

Valorisation de la carte pédologique de Belgique dans la cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraines

Marnik Vanclooster, Bertrand Leterme, Dirk Pinte, Samuel Mattern

Université catholique de Louvain (UCL). Earth and Life Institute (ELIE). Croix du Sud, 2 bte L7.05.02 B-1348 Louvain-la-Neuve (Belgique). E-mail : Marnik.Vanclooster@uclouvain.be

Reçu le 30 septembre 2011, accepté le 27 février 2012.

La cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution joue un rôle important dans la mise en œuvre des politiques environnementales. La vulnérabilité est fortement déterminée par les propriétés du sol qui protège les nappes souterraines. L'archive pédologique belge contient des informations spatialisées sur ces propriétés qui se prêtent d'emblée à une valorisation dans la cartographie de la vulnérabilité. Dans cet article, le rôle des sols dans la caractérisation de la vulnérabilité des eaux souterraines est appréhendé par la notion de la vulnérabilité partielle du sol (VPS). Trois approches sont présentées pour cartographier cette VPS, la première recourt à l'utilisation de la carte pédologique et les deux autres à la base de données des profils pédologiques. Les trois approches sont appliquées à la cartographie de la VPS à la pollution par des produits phytosanitaires dans la région des sables du Bruxellien. Les trois approches donnent lieu aux cartes de VPS qui divergent à l'échelle locale. Quelques explications pour ces divergences sont données, ainsi qu'une méthode pour valider les différentes approches.

Mots-clés. Nappe souterraine, pollution de l'eau, cartographie.

Using the Belgian soil map for mapping groundwater vulnerability. Groundwater vulnerability mapping is a critical activity in the implementation of the water resources protection policy. The vulnerability of groundwater bodies is largely determined by the properties of the overlying soil. The soil map and associated data bases contain spatially distributed information, which can be easily introduced into the vulnerability mapping procedure. In this paper, soil information is used in the vulnerability mapping procedure through the "partial vulnerability from the soil" (VPS) concept. Three methods are presented for mapping the VPS: the first method uses the soil map only, while the second and third methods use data from the soil analytical data base. The three methods are applied to mapping the vulnerability of the Brusselean sands groundwater body, in the center of Belgium. The three approaches yield three different vulnerability maps, and explanations for these differences between approaches are given. Finally, a strategy is presented for validating [OR assessing??] the different approaches to mapping the partial vulnerability from the soil.

Keywords. Groundwater, mapping, water pollution.

1. INTRODUCTION

Le développement de stratégies de gestion visant à protéger la qualité des nappes souterraines nécessite une compréhension fine du devenir des polluants dans les sols. En effet, par leurs propriétés physico-chimiques et biologiques, les sols exercent une fonction de filtration et d'atténuation des polluants, et donc de protection des nappes souterraines. Toutefois, les propriétés physiques, biologiques et chimiques des sols varient fortement dans l'espace, et ceci se reflète dans la variabilité de la vulnérabilité des nappes à la pollution.

La cartographie de la vulnérabilité des nappes souterraines est actuellement considérée comme étant extrêmement utile pour diverses actions des politiques environnementales. Par exemple, la cartographie de la vulnérabilité des nappes à la pollution des nitrates permet d'identifier, dans le cadre de la directive 91/676/CEE (Conseil des Communautés européennes, 1991a), les zones prioritaires du territoire où des mesures agricoles sont nécessaires. De même, la cartographie de la vulnérabilité des nappes à la pollution potentielle des produits phytosanitaires permet de présenter le risque d'une telle pollution, et ainsi aider à la prise de décision en matière d'agrégation des produits

phytosanitaires suivant la directive EU 1991/414 (Conseil des Communautés européennes, 1991b). Finalement, la cartographie de la vulnérabilité des nappes peut également piloter la conception du réseau de surveillance dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Eau (EU 2000/60/CE, Conseil des Communautés européennes, 2000).

Même si la communauté scientifique et les acteurs de la politique environnementale sont d'accord sur l'utilité de la cartographie de la vulnérabilité des nappes souterraines, il n'existe aucun consensus quant à la façon d'intégrer les informations pédologiques, notamment la carte des sols et les bases de données associées, dans les méthodologies de cartographie de la vulnérabilité. Vu la disponibilité détaillée des données de couverture des sols en Belgique, les études de cas belges se prêtent particulièrement bien à l'analyse de cette question.

L'objectif de cette communication consiste à présenter trois différentes méthodes d'intégration de l'archive pédologique dans la cartographie de la vulnérabilité des nappes souterraines à des pollutions exercées à la surface du sol. Pour chaque méthode, une étude de cas illustre les résultats pour un cas pratique en Belgique. La discussion permettra de montrer les avantages, inconvénients et perspectives de chacune de ces méthodes. L'accent est mis sur la pollution par des produits phytosanitaires. Ce choix se justifie par le fait que les pressions par ces produits sur les nappes souterraines belges sont souvent élevées. Les risques de dégradation de la qualité des écosystèmes ainsi que la santé humaine sont considérables lorsque les nappes souterraines sont polluées par ces produits phytosanitaires.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. Modèle conceptuel de la vulnérabilité : la vulnérabilité partielle du sol (VPS)

Plusieurs définitions de la vulnérabilité des eaux souterraines sont actuellement utilisées par les acteurs dans le domaine de l'eau et du sol (Johansson et al., 1999 ; Passarella et al., 2002). Selon l'UNESCO, ce terme se qualifie comme étant « le défaut de protection ou de défense naturelle de l'eau souterraine contre des menaces de pollution, en fonction des conditions hydrogéologiques locales. La vulnérabilité est composite dans la mesure où elle intègre deux phénomènes et où son évaluation se réfère à deux critères :

- la facilité et la rapidité suivant lesquelles des matières polluantes d'origine superficielle peuvent atteindre l'eau souterraine et dégrader ses qualités, en fonction des défauts de défense « passive »

(caractères structuraux), voire « active » (processus hydrodynamiques, hydrochimiques ou biochimiques en zone non saturée) ;

- la difficulté et la lenteur de la régénération des qualités de l'eau souterraine, de l'effacement de l'impact après arrêt du fait polluant (lorsqu'il s'agit de pollution temporaire), c'est-à-dire la faiblesse de la résilience d'une nappe souterraine, qui dépend davantage des conditions hydrodynamiques de l'aquifère (à l'instar du « pouvoir auto-épurateur » d'un cours d'eau).

Une nappe souterraine est d'autant plus vulnérable aux pollutions qu'elle est mal défendue et que sa résilience est faible ».

La démarche présentée se focalise sur le premier aspect de la vulnérabilité, c'est-à-dire à la capacité de la couverture du sol à protéger la nappe et réduire au maximum les flux de polluants vers la nappe, en ciblant les produits phytosanitaires comme polluants. L'hypothèse est posée que la vulnérabilité est d'autant plus importante que les flux des produits phytosanitaires en bas de la couche pédologique sont plus élevés. Les indicateurs de vulnérabilité présentés ci-dessous couvrent dès lors seulement un aspect partiel de la vulnérabilité totale telle que définie ci-dessus. Pour éviter la confusion, elle est appelée vulnérabilité partielle du sol (VPS).

Les flux des polluants au bas de la couche pédologique qui chargent potentiellement les nappes souterraines sont déterminés par le devenir des polluants au sein du profil. Ce sont les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols qui déterminent les processus réactionnels et de transfert des polluants, et par conséquent les flux potentiels en bas du profil. Plusieurs approches existent pour modéliser ces processus (Vanclooster et al., 2000). Les modèles basés sur une description rigoureuse des processus sont certainement les plus répandus dans ce domaine. Ils résolvent les équations de conservation de masse et de continuité pour un polluant, considérant les principes physiques de mouvement de matières et d'énergie dans le sol (mouvement convectif, mouvement dispersif), les processus d'échange de masse entre les différentes phases du sol (adsorption/volatilisation) et les processus de transformation biotique et abiotique (dégradation), ce qui les rend porteurs dans ce domaine. Deux approches de ce type de modèles (approches dites AF et GeoPEARL) sont utilisées ci-dessous.

L'AF (*Attenuation Factor*) est un indicateur d'atténuation de la pollution (Rao et al., 1985). Il se base sur la résolution des équations de conservation de masse et de flux en régime stationnaire et permet donc un calcul simple et rapide du devenir d'un polluant dans le sol. L'AF se définit comme suit :

$$AF = \exp \left(\frac{-0,693 \cdot d \cdot RF \cdot \theta_{FC}}{q \cdot t_{1/2}} \right) \quad (1)$$

avec d , la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol (m) ; θ_{FC} , la teneur en eau du sol à la capacité au champ (-) ; q , la recharge nette annuelle (m par an) ; et $t_{1/2}$, le temps de demi-vie du produit phytosanitaire (an). Le RF (*Retardation Factor*) en (1) se définit comme suit :

$$RF = 1 + \left(\frac{\rho_b \cdot f_{OC} \cdot K_{OC}}{\theta_{FC}} \right) + \left(\frac{n \cdot K_H}{\theta_{FC}} \right) - K_H \quad (2)$$

avec ρ_b , la densité apparente du sol ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) ; f_{OC} , la fraction massique de carbone organique du sol (-) ; n , la porosité du sol (-) ; K_{OC} , le coefficient de partage eau/carbone organique ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$) ; K_H , la constante de Henry (-). La valeur d'AF est un indicateur direct de la VPS.

L'approche dite GeoPEARL se base sur la modélisation mécaniste du devenir des produits phytosanitaires dans le sol avec le modèle GeoPEARL (Tiktak et al., 2002), en résolvant les équations de transfert, d'adsorption et dégradation en régime transitoire. Les charges journalières pendant une période de temps sont intégrées sur la durée de la simulation (généralement plusieurs années pour couvrir suffisamment les aléas climatologiques) pour déduire une charge annuelle moyenne qui sera considérée comme indicatrice de la VPS. GeoPEARL a été utilisé pour caractériser la VPS à l'échelle régionale (Leterme et al., 2007), nationale (Tiktak et al., 2002) et européenne (Tiktak et al., 2004).

2.2. Intégration des données pédologiques dans le modèle conceptuel de la VPS

Le cœur de l'approche AF et GeoPEARL consiste en un calcul de la VPS à une échelle locale. Ce calcul à l'échelle locale utilise les propriétés du sol qui sont décrites dans le **tableau 1**.

L'archive des données pédologiques en Belgique consiste d'une part de la carte pédologique à l'échelle 1/20000 et, d'autre part, des données pédologiques mesurées dans les profils et horizons de sols et compilées dans la base de données pédologiques AARDEWERK (Van Orshoven et al., 1993). Aucun des paramètres nécessaires pour le calcul de la VPS ne sont directement disponibles dans l'archive pédologique. Ainsi, différents schémas d'estimation de ces paramètres sont nécessaires pour calculer la variable cible. Chacun de ces schémas donne lieu à une carte de la VPS spatialisée. Trois approches de spatialisation illustrent cette problématique.

La première approche consiste à calculer la VPS ponctuelle des profils de la banque de données AARDEWERK, suivie par une interpolation spatiale en utilisant des outils de modélisation géostatistique. Ce calcul est précédé de la détermination des paramètres de AF et de GeoPEARL, en utilisant des fonctions de pédotransfert. La méthode de spatialisation sous-entend une modélisation robuste du semi-variogramme de la VPS ponctuelle. La deuxième approche consiste également à calculer la VPS ponctuelle aux droits des profils AARDEWERK, suivie cette fois-ci par une association des profils AARDEWERK aux unités pédologiques de la carte du sol. Ce lien entre AARDEWERK et la carte peut se faire en utilisant les méthodes d'association par région géographique

Tableau 1. Propriétés du sol nécessaires aux calculs de la VPS par la méthode AF et GeoPEARL — *Soil properties for the calculation of VPS by means of AF and GeoPEARL.*

Approche	Paramètre	Remarque / Signification
AF	θ_{FC}	Teneur en eau volumétrique à la capacité au champ
	f_{OC}	Fraction de carbone organique
	ρ_b	Densité apparente du sol
	d	Profondeur moyenne de la nappe
GeoPEARL	$\theta-h$	Courbe de rétention en eau du sol paramétrée dans cette étude par le modèle de Van Genuchten (1980) qui contient 4 paramètres hydrodynamiques pour chaque horizon du sol
	$k-\theta$	Courbe de conductivité non-saturée du sol paramétrée ici par le modèle de Van Genuchten (1980) qui contient 2 paramètres hydrodynamiques pour chaque horizon du sol
	f_{OC}	Fraction de carbone organique
	ρ_b	Densité apparente du sol
	d	Profondeur moyenne de la nappe
	λ	La dispersivité hydrodynamique du sol

ou par unité typologique/cartographique de sols. Dans une telle approche, la carte pédologique est utilisée comme vecteur de spatialisation et évite la phase de modélisation géostatistique de la VPS. La troisième approche consiste en une interpolation des variables primaires qui se trouvent dans la base de données AARDEWERK en utilisant les outils de modélisation géostatistique, suivie par une phase de rasterisation et un calcul de AF et de GeoPEARL pour chaque maille.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Cartographie de la VPS, avec et sans carte pédologique

L'étude de cas concerne la partie wallonne de la formation des sables du Bruxellien. Les sables tertiaires du Bruxellien contiennent une nappe aquifère libre fortement sollicitée, et soumise à de multiples pressions importantes de pollution. Les sables sont couverts par des dépôts éoliens quaternaires, origine des sols limoneux de la région. Le réseau hydrographique de la Dyle a érodé les vallées douces dans lesquelles les formations sableuses affleurent. Dans les fonds des vallées, des sols limoneux d'origine alluvionnaire et colluvionnaire apparaissent.

Suivant la première approche, tous les profils AARDEWERK de la région concernée sont sélectionnés. Pour chacun des profils, les paramètres d'AF sont

calculés en utilisant une fonction de pédotransfert de la courbe de rétention en eau (Vereecken, 1988) et de la densité apparente (Bollen et al., 1995). Les calculs sont répétés pour quatre molécules types qui couvrent la variabilité des propriétés de dégradation et de sorption des pesticides. La modélisation géostatistique est réalisée en utilisant la toolbox BMELib (Christakos et al., 2002). Les détails de la procédure sont expliqués dans Pinte et al. (2004). La **figure 1** représente la VPS ponctuelle pour une des molécules types. On observe des contrastes importants de la VPS. Les profils les plus vulnérables correspondent aux profils des sols sableux ou des profils pour lesquels le contenu en carbone organique est faible. Le variogramme calculé et modélisé de la VPS est illustré à la **figure 2**. Celui-ci est obtenu en considérant un modèle exponentiel (avec un seuil de 0,0035 et une portée de 1 603 m). La portée de ce variogramme est assez faible par rapport à la taille de la masse d'eau mais la qualité de l'estimation est excellente. La carte spatialisée par krigeage est illustrée à la **figure 3**. La méthode de krigeage est une méthode qui permet de prédire le variable inconnu en utilisant le meilleur estimateur linéaire non biaisé et en valorisant le variogramme spatial du variable concerné.

Suivant la deuxième approche, la carte spatialisée de la VPS est obtenue grâce à l'association des profils AARDEWERK aux unités typologiques de la carte pédologique disponibles dans la région à l'échelle 1/20 000. En outre, la carte de la matière organique actualisée (Lettens et al., 2005) a été utilisée pour

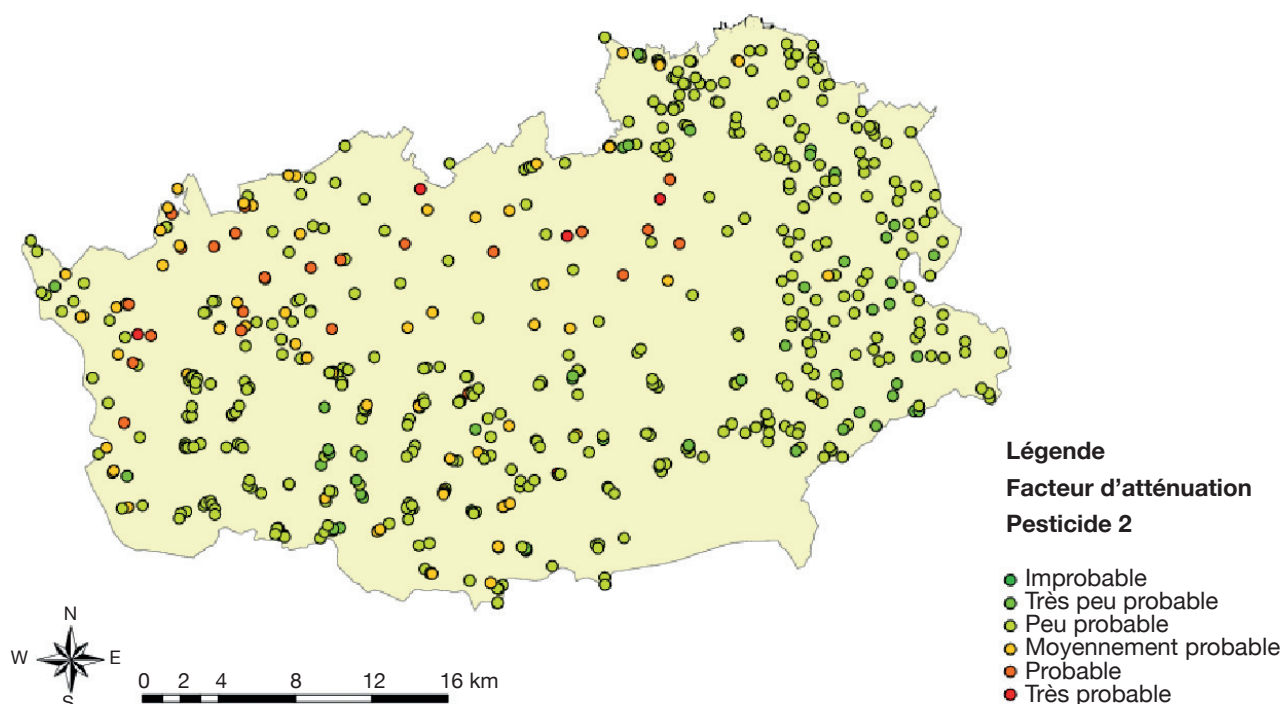


Figure 1. Répartition spatiale et valeurs obtenues des facteurs AF — *Spatial distribution of the AF factors.*

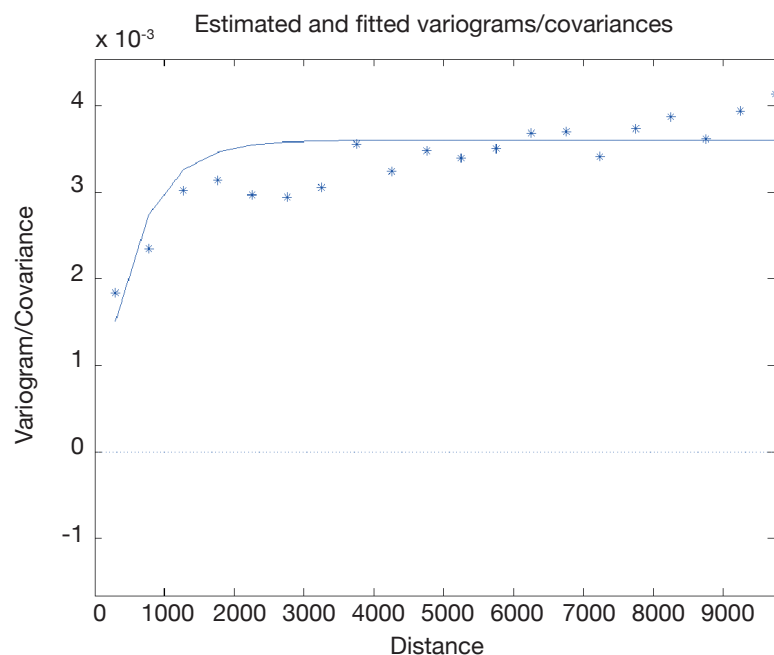


Figure 2. Variogramme observé et modélisé de la VPS — *Observed and simulated variogramme of the VPS.*

calculer la VPS de chaque unité de sol. Les règles d'association entre profils et unités typologique/cartographique de sols sont décrites en détail dans Sulmon et al. (2006a). La carte spatialisée de la VPS est présentée à la **figure 4**. On y a également superposé

les valeurs de la VPS ponctuelle moyenne calculée pour les quatre pesticides modèles.

On constate que les règles d'association ne donnent pas lieu à un calcul de la VPS pour les surfaces urbaines. On note également que la part des zones moyennement, voire hautement, vulnérables est nettement inférieure par rapport aux résultats obtenus par l'approche précédente (**Figures 1 et 3**). En effet, la modélisation géostatistique dans la première approche résulte en un lissage important des vulnérabilités élevées entre les profils. Cette interpolation ne tient donc pas compte de la géomorphologie et topographie du terrain qui sous-tendaient le traçage des unités pédologiques lors de la cartographie des sols. Ainsi, des informations importantes relatives à la connaissance de terrain sont ignorées dans la cartographie de la VPS par la première méthode (modélisation géostatistique).

La comparaison visuelle entre les résultats obtenus pour la VPS ponctuelle de la méthode 1 et de la VPS spatialisée sur base de la carte pédologique (méthode 2)

illustre une certaine cohérence entre les deux méthodes. Les VPS ponctuelles moyennes et élevées de la méthode 1 se situent au sein, voire à proximité, des unités VPS moyennes et élevées de la méthode 2. Toutefois, si des outils de comparaison cartographique

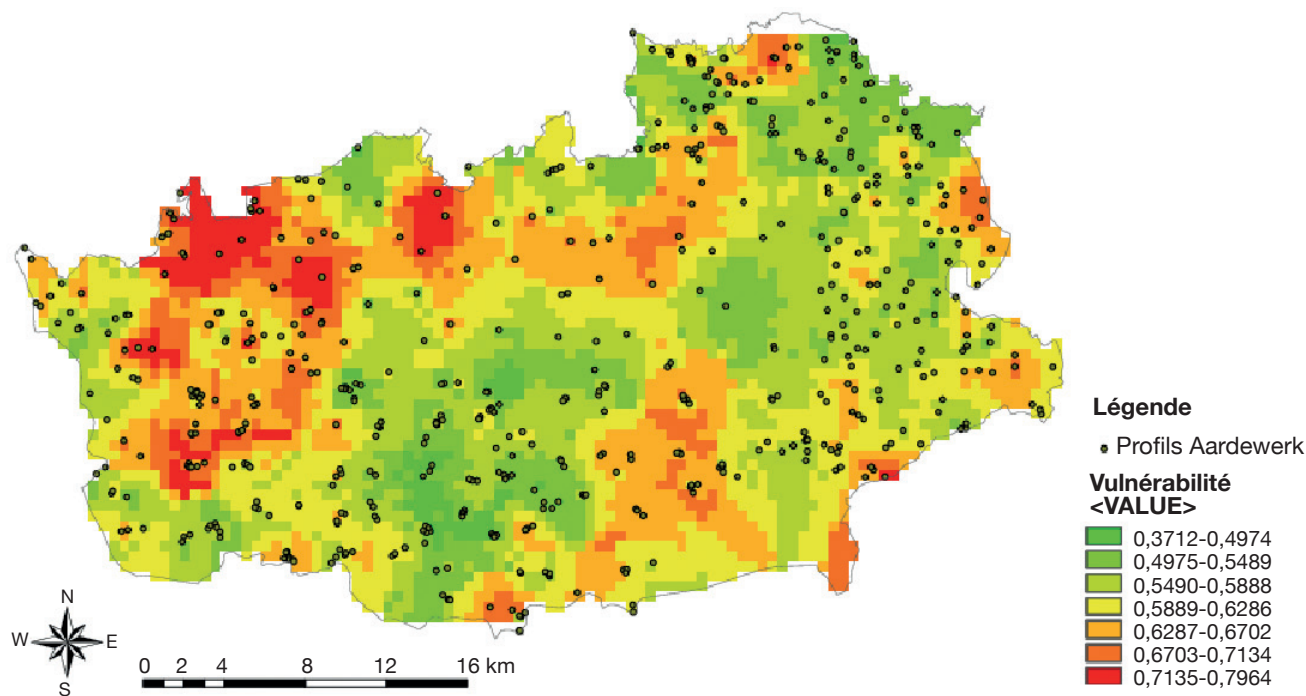


Figure 3. Carte de la VPS spatialisée par la méthode de krigeage — *Spatially distributed VPS map as obtained by means of kriging between the local VPS values.*

Légende : Raster_AF <> AF-Aardewerk**Point vulnerability**

◆ No data

AF : Attenuation Factor

- ◆ 0,1 = vulnérabilité très peu probable
- ◆ 0,3 = vulnérabilité peu probable
- ◆ 0,5 = vulnérabilité moyenne
- ◆ 0,7 = vulnérabilité probable
- ◆ 0,9 = vulnérabilité très probable

Raster_AF_100_RWE051 Value

- No data
- 0,1 = vulnérabilité très peu probable
- 0,3 = vulnérabilité peu probable
- 0,5 = vulnérabilité moyenne
- 0,7 = vulnérabilité probable
- 0,9 = vulnérabilité très probable

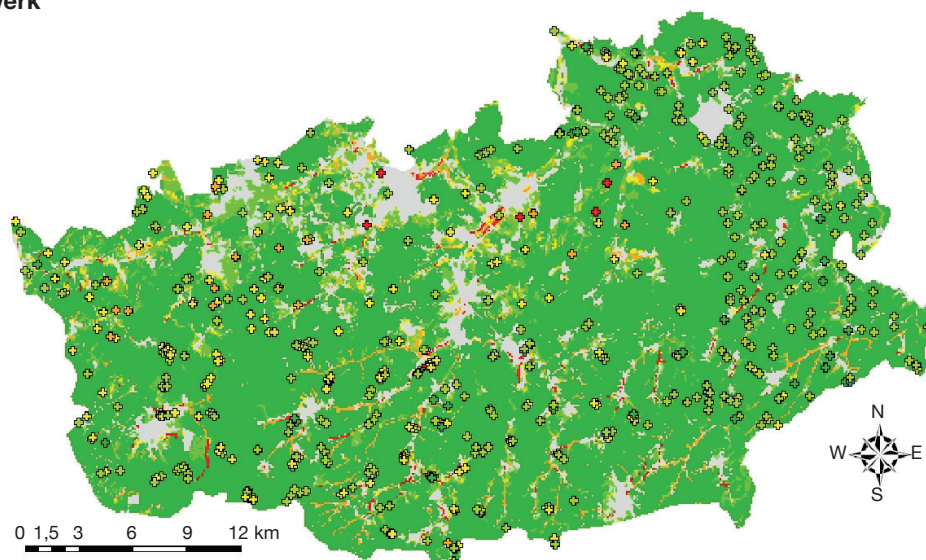


Figure 4. Carte de la VPS spatialisée en utilisant la carte pédologique à 1/20 000 — *Spatially distributed VPS map as obtained by linking to the soil map at the scale of 1/20,000.*

sont utilisés, les résultats sont moins convaincants. Les différences entre les deux méthodes s'expliquent par les différentes approches de la spatialisation. Il convient également de signaler que les règles d'association des profils pédologiques aux unités cartographiques de sols, bien qu'étant transparentes, ne sont pas *a priori* robustes.

Les différences obtenues par les deux méthodes de cartographie de la VPS posent légitimement des questions sur le niveau de la validation des méthodes de cartographie de la vulnérabilité. Malheureusement, la VPS est un concept théorique pour lequel une observation directe n'est pas possible. Le niveau de validation des méthodes de cartographie de la VPS doit donc être considéré comme étant bas. Dans une étude récente, Sulmon et al. (2006b) proposent deux approches pour réaliser la validation de la cartographie de la VPS. D'une part, la validation peut se faire par une comparaison des cartes de la VPS obtenue par différentes méthodes dont l'une des méthodes est considérée comme étant la méthode de référence. La cartographie de la VPS, en utilisant un modèle conceptuel mécaniste en régime variable peut, par consensus, être considérée comme étant la référence. D'autre part, la validation peut se faire par comparaison des cartes de VPS avec les résultats de qualité des eaux observés dans les réseaux de surveillance des eaux souterraines. Dans ce cas, on postule que les zones vulnérables donneront lieu à la pollution. Une illustration de cette dernière approche est fournie à la **figure 5** dans laquelle les résultats de la méthode 1 (modélisation géostatistique), intégrés au concept de vulnérabilité totale (Pinte et al., 2004), sont comparés avec les résultats de surveillance des eaux

souterraines, intégrés dans un indicateur de la qualité des eaux souterraines. Le niveau de correspondance obtenu pour cet exemple est de 81 %.

3.2. Cartographie de la VPS, impact de l'utilisation d'un modèle non linéaire et de l'ordre d'interpolation

Dans l'étude de cas précédente, un calcul de la VPS ponctuelle a été réalisé pour un profil pédologique, suivi par une spatialisation, soit par modélisation géostatistique, soit par association des profils pédologiques aux unités cartographiques de la carte des sols. Une autre approche consiste à entamer la spatialisation des variables d'entrée du modèle de VPS, suivi par le calcul de la VPS à chaque endroit de l'espace. Plusieurs auteurs (Heuvelink et al., 1999) ont signalé des différences importantes entre ces deux approches. Dans une étude récente, Leterme et al. (2007) ont analysé le problème plus en détail en se focalisant sur la problématique de la cartographie de la VPS pour la région d'étude décrite auparavant. La VPS a été calculée par trois approches différentes :

- une approche non spatialisée, c'est-à-dire le calcul de la VPS pour chacun des 394 profils disponibles dans la région ;
- une approche spatialisée en réalisant la spatialisation des variables d'entrée du modèle VPS avant le calcul de la VPS (approche « *interpolate first, then calculate; IC* ») ;
- une approche spatialisée en calculant la VPS pour chaque profil et en faisant la spatialisation par

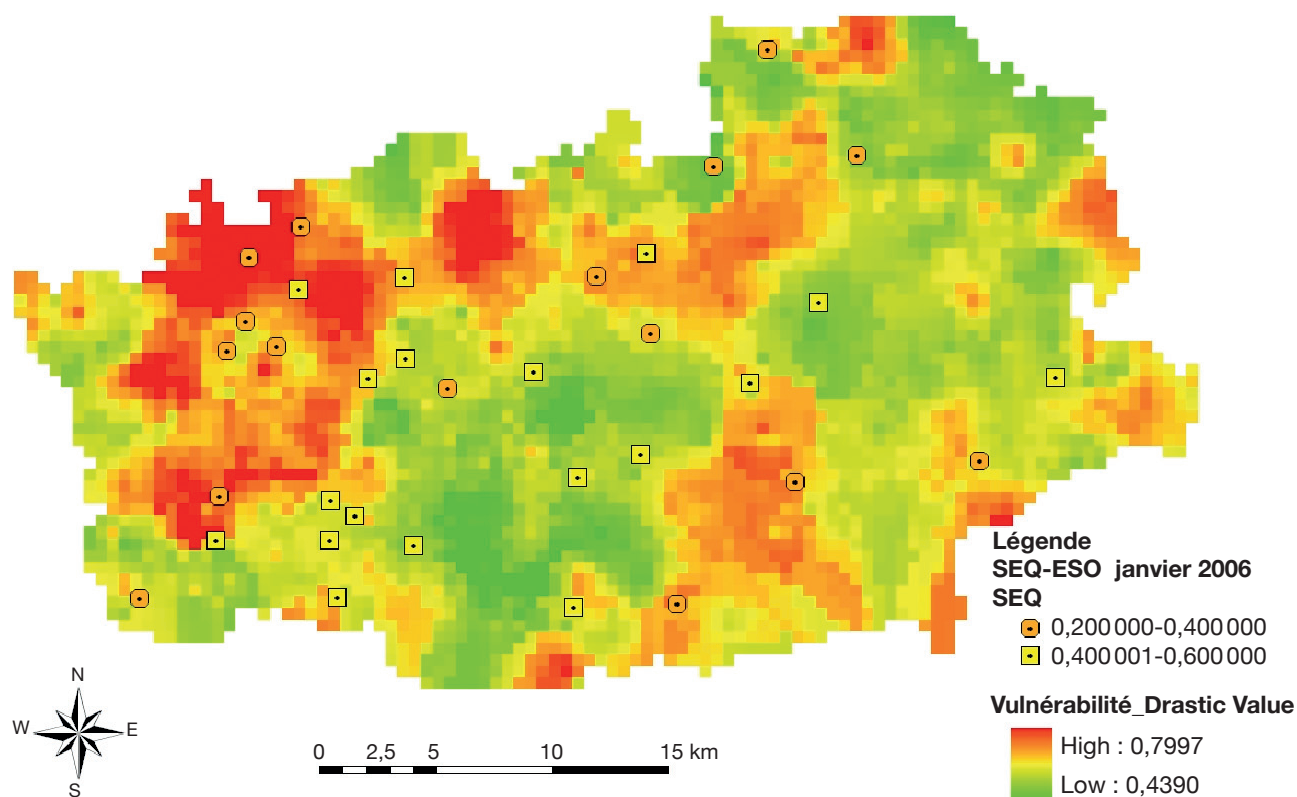


Figure 5. Comparaison de la VPS avec les résultats d'un indicateur de la qualité des eaux souterraines (SEQ-ESO) réalisée sur des observations de janvier 2006 — *Comparison of the VPS with the groundwater quality indicator (SEQ-ESO), as observed in January 2006.*

modélisation géostatistique (approche « *calculate first, then interpolate; CI* »).

Le calcul de la VPS a été réalisé par deux méthodes : un modèle linéaire, basé sur la linéarisation des équations (1) et (2), et le modèle non linéaire GeoPEARL. Une synthèse des résultats sous forme de distribution cumulative des valeurs de la VPS est montrée à la **figure 6**.

On constate tout d'abord que la spatialisation de la VPS réduit considérablement la variabilité de la VPS. Ceci aura des conséquences importantes sur les calculs des percentiles. Ces derniers sont souvent utilisés comme variables décisionnelles (FOCUS, 2000). Ensuite, on observe que les valeurs moyennes sont également influencées par l'ordre de spatialisation, surtout quand le modèle non linéaire est utilisé. L'analyse ne permet pas de conclure sur l'approche à préconiser. L'approche IC permet de mieux valoriser les corrélations existantes entre les variables d'entrée du modèle VPS, tandis que l'approche CI est plus économique en termes de temps de calcul et peut être considérée comme plus intuitive d'un point de vue méthodologique, c'est-à-dire l'utilisation des outils d'interpolation en dernier recours.

4. CONCLUSION

Les résultats des trois méthodes mènent à une cartographie différente de la VPS. Même si une cohérence visuelle peut être obtenue à un certain niveau, des différences importantes peuvent être soulevées à l'échelle locale. Ces différences s'expliquent par les différentes méthodes conceptuelles utilisées pour réaliser cette cartographie et par la structure spatiale des données sous-jacentes. L'identification de la méthode la plus appropriée pour établir la VPS doit en principe se baser sur une validation méthodologique. Une méthode de validation a été illustrée. Elle se base sur la comparaison de la VPS avec des indicateurs de la vulnérabilité dérivés des réseaux de surveillance des eaux souterraines. Suivant cette méthodologie de validation, une cohérence à raison de 81 % a été obtenue pour l'étude de cas présentée. La validation des méthodes de cartographie de la vulnérabilité doit permettre de réduire l'incertitude associée à ces cartes et donc de mieux valoriser ces informations à haute valeur ajoutée dans la prise de décision.

Les recherches futures dans ce domaine doivent tout d'abord permettre d'améliorer les modèles conceptuels qui sont à la base de la cartographie de la VPS. La question du rôle des écoulements non

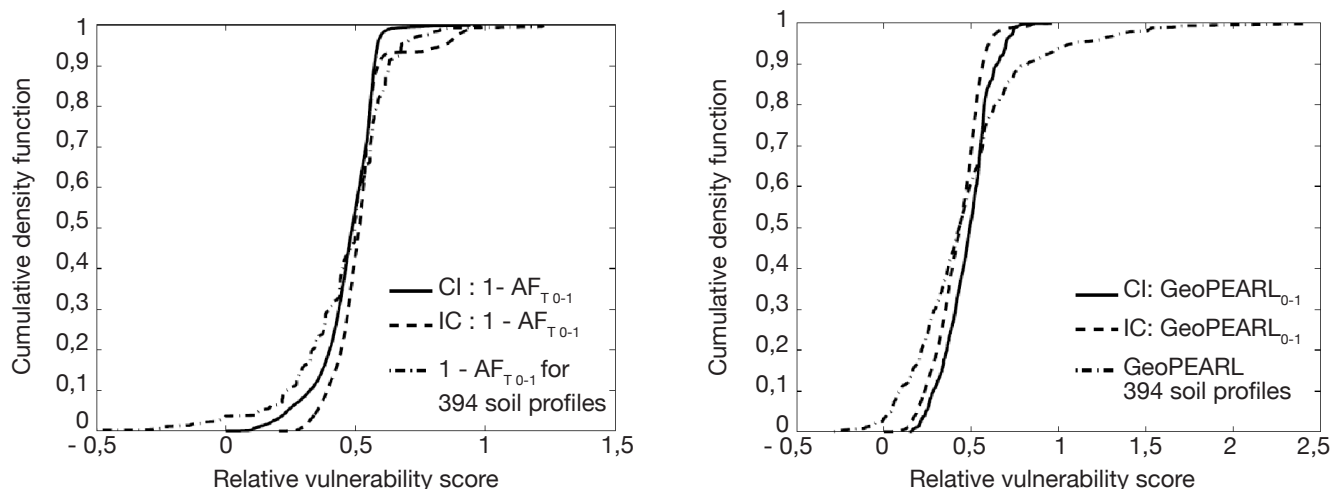


Figure 6. Fonction de distribution cumulative de la VPS, en utilisant un modèle linéaire (gauche) et un modèle non linéaire (droite). Les résultats sont montrés pour une approche non spatialisée (394 soil profiles) et deux approches spatialisées (CI versus IC) — *Cumulative distribution function of the VPS, using the linear model (left) and the non-linear model (right), for two different spatially distributed approaches (CI versus IC).*

chromatographiques (écoulements préférentiels, etc.) dans le sol et la validité des fonctions de pédotransfert qui interviennent dans le modèle conceptuel de la VPS doit être posée. Ensuite, la sensibilité des différentes informations pédologiques (spatialisées ou non spatialisées) et les schémas de traitement de ces informations dans la cartographie de la VPS doivent être mieux appréhendés. Finalement, les études de validation des méthodes de la cartographie de la vulnérabilité, par exemple en valorisant les nouveaux résultats obtenus dans le cadre de la surveillance des eaux souterraines, doivent être renforcées.

Remerciements

Cette recherche a été réalisée dans le cadre du projet Scaldit (Interreg IIIB ENO), co-financé par la D.G.R.N.E., « Caractérisation des masses d'eau souterraine du Bassin de l'Escaut en Région wallonne à partir des connaissances disponibles sur les aquifères » et avec un support du F.N.R.S.

Bibliographie

- Bollen G., Bekhuis F., Reiling R. & Scheper E., 1995. *To a spatial view of the vulnerability of the soil and groundwater. Part 1. The vulnerability for loading of heavy metals, pesticides, groundwater discharge and ammonium deposition. RIVM report 711901012.* Bilthoven, The Netherlands: RIVM.
- Christakos G., Bogaert P. & Serre M., 2002. *Temporal GIS: advanced functions for field-based applications.* Berlin, Germany: Springer-Verlag.
- Conseil des Communautés européennes, 1991a. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991,

- concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles. *J. Off. Communautés Eur.*, **L375/1**.
- Conseil des Communautés européennes, 1991b. Directive 91/414/CEE du Conseil, du 15 juillet 1991, concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. *J. Off. Communautés Eur.*, **L230**.
- Conseil des Communautés européennes, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *J. Off. Communautés Eur.*, **L327** du 22/12/2000, 1-73.
- FOCUS, 2000. *FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference Sanco/321/2000 rev.2.*
- Heuvelink G.B.M. & Pebesma E.J., 1999. Spatial aggregation and soil process modelling. *Geoderma*, **89**, 47-65.
- Johansson P.O., Sharp C., Alveteg T. & Choza A., 1999. Framework for groundwater protection - the Managua groundwater system as an example. *Ground Water*, **37**, 204-213.
- Leterme B. et al., 2007. The consequences of interpolating or calculating first on the simulation of pesticide leaching at the regional scale. *Geoderma*, **137**, 414-425.
- Lettens S. et al., 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biol.*, **11**, 2128-2140.
- Passarella G. et al., 2002. A probabilistic methodology to assess the risk of groundwater quality degradation. *Environ. Monit. Assess.*, **79**, 57-74.
- Pinte D., Vanclooster M., Licour L. & Rorive A., 2004. Vulnerability mapping of the groundwater bodies of the

- Scheldt bassin as a support for designing a groundwater monitoring network. In: *Proceedings COST 629 "Integrated methods for assessing water quality"*, 21-22 October 2004, Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Rao P.S.C., Hornby A. & Jessup R., 1985. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Soil Crop Sci. Soc. Florida*, **44**, 1-8.
- Sulmon R.P., Pinte D., Simon B. & Vanclooster M., 2006a. *Projet Scaldit (Interreg III B ENO) - Caractérisation des masses d'eau souterraine du Bassin de l'Escaut en Région wallonne à partir des connaissances disponibles sur les aquifères. Cartographie de la vulnérabilité : notes méthodologiques, partie II*. Louvain-la-Neuve, Belgique : Département des Sciences du Milieu et de l'Aménagement du Territoire, Université catholique de Louvain (UCL).
- Sulmon R.P. et al., 2006b. Can groundwater vulnerability models be validated? In: Laftouhi N., ed. *Actes du Congrès « Gestion intégrée des ressources en eau et défi au développement durable (GIRE3D)*, Marrakech, Maroc. »
- Tiktak A., de Nie D., Van der Linden T. & Kruijne R., 2002. Modelling the leaching and drainage of pesticides in The Netherlands: the GeoPEARL model. *Agronomie*, **22**, 373-397.
- Tiktak A. et al., 2004. Assessment of the pesticide leaching risk at the Pan-European level. The EuroPEARL approach. *J. Hydrol.*, **289**, 222-238.
- Van Genuchten M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**, 892-898.
- Van Orshoven J. & Vandenbroucke D., 1993. *Guide de l'utilisateur de AARDEWERK. Base de données de profils pédologiques. Rapport 18B*. Bruxelles : Institut pour l'Encouragement de la Recherche Scientifique dans l'Industrie et l'Agriculture (IRSIA), Comité pour le développement d'un système d'informations sur les sols belges (COBIS).
- Vanclooster M., Boesten J.J.T.I. & Trevisan M., 2000. Mathematical modelling for assessing pesticide leaching in agricultural soils at the field scale. In: Corenjo J. & Jamet P., eds. *Pesticide soil interactions: some current research methods*. Paris: INRA, 407-430.
- Vereecken H., 1988. *Pedotransfer functions for the generation of hydraulic properties for Belgian soils*. PhD Thesis: KUL, Faculteit der Landbouwwetenschappen, Leuven (Belgium).

(21 réf.)

