

Cartographie des propriétés hydriques des sols à partir de la lithologie et des pentes.

Application au bassin versant de la Moine (Maine-et-Loire, France)

F. Laurent₍₁₎ et J.-P. Rossignol₍₂₎

(1) UMR Espaces Géographiques et Sociétés, Université du Maine, avenue Olivier Messiaen, 72085 Le Mans cedex 9

(2) UMR SAGAH (Sciences Agronomiques appliquées à l'Horticulture), Institut National d'Horticulture, 2 rue Le Nôtre, 49045 Angers cedex 01

RÉSUMÉ

L'identification des caractéristiques hydriques des sols est nécessaire à l'évaluation des risques de pollution diffuse. Or, ces propriétés des sols sont rarement cartographiées sur des étendues suffisantes pour pouvoir être intégrées dans les outils de diagnostic.

Nous proposons une méthode d'estimation des propriétés hydriques des sols s'appuyant sur des données géologiques et topographiques, aisément accessibles au 1/50 000, sur des sondages à la tarière et sur un traitement au moyen d'un Système d'Information Géographique. La méthode est appliquée à un territoire de 382 km² du Maine-et-Loire, le bassin versant de la Moine. Les propriétés estimées par des fonctions de pédotransfert (Réserve Utile, profondeur du sol et épaisseur affectée par l'hydromorphie) suivent une loi d'organisation spatiale assez manifeste selon la pente et la lithologie du matériau, comme le confirme une analyse de la variance. L'identification de ces liens sur 753 sondages à la tarière nous conduit à construire des cartes de propriétés des sols. Ces cartes permettent de déterminer des entrées essentielles pour la modélisation de la pollution diffuse.

Mots clés

Carte des sols, pollution diffuse, SIG, Réserve Utile, hydromorphie, rétention en eau, fonction de pédotransfert, MNT, qualité des eaux.

SUMMARY

SOIL WATER RETENTION MAPPING FROM LITHOLOGIC AND TOPOGRAPHIC DATA APPLICATION ON A THE MOINE WATERSHED (NORTH-WEST OF FRANCE)

Identification of vulnerability to non-point source pollution involves to take into account the soil water retention properties. But, these properties are rarely mapped on sufficient areas to be used in tools of pollution risk management.

We propose a method to estimate soil water retention using geological and topographical data available for the 1:50,000 scale, boreholes data and analysis with a Geographical Information System. The method is applied on an area of 382 km² in the North-West of France, the Moine watershed. The observed properties (Available Water Capacity, soil depth and waterlogging depth) showed a spatial organization with slope and lithology. A variance analysis based on data from 1 753 boreholes enables quantifying the relation between these soil pro-

erties and slope and lithology. These relations were used to spatialize the soil properties aiming at define important inputs for nonpoint source pollution modelling.

Key-words

Soil mapping, non-point source pollution, GIS, Available Water Capacity, waterlogging, water retention, pedotransfer function, DEM, water quality.

RESUMEN**CARTOGRAFÍA DE LAS PROPIEDADES HÍDRICAS DE LOS SUELOS USANDO LITOLOGÍA Y PENDIENTES: APLICACIÓN A LA CUENCA DEL RÍO LA MOINE (MAINE ET LOIRE, FRANCIA)**

La identificación de la vulnerabilidad de los medios a las contaminaciones difusas necesita la toma en cuenta de las capacidades de retención de los suelos. Pero estas propiedades de los suelos son raramente cartografiadas sobre superficies suficientes para poder ser integradas en las herramientas de gestión de los riesgos de contaminación.

Proponemos un método de identificación de las capacidades de retención en agua de los suelos, apoyándose sobre los datos geológicos y topográficos, que son fácilmente accesibles al 1/50 000, sobre datos de sondeos con taladros y sobre un tratamiento con medio de un sistema de información geográfico. El método se aplica a un territorio de 382 km² del "Maine et Loire, la cuenca de la Moine. Las propiedades observadas (reserva aprovechable, contenido en arcilla, profundidad del suelo y espesor de la hidromorfía) siguen una ley de organización espacial bastante clara según la pendiente y la litología del material, como lo confirma un análisis de la variación. La identificación de estos nexos sobre 753 sondajes con taladro conduce construir mapas de propiedades de suelos. Estos mapas permiten determinar una entrada esencial para la modelización de la contaminación difusa.

Palabras clave

Mapa de suelos, contaminación difusa, SIG, reserva aprovechable, hidromorfía, retención en agua.

Les risques de transferts de polluants agricoles sont conditionnés à la fois par les activités agricoles et par l'aptitude du milieu à propager les contaminants. Le sol forme l'un des compartiments essentiels de cette vulnérabilité. L'identification des sols est donc un élément incontournable du diagnostic des risques de pollution. Or, en France, la cartographie des sols est hétérogène et, pour toute une partie du territoire national, elle est même inexistante aux échelles situées entre le 1 / 50 000 et le 1/100 000. Le problème se pose notamment en zone de socle où les eaux superficielles constituent la seule ressource disponible en quantité pour l'alimentation en eau potable et où la protection des ressources passe par la gestion de bassins versants étendus (fréquemment supérieurs à la centaine de km²).

La méthode que nous proposons dans cet article repose sur l'identification des paramètres qui déterminent la vulnérabilité des sols au transfert de polluants agricoles en ayant l'objectif de réaliser une cartographie des propriétés hydriques des sols. Notre préoccupation est de définir une méthode économe en mesures afin de pouvoir la généraliser sur des espaces importants, à des échéances raisonnables.

Pollution diffuse et évaluation des capacités de rétention en eau des sols

Le concept de vulnérabilité à la pollution est fondé sur le fait que l'environnement physique et biologique fournit une certaine protection contre le transfert des polluants vers les ressources en eau. Ce terme a été introduit par l'hydrogéologue J.C. Margat (Albinet et Margat, 1970). L'étude de la vulnérabilité à la pollution a d'ailleurs surtout été appliquée aux eaux souterraines, mais ce concept est également porteur pour la protection des eaux superficielles (Laurent *et al.*, 1998). La question est de déterminer la facilité qu'aura un polluant pour rejoindre une ressource en eau sans être dégradé, dispersé ou retardé durant son cheminement. L'objectif est de diviser la zone d'étude en unités présentant un potentiel différent pour des activités à risque de pollution (Vrba et Zoporozec, 1994).

La vulnérabilité à la pollution dépend des propriétés du milieu sans a priori sur les lieux susceptibles de recevoir des polluants. Pour être plus précis, nous pouvons parler de vulnérabilité intrinsèque. Lorsque la vulnérabilité intègre la nature du polluant, le terme de vulnérabilité spécifique est employé. L'estimation du risque de pollution du milieu doit quant à elle tenir compte de la vulnérabilité spécifique, de la localisation des activités potentiellement polluantes et de l'aléa (Vrba et Zoporozec, 1994).

Haag et Kaupenjohann (2001) abordent la question de la vulnérabilité aux pollutions diffuses en concevant le bassin versant comme un système associant des corridors et des compartiments de rétention. Les zones de rétention constituent des « tampons » qui retardent, atténuent, voire dégradent les flux de pollution.

Le sol joue un rôle de rétention déterminant puisqu'il constitue le substrat des cultures et conditionne ainsi les prélèvements d'eau et de nutriments. Il est également le siège de phénomènes d'ad-

sorption, de filtration physique et de dégradation biologique (van Duijvenboden, 1998). Il stocke par ailleurs l'eau libre et les solutés dont elle se charge avant qu'ils ne soient absorbés par la végétation ou lixiviés dans les nappes souterraines et les cours d'eau. Il forme ainsi un compartiment essentiel de rétention. Walter (2002) parle à ce titre de l'émergence d'un nouveau concept de « qualité des sols » qui rejoint à notre avis celui de vulnérabilité du milieu : en effet, pour la Société Américaine des Sciences du Sol, il s'agit de la « capacité d'un certain type de sol à fonctionner, au sein d'écosystèmes naturels ou aménagés, pour supporter une culture ou une production animale, maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et assurer la santé humaine et l'habitat » (cité dans Walter, 2002). Cet auteur souligne que ce nouvel enjeu a modifié la finalité et les conditions de l'analyse spatiale des sols.

Le rôle du sol a été mis en évidence à l'échelle du bassin versant. Le flux lixivié est lié au solde d'azote en fonction des milieux agro-pédologiques : Le Gall *et al.* (1997) relèvent que 30 à 40 % du solde du bilan sont lixiviés en sols filtrants avec une lame drainante élevée, 10 à 20 % du solde du bilan sont lixiviés en sols plus limoneux avec une lame drainante faible. D'autres études montrent également que les effets de l'occupation du sol diffèrent selon la nature géologique et topographique du bassin, ce qui entraîne une forte variabilité spatiale des phénomènes d'émission de pollution (Delin *et al.*, 2000; Liu *et al.*, 2000). Ainsi, pour le phosphore, Gburek *et al.* (2000) mettent en évidence que seule une faible partie du bassin contribue à la pollution à l'exutoire, plus pour des raisons hydrologiques qu'en fonction des apports.

Dans une étude sur un bassin expérimental de 12 km² en Bretagne, Curmi *et al.* (1996; 1997) mettent en évidence le rôle de l'hydromorphie dans les flux de nitrates : 80 % des excédents en nitrates ne se retrouvent pas dans les cours d'eau en grande partie du fait des fortes capacités de rétention et de dénitrification des sols hydromorphes. C'est au sein des sols hydromorphes que se jouent les processus majeurs de régulation de la teneur en nitrate. Ils observent ainsi une relation inverse entre le pourcentage de sols hydromorphes et les flux spécifiques d'azote par sous bassin versant. Les auteurs soulignent qu'il est possible de déduire la cartographie des capacités de rétention d'une carte des sols pour une meilleure représentation des facteurs de vulnérabilité du milieu.

Arlot (1999) s'est intéressée aux effets du drainage des sols hydromorphes limono-argileux développés sur socle en région tempérée. Ces sols sont saturés par une nappe perchée en saison d'excédent hydrologique. L'écoulement naturel de ces sols s'effectue principalement par ruissellement, l'infiltration profonde étant réduite par la faible perméabilité de la roche mère ou d'horizons pédologiques imperméables, et le drainage interne latéral étant quant à lui limité en position topographique aplanie. Dans ce type de sol, « les eaux de ruissellement exportent des quantités modérées de nitrate, avec des concentrations très diluées » (Arlot, 1999). Les faibles émissions de nitrates par ces sols s'expliquent par le stockage des reliquats durant la saison d'excédent et par la dénitrification générée par l'hydromorphie.

Leur drainage entraîne inversement une réduction du ruissellement et un accroissement considérable du lessivage de nitrate, comme le démontrent d'ailleurs des travaux réalisés sur d'autres sites. L'accroissement de la percolation au travers du sol provoque le lessivage du nitrate qui dépend alors de l'intensité de la lame drainée. Ainsi, Ryden (1986) relève dans des sols argileux drainés une baisse de 30 % de la dénitrification par rapport à des sols équivalents non drainés et surtout un accroissement de 300 % du lessivage du nitrate dû au drainage. Gilliam et Skaggs (1986) estiment cet accroissement d'un facteur 10. Les expérimentations menées sur le site de la Jaillièrre en Pays de Loire confirment ces ordres de grandeur (Arlot, 1999).

En sols sains, le lessivage est important. Les quantités lessivées y sont encore plus élevées qu'en sols engorgés drainés (Arlot, 1999) car la recharge en période d'excédent hydrologique produit un écoulement souterrain important qui lessive la majeure partie des reliquats en azote, alors que cet excédent est stocké et laminé en sols engorgés même s'ils sont drainés (la totalité du stock peut être lessivée pour une lame d'eau de 300 à 400 mm en sol sain contre 900 - 1 000 mm pour des sols engorgés drainés). Le stockage relatif du nitrate en sol engorgé par rapport à un sol sain représente un atout: le nitrate peut être éliminé par dénitrification et absorption végétale.

Le sol est d'ailleurs pris en compte dans les principaux modèles de transfert de pollution agricole. Les modèles distribués à base physique représentent les processus par des lois physiques, en intégrant des variables spatialisées sur la météorologie, la nature du sol, pour aboutir au calcul des flux sous-racinaires ou des flux à l'échelle du bassin versant. Citons par exemple: CREAMS (Knisel, 1980), GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987), ANSWERS (Engel *et al.*, 1993), STICS (Brisson *et al.*, 1998) et SWAT (Arnold *et al.*, 1998).

D'autres modèles, moins ambitieux quant à la simulation des processus, croisent les variables par analyse multicritère (somme ou moyenne pondérée). C'est le cas notamment des méthodes d'analyse multicritère spatialisée (Vrba et Zoporozec, 1994; Malczewski, 1999) qui fusionnent un ensemble de facteurs déterminants pour estimer un risque spatialisé. Le modèle DRASTIC est notamment très largement utilisé aux Etats-Unis (Aller *et al.*, 1987). En France, Cam *et al.*, (1996) ont par exemple réalisé une cartographie de sensibilité des sols à l'infiltration verticale dans la région Centre au 1/100 000 avec une approche similaire. La plupart de ces travaux s'appuient sur des Systèmes d'Information Géographique.

Différentes variables sont prises en compte dans ces modèles physiques ou d'analyse multicritère, pour estimer la capacité de rétention du sol. Ce sont notamment: la perméabilité, l'épaisseur, la texture ou la réserve utile. La carte de ces propriétés des sols constitue ainsi une information indispensable qui fait malheureusement défaut sur une grande partie du territoire français. Il est cependant reconnu que le sol s'organise dans le paysage en fonction d'autres variables cartographiées de façon plus systématique, telles que la topographie et la lithologie.

La lithologie constitue le matériau originel du sol et présente une sensibilité à l'altération différenciée selon sa composition minéralogique, sa structure primaire (schistosité, stratification, taille des grains, etc.) et secondaire (fissuration par des diaclases ou des failles).

La topographie guide l'écoulement des eaux, le cheminement et l'amplitude des flux de matériaux. Par exemple, il est évident que l'intensité de la pente contribue à déterminer l'intensité de la morphogénèse; la forme du versant (convexe, rectiligne ou concave, convergences / divergences d'écoulement) induit une accélération ou un ralentissement des écoulements et leur accumulation, favorisant ainsi l'érosion ou le dépôt; la longueur du versant quant à elle détermine en partie la somme de matériaux transitant en un point et donc les possibilités d'accumulation. Ces facteurs constituent notamment les entrées principales du modèle USLE (pour Universal Soil Loss Equation), conçu par Wischmeier and Smith (1978).

Ces lois simples devraient permettre à partir d'une lecture des cartes géologiques et topographiques d'évaluer la propension des sols à présenter telle ou telle caractéristique. Soulignons d'ailleurs que ces critères cartographiques sont utilisés qualitativement lors de la réalisation de cartes des sols (Walter, 2002).

Sur deux bassins versants bretons, Mérot *et al.* (1995) évaluent la capacité de l'indice topographique de Kirkby pour la détection des zones hydromorphes en confrontant la cartographie de cet indice à celle de cartes des sols au 1/25 000. L'indice topographique est fonction de la surface amont drainée et fonction inverse de la pente. Il permet d'identifier les zones d'hydromorphie de fond de talweg, mais l'hydromorphie de plateau est mal représentée car liée à un mauvais drainage interne d'origine pédologique ou lithologique, non décelable par la topographie. Curmi *et al.* (1996) aboutissent aux mêmes remarques sur un autre bassin versant breton.

En Australie, Mc Kenzie et Ryan (1999) analysent les relations entre des données cartographiques aisément accessibles sur le climat, la géologie et la topographie et des propriétés des sols sur un espace de 500 km². Ils aboutissent à un arbre de régression basé sur des règles permettant de déduire les propriétés de chaque combinaison de variables explicatives en minimisant la variance intragroupe.

En France, Gaddas (2001) conçoit une nouvelle méthodologie pour réaliser la cartographie des sols au 1/250 000 de façon rapide et à moindre coût en valorisant les données existantes et les données extrinsèques aux sols mais responsables de leur genèse et de leur distribution spatiale. Les données extrinsèques sont la lithologie, la morphologie et l'occupation du sol (cette dernière étant un indicateur de la nature du sol, et non un facteur déterminant sa formation). Cette méthode est développée dans la vallée du Rhône.

Objectif

L'objectif des travaux présentés ici est de quantifier les relations entre les sols, la lithologie et la topographie pour construire une carte de certaines caractéristiques moyennes des sols: en l'occurrence leur réserve utile (RU) et l'épaisseur affectée par l'hydromorphie. En

effet, un sol avec une RU élevée est moins sensible au lessivage puisqu'il stocke une plus grande quantité d'eau et de solutés disponibles pour les végétaux. Un sol hydromorphe, d'une part retient une quantité supplémentaire d'eau gravitaire par engorgement, et d'autre part est le siège de phénomènes de dénitrification (cf. travaux d'Arlot, 1999, cités auparavant). Une partie de l'excédent du bilan hydrique climatique est ainsi piégée dans les sols hydromorphes, ce qui peut réduire la contamination des cours d'eau par le nitrate de l'automne au printemps durant l'interculture.

ZONE D'ÉTUDE

Le bassin versant de la Moine est situé dans le département du Maine-et-Loire (*carte 1*). Ce territoire à dominante d'élevage bovin viande est occupé par la ville de Cholet dans sa partie médiane.

Sa morphologie est celle d'un plateau cristallin faiblement incliné vers l'ouest et incisé progressivement par le réseau hydrographique vers l'aval. L'altitude varie de 180 mètres au nord-est à 15 mètres à Clisson, à la confluence de la Moine avec la Sèvre Nantaise.

La géologie est constituée de roches métamorphiques, d'âge précambrien ou paléozoïque, affectées par la tectonique hercynienne et injectées d'intrusions granitiques. Le fond des vallées principales est couvert d'alluvions peu épaisses sur une faible largeur, étant donné l'encaissement du réseau hydrographique. Les plateaux de la partie occidentale du bassin sont couverts de loess sur une épaisseur comprise généralement entre 1 à 2 mètres.

La moyenne interannuelle des précipitations à Cholet est de 751 mm et la température moyenne est de 11,4 °C (entre 1966 et 1999). Ce climat océanique est caractérisé par des précipitations

Carte 1 - Situation régionale du bassin versant de la Moine dans les Pays de Loire

Map 1 - Localisation of the Moine watershed in the Pays de Loire region



relativement bien réparties sur l'année (maximales en décembre avec en moyenne 80 mm, minimales en juillet avec en moyenne 44 mm) et des températures modérées (moyennes mensuelles de 4,9 °C en janvier et de 18,8 °C en juillet).

Le bilan hydrique annuel moyen présente un excédent d'octobre à février s'élevant à 280 mm dans le cas d'un sol avec une réserve utile de 100 mm.

Une carte des sols a été réalisée en 2001 et en 2002 au 1/50 000 par une méthode privilégiant la toposéquence et à l'aide de 753 sondages à la tarière et de 19 profils (Blot, 2001 ; Euriat et Tritz, 2002). Elle met en évidence une dominance de LUVISOLS RÉDOXIQUES et de REDOXISOLS sur les plateaux, de BRUNISOLS sur les versants et de LUVISOLS et de COLLUVIOSOLS dans les fonds de talwegs (Baize et Girard, 1995). L'ensemble sol et altérite meuble présente pour 75 % des sondages une épaisseur inférieure à 1,10 m et pour 25 % inférieure à 0,45 m. Le schéma des toposéquences (*figure 1*) montre la répartition des sols le long du versant.

La Moine constitue la ressource en eau de l'agglomération de Cholet grâce à deux barrages en amont du bassin. Si la teneur en nitrates reste peu élevée (14 mg/l en moyenne aux prises d'alimentation en eau potable), les problèmes d'eutrophisation des plans d'eau et des cours d'eau sont fréquents. L'eutrophisation est ici attribuée aux excès de phosphore rejetés par l'assainissement ou lessivés sur les surfaces agricoles (CALLIGEE, 1998 ; Buffard, 2001).

MÉTHODE

L'objectif de la méthode proposée est de déterminer et de préciser les lois d'organisation spatiale des caractéristiques hydriques des sols selon la topographie et la lithologie, à des échelles voisines du 1/50 000 au 1/100 000. L'intérêt est de parvenir à spatialiser ces caractéristiques à partir de données cartographiques disponibles sur une grande partie du territoire national (Laurent et Rossignol, 2002).

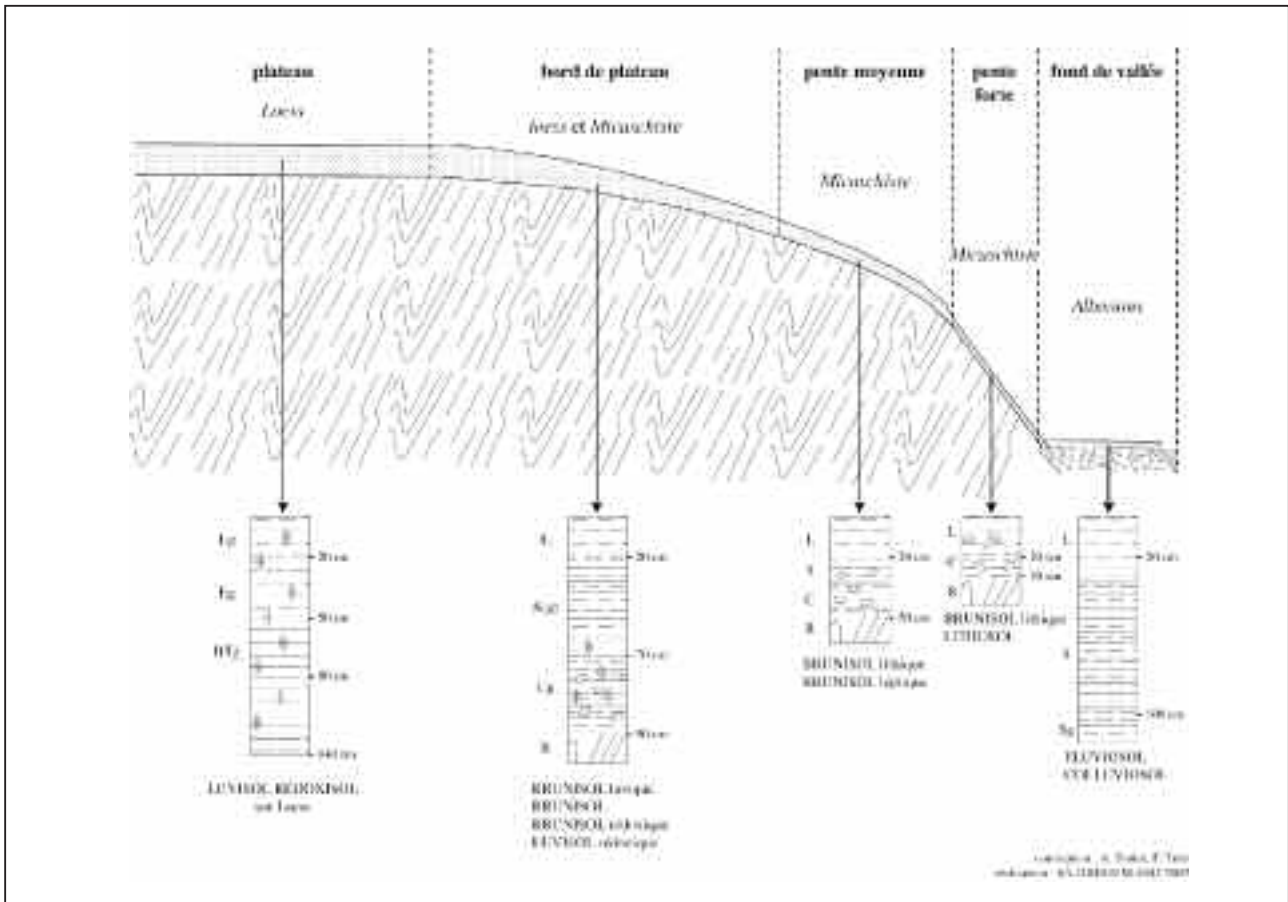
La méthode se décompose en quatre phases (*figure 2*) :

1. réalisation de sondages à la tarière et de profils pédologiques, description de certaines caractéristiques du sol ;
2. estimation de propriétés hydriques des sols selon des fonctions de pédotransfert ;
3. analyse spatiale et statistique des relations entre les caractéristiques des sondages et les données cartographiques sur la géologie (lithologie) et la topographie ;
4. cartographie des propriétés hydriques des sols.

Sondages à la tarière et profils pédologiques

753 sondages ont été réalisés sur les 382 km² de la zone d'étude. La position des sondages a été choisie en cherchant à représenter les différentes classes de pente et les différents substrats lithologiques, selon une logique de toposéquences.

Pour chaque sondage, les différents horizons ont été identifiés

Figure 1 - Toposéquence de l'ensemble sur micaschistes**Figure 1** - Soil and topography relations on Micaschist

de façon visuelle et leur classe texturale a été déterminée manuellement selon le triangle du GEPPA. Les indicateurs d'hydromorphie (taches de déferrification/oxydation, concrétions ferro-manganiques) ont permis de mesurer l'épaisseur de la zone périodiquement engorgée sur la profondeur observée (1,2 m). L'épaisseur affectée par l'hydromorphie est comprise entre la profondeur d'apparition des signes d'hydromorphie et une couche de blocage de l'eau qui peut être la roche peu altérée ou une altérite imperméable présentant très peu de signes d'hydromorphie.

Les 19 profils décrits et analysés permettent de caler les observations à la tarière.

Estimation de propriétés hydriques des sols

La bibliographie présente plusieurs fonctions de pédotransfert élaborées pour déduire les propriétés hydriques des sols à partir de leur texture (Bastet *et al.*, 1998). Nous avons retenu les équations de régression linéaire de Rawls *et al.* (1982; 1992) pour l'estimation de la teneur en eau volumique (W) du sol à des potentiels de -330 hPa

(capacité au champ) et de -15000 hPa (point de flétrissement). Cette fonction présente l'avantage d'une certaine simplicité des paramètres en adéquation avec le caractère qualitatif de l'estimation de la texture des horizons. Elle a été testée sur un large échantillon de sols américains (il concernait 2500 horizons prélevés dans 32 Etats des Etats-Unis) et a offert des coefficients de corrélation de 0,80 et de 0,87 pour l'estimation de la teneur en eau à -15000 hPa et à -330 hPa respectivement.

$$W_{330} = 257,6 - (2 \times Sa) + (3,6 \times Ar) + (29,9 \times MO)$$

$$W_{15000} = 26 + (5 \times Ar) + (15,8 \times MO)$$

avec :

W_{330} teneur en eau à -330 hPa (en mm/m)

W_{15000} teneur en eau à -15000 hPa (en mm/m)

Ar : teneur en argile (en %)

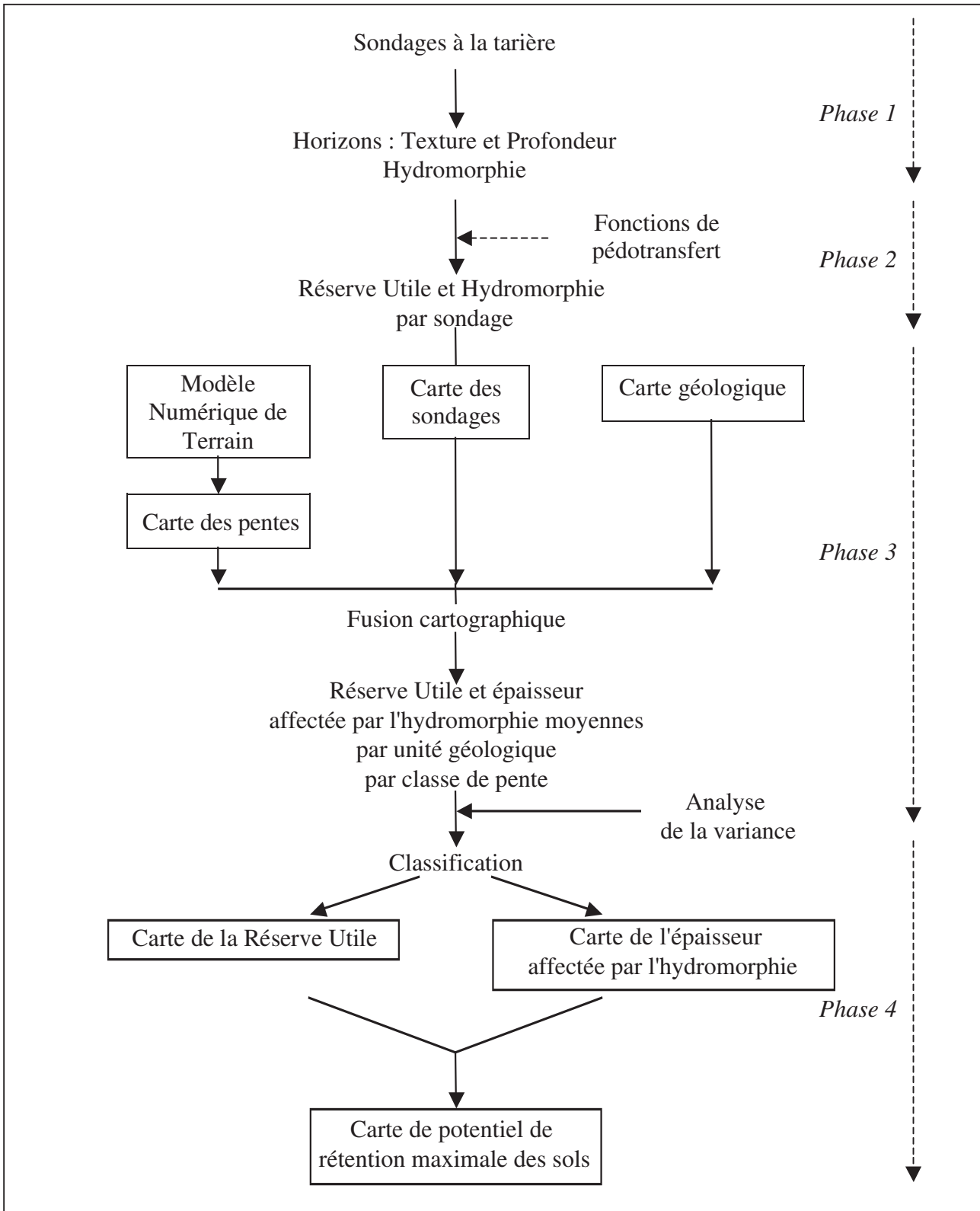
Sa : teneur en sable (en %)

MO : teneur en matière organique (en %)

La réserve utile (RU) en mm est calculée pour chaque horizon par la fonction suivante :

Figure 2 - Schéma méthodologique

Figure 2 - Scheme of methodology



$$RU = (W_{330} - W_{15000}) \times d$$

Avec d : épaisseur de l'horizon (en m)

Il est possible que ces fonctions de pédotransfert soient moins précises que d'autres qui s'appuient sur des classes granulométriques et sur d'autres paramètres du sol (Bastet *et al.*, 1998). Mais, ces autres fonctions requièrent des mesures en laboratoire réalisables qu'en un nombre limité de profils. Ainsi, ce que nous gagnerions en précision sur les fonctions serait perdu en représentativité des échantillonnages (753 sondages sont exploités) et diminuerait ainsi la qualité de la spatialisation.

Chaque horizon a été affecté à une classe de texture par détermination manuelle. La teneur en argile et en sable qui leur a été affectée correspond alors au centroïde des classes de textures du triangle du GEPPA.

La teneur en matière organique a été mesurée dans 19 profils. Elle varie essentiellement selon la nature de l'occupation du sol (prairie ou culture). Nous supposons que cette teneur est égale à la moyenne observée de chaque horizon sous culture annuelle, soit successivement à partir de la surface : 3 ; 1 ; 0,5 et 0,3 %. Ces valeurs ont été affectées aux différents horizons des sondages pour le calcul de la RU.

Les fonctions de pédotransfert ont été utilisées pour calculer la RU de chaque horizon de chaque sondage, puis les RU des horizons ont été sommées pour obtenir la RU globale du sondage.

Analyse spatiale et statistique

Les résultats précédents sont attachés à des points. Nous recherchons durant cette phase les liens qui peuvent exister avec les variables lithologiques et topographiques afin de spatialiser les propriétés des sols. Nous considérons la lithologie et la pente comme des variables explicatives, la RU et l'épaisseur affectée par l'hydromorphie sont considérées comme des variables résultantes.

Les données qui sont mobilisées dans cette analyse sont :

- le Modèle Numérique de Terrain (MNT) issu de la BD Alti de l'IGN à une résolution de 50 mètres; le MNT a été traité à l'aide d'un SIG raster pour constituer la carte de pente;
- la carte géologique du BRGM au 1/50 000, numérisée pour former une couche cartographique du SIG;
- la carte des sondages issue du terrain constituant une troisième couche cartographique.

La carte des points de sondages est croisée à la carte lithologique ainsi qu'à la carte des pentes afin de construire un tableau présentant les variables explicatives et les variables résultantes par sondage.

L'analyse bivariée est présentée dans les *tableaux 1 et 2*.

Les résultats mettent en évidence une décroissance continue de la RU et de l'épaisseur affectée par l'hydromorphie lorsque la pente croît (*tableau 1*). Les moyennes des variables résultantes semblent varier fortement entre unités lithologiques (*tableau 2*) bien que la représentation de chaque unité ne soit pas équilibrée (certaines unités couvrent en effet de faibles surfaces relatives et ne sont représentées que par un à quelques sondages).

Ces observations sont confirmées par une analyse de variance. L'analyse de variance consiste à comparer les moyennes des classes d'échantillons (en l'occurrence, les classes de pente et les classes de lithologie). Le facteur F mesure le rapport de la moyenne des carrés des écarts entre les groupes par celle des carrés des écarts à l'intérieur des groupes. Lorsque F est supérieur à un seuil critique, on rejette l'hypothèse de moyennes égales entre les groupes, on admet alors qu'il y a un effet significatif de la variable de groupement sur la variable observée. Plus F est élevé par rapport au seuil critique, plus la variable de groupement est discriminante. La lecture du *tableau 3* nous montre que l'effet de la pente est très significatif sur la profondeur du sol et sur l'épaisseur affectée par l'hydromorphie, elle l'est dans une moindre mesure sur la réserve utile. L'effet de la lithologie est par contre plus marqué sur la réserve utile que sur la profondeur et sur l'épaisseur affectée par l'hydromorphie.

Ainsi, la pente et la lithologie constituent des variables explica-

Tableau 1 - Relation entre la pente et les propriétés du sol (entre parenthèses figurent les écarts types)

Table 1 - Relations between soil properties and slope (with the standard deviation)

Pentes (degrés)	Nombre d'indiv.	ARGILE* (%)	PROFONDEUR moyenne (cm)	RU (mm)	HYDROMORPHIE (épaisseur en cm)
0 - 1	144	26 (11)	88 (28)	147 (55)	45 (39)
1 - 2	271	27 (10)	83 (32)	133 (54)	40 (36)
2 - 4	200	23 (10)	72 (37)	116 (61)	25 (37)
4 - 6	70	20 (10)	67 (36)	116 (66)	15 (28)
6 - 8	40	21 (8)	52 (40)	94 (71)	11 (25)
> 8	28	17 (9)	43 (34)	77 (58)	3 (10)
Moyenne	753 (somme)	24 (10)	77 (35)	126 (60)	32 (37)

* La teneur en argile est la valeur centrale de la classe de texture.

Tableau 2 - Relation entre la lithologie et les propriétés du sol (entre parenthèses figurent les écarts types)**Table 2** - Relations between soil properties and lithology (with the standard deviation)

Lithologie	Nombre d'individ.	ARGILE* (%)	PROFONDEUR moyenne (cm)	RU (mm)	HYDROMORPHIE (épaisseur en cm)
Alluvions récentes	18	20 (12)	94 (32)	171 (82)	39 (51)
Amphibolites: Métagabbro, Métadolérite	1	7 (-)	83 (-)	69 (-)	89 (-)
Formation sablo-argileuse à graviers et galets, à sables fluviaux	1	37 (-)	185 (-)	165 (-)	50 (-)
Gabbro du Pallet, Faciès doléritique	5	26 (6)	94 (23)	141 (29)	28 (31)
Gabbro-diorite à amphibole et cumulats associés (hornblendite, anorthosite, péridotite)	40	33 (10)	98 (21)	149 (35)	40 (33)
Gneiss migmatitique	89	20 (10)	72 (40)	102 (60)	30 (43)
Gneiss plagioclasiq. à biotite (parfois sillimanite), muscovite secondaire	9	27 (4)	83 (31)	125 (58)	40 (40)
Gneiss plagioclasiq. à biotite, muscovite secondaire	34	25 (9)	87 (32)	120 (44)	39 (37)
Granite à biotite de Montfaucon	40	25 (9)	65 (35)	129 (68)	20 (29)
Granite leucocrate rouge	7	33 (6)	83 (27)	146 (35)	19 (21)
Granodiorite de gros grain à biotite (Orthogneiss)	25	18 (13)	66 (40)	99 (63)	20 (36)
Granodiorite et diorite quartzique à biotite et hornblende	77	25 (10)	69 (38)	115 (61)	18 (31)
Leucogranites associés au granite de Clisson	1	28 (-)	110 (-)	196 (-)	80 (-)
Leuco-monzogranite à biotite et muscovite	15	16 (7)	48 (28)	67 (36)	11 (30)
Leuco-monzogranite de gros grain porphyrique à biotite/muscovite	136	24 (9)	78 (34)	132 (60)	31 (35)
Limons éoliens épais	41	31 (8)	106 (10)	182 (44)	70 (18)
Limons éoliens minces	35	27 (9)	84 (28)	146 (56)	41 (34)
Métaconglomérat quartzeux prépondérant	6	24 (14)	52 (41)	86 (47)	18 (29)
Métamicrogranite alcalin	23	13 (10)	63 (42)	100 (76)	27 (42)
Métarhyolites	12	26 (8)	66 (42)	113 (68)	18 (33)
Métarhyolites, Métaignimbrites et Métadacites	41	22 (12)	66 (33)	118 (58)	34 (38)
Micaschistes et schistes d'origine péritique avec schistes noirs	46	27 (12)	74 (33)	131 (51)	34 (35)
Monzogranite de grain moyen à fin, à biotite	25	18 (12)	61 (35)	95 (54)	19 (37)
Quartzites	1	25 (-)	45 (-)	103 (-)	0 (-)
Série calco-alcaline magnésienne et potassique	25	27 (9)	89 (28)	131 (52)	26 (32)
Moyenne	753 (somme)	24 (11)	77 (35)	125 (60)	32 (37)

* la teneur en argile est la valeur centrale de la classe de texture

Tableau 3 - Valeurs du facteur F de l'analyse de variance**Table 3** - F factor values from variance analysis

	Lithologie	Pente	Combinaison lithologie - pente
RU	6,06	4,57	3,17
Profondeur	5,15	17,14	3,21
Épaisseur d'hydromorphie	4,39	19,17	3,54
Seuil critique	1,58	2,22	1,34

tives déterminantes permettant de définir les lois d'organisation spatiale des propriétés hydriques des sols étudiés à l'échelle considérée.

Cartographie des propriétés hydriques des sols sur le bassin versant

Nous faisons les deux hypothèses suivantes :

- la valeur moyenne de la propriété hydrique du sol d'une unité lithologique peut être affectée à la classe de pente moyenne des sondages de cette unité lithologique ;
- l'écart entre les classes de pente d'une même unité lithologique est supposé égal à l'écart moyen entre les classes de pente de l'ensemble des sondages.

Ces hypothèses nous conduisent à affecter une valeur de RU et d'épaisseur affectée par l'hydromorphie à chaque combinaison de pente et de lithologie (*tableaux 4 et 5*). Les valeurs en caractère gras des *tableaux 4 et 5* représentent les caractéristiques moyennes de la lithologie pour la classe de pente moyenne des sondages de chaque lithologie : selon la deuxième hypothèse, nous en déduisons les valeurs des autres classes de pente.

L'analyse de variance nous permet d'estimer la pertinence des relations observées (*tableau 3*). Les classes de combinaison de la lithologie et de la pente offrent des moyennes significativement différentes pour les trois variables estimées : la profondeur du sol, la réserve utile et l'épaisseur affectée par l'hydromorphie.

Les valeurs déduites des *tableaux 4 et 5* sont liées à la carte des combinaisons de pente et de lithologie. La moyenne de l'épaisseur affectée par l'hydromorphie et la moyenne de la RU pour chaque combinaison est utilisée pour renseigner la carte des unités spatiales de combinaison pente - lithologie.

La carte de l'épaisseur affectée par l'hydromorphie (*carte 2*) fait apparaître de fortes différenciations spatiales entre l'amont et l'aval du bassin versant, et entre les versants sur plateau et le corridor médian d'écoulement. En effet, les versants incisés des vallées sont pentus et présentent de ce fait des sols bien drainés. Les plateaux orientaux ainsi que certaines zones centrales sont principalement formés de métarhyolites, de monzogranites, de granodiorites et de leucogranites résistants à l'altération, offrant des sols à texture peu argileuse limitant l'hydromorphie. Dans ces espaces, l'épaisseur affectée par l'hydromorphie moyenne est nulle ou de l'ordre de

10 à 20 cm sur les pentes les plus faibles. A l'opposé, les plateaux occidentaux et méridionaux sont formés de gabbro-diorites, de gneiss plagioclasiques, de micaschistes ou d'une couverture de limons éoliens. Ces lithologies favorisent le développement de sols à texture fine, qui sur des surfaces planes, produisent une hydromorphie épaisse pouvant dépasser 80 cm.

La carte de la RU (*carte 3*) présente une organisation spatiale similaire avec une partie orientale et un corridor médian ayant une RU moyenne inférieure à 130 mm qui contraste avec des plateaux occidentaux et méridionaux d'une RU moyenne pouvant parfois atteindre plus de 200 mm.

Ces résultats cartographiques d'estimation de la RU ont été confrontés aux mesures effectuées sur 19 profils. Nous avons appliqué les fonctions de pédotransfert de Rawls *et al.* (1982) sur ces mesures pour estimer la RU (*tableau 6*). La moyenne de la valeur absolue des écarts est de 34 mm et l'écart type de 29 mm, le coefficient de détermination est égal à 0,34. Si ce coefficient reste faible, les ordres de grandeur sont généralement respectés. Soulignons que les écarts sont dus d'une part aux imprécisions de la méthode de cartographie et d'autre part au fait que les profils ne sont pas forcément représentatifs de la moyenne d'une classe de combinaison entre la topographie et la lithologie.

La carte de la rétention potentielle maximale des sols (*carte 4*) représente la rétention en eau chargée en nitrate puisque, comme nous l'avons vu auparavant, les eaux de ruissellement des sols engorgés sont beaucoup moins concentrées en cet élément. Elle est construite à partir des deux cartes précédentes afin d'agrèger ces facteurs en un potentiel de rétention global qui tient compte à la fois de la rétention de l'eau en-dessous de la capacité au champ (-330 hPa) mais aussi de l'eau gravitaire retenue par une structure du sol ou par un mauvais drainage topographique défavorable à l'écoulement interne, l'hydromorphie en étant un indicateur. L'eau gravitaire retenue dépend de la macroporosité du matériau (c'est-à-dire la porosité pouvant contenir une eau à un potentiel supérieur à -330 hPa). Ainsi, la lame d'eau gravitaire retenue peut être estimée équivalente au produit de l'épaisseur affectée par l'hydromorphie par la macroporosité (appelée porosité efficace). Nous estimons cette dernière voisine de 10 % pour ces sols à dominante limoneuse. Cette valeur n'est pas la porosité de drainage qui est en général plus faible (de 2 à 6 % selon Arlot, 1999), mais une partie de la macroporosité.

La lecture de la *carte 4* fait apparaître un fuseau médian à l'est

Tableau 4 - Estimation de la RU (en mm) en fonction de la lithologie et de la pente**Table 4** - AWC evaluation (in mm) in function of lithology and slope

	Nombre d'individ.	Classe de pente moyenne	Classes de pentes					
			0-1	1-2	2-4	4-6	6-8	> 8
Ecart relatif entre classes de pente			0	-14	-17	0	-22	-17
Alluvions récentes	16	4-6	202	188	171	171	149	132
Amphibolites : Métagabbro, Métadolérite	1	2-4	100	86	69	69	47	30
Formation sablo-argileuse à graviers et galets, à sables fluviatiles	1	2-4	196	182	165	165	153	136
Gabbro du Pallet, Faciès doléritique	5	1-2	165	141	124	124	102	85
Gabbro-diorite à amphibole et cumulats associés (hornblendite, anorthosite, péridotite)	40	2-4	180	166	149	149	127	110
Gneiss migmatitique	89	2-4	133	119	102	102	80	63
Gneiss plagioclasiq. à biotite (parfois sillimanite), muscovite secondaire	9	1-2	139	125	108	108	86	69
Gneiss plagioclasiq. à biotite, muscovite secondaire	34	2-4	151	137	120	120	98	81
Granite à biotite de Montfaucon	40	2-4	160	146	129	129	107	90
Granite leucocrate rouge	2	2-4	177	163	146	146	124	107
Granodiorite de gros grain à biotite (Orthogneiss)	25	2-4	130	116	99	99	87	70
Granodiorite et diorite quartzique à biotite et hornblende	74	2-4	146	132	115	115	93	76
Leucogranites associés au granite de Clisson	1	1-2	210	196	179	179	157	140
Leuco-monzogranite à biotite et muscovite	15	2-4	98	84	67	67	45	28
Leuco-monzogranite de gros grain porphyrique à biotite/muscovite	136	4-6	163	149	132	132	110	93
Limons éoliens épais	41	0-1	182	168	151	151	129	102
Limons éoliens minces	35	0-1	146	132	115	115	93	76
Métaconglomérat quartzeux prépondérant	6	4-6	117	103	86	86	64	47
Métamicrogranite alcalin	23	4-6	131	117	100	100	78	61
Métarhyolites	12	2-4	144	130	113	113	91	74
Métarhyolites, Métaignimbrites et Métadacites	41	1-2	132	118	101	101	79	62
Micaschistes et schistes d'origine pélitique avec schistes noirs	46	2-4	162	148	131	131	109	92
Monzogranite de grain moyen à fin, à biotite	25	2-4	126	112	95	95	73	56
Quartzites	1	2-4	134	120	103	103	81	64
Série calco-alcaline magnésienne et potassique	25	1-2	145	131	114	114	92	75
Moyenne	753 (somme)	2-4	147	133	116	116	94	77

Les valeurs en caractère gras représentent les caractéristiques moyennes de la lithologie pour la classe de pente moyenne des sondages de chaque lithologie.

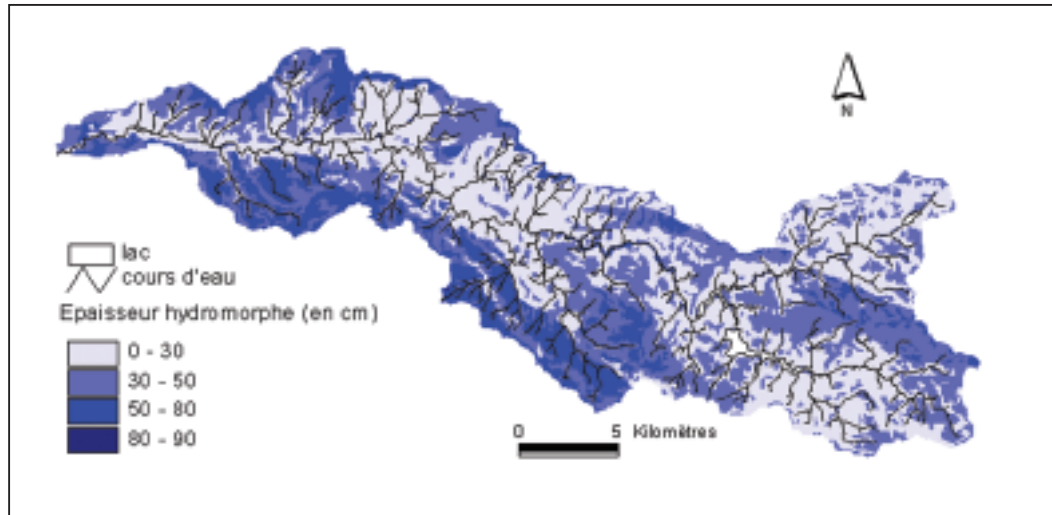
Tableau 5 - Estimation de l'épaisseur affectée par l'hydromorphie (en cm) en fonction de la lithologie et de la pente**Table 5** - Waterlogging depth evaluation (in cm) in function of lithology and slope

	Nombre d'individ.	Classe de pente moyenne	Classes de pentes					
			0-1	1-2	2-4	4-6	6-8	> 8
Ecart relatif entre classes de pente			0	-5	-15	-10	-4	-8
Alluvions récentes	16	4-6	69	64	49	39	35	27
Amphibolites : Métagabbro, Métadolérite	1	2-4	109	104	89	79	75	67
Formation sablo-argileuse à graviers et galets, à sables fluviatiles	1	2-4	70	65	50	40	36	28
Gabbro du Pallet, Faciès doléritique	5	1-2	33	28	13	3	0	0
Gabbro-diorite à amphibole et cumulats associés (hornblendite, anorthosite, péridotite)	40	2-4	60	55	40	30	26	18
Gneiss migmatitique	89	2-4	50	45	30	20	16	8
Gneiss plagioclasiq. à biotite (parfois sillimanite), muscovite secondaire	9	1-2	45	40	25	15	11	3
Gneiss plagioclasiq. à biotite, muscovite secondaire	34	2-4	59	54	39	29	25	17
Granite à biotite de Montfaucon	40	2-4	40	35	20	10	6	0
Granite leucocrate rouge	2	2-4	39	34	19	9	5	0
Granodiorite de gros grain à biotite (Orthogneiss)	25	2-4	40	35	20	10	6	0
Granodiorite et diorite quartzique à biotite et hornblende	74	2-4	38	33	18	8	4	0
Leucogranites associés au granite de Clisson	1	1-2	85	80	65	55	51	43
Leuco-monzogranite à biotite et muscovite	15	2-4	31	26	11			
Leuco-monzogranite de gros grain porphyrique à biotite/muscovite	136	4-6	61	56	41	31	27	19
Limons éoliens épais	41	0-1	70	65	50	40	36	28
Limons éoliens minces	35	0-1	41	36	21	11	7	0
Métaconglomérat quartz. prépondérant	6	4-6	48	43	28	18	14	6
Métamicrogranite alcalin	23	4-6	57	52	37	27	23	15
Métarhyolites	12	2-4	38	33	18	8	4	0
Métarhyolites, Métaignimbrites et Métadacites	41	1-2	39	34	19	9	5	0
Micaschistes et schistes d'origine pélimitique avec schistes noirs	46	2-4	54	49	34	24	20	12
Monzogranite de grain moyen à fin, à biotite	25	2-4	39	34	19	9	5	0
Quartzites	1	2-4	20	15	0	0	0	0
Série calco-alcaline magnésienne et potassique	25	1-2	31	26	11	1	0	0
Moyenne	753 (somme)	2-4	45	40	25	15	11	3

Les valeurs en caractère gras représentent les caractéristiques moyennes de la lithologie pour la classe de pente moyenne des sondages de chaque lithologie

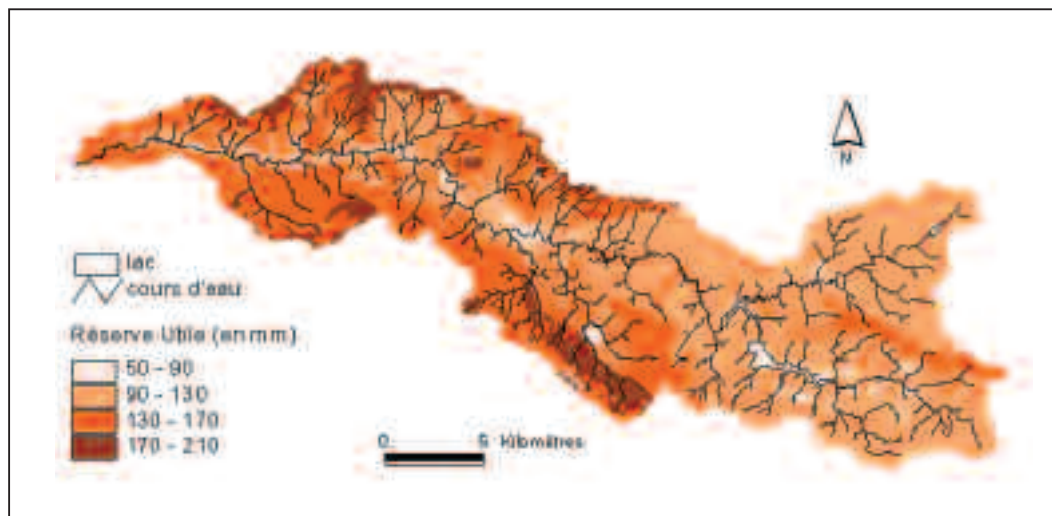
Carte 2 - Estimation de l'épaisseur affectée par l'hydromorphie sur le bassin de la Moine

Map 2 - Waterlogging depth evaluation in Moine watershed



Carte 3 - Estimation de la Réserve Utile sur le bassin de la Moine

Map 3 - AWC evaluation in Moine watershed



Carte 4 - Estimation de la rétention maximale en eau (avec une porosité efficace de 10 %) sur le bassin de la Moine

Map 4 - Maximal soil water retention in Moine watershed (with an effective porosity equal to 10 %)

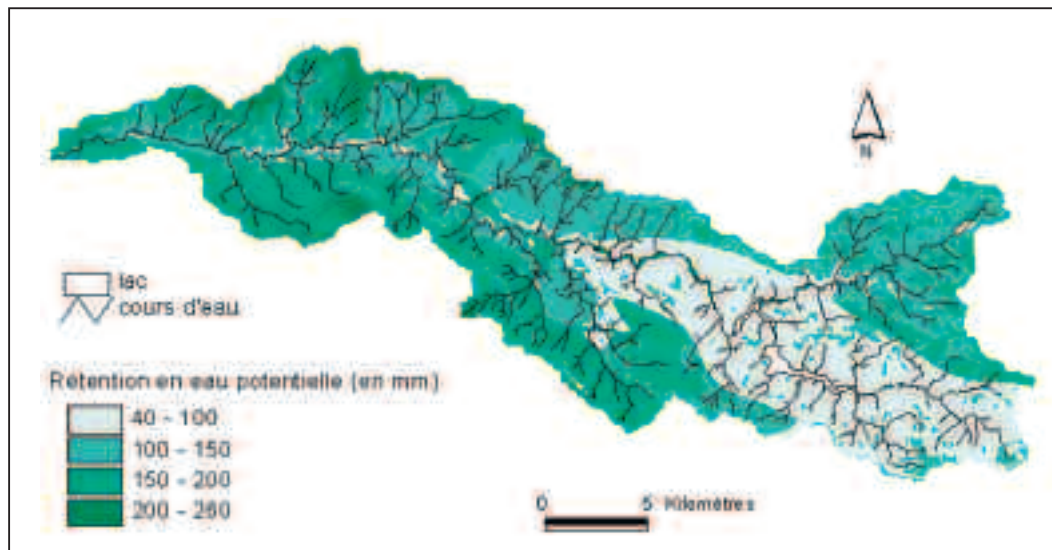


Tableau 6 - Estimation de la RU (en mm) des profils par des mesures et par l'analyse cartographique

Table 6 - AWC evaluation (in mm) of boreholes by measurements and by spatial analysis

N° du profil	RU estimée à partir des mesures	RU de la classe cartographique
M01	187	177
M03	128	134
M04	139	152
M05	46	98
M06	158	158
M07	195	158
M08	112	118
M09	150	206
M10	101	106
M11	148	175
M12	38	106
M13	128	152
M14	198	119
M15	42	59
M16	232	175
M17	206	101
M18	129	115
M19	169	137
M20	173	132

avec une faible capacité de rétention, inférieure à 100 mm. La moitié occidentale semble nettement plus favorable à la rétention puisque les valeurs s'étendent de 150 à 260 mm, excepté pour une bande étroite sur les flancs incisés du cours d'eau.

Une lecture des recoupements entre la carte des sols au 1/50000 et les cartes obtenues par les analyses spatiales permet de définir un certain nombre de convergences. Au préalable, chaque sondage a été caractérisé selon un type de sol, ce qui nous a permis de calculer les propriétés moyennes de chaque type de sol (profondeur, RU et hydromorphie) (tableau 7). La comparaison des cartes fait apparaître les éléments suivants :

- les zones à fort potentiel de rétention en eau chargée de nitrates recouvrent les zones de plateau occupées par les BRUNISOLS REDOXIQUES, les LUVISOLS RÉDOXIQUES et les REDOXISOLS, ces sols présentent une profondeur importante, une RU élevée et une forte épaisseur affectée par l'hydromorphie ;

- à l'inverse, les zones à plus faible potentiel de rétention occupent les versants des talwegs et les bordures de plateau qui sont couverts de BRUNISOLS, de BRUNISOLS leptiques ou de BRUNISOLS lithiques présentant une profondeur plus faible, une RU largement inférieure et une hydromorphie nulle ;

- les propriétés hydriques des espaces couverts de FLUVIOSOLS et de COLLUVIOSOLS sont assez mal représentées par les cartes résultant des analyses spatiales car les pentes sont généralement surestimées dans les fonds de talweg étroits, ce qui entraîne une sous-estimation de la RU et de l'épaisseur affectée par l'hydromorphie (selon les relations établies dans les tableaux 4 et 5).

Intérêts pour l'évaluation de la vulnérabilité des sols au transfert de polluants

Tableau 7 - Propriétés hydriques moyennes des principaux types de sol (moyennes obtenues par les sondages)

Table 7 - Mean soil properties of the soils (mean calculated from boreholes)

	PROFONDEUR (cm)	RU (mm)	HYDROMORPHIE (épaisseur en cm)
LITHOSOL	8	17	0
BRUNISOLS lithiques	37	72	0
BRUNISOLS leptiques	64	109	0
BRUNISOLS	92	146	0
BRUNISOLS luviques	97	166	10
BRUNISOLS rédoxiques	100	163	44
LUVISOLS rédoxiques	105	174	43
REDOXISOLS	104	161	72
COLLUVIOSOL	108	212	35
FLUVIOSOL	110	206	0

Tableau 8 - Classes de capacité de rétention maximale en eau des sols du bassin de la Moine : surfaces occupées**Table 8** - Maximal soil water retention in Moine watershed : specific areas

Classe de capacité de rétention (en mm)	40 à 100	100 à 150	150 à 200	200 à 260
Surface (en km ²)	68,33	157,09	136,22	19,97
Surface relative (en %)	18	41	36	5

La carte 4 agrège différents facteurs déterminant la circulation de l'eau et de ses solutés dans les sols. Elle peut constituer un outil de diagnostic de la vulnérabilité du milieu au transfert de polluants sous forme dissoute. Cette carte met en évidence des secteurs où l'eau percole rapidement dans le sol favorisant une contamination des ressources.

La classe avec le plus faible potentiel de rétention (< 100 mm) occupe une surface non négligeable du bassin versant (tableau 8). Ces espaces vulnérables devraient faire l'objet d'une protection particulière en limitant les reliquats en début de saison d'excédent hydrologique ou, par exemple, en maintenant une structure de haies parallèles aux courbes de niveau, en favorisant la prairie et une couverture du sol en hiver, ou en incitant les agriculteurs à réduire et à fractionner les apports en fertilisants.

La carte de vulnérabilité à des polluants circulant sous forme particulaire comme le phosphore ou des produits phytosanitaires adsorbés présenterait une organisation spatiale différente car l'un des processus responsables du transfert est alors le ruissellement.

CONCLUSION

La méthode proposée offre un moyen relativement rapide et économe pour identifier les propriétés de rétention des sols en eau chargée en nitrate sur de grandes étendues. Le nombre de sondages est important sur cette surface et pour l'échelle considérée, notre objectif étant en effet de caler cette approche. Il serait tout à fait réaliste de réduire ce nombre dans le cadre d'une transposition sur d'autres espaces. Des travaux sont en cours pour évaluer la sensibilité de la méthode à la densité des mesures.

La méthode a été élaborée et testée sur un secteur de socle cristallin du massif armoricain. Elle ne peut donner des résultats satisfaisants que sur des secteurs où il y a des relations nettes entre la topographie, la lithologie et les sols. Dans des régions où ces relations sont plus tennes, des interpolations par krigeage sembleraient plus adaptées.

Les résultats cartographiques sont susceptibles de constituer des supports pour une meilleure prise en compte du fonctionnement du milieu dans le cas de transferts diffus de polluants. Ils peuvent ainsi contribuer à une gestion plus adaptée de l'espace agricole en orientant préférentiellement des actions de protection des eaux sur les secteurs les plus vulnérables.

Ils représentent un potentiel de rétention du nitrate contenu

dans les sols hors de toute activité humaine, soit une vulnérabilité spécifique du milieu. Il est tout à fait envisageable de les croiser, notamment à l'aide des techniques SIG, avec une cartographie du drainage et des réseaux de fossés afin d'identifier les espaces de transfert effectif élevé.

Dans le cadre des travaux que nous poursuivons, les résultats cartographiques constituent une des variables d'entrée du modèle hydrologique semi-distribué SWAT, ce qui nous permettra de simuler les effets conjugués des pratiques agricoles et de la sensibilité des milieux sur la qualité des ressources en eau.

REMERCIEMENTS

Ces travaux ont été réalisés grâce au soutien financier du fond structurel européen FEOGA et du programme ARPENT - DADP Pays de Loire (Contrat de Plan Etat-Région Pays de Loire).

BIBLIOGRAPHIE

- Albinet M., Margat J., 1970 - Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. Orléans, Bull. BRGM, 2^e série, sect. 3, n° 4 : 13-22.
- Aller L., Bennet T., Lehr J. H., Petty R. J., Hackett G., 1987 - DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. Ada, OK, US EPA : 455 p.
- Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., Williams J.R., 1998 - Large area hydrologic modeling and assessment, Part 1 : Model Development. J. of American Water Resources Assoc. 34 (1) : 73-90.
- Arlot M.P., 1999 - Nitrates dans les eaux : drainage acteur, drainage témoin ? Thèse, Université Paris 6 : 446 p.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoulaud, B., Gate, P., Devienne, F., Antonioletti, R., Dürr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plénet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M. and Delécolle, R. 1998 - STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances I. Theory and parametrization applied to wheat and corn. Agronomie, 18, 311-346.
- Baize, D. et Girard, M.C. (coordinateurs), 1995 - Référentiel pédologique. AFES, INRA, Paris, 332 p.
- Bastet, G., Bruand A., Quetin P., Cousin I., 1998 - Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à l'aide de fonctions de pédotransfert (FPT) : une analyse bibliographique. Etude et Gestion des Sols 5 (1) : 1-24.
- Blot O., 2001 - Evaluation et cartographie de la vulnérabilité des sols aux pollutions diffuses d'origine agricole, application au bassin versant de la Moine, Université du Maine : 98 p.
- Buffard G., 2001 - Identification des sources de pollution et localisation des zones

- à risque sur le bassin versant de Ribou et du Verdon, Mémoire de Maîtrise, Université d'Angers : 57 p.
- CALLIGEE, 1998 - Etude préalable à l'instauration des périmètres de protection, prise d'eau de Ribou, Maine et Loire, vol. B, partie 1. Nantes, Ville de Cholet : 35 p.
- Cam C., Froger D., Moulin J., Rassineux J., Servant J., 1996 - Représentation cartographique de la sensibilité des sols à l'infiltration hydrique verticale. *Etude et Gestion des Sols* 3 (2) : 97-112.
- Curmi P., Bidois J., Bourrié G., Cheverry G., Durand P., Gascuel-Oudou C., Germon J. C., Hallaire V., Hénault C., Jaffrezic A., Mérot P., Trolard F., Walter C., Zida M., 1997 - Rôle du sol sur la circulation et la qualité des eaux au sein de paysages présentant un domaine hydromorphe. *Etude et Gestion des Sols* 4(2) : 95-114.
- Curmi P., Walter C., Gascuel-Oudou C., Durand P., 1996 - Interest of class pedo-transfer functions and soil distribution models for water quality studies: the case of nitrate in armorican catchments. The use of pedotransfer in soil hydrology research in Europe, Orléans (France), 10-12 oct. 1996.
- Delin G. N., Healy R. W., Landon M. K., Bohlke J. K., 2000 - Effects of Topography and Soil Properties on Recharge at Two sites in an Agricultural Field. *J. of American Water Resources Assoc.* 36 (6) : 1401-1416.
- Engel B., Srinivasan R., Rewerts C., 1993 - A spatial decision support system for modeling and managing agricultural non-point source pollution. In *Geographic Information Systems and Environmental Modeling*, New York, Oxford University Press : 231-237.
- Euriat A., Tritz F., 2002 - Cartographie des sols et de leur vulnérabilité aux pollutions agricoles, bassin versant de la Moine. Mémoire de maîtrise de Sciences de la Terre et de l'Univers. Nancy, Université Poincaré : 63 p.
- Gaddas F., 2001 - Proposition d'une méthode de cartographie des pédopayages - application à la moyenne Vallée du Rhône, Institut National Agronomique Paris Grignon : 212 p.
- Gburek W. J., Sharpley A., Heathwaite L., Folmar G. J., 2000 - Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. *J. Environmental Quality* 29 : 130-144.
- Gilliam J.W., Skaggs R.W., 1986 - Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 112 (3) : 254-263.
- Haag D., Kaupenjohann M., 2001 - Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (86) : 1-21.
- Knisel W.G., 1980 - CREAMS, a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. USDA Conservation Rept., No. 26.
- Laurent F., Anker W., Graillot D., 1998 - Cartographic Modelling with Geographical Information Systems for Determination of Water Resources Vulnerability. *J. of American Water Resources Assoc.* 34 (1) : 123-134.
- Laurent F., Rossignol J. P. 2002 - Cartographie de la vulnérabilité des sols au transfert de polluants agricoles. Poster aux Journées " Bassins versants ", Clermont-Ferrand, 12-13 mars 2002, actes en cours de publication.
- Le Gall A., Legarto J., Pfirmiln A., 1997 - Place du maïs et de la prairie dans les systèmes fourragers laitiers. III Incidence sur l'environnement. *Fourrages* (150) : 147-169.
- Leonard R.A., Knisel W.G., Still D.A., 1987 - GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems. *Transactions of ASAE* 30 (5) : 1403-1428.
- Liu Z.-J., Weller D., Correll D., Jordan T., 2000 - Effects of Land Cover and Geology on Stream Chemistry in Watersheds of Chesapeake Bay. *J. of American Water Resources Assoc.* 36 (6) : 1349-1365.
- Malczewski J., 1999 - Spatial Multicriteria Decision Analysis. *Spatial Multicriteria Decision Making and Analysis*. Aldershot, Ashgate, Brookfield, VE, USA : 11-47.
- Merot P., Ezzahar B., Walter C., Arousseau P., 1995 - Mapping waterlogging of soils using Digital Terrain Models. *Hydrological Processes* (9) : 27-34.
- Mc Kenzie N., Ryan P. J., 1999 - Spatial prediction of soil properties using environmental correlation. *Geoderma* (89) : 67-94.
- Rawls W., Ahuja L., Brakensiek D., Shirmohammadi A., 1992 - Infiltration and soil water movement. *Handbook of hydrology*. D. Maidment. New York, McGraw-Hill, Inc.
- Rawls W., Brakensiek D., Saxton, K.E., 1982 - Estimating Soil Water Retention from Soil Properties. *J. Irrig. Drain. Eng.* 108 (IR2) : 166-171.
- Ryden J.C., 1986 - Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J. Soil Sci.*, 34 : 355-365.
- van Duijvenboden W., 1998 - Soil monitoring systems and their suitability for predicting delayed effects of diffuse pollutants. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (67) : 189-196.
- Vrba J. Zoporozec A., 1994 - Guidebook on mapping groundwater vulnerability. International Association of Hydrogeologists, Ed. Heise, Hannover, Allemagne, 131 p.
- Walter C., 2002 - Analyse spatiale des sols en vue de leur gestion précise et de leur surveillance. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, ENSAR, Rennes, 96 p.
- Wischmeier W.H., Smith D.D., 1978 - Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. *Agriculture Handbook*, USDA - ARS, n° 282.