

Figure 11. Schéma de la version avec double porosité

Les processus se succèdent de la façon suivante au niveau de chaque maille :

1. Calcul « provisoire » de la nappe au temps t :

$$nappe_t = nappe_{t-1} + Q_{bamont_t} + percolation_{t-1} \quad (\text{Eq. 11})$$

avec $nappe_t$ et $nappe_{t-1}$ les hauteurs d'eau dans la nappe respectivement au temps t et $t-1$; Q_{bamont_t} la somme des écoulements profonds provenant des mailles amont, et $percolation_{t-1}$ la percolation à travers la zone non saturée calculée au temps $t-1$.

2. Calcul de l'écoulement profond et de l'exfiltration potentielle

L'écoulement profond sortant de la maille au temps t , Q_{b_t} , est supposé suivre la loi de Darcy appliquée à la zone saturée, donc en fonction de la hauteur de la nappe. Le gradient hydraulique est égal à un gradient topographique, calculé ici comme la pente aval, à savoir la pente entre la maille et la maille rivière dans laquelle elle va s'écouler, selon le réseau de drainage mono-directionnel (Crave et Gascuel-Oudou, 1997). La conductivité hydraulique à saturation est supposée suivre une décroissance exponentielle avec le déficit hydrique de la maille. Le flux darcyen est intégré sur toute la hauteur de la zone saturée, à savoir entre Max_nappe et la profondeur de la nappe au temps t , $Max_nappe - nappe_t$. Le niveau de la nappe peut être supérieur au niveau maximal Max_nappe après les entrées de l'amont et la percolation. Si l'écoulement profond n'est pas suffisant pour ramener ce niveau en-dessous de Max_nappe , on considère que le surplus est évacué par exfiltration. Les équations correspondant à ces calculs sont les suivantes :

a) si $nappe_t > Max_nappe$

$$\text{alors } surplus = Max_nappe - nappe_t, \text{ et } nappe_t = Max_nappe \quad (\text{Eq. 12})$$

$$b) Qb_t = \tan\beta \cdot T_0 / l \cdot \left(\exp((nappe_t - Max_nappe)/m) - \exp((-Max_nappe)/m) \right) \quad (\text{Eq. 13})$$

avec β (-) le gradient topographique (pente aval), T_0 (m/ Δt) la transmissivité du profil à saturation, l (m) la longueur du contour de la maille et m (m) le facteur de décroissance de la transmissivité avec la profondeur.

c) Si $surplus \leq Qb_t$

$$\text{alors } nappe_t = nappe_t + surplus - Qb_t \quad (\text{Eq. 14})$$

$$\text{sinon } nappe_t = Max_nappe \text{ et } Exfiltration_t = surplus - Qb_t \quad (\text{Eq. 15})$$

3. Échanges entre les deux porosités ; niveau «définitif» de la nappe

A partir du niveau de la nappe (en hauteur d'eau) et de la porosité de drainage, on calcule la profondeur réelle de la nappe (*profondeur_nappe*, en mètres à partir de la surface) :

$$profondeur_nappe = (Max_nappe - nappe_t) / porosité_de_drainage$$

On détermine ainsi quelles sont les couches correspondantes de la porosité de rétention atteintes par la nappe. Des échanges d'azote ont lieu entre la porosité de rétention de ces couches et la nappe, soit par un mélange complet, soit par une méthode à préciser (on peut considérer par exemple que seule une proportion de l'eau de la porosité de rétention se mélange à l'eau de la porosité de drainage à chaque pas de temps).

Si la nappe est montée depuis le pas de temps précédent, elle remplit la porosité de rétention de toutes les couches atteintes (ci celles-ci n'étaient pas déjà remplies), et le niveau de la nappe décroît de la quantité d'eau utilisée. Si la nappe est descendue, cela n'a pas d'effet sur l'eau de la porosité de rétention.

4. Évapotranspiration et recharge du sol

Les transferts dans le sol et la zone non saturée dans son ensemble se font en utilisant un modèle conceptuel équivalent à celui de Burns (1974) mettant en jeu une cascade de réservoirs superposés, mis à part que la limite inférieure est fixée par le toit de la nappe au lieu de la base du sol. Les apports à la surface sont composés d'un mélange de pluie et des écoulements de surface provenant de l'amont :

$$\text{apports} = \text{pluie} + Ra_t + Ex_a_t \quad (\text{Eq. 16})$$

avec Ra_t et Ex_a_t respectivement le ruissellement et l'exfiltration provenant des mailles en amont.

a) Si les apports sont supérieurs à l'ETP, on estime que l'ETR est égale à l'ETP, et on retranche cette quantité directement des apports. Sinon, on considère que tous les apports peuvent être évaporés (et/ou transpirés) dans le pas de temps, et les apports qui vont alimenter le sol sont donc nuls. L'ETR est alors égale aux apports auxquels on ajoute une quantité prélevée dans le sol, en fonction du déficit hydrique, calculée ainsi :

$$ETR = \text{Min}((ETP - \text{apports}) * (1 - (\text{def_RU_t} / RU)); (RU - \text{def_RU_t})) \quad (\text{Eq. 17})$$

L'ETR est alors prélevée de couche en couche en commençant par la surface jusqu'à atteindre la quantité requise.

b) Si les apports ne sont pas nuls, en fonction de la quantité d'apports par rapport au déficit hydrique des deux porosités de la maille, on a formation de percolation (percolation_t) et/ou de ruissellement (R_t) :

- Si les apports sont inférieurs à la somme des déficits hydriques des deux porosités :
 - on n'a pas de ruissellement : $R_t = 0$
 - les apports drainent jusqu'à la dernière couche non atteinte par la nappe :
 - si les apports sont inférieurs au déficit hydrique de la porosité de rétention, on ne recharge que cette porosité et il n'y a pas de percolation,
 - sinon, l'eau en excès après la recharge de la porosité de rétention percole «vers» la porosité de drainage
- Sinon, le surplus, après remplissage du déficit des deux porosités, ne peut s'infiltrer et ruisselle.

La percolation est supposée se produire pendant un pas de temps, et ne sera donc ajoutée à la zone saturée qu'au pas de temps suivant. On s'affranchit ainsi du paramètre « conductivité hydraulique verticale » (K_0 de la première version).

5. Remontée capillaire

La remontée capillaire permet de puiser dans la nappe une quantité d'eau fonction de la quantité évaporée dans les couches de sol et de la profondeur de la nappe.

Pour chaque couche d'indice k , la remontée capillaire $RC[k]$ est calculée selon une formule empirique donnée par Hillel (1980), limitée par l'ETR prélevée dans cette couche (etr_k) :

$$RC[k] = \text{Min} (etr_k, 0.001 / \text{profondeur_nappe}^s) \quad (\text{Eq. 18})$$

avec s un paramètre dépendant de la texture du sol. La valeur de ce paramètre a été fixée à 2.5, valeur estimée pour un sol limoneux à limono-sableux.

L'eau est remontée de couche en couche à partir de la première couche (à partir du bas) non atteinte par la nappe de la même manière que les apports sont propagés avec le modèle de Burns, de façon à pouvoir prendre en compte le mélange de soluté, mais on n'apporte «quantitativement» de l'eau qu'aux couches dans lesquelles a été prélevée l'ETR.

B.3. Fonctionnement de TNT sur le bassin versant

B.3.1. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique est déterminé par traitement du MNT : il est formé de toutes les mailles dont l'aire drainée calculée avec la méthode de drainage mono-directionnelle est supérieure à un seuil choisi de manière à représenter au mieux le réseau observé.

Plusieurs options ont été testées pour la prise en compte du réseau hydrographique dans les écoulements :

- la plus simple est de ne pas différencier le comportement des mailles qui forment le réseau des autres mailles ;
- les mailles traversées par le réseau, dites des mailles « rivière », restent saturées tout au long de l'année, et transmettent directement à l'aval toute l'eau qu'elles reçoivent, à savoir la somme de la pluie et des écoulements provenant de leurs mailles amont ;
- on considère que le réseau hydrographique « longe » les mailles. Les écoulements sont calculés de la même façon pour toutes les mailles, mais les écoulements provenant des mailles voisines du réseau hydrographique alimentent directement l'écoulement à l'exutoire.

La dernière option revient à considérer une rivière de largeur négligeable par rapport à la taille de la maille, ce qui est le cas quand on travaille sur de petits bassins, de l'ordre de 10 km², avec des mailles de l'ordre de 10 à 50 m de côté. On considère de plus que la rivière a un pouvoir drainant plus fort que le reste du terrain, ce qui est aussi vérifié dans la majorité des cas, et, enfin, on suppose que le transfert dans la rivière est instantané (par rapport au pas de temps considéré), ou qu'on peut du moins le négliger par rapport aux temps de transferts dans les versants (Wooding, 1965, *in* Robinson *et al.*, 1995).

B.3.2. Parcours du bassin

Une procédure récursive de calcul pour chaque pas de temps de simulation permet d'effectuer les calculs sur chaque maille en commençant par les mailles les plus en amont. A partir de la maille donnée comme étant l'exutoire du bassin, cette fonction est appelée récursivement sur toutes les mailles en amont, avant d'effectuer les calculs. Les calculs d'écoulement commencent à être effectués dans les mailles qui n'ont pas de maille aval, puis on reprend la pile de récursion pour traiter une par une les mailles vers l'aval.

Le parcours du bassin versant peut se faire selon une méthode mono ou multi-directionnelle, ce qui est détaillé dans la partie « Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques (Beaujouan *et al.*, 2000b) » (paragraphe D). Les directions de drainage sont dans tous les cas déterminées à partir de la topographie donnée par le MNT par des fonctions reprises du logiciel MNTSURF (Squidant, 1994).

B.4. Données, entrées et sorties du modèle

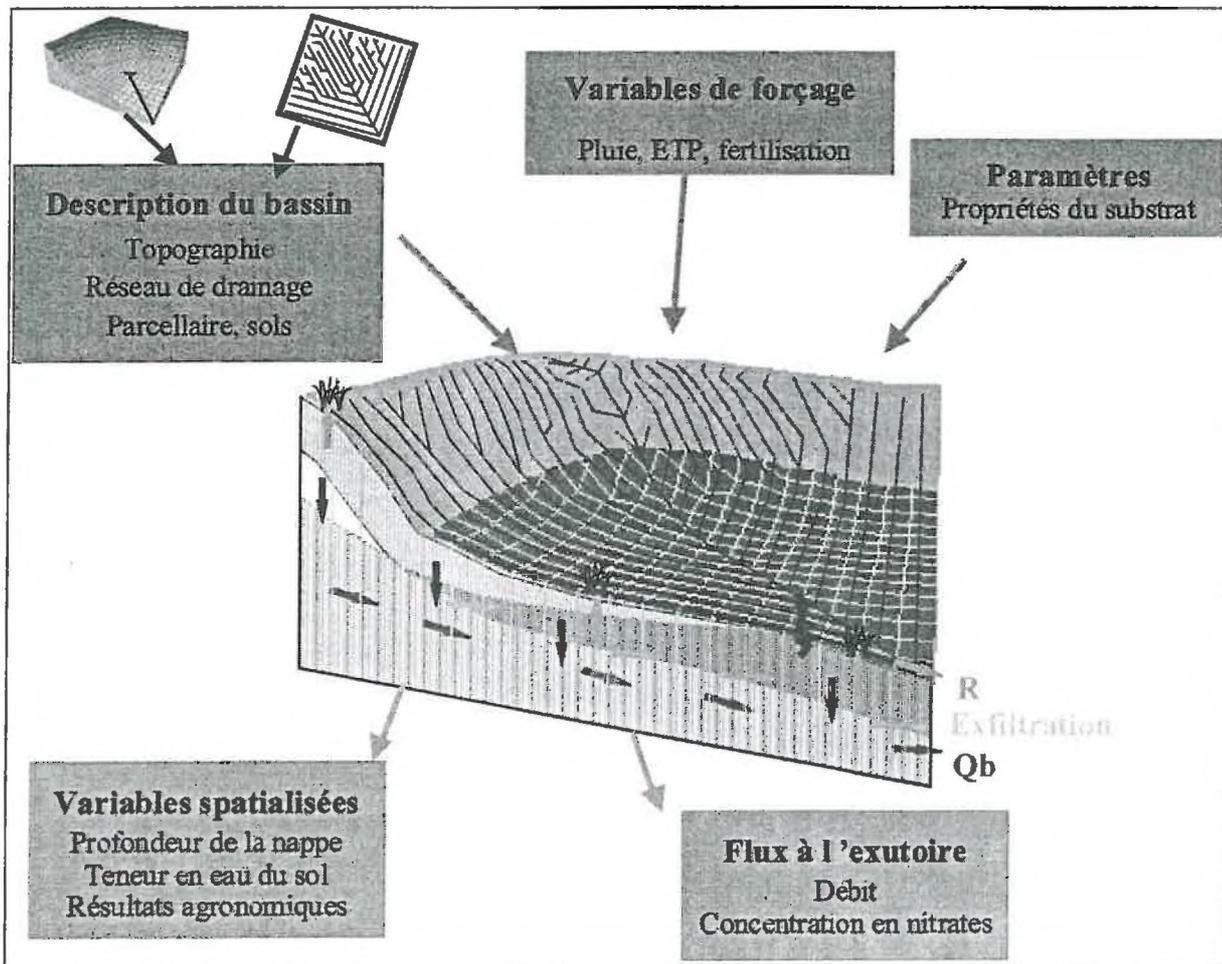


Figure 12. Représentation du bassin, des entrées et des sorties pour TNT

Le fonctionnement général de TNT sur un bassin versant est schématisé sur la Figure 12.

B.4.1. Entrées

B.4.1.1 Traitement du MNT

Les données d'entrée issues de la topographie sont obtenues par traitement du MNT du bassin versant par le logiciel MNTSURF.

D'une part, celui-ci élabore le réseau de drainage du bassin à partir du MNT selon une méthode mono ou multi-directionnelle, puis un arbre de drainage binaire (mono-directionnel) ou un graphe valué (multi-directionnel), permettant ainsi l'accès, par pointeurs, aux mailles à l'aval de chaque maille. Par récursivité, on peut ainsi traiter l'ensemble du bassin en respectant le sens amont → aval.

D'autre part, MNTSURF extrait certains paramètres qui seront donnés pour chaque maille à TNT par l'intermédiaire de fichiers binaires : altitude, pente aval, aire drainée, et position des mailles formant le réseau hydrographique.

Ces données sont regroupées dans un répertoire créé par MNTSURF.

B.4.1.2 Paramètres

L'utilisateur doit aussi renseigner les valeurs de certains paramètres caractérisant le bassin, qui varient selon les versions utilisées, mais qui regroupent :

- les coordonnées de l'exutoire (ligne, colonne)
- la transmissivité T_0 ($m^2/\Delta t$)
- le facteur de décroissance exponentielle m (m)
- les caractéristiques de la réserve utile (capacité RU (m) ou une combinaison de profondeur (m) et de porosités)
- la conductivité à saturation K_0 ($m/\Delta t$) pour la première version
- les caractéristiques de la nappe (le stock maximal Max_nappe (m) ou une combinaison de profondeur (m) et de porosités)
- le seuil de saturation de la nappe $seuil$ (m) pour la première version.

Ces paramètres peuvent être choisis par l'utilisateur ou être renseignés selon la connaissance du milieu. Ainsi, les variables « physiques » comme la profondeur et la porosité du sol ou de l'altérite, la réserve utile... peuvent être considérées comme des données d'entrée et non plus comme des paramètres proprement dit.

B.4.1.3 Paramètres spatialisés

La structure maillée de TNT permet de prendre des valeurs locales des paramètres. Les paramètres cités ci-dessus peuvent être renseignés pour chaque maille par l'intermédiaire de cartes (cartes des sols par exemple) ou par recouplement avec des variables existantes (distance au ruisseau, pente...).

B.4.1.4 Initialisation des stocks

L'initialisation des stocks (remplissage de la réserve utile ou de la nappe) peut être effectuée par une connaissance a priori de l'état hydrique du bassin par l'intermédiaire d'un fichier contenant les valeurs pour chaque maille, qui peuvent avoir été enregistrées lors d'une autre simulation. On peut aussi utiliser l'indice de Beven, comme dans TOPMODEL, pour initialiser le niveau de la nappe en chaque maille du bassin à partir du débit à l'exutoire.

On calcule l'indice de Beven pour chaque maille de la manière suivante :

- pour une maille n'appartenant pas au réseau :

$$IB_i = \log \left(\frac{\text{nombre_maille_amont}_i * \text{aire_maille}}{l * \tan(\beta_i)} \right) \quad (\text{Eq. 19})$$

- pour une maille du réseau : $IB_i = 0$.

La pente β_i utilisée est la pente aval non nulle (si elle est nulle, on lui affecte une valeur par défaut), et le nombre de mailles amont correspond au nombre de mailles drainées par la maille i selon la méthode multi-directionnelle.

Le stock initial de la nappe de la maille i ($nappe_0[i]$) est calculé en fonction du débit initial à l'exutoire Q_0 , de l'indice de Beven moyen sur le bassin versant, de l'indice de Beven de la maille (IB_i), de l'indice de Beven moyen sur le bassin versant (\overline{IB}), et des paramètres T_0 et m :

$$nappe_0[i] = Max_nappe - m \cdot \left(\log \left(\frac{Q_0}{T_0 \cdot e^{(-\overline{IB})}} \right) + (\overline{IB} - IB_i) \right) \quad (\text{Eq. 20})$$

C'est le seul moment où on utilise l'indice de Beven dans TNT.

B.4.1.5 Données d'entrée pour une simulation

On doit préciser la durée de la simulation et les noms des fichiers contenant les variables d'entrée au pas de temps choisi, telles que la pluie, l'évapotranspiration potentielle et le débit observé (pour une validation de la simulation), ainsi que le débit initial à l'exutoire Q_0 pour l'initialisation des stocks.

B.4.2. Sorties

Divers types de sorties peuvent être obtenus, et être sauvegardés dans des fichiers. Les variables de sorties pour chaque pas de temps sont sauvegardées dans des fichiers texte, facilement réutilisables par des tableurs par exemple, alors que les variables de sorties « spatialisées » sont sauvegardées dans des fichiers binaires exploitables pour une visualisation par MNTSURF ou pour la conversion en fichiers texte ou en images par des routines simples.

B.4.2.1 Sorties à l'exutoire à chaque pas de temps

Elles regroupent aussi bien les flux et les stocks au niveau de la maille exutoire que les moyennes sur l'ensemble du bassin versant correspondant. On peut citer :

- le débit à l'exutoire, qui peut être décomposé en écoulement de base, ruissellement et exfiltration (ou écoulement subsuperficiel pour la première version) ;
- le niveau de la nappe ou de la réserve utile du sol dans la maille exutoire ;
- le niveau moyen de la nappe ou des autres stocks sur l'ensemble du bassin ;
- l'extension des zones contributives au ruissellement (en pourcentage de la surface du bassin) ;
- les flux moyens dans le bassin versant.

B.4.2.2 Chroniques en certaines mailles

L'utilisateur peut choisir au début de la simulation des mailles pour lesquelles il veut sauvegarder des résultats. Les variables peuvent être les mêmes que pour l'exutoire, les moyennes sur le bassin versant correspondant dans ce cas au sous-bassin versant.

Ces résultats peuvent être comparés à des mesures ponctuelles sur le terrain, par exemple le niveau de la nappe dans des piézomètres ou des mesures de débit en amont de l'exutoire.

B.4.2.3 Cartes

On peut enregistrer à un moment donné, qui peut être la fin de la simulation, la valeur d'une variable en chaque point du bassin, ce qui permet d'en faire une cartographie. En plus de ces cartes « ponctuelles » on peut calculer et visualiser la moyenne d'une variable ou son amplitude pour une période donnée en chaque point. Par exemple, on peut choisir la profondeur moyenne de la nappe sur la durée de la simulation, la durée totale de contribution au ruissellement...

B.4.2.4 Bilans et critères statistiques d'ajustement

Un bilan hydrique est réalisé sur la période de simulation, en estimant les stocks au début et à la fin dans chaque compartiment, et les valeurs cumulées de tous les flux entrants et sortants (pluie, évapotranspiration, débit dans la rivière).

On mesure la qualité de la simulation notamment par le critère de Nash ou efficacité (Nash et Sutcliffe, 1970) calculé par TNT.

$$\text{critère de Nash} = 1 - \frac{\text{Erreur Quadratique Moyenne}}{\text{Variance Des Observations}} \quad (\text{Eq. 21})$$

Les variables comparées sont classiquement le débit à l'exutoire, mais peuvent être d'autres valeurs ponctuelles telles que la profondeur de la nappe en un point précis échantillonné par un piézomètre.

C. Analyse de sensibilité et rôles des paramètres

Une analyse de sensibilité permet de tester l'influence des paramètres ou de certaines caractéristiques du modèle sur les résultats de simulations. Ici, elle nous permet aussi de trouver les valeurs optimum de chacun pour « caler » le modèle, mais aussi de mieux cerner les rôles ou les significations des paramètres et les liens entre eux.

Deux types d'analyses ont été effectués, avec chacune des deux versions présentées précédemment. La première a permis d'affiner la compréhension et la description du modèle et de ses paramètres, en se basant uniquement sur les résultats à l'exutoire. La deuxième a eu pour but de tester l'influence des paramètres aussi bien sur l'ajustement du débit à l'exutoire que sur l'ajustement de la profondeur de la nappe mesurée en plusieurs points dans des piézomètres.

Le bassin versant d'application est le bassin de Kervidy présenté succinctement dans ce mémoire dans la partie A.1.1.

C.1. Première étape avec la première version

6 paramètres entrent en jeu dans la première version du modèle : RU (réserve utile du sol), K_0 (conductivité verticale à saturation à la surface du sol), Max_nappe (hauteur d'eau de la nappe qui participe à l'écoulement dans la rivière), $seuil$ (hauteur d'eau au-dessus de laquelle l'eau de la nappe s'écoule dans le sol), T_0 (transmissivité latérale à saturation à la surface du sol), et m (facteur de décroissance exponentielle de la transmissivité avec la profondeur).

Les simulations sont effectuées sur une année hydrologique, au pas de temps journalier. On mesure la qualité de la simulation par le critère de Nash ou efficience (Nash et Sutcliffe, 1970). Plusieurs jeux de simulations ont été effectués, dans un premier temps en tirant les valeurs des paramètres au hasard dans des intervalles larges, puis en restreignant les intervalles de certains paramètres en fonction de valeurs estimées pour le bassin versant et en contraignant certains paramètres par rapport à d'autres.

C.1.1. Description des méthodes de simulation

C.1.1.1 Paramètres tirés au hasard

Les valeurs des paramètres sont prises aléatoirement dans des intervalles choisis de façon à rester dans des domaines physiquement corrects.

m entre 0.0001 et 1 m

T_0 entre 1 et 1000 m²/j

K_0 entre 0.1 et 100 m/j

Max_nappe entre 0.2 et 2 m

$seuil$ entre 0 et Max_nappe

RU entre 0.05 et 0.5 m

2000 simulations ont été effectuées.

C.1.1.2 Paramètres contraints

C.1.1.2.1 Comment restreindre les paramètres ?

C.1.1.2.1.1 Valeurs physiques des paramètres

Selon les travaux antérieurs (Widiatmaka, 1994) sur le bassin versant, la conductivité verticale à saturation à la surface du sol, K_0 , mesurée sur le terrain a une valeur comprise entre 0.1 et 10 m/j, avec une moyenne de 1 m/j ($= 10^{-5}$ m/s).

La réserve utile RU peut être estimée à 0.2 m en moyenne, et comprise entre 0.1 et 0.3 m.

Les indications sur la valeur de Max_nappe sont difficiles à obtenir. En effet, cette variable correspond à une profondeur de substrat et à une porosité effectives, d'autant plus difficiles à mesurer qu'elles sont conceptuelles et variables au sein du bassin versant.

De même, le paramètre m ne peut être mesuré directement sur le terrain. On laisse sa valeur varier entre 0 et 1 m.

La valeur de T_0 à l'échelle de la maille est difficile à mesurer. On va tenter de la lier aux autres paramètres.

C.1.1.2.1.2 Hypothèses de liens entre les paramètres

- Rapport entre K_0 et T_0

On suppose qu'il y a un rapport entre K_0 et T_0 . Selon l'hypothèse d'isotropie de la conductivité, on doit avoir $T_0 = K_0.m$ (pour un calcul de cette intégration, se reporter à Saulnier, 1996).

Or dans les modélisations avec TOPMODEL, il a été montré qu'on ne peut pas valider cette hypothèse, T_0 ne correspondant pas aux valeurs mesurées à l'échelle de la colonne de sol, mais à des valeurs de l'ordre de 10 à 100 fois supérieures (Beven, 1997a ; Carluier, 1998).

On suppose qu'il existe un rapport entre $K_0.m$ et T_0 , qu'on fait varier de 0 à 100.

- Rapport entre m et Max_nappe

On a supposé dans le modèle que la transmissivité décroît exponentiellement en fonction de la profondeur du sol, exprimée ici en hauteur d'eau équivalente. m est donc un indicateur de la profondeur à partir de laquelle la transmissivité devient négligeable.

Si on considère uniquement les flux d'eau, Max_nappe représente la hauteur d'eau «effective» dans la nappe, et donc la profondeur en dessous de laquelle les transferts d'eau latéraux sont négligeables.

On peut donc supposer que m et Max_nappe sont liés pour cette analyse de sensibilité des débits à l'exutoire.

- Rapport entre *seuil*, *RU* et *Max_nappe*

On considère qu'on a remontée d'eau de la nappe vers le sol quand la nappe atteint le sol, c'est à dire, si les porosités de rétention et de drainage du sol sont égales, quand :

$$nappe > Max_nappe - RU.$$

Si on considère que cette approximation peut être vraie entre deux mailles voisines entre lesquelles l'écoulement subsuperficiel est susceptible de se produire, on peut fixer :

$$seuil = Max_nappe - RU.$$

C.1.1.2.2 Simulations effectuées

Cinq familles indépendantes de simulations ont été effectuées, avec diverses contraintes sur les jeux de paramètres, basées sur les réflexions et les hypothèses précédentes :

1. rapport entre $K_0 \cdot m$ et T_0 de 1, 10 ou 100

On teste les trois cas suivants

- $T_0 = K_0 \cdot m$;
- $T_0 = 10 \cdot K_0 \cdot m$;
- $T_0 = 100 \cdot K_0 \cdot m$.

On fixe les valeurs de *Max_nappe*, *seuil* et *RU* respectivement à 0.5 m, 0.3 m et 0.2 m. *m* est tiré aléatoirement entre 0 et 1.

Les meilleures simulations sont obtenues avec un rapport de 10.

2. $T_0 = x \cdot K_0 \cdot m$ avec x compris entre 0 et 10

On affine les résultats précédents en limitant le rapport entre T_0 et $K_0 \cdot m$ entre 0 et 10.

Les autres paramètres sont tirés aléatoirement :

- *m* entre 0 et 1 m ;
- *RU* entre 0.1 et 0.3 m ;
- K_0 entre 0.1 et 8.6 m/j ;
- *Max_nappe* entre 0.2 et 2 m ;

3. Test de l'influence de *Max_nappe*

On a constaté une influence importante de *Max_nappe* sur les résultats, car sur une année la taille de la nappe joue sur l'initialisation du niveau d'eau dans la nappe sur l'ensemble du bassin. Quelques simulations sont effectuées avec tous les paramètres constants sauf *Max_nappe* pour confirmer cette influence.

4. Année d'initialisation pour s'affranchir de l'influence de *Max_nappe*

Pour s'affranchir de ce problème d'initialisation du stock d'eau, on effectue des simulations sur 2 années, la première année servant uniquement à initialiser les stocks ; les observations ne sont faites que sur la deuxième année.

On effectue aussi quelques simulations en fixant ce paramètre *Max_nappe*.

5. Lien entre m et Max_nappe

On suppose que m et Max_nappe sont proportionnels. On tire Max_nappe entre 0.3 et 2 m , et $m = k.Max_nappe$, avec k compris entre 0.1 et 2 (valeurs limites observées pour les 2000 simulations pour obtenir un critère de Nash supérieur à 0.75). On limite toujours m entre 0 et 1.

C.1.2. Interprétation des simulations

C.1.2.1 Valeurs aléatoires des paramètres

Pour 2000 simulations, la répartition des valeurs du critère de Nash est représentée sur la Figure 13 :

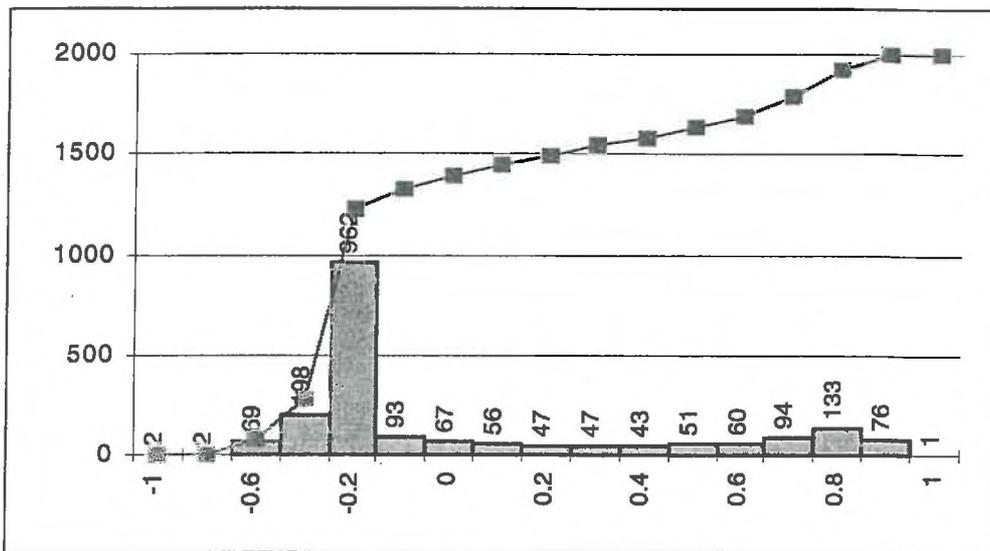


Figure 13. Répartition des simulations (par classe et cumulée) selon le critère de Nash.

Les meilleures simulations, c'est à dire celles ayant un critère de Nash proche de 1, sont obtenues pour des jeux de paramètres répartis dans l'ensemble des possibles, comme le montrent les diagrammes de dispersion de la Figure 14, où les 6 paramètres m , T_0 , K_0 , RU , et Max_nappe sont les variables explicatives et le critère de Nash est la variable à expliquer. Des combinaisons de ces paramètres peuvent aussi être testées comme variables explicatives : $(Max_nappe-seuil/Max_nappe)$, $T_0 / K_0.m$, $T_0.e(-1/m)$ et Max_nappe/m . Il n'apparaît pas vraiment de tendance permettant de choisir « le » jeu de paramètres optimal.

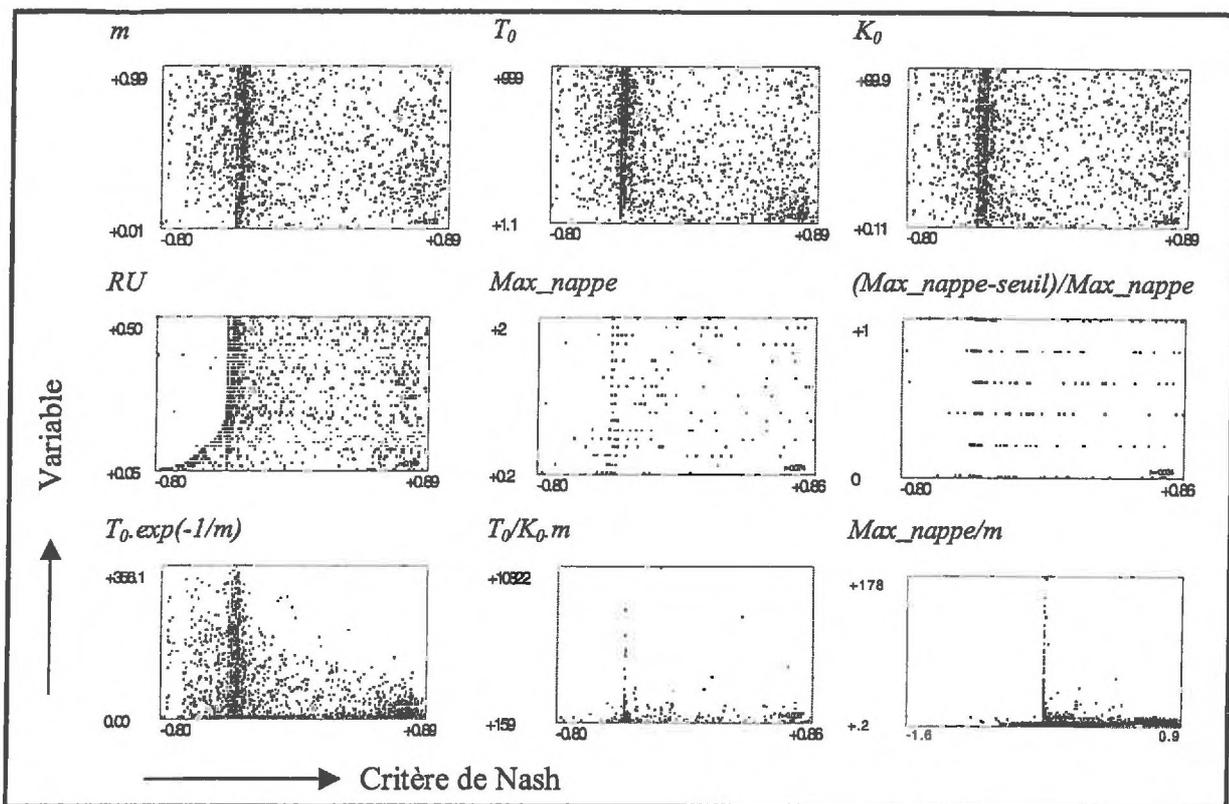


Figure 14. Diagrammes de dispersion de différentes variables en fonction du critère de Nash (pour un critère de Nash > -0.8)

C.1.2.2 Restriction des paramètres

Les restrictions choisies permettent d'obtenir de bonnes simulations en proportion plus grande que sans les restrictions, ce qui justifie les liens que nous avons établis entre les paramètres, à savoir : il existe un rapport entre les conductivités latérale et verticale, le seuil de saturation est lié à la taille de la réserve utile, et la profondeur maximale de la nappe dépend du facteur de décroissance exponentielle de la conductivité.

De plus, on a choisi un jeu de paramètres parmi ceux restreints selon le plus de critères, à savoir $m=0.69m$, $T_0=9m^2/jour$, $K_0=2.6m/jour$, (soit $T_0/K_0.m=5$), $RU=0.14m$, $Max_nappe=0.5m$, $seuil=0.26m$. Ce jeu de paramètres donne une bonne simulation pour l'année 1994-1995, et on l'a appliqué aux deux autres années 1993-1994 et 1995-1996. On a obtenu aussi une bonne simulation, d'après le critère de Nash calculé, qui est compris entre 0.81 et 0.87 pour ces trois années.

C.2. Deuxième étape : approfondissement du rôle des paramètres avec la deuxième version, avec étude de variables spatialisées

Nous avons conduit une deuxième analyse de sensibilité avec la deuxième version du modèle présentée dans le paragraphe B.2.2. Ce travail a été réalisé en partie dans le cadre du stage de fin d'études de Benoit Turonnet (Turonnet, 2000) dont l'objectif était la comparaison du fonctionnement et des résultats, notamment en terme de simulation de profondeur de nappe, de TNT et d'un autre modèle, DIY (Dunn *et al.*, 1998).

C.2.1. Méthodes

Nous avons retenu comme critères d'analyses à la fois le critère de Nash calculé pour le débit à l'exutoire, mais aussi le critère de Nash calculé sur des chroniques de profondeur de nappe en quelques points du bassin versant. Pour ces profondeurs de nappe, nous avons aussi retenu de comparer les observations et simulations de la moyenne, du minimum et du maximum, qui indiquent la zone de battement de nappe.

L'analyse est conduite sur des simulations sur le bassin versant de Kervidy, avec l'utilisation d'un MNT à pas de 30 m construit à partir des cartes IGN et non plus le MNT initial à pas de 20 m. En effet, ce dernier construit par analyse stéréoscopique de couples d'images SPOT comportait des erreurs au niveau des transects de piézomètres, dues vraisemblablement à des haies, ce qui faussait les résultats ponctuels à ce niveau.

La position des points d'observations des résultats est figurée sur la Figure 15.

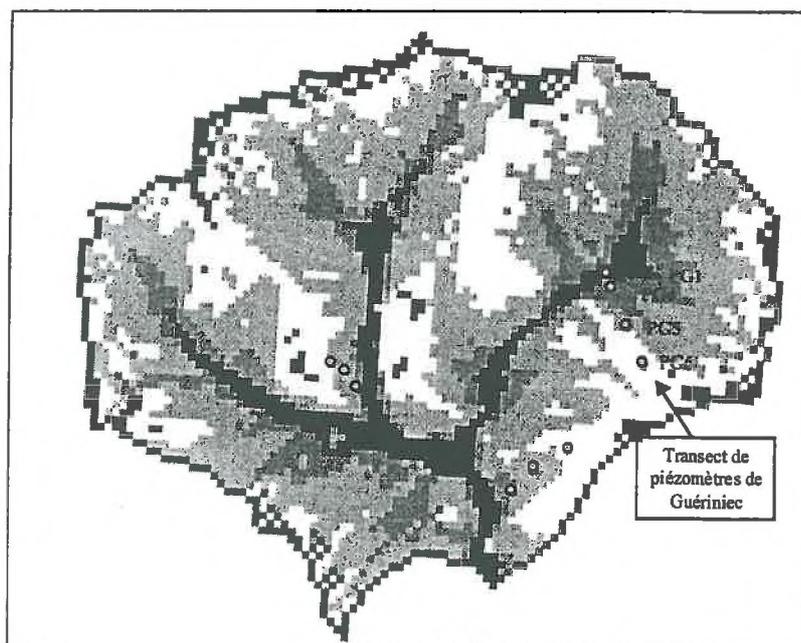


Figure 15. MNT du bassin de Kervidy à pas de 30 m (position estimée des piézomètres figurée par les cercles)

Les simulations sont réalisées avec les données météorologiques et de débit du 30 août 1996 au 20 juillet 1999.

Dans cette deuxième version du modèle les paramètres sont toujours m et T_0 , mais aussi les profondeurs et porosités des différents substrats. Nous avons choisi d'analyser la sensibilité de TNT aux paramètres m , T_0 et porosité de l'altérite (l'horizon profond est limité à l'altérite). Les autres paramètres sont fixés : la profondeur du sol et sa porosité sont choisies selon une connaissance a priori, et la profondeur de l'altérite est fixée arbitrairement de façon à ce que le produit de la profondeur et de la porosité conduise toujours à la même capacité, permettant au minimum que la nappe ne se vide jamais complètement.

Il est à noter que le paramètre porosité de drainage de l'altérite intervient peu dans le fonctionnement global du modèle. En effet c'est la capacité de la nappe, qu'on a décidé de fixer ici, qui contrôle les écoulements en nappe, et non pas directement la porosité. Nous avons toutefois observé un léger artefact lié à la discrétisation de l'altérite en couches d'égale épaisseur, sur lequel nous ne reviendrons pas ici, et qui est développé par Turonnet (2000). On considère a priori que ce paramètre a peu d'influence sur les résultats à l'exutoire. Par contre, c'est ce paramètre qui permet de passer des déficits hydriques calculés par le modèle à une équivalence en profondeur réelle comparable aux mesures effectuées dans les piézomètres, et c'est donc pour permettre la comparaison des profondeurs de nappe observées et simulées que ce paramètre est utilisé.

Les premières simulations ont porté sur l'analyse de l'influence des paramètres m et T_0 sur les débits à l'exutoire et le comportement général du bassin, en fixant la porosité de drainage de l'altérite à 5%. Les valeurs des paramètres choisis sont comprises entre 0 et 1 pour m et entre 0.1 et 50 pour T_0 . Les paramètres ont dans un premier temps été choisis avec une valeur globale sur l'ensemble du bassin. Une deuxième série a porté sur l'influence de la spatialisation des paramètres.

C.2.2. Résultats généraux à l'exutoire

Les diagrammes de dispersion de la Figure 16 montrent que m a une influence plus marquée que T_0 sur le critère de Nash calculé sur le débit à l'exutoire. Comme pour l'analyse précédente avec la première version du modèle, on constate que les deux paramètres ont un effet lié. Ainsi, la Figure 17 montre que pour chaque valeur de m on peut trouver une valeur de T_0 qui donne un meilleur critère de Nash et inversement.

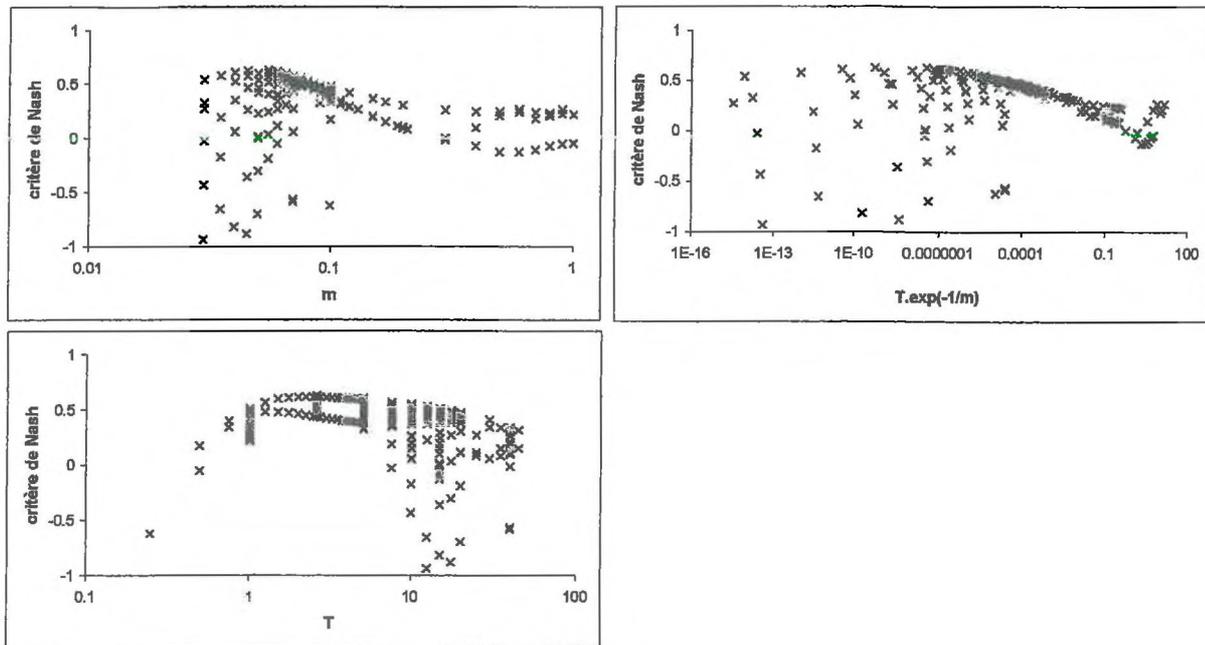


Figure 16. Diagrammes de dispersion de m , T_0 et $T_0 \cdot \exp(-1/m)$ en fonction du critère de Nash (pour un critère de Nash > -1)

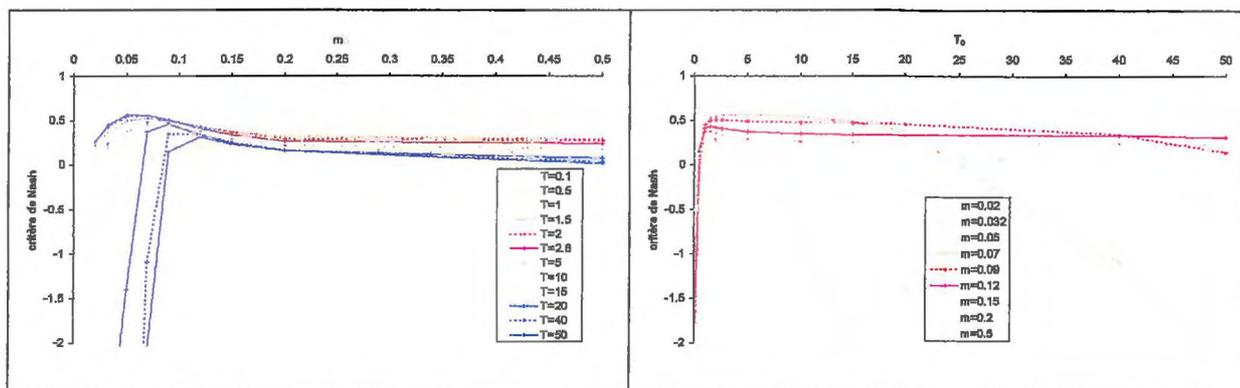


Figure 17. Critères de Nash pour des combinaisons de m et T_0

L'effet de chacun des paramètres sur la dynamique du débit à l'exutoire et le fonctionnement du bassin est représenté par la Figure 18 et la Figure 19.

Quand m est faible, les mouvements de la nappe ont lieu en majeure partie dans les couches superficielles, la nappe restant quasi immobile à partir d'une faible profondeur. Le déficit hydrique est donc toujours faible, ce qui entraîne une réponse rapide du système à chaque pluie, et les récessions sont très rapides du fait de la faible alimentation de la zone aval par le versant. Si m est grand, les transferts dans la nappe sont importants même lorsque la nappe est relativement profonde. La réserve d'eau dans la nappe se vidange rapidement et est donc quasiment toujours faible en amont. Le ruissellement de surface est faible après chaque pluie mais est compensé par de forts écoulements souterrains. En période sèche, la zone aval est alimentée quasi continuellement par les écoulements

profonds provenant de l'amont ce qui provoque des récessions lentes et un débit trop important pendant la période sèche. Ces observations sont confirmées par la dynamique simulée de la nappe et des zones contributives au ruissellement représentées sur la Figure 18 : pour une valeur de m faible, l'extension des zones contributives varie rapidement entre les périodes humides et sèches, et devient nulle l'été, alors que pour une valeur de m plus importante (0.09 m) la dynamique est plus tamponnée et on trouve toujours une part du bassin contributive au ruissellement même en période sèche.

T_0 représente la vitesse à laquelle le réservoir nappe se vide. Quand T_0 est faible l'écoulement profond est réduit, la nappe se vide lentement et reste haute, ce qui génère une réponse rapide du bassin aux pluies par ruissellement sur les surfaces saturées (Figure 19). Une grande valeur de T_0 entraîne une vidange rapide de la nappe ce qui se traduit par une faible extension des zones contributives au ruissellement (visible sur les graphiques de la Figure 18).

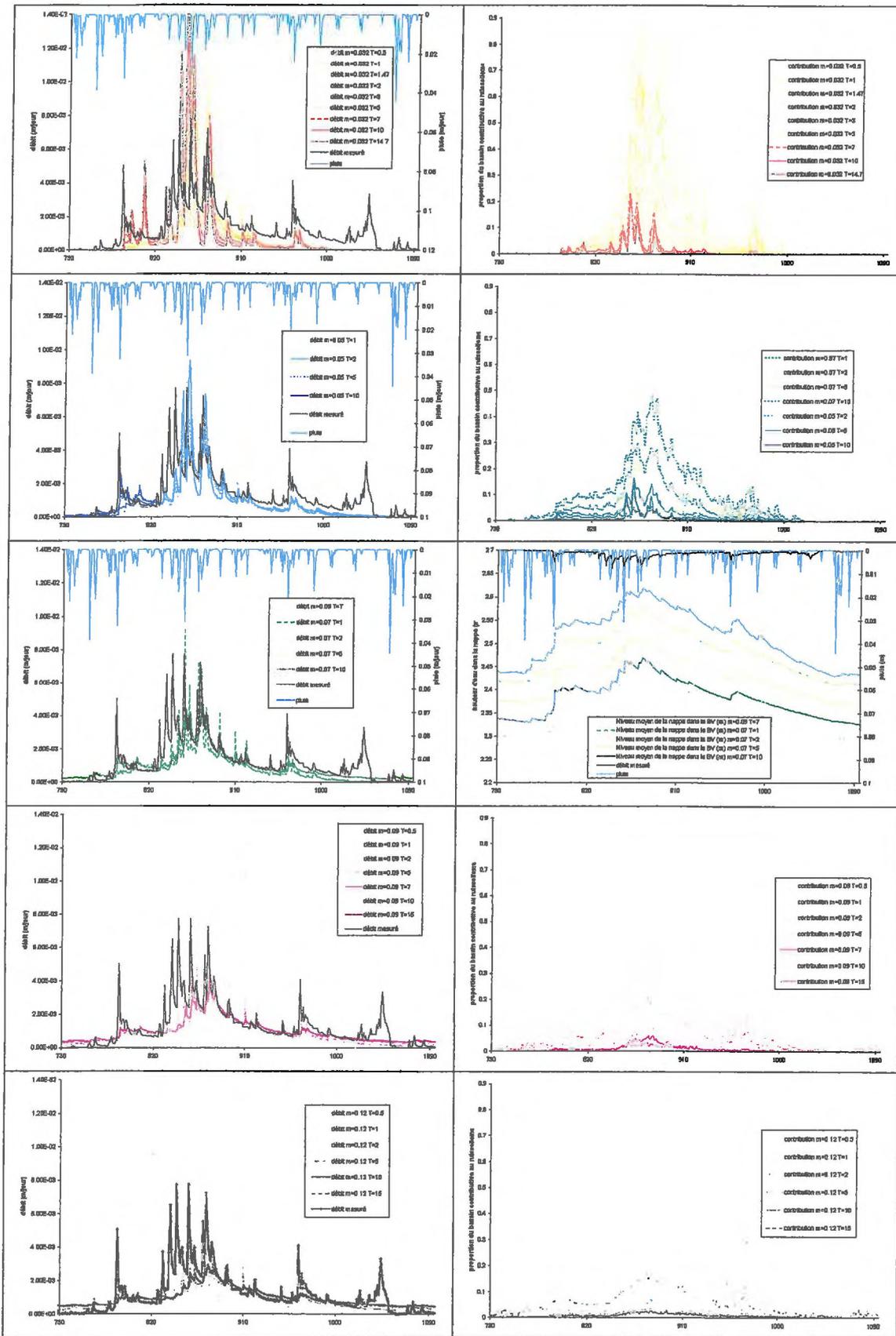


Figure 18. Influence du paramètre T_0 pour différentes valeurs du paramètre m sur les résultats globaux sur le bassin versant de Kervidy

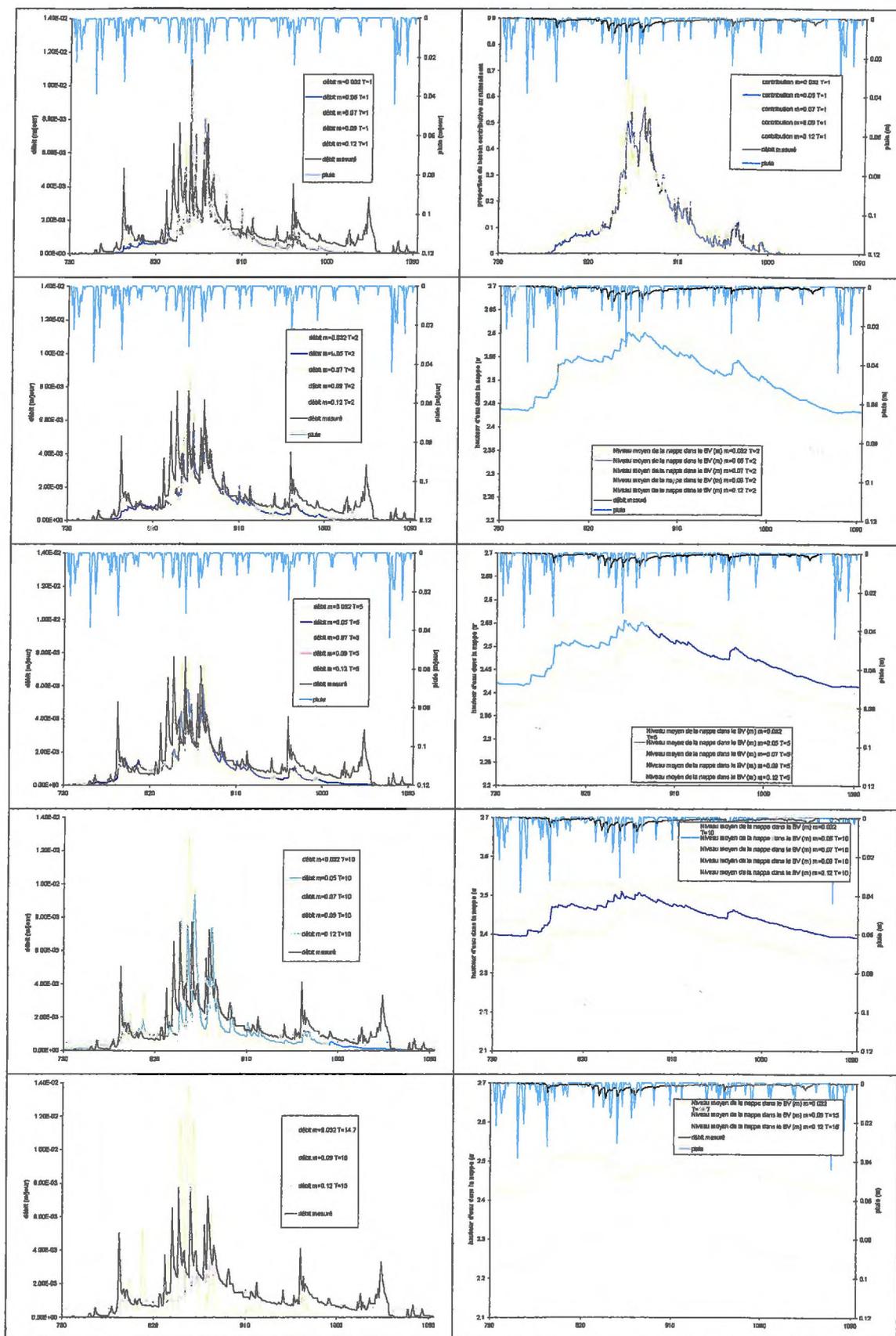


Figure 19. Influence du paramètre m pour différentes valeurs du paramètre T_0 sur les résultats globaux sur le bassin versant de Kervidy

C.2.3. Résultats spatiaux

La Figure 20 montre que plus T_0 et m sont grands, plus la nappe est basse en moyenne à l'amont. En aval, deux phénomènes se compensent : si m et T_0 sont grands, la nappe se vidange vite mais elle est alimentée quasi continuellement par l'amont. Quand m et T_0 sont petits, la nappe à l'aval se vidange peu, mais en contrepartie elle est peu alimentée par l'amont. Ce sont des valeurs intermédiaires des deux paramètres qui conduisent à une profondeur moyenne plus importante de la nappe en aval.

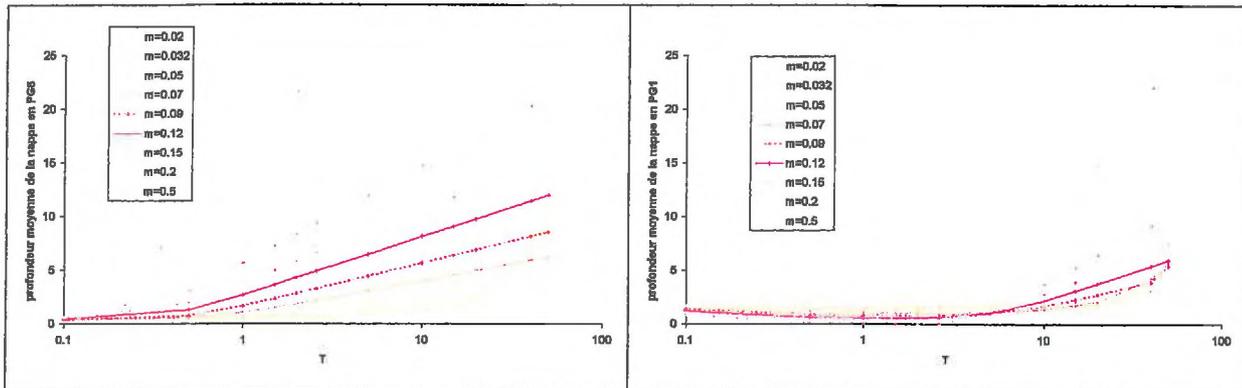


Figure 20. Profondeur moyenne simulée de la nappe pour les piézomètres en amont et en aval du transect de Guériniec selon les valeurs de m et T_0 .

Les Figure 21 et Figure 22 montrent l'influence de ces deux paramètres sur la dynamique de la nappe en trois points du transect de Guériniec.

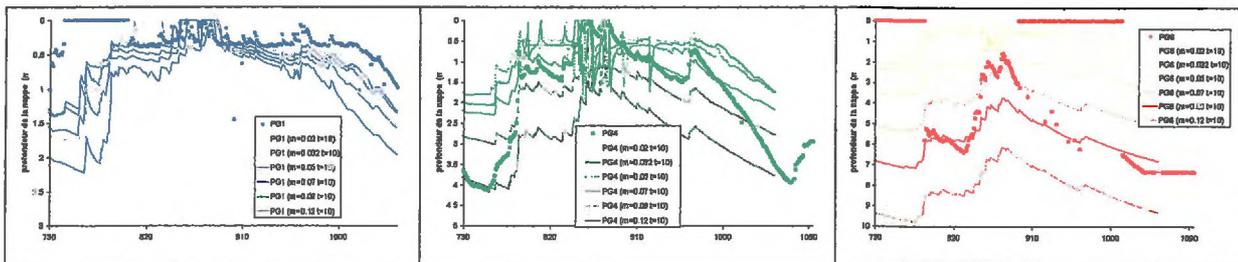


Figure 21. Influence du paramètre m sur la dynamique de la nappe en trois points

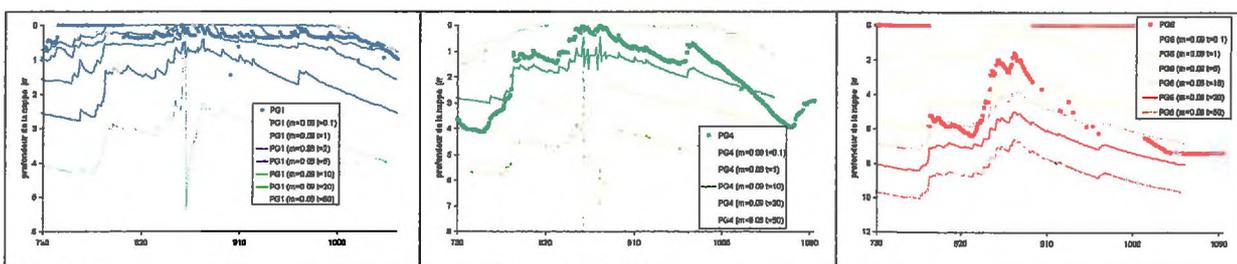


Figure 22. Influence du paramètre T_0 sur la dynamique de la nappe en trois points

On constate sur ces dernières figures que mis à part pour les valeurs de m et T_0 extrêmes qui entraînent des fluctuations de la nappe trop rapides et non réalistes, le modèle reproduit bien la dynamique de la variation de la profondeur de la nappe, avec de plus un gradient amont aval respecté. Cependant, les valeurs de profondeurs simulées ne correspondent pas aux valeurs mesurées, notamment par une amplitude trop faible.

Si on choisit une porosité plus faible, on peut reproduire plus justement la profondeur de la nappe, comme le montre la Figure 23 pour le piézomètre amont (PG6) du transect de Guériniéc.

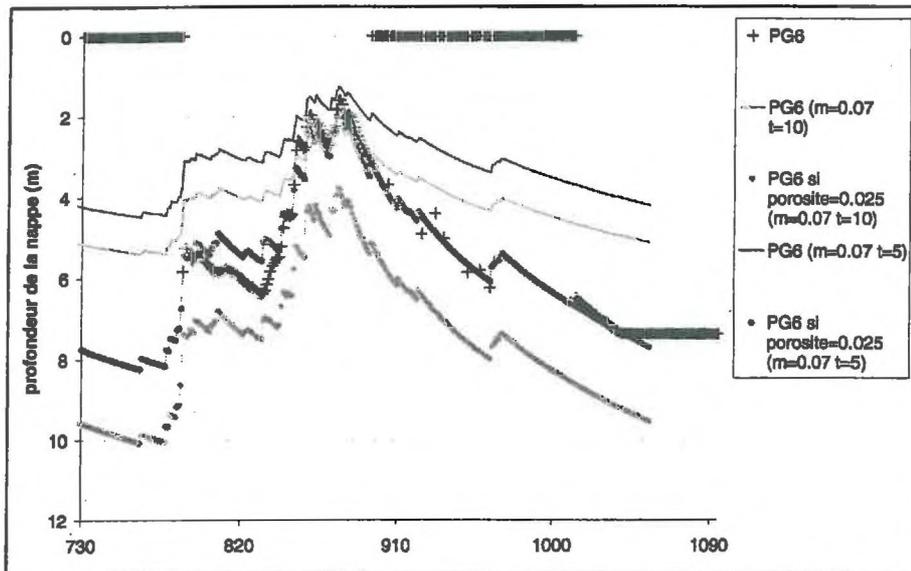


Figure 23. Influence de la porosité de l'altérite sur la profondeur de la nappe simulée.

C.2.4. Conclusion

Nous avons montré la sensibilité du modèle et l'importance des paramètres m et T_0 , à la fois pour la simulation des débits à l'exutoire et la dynamique de l'eau dans le bassin. De plus, nous avons constaté l'importance de l'estimation de la porosité de rétention pour reproduire la profondeur de la nappe.

Dans ces analyses, nous avons aussi mis en évidence l'utilité des données «spatiales» comme l'extension des zones saturées ou la profondeur de la nappe, même seulement en certains points, pour éliminer des jeux de paramètres qui simulent de bons débits à l'exutoire mais sans reproduire un bon fonctionnement du bassin versant. Le recours à une validation spatiale est actuellement de plus en plus prôné en modélisation hydrologique (par exemple Lamb *et al.*, 1997). Cette double validation permet, dans notre cas par exemple, d'éliminer des valeurs trop grandes de m (0.69 m) calibrées avec la première version, en utilisant seulement le débit à l'exutoire.

Enfin, il faut noter que cette analyse de sensibilité est inspirée des idées et des principes de la méthode GLUE (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation, Beven et Binley, 1992). Elle n'a cependant pas été réalisée avec cette méthode, mais avec une réflexion pas à pas, de manière plus intuitive.

C.3. Sensibilité à la spatialisation des paramètres

Les analyses précédentes ont été faites avec des valeurs de paramètres homogènes sur l'ensemble du bassin. Étant données d'une part la variabilité spatiale des propriétés physiques mesurées sur le terrain (conductivité, profondeur du sol...) et d'autre part la nature même du modèle qui suppose que les phénomènes sont distribués, on a testé la sensibilité du modèle à la spatialisation des paramètres. En effet, certains modèles, comme ANSWERS et AGNPS conçus pour prendre en compte des phénomènes spatialisés s'avèrent ne pas être sensibles à cette spatialisation (Fisher *et al.*, 1997).

Nous avons testé ici la spatialisation de T_0 , m et RU (réserve utile du sol) à partir de cartes des sols et de cartes des profondeurs des sols, ou arbitrairement en fonction de la distance à la rivière par exemple.

Les résultats obtenus en prenant en compte simplement deux types de sols différant soit pour T_0 soit pour m sont présentés sur les Figure 24 et Figure 25. Les deux zones ont été déterminées simplement selon la distance au réseau hydrographique.

Le modèle est sensible à la spatialisation de T_0 et m . Les flux d'eau testés sont par contre peu sensibles à la spatialisation de RU , avec les types de distribution choisis, mais on peut penser que cette spatialisation s'avérera importante pour l'azote, avec une durée de lessivage plus importante dans des sols plus profonds.

Enfin, étant donnée l'importance de la porosité de rétention pour le calcul de la profondeur réelle de la nappe, il est évident que les résultats spatiaux sont sensibles à spatialisation de la porosité, mais puisque les calculs « internes » ne s'effectuent que sur des déficits hydriques, la spatialisation de la porosité n'influe pas sur les sorties « globales » telles que le débit à l'exutoire.

Nous n'avons pas non plus testé la sensibilité des flux d'eau à la spatialisation de Max_nappe . En ce qui concerne les flux d'azote, Max_nappe représente aussi la capacité de stockage de chaque maille, afin de simuler l'inertie du bassin. On peut donc penser que la spatialisation de ce paramètre sera importante lors de la simulation des transferts de solutés.

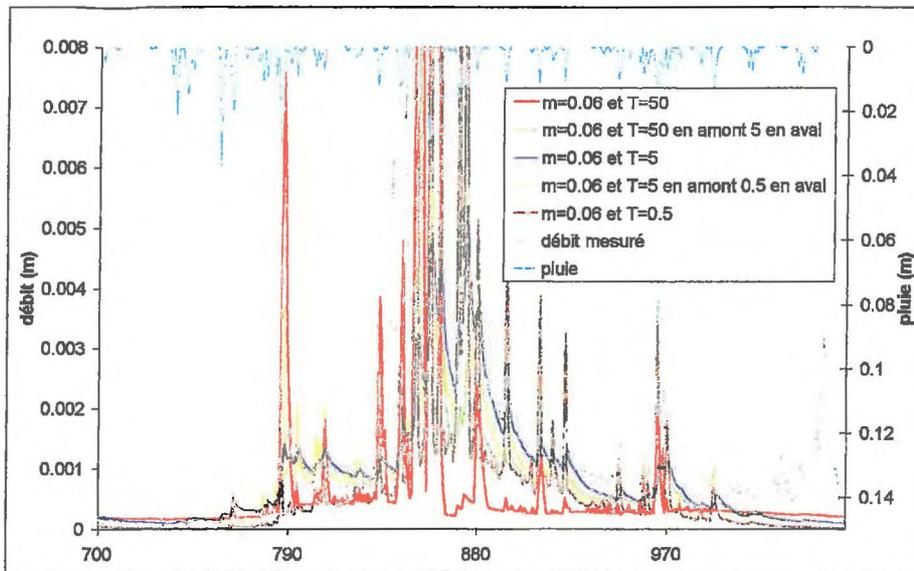


Figure 24. Comparaison des résultats pour une valeur de T_0 globale ou distribuée en deux zones

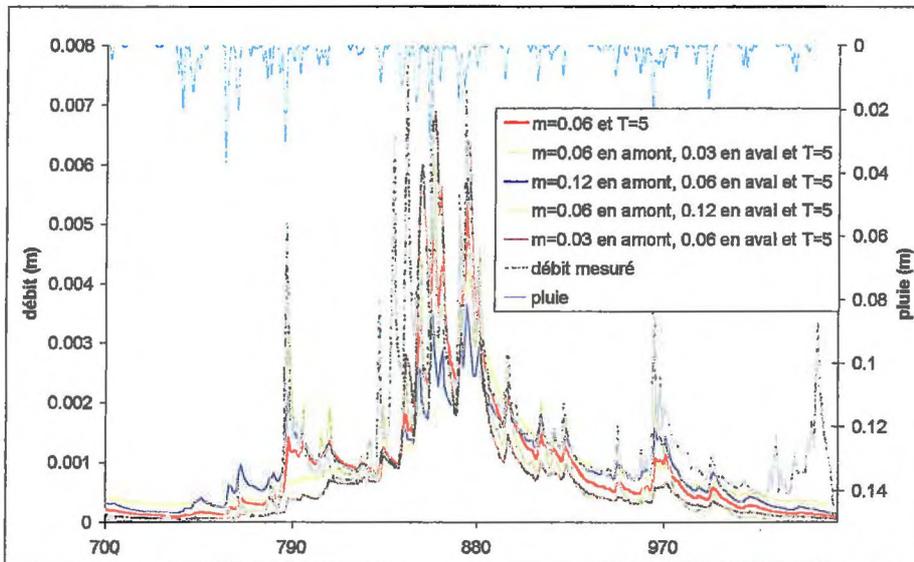


Figure 25. Comparaison des résultats pour un m global ou distribué en deux zones

C.4. Conclusion

Dans toutes les applications la valeur de conductivité hydraulique latérale à saturation, correspondant aux valeurs de T_0 et m , varie entre 2,6 et 300 m.j^{-1} , soit entre 3.10^{-5} et $3,5.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$. Les valeurs de conductivité verticale à saturation mesurées par Widiatmaka (1994) sont de l'ordre de 10^{-5} m.s^{-1} , soit 1 à 100 fois ces valeurs. Ceci correspond à ce qui est observé par Franchini *et al.* (1996), Beven (1997a) et Carluer (1998) avec TOPMODEL. Dans le cas de TOPMODEL, on peut expliquer cette surestimation de la conductivité après calibration par :

- T_0 est la transmissivité extrapolée à un sol saturé jusqu'en surface. Pour les sols pour lesquels la transmissivité latérale décroît rapidement avec la profondeur du toit de la nappe, la valeur appropriée doit être bien plus grande que celle donnée par des mesures de conductivité faible sur des profondeurs finies, et souvent pour des flux verticaux et non latéraux ;
- Beven et Binley (1992) par exemple ont montré que des valeurs mesurées de conductivité utilisées pour des simulations de flux de Darcy par éléments finis conduisent à des temps de transfert beaucoup trop longs dans un long versant. Des valeurs plus grandes de conductivité semblent alors plus réalistes ;
- l'existence de chemins latéraux préférentiels, à l'échelle de la maille, augmente la valeur de la conductivité, mesurée le plus souvent sans prendre en compte ces chemins préférentiels. La transmissivité calibrée reflète ainsi la vitesse de transfert effective dans le bassin plutôt que la vitesse moyenne de flux ;
- dans l'indice topographique utilisé par TOPMODEL, une grande valeur de transmissivité peut compenser une surestimation de l'aire drainée (Saulnier, 1996).

Pour le paramètre m , une analyse des profils des récessions donne des valeurs proches de celles calibrées et utilisées, mais seulement pour les récessions après les crues. Pour la récession d'étiage, il faudrait avoir une valeur de m plus faible. On pourrait prendre une valeur de m variable dans l'espace ou avec la profondeur comme Franks *et al.* (1998).

D. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques (Beaujouan *et al.*, 2000b)

Cette partie est composée d'un article publié par la Revue Internationale de Géomatique dans un numéro spécial intitulé « SIG et Simulations » (Beaujouan *et al.*, 2000b).

L'article est présenté ici dans son intégralité, mais certaines parties, notamment « D.3.1. Modèle hydrologique » et « D.3.4. Bassins versants » sont présentées plus en détail dans d'autres parties de ce mémoire.

Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant.

Véronique Beaujouan — Pierre Aourousseau — Patrick Durand — Hervé Squividant —
Laurent Ruiz

UMR Sol Agronomie Spatialisation, ENSAR - INRA

65, rue de St Brieuc, F-35042 Rennes Cedex

{beaujouan@arthur., carto@merlin., squivid@onyx., durand@, ruiz@lerheu.} roazhon.inra.fr

RÉSUMÉ. Un modèle hydrologique spatialisé est développé pour l'étude des pollutions diffuses d'origine agricole à l'échelle du bassin versant. Le routage de l'eau y est décrit par un réseau de drainage extrait d'un MNT. On compare les résultats du modèle selon la méthode d'extraction du réseau choisie : mono ou multi-directionnelle. Un travail complémentaire est mené dans le cas de la méthode multi-directionnelle pour la délimitation du bassin versant. Le choix de la méthode de drainage devra être guidé par les objectifs des simulations et par une comparaison des résultats spatiaux avec des observations terrain.

ABSTRACT. A new distributed hydrological model is developed to study the agricultural non-point source pollution in catchment. Drainage network in the model is extracted from a DTM. We compare the results obtained by two methods of derivation of the drainage network: mono or multiple-direction method. A complementary work is conducted on the delimitation of the catchment boundaries when the multiple-direction method is used. The method chosen will have to be depending both on the simulation objectives and on a comparison between spatial simulation results and observed data.

MOTS-CLÉS : réseau de drainage, multi-directionnel, MNT, SIG, modèle hydrologique distribué, pollution diffuse.

KEYWORDS : drainage network, multiple-direction, DTM, GIS, distributed hydrological model, agricultural non-point source pollution.

D.1. Introduction

Les pollutions diffuses d'origine agricole mettent en jeu des phénomènes complexes et variables à la fois dans l'espace et dans le temps. Les transferts et transformations de certains polluants solubles, notamment l'azote, sont étroitement liés aux transferts d'eau et à l'état hydrique des milieux. Afin de mieux comprendre les processus mis en jeu et de proposer à terme une gestion de l'espace moins polluante, on fait de plus en plus appel à une modélisation spatialisée des transferts de polluants liée à une modélisation des transferts d'eau à l'échelle du bassin versant.

Dans l'objectif de la modélisation des transferts de nitrate au sein de petits bassins versants, nous avons développé un nouveau modèle, TNT (pour Transferts de Nitrate et Topographie). Le nitrate étant étroitement lié à l'eau, la modélisation des transferts d'eau a constitué la première étape du développement. Cette modélisation spatialisée nécessite une description assez fine du milieu, qui peut être acquise par l'intermédiaire d'un SIG.

De plus, nous avons accepté l'hypothèse que les transferts d'eau sont majoritairement déterminés par la topographie. Ainsi, la détermination des chemins de l'eau ou chemins hydrauliques, composant le « réseau de drainage », peut être effectuée à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT). Cette étape est une phase essentielle de la description du bassin versant, dont dépend en grande partie la qualité des résultats d'un modèle hydrologique spatialisé. L'objet de cet article est d'explorer les conséquences du mode de calcul du réseau de drainage par un SIG sur l'aptitude du modèle à simuler le débit dans la rivière et la représentation spatialisée du fonctionnement hydrologique du bassin.

Nous allons dans un premier temps faire une revue des méthodes existantes pour déterminer le réseau de drainage à partir d'un MNT. Nous présenterons ensuite les deux méthodes choisies, le modèle hydrologique et les bassins versants d'application, puis nous comparerons les résultats obtenus avec les deux méthodes d'extraction du réseau de drainage choisies.

D.2. État de l'art

De nombreux modèles hydrologiques à l'échelle du bassin versant se fondent sur l'hypothèse qu'en un point, le gradient hydraulique qui gouverne les écoulements de l'eau peut être estimé par le gradient topographique de la surface du sol. Le routage de l'eau dans le bassin versant peut alors être déterminé à partir de la topographie de la surface. Le développement des Modèles Numériques de Terrain, leur accessibilité et leur utilisation aisée en font une base répandue pour l'extraction du réseau de drainage et du réseau hydrographique. Que ce soit pour le choix du type de MNT ou de la méthode d'extraction, plusieurs possibilités existent.

En ce qui concerne le choix du type de MNT, de nombreux auteurs prônent l'utilisation de MNT à mailles irrégulières, par exemple triangulaires (TIN : Triangular Irregular Network) [VIE 91], [PAL 98] ou basées sur les lignes de niveau (MNT de contour) par exemple pour TOPOG [VER 93], [MOO 91b]. L'utilisation de MNT à grille régulière pour déterminer le réseau de drainage est souvent

critiquée par ces auteurs, notamment parce que les chemins de l'eau ont tendance à zigzaguer et que les contours des bassins sont mal définis [MOO 91a], ou parce qu'ils n'ont pas l'avantage comme les MNT à mailles irrégulières de pouvoir être plus précis sur les zones à forte pente par exemple [SAU 96]. Toutefois, les MNT à mailles régulières étant relativement faciles à obtenir et à utiliser, ils sont fréquemment employés en modélisation hydrologique (SHE [ABB 86], TOPMODEL [BEV 79], [GAN 97]). C'est ce type de MNT, à mailles régulières carrées, que nous avons choisi d'utiliser.

La procédure de création du MNT est toujours l'étape la plus difficile dans l'analyse topographique, mais dans cet article nous considérerons que ces problèmes de construction ont été résolus avant l'extraction du réseau, tout comme les corrections des anomalies de drainage.

Les méthodes d'extraction du réseau de drainage à partir des MNT à mailles régulières carrées sont nombreuses (revues par Moore *et al.* [MOO 91a] et Tarboton [TAR 97]), et peuvent se classer dans trois catégories : mono-directionnel, multi-directionnel et deux dimensions.

Plusieurs méthodes de drainage mono-directionnel existent, qui sont regroupées par Costa-Cabral et Burges [COS 94] par exemple sous la dénomination de méthode D8. Dans ce cas, l'eau d'une maille s'écoule vers une de ses huit voisines, celle d'altitude la plus basse ou dans la direction de la plus grande pente. Olivera et Maidment [OLI 99] par exemple utilisent ce type de drainage pour modéliser le ruissellement. D'autres méthodes semblables dirigent l'eau uniquement dans une des quatre directions latérales (méthodes D4) ou de manière aléatoire vers une des mailles plus basses selon une loi de probabilité qui tient compte de la pente ou de la différence d'altitude (méthode Rho8).

Pour palier les désavantages de la représentation en une dimension des écoulements par les méthodes D8, Quinn *et al.* [QUI 91] proposent de partager le flux sortant d'une maille entre celles de ses huit voisines ayant une altitude plus basse. La répartition entre les mailles est calculée en fonction de la pente et d'une surface d'échange entre les mailles différente selon que la direction est latérale ou diagonale. Ils constatent que cette méthode est meilleure pour les versants, mais que le drainage mono-directionnel est plus adapté dès que l'eau a atteint un réseau permanent. Saulnier [SAU 96] utilise cet algorithme de calcul de l'aire drainée pour l'estimation de l'indice topographique utilisé dans TOPMODEL. Holmgren [HOL 94] utilise la même méthode, à la différence près qu'il ne différencie pas les mailles latérales des mailles diagonales. Il montre que les écoulements sont mieux répartis dans les différentes mailles si on prend une puissance x de la pente pour les pondérer (si $x = 1$, on revient au cas de Quinn *et al.* [QUI 91] ; si $x = \text{infini}$ on retrouve le drainage mono-directionnel). Frankenberger *et al.* [FRA 99], dans un modèle hydrologique, utilisent un routage de l'eau multi-directionnel semblable à celui de Quinn *et al.* [QUI 91], mais sans tenir compte non plus de la position latérale ou diagonale des mailles pour la pondération des écoulements.

Costa-Cabral et Burges [COS 94] critiquent le mono-directionnel, car selon eux les flux devraient être routés en 2D au lieu de 1D. D'après eux, la méthode multi-directionnelle estompe bien un peu cette erreur et permet une meilleure estimation des aires drainées amont, mais elle génère des aires saturées discontinues et pose des problèmes aux limites de la zone d'étude du fait du caractère dispersif de la

méthode. Ils trouvent une solution en étudiant la géométrie du flux de courant en deux dimensions dont la direction est déterminée par la plus grande pente. Le flux est réparti proportionnellement dans deux mailles voisines selon cette direction. Les calculs avec cette méthode nommée DEMON (Digital Elevation MOdel Networks) permettent de prendre en compte les convergences, divergences ou zones planes, comme avec des MNT de contour, mais avec l'avantage d'utiliser des grilles. De même, Tarboton [TAR 97] estime que le drainage mono-directionnel suit trop la forme des mailles, et que le multi-directionnel est trop dispersif (zones d'influence très grandes); il propose une solution alternative qui répartit l'eau entre deux mailles voisines en fonction de la direction de la pente de la maille.

Des applications de modèles hydrologiques montrent que les différentes méthodes de drainage permettent de simuler de façon correcte les flux dans la rivière. Wolock et McCabe [WOL 95] par exemple montrent que les flux à l'exutoire d'un bassin versant peuvent être simulés de façon satisfaisante par TOPMODEL en utilisant aussi bien un drainage mono-directionnel qu'un drainage multi-directionnel pour calculer l'indice topographique, à condition de recalibrer les paramètres du modèle pour chaque méthode. Par contre, si TOPMODEL est utilisé pour estimer des caractéristiques hydriques réparties spatialement, comme par exemple l'humidité des sols, ils concluent que la méthode multi-directionnelle est préférable. Plusieurs auteurs utilisent ainsi de préférence la méthode multi-directionnelle, par exemple pour cartographier automatiquement les sols hydromorphes [CHA 98] ou les zones hydromorphes de fonds de vallée [AUR 95].

Les MNT permettent aussi une détermination du réseau hydrographique permanent. Band [BAN 86] utilise la méthode de Peucker et Douglas [PEU 75] pour déterminer les points convexes et concaves à partir desquels on trace respectivement le réseau hydrographique et les lignes de crête. De nombreuses méthodes [MOO 91a] définissent le réseau hydrographique comme l'ensemble des mailles dont la surface drainée (déterminée le plus souvent par une méthode de drainage mono-directionnelle) est supérieure à un seuil [TAR 92], [GAN 97], [JOH 97], [VER 99]. Saulnier [SAU 96] propose de prendre en compte la pente (par l'intermédiaire de l'indice topographique) en plus de l'aire drainée pour déterminer les points source du réseau hydrographique. Les mailles en aval de ces points source, dans le sens de la plus grande pente, constituent alors le reste du réseau. Il montre que dans ce cas, le seuil sur l'aire drainée détermine la longueur du réseau hydrographique, et le seuil sur l'indice topographique détermine la densité du chevelu du réseau. Polarski [POL 97] développe un modèle hydrologique qui ne prend pas en compte une position de rivière a priori, mais qui détermine un réseau dynamique en fonction de la teneur en eau simulée de chaque maille. Dans certaines méthodes, une confrontation avec la position de la rivière déterminée sur le terrain permet une correction a posteriori du réseau de drainage.

Nous avons donc recensé un grand nombre de méthodes de drainage appliquées à la modélisation hydrologique. Ces méthodes sont essentiellement des variantes de deux grands types, les méthodes mono et multi-directionnelles dont la mise en œuvre est développée à l'UMR SAS de Rennes. Le

présent article vise à préciser l'influence de ces deux types de méthodes sur les résultats d'un modèle hydrologique distribué, et aborde également l'aspect rarement envisagé des conséquences de ces méthodes sur la délimitation du bassin versant.

D.3. Matériel et méthodes

D.3.1. Modèle hydrologique

Le modèle hydrologique utilisé, TNT (pour Transferts de Nitrate et Topographie) a été développé sous environnements UNIX et LINUX, de façon modulaire en langage C, de manière à pouvoir lui intégrer par la suite des modules de transfert et de transformations de l'azote.

Il est basé sur des hypothèses d'un modèle conceptuel existant, TOPMODEL, notamment l'hypothèse de contrôle des écoulements par la topographie. Cependant, et afin de représenter la topologie des écoulements et l'hétérogénéité spatio-temporelle des phénomènes de transferts et de transformations de l'azote, le calcul par classe d'indice topographique a été abandonné au profit d'un calcul maille à maille.

Le bassin versant est discrétisé en mailles carrées régulières, correspondant chacune en profondeur à une colonne de sol. La Figure 26 représente le fonctionnement du modèle TNT à l'échelle du bassin. Chaque colonne est découpée verticalement en deux couches, le sol et le sous-sol. La porosité de ces deux couches est compartimentée en une microporosité et une macroporosité, dans lesquelles les transferts sont respectivement rapides ou lents. Deux réservoirs sont délimités verticalement selon la quantité d'eau dans la colonne : la zone non-saturée dans laquelle une partie de la macroporosité n'est pas remplie par de l'eau, et la zone saturée ou nappe où l'ensemble de la porosité est rempli d'eau.

A chaque pas de temps (adapté à la taille du bassin versant étudié) un bilan hydrique est effectué au niveau de chaque maille, avec calcul des entrées dans la maille (pluie et apports éventuels de l'amont), de l'évapotranspiration, de la percolation à travers le sol et des flux sortants en fonction du niveau d'eau dans la colonne. L'eau de la nappe s'écoule latéralement en un écoulement profond sous l'effet de la gravité, en fonction de la pente de la maille par rapport au réseau hydrographique [CRA 97]. Lorsque la nappe atteint le sol, des échanges d'eau ont lieu entre la nappe et la microporosité du sol. Dans la suite, on dira alors que la maille est saturée. Lorsque la nappe atteint la surface du sol, l'eau arrivant dans la maille ne peut plus s'infiltrer en profondeur, et on a génération de ruissellement et d'exfiltration. On dira que la maille est contributive (sous-entendu au ruissellement).

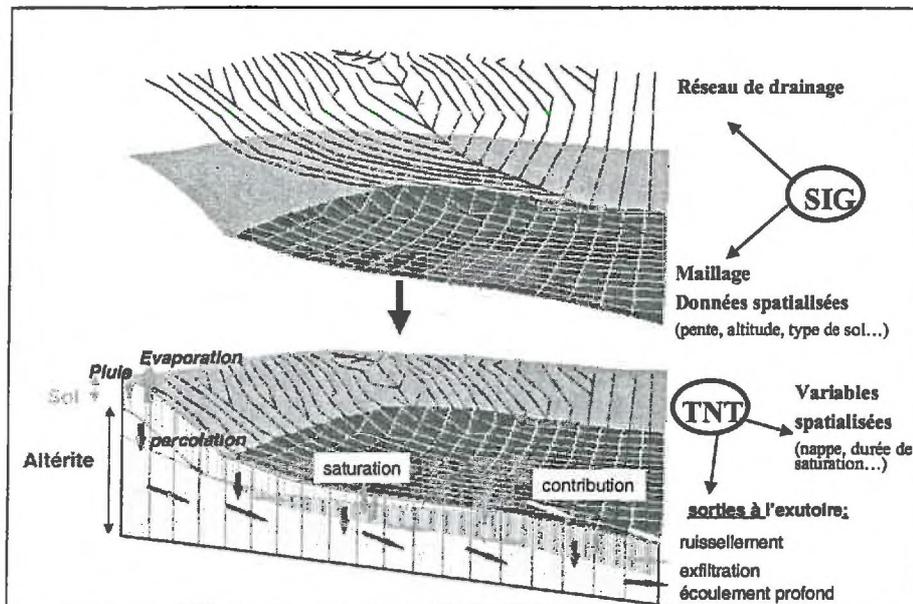


Figure 26. Fonctionnement du modèle TNT au sein du bassin versant

L'eau sortant d'une maille est routée vers l'aval selon la méthode de drainage choisie, et les écoulements en surface (ruissellement et exfiltration) vont alimenter la (ou les) maille(s) en surface alors que l'écoulement profond est dirigé vers le réservoir nappe.

Les calculs par maille sont effectués de l'amont vers l'aval afin de pouvoir connaître les écoulements provenant de l'amont avant de commencer le bilan au niveau d'une maille, et ceci grâce à une procédure récursive. Les directions de drainage sont déterminées avant le début des calculs et stockées grâce à des pointeurs dans le modèle de drainage.

D.3.2. Modèles de drainage

Deux modèles de drainage ont été testés : un modèle mono-directionnel et un modèle multi-directionnel. La mise en œuvre informatique des deux méthodes de drainage est décrite par Arousseau et Squidant [AUR 96].

Dans le cas du drainage mono-directionnel, l'eau d'une maille s'écoule vers la maille voisine vers laquelle le dénivelé est le plus important (différence d'altitude entre les centres des mailles / distance entre les centres). Au niveau informatique, on utilise un arbre binaire pour implémenter le réseau de drainage.

Dans le cas de la méthode multi-directionnelle, l'eau d'une maille s'écoule vers chacune de ses voisines (parmi les huit) ayant une altitude inférieure. L'écoulement est pondéré par la différence d'altitude et un coefficient qui prend en compte la distance entre les centres des mailles : 0,5 pour les voisines latérales et 0,354 pour les voisines en diagonale. Contrairement à Quinn *et al.* [QUI 91], la

surface d'échange entre les mailles ne dépend pas de leurs positions relatives. Au niveau informatique, on utilise un graphe orienté valué pour représenter le réseau de drainage.

En ce qui concerne la rivière, les mailles du réseau hydrographique seront dans tous les cas les mailles dont la surface drainée calculée par le drainage mono-directionnel est supérieure à un certain seuil.

Saulnier [SAU 96] a soulevé le problème de la prise en compte de la rivière dans les calculs de l'indice topographique pour l'utilisation de TOPMODEL, et a proposé un calcul particulier pour les mailles « rivière » : l'aire drainée d'une maille rivière n'est pas cumulée à l'aval, étant donné que l'eau de la rivière est supposée être acheminée directement à l'exutoire dans les hypothèses de TOPMODEL ; d'autre part, la pente prise en compte dans le cas de la maille rivière est la moyenne des pentes entre cette maille et ses voisines amont (sans les mailles elles-mêmes rivière).

Dans la version actuelle de TNT, nous avons adopté un algorithme semblable : les mailles du réseau hydrographique ont le même comportement que les autres mailles en ce qui concerne les calculs internes à la maille (niveau de la nappe, écoulement profond et ruissellement...), mais les écoulements sortants de ces mailles sont acheminés directement à l'exutoire du bassin, sans alimenter les mailles à l'aval. L'écoulement instantané dans la rivière peut générer une avance de l'arrivée de l'eau à l'exutoire, mais celle-ci reste négligeable dans le cas de petits bassins versants. Pour de plus grands bassins, la durée de l'écoulement dans la rivière devra être calculée. La pente prise en compte est actuellement la même pour toutes les mailles de la rivière, égale à la moyenne des pentes locales des mailles de la rivière.

D.3.3. Interface SIG

L'extraction du réseau de drainage peut-être effectuée par des logiciels de traitement des MNT, comme TAPES-G [GAL 96] qui propose les différentes options de méthode de drainage. Nous avons utilisé ici MNTSURF [SQU 94], un logiciel de traitement des MNT et de SIG développé en langage C au laboratoire de Spatialisation Numérique de l'ENSA de Rennes.

C'est ce logiciel qui permet de construire les MNT et qui fournit actuellement à TNT les données spatialisées nécessaires aux simulations : pente, altitude, situation de la rivière, type de sol, parcellaire... par l'intermédiaire de fichiers binaires. Il permet aussi de visualiser des résultats spatialisés, tels que la profondeur de la nappe à un moment donné, la durée moyenne de saturation...

D.3.4. Bassins versants

Deux types de bassins versants ont été utilisés : des bassins versants virtuels très simples et contrastés, construits de façon à observer des géomorphologies typées, et un bassin versant réel.

D.3.4.1 Bassins versants virtuels

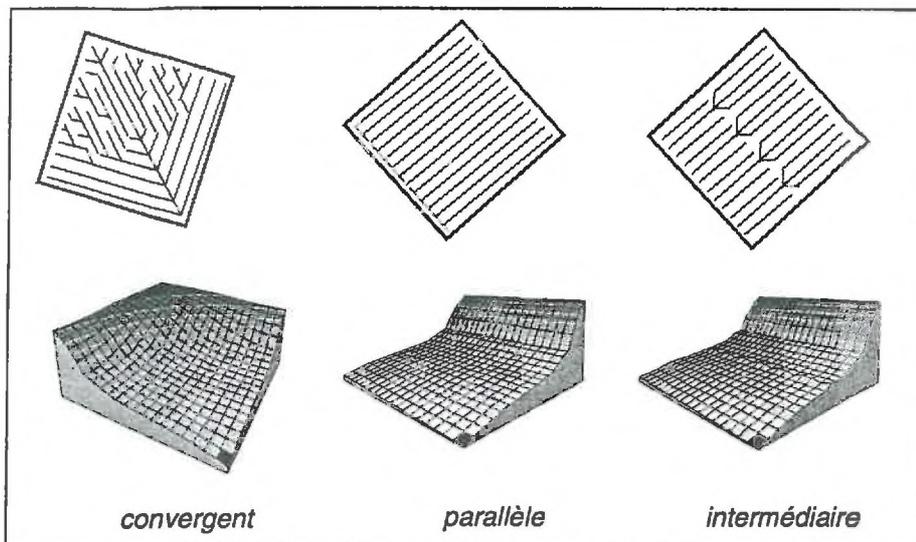


Figure 27. Bassins versants virtuels : réseau de drainage et altitude.

Les bassins versants virtuels utilisés sont des carrés de 400 mailles carrées de 40 m de côté, soit une superficie de 64 ha (Figure 27). Le dénivelé maximum est de 26 m. Un profil de pente identique est à la base des bassins, mais il a été distribué soit par rotation autour d'un exutoire unique pour obtenir une tête de vallon (type convergent), soit par translation pour obtenir un versant régulier (type parallèle). Un type intermédiaire a été réalisé à partir du type parallèle, en introduisant des points hauts à mi-versant. On a donc trois types géomorphologiques (notés par la suite C, P, et X avec C : convergent, P : parallèle, X : intermédiaire). Ces types constituent des cas extrêmes de la variabilité observée dans les bassins versants élémentaires en zone tempérée sur socle [RUI 00]. Le sol est considéré comme étant homogène sur tout le bassin, avec une profondeur de 1,3 m, une porosité de 50 % (25 % microporosité et 25 % macroporosité), une transmissivité de 10 m²/jour sur l'ensemble du profil, décroissant exponentiellement avec la profondeur avec un coefficient de 0,1 m. Pour les simulations effectuées dans la suite de ce papier sur ces bassins virtuels, seule la maille exutoire est considérée comme une maille rivière.

Ces bassins versants ont été utilisés pour tester l'effet de la forme des bassins et de l'organisation spatiale des systèmes de culture sur les fuites d'azote à l'exutoire des bassins versants agricoles [BEA 00].

D.3.4.2 Bassin versant réel

Le bassin de Naizin (Morbihan, France) est l'un des rares bassins versants suivi depuis plusieurs années situé en zone d'élevage intensif, et c'est pourquoi il a été choisi par l'INRA comme un site privilégié d'études des pollutions d'origine agricole [MOL 99]. Son sous-bassin amont, dit de Kervidy, est un petit bassin, d'une superficie de 5 km², à pentes douces (2,6 % en moyenne), situé sur un substrat schisteux au-dessus duquel se développent des altérites.

Ce bassin versant est discrétisé dans l'espace sur la base du MNT à pas de 20 m qui a été construit par analyse stéréoscopique de couples d'images SPOT par la société ISTAR.

La cartographie des sols permet de mettre en évidence deux grandes zones de comportements hydrauliques différents : une zone de sols conductifs sur les plateaux et les versants, et une zone de sols hydromorphes peu conductifs dans les bas de pentes et près des rivières [CUR 98]. Les paramètres de transmissivité du sol sont spatialisés selon ces deux grandes zones : transmissivité de 10 m²/jour et coefficient de décroissance exponentielle de 0,1 m pour les sols conductifs, pour des valeurs de 1 m²/jour et 0,05 m pour les sols hydromorphes. La profondeur du sol et de l'altérite de schiste sont considérées comme étant homogènes sur le bassin, et sont fixées respectivement à 1,2 m et 25 m. Les porosités sont elles aussi homogènes : 20 % de macro et micro-porosité pour le sol et 5 % de macro et de micro-porosité pour l'altérite.

D.3.5. Méthode : comparaison des aires drainées et des zones saturées modélisées

Les simulations sont effectuées au pas de temps journalier sur une année hydrologique, à partir de données météorologiques enregistrées du 1^{er} juillet 1994 au 30 juin 1995. Une première année de simulation permet d'initialiser les niveaux d'eau dans le bassin versant, et les résultats sont analysés sur la deuxième année. Le débit spécifique mesuré à l'exutoire permet de comparer les résultats aux mesures.

Deux simulations sont réalisées pour chaque bassin versant, chacune selon un modèle de drainage différent. On compare les aires drainées obtenues selon chaque méthode, ainsi que les cartes de durée de contribution et de saturation obtenues après simulation.

D.4. Résultats

Les résultats de la simulation des flux à l'exutoire diffèrent peu selon les deux méthodes, comme l'illustre la Figure 28 représentant les débits observés et simulés à l'exutoire du bassin de Kervidy.

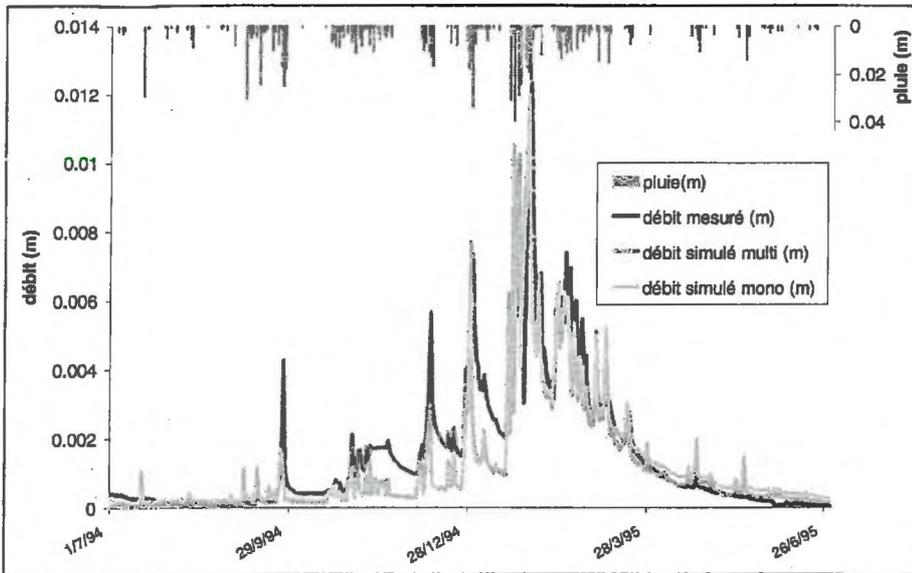


Figure 28. Débits spécifiques à l'exutoire simulés par les méthodes mono et multi-directionnelle comparés au débit spécifique observé à l'exutoire de Kervidy.

Les variables spatialisées obtenues par les simulations sont par contre très dépendantes de la méthode de drainage utilisée.

D.4.1. Bassins versants virtuels

La Figure 29 regroupe des résultats obtenus pour les trois bassins versants virtuels étudiés : aire drainée et durée de saturation simulées avec les deux méthodes, ainsi que les graphiques de fréquences cumulées correspondantes pour les bassins C et P.

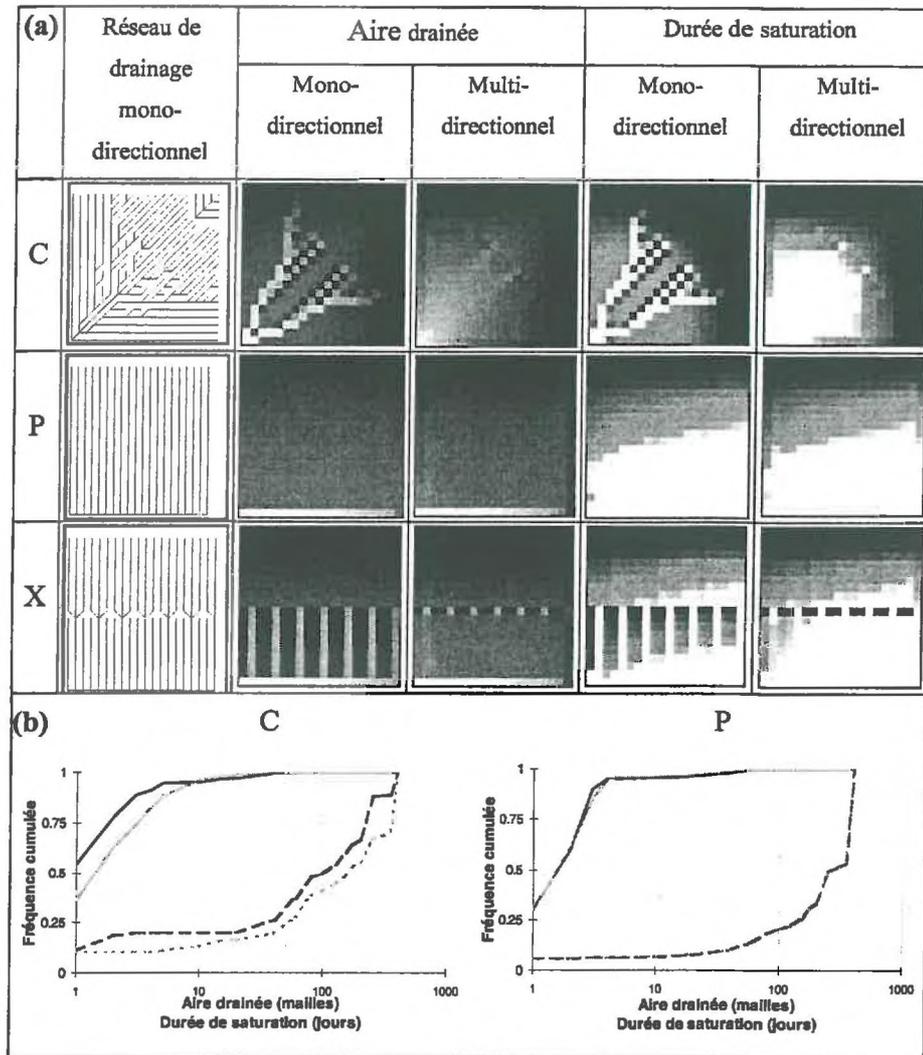


Figure 29. (a) Cartes des aires drainées et des durées de saturation pour les bassins versants virtuels. La couleur noire sur les cartes correspond aux valeurs les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées. (b) Fréquences cumulées de l'aire drainée et de la durée de saturation, pour deux bassins virtuels. En trait plein : aire drainée (en nombre de mailles) ; en pointillés : durée de saturation (en jours par an). En noir : drainage mono-directionnel ; en gris : drainage multi-directionnel.

On constate sur les cartes comme sur les histogrammes que le changement de type de drainage a peu d'influence dans les zones « parallèles » (bassin P, et amont de X), mais que la surface drainée et la durée de saturation changent dans les zones de convergence et de divergence. Le drainage multi-directionnel génère des formes arrondies et lissées qui s'opposent aux formes « en arêtes de poisson » obtenues avec le drainage mono-directionnel.

D'autre part, le caractère dispersif du drainage multi-directionnel a pour effet :

- De faire disparaître les mailles non drainantes situées en milieu de versant, sauf si elles sont des sommets locaux, comme dans le bassin X.
- De freiner le phénomène de convergence en une seule maille, tout en augmentant le nombre de mailles drainantes, ce qui entraîne une augmentation de la durée de saturation de nombreuses mailles.

On note une augmentation de la durée moyenne de saturation pour les bassins convergents, comme le montre le Tableau IV.

Durée moyenne de saturation d'une maille (jours par an)	Drainage mono-directionnel	Drainage multi-directionnel	Différence (en %)
C	129	180	40
P	244	245	0.4
X	218	249	15

Tableau IV. Durée moyenne de saturation d'une maille.

D.4.2. Bassin versant de Kervidy

Certains logiciels permettent de déterminer les limites des bassins versants selon une méthode multi-directionnelle. A notre connaissance, cette délimitation n'est cependant jamais utilisée, même lorsque c'est ce type de drainage qui est utilisé par la suite pour le routage de l'eau [FRA 99], [QUI 91], [WIG 94], [WOL 95]. Les cartes de la Figure 30 montrent l'extension de la zone d'influence du point exutoire du bassin de Kervidy avec les deux types de drainage. La carte obtenue avec le drainage multi-directionnel confirme deux points soulevés par Costa-Cabral et Burges [COS 94] et Tarboton [TAR 97] : le caractère dispersif du drainage multi-directionnel entraîne une trop grande extension de la zone d'influence, et celle-ci est limitée par l'emprise de notre MNT.

Nous avons choisi de déterminer les limites du bassin versant à partir du drainage mono-directionnel, et de garder ces limites même dans le cas de l'utilisation du drainage multi-directionnel afin de nous affranchir de ce problème de dispersion et de travailler dans les deux cas sur la même zone d'étude. On considère dans ce cas que toute l'eau tombée sur le bassin déterminé par la méthode mono-directionnelle arrive à l'exutoire.

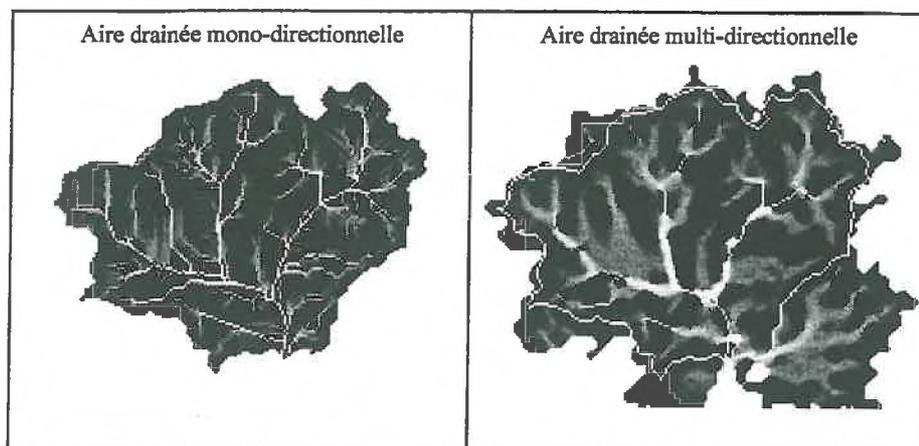


Figure 30. Comparaison des aires drainées du bassin de Kervidy selon les méthodes mono ou multi-directionnelle. La limite du bassin mono-directionnel est figurée en blanc sur la carte multi-directionnelle. La couleur noire correspond aux valeurs d'aire drainée les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées.

Les mailles rivière sont traitées selon la méthode mono-directionnelle pour ces simulations : l'eau qui en sort est acheminée directement à l'exutoire sans ré-alimenter les mailles à l'aval. Les cartes des durées de saturation et de contribution obtenues sont données dans la Figure 31, ainsi que les graphiques de fréquence cumulée correspondants ainsi que de l'aire drainée sont figurés sur la Figure 32.

Sur un bassin versant réel, on constate que l'effet « pixel » dû au drainage mono-directionnel est fortement marqué, alors que le drainage multi-directionnel lisse les contours. De plus, la carte de la durée de contribution avec le drainage multi-directionnel présente des formes en spatule alors que le drainage mono-directionnel simule des zones saturées découpées et « en arêtes de poisson ».

Comme pour les bassins versants virtuels, la durée moyenne de saturation est plus grande avec le drainage multi-directionnel (on passe d'environ 111 jours à 132 jours de saturation et de 26 à 39 jours de contribution).

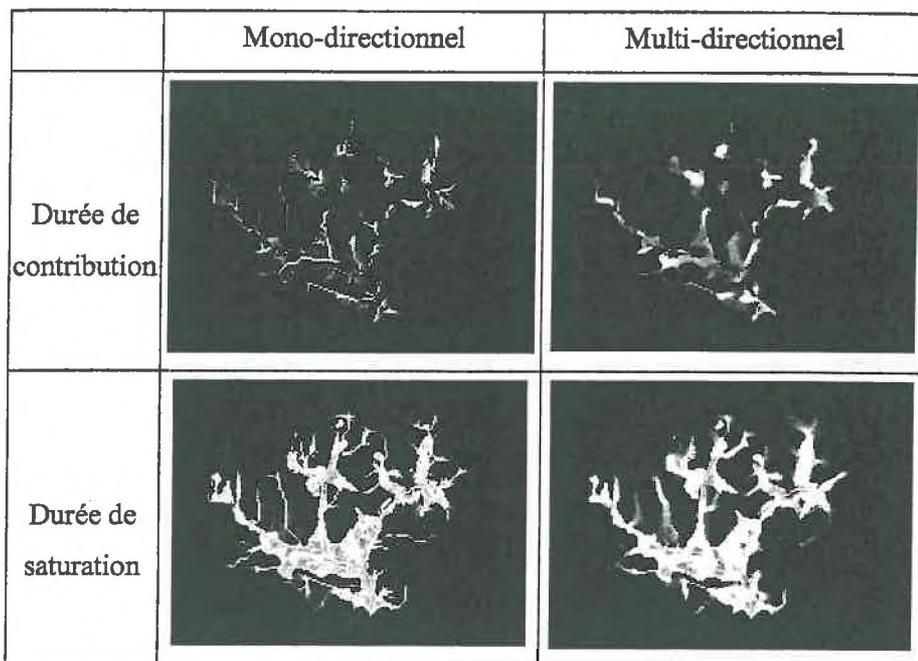


Figure 31. Bassin versant de Kervidy : cartes des durées de contribution et de saturation simulées selon les deux méthodes. La couleur noire correspond aux valeurs les plus basses, la couleur blanche correspond aux valeurs les plus élevées.

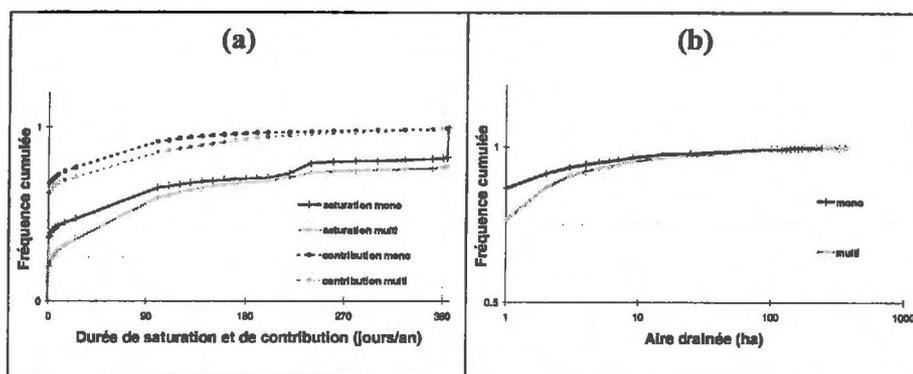


Figure 32. Fréquences cumulées (a) des durées de saturation (croix) et de contribution (ronds) et (b) de l'aire drainée, simulées selon les deux méthodes de drainage (noir : mono-directionnel ; gris : multi-directionnel).

D.5. Discussion.

D.5.1. Modélisation des débits à l'exutoire et des phénomènes spatiaux

Sur tous les bassins utilisés et quelle que soit la méthode de drainage employée, les débits observés à l'exutoire peuvent être correctement reproduits, et ceci en gardant les mêmes valeurs de paramètres. Sur le bassin de Kervidy, les pics de crue sont moins importants et les écoulements en période sèche sont légèrement plus élevés avec la méthode mono-directionnelle, ce qui est lié à la simulation du fonctionnement interne du bassin différente selon les méthodes de drainage : la méthode multi-directionnelle étant plus dispersive, elle génère en période humide un plus grand nombre de mailles saturées qui répondent vite à la pluie par ruissellement, ce qui génère des pics de crue plus importants ; en période sèche, elle répartit les écoulement de l'amont vers de nombreuses mailles sans générer de ruissellement contrairement à la méthode mono-directionnelle qui génère une convergence vers quelques mailles et un ruissellement vers l'exutoire.

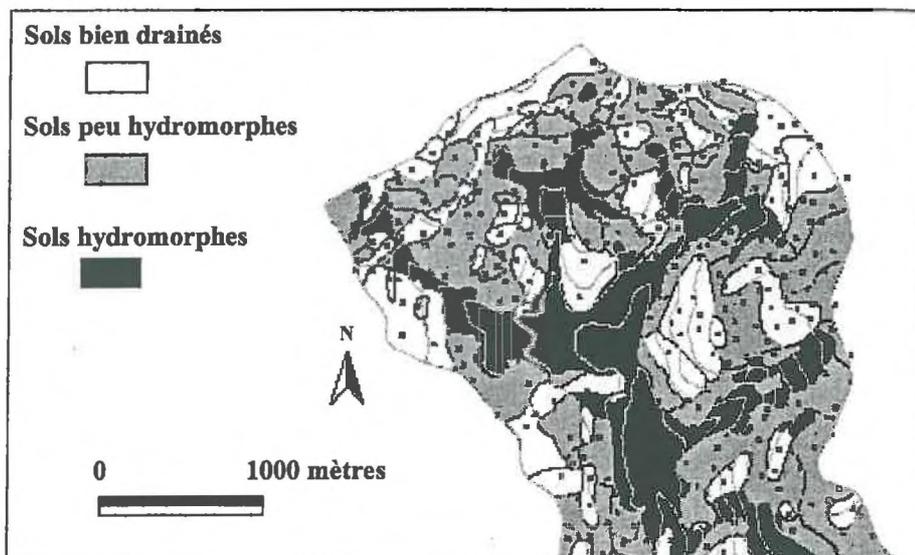


Figure 33. Cartographie des sols hydromorphes du bassin de Kervidy (d'après Walter et Curmi [WAL 98])

En ce qui concerne les phénomènes spatiaux dans le cas de nos simulations, la méthode multi-directionnelle, grâce à son caractère dispersif, semble compenser les défauts de la méthode mono-directionnelle liés à la discrétisation de l'espace et à l'assimilation d'une maille à un point. Une comparaison des cartes de durée de saturation ou de contribution (Figure 31) et de la carte des sols hydromorphes (Figure 33) suggère qu'un drainage multi-directionnel sur les versants combiné à une méthode mono-directionnelle dans les vallées donne à première vue de meilleurs résultats spatiaux, les zones saturées étant connexes et plus homogènes dans ce cas. Ceci reste toutefois à confirmer par une confrontation plus poussée avec des mesures sur le terrain, et par une validation spatiale. Les

comparaisons pourraient porter sur la teneur en eau du sol mesurée sur le terrain ou par télédétection, les hauteurs d'eau dans la nappe mesurées par des batteries de piézomètres, ou sur une cartographie de l'extension spatiale et temporelle des zones saturées (sols hydromorphes en profondeur) ou des zones contributives au ruissellement. ceci a été en partie mis en œuvre par d'autres auteurs sur des bassins bretons [CRA 97], [GIN 98], [MER 95]. L'obtention de telles données nécessite toutefois des campagnes terrain lourdes à mettre en œuvre.

Le choix de la méthode reste lié aux objectifs de la modélisation, comme l'ont remarqué Wolock et McCabe [WOL 95]. Compte tenu de la plus grande complexité et de la plus grande lourdeur de la méthode multi-directionnelle, nous concluons que lorsque l'objectif est simplement de simuler les flux à l'exutoire d'un bassin, la méthode mono-directionnelle convient, alors que lorsque l'objectif est de simuler des phénomènes spatiaux comme l'extension des zones saturées ou des processus dépendant de phénomènes spatiaux, la méthode multi-directionnelle est plus adaptée.

D.5.2. Questions sur la délimitation des bassins versants

Les simulations précédentes n'ont été effectuées que sur la surface correspondant au bassin versant déterminé par la méthode mono-directionnelle. Or pour le bassin de Kervidy, la figure 5 montre qu'avec la méthode multi-directionnelle une plus grande surface (686 ha au lieu de 480) est potentiellement drainable par l'exutoire du bassin réel. On constate aussi qu'une partie des écoulements sort de la surface mono-directionnelle sans passer par l'exutoire défini puisque l'aire drainée à l'exutoire calculée avec la méthode multi-directionnelle stricte (sans modéliser un drainage mono-directionnel au niveau de la rivière) n'est équivalente qu'à 270 ha.

Ceci soulève deux questions :

- Quelle est la contribution de la pluie tombée hors du bassin versant déterminé par la méthode mono-directionnelle au flux de la maille exutoire choisie ?

- Quelle part de la pluie tombée dans le bassin mono-directionnel contribue aux flux sortants par des mailles autres que la maille exutoire choisie ?

Avant de tenter de répondre à ces deux questions, on remarquera que ces différences entre les modèles de drainage sont affectées par un très fort effet de bord : elles sont d'autant plus grandes que la surface du bassin étudié est petite. Cet effet de bord est plus qu'inversement proportionnel à la surface du bassin comme l'illustre le Tableau V construit à partir d'un MNT de la Bretagne à pas de 250m. Il est à noter que cet effet dépend aussi du pas du MNT.

Surface du bassin mono-directionnel (ha)	Surface mise en jeu par le drainage multi-directionnel (ha)	Différence (en %)
1 000 000	1 025 000	2.5
50 000	55 000	10
5 000	7 000	40

Tableau V. Exemple de relation entre la taille des bassins et la différence de surface mise en jeu induite par un changement de méthode de drainage.

Pour répondre aux questions énoncées précédemment et localiser les contributions et les fuites, nous avons tenté de calculer quelle fraction de la pluie tombée sur chaque maille du bassin multi-directionnel s'écoule vers la maille exutoire choisie. Le calcul sur le bassin de Kervidy entier nécessitant un temps de calcul trop important, il a été effectué à titre d'exemple sur un très petit versant amont d'environ 2 ha dont la maille exutoire a été choisie dans une zone de convergence. On remarquera qu'à cette échelle un modèle de drainage uniquement construit sur la base de la topographie n'est utilisable qu'avec de multiples précautions. En effet à cette échelle il faudrait prendre en compte dans le modèle de drainage tout un ensemble d'artefacts d'origine humaine qui conditionnent les directions de drainage en surface (routes, fossés, sens de travail du sol). La prise en compte de ces artefacts a été développée par plusieurs auteurs ([CAR 98], [MER 99] par exemple). Ces obstacles d'origine humaine vont souvent contribuer à limiter et à définir précisément les contours des très petits bassins. Les résultats suivants donnés pour ce très petit versant sont donc à analyser avec précaution et à titre d'exemple.

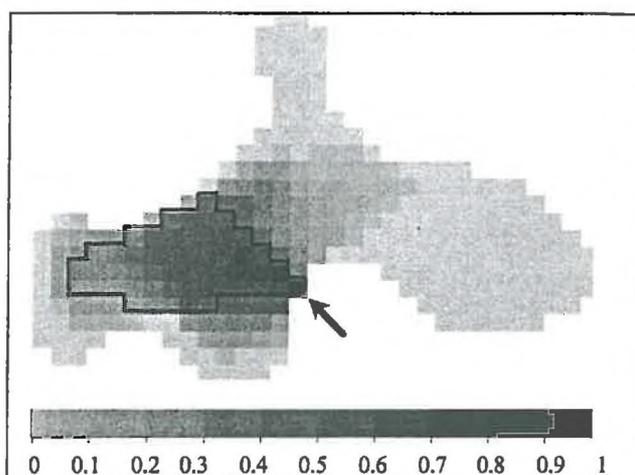


Figure 34. Taux de contribution de chaque maille au flux alimentant la maille exutoire d'un petit versant de Kervidy en utilisant le modèle multi-directionnel. Le bassin versant mono-directionnel correspondant est représenté par le trait noir.

La Figure 34 représente la carte des mailles qui participent à l'écoulement selon la méthode multi-directionnelle. On constate que cette dernière concerne environ 6 fois plus de mailles que la méthode

mono-directionnelle, mais qu'une majorité de l'eau collectée sur cette surface n'alimente pas la maille exutoire choisie. De plus, les mailles qui contribuent le plus à l'écoulement à l'exutoire avec la méthode multi-directionnelle ne correspondent pas toutes aux mailles prises en compte par la méthode mono-directionnelle. Cet exemple montre que dans ce cas de très petit versant, il ne paraît pas judicieux de limiter la surface drainée à la surface mono-directionnelle lorsqu'on utilise la méthode multi-directionnelle pour le routage de l'eau. On pourrait choisir un seuil de participation à l'écoulement à l'exutoire pour délimiter le « bassin multi-directionnel » afin de limiter la surface prise en compte aux mailles dont la contribution est significative.

Pour le bassin versant de Kervidy dans son ensemble, lorsqu'on utilise la méthode multi-directionnelle stricte, c'est à dire sans prendre en compte un drainage mono-directionnel dans les mailles rivière, la surface multi-directionnelle ajoutée représente 43 % de la surface mono-directionnelle, mais seulement 8,5 % de la pluie tombée sur cette surface ajoutée va alimenter la maille exutoire. De plus, près de la moitié de la pluie tombée sur le bassin déterminé par la méthode mono-directionnelle ne passe pas par l'exutoire choisi, et 81 % de ces pertes ont lieu au niveau de 6 mailles du bassin mono-directionnel voisines de l'exutoire. Les pertes sont donc en majeure partie dues au fait de localiser un exutoire en une maille unique alors que le caractère dispersif de la méthode multi-directionnelle a tendance à faire s'écouler de l'eau par les mailles voisines de la maille exutoire. Afin de s'affranchir de cet artefact, on pourrait :

- Soit prendre en compte un exutoire multiple formé de plusieurs mailles voisines de la maille exutoire initiale perpendiculairement à la rivière de façon à prendre en compte l'eau qui s'écoule dans la vallée et non plus dans la maille rivière, ce qui peut se produire dans les grands bassins lorsque le lit de la rivière est large et comblé de sédiments filtrants.
- Soit ne pas modéliser les fuites vers l'extérieur à partir des mailles voisines de l'exutoire en se basant sur l'hypothèse que la maille rivière a un pouvoir drainant plus fort que ses voisines, ce qui est en partie vérifié physiquement sur les petits bassins.

C'est cette dernière solution qui est mise en œuvre si on prend en compte un drainage mono-directionnel au niveau des mailles rivière. Dans ce cas, seulement 2,5 % de la pluie tombée sur le bassin mono-directionnel ne passe pas par l'exutoire et 11,5 % de la pluie tombée en dehors va alimenter la maille exutoire, les échanges les plus importants ayant lieu sur la zone située à l'est de l'exutoire. L'aire drainée par la maille exutoire est alors équivalente à celle obtenue avec la méthode mono-directionnelle. Cette solution semble être appropriée pour ne pas avoir à prendre en compte un exutoire multiple, et elle semble être représentative de ce qui se passe en réalité hors des périodes de crue durant lesquelles la rivière ne peut plus drainer toute l'eau.

En ce qui concerne le choix des limites du bassin versant, on constate que sur les crêtes peu marquées telles que celles que l'on trouve à l'amont du bassin de Kervidy, la différence entre les deux méthodes est négligeable, mais que la méthode multi-directionnelle permet de rendre compte des incertitudes liées à cette délimitation. Toutefois, le choix de la limite mono-directionnelle n'entraîne pas de grosse

erreur en terme de flux global et de bilan hydrique puisque les aires drainées concernées sont faibles. La zone la plus délicate à déterminer est la zone de part et d'autre de l'exutoire puisqu'on se situe dans un versant perpendiculaire à la rivière et non plus sur une ligne de crête. De plus, les aires drainées à ce niveau étant relativement importantes puisqu'on est proche de la rivière, une erreur de délimitation peut entraîner une erreur importante en terme de flux. La méthode multi-directionnelle semble alors plus adaptée pour prendre en compte la dispersion qui a lieu au niveau de ce versant, mais elle devrait être vérifiée sur le terrain.

D.6. Conclusion

Les résultats du modèle hydrologique spatialisé TNT sont comparés selon la méthode d'extraction du réseau de drainage choisie : mono ou multi-directionnelle. Les différences dues au changement de méthode de drainage varient selon la géomorphologie du versant étudié : les zones convergentes et divergentes sont plus sensibles que les zones dans lesquelles les drains sont parallèles. Les résultats à l'exutoire du bassin sont moins sensibles à un changement de méthode que les résultats spatialisés sur le bassin, et la méthode multi-directionnelle semble mieux indiquée pour la simulation des phénomènes spatiaux. Le choix de la méthode de drainage devra être guidé par les objectifs des simulations et par une comparaison des résultats spatiaux avec des observations terrain.

Un travail complémentaire est mené dans le cas de la méthode multi-directionnelle pour la délimitation du bassin versant de Kervidy. Dans la partie amont les différences de limites avec celles déterminées par la méthode mono-directionnelle sont négligeables et donnent une représentation plus vraisemblable des limites du bassin versant du fait de la dispersion au niveau des lignes de crêtes. Au niveau de l'exutoire les différences sont plus importantes et sont atténuées par la prise en compte d'un pouvoir drainant plus important par la rivière par l'intermédiaire d'une méthode mono-directionnelle dans la rivière.

Nous avons utilisé le réseau de drainage de façon statique, en supposant qu'il était déterminé uniquement par la topographie, et qu'il était invariant dans le temps. De plus, nous avons supposé que les transferts en profondeur suivent le même réseau que les transferts en surface. Le modèle permet une intégration des fonctions du SIG servant à calculer le réseau de drainage, et on peut donc envisager de construire un modèle de drainage dynamique si on change le graphe ou l'arbre de drainage à chaque pas de temps. De plus, on pourrait envisager de construire des réseaux de drainage différents en profondeur et en surface, pour prendre en compte les haies et les fossés par exemple.

Dans cet article, le problème de la qualité du MNT utilisé n'a pas été abordé. Nous nous sommes basés sur un MNT disponible dans le commerce sans chercher à en corriger toutes les imperfections. Les erreurs liées aux défauts locaux ne sont pas importantes statistiquement sur l'ensemble du bassin versant, mais elles doivent l'être si on s'intéresse à des résultats locaux. De même, il semble indispensable de vérifier le MNT aux environs de l'exutoire, afin de ne pas générer d'erreurs importantes sur la surface drainée à ce niveau.

D.7. Remerciements

Le premier auteur a bénéficié d'un financement de la Région Bretagne. Merci à G. Cotteret, Y. Hannot, S. Combo, et T. Bouedo pour leur aide à la mise en œuvre informatique

D.8. Bibliographie

- [ABB 86] ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNELL P.E., RASMUSSEN J., « An introduction to the european hydrological system - Système Hydrologique Européen, « SHE », 1 : history and philosophy of a physically-based, distributed modelling system », *Journal of hydrology*, Vol. 87, 1986a, p. 45-59.
- [AUR 95] AUROUSSEAU P., SQUIVIDANT H., « Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas-fonds », [http://viviane.roazhon.inra.fr/ spanum/publica/zhbf/ zhbf.htm](http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/zhbf/zhbf.htm), 1995.
- [AUR 96] AUROUSSEAU P., SQUIVIDANT H., « Use of tree and graph structures for computation modelling of derived variables in Digital Elevation Model software », <http://viviane.roazhon.inra.fr/ spanum/publica/dem/dem2.htm>, 1996.
- [BAN 86] BAND L.E., « Topographic partition of watersheds with digital elevation models », *Water Resources Research*, Vol. 22 n° 1, 1986, p. 15-24.
- [BEA 00] BEAUJOUAN V., DURAND P., RUIZ L. « Modeling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments », soumis à *Ecological modelling*.
- [BEV 79] BEVEN K.J., KIRKBY M.J., « A physically based variable contributing area model of basin hydrology », *Hydrological Sciences Bulletin*, Vol. 24 n° 1, 1979, p. 43-69.
- [CAR 98] CARLUER N., Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique, Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 1998.
- [CHA 98] CHAPLOT V., Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée. Modélisation prédictive de leur distribution., Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, France, 1998.
- [COS 94] COSTA-CABRAL M.C., BURGESS S.J., « Digital elevation model networks (DEMON) : a model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas », *Water Ressources Research*, Vol. 30 n° 6, 1994, p. 1681-1692.
- [CRA 97] CRAVE A., GASCUEL-ODOUX C., « The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content », *Hydrological processes*, Vol. 11, 1997, p. 203-210.
- [CUR 98] CURMI P., WALTER C., HALLAIRE V., GASCUEL-ODOUX C., WIDIATMAKA, TAHA A., ZIDA M., « Les sols du bassin versant du Coët-Dan: caractéristiques hydrodynamiques des volumes pédologiques », in: C. Cheverry (Editor), *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Science Update, 1998, p. 109-127.
- [FRA 99] FRANKENBERGER J.R., BROOKS E.S., WALTER M.T., WALTER M.F., STEENHUIS T.S., « A GIS-based variable source area hydrology model », *Hydrological processes*, Vol. 13, 1999, p. 805-822.
- [GAL 96] GALLANT J.C., WILSON J.P., « TAPES-G: a grid-based terrain analysis program for the environmental sciences », *Computers and Geosciences*, Vol. 22 n° 7, 1996, p. 713-722.
- [GAN 97] GANDOLFI C., BISCHETTI G.B., « Influence of the drainage network identification method on geomorphological properties and hydrological response », *Hydrological Processes*, Vol. 11, 1997, p. 353-375.
- [GIN 98] Gineste P., Contribution de l'imagerie satellitaire radar ERS à la détection des zones saturées et à la modélisation hydrologique d'un petit bassin versant agricole par TOPMODEL., Thèse de doctorat, CEMAGREF- ENGREF Montpellier, 1998.
- [HOL 94] HOLMGREN P., « Multiple flow direction algorithms for runoff modelling in grid based elevation models : an empirical evaluation », *Hydrological Processes*, Vol. 8, 1994, p. 327-334.
- [JOH 97] JOHNSON D.L., MILLER A.C., « A spatially distributed hydrologic model utilizing raster data structures », *Computers and geosciences*, Vol. 23 n° 3, 1997, p. 267-272.
- [MER 95] Mérot P., Ezzahar B., Walter C., Arousseau P., " Mapping waterlogging of soils using digital terrain models.", *Hydrological Processes*, Vol. 9 n° , 1995, p. 27-34.
- [MER 99] Mérot P., Gascuel-Oudoux C., Walter C., Zhang X., Molénat J., " Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface", *Revue des sciences de l'eau*, Vol. 12 n° 1, 1999, p. 23-44.
- [MOL 99] MOLÉNAT J., Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Étude expérimentale et modélisation, Thèse de doctorat, Université de Rennes I, France, 1999.

- [MOO 91a] MOORE I.D., GRAYSON R.B., LADSON A.R., « Digital Terrain Modelling : a review of hydrological, geomorphological, and biological applications », *Hydrological Processes*, Vol. 5, 1991, p. 3-30.
- [MOO 91b] MOORE I.D., GRAYSON R.B., « Terrain-based catchment partitioning and runoff prediction using vector elevation data », *Water Resources Research*, Vol. 27 n° 6, 1991, p. 1177-1191.
- [OLI 99] OLIVERA F., MAIDMENT D., « Geographic information systems (GIS) - based spatially distributed model for runoff routing », *Water Resources Research*, Vol. 35 n° 4, 1999, p. 1155-1164.
- [PAL 98] PALACIOS-VÉLEZ O.L., GANDROY-BERNASCONI W., CUEVAS-RENAUD B., « Geometric analysis of surface runoff and the computation order of unit elements in distributed hydrological models », *Journal of Hydrology*, Vol. 211, 1998, p. 266-274.
- [PEU 75] PEUCKER T.K., DOUGLAS D.H., « Detection of surface specific points by local parallel processing of discrete terrain elevation data », *Computer Graphics Image Processes*, Vol. 4, 1975, p. 375-387.
- [POL 97] POLARSKI M., « Distributed rainfall-runoff model incorporating channel extension and gridded digital maps », *Hydrological processes*, Vol. 11, 1997, p. 1-11.
- [QUI 91] QUINN P., BEVEN K., CHEVALLIER P., PLANCHON O., « The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models », *Hydrological Processes*, Vol. 5, 1991, p. 59-79.
- [RUI 00] RUIZ L., AUROUSSEAU P., BAUDRY J., BEAUJOUAN V., CELLIER P., CURMI P., DURAND P., GASCUEL-ODOUX C., LETERME P., PEYRAUD J.L., THENAIL C ET WALTER C., « Conception de bassins versants virtuels : un outil pour l'étude de l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote dans les bassins versants ». *Actes de l'AIP Ecospace*, Ed. INRA (sous presse).
- [SAU 96] SAULNIER G.-M., Information pédologique spatialisée et traitements topographiques améliorés dans la modélisation hydrologique par TOPMODEL, Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Grenoble, France, 1996.
- [SQU 94] SQUIVIDANT H., Mntsurf : logiciel de traitement des modèles numériques de terrain. Doc. E.N.S.A.R., 1994.
- [TAR 92] TARBOTON D.G., BRAS R.L., RODRIGUEZ-ITURBE I., 1992. « On the extraction of channel networks from digital elevation data », in: K.J. Beven and I.D. Moore (Editors), *Terrain Analysis and distributed modelling in hydrology*. Wiley, New York, p. 85-104.
- [TAR 97] TARBOTON D.G., « A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models », *Water Resources Research*, Vol. 33 n° 2, 1997, p. 300-319.
- [VER 99] VERDIN K.L., VERDIN J.P., « A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins », *Journal of Hydrology*, Vol. 218, 1999, p. 1-12.
- [VER 93] VERTESSY R.A., HATTON T.J., O'SHAUGHNESSY P.J., JAYASURIYA M.D.A., « Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model », *Journal of Hydrology*, Vol. 150, 1993, p. 665-700.
- [VIE 91] VIEUX B.E., « Geographic information systems and non-point source water quality and quantity modelling », *Hydrological Processes*, Vol. 5, 1991, p. 101-113.
- [WAL 98] WALTER C., CURMI P., « Les sols du bassin versant du Coët-Dan : organisation, variabilité spatiale et cartographie », in: C. Cheverry (Editor), *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Science Update, 1998, p. 85-105.
- [WIG 94] WIGMOSTA M.S., VAIL L.W., LETTENMAIER D.P., « A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain », *Water resources research*, Vol. 30 n° 6, 1994, p. 1665-1679.
- [WOL 95] WOLOCK D.M., MCCABE G.J.J., « Comparison of single and multiple direction algorithms for computing topographic parameters in TOPMODEL », *Water Resources Research*, Vol. 31 n° 5, 1995, p. 1315-1324.

E. Intégration de transfert et transformations d'azote

Les modules de transferts et transformations d'azote sont ajoutés au code après le développement des modules hydrologiques. Les flux d'eau sont calculés dans un premier temps, puis les transferts et les éventuelles transformations d'azote, en fonction des flux et des niveaux d'eau.

E.1. Gestion des transferts entre et dans les différents compartiments

Nous avons choisi une modélisation de type capacitif, mettant en jeu une cascade de réservoirs au sein de chaque maille et dans le bassin versant. On considère que les phénomènes de dilution sont instantanés dans chaque réservoir, et que les flux d'azote sont proportionnels aux flux d'eau.

Les calculs au niveau de chaque réservoir entre les pas de temps t et $t+1$ s'effectuent en trois étapes, et sont schématisés sur la Figure 35.

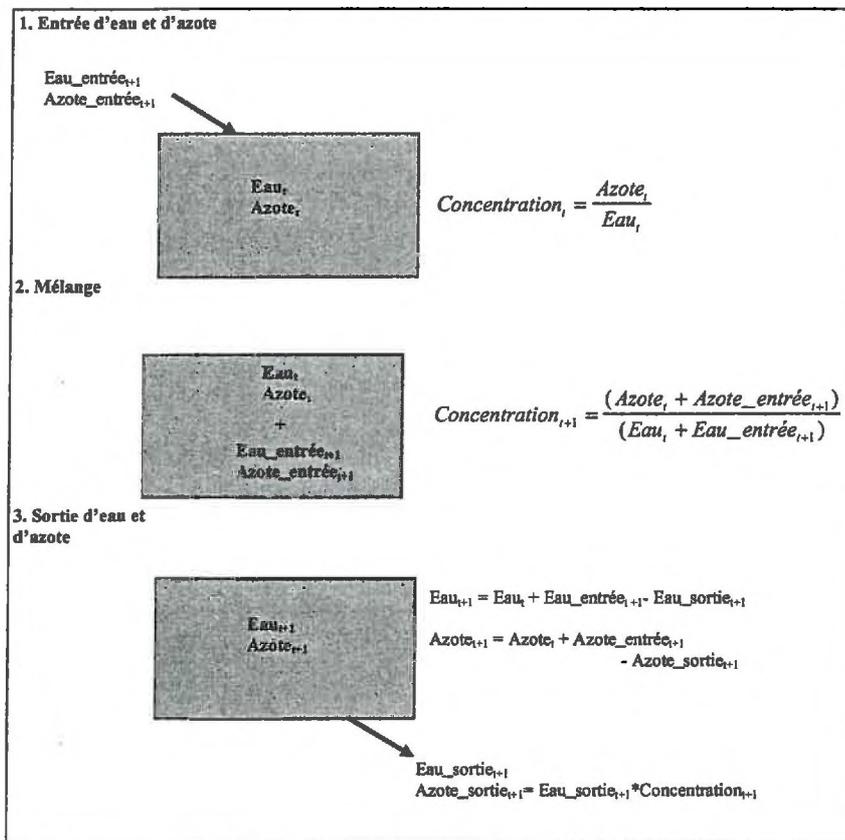


Figure 35. Mélanges d'azote dans un compartiment.

Les réservoirs pris en compte sont les mêmes que pour les transferts d'eau décrits pour les deux versions (paragraphes B.2.1 et B.2.2). Le sol, pour la première version, et l'ensemble de la porosité de rétention pour la deuxième version, sont découpés en couches, et les transferts y ont lieu comme dans un modèle de Burns (Burns, 1974), permettant de simuler un effet de diffusion.

Le ruissellement transporte l'azote du mélange des eaux qui le composent, qui peuvent être la pluie, le ruissellement et l'exfiltration provenant de l'amont. L'eau qui ruisselle est supposée ne jamais s'infiltrer dans le sol, ce qui permet d'éviter de lessiver le sol artificiellement.

Dans la deuxième version, des échanges entre la nappe (porosité de drainage) et la porosité de rétention ont lieu au sein même de la maille, sur la hauteur de substrat baignée par la nappe. La proportion d'azote de la porosité de rétention accessible à chaque pas de temps pour le mélange peut être choisie à chaque simulation, comme un paramètre du modèle.

E.2. Intégration des transformations d'azote

Les transformations d'azote, actuellement uniquement dans le sol, peuvent être intégrées soit grâce à un couplage avec un modèle existant, effectuant les calculs pour chaque maille, soit par ajout au modèle de transfert de différents modules de transformations.

E.2.1. Couplage avec le modèle agronomique indépendant STICS

Il existe de nombreux modèles de simulation des cultures permettant de prédire les transformations et les transferts verticaux de l'azote dans le sol. Nous avons choisi d'utiliser le modèle STICS (Simulateur multi-disciplinaire pour les Cultures Standard, Brisson *et al.*, 1998) car (i) il simule explicitement l'effet de stress hydriques et azotés sur la croissance et le développement des cultures, (ii) il est générique et évolutif, c'est à dire que sa structure lui permet de simuler des types de plantes très différents sous un même formalisme et (iii) il est déjà bien paramétré pour deux cultures importantes, le blé et le maïs en conditions tempérées.

Ce modèle a été développé à l'INRA avec une volonté de créer un modèle générique pour simuler les variables agronomiques (croissances des plantes, rendement, consommation d'intrants...), ainsi que les teneurs et les flux d'eau et d'azote dans le système sol-plante, en conditions agricoles variées. Il a été créé à partir de formalismes et de modèles existants et paramétrés, avec une construction modulaire. Il est toujours en développement, avec l'ajout de modules concernant divers processus (volatilisation de l'ammoniac, résistance à la sécheresse...) ou de nouvelles cultures (en 1998, STICS était paramétré pour le blé et le maïs et l'intégration de la prairie était en cours).

C'est un modèle dynamique, à pas de temps journalier, applicable sur une année. STICS comprend sept modules : développement, croissance de la plante, composantes du rendement, croissance des racines, bilan hydrique, environnement thermique de la culture et bilan azoté. Les entrées sont les variables climatiques (précipitations, ETP, rayonnement, températures...) et les sorties sont relatives à la production, à la fois en quantité et en qualité, et à l'environnement.

En résumé, développement, croissance de la plante, composantes du rendement et croissance des racines sont classiquement dépendants du bilan carboné (interception du rayonnement, puis transformations en biomasse répartie dans les feuilles, les racines et les organes de réserve). Un index thermique (degrés-jours) contrôle le développement de la culture, à savoir principalement le

développement des feuilles permettant de calculer le LAI et le remplissage des organes à récolter. Les stress hydrique et azoté sont pris en compte grâce à trois indices qui limitent la croissance de la culture.

Le sol est divisé en couches caractérisées par leur contenu en eau, azote minéral, azote organique. A chaque pas de temps on calcule les bilans en eau, azote, carbone dans le système sol-culture. Les processus modélisés sont :

- l'évaporation dépendante des variables climatiques (pluie, vent,...), de l'humidité et du type de sol ;
- les prélèvements par les plantes, selon la répartition des racines, de l'eau comprise entre la capacité au champ et l'eau résiduelle, et de l'azote présent dans le sol, pour assurer les besoins de la plante (si les apports sont inférieurs aux besoins, les prélèvements sont limités et on a un stress) ;
- le drainage et le lessivage, par une cascade de réservoirs comme dans un modèle de Burns à travers la colonne de sol divisée en couches de 1 cm d'épaisseur ;
- le bilan énergétique pour calculer les températures de la culture et du sol, à partir des données climatiques et l'albédo du sol ;
- la minéralisation et la réorganisation, par un formalisme semblable à SUNDIAL ou SOILN, à partir de trois « pools » de matière organique : humus, résidus de cultures, et biomasse microbienne.

On n'a pas actuellement de simulation :

- du ruissellement ;
- de la remontée capillaire ;
- d'un pool de matière organique lié aux apports d'effluents d'élevage, ayant une vitesse de dégradation différente de l'humus comme dans WAVE par exemple (Vanclouster *et al.*, 1994) ;
- de la volatilisation et de la dénitrification en fonction des caractéristiques du milieu (température, humidité...) : elles sont estimées simplement par une fraction des apports minéraux.

Dans sa version actuelle, on peut relever quelques limites à l'application de STICS en conditions bretonnes. Il ne permet pas, par exemple, la simulation des flux de NH_4 , la prise en compte de différents types d'effluents d'élevage, la simulation de la prairie... et il nécessite le renseignement d'un grand nombre de paramètres. Une grande partie des paramètres utilisés est cependant renseignée par les auteurs du modèle (Brisson *et al.*, 1998). Nous revenons sur ces critiques dans le paragraphe D du chapitre 4.

Pour adapter ce modèle à notre problématique, nous avons dû effectuer quelques modifications. Dans sa version initiale, STICS reçoit la pluie, calcule le drainage et le lessivage selon le modèle de Burns (1974), après évapotranspiration et transformation de l'azote. Dans la version couplée, STICS reçoit en plus les écoulements de subsurface de la maille amont. Cette eau se mélange avec celle présente dans les couches de sol successives à partir du bas du profil de sol. Le nombre de couches concernées est calculé en fonction du niveau de la nappe, en considérant une porosité de drainage constante sur tout le

profil de sol. Si ces couches sont à capacité au champ, seuls du nitrate et échangé, par homogénéisation des concentrations. Si elles présentent un déficit, elles sont remplies jusqu'à la capacité au champ. C'est ce mécanisme qui permet de prendre en compte les interactions spatiales entre parcelles.

Par ailleurs, lorsque l'horizon organique est saturé par la nappe, deux processus nouveaux sont pris en compte. D'une part, on impose une réduction de moitié de la minéralisation potentielle de la matière organique du sol (Van Der Linden *et al.*, 1987) et, d'autre part, on active un module de dénitrification de l'azote minéral du sol, correspondant au modèle NEMIS proposé par Hénault (1995), adapté aux sols saturés et au contexte local :

$$VED = VPD \times f_T \times f_N \quad (\text{Eq. 22})$$

Avec : VED = vitesse effective de dénitrification ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$),

VPD = vitesse potentielle de dénitrification ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$), à 20°C en anoxie et avec nitrate en excès. Fixée ici à $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ (Rismondo, 1993)

f_T : loi d'Arrhénius avec un Q_{10} de 2 entre 10 et 20°C et 10 entre 0 et 10°C

f_N : loi de Michaelis-Menten avec $K_m = 22 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$ de sol sec.

De plus, pour que TNT et STICS puissent réaliser les calculs à une même échelle de temps et d'espace, STICS a été "spatialisé" de façon qu'il puisse tourner simultanément sur plusieurs cultures et qu'il réalise les calculs maille par maille, ce qui a nécessité une indexation de certains paramètres et variables.

Quelques difficultés et erreurs liées au couplage de ces deux modèles peuvent être notées :

- les calculs, par chaque modèle séparément, nécessitent un décalage d'un pas de temps entre le calcul des écoulements par TNT et leur prise en compte par STICS ;
- le couplage de ces deux modèles codés séparément (l'un en langage C, l'autre en FORTRAN) entraîne une mise en œuvre relativement lourde et l'utilisation d'astuces mathématiques et informatiques pour gérer les échanges de données ;
- les phénomènes modélisés mettent en jeu des échelles spatiale et temporelle et des niveaux de complexité ou d'empirisme différents, qui peuvent entraîner un manque de cohérence.

Les résultats obtenus, présentés dans le chapitre 3, sont cependant satisfaisants, ce qui encourage à continuer dans cette voie mais en intégrant directement les modules de transformations dans le même programme informatique.

E.2.2. Intégration de modules de transformation

Des fonctions de transformation correspondant aux différentes transformations du cycle de l'azote présentées dans le chapitre 1 peuvent être intégrés de façon modulaire au code existant. Ces fonctions peuvent être dérivées de modèles existants. La modélisation de la dénitrification par exemple est inspirée du modèle NEMIS (Hénault, 1995). Des résultats concernant la dénitrification sont présentés dans le paragraphe C du chapitre 3. De même, les différentes transformations modélisées par STICS peuvent être intégrées, avec si besoin des adaptations au contexte breton (par exemple, étant données les fortes teneurs en matière organique, on peut remettre en cause le module de minéralisation de STICS, et en chercher un plus adapté).

F. Conclusion

Le modèle développé a été testé au niveau mathématique et informatique ; au niveau hydrologique, les résultats sont satisfaisants sur le bassin versant expérimental de Kervidy, et une analyse de sensibilité a permis de montrer la sensibilité du modèle à l'estimation de la conductivité hydraulique et au type de construction du réseau de drainage. Pour une plus grande facilité d'utilisation, le développement d'une interface utilisateur est en cours (Dlouhy, 2000).

Ce modèle permet une simulation des transferts et transformations d'azote de façon modulaire, soit par un couplage avec un modèle à l'échelle de la parcelle, soit par intégration de nouveaux modules.

Il a été développé en priorité pour une application en Bretagne, mais on peut étendre son domaine d'application aux petits bassins versants aux sols perméables, sur socle ou en zone sédimentaire (environ 1/3 de la France), sous climat tempéré humide.

Bien qu'il faille à notre avis approfondir la validation du modèle avec des expérimentations sur le terrain, sur différents bassins versants, nous pouvons dans un premier temps vérifier si ce modèle peut répondre aux questions posées (influence de la localisation des cultures, effet de la forme des bassins versants, et estimation des temps de transfert). C'est ce que nous allons voir dans le troisième chapitre.

CHAPITRE 3
ÉTUDE PAR TROIS APPLICATIONS
DES POTENTIALITÉS DE TNT

Ch 3. Étude par trois applications des potentialités de TNT

Questions posées

Nous allons dans cette partie donner des éléments de réponse, par le biais de la modélisation et de simulations, aux trois questions posées au début de ce mémoire, à savoir :

- Les pertes de nitrates sous les cultures peuvent-elles être minimisées par une organisation spatiale des pratiques agricoles à l'échelle des bassins versants ?
- Peut-on, et comment, évaluer l'inertie des hydrosystèmes, c'est à dire leur vitesse d'évolution suite à un changement important, tel qu'une forte réduction d'intrants par exemple ?
- Quelles sont les potentialités épuratrices des milieux naturels, notamment grâce aux zones humides, dont les capacités de rétention d'azote sont reconnues (Bidois, 1999) ?

Nous cherchons à répondre à ces trois questions par trois applications du modèle TNT, présentées chacune dans une partie de ce chapitre. La première et la troisième applications sont présentées sous forme d'articles en anglais, soumis à des revues internationales, chaque article étant précédé par un résumé étendu et suivi d'une courte discussion, en français, pour une meilleure compréhension. Les méthodes employées (modèle et terrains d'application) présentent de nombreux points communs, et ont été décrites dans le chapitre 2.

Choix méthodologiques

Modèles

Les deux versions du modèle décrites dans le chapitre 2 ont été utilisées pour ces applications : la première version pour l'étude de l'influence de la localisation spatiale des cultures ; la deuxième pour l'étude de l'influence de la géomorphologie sur la dénitrification et pour l'estimation des temps de transfert.

Les transferts de nitrates sont pris en compte par convection, et un effet de dispersion est simulé par le biais de la discrétisation, comme décrit dans le paragraphe E.1 du chapitre 2. Les transformations d'azote sont simulées seulement dans les deux premières applications, grâce au couplage avec le modèle STICS pour la première application, et par intégration d'un module de dénitrification pour la deuxième application.

Bassins versants

Deux types de bassins versants décrits dans le chapitre 2 ont été utilisés pour les applications :

- le bassin versant expérimental de Kervidy, petit bassin versant agricole sur substrat imperméable, utilisé principalement pour tester, calibrer et valider le modèle à la fois sur les débits à l'exutoire et sur des données internes au bassin,
- des bassins versants virtuels, construits mathématiquement de façon à représenter divers types de profils de pente, de réseaux hydrographiques, et de pratiques agricoles.

A. Effet de la répartition spatiale des cultures

Ce travail a été réalisé dans le cadre de l'AIP «Organisation spatiale et conduite des cultures» (ECOSPACE) de l'INRA. Les recherches effectuées dans le cadre de cette AIP ont porté sur l'étude des interactions entre l'organisation spatiale des couverts cultivés ou prairiaux, les caractéristiques pédoclimatiques du milieu et leur variabilité naturelle, et la conduite des cultures et les itinéraires techniques. Les objectifs de l'équipe de Rennes ont porté plus précisément sur l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote en bassins versants d'élevage. Cette question a été à l'origine du développement de TNT. Les résultats de l'équipe ont été présentés dans deux articles à paraître dans un ouvrage collectif suite à cette AIP (Ruiz *et al.*, 2000 et Beaujouan *et al.*, 2000a), et dans un article intégré dans cette partie. Le résumé étendu reprend les principaux résultats présentés dans ce dernier article. La discussion est reprise après l'article, dans le paragraphe A.3.

A.1. Résumé étendu

Cet article reprend dans une première partie la description de la première version du modèle donnée dans le paragraphe B.2.1 du chapitre 2 (avec un écoulement subsuperficiel entre la nappe et le sol). L'azote est intégré dans le modèle hydrologique sous forme de nitrate soluble. Les transformations d'azote sont modélisées grâce au couplage avec le modèle agronomique STICS (Brisson *et al.*, 1998), adapté au contexte.

L'objectif est de tester la capacité du modèle à prendre en compte la répartition spatiale des cultures, et d'étudier l'influence de cette répartition sur les flux d'azote simulés dans la rivière.

Les simulations sont effectuées sur les six bassins versants virtuels présentés dans le paragraphe A.1.2 du chapitre 2. Deux types de cultures sont simulés, à partir des caractéristiques agronomiques du maïs et du blé. Ces cultures sont soumises à des fertilisations différentes : l'une est sur-fertilisée, l'autre est sous-fertilisée (voir Table 1). Différents scénarios sont testés selon la répartition spatiale de ces deux types de cultures dans les bassins versants virtuels, notamment selon leur position par rapport à la rivière.

Les résultats suggèrent que le fait de placer des cultures sous-fertilisées entre les cultures sur-fertilisées et la rivière réduit significativement la concentration en nitrates de la rivière (Table 2). Entre deux cas extrêmes, les sorties d'azote à l'exutoire peuvent différer de plus de 30%, principalement grâce à une augmentation des exportations par la culture sous-fertilisée (de 116 à 204 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans le cas le plus favorable, Table 3), et en moindre proportion par la dénitrification (Figure 42). On peut mettre en relation cet effet de récupération par les cultures sous-fertilisées et la forme du bassin, par un indice de capacité du bassin à se saturer (Figure 41). Globalement, cet effet est le plus important pour les bassins présentant un réseau de drainage parallèle et une large vallée (réduction de

34%) et le moins important pour les bassins présentant un réseau de drainage convergent et une vallée étroite (réduction de 12%).

Une série de simulations supplémentaire a permis de tester l'influence du niveau de fertilisation de la culture précédemment sous-fertilisée, et montre que plus cette culture est fertilisée, moins elle est capable de récupérer l'azote lessivé sous la culture en amont (Table 4).

A.2. Article « Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments » (Beaujouan et al., 2001a)

Article soumis à la revue Ecological Modelling le 25 février 2000. Renvoyé après corrections le 28 septembre 2000. Accepté le 27 octobre 2000.

Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments.

Véronique Beaujouan^{(1)*}, Patrick Durand⁽²⁾, Laurent Ruiz⁽²⁾.

(1) Laboratoire de spatialisation Numérique, ENSAR, Rennes, 65 rue de St Briec, 35042 RENNES Cedex, France

(2) Unité Sol et Agronomie Rennes Quimper, INRA, Rennes, 65 rue de St Briec, 35042 RENNES Cedex, France

* Corresponding author. Tel.: (33) 2 23 48 54 38; Fax: (33) 2 23 48 54 30; e-mail: beaujouan@arthur.roazhon.inra.fr

Abstract

An integrated, hydrology and nitrogen dynamics model was developed to study the spatial interactions between soil and groundwater that can affect the nitrogen delivery to streamwater in rural catchments. The hydrological model TNT is based on TOPMODEL hypotheses but is it fully distributed according to a regular square grid. A subsurface flow component was distinguished to account for the supply of groundwater and nitrate to downslope soils. The crop growth and nitrogen biotransformations were simulated using an existing generic crop model, STICS. Both models are process-based, but kept as simple as possible. The integrated model was applied to theoretical catchments to analyse the combined effects of geomorphology and crop distribution on the whole catchment nitrogen budget. The catchments differed both in the slope profile and in the pattern of water pathways. The results suggest that placing crops acting as nitrogen sinks downslope potentially polluting crops could reduce significantly the streamwater contamination by nitrate. This effect is the highest for catchments with parallel water pathways and a wide concave bottomland. Nitrogen uptake by sink crops was quantitatively more important than denitrification to reduce nitrogen output. It is concluded that this model, although still in development, may prove an interesting working tool to investigate the effect of the landscape structure on nutrient budgets in ecosystems.

Keywords

Distributed hydrological model ; Crop model ; Water pollution ; Geomorphology ; DEM ; Buffer zone.

A.2.1. Introduction

In intensive farmland regions, streamwater pollution by nitrate is due to excess organic and mineral nitrogen fertilization. Even with careful farming practices, it is probably incompatible to maintain an optimal and regular crop yield and to keep nitrogen losses under about $30 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ (Mariotti, 1997). This is especially true when the proportion of organic fertilization is high, or in oceanic regions where mild winters and highly organic soils promote high mineralization rates which vary according to climate conditions. Since this level of nitrogen loss is still sufficient to affect streamwater quality, other remediation measures, such as landscape management, must be considered.

Landscape management measures to control nitrogen contamination of surface waters include buffer zones preservation or restoration (Haycock *et al.*, 1996; Martin and Reddy, 1997; Mérot *et al.*, 1998), these "buffer zones" being riparian wetlands, vegetated strips or hedgerows. Common sense and a few studies (e.g., Decroux *et al.*, 1991) suggest that the location of the pollution "source parcels" in the landscape, especially the distance to the watercourse, may affect the amount of pollutant reaching the stream. This is empirically integrated in the export coefficient approach (Johnes, 1996) and similar approaches (Skop and Sorensen, 1998). The processes involved depend on the water pathways prevailing in the catchments. In temperate areas with impervious bedrock, the groundwater table is often located within the soil or at the surface in the lower part of the hillslopes: subsurface saturated flow makes it possible for upslope contaminated water to "irrigate" downslope soils. This allows nitrogen uptake by crops or riparian vegetation and denitrification in waterlogged areas. To what extent could such processes affect nitrogen losses from rural catchments? The experimental evidence at the catchment scale is very hard to obtain. It would require either truly "comparable" catchments with different landscape patterns or catchments where the land use pattern could be drastically changed. A simpler approach is to use simulation models to compare different scenarios.

Many nitrogen simulation models have been developed in the past three decades, and some reviews and comparisons can be found in the literature (Addiscott and Wagenet, 1985; Vachaud *et al.*, 1988; Kauark-Leite; 1990; Ball and Trudgill, 1995, Dieckkrüger *et al.*, 1995; Van Grinsven *et al.*, 1995; Addiscott and Mirza, 1998). A lot of models (SOILN, WAVE, LEACHN, CREAMS, SLIM...) compute the nitrogen fluxes and transformations at the plot scale, assuming one dimensional, vertical transfer. These models have sometimes been used at the catchment scale, simply by aggregating the plot scale results (ANSWERS, AGNPS...). Such models are of little use here, since the key process to simulate is the spatial interaction between the different zones of the catchment. In order to take some spatial processes into account, Krysanova *et al.* (1998) have coupled plot scale models with hydrologic reservoirs, but the routing from upslope to downslope is averaged and not simulated explicitly. The global conceptual models, representing the catchment -or the subcatchments- as a homogenous entity, are not more adequate for this. In such models, the spatial interactions are accounted for implicitly, in the fitting of the model results to the whole catchment response, but the identification and the

quantification of these interactions are difficult: this should require extensive data either from different catchments or from manipulated catchments. The adequate models to study these spatial interactions must be process-based and spatially distributed. More precisely, they must simulate fairly accurately subsurface lateral flow, nitrogen transformations in soil and plant nitrogen uptake. Complex, mechanistic models such as SHE (Abbott *et al.*, 1986) could be used as the hydrological modelling basis for such models, coupled with crop growth and nitrogen transformation models. For example, the WAVE and DAISY models have been used together with SHE to simulate nitrogen dynamics in catchments (Christiaens and Feyen, 1997). A simpler approach was once reported, coupling the SLIM model with a distributed hydrological model (Cooper *et al.*, 1994). None of these models were found readily operational and, following Addiscott and Wagenet (1985) and Beven (1996), the mechanistic approach was discarded because at the catchment scale, its great complexity does not warrant better performance or sounder theoretical basis.

The choice was made to build up a new model that would match better the requirements of the study objectives. Since the objective was not to develop new modelling concepts but to have quickly an operational tool, we decided to adapt and to put together existing modelling approaches, preferably reasonably simple ones. This paper describes the structure of this model and presents preliminary results, obtained from an application of the model to "virtual" catchments, aimed at giving a first order of magnitude of the effect of spatial interactions on nitrogen losses.

A.2.2. Material and Methods

A.2.2.1 Models

The simulation model is constituted of two models running separately but synchronised following the producer - consumer technique (Ben-Hari, 1982) and exchanging data at each time step. The first model is a distributed hydrological model called TNT (Topography-based Nitrogen Transfer), and the second is a crop model, STICS (Brisson *et al.*, 1998).

A.2.2.1.1 From TOPMODEL to TNT and coupling principles

Since its creation by Beven and Kirkby (1979), TOPMODEL has been widely developed and used (Beven, 1997). It simulates flows in small catchments on impermeable bedrock, in which subsurface flow and overland flow on variable contributing area predominate. It is assumed that the downslope flux can be described as a steady state, saturated Darcian flux driven by a uniform recharge rate to the water table. The effective hydraulic gradient is taken as constant and equal to the local surface slope and the hydraulic transmissivity depends on soil saturation deficit. TOPMODEL calculates water fluxes at the outlet and the mean saturation deficit of the whole catchment at each time step, and distributes the saturation deficit at each point of the watershed, depending on a topographic index.

To represent the different flow pathways and the heterogeneous nitrogen inputs within the catchment, it was necessary to abandon the hypothesis of uniform recharge and to replace the calculations based on topographic index classes by an explicit cell to cell routing. Following the work from Crave and Gascuel-Oudoux (1997) the hydraulic gradient was better estimated by the "downslope gradient", i.e., the gradient between the elevation of the cell considered and the first stream cell reached when following the flow pathway. Conductivity was supposed to decrease exponentially with depth like in the initial TOPMODEL version, but an other profile could be adopted following catchment properties as suggested by Ambroise *et al.* (1996).

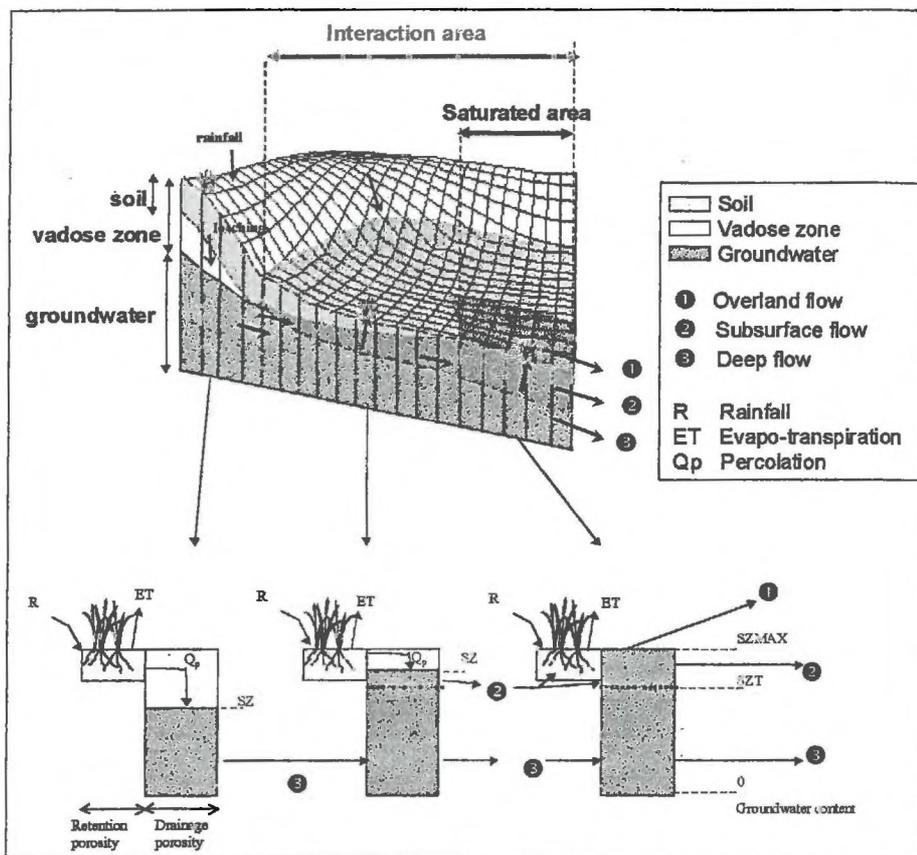


Figure 36. diagram of the catchment representation in the integrated model.

The watershed is modelled as a set of columns as shown on Figure 36, each column corresponding to a cell of a grid Digital Elevation Model (DEM). The flow direction is determined following the greatest elevation gradient between a cell and its eight neighbours. River cells are determined by a drainage area threshold: for the cells over this threshold the outflow is routed directly to the outlet. TNT is based on a water balance at each time step for each column of the watershed. The column is divided into two stores:

- the soil store, that can be seen as the retention porosity of the root zone, where water can be taken up by plants or evaporated;