

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).

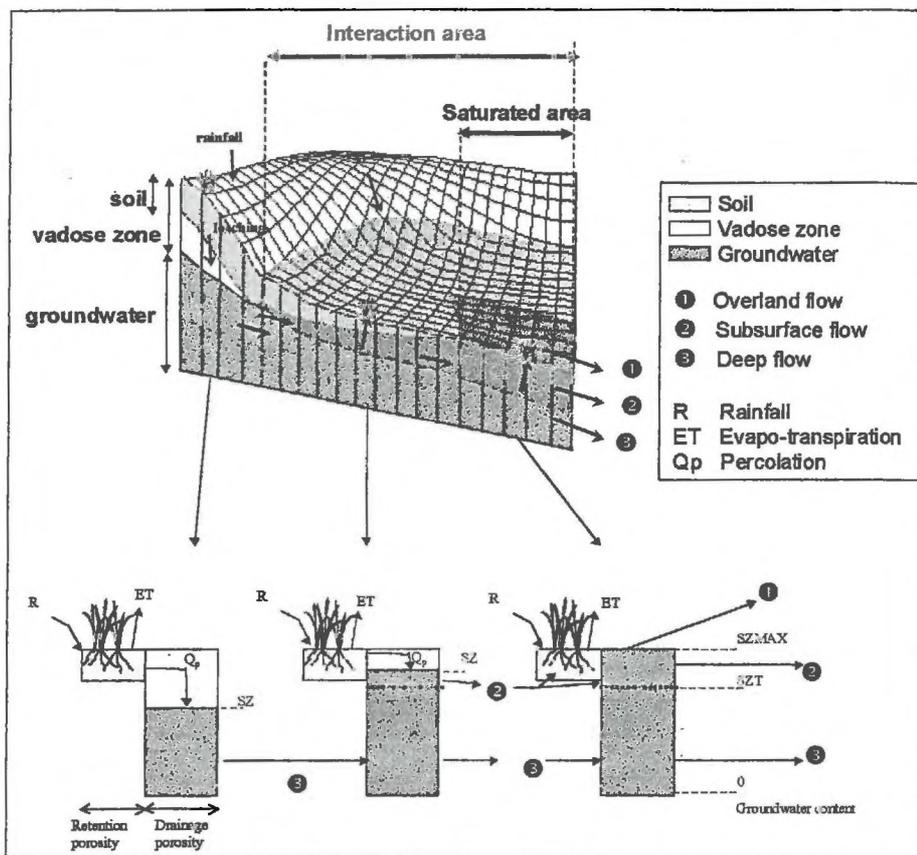


Figure 36. diagram of the catchment representation in the integrated model.

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;

- the drainage store, that can be seen as the drainage porosity of the soil and of the subsoil, with a fixed capacity $SZMAX$. The amount of water in this store (SZ) determines two zones: the saturated zone where the groundwater flows laterally, and the unsaturated zone (or vadose zone) where water percolates vertically. When the drainage store is full ($SZ = SZMAX$), the vadose zone disappears and overland flow is generated.

Retention porosity under the soil is not taken into account.

In this coupled version of the model, the soil store is controlled by STICS, which simulates crop uptake, evapotranspiration, vertical water fluxes, and nitrogen transfers and transformations after rain and fertilization. Drainage water and nitrogen leaching under the soil calculated by STICS at each time step are summed with the surface fluxes calculated from the upslope cells to enter in TNT's drainage store. If the water input is higher than the capacity of the unsaturated zone, excess water forms overland flow at the surface. The percolation of water from the vadose zone to the saturated zone is controlled by the amount of water in the vadose zone (SUZ) and a maximum percolation rate given by Darcy's law at the interface between the two zones with a hydraulic gradient equal to 1:

$$Qp(t) = \text{minimum}(K_0 \cdot \exp((SZ(t-1)-SZMAX)/M) ; SUZ(t)) \quad (1)$$

where K_0 is the vertical hydraulic conductivity at the soil surface at saturation ($\text{m}\cdot\text{day}^{-1}$); M the exponential decay rate of the hydraulic conductivity with depth (m); $SZ(t-1)$ the saturated water content at time ($t-1$) ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}$); $SZMAX$ the maximum water content in the saturated zone ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}$); $SUZ(t)$ the water content in the unsaturated zone and $Qp(t)$ the percolation ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$).

Percolation and deep groundwater flow from the upslope cells $Qb_u(t)$ increase the saturated zone content $SZ(t-1)$. Lateral flow to the downslope cell is calculated using Darcy's law, and is separated into two different flows, $Qb(t)$ and $Qes(t)$, depending if the groundwater level is above a threshold (SZT) (Robson *et al.*, 1992):

If $SZ(t) < SZT$:

$$Qb(t) = T_0 \cdot \tan \beta \cdot (\exp((SZ(t)-SZMAX)/M) - \exp(-SZMAX/M)) \quad (2)$$

$$Qes(t) = 0 \quad (3)$$

If $SZ(t) > SZT$:

$$Qb(t) = T_0 \cdot \tan \beta \cdot (\exp((SZT(t)-SZMAX)/M) - \exp(-SZMAX/M)) \quad (4)$$

$$Qes(t) = T_0 \cdot \tan \beta \cdot \exp((SZ(t)-SZMAX)/M) - Qb \quad (5)$$

where SZT is the threshold above which subsurface flow is generated ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}$); $Qb(t)$ the deep groundwater flow ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$); $Qes(t)$ the subsurface flow ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$); $\tan\beta$ the downslope gradient (-); and T_0 the lateral transmissivity at saturation ($\text{m}^2\cdot\text{day}^{-1}$).

The deep groundwater flow is routed to the downslope cell saturated zone whereas the subsurface flow is routed to the surface. This water enters the soil zone controlled by STICS, and nitrates are exchanged between soil water and subsurface water. This process permits exchanges of nitrate and

water between soil and groundwater, and the regions where this subsurface flow occurs are thus called the "interaction area" in the following text.

Nitrate is considered as a perfect solute in the hydrological model, and the mixing in each reservoir is instantaneous and complete.

The model parameters are the following: the effective vertical hydraulic conductivity at the soil surface (K_0 , in $\text{m}\cdot\text{day}^{-1}$), the total lateral transmissivity of the column (T_0 , in $\text{m}^2\cdot\text{day}^{-1}$), the exponential decay factor of the hydraulic conductivity with depth, supposed to be the same vertically and laterally (M in meters), the maximum amount of water of the mobile groundwater ($SZMAX$ in meters), and the threshold above which subsurface flow occurs (SZT in meters). These parameters can be different for each cell.

A.2.2.1.2 *The crop model*

Many crop models simulating nitrogen vertical fluxes and transformations in soils have been developed so far (see e.g. Ball and Trudgill, 1995). STICS (Brisson *et al.*, 1998) has been chosen because (i) it simulates explicitly the effect of water and nitrogen stresses on crop development and growth, (ii) it is generic, i.e. its structure allows to simulate different crops with the same set of equations, (iii) it is relatively simple and the water transfer component is compatible with TOPMODEL, and (iv) it has been well parameterised and tested for winter wheat and maize under temperate climate.

The main processes simulated are the growth, the development of the crop and the water and nitrogen balance of the soil-crop system, organised in seven modules: development, shoot growth, yield components, root growth, water balance, thermal environment and nitrogen balance. STICS water input is rainfall at the soil surface and the model simulates evapotranspiration, water and nitrogen uptake by the plants, nitrogen transformations in the soil, and thereafter percolation and nitrogen leaching through the soil considered as a succession of horizontal layers as in Burns' model (Burns, 1974).

This model has been slightly adapted to take interactions between cells into account in addition to the existing transfers. Water of the subsurface flow coming from upslope cells, calculated by TNT, is mixed to the existing soil water in each layer that is not saturated, beginning from the bottom soil layer. If the layer is at field capacity, only nitrates are exchanged by homogenising the concentrations between the subsurface flow water and the soil water. If the water content of the layer is under field capacity, it is filled up to the field capacity, and the remaining water moves to the next layer upwards. When the organic layer is saturated by the groundwater, the mineralization rate of the soil organic matter is halved (Van der Linen *et al.*, 1987), and denitrification is activated. The denitrification rate is calculated using the NEMIS model (Henault, 1995) adapted to the saturated soils and the local context:

$$VED = VPD \cdot f_T \cdot f_N \quad (6)$$

where *VED* is the actual denitrification rate ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$); *VPD* the potential denitrification rate ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$), at 20°C under anoxic conditions and with excess of nitrate (here taken as $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ according to Durand *et al.*, 1998); f_T a temperature function following an Arrhenius law ; and f_N a function of nitrate concentration following a Michaelis-Menten law.

The code of the model has been modified to allow multiple soil column and multiple crop simulation, and the model is run for each cell at each time step.

A.2.2.2 Simulation protocols

Simulations are conducted on square virtual catchments of 400 square cells 40 meters wide, i.e. a total area of 0.64 km² (Figure 37). The elevation range is 26 m. Two slope profiles were chosen: one features a wide valley bottom, called 'concave', the other features a narrow valley bottom and an extended plateau, called 'convex'. These slope profiles were used to generate a catchment, either by rotation around the lowest point to form a headwater catchment, called "convergent", or by translation to obtain a regular hillslope, called "parallel". An "intermediate" type was constructed by introducing higher spots in the middle of the parallel catchment. This constitutes six geomorphological types of catchments, called in the following text: Cc, Cv, Pc, Pv, Xc, Xv with C standing for convergent, P for parallel, X for intermediate, c for concave, v for convex. These catchments can be seen as stereotypes of the relief elements of a temperate area on crystalline bedrock.

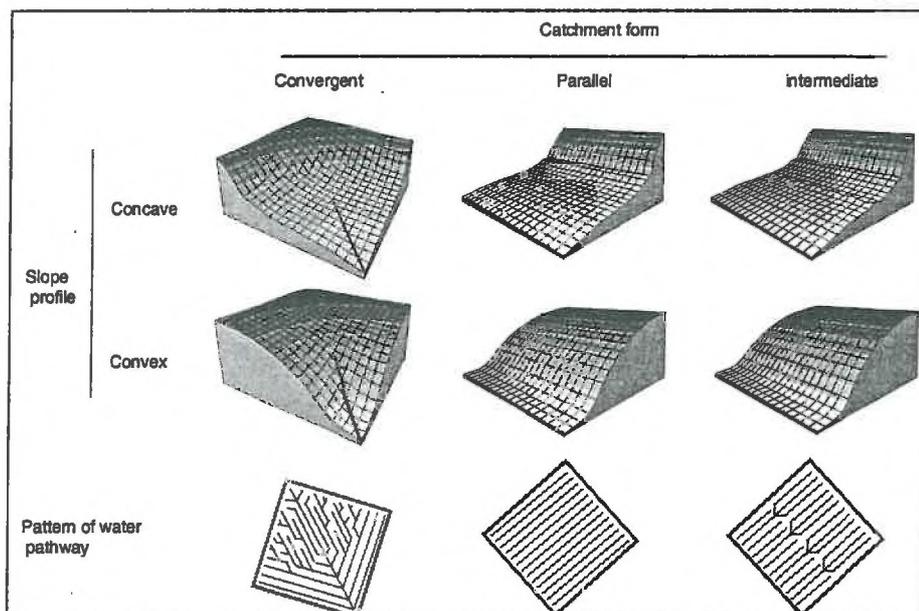


Figure 37. aspect of the six types of virtual catchments.

The soil of the catchments was considered as being homogeneous and having the mean properties of the soil of the experimental catchment of Naizin (Britanny, France): depth of 80 cm, field capacity of 180 mm, a plough layer 20 cm thick, 17 % clay and 2.4 % organic matter (Walter and Curmi, 1998).

The catchments were divided into 16 square parcels of 25 cells (i.e. 0.04 km²) each. In half the parcels, agricultural practices resulting in a strong excess of nitrogen ("source" parcels) have been simulated. In the other parcels, the simulated applied nitrogen was lower than the crop requirements ("sink" parcels). The simulation exercise consisted in comparing the nitrogen fluxes in the six constructed catchments with the source parcels either upslope or downslope. In the parallel case, a 'chequered' distribution of the source and sink parcel has also been tested.

The parameters used for the source and sink crops are those established by the authors of the STICS model for maize and wheat, respectively. Overfertilized maize is actually considered as an important source of nitrate because of a short cycle and a poor nitrate absorption capacity. On the other hand, under-fertilized winter wheat can be considered as a potential sink of nitrate because of a relatively high uptake capacity and a long cycle. The agricultural practices have been adapted to these crops (Table 1). Both grain and straw are harvested for the two crops (as silage for maize) and the roots only are left in the field.

"sink" crop (wheat)	
october 24	sowing
february 15	20 kgN.ha-1 (mineral fertilizer)
march 31	60 kgN.ha-1 (mineral fertilizer)
july 24	harvest
"source" crop (maize)	
march 1	170 kgN.ha-1 (slurry)
april 15	170 kgN.ha-1 (slurry)
may 7	sowing
may 7	80 kgN.ha-1 (mineral fertilizer)
september 30	harvest

Table 1. Cultural practices

Mean nitrogen fertilization on the whole catchment is of 250 kgN.ha⁻¹.year⁻¹, 80 kg as mineral N and 170 kg as cattle slurry. The figure of 170 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ is the E.U. standard for maximum organic N load to crops. Mineral fertilizer is applied on the whole catchment while manure is applied on the source parcels only. It is supposed that 30% of the nitrogen of the slurry is volatilized during spreading; the remaining part (i.e. 158 kgN.ha⁻¹.year⁻¹) is considered as being spread on the source parcels at two dates, and treated by the model as mineral N.

Another series of simulations has been conducted to test the effect of nitrogen deficit of the sink parcels. Different amount of mineral fertilizer (0, 40, 80, 120, 160, 200, 320 and 440 kgN.ha⁻¹.year⁻¹) are applied on the sink parcels, one quarter on the 15th of February and the other part on the 31st of

March. Source parcels fertilization is kept at $250 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$. It is important to note that in these simulations, the total nitrogen input to the catchments varies between the simulations.

Climate data were obtained from measurements on the Kervidy catchment (Brittany, France) during 1994, 1995 and 1996. These three years show contrasted features, both in amount and in distribution of the rainfall, which represent quite well the climate variations of Brittany. Three successive cycles of these three years were simulated, the first two being used for initialising the system. A steady state is established between the second and the third cycle.

The results presented here are the means of the third cycle of three years. Parameters used for the hydrological model were obtained by a step by step calibration in the Kervidy catchment for these three years.

A.2.3. Results and discussion

A.2.3.1 General observations

The first set of results presented was obtained with the 6 geomorphologic types, crossed with the two types of spatial distribution of the crops (source parcels upslope or downslope) and only one level of mineral fertilization, i. e. 12 simulations.

The mean annual specific discharge varied only between 416 and 429 mm for a mean annual rainfall of 850 mm for the three years studied. An example of specific discharge simulated on the parallel concave catchment is shown in Figure 38. Comparison with the specific discharge of the Kervidy catchment showed that the model simulates the discharge dynamics of a catchment in Brittany fairly well. The mean actual evapotranspiration was 430 mm, 187 mm of which being evaporated and 243 mm transpired.

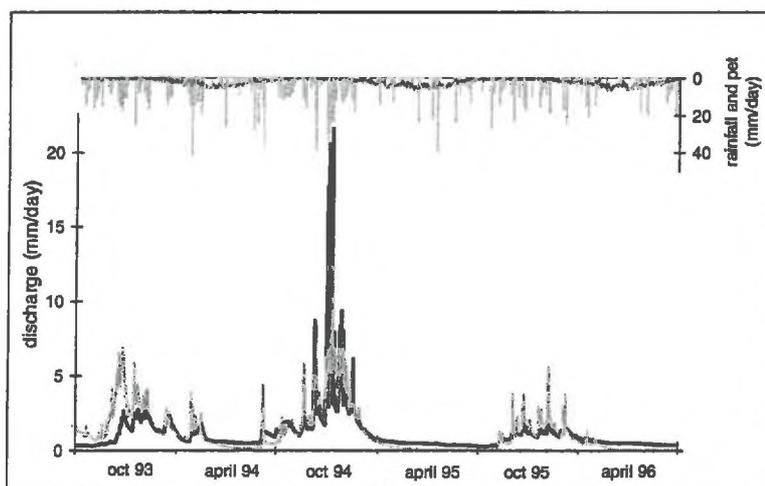


Figure 38. simulated specific discharge at the outlet of the "parallel concave" catchment (black line) compared to the specific discharge observed at the outlet of the catchment of Kervidy (Brittany, France) (grey line). On the secondary Y-axis are plotted the daily rainfall (grey bars) and evapotranspiration (black line).

The mean nitrogen export by crops was of $148 \pm 18 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$. The mean export by the "source" crop was fairly steady (149 ± 5) while that of the "sink" crop which was more variable (147 ± 35).

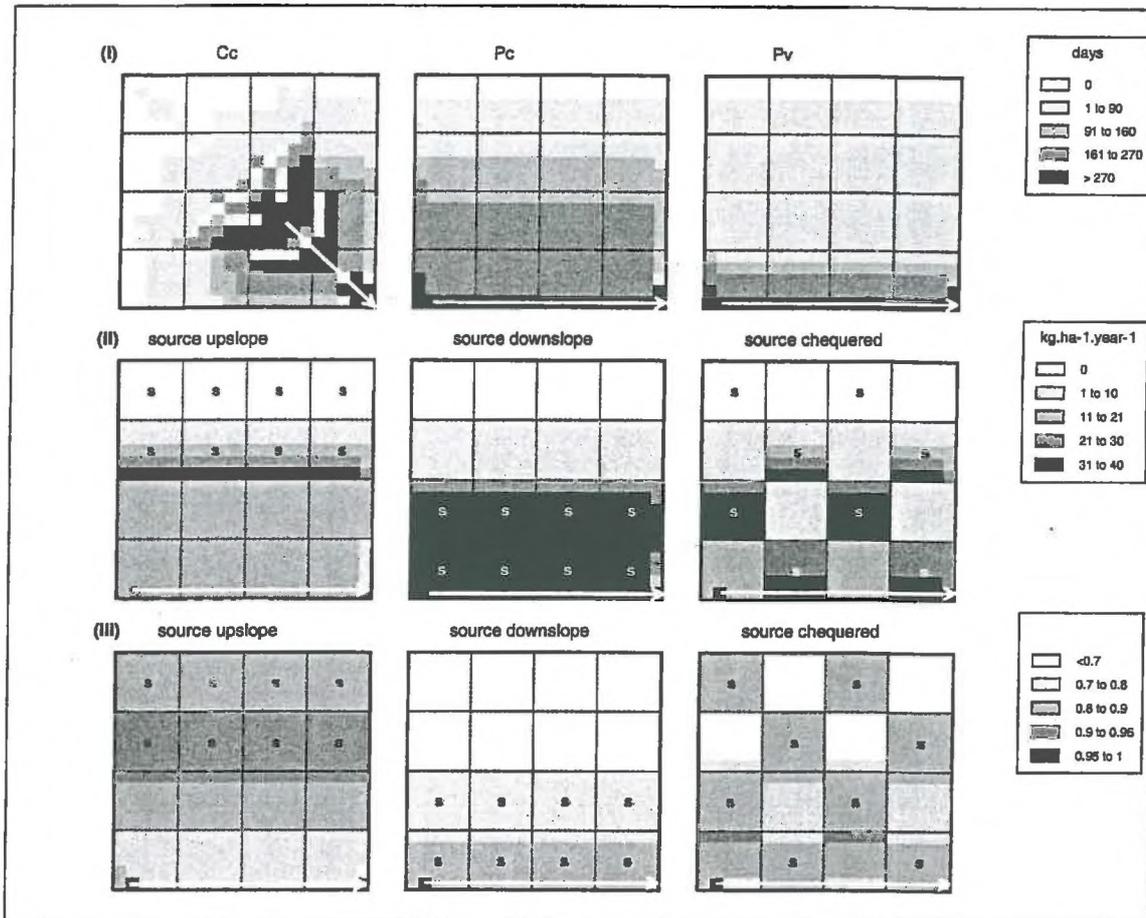


Figure 39. Maps of the mean values of different variables for the last three simulation years:

- (i) Mean duration of the interaction periods (expressed in days per year) on 3 catchment types: Cc: convergent concave; Pc: Parallel concave; Pv: Parallel convex.
(ii) Mean denitrification ($\text{kg N. ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$) on the Parallel concave catchment depending on the location of the crops.
(iii) Mean nitrogen stress index (INN) during the reproductive phase of the crop on the Parallel concave catchment depending on the location of the crops.
"s" letter indicates the position of source crop parcels.
Outlet of each catchment is on the bottom right.

The spatial patterns obtained are presented in Figure 39. The maps show discontinuities that are linked to artefacts in the DEM construction or analysis. In particular, mono-directional drainage network derivation causes non-realistic patterns of saturation in the convergent catchments (for a full discussion on mono-directional and multi-directional drainage network derivation methods, see Wolock and McCabe, 1995 and Beaujouan *et al.*, 2000). The treatment of the river cells and the computation of downslope gradient calculation also lead to minor irregularities in the parallel catchments. However, these artefacts do not affect significantly the results.

The maps of the mean duration of the interaction period (Figure 39(i)) show that the size of the interaction area varied with catchment morphology. An interaction index was constructed for each catchment to represent the spatial and temporal extent of the interaction area: this index is equal to the mean daily proportion of the catchment area where subsurface flow occurs. Figure 40 shows two major trends: convex catchments have a smaller index than concave ones; convergent catchments have a smaller index than the catchments with a parallel structure, namely the parallel and intermediate ones.

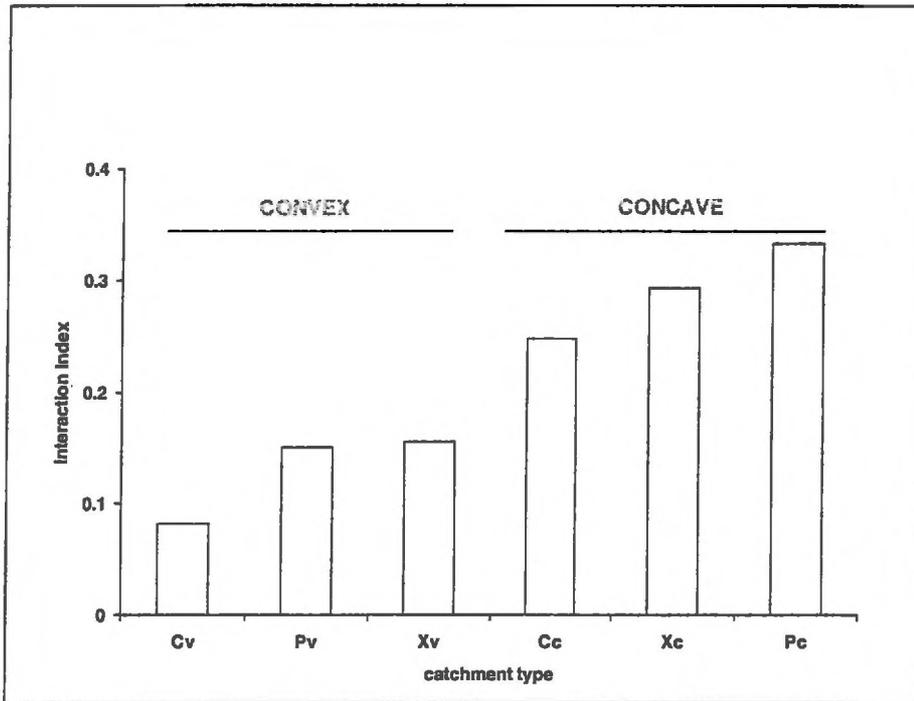


Figure 40. interaction indexes calculated for the different catchment types. The interaction index is defined as the mean daily proportion of the catchment area where subsurface flow occurred

A.2.3.2 Effect of spatial arrangement of crops on stream pollution.

The mean nitrate concentration in the river over the three years of simulations for each catchment and for the different crop distributions is given in the Table 2. This concentration was almost the same for the six catchments when the source crops were located downslope. It was lower and more variable when the source parcels were located upslope. The difference in concentration due to the change in crop location represented 12 to 34 % of the maximum concentration: spatial distribution of the crops may well significantly affect water quality by mean of exchanges between soil and groundwater.

	Cc	Cv	Pc	Pv	Xc	Xv
source crops downslope	161	171	157	167	163	166
source crops upslope	127	151	103	139	113	136
difference (% of max. concentration)	21%	12%	34%	17%	31%	18%

Table 2. Mean streamwater nitrate concentration ($\text{mg NO}_3\text{.l}^{-1}$) for each catchment type, depending on crop location.

This effect varied with catchment morphology. Figure 41 shows that, in the cases studied, the effect of crop location is strongly linked to the interaction index. This interaction index accurately synthesizes the environmental characteristics favouring the effect of a change in the crop spatial distribution.

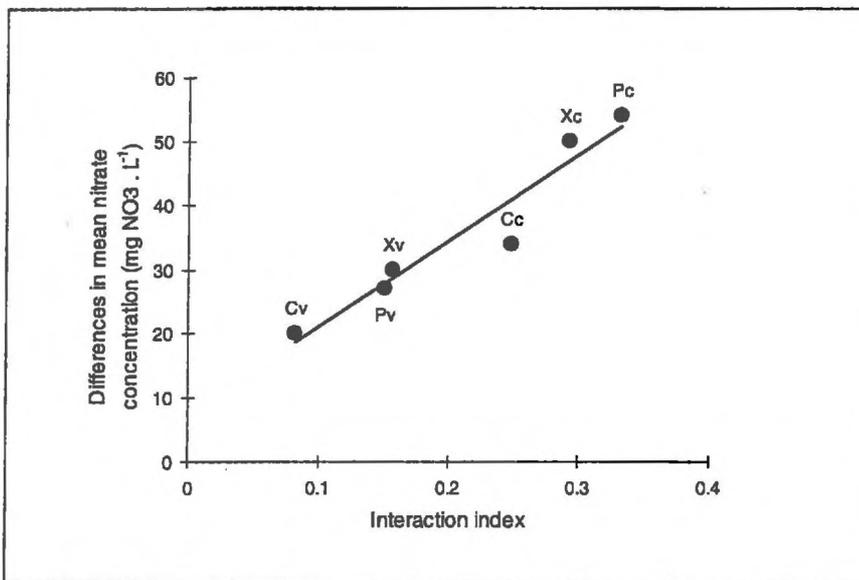


Figure 41. Difference in mean nitrate concentration at the outlet of each catchment induced by the change in crop location (concentration when source parcels are located downslope minus concentration when parcels are located upslope), as a function of the interaction index

A.2.3.3 Origin of this effect.

The general trend observed while changing the distribution of crops were the same for all the catchments. The following analysis focuses on the catchment for which the most important effect was obtained, i.e. the parallel concave catchment. Three different simulations were made by changing the location of the source parcels: upslope, downslope or chequered.

The gross input of nitrogen (i.e. by rainfall, mineralization and fertilization) was roughly the same for the three simulations, namely $294 \text{ kgN.ha}^{-1}\text{.year}^{-1}$. The amount of nitrogen stored in the soil and groundwater was also almost the same for all three simulations after the three years. Therefore, the variations in nitrogen discharge in the river were due to denitrification and exports by the crops only.

The mean simulated denitrification on the whole catchment was 9, 12.5, and 17 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ when sources were upslope, chequered or downslope, respectively. The maximum denitrification rate simulated for a cell was 51 kgN.ha⁻¹.year⁻¹. These values are low in comparison to the potential denitrification rate chosen (30 kgN.ha⁻¹.day⁻¹ i.e. 10950 kgN.ha⁻¹.year⁻¹, Durand *et al.*, 1998). The spatial distribution of denitrification is shown in Figure 39(ii). Denitrification is obviously located in the potentially saturated areas, but it is sometimes low even for the cells with lasting saturation. This result suggests that denitrification was essentially limited by nitrate availability, which has also been observed in the field (Durand *et al.*, 1998). Moreover, high denitrification rates are located in the source parcels. In these simulations, denitrification was more efficient if nitrogen was applied right into the most humid areas: nitrate exchanges between groundwater and soil water were of secondary importance for denitrification.

	location of source crops		
	downslope	chequered	upslope
sink crops	116	167	204
source crops	138	144	155
mean exports	127	155	180

Table 3. Amount of nitrogen exported by crops (kgN.ha⁻¹.year⁻¹) for the parallel concave (Pc) catchment as a function of crop location.

Mean nitrogen export by the crops was 127, 155, and 180 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ when source parcels were upslope, chequered or downslope respectively. This variation was essentially due to export by sink crops, as shown in Table 3. Export by sink crops depended to a great extent on their location with respect to source crops: the highest export took place in sink parcels downslope from the source parcels. The increase in export was larger when the sink parcels were located immediately downhill the source parcel, but it still existed even far away from the source parcels. The maps of nitrogen stress indexes during the reproductive stage of the crop (Figure 39(iii)) show that the improvement in nitrogen nutrition of the sink crops is significant even for the cells remote from the source parcels. As opposed to the case of denitrification, nitrogen exchanges between groundwater and soils may play an important part in the nitrogen nutrition of crops.

Figure 42 presents the relative amount of the different nitrogen sinks for each spatial distribution of crops. Denitrification accounted for only 5% of the total output. In this study, denitrification did not play a significant role in streamwater river pollution. Variations in nitrogen export by the sink crops explained most of variations in nitrate concentrations.

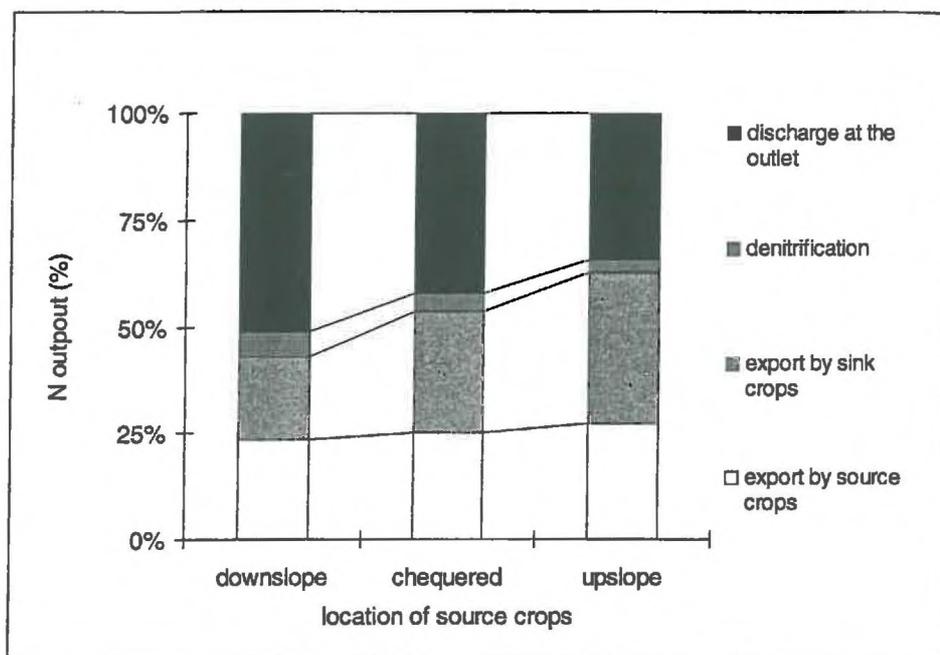


Figure 42. ratio of the different nitrogen outputs from the catchment as a function of the location of the source crops

A.2.3.4 Effect of the sink crop fertilization.

The effect of the sink crop fertilization rate was tested by additional simulation runs. The analysis was done on a third set of results obtained on the parallel concave catchment, with two spatial distribution types (sink crops upslope or downslope), and eight nitrogen fertilization rates, i.e. 16 runs.

	sink crop fertilization (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)							
	0	40	80	120	160	200	320	440
difference in nitrate concentration of the river (%)	74	63	53	42	34	27	11	3
difference in amount of N exported by crops (kgN.ha ⁻¹ .year ⁻¹).	66	59	53	47	41	35	20	9

Table 4. Effect of the fertilization rate of the sink crops on the differences induced by the crop location in (i) nitrate concentration of the river (in percent of the concentration with sink crops downslope) and (ii) amount of nitrogen exported by crops (amount with source crops downslope minus amount with source crops upslope, in kgN.ha⁻¹.year⁻¹).

Results given in Table 4 indicate that the effect of spatial distribution of crops decreased when the fertilization rate of the sink crop increased. However, this effect still existed even when the fertilization rate was much higher than the rates actually used by farmers. This means that the model allows very high "luxury consumption" by the wheat. However, the model does not account for the

negative effects of excess nitrogen and waterlogging on crop development. For the highest fertilization rates, the model equations may not be applicable anymore. Still, these results suggest that downslope parcels, even when well fertilized, can still uptake a significant part of the nitrate transported by the groundwater.

A.2.4. Conclusion

The combined hydrology and crop nitrogen model presented here was a prototype aimed at assessing the interest of this modelling approach and giving a first order of magnitude of the crop location effect on nitrogen losses in rural catchments. By keeping the hydrological approach very simple, and capacity-based, it has been possible to build up a robust model, using few parameters, able to simulate the main hydrological processes observed in the real world catchments of north-western France. The co-operation between the two programs was operational, although not optimal both from the computing and conceptual viewpoints: it was relatively slow and did not allow to simulate a fully lateral subsurface flow (the simulated flow was first vertical in STICS and then lateral in TNT). STICS is currently being simplified and rewritten to fit in the modular code architecture of TNT. The preliminary results give an incentive to develop both modelling and experimental investigations on the effects of the spatial distribution of crops on the nitrogen losses of rural catchments. The model still needs thorough testing and validation before it can be used to predict the response of real world catchments.

A.2.5. Acknowledgements

This work was supported, in part, by the INRA "Ecospace" program. First author was receiving a PhD grant from the french Brittany region. The authors acknowledge Pierre Arousseau, Hervé Squidant, Salim Combo, Tiphaine Cancouet and Gerald Diquelou for their help concerning the computer modelling.

A.2.6. References

- Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen, J., 1986. An introduction to the European hydrological system - Système Hydrologique Européen, "SHE", 1: history and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.*, 87: 45-59.
- Addiscott, T.M. and Wagenet, R.J., 1985. Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.*, 36: 411-424.
- Addiscott, T.M. and Mirza, N.A., 1998. Modelling contaminant transport at the catchment or regional scale. *Agric. Ecosystems Environ.*, 67: 211-221.
- Ambroise B., Beven K. and Freer J., 1996. Towards a generalisation of the TOPMODEL concepts: topographic indices of hydrological similarity. *Water Resour. Res.*, 32(7): 2135-2145.
- Ball, J. and Trudgill, S.T., 1995. Overview of solute modelling. In: S.T. Trudgill (Editor), *Solute modelling in catchment systems*, John Wiley, Chichester, pp. 3-56.
- Beaujouan, V., Arousseau, P., Durand, P., Ruiz, L. and Squidant, H., 2000. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant. *Revue internationale de Géomatique* (in press).

- Ben-Ari, M., 1982. Principles of concurrent programming. Prentice Hall, 172 pp.
- Beven, K.J., 1996. A discussion of distributed modelling. In: J.-C. Refsgaard and M.B. Abbott (Editors), *Distributed Hydrological Modelling*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 255-278.
- Beven, K.J. (Editor), 1997. *Distributed modelling in hydrology: Applications of the TOPMODEL Concept*. Advances in hydrological processes, John Wiley, Chichester, 350 pp.
- Beven, K.J. and Kirkby, M.J., 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.*, 24(1): 43-69.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J.-M. and Delécolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18: 311-346.
- Burns, I.G., 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *J. Soil Sci.*, 25: 165-178.
- Christiaens, K. and Feyen, J., 1997. The integrated WAVE-MIKE SHE model as an instrument for nitrogen load modelling on a catchment scale, 2nd DHI Software User Conference, Helsingor, Denmark.
- Cooper, D.M., Ragab, R., Lewis, D.R. and Whitehead, P.G., 1994. *Modelling nitrate leaching to surface waters*, Institute of Hydrology Final Report to MAFF, Wallingford, UK.
- Crave, A. and Gascuel-Oudou, C., 1997. The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrol. Process.*, 11(2): 43-69.
- Decroux, J., Ignazi, J.-C. and Puginier, M., 1991. *Pour que vive l'eau*, 25 pp.
- Diekkrüger B., Söndgerath D., Kersebaum K. C. and McVoy C. W., 1995. Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecol. Modelling*, 81: 3-29.
- Durand, P., Hénault, C., Bidois, J. and Trolard, F., 1998. La dénitrification en zone humide. In: C. Cheverry (Editor), *Agriculture intensive et qualité des eaux*, Science Update, pp. 157-168.
- Haycock, N.E., Burt, T., Goulding, K.W.T. and Pinay, G., 1996. *Buffer Zones: Their Processes and Potential in water protection*, Quest Environmental, Environment Agency, 326 pp.
- Hénault, C., 1995. *Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel*. PhD Thesis, ENSA, Montpellier, 132 pp.
- Johnes, P.J., 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *J. Hydrol.*, 183: 323-349.
- Kauark-Leite, L.A., 1990. *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse agricole*. PhD Thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 342 pp.
- Krysanova V., Müller-Wohlfeil D.-I. and Becker A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecol. Modelling*, 106: 261-289.
- Mariotti, A., 1997. Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In: G. Lemaire and B. Nicolardot (Editors), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Les Colloques, Reims, France, pp. 9-22.
- Martin J. F. and Reddy K. R., 1997. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecol. Modelling*, 105: 1-21.
- Mérot, P., Gascuel-Oudou, C. and Durand, P., 1998. Approche des processus de transfert dans les petits bassins versants ruraux. In: SHF (Editor), *Colloque d'hydrotechnique*. SHF, Paris, pp. 59-68.
- Robson, A., Beven, K.J. and Neal, C., 1992. Towards identifying sources of subsurface flow: a comparison of components identified by a physically based runoff model and those determined by chemical mixing techniques. *Hydrol. Process.*, 6: 199-214.
- Skop E. and Sorensen P. B., 1998. GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment, Denmark. *Ecol. Modelling*, 106: 291-310.

- Vachaud, G., Vauclin, M. and Addiscott, T.M., 1988. Solute transport in the vadose zone: a review of models. In: D.G. DeCoursey (Editor), International symposium on water quality modeling of agricultural non-point sources. United States Department of Agriculture, Logan, Utah.
- Van Der Linden, A.M.A., Van Veen, J.A. and Frissel, M.J., 1987. Modelling soil organic matter levels after long-term applications of crop residues, and farmyard and green manures. *Plant Soil*, 101: 21-28.
- Van Grinsven H. J. M., Driscoll C. T. and Tiktak A., 1995. Workshop on comparison of Forest-Soil-Atmosphere models: preface. *Ecol. Modelling*, 83: 1-6.
- Walter, C. and Curmi, P., 1998. 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*, pp. 85-105.
- Wolock, D.M. and McCabe G.J.J., 1995. Comparison of single and multiple direction algorithms for computing topographic parameters in TOPMODEL. *Water Resour. Res.*, 31 (5): 1315-1324.

A.3. Discussion

Le modèle utilisé (TNT version 1 couplé au modèle agronomique STICS) a montré sa capacité à simuler des interactions entre l'amont et l'aval du bassin versant. Les résultats obtenus lors des simulations montrent la sensibilité du modèle à la localisation des cultures. On peut ainsi envisager, après quelques améliorations, l'utilisation de ce modèle comme un outil d'étude de l'influence de l'organisation du paysage sur les bilans d'azote dans les écosystèmes.

Le principal avantage de cette version du modèle est qu'elle résulte d'un couplage simple de deux modèles existants et testés séparément, et qui a donc permis une mise en œuvre rapide. On peut cependant relever quelques difficultés et erreurs liées au couplage de ces deux modèles :

- 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 spatiales et des niveaux de complexité ou d'empirisme différents, qui peuvent entraîner un manque de cohérence.

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

De plus, la prise en compte d'une seule porosité (de drainage) sur l'ensemble du profil ne permet pas un stockage d'azote dans la zone non saturée, mise en évidence dans les bassins versants bretons.

Enfin, on peut se poser la question de la vraisemblance agronomique de ces simulations et des scénarios choisis. La culture puits d'une part a été simulée avec les paramètres d'une culture de blé, faute de pouvoir simuler une prairie. Le module prairie de STICS était en effet encore en cours de développement lors des simulations. Ceci nous a obligé à simuler avec le blé, d'une part une consommation de luxe non réaliste, mais qui pourrait être réalisée par les prairies, et, d'autre part, une non prise en compte des effets de l'hydromorphie sur le blé. La culture source d'autre part, a été simulée avec les paramètres d'une culture de maïs, qui est effectivement souvent surfertilisé en Bretagne, ce qui correspond bien à nos simulations. Par contre, les scénarios correspondant à une culture de maïs systématiquement en amont du bassin versant ne sont pas représentatifs de la situation générale observée en Bretagne, où le maïs est préférentiellement cultivé en aval, notamment pour les conditions hydriques plus favorables à sa croissance et pour des choix techniques liés aux rotations culturales.

Nous sommes conscients de ces problèmes, mais le but de ces simulations était plus de tester les capacités du modèle que de tester des scénarios totalement réalistes. La simulation de différentes plantes d'une part nécessite le développement et le paramétrage de STICS pour diverses cultures, ce

qui est en cours. La construction de scénarios agronomiques réalistes nécessite d'autre part un gros travail de simplification et de classification des pratiques agricoles, ce qui est aussi une thématique de recherche extérieure.

Cependant, même si les valeurs simulées sont à utiliser avec précaution, elles suggèrent que l'interposition de cultures sous-fertilisées et d'une zone humide entre les cultures fertilisées à haute dose et la rivière ne permet pas une élimination suffisante de l'azote lessivé pour atteindre des concentrations en nitrates faibles dans les rivières, et que d'autres actions sont donc nécessaires pour une restauration de la qualité de l'eau.

B. Temps de transferts dans un versant.

Nous utilisons ici la deuxième version de TNT, présentée dans le paragraphe B.2.2 du chapitre 2 :

- l'azote a été intégré comme un soluté parfait se diluant instantanément dans chaque réservoir, et se déplaçant par convection avec l'eau ;
- le modèle simule deux porosités :
 - la porosité de rétention, dans laquelle l'eau ne peut être puisée que par les plantes et l'évaporation. En dessous de la zone racinaire, cette porosité est donc toujours pleine d'eau ;
 - la porosité de drainage, dans laquelle l'eau circule sous l'effet de la gravité. L'eau contenue dans cette porosité correspond à la nappe ;
- l'azote est lessivé dans la porosité de rétention comme dans un modèle de Burns lorsque des apports ont lieu à la surface du sol (pluie, ruissellement ou exfiltration de l'amont). L'eau en surplus va percoler vers la nappe en entraînant l'azote lessivé. Dans la nappe, le mélange est complet et instantané. Chaque jour dans la zone saturée l'eau de la porosité de drainage recharge la porosité de rétention si celle-ci est déficitaire. De plus, l'azote de la porosité de drainage se mélange avec la partie accessible de l'azote de la porosité de rétention (fixée à la moitié de cette porosité). La partie non accessible se mélangera le lendemain avec l'ensemble de l'eau de la porosité de rétention. Un effet de dispersion est ainsi simulé par les dilutions successives dans les compartiments ;
- l'azote est entraîné de maille en maille par les divers écoulements : ruissellement, exfiltration et écoulement profond (écoulement darcyien de la nappe).

Nous cherchons ici à tester la capacité de TNT à simuler l'inertie du bassin versant en terme de transferts d'azote, notamment grâce à la prise en compte d'une double porosité. Nous avons choisi de ne simuler aucune transformation d'azote : on apporte simplement de l'azote à la surface du sol sous forme soluble (nitrate), en un point du versant et on suit le cheminement de cet azote considéré comme étant un élément conservatif dans le versant.

Ce travail a été réalisé en parallèle à la conception d'un modèle «qualitatif» de transferts d'azote dans un versant : TNMH (Transfert du Nitrate en Milieu Homogène) (Kruiper, 1999). TNMH est basé sur l'hypothèse que l'on peut découper un versant en zones «qualitatives», homogènes du point de vue de leurs caractéristiques et de leur fonctionnement ; dans ces zones, le transfert d'azote est alors estimé grâce à une vitesse homogène dans chaque compartiment. L'objectif de cette modélisation qualitative est de pouvoir donner, *a priori* plus facilement et avec une quantité moindre d'informations qu'avec un modèle quantitatif tel que TNT, des ordres de grandeurs des temps de transferts de nitrates le long des versants. Dans l'objectif d'une comparaison du fonctionnement de ces deux modèles, nous avons ainsi adopté le même découpage du versant que celui pris en compte lors du développement de TNMH.

B.1. Présentation du transect et des simulations effectuées

Le versant a été construit à partir de la topographie du transect de Guériniec, équipé en piézomètres et suivi par Molénat (1999), dont la localisation est donnée sur la Figure 4 (chapitre 2). Ce transect est situé dans une zone non convergente, ce qui permet de penser que toute l'eau provenant de l'amont du transect, et seulement celle-ci, alimente l'aval du transect. Nous avons donc construit, à partir de la topographie du transect, un MNT composé de 28 mailles alignées de 20 m de coté comme l'illustre la Figure 43. Le réseau de drainage est ainsi composé d'un drain unique, rectiligne, se jetant dans la rivière au niveau de la dernière maille.

Verticalement, on superpose deux types de substrats : le sol et l'altérite, que l'on discrétise en couches. Horizontalement, le versant est découpé en 3 zones : la zone amont, la zone de mi-versant et la zone aval. Les limites de ces zones sont situées approximativement en des points de rupture de pente.

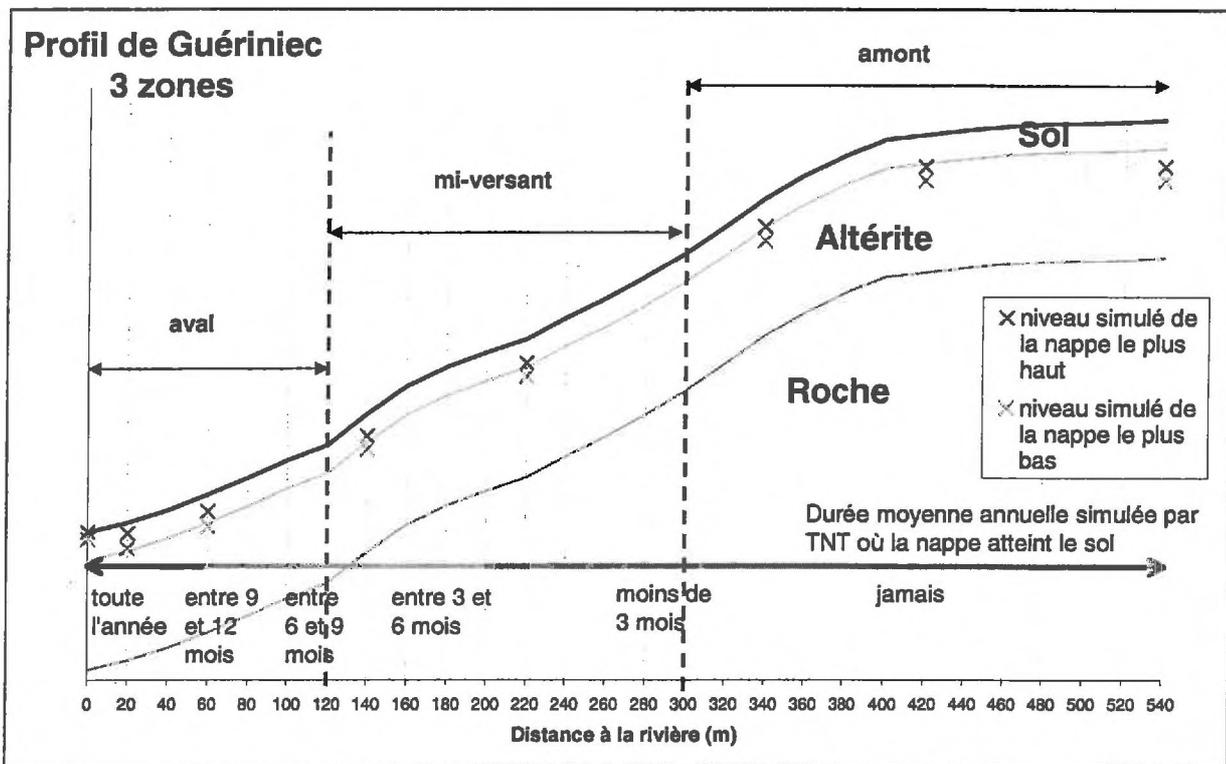


Figure 43. Schématisation du transect de Guériniec en coupe.

Les caractéristiques des couches du sol et de l'altérite sont les mêmes dans les trois zones, mais elles pourraient être spatialisées. Les valeurs de la transmissivité et du facteur de décroissance exponentielle de cette transmissivité avec la profondeur sont de l'ordre de grandeur de celles calées sur le bassin de Kervidy pour l'année 1994-1995. Dans un souci de simplification des simulations dans un premier temps, les valeurs des différentes porosités ont toutes été fixées arbitrairement à 25% du volume de substrat (les valeurs plus réalistes sont discutées dans la partie B.5). Les valeurs des différents paramètres sont données dans le Tableau VI.

	sol	altérite
profondeur	1.3 m	5 m
discrétisation des couches	0.1 m	0.5 m
porosité de rétention	0.25	0.25
porosité de drainage	0.25	0.25
équivalents en épaisseur d'eau	RU : 0.325 m macroporosité : 0.325 m	microporosité : 1.25 m macroporosité : 1.25 m
<i>Max_nappe</i> : hauteur d'eau maximale dans la nappe		1.575 m
Capacité totale des réservoirs d'eau		3.15 m
Transmissivité latérale à la surface du sol : T_0		10 m.j ⁻¹
Facteur de décroissance exponentielle : m		0.1 m

Tableau VI. Valeurs des paramètres pour la simulation sur le transect de Guériniee

Les simulations sont effectuées sur une durée de 10 ans (10 répétitions de la même série climatique, correspondant à la période d'août 1998 à août 1999 mesurée à Kervidy). Pour cette période, les précipitations sont de 750 mm et la lame drainante simulée est de 250 mm environ par an.

Les hauteurs maximales et minimales de la nappe et la durée moyenne de saturation (période pendant laquelle la nappe atteint le sol) sont représentées sur la Figure 43. La nappe n'atteint jamais la surface du sol sur le transect, sauf dans la maille la plus basse, et il n'y a donc quasiment jamais de ruissellement ou d'exfiltration.

On place 500 g.m⁻² d'azote dans la couche superficielle d'une maille au premier jour de simulation (1^{er} août 1998), soit 200 kg sur le versant. Trois cas sont simulés selon la position de la maille où l'on apporte l'azote :

- au milieu de la zone amont (à 420 m de la rivière) ;
- au milieu de la zone de mi-versant (à 220 m de la rivière) ;
- au milieu de la zone aval (à 60 m de la rivière).

B.2. Lessivage et stockage dans les trois mailles d'apport

B.2.1. Dynamique de l'eau

La Figure 44 représente l'évolution temporelle des niveaux d'eau dans la nappe et la réserve utile du sol. Le léger décalage observé pour la maille aval la première année est dû à l'initialisation. Pour les trois mailles choisies, la même dynamique d'évolution des niveaux d'eau est observée, dans la nappe et la réserve utile. Ceci est essentiellement dû à une pente semblable pour les trois mailles choisies. La différence de stockage dans la nappe de ces trois mailles reste constante pendant toute la simulation, la nappe étant toujours plus proche de la surface à l'aval du versant :

- à l'aval, la nappe baigne quasiment toujours le sol ;
 - à mi-versant la nappe n'atteint le sol qu'une partie de l'année, et reste toujours au niveau de la plus haute couche d'altérite ;
 - à l'amont la nappe ne baigne jamais le sol et n'atteint qu'en hiver la plus haute couche d'altérite.
- Ceci est illustré sur l'ensemble du transect par la Figure 45, qui représente les niveaux à deux dates, le premier septembre et le premier mars (respectivement les périodes la plus sèche et la plus humide). Les niveaux d'eau sont les mêmes chaque année à la même date (hormis à l'initialisation).

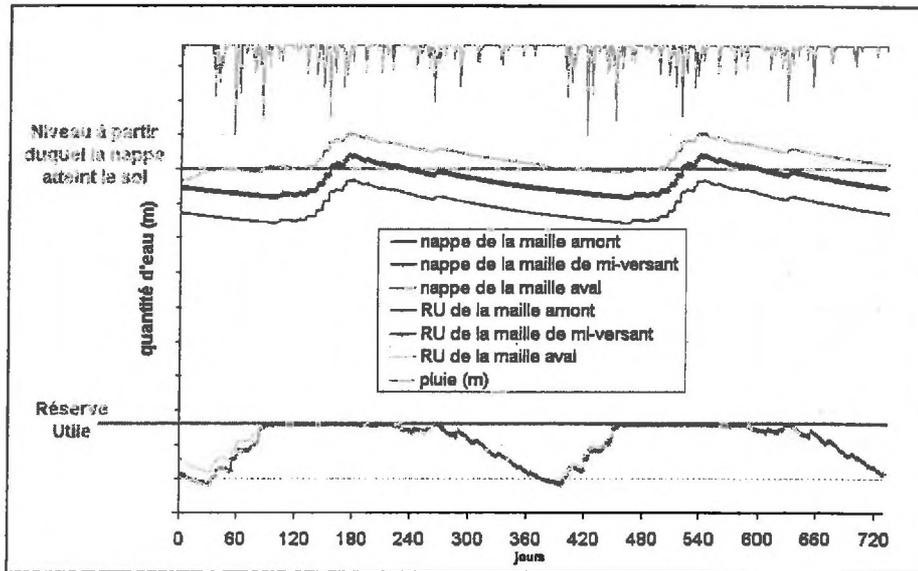


Figure 44. Évolution du niveau de la nappe et de la réserve du sol pour les trois mailles d'apport.

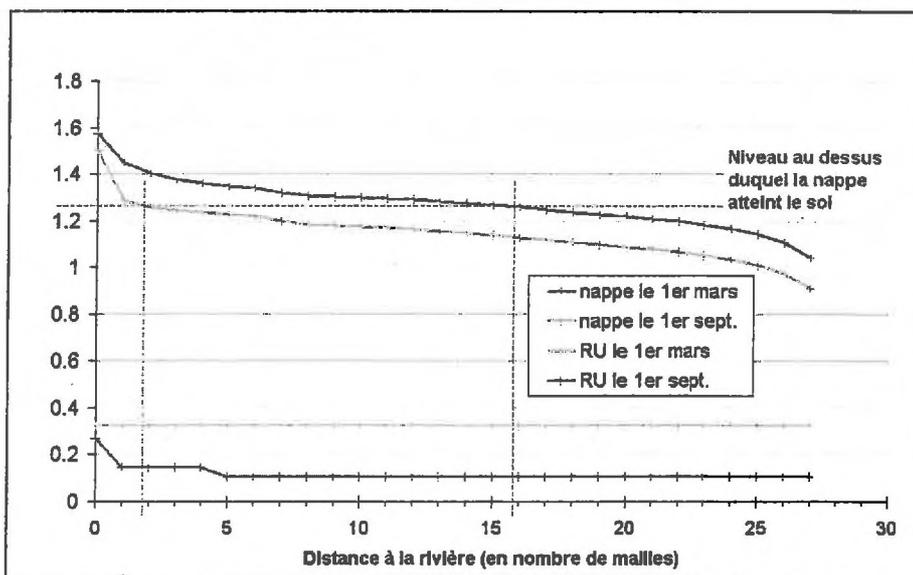


Figure 45. Hauteurs d'eau (m) dans la nappe et la porosité de rétention du sol sur l'ensemble du transect, le 1er septembre et le 1er mars

B.2.2. Dynamique de l'azote

Dans le cas d'un apport le 1^{er} août à l'aval du versant (Figure 46(i)), le lessivage de l'azote apporté commence après 84 jours, soit le 25 octobre, après remplissage de toute la porosité de rétention. Pour les autres mailles d'apport, à mi-versant et à l'amont (respectivement Figure 46(ii) et (iii)), on observe un décalage de 15 jours dans le début de ce lessivage, dû au décalage lors de l'initialisation.

Pour les mailles aval et de mi-versant, la nappe est juste sous la surface du sol lorsque le lessivage commence : on retrouve donc de l'azote, en quantité observable, immédiatement dans la nappe, en même temps que dans la porosité de rétention de l'altérite. Au contraire, dans la maille amont, la nappe se trouve en dessous de la plus haute couche d'altérite : elle est alimentée en azote par la percolation à travers le sol et la plus haute couche d'altérite, qui dilue l'azote dans une relativement grande quantité d'eau peu concentrée au début de la simulation. Il faut donc attendre que la nappe atteigne cette couche pour qu'elle commence à se charger d'une quantité significative d'azote.

Au bout d'un an l'azote apporté en surface d'une maille est lessivé du sol à 90, 96 et 97%, respectivement, des mailles amont, de mi-versant et aval. Après deux ans, plus de 99,5% de l'azote est sorti du sol dans tous les cas.

Cette différence de vitesse de lessivage est due à la remontée dans le sol de la nappe à l'aval et à mi-versant, qui va diluer l'azote du sol.

Les porosités de rétention et de drainage étant égales, les quantités d'azote dans la nappe et la porosité de rétention de l'altérite sont égales lorsque la nappe baigne toutes les couches d'altérite.

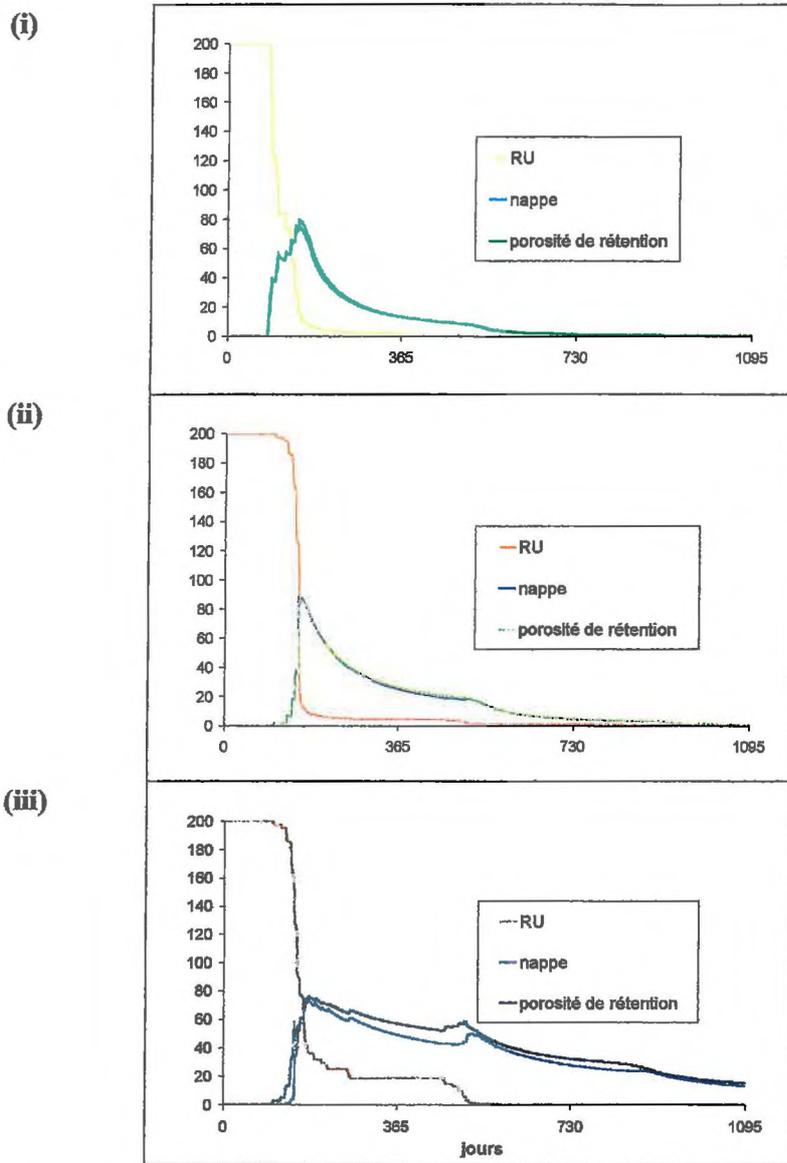


Figure 46. Quantité d'azote (kg) dans la maille d'apport, après un apport de 200 kg d'azote : (i) à l'aval ; (ii) à mi-versant ; (iii) à l'amont.

B.3. Transferts dans le versant suite à un apport à l'amont

On examine ici le cas où l'azote a été apporté au milieu de la zone amont.

On enregistre les niveaux d'azote dans toutes la mailles à certaines dates, les 1^{er} septembre et 1^{er} mars de chaque année.

L'azote progresse dans la nappe le long du versant : la première année, la majeure partie de l'azote de la nappe se trouve dans les mailles de l'amont, puis le pic d'azote progresse vers l'aval en s'étalant, comme l'illustre la Figure 47.

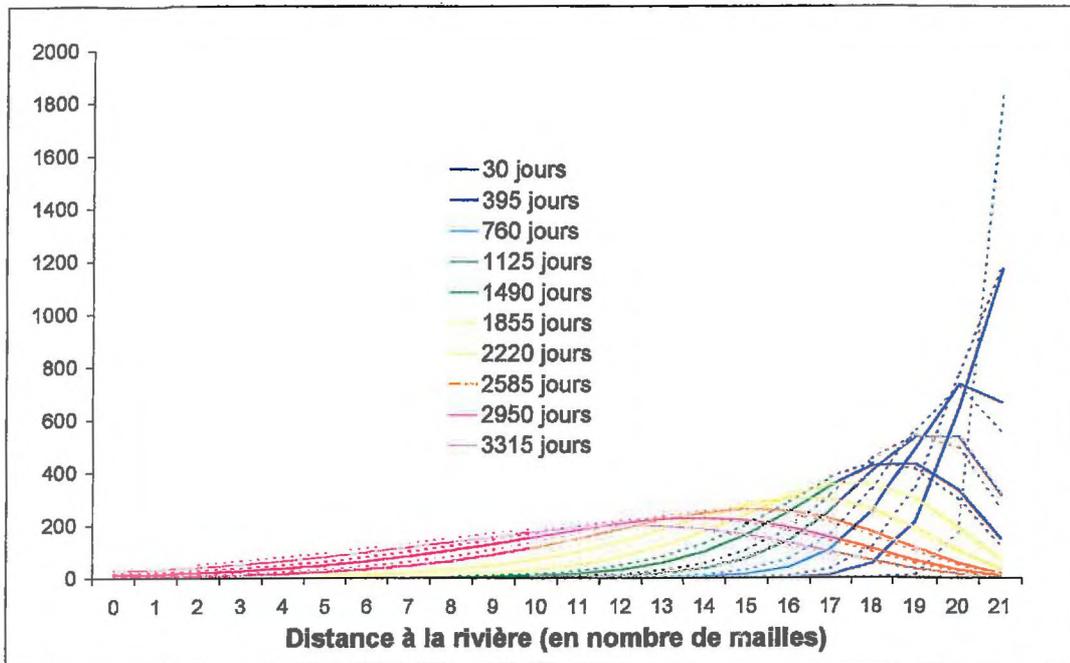


Figure 47. Évolution de l'azote dans la nappe (kg/ha) tous les six mois après l'apport dans la maille amont.

L'azote placé dans la maille amont passe très vite et quasi totalement dans la nappe par lessivage. On constate sur la Figure 48 que les mailles pour lesquelles la nappe atteint le sol une partie de l'année voient leur sol se charger un peu en azote, et que dans le sol aussi l'azote se déplace progressivement vers l'aval, sans pour autant disparaître totalement de l'amont après 10 années de simulation.

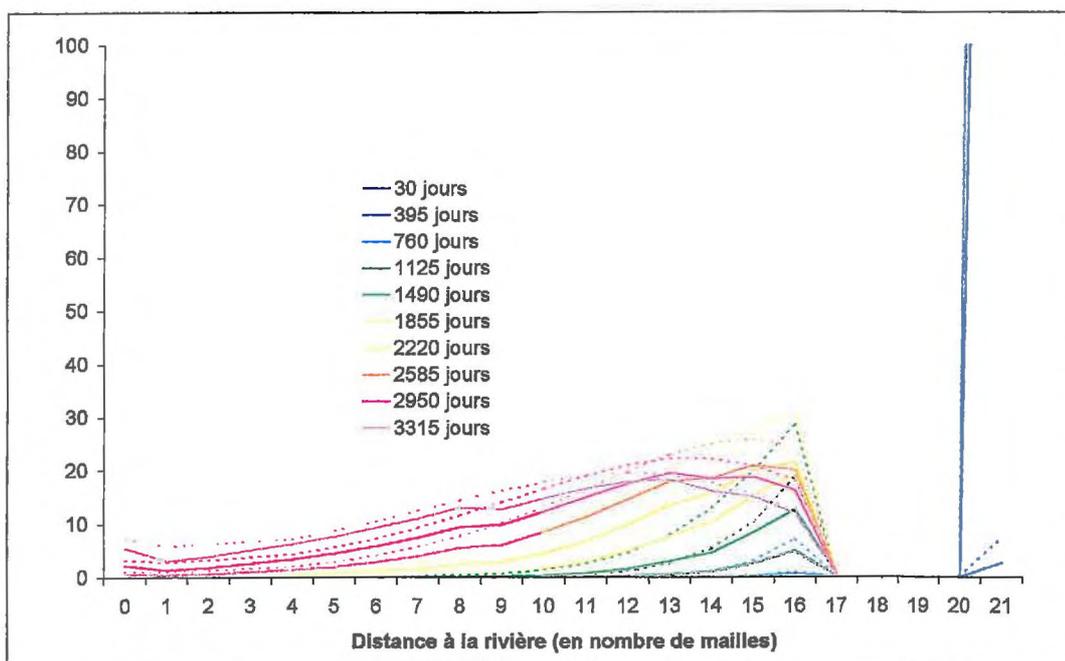


Figure 48. Évolution de l'azote (kg/ha) dans le sol tous les six mois après l'apport dans la maille amont.

B.4. Comparaison des temps de transferts selon le lieu d'apport

B.4.1. Évolution dans les zones

Chaque jour, on enregistre les quantités totales d'azote présentes, entrantes et sortantes dans chaque compartiment de chaque zone : sol, nappe et porosité de rétention de l'altérite (ou microporosité).

Lorsque l'azote est apporté à l'amont, il passe en deux ans du sol à la nappe, puis l'azote de la nappe diminue pour se retrouver dans la nappe (et un peu dans le sol) de la zone de mi-versant et enfin en petite quantité, observable au bout de cinq ans, dans la nappe et le sol de la zone aval (Figure 49(i)).

Lorsque l'azote est apporté dans la zone de mi-versant, une partie observable reste dans le sol pendant 4 ans. La plus grande partie passe rapidement dans la nappe, et en un an on observe de l'azote dans la nappe et le sol de la zone aval (Figure 49 (ii)).

Lorsque l'azote est apporté dans la zone aval, une partie observable reste dans le sol pendant 5 ans. La plus grande partie passe rapidement dans la nappe comme dans les autres cas (Figure 49(iii)).

B.4.2. Temps de sortie

Lorsque l'azote est apporté dans la partie amont du bassin, seuls 3% de cet apport vont être évacués du versant en 10 ans. Au bout de trois ans, quasiment tout l'azote se trouve dans la nappe et dans la porosité de rétention de l'altérite (ou microporosité), et en ressort très lentement vers la rivière et le sol (Figure 49(i)). Une prolongation de la simulation montre que la moitié de l'azote apporté est évacué du versant en 15 ans, et qu'une durée de 30 années est nécessaire pour que la quasi-totalité de l'azote sorte du versant.

Lorsque l'azote est apporté à mi-versant, la moitié de cet apport est évacuée du versant en 7 ans, et 95% en 10 ans (Figure 49(ii)).

Lorsque l'azote est apporté dans la partie aval du bassin, la moitié de cet apport est évacuée du versant en 3 ans, et la quasi-totalité en 6 ans (Figure 49(iii)).

B.5. Discussion

Les valeurs des paramètres de conductivité choisies pour les simulations ont été calées sur le bassin de Kervidy, avec des valeurs globales. Les porosités ont toutes été fixées à 25%. Les résultats montrent un battement de nappe trop faible globalement, par rapport aux mesures effectuées dans les piézomètres : la nappe monte trop haut et ne descend pas assez bas à l'amont du versant, alors qu'elle ne monte pas assez haut en bas de versant (Figure 50).

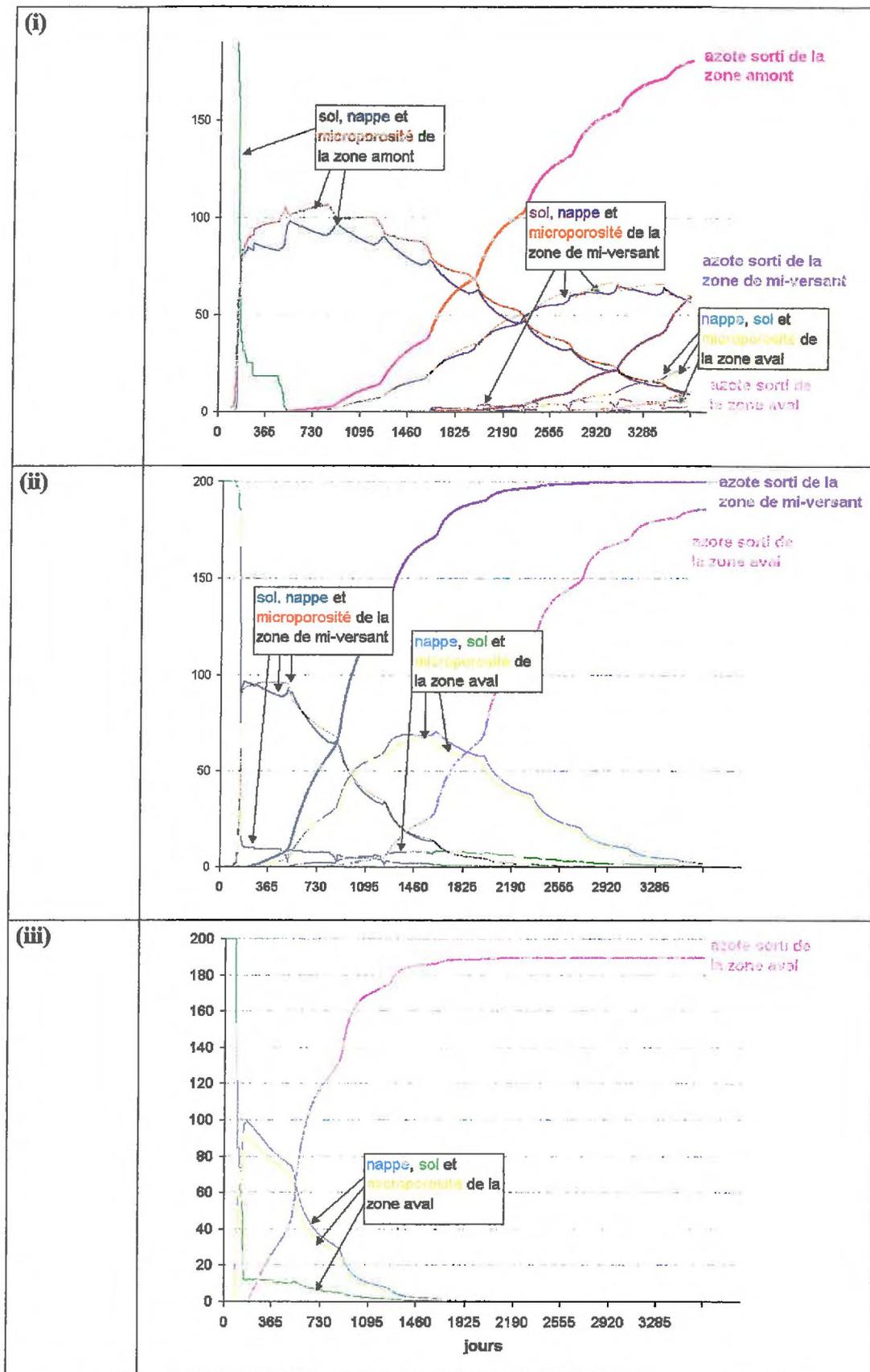


Figure 49. Quantités d'azote (kg) dans les compartiments et sorties des trois zones quand l'azote est apporté (i) à l'amont, (ii) à mi-versant et (iii) à l'aval.

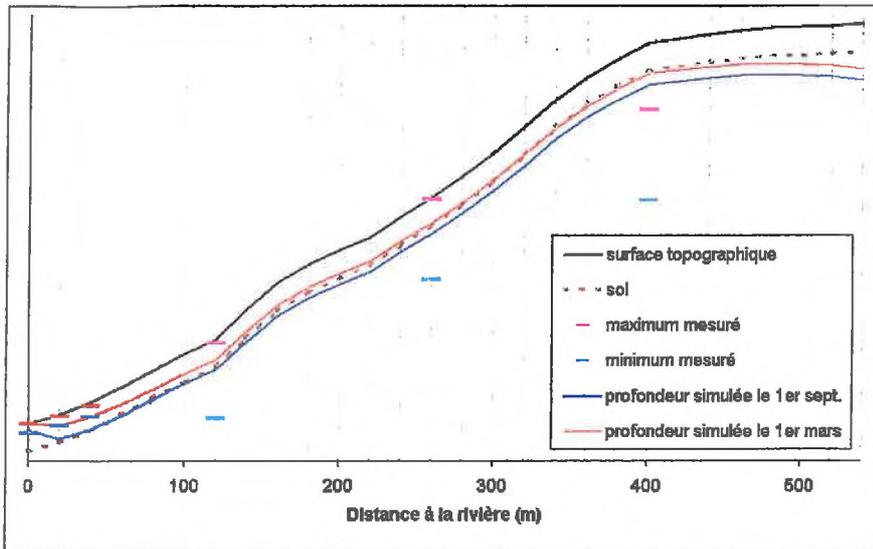


Figure 50. Comparaison des hauteurs d'eau simulées et observées sur le transect de Guériniac.

On peut mettre en cause deux points pour expliquer cette différence entre observation et estimation :

- une mauvaise estimation de la porosité de drainage peut induire de grandes différences en terme de profondeur de la nappe et d'amplitude de la zone de battement (chapitre 2 §C.2.3 ; Turonnet, 2000). Dans cette application, la porosité de drainage de l'altérite de 25% est vraisemblablement sur-estimée, puisqu'elle est estimée par Molénat (1999), par exemple, à seulement 5%. Ceci permet d'expliquer qu'à l'amont du versant la profondeur de la nappe est sous-estimée, et ce d'autant plus en période sèche. Les profondeurs maximales et minimales du toit de la nappe simulées avec les mêmes déficits hydriques que précédemment, mais en estimant les porosités de drainage du sol à 20% et de l'altérite à 5% sont représentées sur la Figure 51.

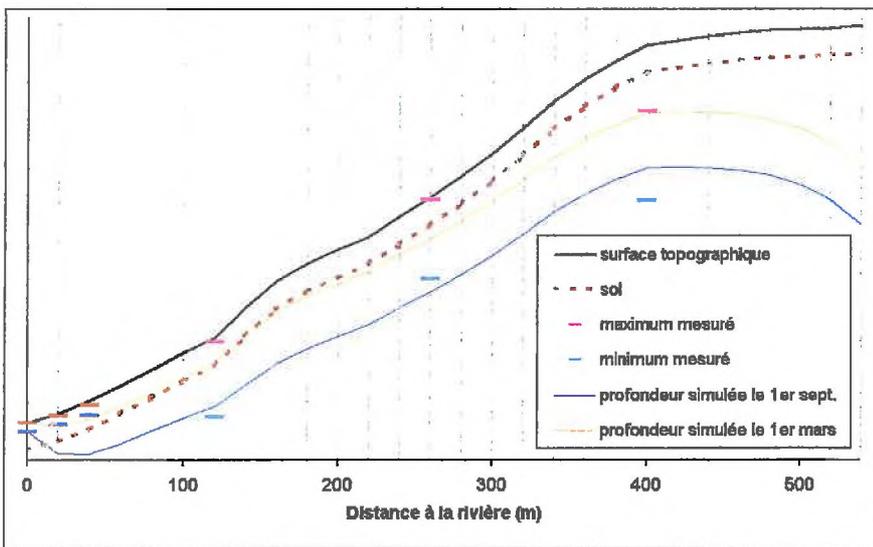


Figure 51. Comparaison des hauteurs d'eau simulées et observées sur le transect de Guériniac, avec une porosité de drainage du sol = 20% et de l'altérite = 5%.

▪ la conductivité hydraulique a été supposée homogène sur l'ensemble du versant. Or, les mesures montrent une hétérogénéité de la conductivité hydraulique : dans le versant, la conductivité hydraulique est environ supérieure d'un ordre de grandeur à celle du bas-fond (Widiatmaka, 1994). Ceci peut expliquer le fait que le modèle ne reproduise pas une saturation de l'aval du versant, due vraisemblablement à une conductivité plus faible.

Cette mauvaise estimation de la profondeur de la nappe n'a pas d'effet direct sur les flux darcyens d'eau et les flux d'azote associés simulés par le modèle à l'amont du versant, puisque les calculs d'écoulement en nappe sont basés sur des gradients constants (pente aval) et des déficits hydriques, et non pas sur des profondeurs réelles de la nappe. Par contre, le rapport entre porosité de rétention et porosité de drainage joue sur l'inertie du système : si la porosité de rétention est supérieure à la porosité de drainage, le stockage sera d'autant plus important dans la zone de battement de nappe, et l'inertie sera plus importante. De même, la capacité de stockage de l'ensemble des compartiments (déterminée par les épaisseurs et les porosités) a une influence sur l'inertie du système.

À l'aval, la mauvaise estimation de la saturation peut conduire à une sous-estimation de la dilution de l'azote «lessivable» du sol et donc de son entraînement par la nappe. De plus, si on prend en compte des transformations d'azote, comme la dénitrification, qui nécessite une estimation de la saturation du sol, cette sous-estimation de la saturation du bas de versant entraînera une sous-estimation des quantités d'azote dénitrifié.

Ces simulations permettent de montrer la capacité de ce modèle à simuler des temps de transferts différents selon le lieu d'apport et selon les compartiments hydriques mis en jeu, par le biais de stockages dans les différentes porosités.

Les valeurs obtenues sont à interpréter avec beaucoup de précautions. D'une part, l'incertitude sur les paramètres engendre une incertitude dans les résultats (la sur-estimation de la porosité de rétention de l'altérite notamment induit une sur-estimation de l'effet tampon de la zone de battement de nappe, et des temps de transfert certainement trop importants). D'autre part, les simulations ont été effectuées avec des concentrations d'azote nulles dans tous les compartiments lors de l'initialisation, ce qui entraîne une dilution importante des quantités apportées et sans doute un temps de latence pour obtenir un équilibre du système. Une simulation supplémentaire montre ainsi qu'une vingtaine d'années de simulation est nécessaire, avec un apport d'azote tous les ans, pour que l'équilibre soit atteint.

Une étude récente sur le transect de Guériniec, par la modélisation des transferts dans la zone saturée (Molénat et Gascuel-Odoux, 2001), aboutit à la simulation de temps de transferts plus courts. Il semble toutefois qu'on peut retenir l'ordre de grandeur de la dizaine d'années. On obtient de même un temps de résidence moyen d'environ 12 années si on compare le volume d'eau maximal sur le versant (3.15 m d'eau) à la lame drainée (250 mm).

Enfin, on peut aussi penser que les phénomènes de transformation d'azote vont jouer un rôle significatif dans l'inertie des systèmes : ainsi, l'immobilisation par les micro-organismes va augmenter

l'inertie en permettant un stockage d'azote, et la dénitrification et l'exportation par les cultures vont permettre une épuration plus rapide.

Des améliorations à ces simulations de transfert sur un transect pourraient être apportées par :

- une démarche de calage sur les mesures dans les piézomètres, aussi bien hydriques que chimiques ;
- une estimation plus fine des paramètres, par exemple la porosité ;
- la spatialisation de certains paramètres, notamment la transmissivité.

Enfin, un travail complémentaire sur l'effet de la taille des mailles et l'épaisseur des couches horizontales de la porosité de rétention peut être envisagé, notamment pour tester la dispersion. La dilution dans chaque compartiment à chaque pas de temps augmente en effet la dispersion, et plus on aura de compartiments et de pas de temps de calcul plus la dispersion dans l'espace et dans le temps sera importante. Les pics de concentration correspondant à un apport devraient ne pas subir de décalage dans le temps, mais voir leur amplitude d'autant plus réduite que la discrétisation augmente.

Les simulations avec TNT permettent de justifier en partie le découpage en trois zones envisagé avec le modèle qualitatif TNHM : l'épaisseur de la zone non saturée est en effet déterminante pour les transferts d'azote et peut on peut envisager le découpage en 3 zones à partir de nos simulations :

- une zone aval où la nappe atteint le sol toute l'année ;
- une zone de versant où la nappe peut atteindre le sol une partie de l'année ;
- une zone amont où la nappe n'atteint jamais le sol.

C. Influence de la géomorphologie sur la dénitrification

Ce travail a été présenté au colloque « Future of distributed modelling », organisé par Keith Beven à Leuven (Belgique) le 14 avril 2000. Il a donné lieu à un article, intégré dans cette partie, soumis à la revue *Hydrological Processes*, pour un numéro spécial suite à ce colloque. Le résumé étendu reprend les principaux résultats présentés dans ce dernier article. La discussion est reprise après l'article, dans le paragraphe C.3.

C.1. Résumé étendu

L'objectif de cet article est principalement de tester l'intégration d'un module de transformation d'azote (la dénitrification) à l'architecture de la deuxième version du module hydrologique de TNT2, et la capacité du modèle ainsi construit à prendre en compte la géomorphologie des bassins.

Cet article reprend, dans une première partie, la description de la deuxième version du module hydrologique (avec la double porosité) donnée dans le paragraphe B.2.2 du chapitre 2, basée sur les principales observations du bassin versant de Kervidy. Une phase de calibration et de validation de ce module pour le bassin versant de Kervidy est conduite à la fois sur le débit à l'exutoire (Figure 55) et sur les profondeurs de la nappe le long du transect de Guériniac (Figure 56). L'azote est intégré dans le modèle sous forme de nitrate soluble.

Une seule transformation d'azote, correspondant à une consommation, est prise en compte pour les simulations : la dénitrification. Elle est modélisée en adaptant le modèle NEMIS (Hénault, 1995) aux zones humides ripariennes (Bidois, 1999). Elle est activée quand le niveau de la nappe atteint les vingt premiers centimètres du sol, et est calculée en fonction d'une vitesse potentielle de dénitrification fixée à $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ (Durand *et al.*, 1998) pondérée par le temps de résidence de l'eau dans le sol, la concentration en nitrates et la température du sol.

Les simulations sont effectuées sur quatre des bassins versants virtuels présentés dans le paragraphe A.1.2 du chapitre 2, les bassins parallèles et convergents. La concentration en nitrate de la nappe est initialisée à $100 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ et on apporte $400 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ tous les ans en août, uniformément dans la couche superficielle du sol, afin de simuler une quantité de nitrate potentiellement lessivable. La durée de simulation est de neuf ans (trois séries de trois années au climat contrasté), et on analyse les résultats de la dernière série de trois années. On suppose que la concentration d'azote initiale de la nappe et les six premières années de simulation permettent d'atteindre un état d'équilibre qui compense l'inertie du système.

Les résultats regroupés sur la Figure 58 montrent que la dénitrification dépend de la géomorphologie, et qu'on peut distinguer deux phénomènes :

- la zone dénitrifiante est plus étendue pour les bassins à large vallée ;

- la quantité d'azote dénitrifié dans chaque maille est largement influencée par la durée de saturation, qui est plus importante dans les mailles les plus en aval, et ce d'autant plus pour les bassins convexes que concaves.

En moyenne, pour les simulations présentées, ces deux phénomènes se compensent sur les bassins versants convexes et concaves.

De plus, les bassins versants parallèles, dont la proportion de mailles en bas de versant est plus importante que celle des bassins convergents, permettent davantage de dénitrification, à savoir environ 15 et 2 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement sur les 400 kgN.ha⁻¹ apportés chaque année (soit 3,8 et 0,5%).

C.2. Article « A Hydrological model dedicated to Topography-based simulation of Nitrogen Transfer and Transformation. » (Beaujouan et al., 2001b)

Article soumis à la revue Hydrological Processes le 4 août 2000. Accepté sous réserve de corrections le 4 décembre 2000, renvoyé après corrections le 9 janvier 2001. Accepté pour publication le 2 avril 2001.

A Hydrological model dedicated to Topography-based simulation of Nitrogen Transfer and Transformation.

Rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship.

Beaujouan Véronique, Durand Patrick, Ruiz Laurent, Aurousseau Pierre, Cotteret Gilles

Corresponding author: V. Beaujouan, INRA-USARQ, 65 rue St Briec, F-35042 RENNES Cedex.

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

Abstract. A new integrated hydrological and nitrogen model, called TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation), has been developed to study nitrogen fluxes in small catchments. This model, process-based and spatially distributed in order to take spatial interactions into account, has been kept as simple as possible. Here is discussed the hydrological module only. The two main hypotheses of the hydrological model are taken from the TOPMODEL concept (constant hydraulic gradient equal to slope and hydraulic conductivity decreasing exponentially with depth). The model is based on a daily water balance for each cell of a regular square grid and computes an explicit cell to cell routing. Transfer through the vadose zone is simulated using a conceptual, layer-based algorithm analog to Burns', except that a drainage water reservoir has been added to simulate mobile/immobile water processes and variations of the water table within the soil. The crop growth and nitrogen transformations are simulated using the equations of a generic plant-soil model, STICS. As an example, a preliminary study of the effect of the catchment geomorphology on denitrification is presented. The study was performed on theoretical catchments with contrasted slope shapes and pathway patterns. Results show that the whole-catchment denitrification depends on catchment geomorphology, although not directly through the extent of saturated areas. It is concluded that TNT2 seems to be a powerful tool to explore catchment processes, both by application to actual cases and by exploration on simple scenarios.

Keywords: catchment modelling, nitrate pollution, nitrogen transformations, distributed hydrological model, geomorphology.

C.2.1. Introduction

Pollution of surface water and groundwater by nitrate is nowadays an international problem (Birkinshaw and Ewen, 2000a), mainly due to agricultural activities. In Brittany (Western France) intensive agriculture leads to important non-point source pollution even more marked because groundwater is essentially shallow, due to impermeable bedrock (Mérot, 2000). This physiographic context has another consequence: groundwater and associated solutes frequently reach the soil in the lower part of the hillslope and become available for evapotranspiration and biotransformations. Then, nitrogen processes depend on the position along the hillslope: vertical leaching from the soil to the

groundwater can occur on the whole hillslope, while plant uptake of groundwater nitrogen is located in areas where water table reaches the rooting zone and denitrification occurs mainly downslope, where the soil is saturated up to the surface. Therefore, the resulting flux of nitrogen at the outlet will depend on the location of the nitrogen input in the catchment: nitrogen leached upslope may be stored in the vadose zone, or taken up or denitrified downslope after lateral transfers through the groundwater. In this paper, we will refer to these phenomena as “*spatial interactions*”. Ideally, if the flux of nitrogen to the groundwater could be assessed at each point of the catchment, the spatial interactions would be the difference between the sum (or aggregation) of these individual fluxes and the actual flux at the outlet of the catchment. Note that this definition is time dependent, since the difference between these two quantities will depend on the period of time considered.

In order to understand or predict nitrate pollution, many nitrogen transfer and transformations models have been developed, at different scales and under different conditions (for a review, see Ball and Trudgill, 1995). Most of them are aggregative in essence: the elementary unit of simulation is the soil column, the field or the land use unit, and simulations for catchments or regions are obtained by summing the results. In some cases, the transfer and the transformations within the drainage network is accounted for. This is the case in INCA (Whitehead *et al.*, 1998), or, more implicitly, in the export coefficient approach (Johnes, 1996; Worrall and Burt, 1999). Some models consist in coupling spatially distributed hydrological models and nitrogen transformation models, e.g., TOPMODEL / SLIM (Van Herpe *et al.*, 1998), MIKE SHE / DAISY (Refsgaard *et al.*, 1999) or SHETRAN / NITS (Birkinshaw and Ewen, 2000a and b).

Although these different models are useful and interesting, none of them simulate explicitly the spatial interactions as defined here, except the latter one (Birkinshaw and Ewen, 2000a). In this model, a nitrogen transfer and transformation module called NITS has been added to the spatially distributed hydrological model SHETRAN. This model was able to simulate nitrate transfer in the Slapton Wood catchment, by taking into account possible spatial interactions and spatially varying soil and bedrock characteristics. However, the operational interest of this type of model is questionable, due to the amount of accurate information it requires. Moreover, this complexity may not warrant scientific soundness and reliable predictions (Grayson *et al.*, 1992; Beven, 1996).

Considering this state of the science, we felt that there was place for a new model dedicated to the simulation of the role of the spatial interactions in nitrogen transfer, and kept relatively simple. A first version of this model was presented by Beaujouan *et al.* (2001). In that version, the lateral water and nitrogen movements and the soil/plant nitrogen transformations were modelled by two separate models exchanging results on a day-to-day basis. The nitrogen transformations were simulated using an existing agronomic model, STICS (Brisson *et al.*, 1998), and a new fully distributed hydrological model had been developed to simulate the water and nitrate fluxes. This prototype was used to show that the spatial distribution of agricultural practices might affect significantly nitrogen fluxes in rural catchments.

This paper deals with a new version of the model (called TNT2 for Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation model) that integrates, in the same architecture, the hydrological module and nitrogen transformation modules. Since the nitrogen transformation modules, except the denitrification one, are the transcription of the STICS model, that have been already described in detail by Brisson *et al.* (1998), the paper will focus on the presentation of the hydrological module. A first calibration-validation of the model was performed using data of both stream discharge at the catchment outlet and water table depth in three piezometers. To illustrate the adequacy of this hydrological module to the simulation of spatial interactions, a very simple study of the effect of catchment geomorphology on denitrification fluxes is presented. The application of the complete model will be the subject of a forthcoming paper.

C.2.2. Presentation of the Kervidy catchment

The model has been based on the current knowledge of catchment hydrology and diffuse nitrogen pollution in Western France. The Kervidy catchment in Brittany is a subcatchment of the Naizin catchment, one of the few experimental catchments located in an intensively farmed region where multidisciplinary studies have been conducted for many years. It is a typical small north-western European catchment, where hydrology is dominated by the presence of a shallow impermeable bedrock.

This catchment has been studied since 1971 by French research organisations, and its geology, pedology, agronomy and hydrology have been extensively described (Durand and Juan Torres, 1996; Cheverry, 1998; Curmi *et al.*, 1998). A V-notch weir and a weather station were installed in 1993 to monitor stream discharge and climate. Piezometers were installed along 3 transects to study groundwater dynamics and chemistry (Molénat, 1999a).

The climate is typically temperate-oceanic. Mean annual rainfall and potential evapo-transpiration are respectively 850 mm and 685 mm (from 1993 to 1998). Mean annual specific discharge ranged from about 200 mm to 580 mm since 1993.

The Kervidy catchment covers an area of 5 km² with a smooth relief. The soil is a silty loam of 0.5-2 m depth and the bedrock is Brioverian schist. Between the upper soil and the bedrock, there is a weathered Brioverian schist layer (or regolith) that is several meters thick (from 1 to 30 m). Organisation of the soils is linked to topography, and two systems can be differentiated following their hydraulic properties: on the plateau and hillslopes soils are well drained, while waterlogged soils with low conductivity are located downslope. Regolith and soil porosity and depths are heterogeneous in the catchment. Estimated means are given in Table 5.

An aquifer develops above the bedrock in the weathered layer and the silty loam soil. More than 90% of the river discharge come from this aquifer (Molénat *et al.*, 1999b), and flood generation is dominated by variable contributive saturated areas. The stream dries out in summer, usually from late July to September. The retention porosity of the vadose zone acts as a reservoir for water and solute,

which can be mixed with groundwater (stored in the drainage porosity) in the water table fluctuation zone (Molénat, 1999a).

The hydraulic gradient is lower than the local topographic gradient on the studied transects (Molénat, 1999a), but Crave and Gascuel-Odoux (1997) have shown that estimating the hydraulic gradient by a downslope topographic gradient (i.e., the gradient between the point considered and the nearest stream point) leads to coherent results when using TOPMODEL (Beven and Kirkby, 1979), both in terms of discharge and of saturated area prediction.

The development of agriculture in the catchment, resulting in a decrease in grassland areas, an increase of cattle density and of maize production, has led to a severe pollution of the river by nitrate, the average concentration being currently over 15 mgN.l⁻¹ and still increasing (Cheverry, 1998). Molénat *et al.*, 2000 have shown that the average residence time of water in the catchment may well be of several years, which suggests that a change in agricultural practices would not result in a rapid response in terms of water quality.

Parameter	<i>SD</i>	<i>RD</i>	η^d_s	η^r_s	η^d_R	η^r_R	<i>T</i> ₀	<i>m</i>
Chosen value	0.7 m	50 m	20%	20%	2.5%	5%	1 - 40 m ² /day	0.01 - 0.15 m

Table 5. Parameters values (calibration on the Kervidy catchment)

C.2.3. Model description

The main hydrological processes described for the Kervidy catchment were included in the model, namely:

- river discharge is mainly controlled by the regolith aquifer
- overland flow occurs predominantly on saturated areas
- nitrogen can be stored in the regolith retention porosity depending on water table level
- hydraulic gradients can be derived from topography
- water and nitrogen transfers are slow at the catchment scale.

C.2.3.1 General principles

TNT2 is process-based but conceptual in order to be kept as simple as possible. It is physically based in the sense that we try to keep a physical description of the catchment and of the processes. Water transfer calculations are based on four main hypotheses, mainly derived from TOPMODEL (Beven and Kirkby, 1979): hydraulic gradient in each cell is constant and controlled by the topography; substratum hydraulic conductivity decreases exponentially with depth; saturated fluxes are described by Darcy's law; and overland flow is generated on saturated areas. The model is fully distributed, so

that the parameters can vary in space, and that the geometry of the water pathways is described: processes are modelled at the grid cell scale. The catchment is therefore described according to a regular grid, based on a gridded DEM. The model is based on a daily water and nitrogen balance calculation in each cell, and a drainage network determines the sense and direction of the transfers between cells. This explicit routing is equivalent to an explicit difference kinematic wave solution for subsurface flow, similar to that developed by Wigmosta *et al.* (Wigmosta *et al.*, 1994; Wigmosta and Lettenmaier, 1999) and Frankenberger *et al.* (1999). This implies that the simulation results will depend on the time-space division, i.e., the grid cell size and the time step length, due to numerical dispersion.

The computer code, written in C language, is fully modular so that different processes can be easily added as new independent modules. Hydrological and nitrogen transformations are coded in separate modules. Nitrate is considered as a perfect solute in the hydrological modules, i. e., it is mixed completely and immediately in each compartment.

C.2.3.2 Daily cell water balance

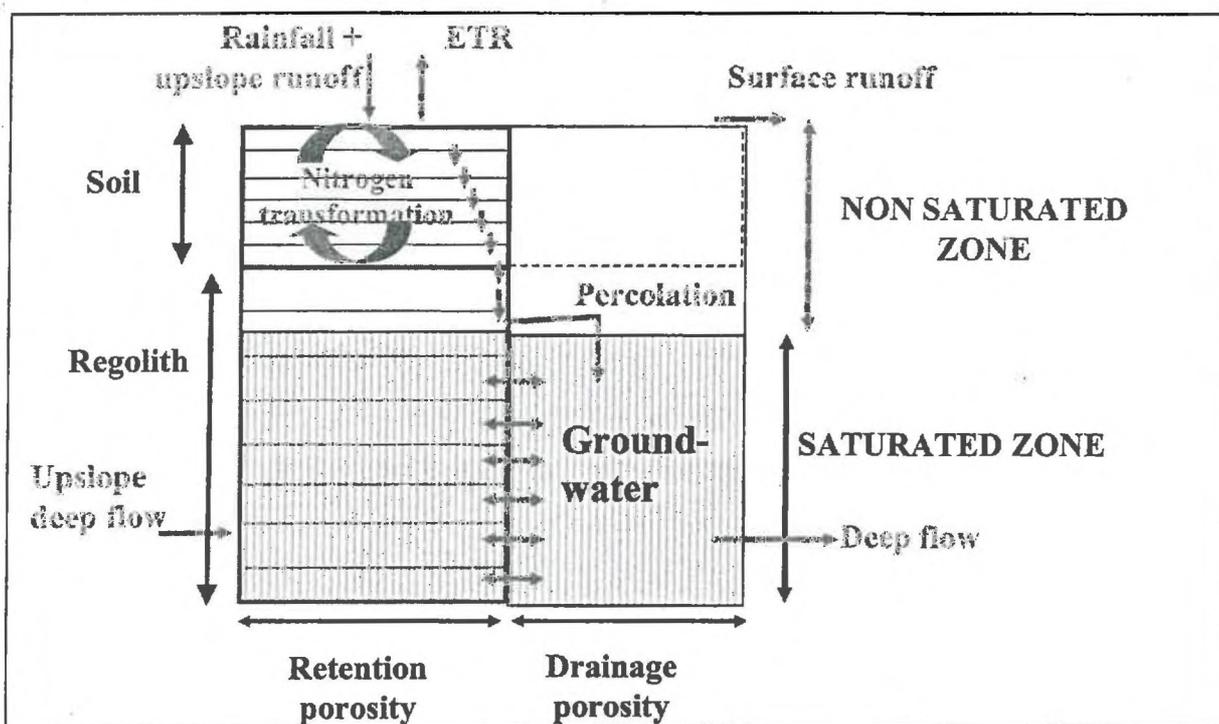


Figure 52. Water and nitrogen balance in a cell.

The column corresponding to a cell at the surface is divided in depth into 2 horizontal zones, namely soil and regolith, as shown on Figure 52. Soil and weathered bedrock depths (respectively SD and RD) are model parameters. Porosity is split into retention porosity (η^r) and drainage porosity (η^d). Their relative values (η^r_s and η^d_s for soil retention and drainage porosity, η^r_r and η^d_r for regolith retention

and drainage porosity) are given as model parameters. Depth and porosity determine the capacity of each reservoir, which is expressed in water depth, like all water fluxes (meters). Retention porosity is layered, for the sake of compatibility with the soil nitrogen module. The amount of water in the drainage porosity, called hereafter groundwater content, determines two compartments, namely the saturated and the non-saturated zones. Maximum groundwater content of the saturated zone per unit surface is:

$$Max_gw = SD * \eta_s^d + RD * \eta_R^d$$

Water balance is computed in five stages as follows:

1. First, groundwater content at time t is:

$$Groundwater_t = Groundwater_{t-1} + Upslope_subsurface_flow_t + percolation_{t-1}$$

where $Groundwater_t$ and $Groundwater_{t-1}$ are respectively the groundwater contents at times t and $t-1$; $Upslope_subsurface_flow_t$ the sum of subsurface flows calculated at time t in the upslope cells and $percolation_{t-1}$ the percolation from the unsaturated zone calculated at time $t-1$.

2. The saturated subsuperficial flow going out of the cell at time t , $Subsurface_flow_t$, is calculated from the groundwater content, following Darcy's law applied to the saturated zone, with the hydraulic gradient estimated by the downslope topographic gradient (Crave and Gascuel-Odoux, 1997). Hydraulic conductivity at saturation is supposed to decrease exponentially with the groundwater deficit of the cell. Darcian flux is integrated on the whole saturated zone, i.e., from a water deficit of Max_gw to the water deficit at time t ($Max_gw - Groundwater_t$). Groundwater in excess of maximum storage is exfiltrated. Calculations are computed as following:

a) if $Groundwater_t > Max_gw$

$$\text{then } excessgw = Max_gw - Groundwater_t \text{ and } Groundwater_t = Max_gw$$

b) $Subsurface_flow_t = slope \cdot T_0 \cdot (exp^{((Groundwater_t - Max_gw)/m)} - exp^{(-Max_gw/m)}) / l$

where $slope$ (-) is the downslope topographic gradient; T_0 (m²/time step) the transmissivity at saturation, l (m) the contour length and m (m) the scale factor for hydraulic conductivity decrease with water deficit.

c) If $excessgw < Subsurface_flow_t$

$$\text{then } Groundwater_t = Groundwater_t + excessgw - Subsurface_flow_t$$

$$\text{else } Groundwater_t = Max_gw \text{ and } Exfiltration_t = excessgw - Subsurface_flow_t$$

3. The water table depth determines which retention porosity layers are reached by groundwater stored in drainage porosity (Figure 52). In these layers, if the retention porosity was not saturated, the amount of water required to reach saturation is taken from the drainage porosity. Even if the two porosity fractions are full, nitrate concentration equilibration between the two fractions is simulated. If the layers are within the rooting zone, both these calculations (transfer of water or nitrate diffusion) result in a exchange of nitrate between the soil and the groundwater, which is the way of simulating the spatial interactions defined in the introduction of this paper.

4. Transfer through the vadose zone is simulated using a conceptual, layer-based algorithm analogue to Burn's (1974), except that the level of the saturated zone, calculated at step 3, determines a variable lower limit. Input water consists of rain, and fluxes coming from upslope, i.e. overland flow and/or exfiltration. Potential infiltration rate is equal to the total deficit of both retention and drainage porosity. The infiltrated water drains through the retention porosity above the water table. If there is enough water to fill in the whole retention porosity, percolation ($percolation_t$) is formed by the remaining water and will reach groundwater during the next time step. The upper limit of $percolation_t$ is the drainage water deficit: if exceeded, the excess water forms overland flow.

5. Potential evapotranspiration (PET) is the one estimated by the French meteorological institute, Météo-France, using the Penman formula. Actual evapotranspiration (AET) is taken directly from the superficial input water ($rain_t + surface_runoff_t + exfiltration_t$) before infiltration, and if there is not enough upcoming water the rest is taken up from the soil retention water, at a rate given by:

$$AET = PET * (1 - soil\ retention\ water / (\eta'_s * SD))$$

The integration of the plant growth module adapted from the STICS model allows a more detailed description of the actual evapotranspiration (see below).

Three outgoing flows are calculated for each cell:

- overland flow, resulting from soil saturation, which is routed to the soil surface of the downslope cells,
- exfiltration that comes from excess groundwater and is routed to surface of the downslope cells too,
- subsurface flow that comes from groundwater and is routed to the downslope cell groundwater.

In this way, overland flow and exfiltration are distinguished, which is important in terms of water quality since overland flow water has the concentration of the rainwater and exfiltration water has the concentration of groundwater.

C.2.3.3 Nitrogen transformation modules

Nitrogen transformation modules and crop growth modules are based essentially on an existing crop model simulating nitrogen vertical fluxes and transformations in soils at the field scale. STICS (Brisson *et al.*, 1998) has been chosen because (i) it simulates explicitly the effect of water and nitrogen stresses on crop development and growth, (ii) it is generic, i.e., its structure allows to simulate different crops with the same set of equations, (iii) it is relatively simple, and (iv) it has been well parameterised and is still under development for different crops under temperate climate. The parameters have been calibrated and the model has been tested for the most usual crops and soils in France. The main processes simulated by STICS are the growth, the development of the crop and the water and nitrogen balance of the soil-crop system, organised in seven modules: development, shoot growth, yield components, root growth, water balance, thermal environment and nitrogen balance. STICS driving variables are rainfall, potential evapotranspiration, daily air temperature and global

radiation. The soil is divided into layers of equal depth, which allow to simulate leaching using the Burn's algorithm (1974), and also the distribution of roots, water and nitrogen content, water and nitrogen uptake at each depth. The model simulates actual evapotranspiration as a function of vegetation cover, rooting depth and soil moisture, water and nitrogen uptake by the plants, nitrogen transformations in the soil, and thereafter percolation and nitrogen leaching through the soil. The nitrogen transformations taken into account are mineralisation of two organic matter fractions (humus and crop residuals) and immobilisation. At the present state, all the inorganic nitrogen is considered as nitrate. The agricultural practices taking into account are sowing, fertilisation, irrigation, and harvesting.

STICS modules coded in FORTRAN have been re-written in C language and are fully integrated in the TNT2 architecture. Within a time step, the cell calculations begin with the input of water and nitrate, then the plant functions are performed, and the output of nitrate and water end the loop. To a certain extent, the different modules are independent and can be switched off or on, or replaced by standard values. New process modules can also be added, as the denitrification module described below.

The denitrification module is an adaptation of the NEMIS model (Henault, 1995) to a riparian wetland context (Bidois, 1999). The denitrification process is activated when the water table reaches the topsoil (20 cm depth). It is estimated as a function of a potential denitrification speed (*PDS*) considered as an intrinsic soil property and defined by the N₂O production obtained after incubation with acetylene (C₂H₂) at 20°C, in anaerobic conditions and without nitrate limitation. In our context *PDS* is estimated at 30 kgN/ha/day (Durand *et al.*, 1998). Actual denitrification speed (*ADS*) is the product of this potential denitrification and three other factors:

$$ADS = PDS * f(Residence\ time) * g(Nitrate\ concentration) * h(Temperature)$$

$$\text{with } f(Residence\ time) = 1 / ((1/Residence\ time) + 0.8) \quad \text{if } Residence\ time \leq 5 \text{ days}$$

$$= 1 \quad \text{if } Residence\ time > 5 \text{ days,}$$

$$g(Nitrate\ concentration) = Nitrate\ concentration / (Nitrate\ concentration + Km)$$

(Michaelis-Menten kinetics with $Km = 20 \text{ mgN/kg dry soil}$),

$$\text{and } h(Temperature) = h(Tref) \cdot Q_{10}^{(temperature - Tref) / 10}$$

(Arrhenius law, with $Q_{10} = 2$, $Tref = 20^\circ\text{C}$ and $h(Tref) = 1$ if $temperature \geq 10$,
and $Q_{10} = 50$, $Tref = 10^\circ\text{C}$ if $temperature < 10$).

The residence time (*Residence time*) of water in the upper soil is estimated as the ratio between total drainage porosity volume and the new water passing through these soil layers each day. When the residence time is short, the dissolved oxygen brought by the incoming water partially inhibits denitrification. This effect tends to disappear beyond a residence time of about five days (see Bidois, 1999 for details).

C.2.3.4 Catchment representation, input, output, and parameters

The hillslope drainage network is determined from the topography using the DEM. Two types of routing may be chosen: monodirectional when water goes from one cell to its lowest neighbour, or multidirectional when water goes from one cell to all of its lower neighbours in proportion of the difference in height (Beaujouan *et al.*, 2000). The river cells (i.e., the cell containing a portion of the river) have been determined using a drainage area threshold value, fixed by comparison with the actual drainage network. The water balance in the river cells is calculated like in the other cells but all the calculated outflows (overland flow, exfiltration and subsurface flow) are supposed to be drained by the river and are routed directly from the river cell to the outlet without any possible interaction with other cells. The travel time in stream is neglected.

The general functioning of the model is illustrated in Figure 53. The required data are a description of the catchment by the way of altitude, topographic gradients, drainage network, soil and regolith properties (global or distributed), agriculture practices and the hydrological model parameters T_0 and m (global or distributed) to estimate hydraulic transmissivity. Some parameter values may be estimated from field measurement, for instance soil and regolith depth and porosity, or after calibration. However, the optimal model parameter values may differ from measured values, because of the scale discrepancy between the measurement (point) and application (cell), which implies that most of the parameters at the cell scale are in fact conceptual and effective (Beven, 1996).

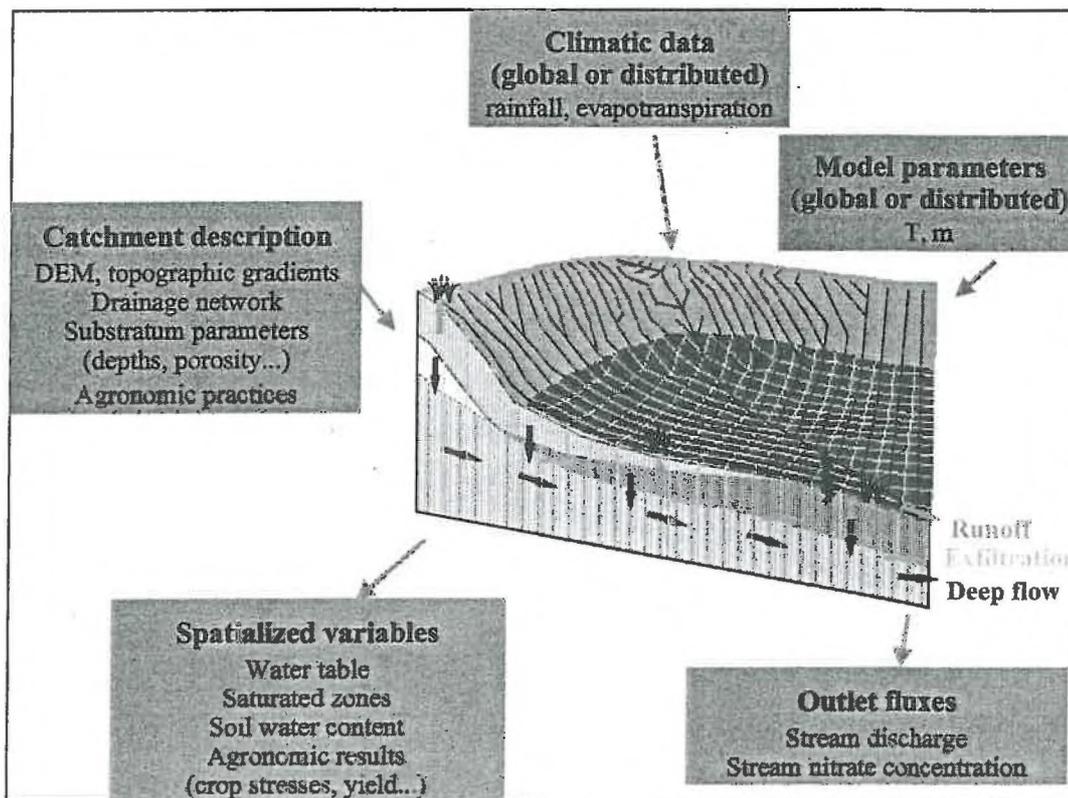


Figure 53. Diagram of the model construction on a catchment.

The crop-plant modules, in spite of their simplicity of conception, add a lot of parameters in the model, which could induce some difficulty in parameterisation, parameter identifiability and “explainability” of the model, i.e., its ability to identify and quantify the key processes in a given application. However, the major part of these parameters is crop specific, or little variable, and has been fixed independently in plot experiments. Finally, the main issue, and the major source of uncertainty, for the application of this type of model at the catchment scale, and particularly in farmland regions, is to get an accurate estimate of the N input by agriculture.

The climate data used are rainfall and estimated PET for the hydrologic module and temperature and global radiation for the nitrogen transformation modules. Two kinds of results can be obtained: global fluxes in the catchment (e.g. outlet discharge, groundwater supply, river nitrate concentration) and distributed variables (e.g. water table depth, soil water content, extension of saturated zones, agronomic results).

C.2.4. Calibration/Validation on a small catchment

The hydrological module of TNT2 has been applied to the Kervidy catchment. Substratum porosity and depth have been fixed on the basis of *a priori* knowledge (see Table 5). A manual calibration of the two other parameters (T_0 and m) on stream discharge has been conducted. Parameter values have been chosen randomly between fixed limits: from 0.01 to 0.15 m for m and from 1 to 40 m²/day for T_0 . All parameters had global values, except T_0 , which was distributed in two zones according to the soil map: hydromorphic soils had a T_0 value 10 times less than the other soils. The climate data used were obtained at the automatic weather station from 1996 to 1999.

The two calibrated parameters have a complex and interlinked effect on the simulations. The m parameter represents the depth (in water depth) at which transmissivity becomes “ e ” times less than at the surface. If m is low, preferential transfers take place just below the surface, groundwater is almost immobile and this reservoir is always quite full. The system responds very quickly to a rainy event and the recession is very fast because the river is not sufficiently fed by the downslope groundwater which does not receive much water from upslope. If m is high, groundwater transfers are important even when the water table is deep. The groundwater reservoir depletes quickly and is always low upslope, leading to less overland flow at each rain event and an overestimation of summer low flow due to a continuous supply of water to downslope cells by upslope and midslope groundwater. T_0 , transmissivity, represents the rate of the groundwater reservoir depletion. When T_0 is low, subsurface flow is reduced on the whole column and water table is high, producing a “spiky” hydrograph due to overland flow on saturated areas. Conversely, high values of T_0 lead to a continuously important subsurface runoff, a deep water table and hardly any overland flow.

The simulations were assessed quantitatively using the Nash and Sutcliffe (1970) efficiency measure E . When m is fixed, variations of T_0 induce a mean standard deviation of E of about 0.2 while the mean standard deviation of E due to variations of m is about 1.2 when T_0 is fixed. The two parameters

are linked as shown on Figure 54, where the Nash and Sutcliffe efficiency E is given for pairs of parameter values. For each value of m in the range considered, a value of T_0 can be found which will produce a reasonable fit.

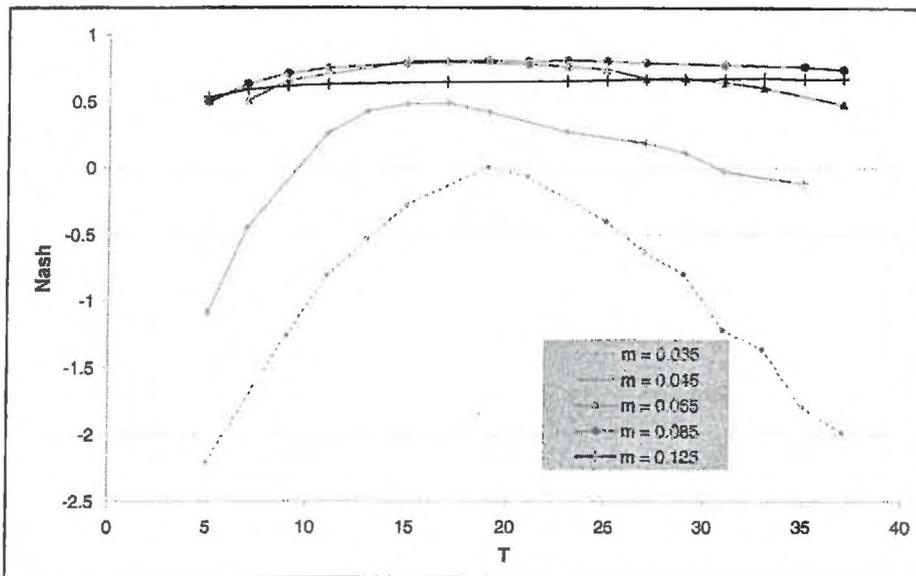


Figure 54. Nash and Sutcliffe efficiency for couples of T_0 and m .

The parameters selected following calibration against stream discharge are $m = 0.075$ m and $T_0 = 19$ m²/day to simulate both peaks and recessions. A slightly higher value of m would give a better simulation of recession just after peaks, but would overestimate discharge in summer. A solution could be to adopt a different transmissivity decrease profile, for example made of two exponential decreases instead of one, like Franks *et al.* (1998).

Validation has been conducted on the following climatic year, i.e., 1998. Simulated and measured stream discharges are represented on Figure 55. The first year on this figure (1996) is used to initialise water levels in the catchment. The second year (1997) is the calibration year with efficiency E of 0.84. The last year (1998) is a validation year with $E = 0.76$.

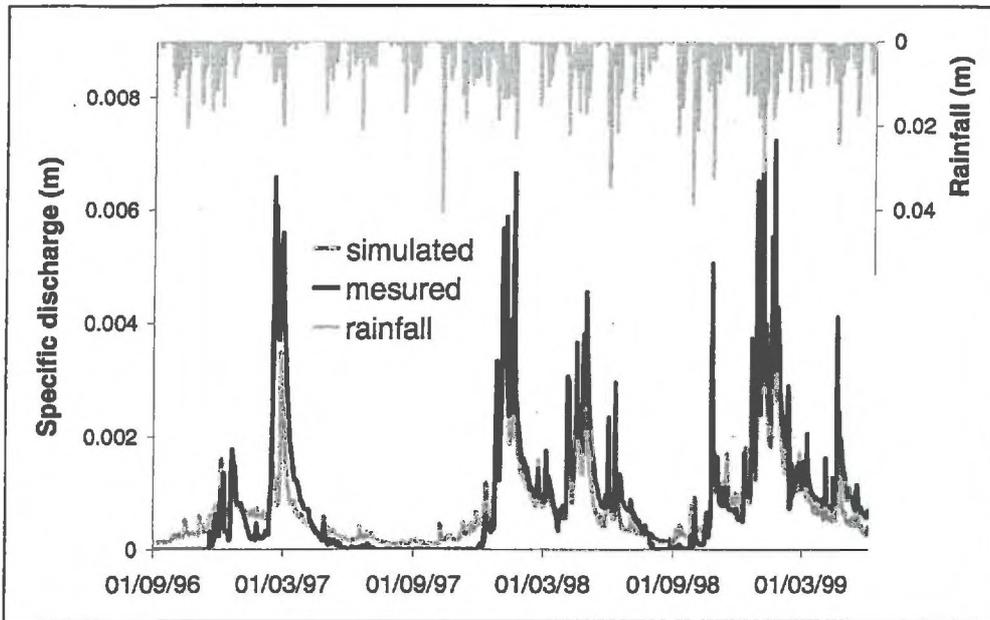


Figure 55. Measured and simulated discharge (from August 1996 to June 1999) at the outlet of the Kervidy catchment.

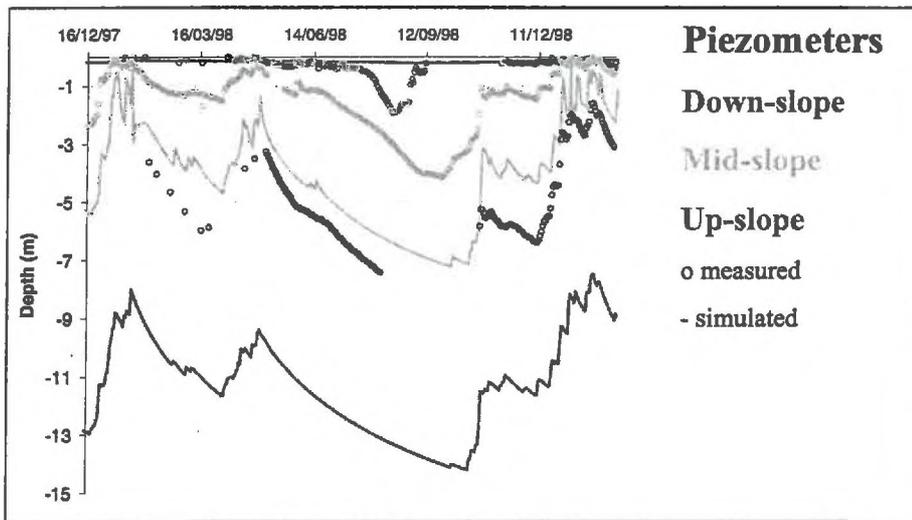


Figure 56. Measured and simulated water table for three piezometers in the Kervidy catchment.

Spatial results have been extracted from this simulation with calibrated parameters, on three points corresponding to piezometers placed in the catchment since 1997 by Molénat (1999a). Saturated deficit calculated for each cell ($Max_{gw} - Groundwater$) is converted into water table depth by considering a homogeneous drainage porosity in the whole catchment in the soil (η^d_s) and the regolith (η^d_R). Figure 56 presents the simulated and measured depth of water table. Water table gradient and dynamics are quite well simulated on each point of the transect, except on the downslope piezometer where the model simulates hardly any variation. On the two other points, water table is simulated too deep but with good dynamics and gradient along the transect. The calibration phase seem to have lead

to too high a transmissivity which could be the cause of the too deep water table simulated up-slope: a value of 1 or 10 m²/day instead of 19 m²/day would give a better estimation of the respectively up-slope or mid-slope water table depth. A lower value of the m parameter, about 0.05 m, on the two up-slope piezometers, have given a better simulation of water table too. Uncertainties on the local drainage porosity, soil and regolith depths, altitude or geographic position of each piezometer on the DEM could lead to important errors on water table depth even if saturation deficit was well estimated (Lamb *et al.*, 1997).

The drying out of the river in summer was not well simulated, maybe due to:

- the fact that all fluxes are supposed to contribute to the stream discharge in river cells whereas there could be deep subsurface fluxes that are not measured at the outlet
- a too high value of m .
- an inadequate recession law, due to the exponential decrease of T with depth (Ambroise *et al.*, 1996; Franks *et al.*, 1998)

It is likely that a better prediction of the low flow could be obtained by adjusting the parameters for the cells close to the river. This would be a mere fitting exercise, unless it is justified by further field investigations in this zone.

C.2.5. Application: effect of catchment morphology on denitrification

Catchment geomorphology is supposed to have an important effect on nitrogen transformation rates, for example by affecting the pattern of water and nitrogen pathways or the extension of the saturated zones, whose importance in nitrogen retention has often been demonstrated (e.g. Haycock *et al.*, 1993). Nevertheless, it is difficult to assess the effect of geomorphology by comparing contrasted catchments because many other parameters are likely to vary. That is the reason why we chose to apply the model on theoretical catchments contrasted with respect to geomorphology but identical in all other aspects. To facilitate the interpretation of results, denitrification was the only nitrogen transformation incorporated in the model for this study. The effect of nitrogen uptake by crops have been studied in Beaujouan *et al.*, 2001.

C.2.5.1 Theoretical catchments

Simulations are conducted on square theoretical catchments of 400 square cells 40 meters wide, i.e., a total area of 64 ha (Figure 57). The elevation range is 26 m. Two slope profiles were chosen: one features a wide valley bottom, called 'concave', the other features a narrow valley bottom and an extended plateau, called 'convex'. These slope profiles were used to generate a catchment, either by rotation around the lowest point to form a headwater catchment, called 'convergent', or by translation to obtain a regular hillslope, called 'parallel'. This constitutes four geomorphological types of catchments, called in the following text: Cc, Cv, Pc, Pv, with C standing for convergent, P for parallel,

c for concave, and v for convex. These catchments can be seen as stereotypes of the relief elements of a temperate area on crystalline bedrock (Ruiz *et al.*, 2000).

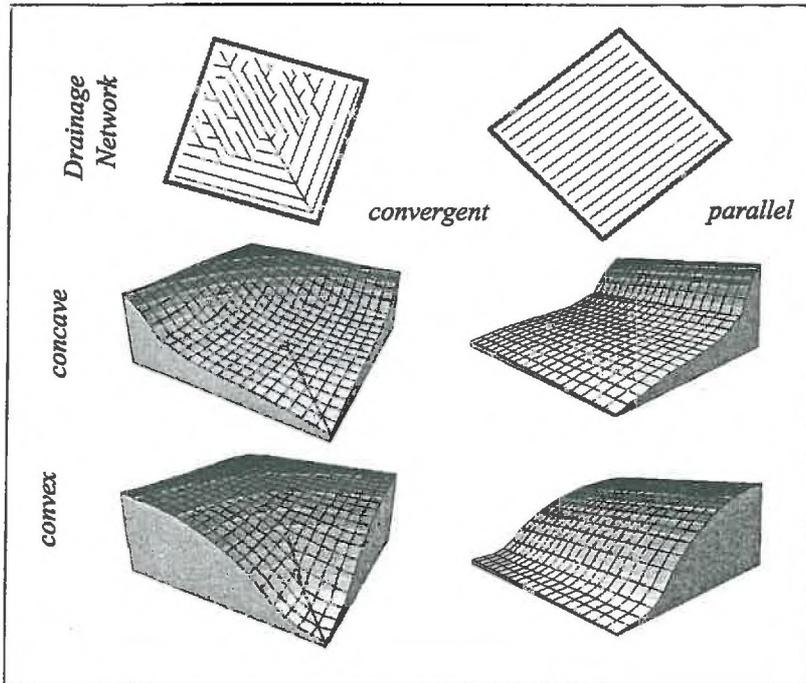


Figure 57. Theoretical catchments.

C.2.5.2 Simulations

The soil of the theoretical catchments was considered as being homogeneous and having the mean properties given in Table 6.

Nitrogen is introduced to the catchment as nitrate. Groundwater concentration is initialised at 100 mgNO₃/l, and 400 kgN-NO₃/ha are introduced into the surface soil layer every year in August to simulate potentially leached nitrogen. These high levels correspond actually to the current observations in the Kervidy catchment.

Simulations are run on three series of three years (1/8/94 to 30/6/97) with contrasted climate.

Parameter	<i>SD</i>	<i>RD</i>	η^d_s	η^r_s	η^d_R	η^r_R	T_0	m
Chosen value	1.2 m	5 m	25%	25%	25%	25%	10 m ² /day	0.1 m

Table 6. Parameters values (simulations on theoretical catchments)

C.2.5.3 Results

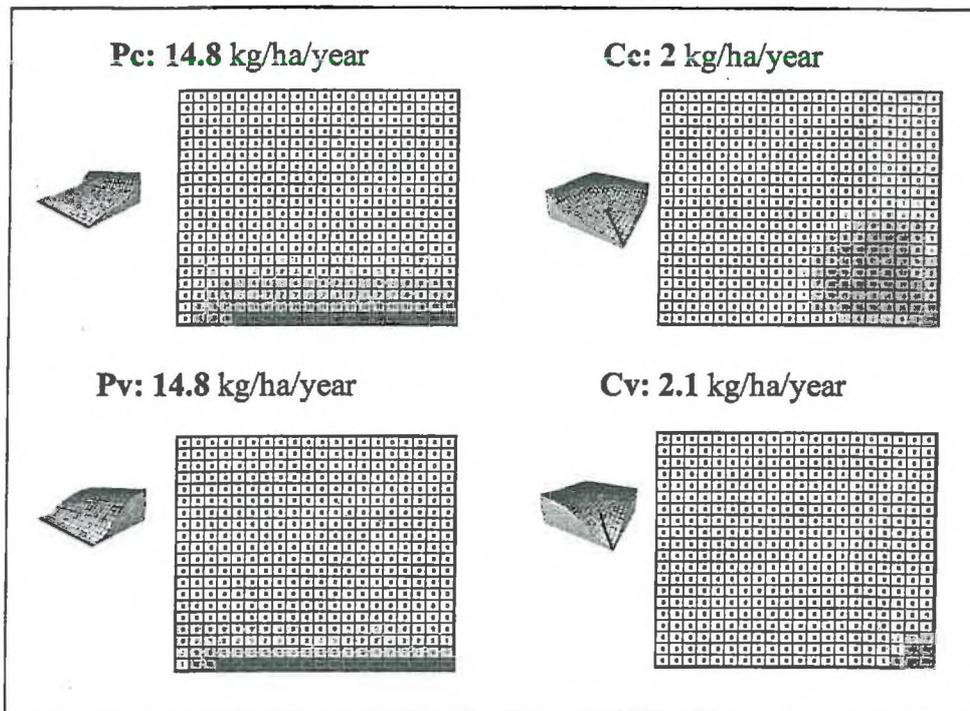


Figure 58. Maps of denitrification rates. Denitrification area is coloured in grey (low rates: light grey; high rates: dark grey).

Maps of Figure 58 show that the extent of the denitrification area depends on geomorphology:

- the spatial extent of the denitrification area (where denitrification occurs at least once during the simulation period) was more important for concave than for convex catchments. It represented 25 or 30% of the basin surface for Cc and Pc against a maximum of 5 or 15% for Cv and Pv
- the temporal variation in the denitrification process was more important in the downslope cells, and denitrification occurred more often for convex basins in these downslope cells. Steeper slopes in hillslopes of Cv and Pv allowed more subsurface runoff and also more saturation downslope, whereas the lower slopes of Pc and Cc allowed more storage within these hillslopes and also less saturation downslope.

During dry or normal climatic years, the denitrification area had about the same potential extent for the two slope profiles, but denitrification occurred more often in the narrow valley basins because downslope cells are more fed by midslope cells. During wet winters however, the potential denitrification area was more extended in catchments where the valley is wide. These two opposite tendencies led to a comparable rate of denitrification in convex or concave catchments: 14.8 kgN-NO₃/ha/year for the two parallel catchments and about 2 kgN-NO₃/ha/year for the two convergent ones.

Denitrification was higher in the parallel than in the convergent catchments. This was essentially due to the extent of the convergence area, leading to a different number of downslope cells: about 2 and 5% of the surface for the convergent and parallel basins, respectively, where denitrification occurred on more than 50 days/year.

Little difference was due to nitrate concentration, which was similar in all catchments at the same period and was responsible of a decrease of about 80% of the denitrification rate compared to the potential denitrification. Residence time was, on the other hand, responsible for a significant difference in denitrification rates. The topographic gradient of convergent downslope cells was slightly greater than that of parallel basin, leading to more important subsurface fluxes and then to lower residence time in downslope cells. Moreover, because all the catchments covered the same area, concave and convergent basins had proportionally more important alimentation areas and also more important incoming upslope fluxes and therefore lower residence time.

C.2.5.4 Discussion

This application illustrates the ability of the hydrological module of TNT2 to take spatial interactions into account and to be coupled with nitrogen transfer and transformation modules. It is also a numerical exercise to see whether the topographical information could be useful to estimate wetland denitrification potential, in the same way that it is used to predict the spatial distribution of the saturated areas, by the way of topographic indexes. The results suggest that the definition of such indexes for denitrification potential is probably difficult. These results are provisional and speculative, even if simulated denitrified quantities of 2 to 15 kgN-NO₃/ha/year for an input of 400 kgN-NO₃/ha/year (i.e. 0.5 to 3.8%) do not seem unreasonable.

C.2.6. Conclusion

A new distributed hydrological model has been developed under the constraint of being fully compatible with nitrogen transfer and transformation modules to study the role of spatial interactions on nitrogen fluxes in catchments with shallow impermeable bedrock. A first validation has been conducted on stream discharge and some piezometer data, which highlight the importance of basing calibration and validation both on spatially distributed data and on data at the outlet, especially when spatial processes need to be represented or when spatial results are expected. Further testing and comparison with other models is required to assess the uncertainty generated by the simplifying assumptions and by the size of the time and space division.

The application to the study of denitrification/geomorphology relationship illustrates the potential interest of the model for nitrogen transfer simulation. In the same way as hillslope hydrology has provided new insights for catchment hydrology, taking into account the distribution of the biogeochemical processes along the slope improves our understanding and capacity of prediction of solute transfer in catchments. The model described here try to find a solution halfway between the

aggregative models, which are not adapted to such an approach, and the mechanistic models, which are often difficult to apply and to substantiate, given the usual amount of field data available.

The modelling approach presented here is driven by a well-defined and limited objective. The temptation of the model developers has sometimes been to build *the* model that can be applied everywhere and can answer every questions. We believe that a lot of misuses and misunderstanding could be avoided if the quality and interest of a particular model were not only assessed intrinsically, but rather by its degree of adequacy with its objectives.

C.2.7. Acknowledgements

The first author PhD was founded by Region Bretagne. We are grateful to T. Bouedo, H. Squidant and Y. Hannot, for the computing development of the model, and to J. Molénat for data on the experimental catchment.

C.2.8. Bibliography

- Ambroise B, Beven K and Freer J. 1996. Towards a generalisation of the TOPMODEL concepts: topographic indices of hydrological similarity. *Water Resources Research* 32(7): 2135-2145.
- Ball J and Trudgill ST. 1995. Overview of solute modelling. In: *Solute modelling in catchment systems*, Trudgill ST (ed). John Wiley; 3-56.
- Beaujouan V, Arousseau P, Durand P, Squidant H and Ruiz L. 2000. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant. *Revue Internationale de Géomatique* 10(1): 39-60.
- Beaujouan V, Durand P and Ruiz L. 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling, in press*.
- Beven KJ and Kirkby MJ. 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24(1): 43-69.
- Beven KJ. 1996. A discussion of distributed modelling. In: *Distributed Hydrological Modelling*, Refsgaard J-C and Abbott MB (eds). Kluwer Academic Publishers: Dordrecht; 255-278.
- Bidois J. 1999. *Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité des eaux: expérimentation et modélisation*. PhD Thesis, Université Rennes 1: Rennes; 214.
- Birkinshaw SJ and Ewen J. 2000a. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment transport modelling. *Journal of Hydrology* 230: 1-17.
- Birkinshaw SJ and Ewen J. 2000b. Modelling nitrate transport in the Slapton Wood catchment using SHETRAN. *Journal of Hydrology* 230: 18-33.
- Brisson N, Mary B, Ripoche D, Jeuffroy MH, Ruget F, Nicoulaud B, Gate P, Devienne-Barret F, Antonioletti R, Durr C, Richard G, Beaudoin N, Recous S, Tayot X, Plenet D, Cellier P, Machet J-M, Meynard J-M and Delécolle R. 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18: 311-346.
- Burns IG. 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *Journal of Soil Science* 25: 165-178.
- Cheverry C (ed), 1998. *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Science Update: Paris; 300.
- Crave A and Gascuel-Oudou C. 1997. The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological Processes* 11: 203-210.
- Curmi P, Durand P, Gascuel-Oudou C, Mérot P, Walter C and Taha A. 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 50: 127-142.

- Durand P and Juan Torres JL. 1996. Solute transfer in agricultural catchments: the interest and limits of mixing models. *Journal of Hydrology* **181**: 1-22.
- Durand P, Hénault C, Bidois J and Trolard F. 1998. La dénitrification en zone humide de fonds de vallée. In: *Agriculture intensive et qualité des eaux*, Cheverry C (ed). Science Update; 223-231.
- Frankenberger JR, Brooks ES, Walter MT, Walter MK and Steenhuis TS. 1999. A GIS-based variable source area hydrology model. *Hydrological Processes* **13**: 805-822.
- Franks SW, Gineste P, Beven KJ and Mérot P. 1998. On constraining the predictions of a distributed model: the incorporation of fuzzy estimates of saturated areas into the calibration process. *Water Resources Research* **34**(4): 787-797.
- Grayson RB, Moore ID and McMahon TA. 1992. Physically based hydrologic modeling. 2. Is the concept realistic? *Water Resources Research* **28**(10): 2659-2666.
- Haycock NE, Pinay G and Walker C. 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio* **22**(6): 340-346.
- Hénault C. 1995. *Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel*. PhD Thesis, ENSA: Montpellier; 132.
- Johnes PJ. 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology* **183**: 323-349.
- Lamb R, Beven K and Myrabo S. 1997. Discharge and water table predictions using a generalized TOPMODEL formulation. *Hydrological Processes* **11**: 1145-1167.
- Mérot P. 2000. Eau et agriculture en Bretagne : bilan d'une politique incitative de maîtrise de la qualité des eaux. In: Jones JAA, Gilman K, Jigorel A and Griffin J (eds), *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*. British hydrological society: Aberystwyth; 319-326.
- Molénat J. 1999a. *Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation*. PhD Thesis, Université de Rennes 1; 272.
- Molénat J, Davy P, Gascuel-Oudou C and Durand P. 1999b. Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and cross-spectral analysis of time series. *Journal of Hydrology* **222**: 152-164.
- Molénat J, Davy P, Gascuel-Oudou C and Durand P. 2000. Spectral and cross-spectral analysis of three hydrological systems. *Physics and Chemistry of the Earth* **25**(4): 391-397.
- Nash JE and Sutcliffe JV. 1970. River flow forecasting through conceptual models 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* **10**(282-290).
- Refsgaard JC, Thorsen M, Jensen JB, Kleeschulte S and Hansen S. 1999. Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology* **221**: 117-140.
- Ruiz L, Aurousseau P, Baudry J, Beaujouan V, Cellier P, Curmi P, Durand P, Gascuel-Oudou C, Leterme P, Peyraud JL, Thenail C and Walter C. 2000 (in press). 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. In: *Comptes rendus de l'AIP ECOSPACE*, INRA (ed): Paris.
- Van Herpe Y, Troch PA, Callewier L and Quinn PF. 1998. Application of a conceptual catchment scale nitrate transport model on two rural river basins. *Environmental Pollution* **102**: 569-577.
- Whitehead PG, Wilson EJ and Butterfield D. 1998. A semi distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA) : Part I -model structure and process equations. *The Science of the Total Environment* **210/211**: 547-558.
- Wigmosta MS, Vail LW and Lettenmaier DP. 1994. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. *Water Resources Research* **30**(6): 1665-1679.
- Wigmosta MS and Lettenmaier DP. 1999. A comparison of simplified methods for routing topographically driven subsurface flow. *Water Resources Research* **35**(1): 255-264.
- Worrall F and Burt TP. 1999. The impact of land-use change on water quality at the catchment scale: the use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology* **221**: 75-90.

C.3. Discussion

Cette application montre d'une part la capacité de la deuxième version de TNT à simuler des interactions à la fois entre l'amont et l'aval du bassin versant et entre les différents compartiments hydriques (nappe et eau immobile), et à prendre en compte les caractéristiques géomorphologiques des bassins versants. La compartimentation en une double porosité permet de simuler les échanges entre la nappe et le sol au sein même de la maille, et ainsi de s'affranchir des inconvénients de décalage spatial et temporel liés au couplage de la version précédente. De plus la porosité de rétention permet un stockage de l'azote dans la zone de battement de nappe. D'autre part, cette application permet de tester l'intégration d'un module de transformation d'azote dans la structure même de TNT.

Les simulations effectuées restent toutefois un exercice numérique, permettant de montrer la pertinence de l'utilisation de la topographie pour étudier non seulement la localisation des zones humides, mais aussi leur potentialité de dénitrification. Les résultats obtenus concernant la quantification de la dénitrification sont provisoires et spéculatifs, même si les quantités dénitrifiées simulées, de 2 à 15 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ en moyenne sur le bassin (soit 0.5 à 3.8% des apports), et de 50 gN.m².an⁻¹ (soit 5% de la vitesse potentielle) pour la maille la plus dénitrifiante, semblent faibles mais ne sont toutefois pas aberrantes (Bidois, 1999).

La comparaison des différentes formes de bassins (profils de pente et réseau de drainage) demande toutefois un approfondissement de la caractérisation de leur géomorphologie. En effet, le fait de considérer des bassins de taille identique conduit, pour les différentes vallées considérées, à prendre en compte des versants d'alimentation plus étendus pour les vallées étroites que pour les vallées larges par exemple. Ainsi, les différences entre les bassins construits ne proviennent pas seulement du type de réseau de drainage ou de la largeur de la vallée, mais aussi de la longueur du versant qui alimente la vallée, qui semble par ailleurs liées dans les bassins versants naturels (Aurousseau, communication personnelle).

On peut envisager, quand le modèle sera complété et validé, de l'utiliser pour établir des diagnostics rapides de sensibilité des bassins versants réels selon leur géomorphologie. On pourra ainsi chercher à expliquer ce que les indices topographiques, utilisés par ailleurs pour caractériser le comportement hydrologique des bassins, ne peuvent suffire à expliquer du point de vue géochimique (Ruiz *et al.*, 2000). Les simulations effectuées sur des bassins versants simplifiés pourront être un premier pas dans l'élaboration de lois et d'indices, afin de chercher des critères de diagnostic et de classement des bassins versants réels, à partir des MNT par exemple.

D. Conclusion

Les différentes étapes du développement de TNT ont permis de prendre en compte les différentes hypothèses que nous voulions tester, à savoir :

- des échanges d'eau et d'azote entre l'amont et l'aval du versant et entre la nappe et le sol ;
- l'influence de la morphologie des bassins versants et de la localisation des cultures ;
- l'existence de différents temps de transfert au sein du bassin.

Les deux versions du module hydrologique développé ont été calibrées et partiellement validées sur le bassin versant de Kervidy, à la fois sur des chroniques de débit à l'exutoire et sur les hauteurs de nappe en plusieurs points du bassin.

Les trois grandes applications présentées dans ce mémoire permettent d'envisager de répondre avec le modèle développé, aux 3 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 ?
- quelles sont les potentialités épuratrices des milieux naturels, notamment grâce aux zones humides, dont les capacités de rétention d'azote sont reconnues (Bidois, 1999) ?

Les valeurs obtenues, même si elles sont relatives au contexte des simulations, suggèrent que ce n'est pas l'épuration qui va permettre de régler les problèmes d'excédents de l'agriculture bretonne. Elles permettent juste d'éliminer une partie de l'azote en excédent, qui correspond quantitativement aux pertes incompressibles évoquées par Mariotti (1998). La solution doit passer par un changement du modèle agricole, avec une diminution globale des intrants, une meilleure maîtrise des pollutions...

CHAPITRE 4
CONCLUSION :
LIMITES DU MODÈLE
ET
PERSPECTIVES

Ch 4. Conclusion : limites du modèle et perspectives

Nous avons développé un nouveau modèle hydrologique, dans le but d'y intégrer la modélisation des transferts et transformations d'azote, à l'échelle du bassin versant. Le développement de ce nouveau modèle est motivé par le fait que les modèles existants ne permettent pas de prendre en compte une des hypothèses principales de fonctionnement des bassins versants que nous avons émise, à savoir l'existence d'interactions spatiales au sein du bassin versant (par des échanges entre la nappe et le sol localement, et entre l'amont et l'aval au sein des versants).

Nous avons fait les choix méthodologiques suivants (chapitre 2) :

- nous avons adopté une modélisation distribuée, de façon à pouvoir, d'une part, prendre en compte la variabilité spatiale des paramètres ainsi que des entrées du modèle (propriétés du sol, topographie, fertilisation azotée des cultures, occupation du sol...), et d'autre part, simuler des variables distribuées (profondeur de la nappe, concentration en nitrate de la solution du sol...), ce qui permet de décrire en 3D les chemins de l'eau et des nitrates dans le bassin versant ;
- nous avons repris l'hypothèse que les écoulements sont majoritairement contrôlés par la topographie, et plus précisément que les gradients hydrauliques peuvent être estimés à partir de gradients topographiques (Beven et Kirkby, 1979) ;
- nous avons gardé une autre hypothèse de TOPMODEL, à savoir que la conductivité du sol et du sous-sol décroît avec la profondeur ;
- nous avons compartimenté les mailles en plusieurs réservoirs, en fonction du matériau (sol/sous-sol) et de la fonctionnalité des réservoirs pour les transferts et stockage d'eau et d'azote (réserve utilisable par les plantes, porosité de rétention et de drainage).

Les résultats de différentes applications, au fur et à mesure du développement du modèle, ont permis de montrer l'aptitude de TNT à répondre aux questions posées (chapitre 3). Ces résultats permettent ainsi d'envisager l'utilisation de TNT à l'échelle du bassin versant, pour l'étude des interactions entre milieu physique et pollution diffuse d'origine agricole.

La modélisation des flux d'eau et d'azote à l'échelle du bassin versant à partir du modèle que nous avons développé est cependant sujette à des critiques d'ordre méthodologique, conceptuel et de validation que nous allons développer.

A. Modélisation distribuée

Nous avons choisi de mettre en œuvre un modèle distribué, qui nous permet :

- de prendre en compte des entrées spatialisées, notamment celles liées aux pratiques agricoles, plus précisément à la localisation du type de culture et de la fertilisation ;
- de suivre les chemins de l'eau le long des versants, pour prendre en compte d'éventuelles interactions amont - aval ;
- de simuler des variables internes au bassin, par exemple l'humidité du sol, la profondeur de la nappe, ou la teneur en azote du sol ;
- de prendre en compte des processus localisés dans le bassin, comme la dénitrification ou le ruissellement sur surfaces saturées ;
- de simuler un effet de dispersion/diffusion des solutés grâce à la discrétisation en couches de porosité de rétention et en mailles.

Nous sommes cependant conscients des problèmes et limites des modèles et de la modélisation distribués, discutés par de nombreux auteurs, notamment Grayson *et al.* (1992) et Beven (1996). Certains auteurs (Kauark-Leite, 1990 ; Beven, 1996 ; Storm et Refsgaard, 1996 ; Bergström et Graham, 1998) arrivent à la conclusion que les modèles distribués à base physique sont finalement des modèles conceptuels, avec le désavantage d'avoir de nombreux paramètres à caler.

Passons en revue les principales critiques soulevées et la façon dont nous avons tenté de nous en affranchir :

- ces modèles sont lourds à élaborer et à vérifier, et les erreurs de calcul sont fréquentes.

Nous avons d'une part cherché à représenter les processus de la manière la plus simple possible. Le choix d'une approche conceptuelle simple, sans schéma de résolution numérique, permet de limiter les lourdeurs et le risque d'erreurs.

D'autre part, nous avons développé le modèle en langage C, de façon modulaire, en veillant à optimiser au maximum la gestion de l'espace mémoire et en vérifiant pas à pas les erreurs de calcul probables ;

- ils sont souvent sur-paramétrés, par rapport à la quantité d'information disponible pour identifier ces paramètres. Même si cette quantité d'information croît grâce au développement des techniques d'estimation des paramètres (par des mesures de terrain, la télédétection, le traitement d'images, la géostatistique, l'utilisation des MNT et des SIG...) elle reste toujours incomplète.

Nous avons choisi de limiter le nombre de paramètres du module hydrologique au maximum, en utilisant des paramètres ayant une réalité physique, avec les hypothèses de contrôle des écoulements par la topographie et la description des compartiments par exemple. Il faut cependant garder à l'esprit la question de la qualité des données, souvent plus délicate pour les données spatiales que pour les

données ponctuelles : la qualité du MNT utilisé par exemple doit être contrôlée. Enfin, les processus modélisés à l'échelle de la maille mettent en jeu des paramètres effectifs. Ceux-ci ne correspondent pas toujours aux mesures ponctuelles effectuées (par exemple la conductivité mesurée ne prend pas en compte d'éventuels chemins préférentiels). Ils présentent de plus une forte variabilité spatiale. Dans notre cas, il nous semble que la prise en compte de grandes zones homogènes, en combinant réalisme physique des paramètres et calage du modèle permet de s'affranchir en partie de ces limites ;

- la discrétisation en mailles carrées régulières nécessite la détermination du réseau de drainage entre les mailles, ce qui implique un choix de conceptualisation des trajets de l'eau.

Nous avons discuté ce problème de détermination du réseau de drainage et de ses conséquences dans le paragraphe D du chapitre 2, en utilisant deux modes d'extraction du réseau de drainage : mono et multidirectionnel. Les résultats spatiaux du modèle dépendent de la méthode, qui doit être choisie en fonction des objectifs de la modélisation pour minimiser les artefacts. Aucune ne permet cependant de s'affranchir totalement des erreurs liées au maillage ;

- la discrétisation, que ce soit en mailles ou en couches, induit un effet de dispersion, pour partie volontaire, dû au mélange réalisé dans chaque compartiment à chaque pas de temps.

L'effet de la discrétisation sur la dispersion est complexe, d'autant plus que la taille des mailles, l'épaisseur des couches et la longueur du pas de temps se combinent. Globalement, plus le nombre de compartiments (couches et mailles) est important et moins le nombre de pas de temps est grand, plus la dispersion est faible. Le nombre de pas de temps nécessaire pour faire transiter complètement le signal d'entrée, qui dépend de la taille du réservoir et de la quantité d'eau arrivant à chaque pas de temps, est l'élément le plus déterminant de la dispersion.

Cet artefact généré par la discrétisation nécessitera donc une analyse de sensibilité du modèle à la taille des mailles, à l'épaisseur des couches et au pas de temps ;

- la pertinence de la maille, entité arbitraire dans le cas d'un maillage carré régulier, en tant qu'unité conceptuelle pour la formulation des phénomènes est discutable. De même, la question se pose de la représentativité de l'agrégation des processus simulés pour chaque maille pour obtenir des résultats à l'échelle du bassin versant.

C'est pourquoi nous ne cherchons pas, du moins dans l'état actuel du modèle, à reproduire et interpréter des phénomènes localisés précisément, mais plutôt les tendances importantes des systèmes.

Il nous semble que les différents choix que nous avons faits permettent de limiter au minimum les effets négatifs de la discrétisation. Ce type de modélisation nous paraît alors acceptable, si l'on accepte de restreindre l'interprétation aux tendances plutôt que de chercher une simulation des phénomènes précise dans l'espace et dans le temps.

Le découpage des bassins versants en mailles carrées régulières soulève un autre problème : celui de la prise en compte des structures linéaires, telles que le réseau hydrographique, les fossés, les haies... (Carluer, 1998).

Nous avons choisi, pour l'instant, de négliger l'effet des haies et des réseaux de fossés. On peut envisager cependant leur prise en compte en se basant sur les connaissances actuelles. L'effet des haies sur la géométrie des écoulements superficiels, à partir d'un maillage carré, a été modélisé par Zhang (1995). Leur effet sur les écoulements profonds est par contre moins connu (Caubel-Forget, 2001). On peut dans un premier temps envisager de prendre en compte un effet global des haies à l'échelle de la maille, en supposant par exemple que les mailles pour lesquelles on note la présence d'une haie entraîneront une évapotranspiration plus importante que les autres mailles. Il faut toutefois garder à l'esprit que leur description nécessite des observations fines et une quantité importante d'informations alourdissant la mise en œuvre du modèle (Carluer, 1998).

En ce qui concerne la rivière, étant donnée la taille des bassins versants d'application, nous avons négligé d'une part la largeur et la profondeur des canaux, et donc leur volume, et d'autre part la vitesse de transfert et les transformations qui peuvent s'y produire. En effet, au pas de temps journalier, on peut estimer que le temps de transfert dans le réseau hydrographique est négligeable si la longueur du réseau est inférieure à une dizaine de kilomètres. De même, comme par exemple pour le bassin versant de Naizin, on peut estimer que les transformations d'azote dans la rivière sont négligeables par rapport aux transformations dans les versants.

Nous avons choisi de prendre en compte la rivière comme un réseau linéaire qui traverse les mailles dont l'aire drainée est supérieure à un seuil (§ B.3.1 du chapitre 2). On pourrait envisager une discrétisation non régulière, qui prenne en compte ces structures linéaires (Grayson *et al.*, 1992 ; Carluer, 1998) ou la description du réseau hydrographique indépendamment du type de description des versants. Dans le modèle SHE par exemple (Abbott *et al.*, 1986a) le réseau est décrit de façon plus fine que le versant découpé en mailles carrées régulières ; dans INCA (Whitehead *et al.*, 1998a) les transferts dans le réseau sont simulés indépendamment des transferts dans les versants.

B. Gradient topographique

L'utilisation du gradient topographique pour estimer le gradient hydraulique est remise en cause par Jordan (1994) ; Molénat (1999) ou Gascuel-Oudou et Molénat (2000), notamment à cause :

- d'une mauvaise correspondance entre les gradients observés et le gradient topographique ;
- de la variation temporelle du gradient hydraulique observé, alors que le gradient topographique est constant ;
- de l'absence de prise en compte des écoulements préférentiels déconnectés de la topographie (en surface : fossés, haies, dans le sol : macropores, drains, en profondeur : failles) ;
- d'un manque de contrôle de l'amont : le gradient topographique aval ne tient pas compte d'un gradient existant à l'amont ;
- d'un manque de contrôle par l'aval, notamment par le niveau d'eau dans la rivière ;
- de l'absence de prise en compte d'une remontée de la nappe profonde.

Des résultats positifs ont cependant été obtenus en Bretagne par Bruneau (1992) ; Crave et Gascuel-Oudou (1997) ; Gineste (1998) ; Franks *et al.* (1998) et Carlier (1998). Dans le cas de nos simulations, nous avons pu constater que le déficit hydrique calculé est toujours décroissant de l'amont vers l'aval du versant, en accord avec la topographie. Le contrôle amont est pris en compte par la description explicite des chemins de l'eau.

La profondeur de la nappe estimée calculée à partir du déficit hydrique simulé et de la porosité estimée reproduit parfois une inversion du pendage du toit de la nappe lorsque la pente est plus forte dans le versant qu'à l'amont (voir par exemple la **Figure 51** pour le transect de Guériniec). L'utilisation du gradient topographique constant permet cependant de maintenir des écoulements de l'amont vers l'aval. Globalement, au vu de nos simulations, même si les profondeurs de nappe simulées présentent quelques erreurs, on peut considérer que le gradient topographique permet, de façon simple, de reproduire une dynamique de la nappe satisfaisante.

Une solution pour s'affranchir des erreurs liées au gradient topographique pourrait être l'utilisation d'un gradient «vrai», calculé à chaque pas de temps à partir des valeurs de profondeur de nappe simulée pour s'affranchir du gradient topographique, et permettre de simuler un contrôle par l'aval, mais cela nécessite :

- une bonne estimation de la profondeur de la nappe en fonction du déficit hydrique, i.e., une bonne estimation de la porosité ;
- un changement de l'algorithme, avec recalcul du réseau de drainage à chaque pas de temps, avec le risque d'avoir des réseaux non cohérents (zones d'accumulation, non-connectivité...) et une augmentation du temps de calcul.

Cette solution pourrait finalement aboutir à une mise en œuvre plus complexe et pas forcément plus représentative de la réalité, si les paramètres de porosité par exemple sont mal estimés. Elle serait par ailleurs peu justifiée par rapport à l'utilisation d'un modèle de nappe plus physique, tel que MODFLOW, utilisé par Molénat (1999). Une comparaison des simulations par MODFLOW et par TNT de certaines variables sensibles à la description du gradient hydraulique (telles que l'extension dynamique des zones saturée ou des zones d'interaction ; de la direction et le sens des flux...) permettrait d'approfondir dans un premier temps la remise en cause du gradient topographique ou de mieux justifier son utilisation.

C. Validation spatiale et validation des hypothèses

Nous avons présenté dans le chapitre 3 des éléments de validation hydrologique sur des données spatialisées. Il apparaît actuellement, dans plusieurs domaines faisant appel à la modélisation de phénomènes spatiaux, la nécessité de valider spatialement des modèles (Rykiel, 1996). Turner *et al.* (1989) justifie l'utilisation de la validation spatiale pour les modèles de simulation en écologie, et font une revue des méthodes simples et complexes de comparaison spatiale, applicables à des données en matrice (format raster par exemple). Une utilisation des tables de contingence est présentée par Thompson *et al.* (1997).

Wigmosta et Burges (1997) justifient l'utilisation de données spatiales pour informer, calibrer et valider les modèles hydrologiques. Gineste (1998) justifie la validation spatiale de TOPMODEL par le fait que le débit à l'exutoire ne suffit pas à calibrer les paramètres, car plusieurs jeux de paramètres peuvent donner des résultats identiques à l'exutoire, alors que les phénomènes internes au bassin versant sont différents. Il soulève par ailleurs (Gineste, 1999) le problème du manque d'efforts pour valider les simulations du fonctionnement hydrologique interne à un bassin, qui vient en partie du fait que les mesures conventionnelles sont essentiellement ponctuelles. Il propose alors d'utiliser les données radar de mesure de l'humidité du sol pour d'une part améliorer l'apprentissage de TOPMODEL, et d'autre part pour valider TOPMODEL sur la base de l'extension spatiale des zones saturées. De même, Moeremans et Dautrebande (1999) utilisent les données radar pour calibrer et/ou valider la composante "humidité des couches superficielles des sols" des modèles hydrologiques EPIC-GRID et MIKE11. Ewen et Parkin (1996) présentent des méthodes de validation de modèles pour prédire l'impact d'un changement d'occupation du sol ou du climat. Leur méthodologie générale permet d'obtenir des intervalles de confiance des différentes variables simulées. Un test sur un petit bassin par Parkin *et al.* (1996) montre que cette méthodologie fournit bien une aide à la validation.

Des données ponctuelles sont parfois utilisées pour valider des modèles hydrologiques. Molénat (1999) par exemple utilise des mesures de hauteur de nappe dans des piézomètres répartis selon trois transects dans le bassin versant de Kervidy pour vérifier les résultats de simulations avec MODFLOW. Il compare alors une à une les chroniques de hauteur d'eau simulées et observées en ces points, et généralise au comportement général du bassin versant. Une petite analyse de sensibilité à la géométrie des altérites lui permet de constater que les résultats à l'exutoire du bassin n'y sont pas sensibles, alors que les phénomènes dans les versants le sont. De même, Jordan (1994) utilise des données ponctuelles obtenues par des piézomètres pour comparer les hauteurs de nappe et l'indice topographique. En zone montagneuse, il montre que le lien n'est pas évident, excepté dans les zones à fort indice.

Nous pensons que, dans notre cas, avec une modélisation conceptuelle, il n'est ni nécessaire ni justifié de valider spatialement de manière précise la profondeur de la nappe en tout point par exemple, mais qu'il est suffisant de bien représenter les grandes tendances. En effet, la recherche d'une reproduction

«exacte» de l'ensemble du fonctionnement du bassin versant nécessiterait de bien caractériser tout le milieu (géométrie des altérites, valeurs de la porosité...), ce qui est quasiment impossible à réaliser (Lamb *et al.*, 1998). La validation spatiale à partir de mesures ponctuelles peut alors être envisagée dans notre cas pour vérifier globalement le bon fonctionnement du modèle, sans pour autant chercher à reproduire toutes les variables internes au bassin versant. Une autre voie intéressante serait de comparer globalement la forme et la dynamique des zones saturées simulées et observées, comme Gineste (1998), sans chercher une correspondance précise en chaque point du bassin.

Enfin, il semble utopique de valider l'ensemble des processus simulés à l'échelle du bassin versant (Durand *et al.*, 1999b). On peut envisager une validation, d'une part des hypothèses de fonctionnement du bassin et, d'autre part, des processus les uns après les autres, mécanisme par mécanisme... Étant donnée la complexité de validation de l'ensemble des processus de transformation d'azote et les difficultés liées aux interférences entre ces processus, nous envisageons d'utiliser des modules qui ont été validés indépendamment par ailleurs, pour réduire au minimum le besoin de validation intégrée.

Il paraît nécessaire de valider sur le terrain les hypothèses de construction du modèle non validées par ailleurs. L'hypothèse de récupération d'eau et d'azote en aval des versants par exemple doit être vérifiée, même si elle correspond à une conceptualisation d'un ensemble de phénomènes observés. Des expérimentations fournissent d'ores et déjà quelques certitudes au niveau des haies (Caubel-Forget, 2001) ou des zones humides ripariennes (Bidois, 1999) par exemple. Les observations de Molénat (1999) permettent aussi de mettre en évidence un apport à la rivière, en surface, d'eau appauvrie en nitrates.

Enfin, une technique de validation peut aussi consister en la confrontation, avec les tendances réelles, de grandes tendances obtenues par des simulations dans une diversité de contextes climatiques, physiographiques et agricoles (Durand *et al.*, 1999b).

D. Modélisation des pratiques agricoles sur de petits bassins

Nous avons choisi le petit bassin versant (quelques hectares à 10 km²) comme unité d'étude de la qualité des eaux, pour son caractère intégrateur (Ruiz *et al.*, 2000). La modélisation à l'échelle des bassins versants permet en effet de prendre en compte la variabilité spatiale des activités agricoles et des processus de transferts et transformations d'azote, ainsi que les interactions entre les différents processus, qui conduisent à la pollution des rivières et des eaux souterraines par les nitrates.

Cette unité spatiale est-elle pertinente pour la modélisation des pratiques agricoles ? En effet, deux types de questions se posent :

- à quel pas de temps le modèle est-il sensible aux changements de pratiques, étant donnée l'inertie du système que constitue le bassin versant ?

Nous avons vu dans ce mémoire (§B chapitre 3) que les temps de transferts dans les versants simulés par le modèle peuvent être de l'ordre de la dizaine d'années : il faut donc tenir compte de l'inertie des bassins pour conclure quant aux effets d'un éventuel changement. Il faut alors disposer d'informations précises sur les pratiques agricoles sur de longues périodes, ce qui est compliqué à obtenir en pratique.

- peut-on s'affranchir des erreurs spatiales générées par l'estimation des pratiques agricoles à l'échelle du bassin versant ? En effet, les connaissances des pratiques peuvent être connues plus ou moins précisément seulement à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole, ne correspondant par forcément avec les limites physiques des bassins versants ; de plus, la complexité due à l'obtention et à la gestion de ces données (intrants, localisation des parcelles, techniques culturales...) croît considérablement avec la surface de la zone d'étude.

L'estimation des paramètres liés aux pratiques peut passer par l'utilisation d'un SIG, permettant à la fois une description spatiale de l'occupation des sols par exemple, et un regroupement, grâce à un système de base de données, des pratiques liées à un grand type d'occupation du sol. De même, on peut passer par un travail de typologie des exploitations agricoles pour renseigner plus simplement les grands types de rotations culturales, de pratiques de fertilisation...

La modélisation en elle-même à l'échelle du bassin versant est complexe (intégration de phénomènes à différentes échelles, difficulté d'estimer les paramètres ou les variables de forçage telles que la fertilisation...), et peu de modèles existent à cette échelle. Ils résultent le plus souvent de l'agrégation de modèles à l'échelle de la parcelle, où il reste difficile de modéliser les cultures : selon les auteurs, les transformations d'azote modélisées et les formalismes diffèrent, avec dans quasiment tous les cas une sur-paramétrisation. De plus, il n'existe pas de modèle intermédiaire, conceptuel, entre une simple courbe d'absorption d'azote et une modélisation très détaillée pour simuler la croissance des plantes.

Parmi ces modèles de simulation des cultures à l'échelle de la parcelle, nous avons choisi de nous baser sur le modèle STICS (voir §E.2.1 du chapitre 2). Dans l'esprit de ses concepteurs, STICS se veut plus une plate-forme de modélisation qui regroupe des modèles issus des différentes disciplines, avec

simplification de chaque processus mais aussi, grâce à sa structure modulaire, avec la possibilité de changer le formalisme d'un processus indépendamment des autres, en profitant de l'existence et des acquis de la recherche. Ainsi, même si on connaît actuellement les limites de STICS (pas de simulation des flux de NH_4^+ , minéralisation mal simulée en conditions bretonnes, module de minéralisation des effluents d'élevage encore en cours de développement, mauvaise simulation de la prairie pour les différents stades de croissance...), il nous a semblé plus aisé de partir de ce modèle, à la fois validé pour une variété de situations, et en cours de développement pour l'adapter plus spécifiquement aux conditions de nos simulations. L'utilisation de STICS, malgré les questions posées par le nombre de paramètres et les différents degrés de finesse de description des processus, nous semble utile pour répondre à certaines questions mettant en jeu une description relativement fine de la croissance des plantes par exemple (§ A chapitre 3). Cependant, pour répondre à des questions plus générales, la structure modulaire du modèle TNT2 permet de ne pas utiliser l'ensemble du modèle STICS, et de ne travailler qu'avec les modules existants qui nous paraissent intéressants ou de nouveaux modules plus adaptés (§C chapitre 3).

E. Conclusion

Étant données les difficultés liées à la modélisation agronomique à l'échelle du bassin versant et les choix méthodologiques que nous avons faits, nous pouvons envisager, dans un premier temps, d'utiliser le modèle TNT2 pour tester des scénarios simples, sur des bassins versants de petite taille. Nous pouvons chercher, pour chaque application, à adapter le modèle à un objectif simple, plutôt que de chercher à avoir un modèle universel permettant de répondre à toutes les questions en tous lieux.

On peut ainsi chercher, sur des bassins virtuels ou sur des bassins versants réels du point de vue de leur géomorphologie mais virtuels du point de vue de l'occupation du sol (avec des scénarios simples de types de cultures et de pratiques culturales par exemple) :

- à diagnostiquer les risques de pollution azotée présentés par différentes combinaisons de pratiques agricoles et de systèmes physiques ;
- à élaborer des calendriers réalistes de reconquête de la qualité de l'eau suite à des diminutions d'intrants par exemple ;
- à étudier l'influence de la spatialisation des pratiques agricoles, des transferts et transformations d'azote ;
- à comparer les réponses d'un éventail de bassins aux caractéristiques différentes ;
- à tester l'impact des diverses solutions préconisées pour augmenter l'épuration des nitrates par le milieu...

Concernant ce dernier point, outre les solutions abordées dans ce mémoire (dénitrification dans les zones humides et exportation d'azote par des cultures « puits » situées à l'aval de cultures sources d'un important lessivage d'azote), d'autres solutions pour favoriser la dépollution ont été proposées, par exemple la mise en place d'intercultures permettant de retenir l'azote pendant les périodes durant lesquelles le sol est habituellement nu, ou la facilitation de la dénitrification dans la nappe profonde, (Mariotti, 1994).

Enfin, on peut envisager la modélisation avec TNT sur de plus grands bassins versants, avec une architecture du modèle de type semi-distribué, comme avec INCA : TNT permettrait la simulation sur de petits bassins versants, qui se jettent dans des biefs dans lesquels les transferts et transformations d'azote peuvent être modélisés indépendamment.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion générale

Face à la détérioration de la qualité de l'eau, notamment à cause des nitrates, qui pose des problèmes sanitaires et écologiques, diverses actions de restauration de la qualité de l'eau sont lancées. Les réponses à ces actions menées doivent être évaluées, à la fois dans le temps et en amplitude, notamment en ce prenant en compte les chemins d'écoulement et les vitesses de transfert.

La modélisation peut répondre en partie à ces objectifs. Cependant, les connaissances hydrologiques et géochimiques, que ce soit sur le terrain ou en théorie, ne sont actuellement pas suffisantes pour modéliser et prédire finement les chemins de l'eau et de l'azote, à des échelles compatibles avec celles qui gouvernent les pollutions des rivières ou des eaux souterraines par les nitrates. Il est de plus très difficile de conceptualiser les connaissances existantes. Les travaux antérieurs (expérimentations et modélisation) ont toutefois permis de mettre en évidence des compartiments et chemins importants.

Nous avons posé des hypothèses de fonctionnement des bassins versants à partir de ces travaux, et construit un modèle hydrologique, TNT, à partir de ces hypothèses, en gardant pour objectif l'intégration des transferts et transformations d'azote. Le développement conceptuel et théorique s'est alors fait dans un souci constant d'opérationalité : modularité et gestion optimum de la mémoire pour le côté informatique, en langage C, et restriction maximale du besoin de mesures pour la conceptualisation. Nous avons choisi de développer un modèle distribué à mailles régulières carrées, basé sur des hypothèses simples : écoulements gouvernés par la topographie, cascade de réservoirs capacitifs, conductivité hydraulique liée à la profondeur...

Nous avons testé, au fur et à mesure du développement de TNT, ses capacités à prendre en compte et à reproduire certains phénomènes : sensibilité aux paramètres et à la géométrie du milieu, sensibilité des résultats au type de construction du réseau de drainage, simulation du débit à l'exutoire et de la profondeur de la nappe au sein du bassin versant, simulation explicite des chemins de l'eau, stockage... Le domaine de validité de TNT regroupe les petits bassins versants agricoles, aux sols relativement perméables sur substrat imperméable, avec une nappe peu profonde, en climat tempéré humide. Nous avons appliqué le modèle sur un bassin versant réel, Kervidy (Morbihan), et sur des petits bassins virtuels très simples, présentant des géomorphologies contrastées (profil de pente et réseau de drainage).

Nous avons testé la capacité du modèle développé, après intégration de modules de transferts et transformations d'azote, à répondre à trois grands types de questions, en utilisant des scénarios simples pour comparer l'effet de différentes caractéristiques du bassin versant. Nous avons ainsi étudié, lors d'une première application avec couplage du modèle hydrologique avec un modèle agronomique existant, STICS, l'influence de la localisation des cultures sur les flux d'azote dans des bassins versants virtuels très simples, avec seulement deux types de cultures. Les résultats suggèrent que l'interposition d'une culture sous-fertilisée entre la rivière et une culture sur-fertilisée permet de

limiter la pollution de la rivière, par un phénomène de récupération, par la culture sous-fertilisée, de l'azote lessivé sous la culture sur-fertilisée. Dans un deuxième temps, nous avons étudié la simulation des temps de transfert au sein d'un versant : les résultats montrent, d'une part, que le versant étudié présente une forte inertie face aux transferts d'azote, et, d'autre part, que le modèle est sensible à la localisation de la fertilisation. Enfin, nous avons étudié l'influence de la géomorphologie sur la dénitrification, ce qui permet de vérifier la capacité de TNT2, d'une part de permettre l'intégration de transformation d'azote, et, d'autre part, de fournir des réponses spatiales différentes selon les caractéristiques géomorphologiques des bassins versants. Nous pouvons ainsi envisager son utilisation pour la caractérisation des bassins versants réels.

Le modèle TNT permet la formulation et le test de diverses hypothèses de fonctionnement des bassins versants. Il est ainsi, au stade actuel de son développement, plus envisagé comme un modèle d'analyse et d'aide à la recherche que comme un modèle opérationnel de prédiction, du fait d'une part des limites liées aux concepts utilisés (maillage carré régulier, gradient topographique, formalisme de la modélisation des processus de transferts et transformations d'azote...) et d'autre part des difficultés liées à l'estimation des paramètres et des facteurs de description des bassins versants (paramètres hydrologiques, occupation du sol, pratiques agricoles...).

TNT, comme tout modèle, est donc à utiliser avec précaution, pour répondre à des questions précises, dans un cadre de recherche et d'analyse de scénarios. Les résultats obtenus doivent être analysés en connaissant les conditions de simulation, et ne pas être généralisés à d'autres conditions. Il ne semble pas judicieux, ni possible, dans l'état actuel du développement du modèle, de chercher à appliquer le modèle à des bassins versants réels en cherchant à en reproduire et à en prédire le fonctionnement dans sa totalité et sa complexité. Il est de même, actuellement, faux et dangereux d'utiliser tels quels les résultats obtenus au cours des différentes applications. Une phase de validation du modèle est nécessaire : elle peut passer par une validation des différentes hypothèses émises lors de la construction du modèle (par exemple l'hypothèse de récupération potentielle d'azote lessivé en haut de versant par les plantes de bas de versant), ou par une validation plus globale des résultats obtenus par le modèle sur des bassins versants ou des situations contrastés. On peut toutefois considérer, grâce aux simulations sur des cas simplifiés et contrastés, que les grandes tendances simulées donnent des indications intéressantes sur le fonctionnement des bassins. Ainsi, les valeurs obtenues lors des différentes applications de ce mémoire, appellent deux remarques intéressantes sur le plan opérationnel. La première est que le temps de réponse des petits bassins versants sur socle est, contrairement aux idées reçues, bien supérieur à l'année, et que par conséquent des réductions d'intrants auront un effet retardé sur la qualité des eaux. La seconde est que les processus d'épuration naturels ne sont pas suffisants pour constituer à eux seuls une solution de restauration de la qualité de l'eau, mais qu'ils peuvent tout de même, à court terme, améliorer un minimum la situation actuelle.

Références bibliographiques

- Abbott MB, Bathurst JC, Cunge JA, O'Connell PE et Rasmussen J, 1986a.** 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* **87**, 45-59.
- Abbott MB, Bathurst JC, Cunge JA, O'Connell PE et Rasmussen J, 1986b.** An introduction to the european hydrological system - Système Hydrologique Européen, "SHE", 2 : structure of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology* **87**, 61-77.
- Abrassart J et Soulard B, 1996.** Modélisation et cartographie régionales des apports de nutriments agricoles au milieu naturel. Cas de l'azote en Bretagne de 1955 à 1994. In *Hydrologie dans les pays celtiques*, 8-11 juillet 1996, Rennes, France, INRA. 203-214.
- Abrassart J, 1999.** Pratiques agricoles et pollution diffuse des eaux de surface. Premiers résultats sur l'ion nitrate dans le bassin versant du Coët-Dan (Naizin - 56) et ses sous-bassins de Kervidy et de La Villeneuve. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 220-235.
- Addiscott TM et Wagenet RJ, 1985.** Concepts of solute leaching in soils : a review of modelling approaches. *Journal of Soil Science* **36**, 411-424.
- Addiscott TM et Mirza NA, 1998.** New paradigms for modelling mass transfers in soils. *Soil and Tillage Research* **47**, 105-109.
- Ambroise B, 1991.** Hydrologie des petits bassins versants ruraux en milieu tempéré. Processus et modèles. In *Séminaire "Les flux dans les Volumes Pédologiques et à leurs limites: Approches à l'échelle spatiale du Bassin versant" du Conseil Scientifique du Département "Science du Sol" de l'INRA*, 26-27 mars, Dijon. 53 p.
- Ambroise B, Beven K et Freer J, 1996.** Towards a generalisation of the TOPMODEL concepts : topographic indices of hydrological similarity. *Water resources research* **32(7)**, 2135-2145.
- Ambroise B, 1999.** La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant. Processus, facteurs, modèles. Ed. HGA. Bucaret (Roumanie), 200 p.
- Anthony S, Quinn P et Lord E, 1996.** Catchment scale modelling of nitrate leaching. Aspects of applied biology. *Modelling in applied biology : spatial aspects*. **46**, 23-32.
- Arheimer B et Brandt M, 1998.** Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio* **27(6)**, 471-480.
- Arheimer B et Liden R, 2000.** Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments - influence of spatial and temporal variables. *Journal of hydrology* **227**, 140-159.
- Aurousseau P et Squidant H, 1995.** Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas-fonds, <http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/zhbf/zhbf.htm>.
- Aurousseau P, Bacqué M-C et Squidant H, 1996.** Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante. Rennes, ENSAR, 30 p.
- Aurousseau P et Squidant H, 1996a.** Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas fonds. *Ingénieries EAT*, 75-85.
- Aurousseau P et Squidant H, 1996b.** 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>.
- Aurousseau P, 2000.** Les flux d'azote sortant des bassins versants de Bretagne. In *Séance du Conseil Scientifique de l'Environnement du 7 Avril 2000*.
- Ball J et Trudgill ST, 1995.** Overview of solute modelling. In *Solute modelling in catchment systems*.

Trudgill S.T., Ed., John Wiley, 3-56.

Band LE, 1986. Topographic partition of watersheds with digital elevation models. *Water Resources Research* 22(1), 15-24.

Barré C, 2001. Devenir de l'azote des pissats de vache émis sur une prairie pâturée. Thèse de doctorat (en préparation), ENSAR, Rennes.

Baudez JC, Loumagne C, Michel C, Palagos B, Gomendy V et Bartoli F, 1999. Modélisation hydrologique et hétérogénéité spatiale des bassins. Vers une comparaison de l'approche globale et de l'approche distribuée. *Etude et gestion des sols* 6(4), 165-184.

Beaujouan V, Durand P, Ruiz L, Cellier P et Combo S, 2000a. Modélisation de l'effet de l'organisation spatiale des systèmes de cultures sur les fuites d'azote à l'exutoire des bassins versants. In *Comptes rendus de l'AIP ECOSPACE*. INRA, Ed. Paris (sous presse).

Beaujouan V, Arousseau P, Durand P, Squvidant H et Ruiz L, 2000b. Comparaison de méthodes de définition des chemins hydrauliques pour la modélisation hydrologique à l'échelle du bassin versant. *Revue internationale de géomatique* 10(1), 39-60.

Beaujouan V, Durand P et Ruiz L, 2001a. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological modelling* 137(1), 91-103.

Beaujouan V, Durand P, Ruiz L, Arousseau P et Cotteret G, 2001b. A Hydrological model dedicated to Topography-based simulation of Nitrogen Transfer and Transformation. Rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrological Processes* (sous presse).

Ben-Ari M, 1982. Principles of concurrent programming. Ed. Prentice Hall. 172 p.

Bergström S et Graham LP, 1998. On the scale problem in hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 211, 253-265.

Beven KJ et Kirkby MJ, 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24(1), 43-69.

Beven K et Wood EF, 1983. Catchment geomorphology and the dynamics of runoff contributing areas. *Journal of hydrology* 65, 139-158.

Beven K, 1989. Changing ideas in hydrology. The case of physically-based models. *Journal of hydrology* 105, 157-172.

Beven K et Binley A, 1992. The future of distributed models : model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological processes* 6, 279-298.

Beven K, 1995. Linking parameters across scales: subgrid parameterizations and scale dependent hydrological models. *Hydrological processes* 9, 507-525.

Beven KJ, 1996. A discussion of distributed modelling. In *Distributed Hydrological Modelling*. Refsgaard J-C et Abbott, M. B., Eds. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 255-278.

Beven K, 1997a. Topmodel : a critique. *Hydrological processes* 11, 1069-1085.

Beven KJ, Ed. 1997b. Distributed modelling in hydrology : Applications of the TOPMODEL Concept. *Advances in hydrological processes*. Chichester, John Wiley. 350 p.

Bidois J, 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité des eaux : expérimentation et modélisation. Thèse de doctorat, Université Rennes 1, Rennes, 214 p.

Bidois J, Durand P et Mérot P, 1999. L'aménagement des zones humides ripariennes pour reconquérir la qualité des eaux : l'expérience de Kerveldreac'h. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 275-287.

Birkinshaw SJ et Ewen J, 2000a. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment transport modelling. *Journal of hydrology* 230, 1-17.

Birkinshaw SJ et Ewen J, 2000b. Modelling nitrate transport in the Slapton Wood catchment using

SHETRAN. Journal of hydrology 230, 18-33.

Bordenave P, Bouraoui F, Gascuel-Oudou C, Molénat J et Mérot P, 1999. Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 311-333.

Brisson N, Mary B, Ripoche D, Jeuffroy MH, Ruget F, Nicoullaud B, Gate P, Devienne-Barret F, Antonioletti R, Durr C, Richard G, Beaudoin N, Recous S, Tayot X, Plenet D, Cellier P, Machet J-M, Meynard J-M et Delécolle R, 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311-346.

Bruneau P, 1992. Modélisation hydrologique distribuée. Influence de la topographie et des sols. Application au transfert de nitrates en Bretagne. Thèse de doctorat, Université P. et M. Curie, Paris, 207 p.

Burns IG, 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *Journal of Soil Science* 25, 165-178.

Cahart P, Benetiere JJ, Burgard IR, Gravaud A, Joly A, Le Bail P, Rogeau C et Vogler JP, 1999. Rapport d'évaluation sur la gestion et le bilan du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole. Paris, Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Ministère de l'agriculture et de la pêche, 52 p + annexes.

Calver A et Wood WL, 1996. The Institute of Hydrology Distributed Model. In *Kinematic wave modeling in water resources. Surface water hydrology*, Wiley-interscience, 1-23.

Cancouët T, 1997. Développement d'une version maillée d'un modèle hydrologique semi-distribué (TOPography based MODEL). Application à un petit bassin versant breton. Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 28 p.

Cann C, 1996. Variations des teneurs en azote dans quelques cours d'eau bretons. In *Hydrologie dans les pays celtiques*, 8-11 juillet 1996, Rennes, France, INRA. 193-201.

Cann C, 1998. Evolution de l'agriculture et de sa pression polluante sur le bassin et en Bretagne. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 25-40.

Carluer N, 1998. Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Thèse de doctorat, Université P. et M. Curie, Paris.

Caubel-Forget V, 2001. Influence du talus/haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate du versant vers la zone humide. Thèse de doctorat (en préparation), ENSAR, Rennes.

Chaplot V, 1998. Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée. Modélisation prédictive de leur distribution. Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes, 258 p.

Cheverry C, Ed. 1998. Agriculture intensive et qualité des eaux. Science Update. Paris. 300 p.

Christiaens K et Feyen J, 1997. The integrated WAVE-MIKE SHE model as an instrument for nitrogen load modelling on a catchment scale. In *2nd DHI Software User Conference*, 9-11 juin, Helsingor, Denmark. .

Christophersen N, Neal C, Hooper RP, Vogt RD et Andersen S, 1990. Modelling streamwater chemistry as a mixture of soilwater end-members. A step towards second generation acidification models. *Journal of Hydrology* 116, 307-320.

Cooper DM, Ragab R, Lewis DR et Whitehead PG, 1994. Modelling nitrate leaching to surface waters. Wallingford, UK, Institute of Hydrology, 230.

Corwin DL, Waggoner BL et Rhoades JD, 1991. A functional model of solute transport that accounts for bypass. *Journal of Environmental Quality* 20, 647-658.

Cosandey C, 1990. L'origine des crues dans les bassins versants élémentaires : du ruissellement sur

les versants à l'écoulement de crue. *Annales de géographie* 556, 641-659.

Cosandey C et Robinson M, 2000. Hydrologie continentale. Ed. Colin Armand. Paris, 360 p.

Costa-Cabral MC et Burges SJ, 1994. Digital elevation model networks (DEMON) : a model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. *Water Resources Research* 30(6), 1681-1692.

Cotteret G, 1999. Intégration d'un modèle agronomique et d'un modèle hydrologique : analyse et mise en oeuvre. Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 29 p.

Crave A et Gascuel-Oudou C, 1997. The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological processes* 11, 203-210.

Crawford NH et Linsley RK, 1966. Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV. , Stanford University, Dept. of Civil Engineering.

Creed IF, Band LE, Foster NW, Morrison IK, Nicolson JA, Semkin RS et Jeffries DS, 1996. Regulation of nitrate-N release from temperate forests: a test of the N flushing hypothesis. *Water Resources Research* 32(11), 3337-3354.

Creed IF et Band LE, 1998a. Exploring functional similarity in the export of nitrate-N from forested catchments: a mechanistic modeling approach. *Water Resources Research* 34(11), 3079-3093.

Creed IF et Band LE, 1998b. Export of nitrogen from catchments within a temperate forest: evidence for a unifying mechanism regulated by variable source area dynamics. *Water Resources Research* 34(11), 3105-3120.

Cros-Cayot S, 1996. Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant. Contexte armoricain. Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes, 220 p.

Curmi P, Walter C, Hallaire V, Gascuel-Oudou C, Widiatmaka, Taha A et Zida M, 1998. Les sols du bassin versant du Coët-Dan: caractéristiques hydrodynamiques des volumes pédologiques. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 85-105.

Curmi P, Durand P, Gascuel-Oudou C, Mérot P, Walter C et Taha A, 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 50, 127-142.

Decroux J, Ignazi J-C et Puginier M, 1991. Pour que vive l'eau. Ed. Grande Paroisse. 25 p.

Diekkrüger B, Söndgerath D, Kersebaum KC et McVoy CW, 1995. Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* 81, 3-29.

Diquelou G, 1998. Couplage d'un modèle de simulation du fonctionnement d'un agrosystème avec un modèle hydrologique. Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 30 p.

Dlouhy Y, 2000. Développement d'une interface HTML pour un modèle intégré hydrologique et agronomique (TNT). Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 32 p.

Dunn SM, McAllister E et Ferrier RC, 1998. Development and application of a distributed catchment-scale hydrological model for the river Ythan, NE Scotland. *Hydrological Processes* 12, 401-416.

Durand P et Juan Torres JL, 1996. Solute transfer in agricultural catchments: the interest and limits of mixing models. *Journal of Hydrology* 181, 1-22.

Durand P, Hénault C, Bidois J et Trolard F, 1998. La dénitrification en zone humide. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 157-168.

Durand P, Mérot P et Bidois J, 1999a. Modélisation du transfert de nitrate dans les bassins versants ruraux : présentation et premières applications du modèle TNT1. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 288-297.

- Durand P, Ruiz L et Beaujouan V, 1999b.** Questions sur la validation du modèle TNT, modèle de transfert d'azote dans les agrosystèmes. In *Journée autour de la validation de modèles traitant de processus complexes*, Rennes.
- Editjano et Michel C, 1989.** Un modèle pluie-débit journalier à trois paramètres. *La houille blanche* 2, 113-121.
- Ewen J, 1995.** Contaminant transport of the catchment modelling system SHETRAN. In *Solute modelling in catchment systems*. Trudgill S.T., Ed., Wiley J., 417-441.
- Ewen J et Parkin G, 1996.** Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 1. Method. *Journal of Hydrology* 175, 583-594.
- Fisher P, Abrahart RJ et Herbinger W, 1997.** The sensitivity of two distributed non-point source pollution models to the spatial arrangement of the landscape. *Hydrological Processes* 11, 241-252.
- Fortin JP, Moussa R, Bocquillon C et Villeneuve JP, 1995.** Hydrotel, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique. *Revue des sciences de l'eau* 8, 95-124.
- Franchini M, Wendling J, Obled C et Todini E, 1996.** Physical interpretation and sensitivity analysis of the TOPMODEL. *Journal of Hydrology* 175, 293-338.
- Frankenberger JR, Brooks ES, Walter MT, Walter MK et Steenhuis TS, 1999.** A GIS-based variable source area hydrology model. *Hydrological processes* 13, 805-822.
- Franks SW, Gineste P, Beven KJ et Mérot P, 1998.** On constraining the predictions of a distributed model : the incorporation of fuzzy estimates of saturated areas into the calibration process. *Water resources research* 34(4), 787-797.
- Gallant JC et Wilson JP, 1996.** TAPES-G: a grid-based terrain analysis program for the environmental sciences. *Computers and Geosciences* 22(7), 713-722.
- Gandolfi C et Bischetti GB, 1997.** Influence of the drainage network identification method on geomorphological properties and hydrological response. *Hydrological Processes* 11, 353-375.
- Gascuel-Oudoux C, Robin P, Walter C et Molénat J, 1998.** Quelles résolutions spatiales et temporelles sont pertinentes pour la modélisation hydrologique des bassins versants d'ordre 1? In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 251-265.
- Gascuel-Oudoux C et Molénat J, 2000.** Etude de la dynamique hydrochimique des nappes superficielles en vue de déterminer les temps de réponse des hydrosystèmes à des mesures agri-environnementales : cas des nitrates et des pesticides. In *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 3-7 July 2000, Aberystwyth, British hydrological society. 311-318.
- Gineste P, 1998.** 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, Montpellier, 225 p.
- Gineste P, 1999.** Apprentissage et validation des modèles hydrologiques distribués : la piste de la télédétection radar. In *2nd inter-regional conference on environment-water 99*.
- Grayson RB, Moore ID et McMahon TA, 1992.** Physically based hydrologic modeling. 2. Is the concept realistic? *Water Resources Research* 28(10), 2659-2666.
- Grimaldi C, Massa F et Rouault F, 2000.** Origine des variations saisonnières de la teneur en nitrate dans deux petits cours d'eau sur schiste et sur granite du Massif Armoricain. In *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 3-7 July 2000, Aberystwyth, British hydrological society. 319-326.
- Hannot Y, 1999.** Intégration d'un modèle agronomique et d'un modèle hydrologique : analyse et mise en oeuvre. Mémoire de DESS, Université de Rennes 1, Rennes, 24 p.
- Haycock N, Pinay G et Walker C, 1993.** Nitrogen retention in river corridors: European perspective.

Ambio 22(6), 340-346.

Haycock NE, Burt T, Goulding KWT et Pinay G, 1996. Buffer Zones : Their Processes and Potential in water protection, Quest Environmental, Environment Agency,. Ed. Haycock N.E., Burt, T., Goulding, K.W.T. et Pinay, G. 326 p.

Haynes RJ, 1986. Mineral nitrogen in the plant-soil system. Ed. Kozlowsky T.T. Madison (USA), 483 p.

Hénault C, 1995. Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel. Thèse de doctorat, ENSAM, Montpellier, 132 p.

Hill AR, 1996. Nitrate Removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.* **25**, 743-755.

Hillel D, 1980. Applications of soil physics. Ed. Press Academic. New York, 385 p.

Holmgren P, 1994. Multiple flow direction algorithms for runoff modelling in grid based elevation models : an empirical evaluation. *Hydrological Processes* **8**, 327-334.

Hornberger GM, Bencala KE et McKnight DM, 1994. Hydrological controls on dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado. *Biogeochemistry* **25**, 147-165.

Houben V, 1995. Analyse des interactions sol-climat-plant, construction et spatialisation d'un modèle en composantes du rendement du blé en Bretagne. Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes, 231 p.

Hutson JL et Wagenet RJ, 1991. Simulating nitrogen dynamics in soils using a deterministic model. *Soil Use Management* **7**, 74-78.

Iorgulescu I et Jordan J-P, 1994. Validation of TOPMODEL on a small Swiss catchment. *Journal of Hydrology* **159**, 255-273.

Johnes PJ, 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of hydrology* **183**, 323-349.

Johnson DL et Miller AC, 1997. A spatially distributed hydrologic model utilizing raster data structures. *Computers and geosciences* **23**(3), 267-272.

Jordan JP, 1994. Spatial and temporal variability of stormflow generation processes on a Swiss catchment. *Journal of hydrology* **153**, 357-382.

Julien PY, Saghafian B et Ogden FL, 1995. Raster-based hydrologic modeling of spatially-varied surface runoff. *Water Resources Bulletin* **31**(3), 523-535.

Kauark-Leite LA, 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse agricole. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 342 p.

Kirkby MJ, Ed. 1978. Hillslope hydrology. Chichester, UK. 389 p.

Klemes V, 1986. Dilettantism in hydrology : transition or destiny? *Water Resources Research* **22**(6), 177S-188S.

Klemes V, 1988. A hydrological perspective. *Journal of Hydrology* **100**, 3-28.

Knowles R, 1982. Denitrification. *Microbiological reviews* **46**(1), 43-70.

Kruiper I, 1999. Petit manuel d'utilisation du modèle T.N.M.H. (Transfert du Nitrate en Milieu Homogène). Rennes, INRA, 8 p.

Krysanova V, Müller-Wohlfeil D-I et Becker A, 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological modelling* **106**, 261-289.

Lamb R, Beven K et Myrabo S, 1997. Discharge and water table predictions using a generalized TOPMODEL formulation. *Hydrological processes* **11**, 1145-1167.

- Lamb R, Beven K et Myrabo S, 1998.** Use of spatially distributed water table observations to constrain uncertainty in a rainfall-runoff model. *Advances in water resources* 22(4), 305-317.
- Larsson MH et Jarvis NJ, 1999.** A dual-porosity model to quantify macropore flow effects on nitrate leaching. *Journal of Environmental Quality* 28(4), 1298-1307.
- Lemaire G et Nicolardot B, Eds., 1996.** Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. Les colloques. Reims, France. 320 p.
- Leonard RA, Knisel WG et Still DA, 1987.** GLEAMS: groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transaction of the ASAE* 30, 1403-1418.
- Lindström G, Johansson B, Persson M, Gardelin M et Bergström S, 1997.** Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *Journal of Hydrology* 201(1-4), 272-288.
- Llomas J, 1993.** Hydrologie générale. Principes et applications. Ed. Morin Gaëtan. Québec, 527 p.
- Loumagne C, Chkir N, Normand M, Ottlé C et Vidal-Madjar D, 1996.** Introduction of the soil/vegetation/atmosphere continuum in a conceptual rainfall/runoff model. *Hydrol. Sci.* 41(6), 889-902.
- Lunn RJ, Adams R, Mackay R et Dunn SM, 1996.** Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology* 174, 285-304.
- Makhlouf Z, 1994.** Compléments sur les modèle pluie-débit GR4J et essais d'estimation de ses paramètres. PhD, Paris XI Orsay, 426 p.
- Mariotti A, 1994.** La dénitrification in situ dans les eaux souterraines, processus naturels ou provoqués : une revue. *Hydrogéologie* 3, 43-68.
- Mariotti A, 1997.** Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, 19-20 novembre 1996, Reims, France. 9-22.
- Mariotti A, 1998.** Nitrate : un polluant de longue durée. *Pour la science* 249, 60-65.
- Marjolet G, Faillat JP et Sicard T, 2000.** Origine des variations saisonnières de la teneur en nitrate dans deux petits cours d'eau sur schiste et sur granite du Massif Armoricaïn. In *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 3-7 july 2000, Aberystwyth, British hydrological society. 303-309.
- Marsily (de) G, 1994.** Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. *Revue des sciences de l'eau* 7, 219-234.
- Martin JF et Reddy KR, 1997.** Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecological Modelling* 105, 1-21.
- Merceron M et Le Bozec G, 1999.** Motivation et présentation du programme "Basins versants et transmission des pollutions du littoral". In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 7-12.
- Mérot P, Bourguet M et le Leuch M, 1981.** Analyse d'une crue à l'aide du traçage naturel par l'oxygène 18 mesuré dans les pluies, le sol, le ruisseau. *catena* 8, 69-81.
- Mérot P, Ezzahar B, Walter C et Arousseau P, 1995.** Mapping waterlogging of soils using digital terrain models. *Hydrological Processes* 9, 27-34.
- Mérot P et Durand P, 1995.** Assessing the representativity of catchments according to their size from hydrochemical observations. In *Effects of scale on interpretation and management of sediment and water quality*, july 1995, IAHS. 105-112.
- Mérot P et Buffin D, 1996.** Essai de caractérisation de la variabilité hydrologique en Bretagne. In *Hydrologie dans les pays celtiques*, 8-11 juillet 1996, Rennes, France, INRA. 127-134.
- Mérot P, Gascuel-Oudoux C et Durand P, 1998.** Approche des processus de transfert dans les petits bassins versants ruraux. In *Colloque d'hydrotechnique*, 18 et 19 novembre 1998, Paris, SHF. 59-68.

- Mérot P, Gascuel-Oudou C, Walter C, Zhang X et Molénat J, 1999.** Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des sciences de l'eau* 12(1), 23-44.
- Mérot P, 2000.** Eau et agriculture en Bretagne : bilan d'une politique incitative de maîtrise de la qualité des eaux. In *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 3-7 July 2000, Aberystwyth, British hydrological society. 319-326.
- Moeremans B et Dautrebande S, 1999.** Contribution interactive des images satellitaires radar et des modèles hydrologiques et hydrauliques. In *2nd inter-regional conference on environment-water 99*.
- Molénat J, 1999.** Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, Rennes, 272 p.
- Molénat J, Davy P, Gascuel-Oudou C et Durand P, 1999.** Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and cross-spectral analysis of time series. *Journal of hydrology* 222, 152-164.
- Molénat J, Davy P, Gascuel-Oudou C et Durand P, 2000.** Spectral and cross-spectral analysis of three hydrological systems. *Phys. Chem. Earth* 25(4), 391-397.
- Molénat J et Gascuel-Oudou C, 2001.** Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. soumis à *Hydrological Processes*.
- Moore ID, Grayson RB et Ladson AR, 1991.** Digital Terrain Modelling : a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes* 5, 3-30.
- Moore ID et Grayson RB, 1991.** Terrain-based catchment partitioning and runoff prediction using vector elevation data. *Water Resources Research* 27(6), 1177-1191.
- Musset J, 1999.** Déterminisme de la distribution spatiale du nitrate dans un système d'aquifères. Application à une petite région agricole méditerranéenne (Comtat Venaissin, Vaucluse, France). Thèse de doctorat, Université d'Avignon et des pays du Vaucluse, Avignon, 90 p.
- Nash JE et Sutcliffe JV, 1970.** River flow forecasting through conceptual models 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282-290.
- Nicolardot B, Mary B, Houot S et Recous S, 1996.** La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, 19-20 novembre 1996, Reims (France). 87-103.
- Olivera F et Maidment D, 1999.** Geographic information systems (GIS) - based spatially distributed model for runoff routing. *Water Resources Research* 35(4), 1155-1164.
- Palacios-Vélez OL, Gandoy-Bernasconi W et Cuevas-Renaud B, 1998.** Geometric analysis of surface runoff and the computation order of unit elements in distributed hydrological models. *Journal of Hydrology* 211, 266-274.
- Parkin G, O'Donnell G, Ewen J, Bathurst JC, O'Connell PE et Lavabre J, 1996.** Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 1. Case study for a Mediterranean catchment. *Journal of Hydrology* 175, 595-613.
- Pauwels H, 1998.** Comportement de l'azote dans l'aquifère du bassin du Coët-Dan. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 209-221.
- Peucker TK et Douglas DH, 1975.** Detection of surface specific points by local parallel processing of discrete terrain elevation data. *Computer Graphics Image Processes* 4, 375-387.
- Polarski M, 1997.** Distributed rainfall-runoff model incorporating channel extension and gridded digital maps. *Hydrological processes* 11, 1-11.
- Quinn P, Beven K, Chevallier P et Planchon O, 1991.** The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. *Hydrological Processes* 5, 59-79.
- Quinn P, Anthony S, Lord E et Turner S, 1996.** Nitrate modelling for the UK : a Minimum

- Information Requirement (MIR) approach. In *Hydrologie dans les pays celtiques*, 8-11 juillet 1996, Rennes, France, INRA. 215-223.
- Refsgaard JC, Thorsen M, Jensen JB, Kleeschulte S et Hansen S, 1999.** Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology* **221**, 117-140.
- Rismondo L, 1993.** Activité dénitrifiante des sols en fonction de leur position topographique dans un bassin versant. Mesure de l'activité dénitrifiante réelle et potentielle sur des sols du bassin versant de Naizin. Mémoire de DAA, ENSA Rennes, Rennes, 30 p. + annexes p.
- Robinson JS, Sivapalan M et Snell JD, 1995.** On the relative roles of the hillslope processes, channel routing, and network geomorphologie in the hydrologic response of natural catchments. *Water Resources Research* **31**(12), 3089-3101.
- Robson A, Beven K et Neal C, 1992.** Towards identifying sources of subsurface flow : a comparison of components identified by a physically based runoff model and those determined by chemical mixing techniques. *Hydrological processes* **6**, 199-214.
- Roche M, 1963.** Hydrologie de surface. Ed. ORSTOM-Gauthier-Villars. Paris, 430 p.
- Ruiz L, 1999.** Approche agronomique des relations entre pratiques agricoles et pollution nitrique à l'échelle du bassin versant : intérêt et limites. In *Les éleveurs de ruminants acteurs de la qualité de l'eau. Journées techniques*, 26 octobre 1999. 49-59.
- Ruiz L, Aurousseau P, Baudry J, Beaujouan V, Cellier P, Curmi P, Durand P, Gascuel-Odoux C, Leterme P, Peyraud JL, Thenail C et Walter C, 2000.** 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. In *Comptes rendus de l'AIP ECOSPACE*. INRA, Ed. Paris (sous presse).
- Rykiel EJJ, 1996.** Testing ecological models : the meaning of validation. *Ecological Modelling* **90**, 229-244.
- Saulnier G-M, 1996.** Information pédologique spatialisée et traitements topographiques améliorés dans la modélisation hydrologique par TOPMODEL. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble, Grenoble, 275 p.
- Saulnier G-M, Beven K et Obled C, 1997.** Including spatially variable effective soil depths in TOPMODEL. *Journal of Hydrology* **202**, 158-172.
- Seibert J, Bishop KH et Nyberg L, 1997.** A test of TOPMODEL's ability to predict spatially distributed groundwater levels. *Hydrological processes* **11**, 1131-1144.
- Skop E et Sorensen PB, 1998.** GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment, Denmark. *Ecological Modelling* **106**, 291-310.
- Sloan WT et Ewen J, 1999.** Modelling long-term contaminant migration in a catchment at fine spatial and temporal scales using the UP system. *Hydrological processes* **13**, 823-846.
- Smith RE, Goodrich DR, Woolhiser DA et Simanton JR, 1994.** Comment on "Physically based hydrologic modeling, 2, Is the concept realistic?" by R.B. Grayson, I.D. Moore, and T.A. McMahon. *Water Resources Research* **30**(3), 851-854.
- Squidant H, 1994.** Mntsurf : logiciel de traitement des modèles numériques de terrain. , 36.
- Storm B et Refsgaard A, 1996.** Distributed physically-based modelling of the entire land phase of the hydrological cycle. In *Distributed hydrological modeling*, 55-69.
- Styczen M et Storm B, 1993.** Modelling of N-movements on catchment scale - a tool for analysis and decision making. 1. Model description. 2. A case study. *Fertilizer Research* **36**, 1-17.
- Tarboton DG, Bras RL et Rodriguez-Iturbe I, 1992.** On the extraction of channel networks from digital elevation data. In *Terrain Analysis and distributed modelling in hydrology*. Beven K.J. et

Moore, I.D., Eds. New York, Wiley, 85-104.

Tarboton DG, 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research* 33(2), 300-319.

Thompson JA, Bell JC et Butler CA, 1997. Quantitative soil-landscape modeling for estimating the areal extent of hydromorphic soils. *Soil Science Society of America Journal* 61, 971-980.

Thorsen M, Feyen J et Styczen M, 1996. Agrochemical modelling. In *Distributed hydrological modeling*. Refsgaard J-C et Abbott, M. B., Eds. Kluwer, Dordrecht, 121-141.

Turner MG, Costanza R et Sklar FH, 1989. Methods to evaluate the performance of spatial simulation models. *Ecological Modelling* 48, 1-18.

Turonnet B, 2000. Modélisation hydrologique d'un bassin versant breton. Comparaison de deux modèles. Débits et profondeurs de nappe simulés. Mémoire de DAA, ENSAR, Rennes, 75 p.

UNESCO et OMM, 1992. Glossaire international d'hydrologie. Ed. . . 413 p.

Vachaud G, Vauclin M et Addiscott TM, 1988. Solute transport in the vadose zone: a review of models. In *International symposium on water quality modeling of agricultural non-point sources*, 19-23 June, Logan, Utah, United States Department of Agriculture. .

Vachaud G, Chen T et Sauboua E, 1999. Use of a gis based distributed model to assess the effect of agricultural management on the nitrate leaching at the catchment scale. In *2nd inter-regional conference on environment-water 99*.

Van Der Linden AMA, Van Veen JA et Frissel MJ, 1987. Modelling soil organic matter levels after long-term applications of crop residues, and farmyard and green manures. *Plant and Soil* 101, 21-28.

Van Grinsven HJM, Driscoll CT et Tiktak A, 1995. Workshop on comparison of Forest-Soil-Atmosphere models: preface. *Ecological Modelling* 83, 1-6.

Van Herpe Y, Troch PA, Callewier L et Quinn PF, 1998. Application of a conceptual catchment scale nitrate transport model on two rural river basins. *Environmental pollution* 102, 569-577.

Vanclooster M, Viaene P, Diels J et Christiaens K, 1994. WAVE, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and environment. Leuven, Belgique, Institute for Land and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven.

Vanclooster M, Viaene P, Diels J et Feyen J, 1995. A deterministic evaluation analysis applied to an integrated soil-crop model. *Ecological modelling* 81, 183-195.

Verdin KL et Verdin JP, 1999. A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins. *Journal of Hydrology* 218, 1-12.

Vertessy RA, Hatton TJ, O'Shaughnessy PJ et Jayasuriya MDA, 1993. Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model. *Journal of Hydrology* 150, 665-700.

Vieux BE, 1991. Geographic information systems and non-point source water quality and quantity modelling. *Hydrological Processes* 5, 101-113.

Walter C et Curmi P, 1998. Les sols du bassin versant du Coët-Dan: organisation, variabilité spatiale et cartographie. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. Cheverry C., Ed., 85-105.

Warfvinge P, 1995. Basic principles of frequently used models. In *Solute modelling in catchment systems*. Trudgill S.T., Ed., John Wiley, 57-72.

Watremez P et Talbo H, 1999. Typologie des bassins versants bretons. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 23-24 septembre 1999, Saint-Brieuc, France. 210-219.

Whelan MJ, Kirkby MJ et Burt TP, 1995. Predicting nitrate concentrations in small catchment streams. In *Solute modelling in catchment systems*. Trudgill S.T., Ed., John Wiley, 165-192.

Whitehead PG, Wilson EJ et Butterfield D, 1998a. A semi distributed Integrated Nitrogen model

for multiple source assessment in Catchments (INCA) : Part I -model structure and process equations. *The Science of the total environment* 210/211, 547-558.

Whitehead PG, Wilson EJ, Butterfield D et Seed K, 1998b. A semi distributed integrated flow and nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA) : Part II -application to large river basins in south Wales and eastern England. *The Science of the total environment* 210/211, 547-558.

Widiatmaka, 1994. Analyse structurale et fonctionnement hydrique d'un système pédologique acide sur granite et sur schiste du Massif armoricain. Thèse de Doctorat, ENSA, Rennes, 260 p.

Wigmosta MS, Vail LW et Lettenmaier DP, 1994. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. *Water resources research* 30(6), 1665-1679.

Wigmosta MS et Burges SJ, 1997. An adaptative modelling and monitoring approach to describe the hydrologic behaviour of small catchments. *Journal of Hydrology* 202, 48-77.

Wigmosta MS et Lettenmaier DP, 1999. A comparison of simplified methods for routing topographically driven subsurface flow. *Water Resources Research* 35(1), 255-264.

Williams JR, Nicks AD et Arnold JG, 1985. Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Hydraulic Engineering* 111(6), 970-986.

Wolock DM et McCabe GJJ, 1995. Comparison of single and multiple direction algorithms for computing topographic parameters in TOPMODEL. *Water Resources Research* 31(5), 1315-1324.

Worrall F et Burt TP, 1999. The impact of land-use change on water quality at the catchment scale: the use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology* 221, 75-90.

Young RA, Onstad CA, Bosch D et Anderson WP, 1989. AGNPS : A nonpoint-source pollution model for evaluating agritural watersheds. *Journal of soil and water conservation* 44(2), 168-173.

Zermani A, 1998. Apport des SIG à la reconnaissance à moyenne échelle des facteurs d'écoulement et de transferts des nitrates. Thèse de doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, Paris, France, 256 p.

Zhang X, 1995. Development of drainage network and study of hedgerow network. Rennes, INRA, 23 p.

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Cycle hydrologique (d'après Roche, 1963).....	23
Figure 2. Schématisation du cycle de l'azote dans les bassins agricoles (d'après Haynes, 1986).....	24
Figure 3. Schématisation des transferts d'eau et d'azote dans un versant.....	32
Figure 4. Situation du bassin versant de Kervidy (d'après Molénat, 1999).....	54
Figure 5. Pluie, etp et débit spécifique du bassin versant de Kervidy de 1993 à 1997.....	55
Figure 6. Concentration en nitrate à l'exutoire du bassin versant de Kervidy de 1993 à 1997.....	55
Figure 7. Six types de bassins versants virtuels.....	57
Figure 8. Schéma de fonctionnement de TOPMODEL (d'après Saulnier, 1996).....	61
Figure 9 : Schéma du fonctionnement de TNT pour différentes mailles.....	64
Figure 10. Schéma du fonctionnement de TNT version 1.....	65
Figure 11. Schéma de la version avec double porosité.....	68
Figure 12. Représentation du bassin, des entrées et des sorties pour TNT.....	72
Figure 13. Répartition des simulations (par classe et cumulée) selon le critère de Nash.....	79
Figure 14. Diagrammes de dispersion de différentes variables en fonction du critère de Nash (pour un critère de Nash > 0.8).....	80
Figure 15. MNT du bassin de Kervidy à pas de 30 m (position estimée des piézomètres figurée par les cercles).....	81
Figure 16. Diagrammes de dispersion de m , T_0 et $T_0 \cdot \exp(-l/m)$ en fonction du critère de Nash (pour un critère de Nash > 1).....	83
Figure 17. Critères de Nash pour des combinaisons de m et T_0	83
Figure 18. Influence du paramètre T_0 pour différentes valeurs du paramètre m sur les résultats globaux sur le bassin versant de Kervidy.....	85
Figure 19. Influence du paramètre m pour différentes valeurs du paramètre T_0 sur les résultats globaux sur le bassin versant de Kervidy.....	86
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	87
Figure 21. Influence du paramètre m sur la dynamique de la nappe en trois points.....	87
Figure 22. Influence du paramètre T_0 sur la dynamique de la nappe en trois points.....	87
Figure 23. Influence de la porosité de l'altérite sur la profondeur de la nappe simulée.....	88
Figure 24. Comparaison des résultats pour une valeur de T_0 globale ou distribuée en deux zones.....	90
Figure 25. Comparaison des résultats pour un m global ou distribué en deux zones.....	90
Figure 26. Fonctionnement du modèle TNT au sein du bassin versant.....	98
Figure 27. Bassins versants virtuels : réseau de drainage et altitude.....	100
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.....	102
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.....	103
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.....	105
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.....	106
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).....	106
Figure 33. Cartographie des sols hydromorphes du bassin de Kervidy (d'après Walter et Curmi [WAL 98]).....	107
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.....	109
Figure 35. Mélanges d'azote dans un compartiment.....	114
Figure 36. diagram of the catchment representation in the integrated model.....	129
Figure 37. aspect of the six types of virtual catchments.....	132
Figure 38. simulated specific discharge at the outlet of the "parallel concave" catchment (black line) compared to the specific discharge observed at the outlet of the catchment of Kervidy (Brittany, France) (grey line). On the secondary Y-axis are plotted the daily rainfall (grey bars) and evapotranspiration (black line).....	134
Figure 39. Maps of the mean values of different variables for the last three simulation years:.....	135
Figure 40. interaction indexes calculated for the different catchment types. The interaction index is defined as the mean daily proportion of the catchment area where subsurface flow occurred.....	136
Figure 41. Difference in mean nitrate concentration at the outlet of each catchment induced by the change in crop location (concentration when source parcels are located downslope minus concentration when parcels are located upslope), as a function of the interaction index.....	137
Figure 42. ratio of the different nitrogen outputs from the catchment as a function of the location of the source crops.....	139
Figure 43. Schématisation du transect de Guériniec en coupe.....	146
Figure 44. Évolution du niveau de la nappe et de la réserve du sol pour les trois mailles d'apport.....	148

Figure 45. Hauteurs d'eau (m) dans la nappe et la porosité de rétention du sol sur l'ensemble du transect, le 1er septembre et le 1er mars.....	148
Figure 46. Quantité d'azote (kg) dans la maille d'apport, après un apport de 200 kg d'azote : (i) à l'aval ; (ii) à mi-versant ; (iii) à l'amont.	150
Figure 47. Évolution de l'azote dans la nappe (kg/ha) tous les six mois après l'apport dans la maille amont.	151
Figure 48. Évolution de l'azote (kg/ha) dans le sol tous les six mois après l'apport dans la maille amont.	151
Figure 49. Quantités d'azote (kg) dans les compartiments et sorties des trois zones quand l'azote est apporté (i) à l'amont, (ii) à mi-versant et (iii) à l'aval.	153
Figure 50. Comparaison des hauteurs d'eau simulées et observées sur le transect de Guériniac.	154
Figure 51. Comparaison des hauteurs d'eau simulées et observées sur le transect de Guériniac, avec une porosité de drainage du sol = 20% et de l'altérite = 5%.	154
Figure 52. Water and nitrogen balance in a cell.....	163
Figure 53. Diagram of the model construction on a catchment.	167
Figure 54. Nash and Sutcliffe efficiency for couples of T_0 and m	169
Figure 55. Measured and simulated discharge (from August 1996 to June 1999) at the outlet of the Kervidy catchment.	170
Figure 56. Measured and simulated water table for three piezometers in the Kervidy catchment.	170
Figure 57. Theoretical catchments.	172
Figure 58. Maps of denitrification rates. Denitrification area is coloured in grey (low rates: light grey; high rates: dark grey).	173

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. Prélèvements d'azote par divers couverts végétaux (d'après Haynes, 1986).....	27
Tableau II. Bilans globaux d'azote (en milliers de tonnes) pour la Bretagne en 1988 et estimés en 2000 (d'après Arousseau <i>et al.</i> , 1996 et Arousseau, 2000).....	29
Tableau III Exemple d'approches et d'hypothèses utilisées dans les modèles de lessivage (d'après Thorsen <i>et al.</i> , 1996)	38
Tableau IV. Durée moyenne de saturation d'une maille.	104
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.....	109
Tableau VI. Valeurs des paramètres pour la simulation sur le transect de Guériniec	147

RÉSUMÉ

L'évaluation des actions de reconquête de la qualité de l'eau, notamment en ce qui concerne les pollutions azotées, dans le temps et en amplitude, peut passer par une étape de modélisation. Des hypothèses de fonctionnement des bassins versants ont ainsi été posées, par une conceptualisation des compartiments et chemins importants pour le transfert d'eau et de solutés, mis en évidence par l'expérimentation. Un modèle hydrologique, TNT, a été développé, pour y intégrer par la suite les transferts et transformations d'azote. TNT est un modèle distribué à mailles régulières carrées, basé sur des hypothèses simples : écoulements gouvernés par la topographie, cascade de réservoirs capacitifs, conductivité hydraulique liée à la profondeur...

Divers tests de TNT ont été effectués : sensibilité aux paramètres, à la géométrie du milieu, au type de construction du réseau de drainage ; simulation du débit, de la profondeur de la nappe, des chemins de l'eau... Le domaine de validité de TNT regroupe les petits bassins versants agricoles, aux sols relativement perméables sur substrat imperméable, avec une nappe peu profonde, en climat tempéré humide. TNT a été appliqué sur le bassin versant de Kervidy (Morbihan), et sur des petits bassins virtuels simples, aux géomorphologies contrastées.

Après intégration de différents modules de transferts et transformations d'azote, TNT a été utilisé pour chercher à répondre à trois grands types de questions. L'influence de la localisation des cultures sur les flux d'azote a été étudiée. Les résultats de simulations simples, par couplage avec le modèle agronomique STICS, suggèrent que l'interposition d'une culture sous-fertilisée entre la rivière et une culture sur-fertilisée permet de limiter la pollution de la rivière, par une récupération par la culture sous-fertilisée, d'azote lessivé sous la culture sur-fertilisée. Les temps de transfert au sein d'un versant ont ensuite été simulés. Le versant étudié présente une forte inertie face aux transferts d'azote, et le modèle est sensible à la localisation de la fertilisation. Enfin, le lien entre géomorphologie et dénitrification a été étudié, ce qui a permis de vérifier la capacité de TNT, d'une part de permettre l'intégration de transformation d'azote, et, d'autre part, de fournir des réponses spatiales différentes selon les caractéristiques géomorphologiques des bassins versants.

L'utilisation de TNT pour la caractérisation de bassins versants peut être envisagée, mais, au stade actuel de son développement, TNT doit être considéré comme un modèle d'analyse et d'aide à la recherche et non comme un modèle opérationnel de prédiction. Il est donc à utiliser avec précaution, pour répondre à des questions précises, dans un cadre de recherche et d'analyse de scénarios.

MOTS CLÉS

Modèle hydrologique conceptuel distribué, bassin versant agricole, nitrate, sol, nappe, analyse de scénarios.