulnérabilité des ressources en eau. Par exemple, les composantes de la vulnérabilité des ressources en eau sur la figure 1 ne sont pas exhaustives, ni définitives et sont flexibles en fonction de la région d'étude et du problème environnemental rencontré.

Les facteurs physiographiques et la qualité de l'eau permettent de déterminer la capacité d'anticiper la vulnérabilité et par évidence aident à réduire l'exposition naturelle et anthropique de ces facteurs en cas d'actions. Les facteurs socio-économiques aident à déterminer la capacité à faire face à cette vulnérabilité, à long terme ou à moyen terme. Ils aident donc à déterminer la sensibilité de la population ou des habitants à la vulnérabilité des ressources en eau. La gestion et la protection de l'eau permettent de déterminer la capacité de retrouver l'état initial ou de réduire les effets ou de ralentir la vulnérabilité. Les actions d'adaptation, les mesures de gestion et de protection permettent d'améliorer la résilience à faire face à la vulnérabilité. Le développement du cadre conceptuel est une étape préliminaire à l'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau, en définissant clairement les différentes composantes de la vulnérabilité, les interactions mutuelles et la manière dont elles affectent la vulnérabilité. A cette étape préliminaire, une base de données sur les facteurs des différentes composantes peut être créée pour une bonne organisation de l'évaluation.

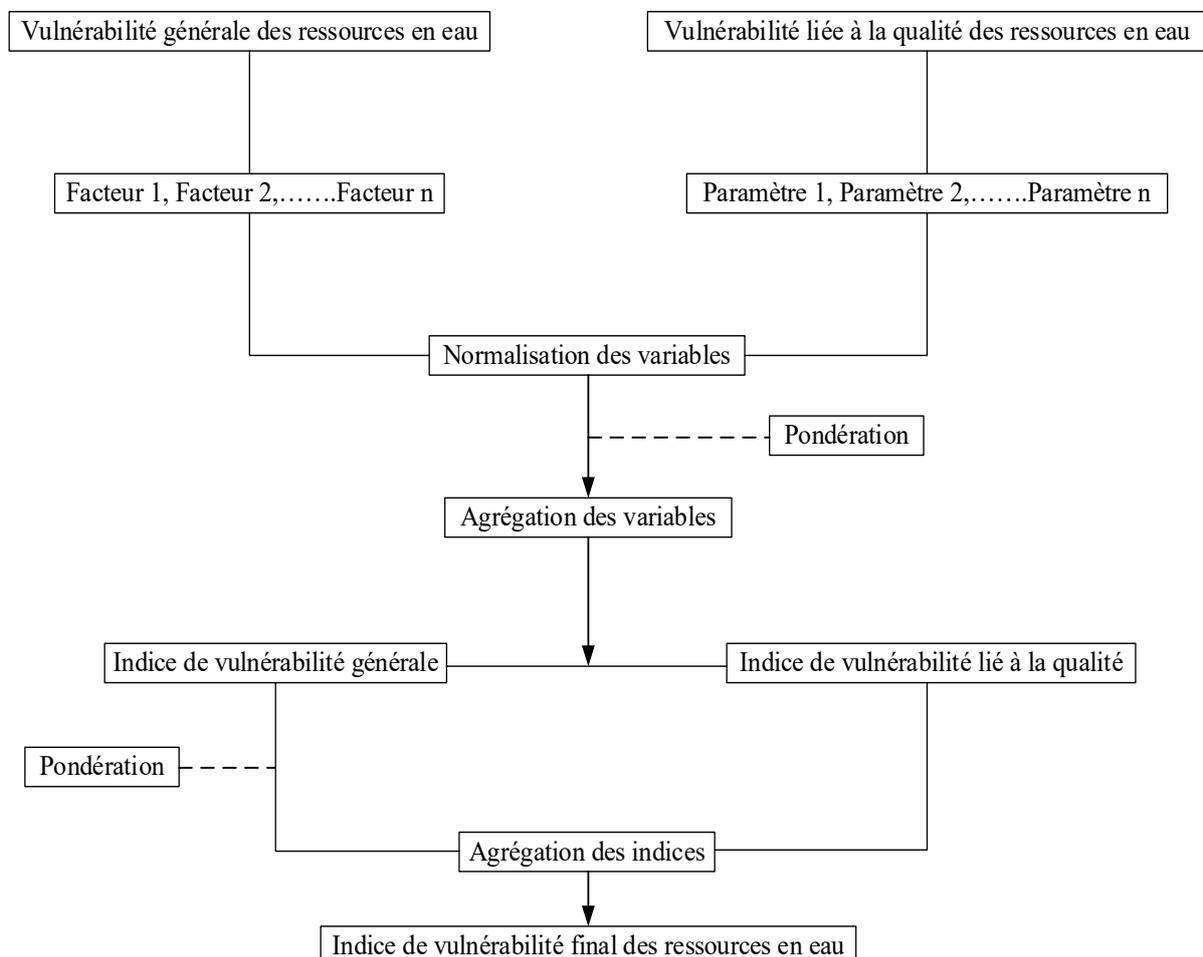


Figure 2: Étapes d'évaluation intégrée de la vulnérabilité des ressources en eau

DÉVELOPPEMENT DE L'INDICE DE LA VULNÉRABILITÉ DES RESSOURCES EN EAU

Les étapes communes dans une évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau, spécifiquement d'une façon holistique, consistent en le choix ou la sélection des facteurs ou paramètres, à la pondération des facteurs, à leur normalisation et à l'agrégation des facteurs en un indice composite de vulnérabilité. L'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau est relative et subjective à cause, justement, de certaines étapes lors de l'évaluation. Dans tout concept d'évaluation, le développement d'un indice d'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau passe par des étapes nécessaires. Il s'agit notamment du choix des facteurs, la transformation ou la normalisation des données des facteurs en sous-indices, la pondération des facteurs (pas toujours nécessaire mais peut être très importante) et l'agrégation des sous-indices en indice composite final.

Choix des facteurs

Le choix des facteurs est l'une des étapes la plus importante car la pertinence de l'évaluation peut être jugée à partir des facteurs considérés dans l'évaluation. OECD (2008) estiment que les forces et les faiblesses d'un indice composite dépendent largement de la qualité des indicateurs considérés. La sélection des variables, des facteurs ou des indicateurs est un exercice difficile et doit se faire de façon appropriée. Plusieurs méthodes sont appliquées pour sélectionner les facteurs. Gain *et al.* (2012) rapportent deux approches générales (Adger *et al.*, 2007; Hinkel *et al.*, 2011) pour choisir les variables : l'approche déductive basée sur la compréhension théorique des interrelations entre les composantes, et l'approche inductive qui est basée sur les relations statistiques existantes entre un nombre important de variables.

Dans l'approche inductive, l'analyse multi-variable et l'analyse en composante principale sont utilisés pour réduire le nombre de variables considérées (Hinkel *et al.*, 2011). Mazziotta et Pareto (2013) rapportent que les méthodes statistiques sont utilisées pour calculer la corrélation entre les facteurs pour ne considérer que les facteurs les moins corrélés afin de diminuer la redondance. Kanga *et al.* (2019b) ont sélectionné les facteurs de vulnérabilité des ressources en eau de manière participative en faisant une enquête auprès des experts de gestion de l'eau.

Transformation ou normalisation des variables et des facteurs de vulnérabilité

Le but de la normalisation des données de variables est d'unifier les dimensions des différentes composantes de la vulnérabilité en valeurs adimensionnelles afin de les agréger en un indice composite. Cette opération consiste à transformer les données de chaque variable en des valeurs sans unités. Dans la littérature sur les ressources en eau, les chercheurs ne présentent pas ou rarement les méthodes utilisées pour normaliser les données des variables. Néanmoins, différentes approches mathématiques sont utilisées pour normaliser les variables. Les approches méthodologiques pour la normalisation des variables varient et sont susceptibles de transformer les variables entre (-1) et (+1). OECD (2008) rapporte environ neuf méthodes pour normaliser les variables sélectionnées:

Standardisation à un point z

Elle suppose que les données de la variable suivent la loi de la distribution normale. Si l'objectif de la normalisation est de réduire les valeurs des variables entre (-1) et (1), cette méthode est recommandée.

$$y_{in} = \frac{x_{in} - \bar{x}_{in}}{\sigma_{x_{in}}}$$

Où y_{in} est la valeur normalisée; x_{in} est la i ème valeur de l'indicateur individuel dans l'unité n ; \bar{x}_{in} est la moyenne de l'indicateur; et $\sigma_{x_{in}}$ représente l'écart type correspondant.

Distance par rapport à une référence

Cette approche compare les valeurs d'une variable par rapport à une référence. Cette référence peut être théoriquement déterminée ou peut correspondre à la meilleure performance située à une échelle temporelle antérieure, considérée comme le temps initial. Cette méthode tient compte de l'évolution temporelle de l'indicateur. Au cours d'une étude, les valeurs des indicateurs d'une région peuvent être comparées à un indicateur de référence. Le but de la normalisation par distance par rapport à une référence est de comparer les valeurs d'un indicateur par rapport à une référence à l'échelle temporelle, ou une référence externe. Les valeurs issues de cette normalisation pourraient être supérieures à 1 et différentes de zéro (0).

$$y_{in} = \frac{x^t}{x^{t_0}}$$

Où y_{in} est la valeur normalisée; x^t est la valeur de l'indicateur au moment de l'étude; x^{t_0} est la valeur de l'indicateur de référence.

Transformation logarithmique

La normalisation par transformation logarithmique consiste à faire le (ln) de chaque valeur de l'indicateur. Les valeurs issues de cette transformation sont supérieures ou égales à zéro (0) et peuvent être également supérieures à 1.

$$y_{in} = \ln(x_{in})$$

Où y_{in} est la valeur normalisée et x_{in} est la valeur des facteurs.

Pourcentage du moyen

La normalisation par le pourcentage du moyen consiste à comparer les valeurs de l'indicateur par rapport à la moyenne. Elle donne par conséquent la valeur 1 à la moyenne et compare les autres valeurs de l'indicateur par rapport à leur distance à la moyenne. Les valeurs sont supérieures ou égales à zéro (0) et peuvent être supérieures à 1.

$$y_{in} = \frac{x_{in}}{\bar{x}_{in}} \times 100$$

Où y_{in} est la valeur normalisée et x_{in} est la valeur des facteurs.

Min-Max

La méthode Min-Max est la méthode la plus utilisée dans la pratique au cours des évaluations de performance ou de vulnérabilité utilisant un indice composite. Dialga et Le

(2014) rapportent que l'opération Min-Max est très utilisée au cours de la normalisation des indicateurs à vocation universelle comme l'indice de développement humain. La normalisation Min-Max permet de transformer les valeurs de l'indicateur entre les valeurs extrêmes de l'échantillon. Qu'elle soit appliquée à une seule entité ou à plusieurs entités, la normalisation Min-Max tient compte de la plus faible valeur de l'échantillon (x_{min}) et de la plus élevée (x_{max}).

$$y_{in} = \frac{x_i - x_{min}}{x_{max} - x_{min}}$$

Où

y_{in} est la valeur normalisée et x_{min} est la valeur minimale de la série des données des facteurs, et x_{max} est la valeur maximale.

Pour cette approche d'évaluation intégrée des ressources en eau, la formule de normalisation d'Aksoy et Haralich (2000) est proposée puisqu'elle transforme les données des facteurs de vulnérabilité avec une probabilité de 99 % sur une échelle de [0,1].

$$X_{0-1} = \frac{\frac{x - \mu}{3\sigma} + 1}{2}$$

Où x est la valeur de l'indicateur à normaliser; μ est la moyenne; σ est l'écart type et X_{0-1} la valeur normalisée entre 0 et 1.

Une fois les variables transformées entre les valeurs (0) et (1), la normalisation tient compte aussi du sens de la variable en termes de vulnérabilité. Ceci revient à définir préalablement un sens pour l'indice composite de la vulnérabilité finale.

Pour considérer la classification finale de l'indice composite, il est nécessaire de bien définir les variables afin d'inverser les variables qui ne vont pas dans le même sens que la vulnérabilité. Pour ce faire, il suffit de soustraire de la valeur 1, la valeur normalisée de la variable. D'une façon algébrique, on l'exprime comme suit:

$$X' = 1 - X_{0-1}$$

Où X' est la valeur inversée prête à être agrégée et X_{0-1} est la valeur normalisée du facteur.

Normalisations des paramètres physico-chimiques de l'eau

La normalisation des paramètres est la transformation des variables qui ont des unités et des dimensions différentes en une échelle commune (Swamee et Tyagi, 2007; Gitau et al., 2016; Abbassi et Abbassi, 2012). Les paramètres de qualité de l'eau ne sont pas mesurés dans la même unité. Par exemple, l'unité de la DBO₅ est exprimée en milligramme par litre (mg L⁻¹), les coliformes fécaux en nombre par 100 ml d'eau, la conductivité électrique en micro ou milli Siemens par cm (μS/cm ou mS/cm). Cette différence d'unités produit une incapacité à agréger les valeurs des paramètres sans les avoir normalisés. En plus, les variables n'ont pas le même effet sur la qualité de l'eau, pendant que des variables sont proportionnelles à la qualité de l'eau, d'autres sont inversement proportionnelles à celle-ci (Kanga et al., 2019c). Autrement dit, les variables comme l'oxygène dissous vont dans le même sens que la qualité de l'eau, plus sa valeur est grande, plus la qualité de l'eau est

meilleure; contrairement aux coliformes fécaux qui, eux, ont un effet inverse. Il est donc obligatoire de normaliser ces valeurs pour que l'indice final de l'eau puisse représenter l'ensemble des paramètres choisis avec la contribution relative de la force de chaque paramètre. Selon Abbassi et Abbassi (2012), il existe 4 façons de normaliser les valeurs des paramètres de qualité en des sous-indices : la forme linéaire, la forme linéaire segmentée, la forme non linéaire et la forme non linéaire segmentée.

La normalisation des valeurs des paramètres en des sous-indices peut être réalisée en utilisant les normes régissant la qualité de l'eau, et des fonctions linéaires segmentées. L'équation générale de normalisation d'un paramètre (Kanga et al., 2019d) est décrite comme suit:

$$I_i = (x - a_i) \left(\frac{b_{i+1} - b_i}{a_{i+1} - a_i} \right) + b_i, \quad a_i \leq x \leq a_{i+1} \text{ et } b_i \leq \text{Classe } I \leq b_{i+1}$$

Où I_i est le sous-indice du i^{e} paramètre, a_i est la valeur mesurée du paramètre, b_i et b_{i+1} sont la i^{e} et $i^{\text{e}+1}$ classe correspondante vis-à-vis de la grille simplifiée des classes des valeurs des paramètres de qualité de l'eau.

Pondération des variables

Plusieurs méthodes permettent d'attribuer des poids aux différents facteurs choisis. Les facteurs n'ont pas les mêmes forces de contribution relatives à la vulnérabilité des ressources en eau. Il est donc nécessaire de leur attribuer des poids relatifs en fonction de leurs forces relatives. Les méthodes statistiques et les enquêtes chez les parties prenantes permettent d'affecter des poids aux différents facteurs. GIZ (2014) affirme que les poids attribués aux différents indicateurs (ou les composantes de la vulnérabilité) peuvent provenir de la littérature existante, des informations fournies par les parties prenantes ou des jugements des experts (dans notre cas, il s'agit d'experts dans la gestion des ressources en eau). OECD (2008) répertorie plusieurs méthodes de pondération des indicateurs dont :

Les méthodes statistiques

Analyse en Composantes Principales et/ou Analyse Factorielle: l'application de l'analyse factorielle pour déterminer les poids des différents facteurs nécessite une corrélation entre les facteurs. Puisque selon cette méthode le poids intervient uniquement pour les chevauchements d'informations entre les facteurs corrélés et ne représente en aucun cas une attribution de l'importance relative des poids aux différents facteurs (OECD, 2008).

Les méthodes participatives

Selon GIZ (2014), les méthodes participatives sont un moyen assez pratique et transparent pour la pondération des facteurs. OECD (2008) estime que l'avantage principal de ces méthodes est leur transparence, leur courte durée et leur caractère relativement direct. Entre autres, on peut citer:

- *Budget Allocation Process (BAP)*: le principe est de demander aux experts en gestion de l'eau par exemple d'attribuer un budget de 100 points aux différents facteurs en se basant sur leur expérience et leur vision de l'importance relative de chaque facteur vis-à-vis de la vulnérabilité des ressources en eau. OECD (2008) estime que le choix des experts doit être représentatif en réunissant des experts représentant un large éventail de connaissances et d'expériences afin de garantir la mise en place d'un système de

pondération approprié. Le processus de pondération de «Budget Allocation Process» est le suivant: 1) Sélection des experts pour l'évaluation, 2) Allocation du budget pour les indicateurs individuels et 3) Calcul des poids (le poids de chaque indicateur est calculé en faisant la moyenne du budget alloué).

• *Public Opinion*: même principe que le BAP, mais l'attribution des poids s'adresse ici au public. Il s'agit d'un sondage d'opinion adressé au public en se focalisant sur la notion de préoccupation. Des personnes sont invitées à exprimer leur préoccupation par rapport à un indicateur (OECD, 2008).

Agrégation sous environnement SIG

L'indice final de vulnérabilité des ressources en eau a été calculé en agrégeant l'ensemble des vulnérabilités relatives de chaque facteur sous Arc Gis (Map Algebra) avec l'outil de Raster Calculator, par exemple.

D'autres outils tels que (model builder) sous Arc Gis permet également d'agréger les différentes cartes de vulnérabilités relatives à chaque facteur de vulnérabilité. Les systèmes d'information géographiques (SIG) permettent d'assembler les différents critères considérés et permettent une agrégation et un certain nombre de géo-traitements et d'analyses spatiales (Rahman *et al.*, 2008). La formule d'agrégation des vulnérabilités relatives des facteurs en un indice final de vulnérabilité des ressources en eau est comme suit:

$$WREVI = \prod_{i=1}^n (V_i)^{\frac{1}{n}}$$

Où V_i est la vulnérabilité de ressources en eau relative à chaque facteur i , n est le nombre de facteurs considéré dans l'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau et WREVI est l'indice finale de vulnérabilité des ressources en eau avec de valeurs comprises entre 0 et 1, respectivement «Très Vulnérable» et «Non vulnérable».

Classification de la vulnérabilité des ressources en eau et utilisation du SIG

La vulnérabilité finale est classée entre 0 et 1, avec 0 très vulnérable et 1 aucune vulnérabilité. Les valeurs sont transformées entre 0 et 1 puisque plusieurs chercheurs ayant évalué la vulnérabilité des ressources en eau, d'une façon multidimensionnelle, ont transformé l'ensemble des variables sur cette échelle. En général les données des facteurs sont standardisées entre 0 et 1 également, ou entre 0 et 100 en multipliant par 100. Par exemple, Sullivan (2011) avait classé l'indice final de la vulnérabilité des ressources en eau entre 0 et 100 après avoir standardisé les données sur cette même échelle, avec 0 signifiant pas de vulnérabilité et 100 très forte vulnérabilité, alors que pour Plummer *et al.* (2013), la valeur 0 signifie qu'il y a une forte vulnérabilité et 1 pas de vulnérabilité. Pandey *et al.* (2010) et Alessa *et al.* (2008) ont classé l'indice final du résultat de l'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau sur l'échelle 0 à 1. Toujours dans cette même grandeur de classification de la vulnérabilité finale des ressources en eau, Wang et Li (2012) ont classé l'indice final entre 0 (pas de vulnérabilité) et 1,80 (vulnérabilité extrême).

Analyse de sensibilité sous environnement SIG

Une analyse de sensibilité est exécutée, sous environnement SIG, afin d'analyser la variation de la vulnérabilité des ressources en eau à l'échelle spatiale à travers le retrait une à une des cartes de chaque facteur, puis le retrait de plusieurs cartes de facteurs. Certains scientifiques (Pacheco *et al.* 2018; Neh *et al.* 2014; Hasan *et al.* 2019; Knouz *et al.* 2016) estiment que les modèles tels que DRASTIC ne nécessitent pas l'utilisation de tous les paramètres et qu'il y a des paramètres qui ne contribuent pas à la vulnérabilité globale de la région. L'indice de sensibilité est formulé comme suit:

$$S = \left[\frac{\left(\left| \frac{V}{n} - \frac{V'}{n'} \right| \right)}{V} \right] \times 100$$

Où S est la mesure de sensibilité exprimée en termes de variation, V et V' sont respectivement l'indice de vulnérabilité «non perturbé» et «perturbé», n et n' sont le nombre de couches de facteurs utilisés pour calculer respectivement V et V' .

Validation de la carte finale de vulnérabilité

Pour valider la carte finale de la vulnérabilité des ressources en eau de la région, plusieurs observations peuvent être menées sur le terrain et vont de la constatation de disparition physique des eaux de surface à la diminution des niveaux piézométriques des eaux souterraines. Les données sur la qualité des eaux peuvent également être utilisées pour valider la carte finale de la vulnérabilité des ressources en eau.

Projections de la vulnérabilité future des ressources en eau

La création de scénarios permet de faire varier les différents facteurs de vulnérabilité des ressources en eau à l'échelle du temps. Des scénarios avec ou sans action peuvent être créés en fonction des différents facteurs de vulnérabilité des ressources en eau considérés, et ce, sur plusieurs décades. Ainsi des plans de gestion des ressources en eau, à court, moyen et long terme, peuvent être recommandés aux acteurs intervenants dans la gestion des ressources en eau afin de faire face plus efficacement à la vulnérabilité du pays et/ou de la localité.

CONCLUSION

L'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau d'une façon multidimensionnelle est de plus en plus utilisée dans le monde. Avec l'avènement du changement climatique et les impacts que ce dernier provoque sur le système des ressources en eau, l'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau d'une façon intégrée est un atout pour identifier facilement les zones vulnérables pour proposer des actions appropriées et efficaces. Il est clair que pour lutter d'une façon appropriée contre la détérioration de la qualité de l'eau et l'absence physique des ressources hydriques, les analyses liées aux problèmes d'eau ne doivent pas être effectuées séparément, mais plutôt de manière holistique. Cependant, il est toujours très difficile, lors d'une conceptualisation de la vulnérabilité des ressources en eau, de définir les facteurs mis en jeu parce qu'ils existent plusieurs

facteurs qui peuvent influencer d'une manière ou d'une autre cette vulnérabilité. Encore, même si ces facteurs sont connus, on peut s'imaginer qu'ils n'ont pas les mêmes importances dans l'impact qu'ils peuvent induire sur les ressources en eau. De plus, d'autres problèmes techniques, liés aux erreurs de traitement des données, peuvent affecter le processus d'évaluation de la vulnérabilité (normalisation des facteurs, agrégations, pondérations, etc.). L'acquisition des données fiables en est une autre contrainte.

RÉFÉRENCES

- Abbasi, T., Abbasi, S.A. (2012). Water Quality Indices. Elsevier. Amsterdam, Netherlands.
- Aksoy S., Haralick R.M. (2001). Feature normalization and likelihood-based similarity measures for image retrieval. *Pattern Recognition Letters*, 22: 563-582.
- Albinet, M. (1971). Application des Cartes de Vulnérabilité des Nappes Souterraines à la Pollution: Vulnérabilité des Eaux Captées pour l'Alimentation des Villes. 71 SGN 325 HYD. <http://infoterre.brgm.fr/rapports/71-SGN-179-HYD.pdf>.
- 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. *Environmental Management*, 42:523-541.
- Al-Saidia, M., Birnbaum, D., Buritia, R., Dieka, E., Hasselbring, C., Jimenez, A., Woinowska, D. (2016). Water Resources Vulnerability Assessment of MENA Countries Considering Energy and Virtual Water Interactions. *Procedia Engineering*, 145:900-907.
- Amharref, M., Bernoussi, A. (2007). Vulnérabilité et risque de pollution des eaux souterraines. Actes des JSIRAUF, Hanoi, 6-9 novembre 2007.
- Barradas, J.M., Fonseca, E.C., Da Silva, F., Pereira, H.G. (1992). Identification and mapping of pollution indices using a multivariate statistical methodology, Estarreja, central Portugal. *Applied Geochemistry*, 7:563-572.
- Beekman, H.E., Saayman, I., Hughes, S. (2003). Vulnerability of Water Resources to Environmental Change in Southern Africa. A report for the Pan African START Secretariat and UNEP. Council for Scientific and Industrial Research. South Africa.
- Birkmann, J. (2007). Risk and vulnerability indicators at different scales: Applicability, usefulness and policy implications. *Environmental Hazards*, 7: 20-31.
- CCME (2001). CCME water quality index 1.0 technical report. <http://www.ccme.ca/files/Resouces/calculators/WQI%20Technical%20Report%2028en%29.pdf>
- Cai, J., Varis, O., Yin, H. (2016). China's water resources vulnerability: A spatio-temporal analysis during 2003-2013. *Journal of Cleaner Production*. 142:2901-2910.
- Cantrill, J.A., Sibbald, B., Buetow, S. (1996). The Delphi and nominal group techniques in health services research. *Int. J. Pharm. Pract.*, 4: 67-74.
- Ciurean, R.L., Schröter, D., Glade, T. (2013). Conceptual Frameworks of Vulnerability Assessments for Natural Disasters Reduction. In Tech Open. <http://dx.doi.org/10.5772/55538>.
- Civita, M. (1994). La carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: Teoria e pratica. PITAGORA (Éditeurs), Bologna, Italie, 325 p.
- Connell, L., Daele, G. (2003). A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping. *Journal of Hydrology*, 276: 71-88.
- Cude, C.G. (2001). Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 125-137.
- Dialga, I., Le, T. (2014). Développement d'indices composites et politiques publiques: interactions, portée et limites méthodologiques. 2014. <hal-01071020>. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01071020>.
- Dinius, S.H. (1987). Design of an index of water quality. *Water Resources Bulletin*, 23:833-843.
- Gain, A.K., Giupponi, C., Renaud, F. (2012). Climate Change Adaptation and Vulnerability Assessment of Water Resources Systems in Developing Countries: A Generalized Framework and a Feasibility Study in Bangladesh. *Water*, 4:345-366.
- Gitau, M.W., Chen, J., Ma, Z. (2016). Water Quality Indices as Tools for Decision Making and Management. *Water Resource Management*, 30: 2591-610.
- GIZ (2014). The Vulnerability Sourcebook: Concept and guidelines for standardized vulnerability assessments. <https://www.adelphi.de/en/publications/list>.
- Hasan, M., Islam, M.A., Hasan, M.A., Alam, J.M.H., Peas, M.H. (2019). Groundwater vulnerability assessment in Savar upazila of Dhaka district, Bangladesh - A GIS-based DRASTIC modeling. *Groundw. Sustain. Dev.*, 9.
- Hinkel, J. (2011). Indicators of vulnerability and adaptive capacity: Towards a clarification of the Science-policy interface. *Global Environmental Change*, 21:198-208.
- Hsu, C.C., Standford, B.A. (2007). The Delphi Technique: Making Sense of Consensus. *Practical Assessment, Research & Evaluation*, 12(10).
- IPCC, (2001). Climate change 2001. In: Watson, R.T., the Core Writing Team (Eds.), Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, USA
- Kahil, T.M., Dinar, A., Albia, J. (2015). Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to Climate change in arid and semiarid regions. *Journal of Hydrology*, 522:95-109.
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S., Papadopoulou, A., Curk, B.C., Karleusa, B. (2016). Estimating the water Resources vulnerability in the Adriatic Sea region. *Procedia Engineering*, 162:476-485.
- Kanga, I.S., Niandou, A.S., Naimi, M., Chikhaoui, M., Schimmel, K. (2019a). Analysis of Water Resources Vulnerability Assessment Tools. *JAST-B*, 9: 69-86.
- Kanga, I.S., Chikhaoui, M., Naimi, M., Hassane, S.A. (2019b). Weighting of water resources vulnerability factors in the context of global environmental change in the Sebou basin: case of Fez, Ifrane and Meknes perimeters (Morocco). *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, 4: 1874-1887.
- Kanga, I.S., Niandou, A.S., Naimi, M., Chikhaoui, M., Schimmel, K., Luster-Teasley, S., Naeem, N.S. (2019c). A Systematic Review and Meta-Analysis of Water Quality Indices. *JAST-B*, 9:1-14.
- Kanga, I.S., Chikhaoui, M., Naimi, M. (2019d). Water Quality Assessment Using a New Proposed Water Quality Index: A Case Study from Morocco. *J. Environ. Agric. Biotech.*, 4:957-792.
- Knouz, N., Boudhar, A., Bachaoui, E.M., Aghzaf, B. (2016). Étude de la vulnérabilité des nappes à la pollution en zones semi-arides : cas de la nappe phréatique des Béné Amir au Maroc. *Méditerranée* [Online], varia, <http://mediterranee.revues.org/7853>.
- Margat, J. (1968). Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution Bases de la cartographie, Doc. BRGM 68 SGL 198 HYD, Orléans, France.
- Mazziotta, M., Pareto, A. (2013). Methods for constructing composite indices: one for all or all for One? *Rivista Italiana di Economia Demografia e Statistica*, LXVII (2) Aprile-Giugno 2013.
- Miranda, D., Ostoich, M. (2011). Surface water vulnerability assessment applying the integrity model as a decision support system for quality improvement. *Environmental Impact Assessment Review*, 31:161-171.
- Neh, A.V., Ako, A.A., Ayuk, A.R., Hosono, T. (2015). DRASTIC-GIS model for assessing vulnerability to pollution of the phreatic aquifers formations in Douala - Cameroon. *J. Afr. Earth Sci.*, 102: 180-190.
- OECD, (2008). Handbook on constructing composite indicators: methodology and user guide. Joint Research Centre-European Commission, Paris, France, 162p.

- Pacheco, F.A.L., Martins, L.M.O., Quininha, M., Oliveira, A.S., & Fernandes, S.L.F. (2018). Modification to the DRASTIC framework to assess groundwater contaminant risk in rural mountainous catchments. *J. Hydrol.*, 566: 175-191.
- Pandey, V.P., Babel, M.S., Shrestha, S., Kazama, F. (2010). Vulnerability of freshwater resources in large and medium Nepalese river basins to environmental change. *Water Sci. Technol.*, 6: 1525-34.
- Plummer, R., De Grosbois, D., Armitage, D., De Loe, R. (2013). An integrative assessment of water vulnerability in First Nation communities in Southern Ontario, Canada. *Global Environmental Change*, 23:749-763.
- Rahman, A. (2008). A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. *Appl Geogr.*, 28: 32-53.
- Said, A., Stevens, D.K., Sehlke, G. (2004). An innovative index for evaluating water quality in streams. *Environ. Manag.*, 34:406-414.
- Sargoankar, A., Deshpande, V. (2003). Development of an overall index of pollution for surface water based on a general classification scheme in Indian context. *Environmental Monitoring and Assessment*, 89:43-67.
- Shrestha, S., Kafle, R., Pandey, V.P. (2017). Evaluation of index-overlay methods for groundwater vulnerability and risk assessment in Kathmandu Valley, Nepal. *Science of The Total Environment*, 555:779-780.
- Shen, J., Lu, H., Zhang, Y., Song, X., He, L. (2016). Vulnerability assessment of urban ecosystems driven by water resources, human health and atmospheric environment. *Journal of Hydrology*, 536:457-470.
- Sullivan, C. (2011). Quantifying water vulnerability: a multi-dimensional approach. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.*, 25:627-640.
- Swamee, P.K., Tyagi, A. (2000). Describing water quality with aggregate index. *J. Environ. Eng. (ASCE)*, 126:450-455.
- Swamee, P.K., Tyagi, A. (2007). Improved Method for Aggregation of Water Quality Subindices. *J. Environ. Eng. (ASCE)*, 133:220-225.
- Tesoriero, A., Voss, F. (1997). Predicting the probability of elevated nitrated concentration in the Puget Sound Basin: Implication for Aquifer Susceptibility and Vulnerability. *USGS, water Resources division*. 35:1029-1039.
- Tran, L.T., O'Neill, R.V., Elizabeth, R., Smith, E.R. (2012). A watershed-based method for environmental vulnerability assessment with a case study of the Mid-Atlantic region. *Environmental Impact Assessment Review*, 34: 58-64.
- Van Western, C.J. (2016). Introduction to Exposure, Vulnerability and risk assessment. Caribbean Handbook on Risk Information Management. <http://www.charim.net/printpdf/84>.
- Vollmer, D., Regan, H.M., Andelman, S.J. (2016). Assessing the sustainability of freshwater systems: A critical review of composite indicators. *Journal Ambio.*, 45: 765-780.
- Walski, T.M., Parker, F.L. (1974). Consumers water quality index. *ASCE J. Environ. Eng. Div.*, 100: 593-611.
- Worrall, F., Besien, T. (2005). The vulnerability of groundwater to pesticide contamination estimated directly from observations of presence or absence in wells. *Journal of Hydrology*, 303:92-107.
- Wu, G., Li, L., Ahmad, S., Chen, X., Pan, X. (2013). A Dynamic Model for Vulnerability Assessment of Regional Water Resources in Arid Areas: A Case Study of Bayingolin, China. *Water Resour. Manage.*, 27: 3085-3101.
- Yanhui, L., Liang, T., Jing, W., Xianqiu, L. (2012). Study on Water Resource Vulnerability Evaluation of Hani Terrace Core Area in Yuanyang. *Procedia Earth and Planetary Science*, 5:268-274.