

Partie A : Etude bibliographique

Le chapitre A1 vise à préciser les concepts de bassin versant, de système et de modèle. Les définitions proviennent essentiellement de trois ouvrages consacrés à la systémique ou à son utilisation pour décrire le fonctionnement du bassin versant : (LE MOIGNE, 1977, SINGH, 1988 et AMBROISE, 1999a).

Le chapitre A2 à pour objectif d'analyser le cycle de l'azote sur le bassin versant par une approche systémique pour extraire les principaux processus et les différents facteurs qui agissent sur leur importance.

Le chapitre A3 vise à comparer les approches de modélisation du cycle de l'azote en terme de représentation de l'espace, de discrétisation temporelle et selon le type d'objet d'étude (modèle agronomique, modèle de qualité en rivière ou modèle de gestion).

Cette analyse de l'existant permet de proposer, dans le chapitre A4, les premiers éléments de réflexion pour retenir le modèle le plus adapté aux objectifs de ce travail.

Chapitre A1 : Définition des concepts de bassin versant, de système et de modèle

A1. Définition des concepts de bassin versant, de système et de modèle

A1-1. Le bassin versant : un cadre physique

Le concept de bassin versant « surface drainée par un cours d'eau, en amont d'un point définissant son exutoire » s'impose dans la communauté scientifique comme l'unité fonctionnelle d'étude du cycle de l'eau et des flux associés (énergie, matière).

Le terme de bassin versant englobe, de par sa définition, des objets spatiaux de tailles très différentes depuis quelques hectares (bassins expérimentaux de Roujan dans l'Hérault, 91 ha, Noë-Sèche dans les Côtes d'Armor, 576 ha, ...) à quelques millions de km² (Amazone : 7 millions km²). C'est sur cette entité physique que les hydrologues cherchent à comprendre le cycle de l'eau et des flux associés pour mieux les reproduire. Les petits bassins facilitent la mise en évidence des processus élémentaires, les grands intègrent la globalité des processus. L'objectif opérationnel est de quantifier les flux de matière (eau et solutés associés), entrant et sortant du bassin grâce aux observations (pluie, débit, concentration, ...) et à des méthodes reposant sur les hypothèses de conservation de la matière (ou méthodes de bilan).

A partir de la définition du bassin versant proposée, il est évident que sa limite correspond à la ligne de crête. Son tracé commence par l'exutoire et suit les points les plus élevés jusqu'à fermeture du circuit. Or, il peut exister des interactions entre la surface et le sous-sol. Les limites déduites de la topographie peuvent ne plus correspondre aux limites fonctionnelles du bassin comme le montre la figure A1-1. On peut citer deux exemples opposés dans le massif karstique du Vercors où l'étude du sous-sol modifie la surface du bassin fonctionnel : celui du bassin de la rivière Bourne à la station Chorange (selon la topographie : 246 km² et en tenant compte de la géologie : 446 km²) et celui du bassin de la rivière Vernaizon à la station Royans (selon la topographie : 281 km² et seulement 81 km² en tenant compte de la géologie).

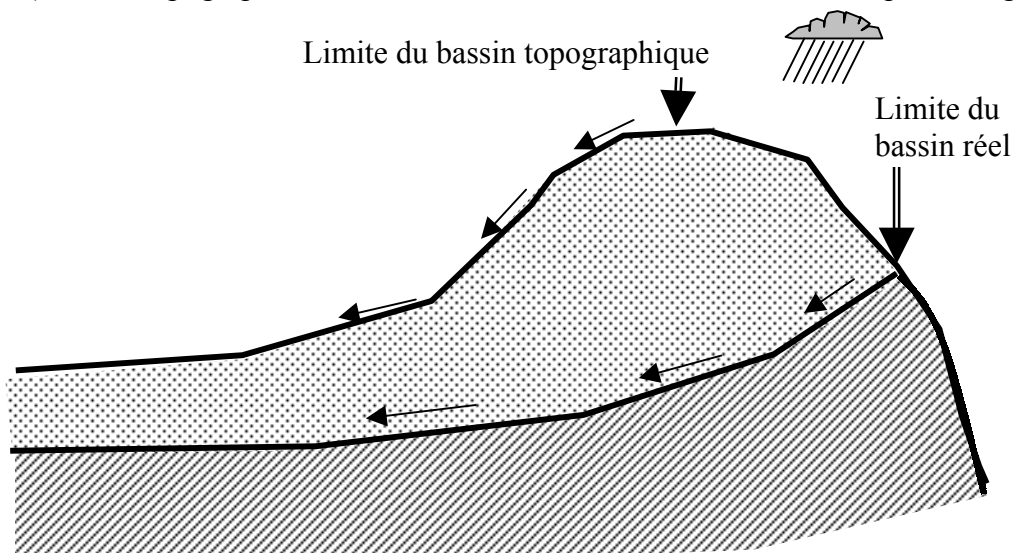


Figure A1-1 : Limites d'un bassin versant d'après ROCHE (1963)

Les hydrologues se placent dans la mesure du possible dans des situations où les échanges avec le sous-sol sont négligeables ou mesurables.

A1-2. Approche systémique du fonctionnement du bassin versant

La systémique est née, au milieu du siècle, de la rencontre de nouveaux concepts de pensée présents :

- dans le domaine de la biologie telle la théorie des systèmes (BERTALANFFY, 1954). La théorie des systèmes repose sur l'analyse « d'éléments en interaction dynamique organisés en fonction d'un but » que l'on définit comme un système ;
- dans le domaine des sciences de l'ingénierie avec la cybernétique (WIENER, 1948). La cybernétique a pour but la recherche des rapprochements entre la régulation chez les organismes et les machines construites par l'homme. Les principes développés par la cybernétique sont les précurseurs de l'automatisation et de l'informatique ;
- dans le domaine de l'information et des télécommunications avec la théorie de l'information (SHANNON et WEAVER, 1949).

La notion de système varie selon les auteurs. On peut retenir la définition proposée par DOOGE qui semble la moins restrictive (DOOGE, 1967) :

Any structure, device, scheme or procedure,
Real or abstract,
That interrelates in a given time reference,
An input, cause, or stimulus,
Of matter, energy, or information
And
An output, effect, or response
Of information, energy, or matter

Un système est le plus souvent une structure organisée en plusieurs composants distincts mais interdépendants. Le système hydrologique associé à toute cause (par exemple un épisode de pluie) un effet (par exemple crue, pic de pollution, ...).

Le bassin versant est un système **ouvert** puisqu'il échange de la matière (eau, azote, ...) et de l'énergie avec son environnement.

C'est un système **complexe** puisqu'il présente de nombreuses boucles de régulations (absentes d'un système **simple**). Le devenir de l'azote sur le bassin illustre cette complexité comme on va le voir dans le chapitre suivant (cf. Fig. A2-4.).

Le bassin versant est un système **très atténuant** puisque soumis à un stimulus il retrouve rapidement l'état précédant le stimulus. Ainsi si l'on s'intéresse à la relation pluie-débit, le stimulus est la pluie, et la réponse du système est le débit à l'exutoire du bassin. On observe que le débit retrouve « rapidement » sa valeur précédant le stimulus comme l'illustre la figure A1-2.

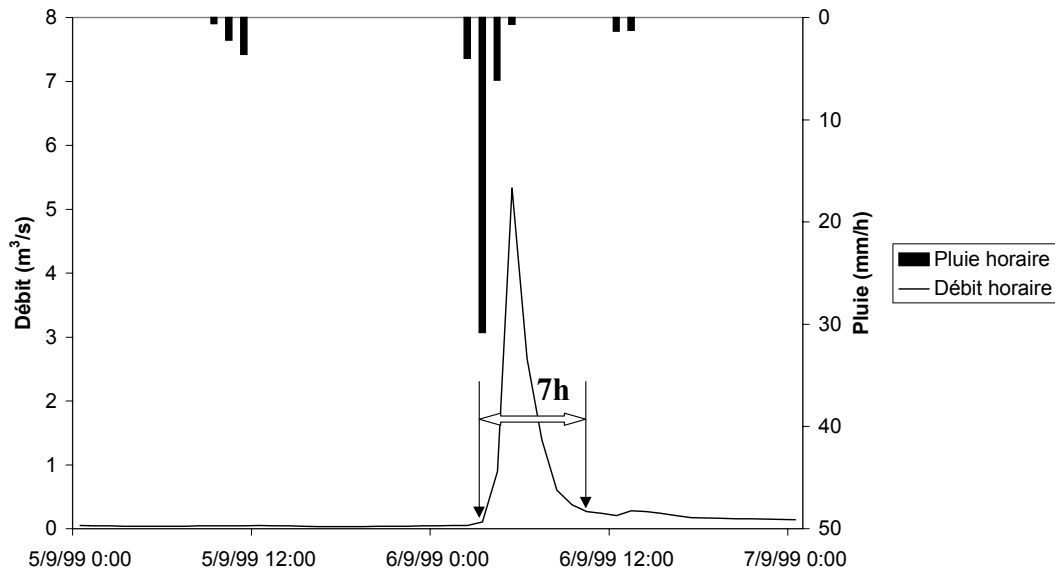


Figure A1-2 : Illustration du caractère très atténuant du système bassin versant (cas de la crue du Salaison – 52 km² – du 5 septembre 1999)

Comme dans tout système, le fonctionnement d'un bassin versant est constitué d'un ensemble de **processus** au sens « de changement dans le temps, de matière, d'énergie ou d'informations » (MILLER, 1965). Trois grands types de processus ont été décrits pour expliquer le fonctionnement global du système bassin versant :

- **Processus de stockage/déstockage** dans le bassin concernant le cycle de l'eau et des flux de matière associés ;
- **Processus de transformation interne** : liés aux changements de phase pour l'eau ou de forme pour un composé chimique ;
- **Processus de transfert** vers les limites du bassin : atmosphère et exutoire. On privilégie le terme de **transport** pour les processus liés au déplacement de polluant sur le bassin.

Les processus de stockage/déstockage et les processus de transformation sont classiquement regroupés en un seul ensemble dénommé processus de **production**.

L'imbrication de ces différents processus, dont l'importance varie en tout point du bassin et à chaque instant, rend le bassin fortement **non linéaire**. Pour étudier le fonctionnement du bassin, on cherche donc à hiérarchiser ces processus en fonction par exemple de seuils sur la surface des bassins (concept de REA, WOOD et al., 1988).

L'estimation de l'importance d'un processus implique de mesurer les grandeurs liées au cycle de l'eau sur le bassin. On définit le terme de **variable** qui est une grandeur mesurable du système qui évolue au cours du temps. On différencie les variables selon :

- qu'elles caractérisent l'état du système : on parle de **variables d'état** (température du sol, humidité du sol, teneur en oxygène dissous dans la rivière, ...) ;
- qu'elles sont extérieures au système mais influencent l'importance des processus : on parle de **variables d'entrée**. Elles caractérisent à la fois les variables atmosphériques (température de l'air, pluie, rayonnement solaire, vent, ...) mais aussi les apports de matière (azote, pesticides, ...) liés ou non aux activités anthropiques ;
- qu'elles caractérisent les sorties du bassin versant (de matière : eaux, nutriments, ... ou d'énergie) : on parle de **variables de sortie**.

Sur un bassin, les processus actifs, leur importance et leurs interactions dépendent d'un ensemble de **facteurs** qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état que nous venons de décrire vont conditionner pour une grande part la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter, à ces facteurs, les **caractéristiques physiques** du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en terme de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques tout comme les variables d'état permettent de décrire le système. La distinction entre ces deux composants du système dépend de leur évolution dans le temps. Ainsi, le type de sol, la géologie et la topographie peuvent être considéré comme invariants à l'échelle d'une ou de plusieurs années hydrologiques. Les variables d'état (humidité, pH, ...) présentent sur ces mêmes durées une forte variabilité. L'occupation du sol est considéré comme une caractéristique physique du bassin tout en présentant une variabilité intra-annuelle (rotation des cultures par exemple).

A1-3. Du système au modèle

Un modèle est une représentation simplifiée d'un système. Un modèle n'est jamais isolé, on parle ainsi de modèle de quelque chose, pour quelque chose. Le modèle renvoie donc à d'autres éléments qu'à lui-même.

La notion de modèle est intimement liée à sa fonction. Qu'est ce qu'un modèle ? et à quoi sert un modèle ? sont deux questions indissociables puisque la raison d'être d'un modèle est de répondre aux problèmes posés (BACHELARD, 1979). C'est donc la question qui doit conduire à la création d'un modèle et non l'inverse tout comme ce sont les hypothèses posées qui restreignent le mode de modélisation à retenir (THOM, 1979).

La qualité et par conséquent l'utilité d'un modèle s'apprécie en fonction de la justesse des prédictions qu'il offre. Le caractère prédictif ne doit cependant pas masquer le rôle d'analyse des modèles. En effet, les modèles permettent une synthèse des connaissances sur une problématique donnée et peuvent mettre en évidence les zones d'ombre ou lacunes qui subsistent (BEVEN, 1989).

Correspondant à une vision simplifiée d'un système, le modèle est forcément réductionniste. La réalité modélisée est ainsi amputée des processus jugés non pertinents vis à vis de la question posée (ROCHE, 1988). Ceci montre la nécessité d'une analyse préalable du système pour juger de l'importance de tel ou tel processus (DELATTRE, 1979).

Le modélisateur doit ainsi réaliser un compromis entre le caractère de généralité (propriété d'un modèle d'être transposable à un autre système du même type), le réalisme et la précision nécessaire et suffisante pour répondre à l'objectif du modèle (KAUARK LEITE, 1990).

N'étant qu'une vision simplifiée du système, on retrouve des termes communs pour décrire la structure d'un système ou de son modèle dérivé.

Aux termes de variables d'entrée, de sortie, de caractéristiques physiques, on peut ajouter les termes de **relations** et de **paramètres** pour décrire spécifiquement la structure d'un modèle.

Les **relations** correspondent aux équations mathématiques utilisées dans le modèle pour représenter un processus du système (relation de bilan de conservation de la masse, de la quantité de mouvement). Ces relations permettent de calculer la valeur des variables de sortie du modèle en fonction de paramètres (variables d'état, variables d'entrée, caractéristiques physiques).

Le terme de **paramètre** englobe à la fois des grandeurs mesurables (variables d'état du système comme l'humidité du sol ou caractéristiques physiques comme la pente moyenne du bassin) et des grandeurs abstraites (capacité d'un réservoir conceptuel).

Le terme de **variable de forçage** est préféré au terme de variable d'entrée pour les variables atmosphériques en raison de leur rôle moteur sur un grand nombre de processus. La pluie, le rayonnement solaire sont ainsi considérés comme des variables de forçage du modèle.

A1-4. Conclusion

La complexité du fonctionnement du bassin versant justifie l'approche systémique qui offre une grille d'analyse des interactions fonctionnelles, spatiales et temporelles propres aux systèmes. Cette approche permet d'analyser l'intensité et la combinaison des processus actifs en fonction des variables d'entrée, des variables d'état et des propriétés hydrologiques des différentes unités de milieu.

Ce travail préliminaire de description est indispensable pour envisager le développement d'un modèle. L'analyse de la dynamique du système bassin versant facilite ensuite l'élaboration de la structure du modèle puisque chaque processus identifié peut être reproduit par une ou plusieurs relations intégrant les variables de forçage et différents paramètres (caractéristiques de l'état hydrologique du bassin et caractéristiques physiques).

Chapitre A2 : Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant

A2. Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant

A2-1. Le cycle de l'azote

Nous allons utiliser la grille d'analyse des systèmes pour étudier le cycle de l'azote en terme de processus, variables d'état, variables d'entrée, et variables de sortie.

Le cycle de l'azote présente deux types de processus :

- Les processus biochimiques de transformation de l'azote ;
- Les processus physiques de transport de l'azote par l'eau depuis les versants jusqu'à l'exutoire.

L'intensité et la combinaison de ces processus sur le bassin sont fonction :

- des variables de forçage (pluie, température, rayonnement solaire, ...) ;
- des variables d'entrée (matières azotées d'origine naturelle ou anthropique) ;
- des variables d'état (différentes formes de l'azote, pH, humidité du sol, ...) ;
- et des caractéristiques physiques (type de sol, topographie, etc ...).

La résultante de l'ensemble des processus va conditionner la valeur des variables de sortie du système (masse d'azote quittant le bassin à l'exutoire ou vers l'atmosphère).

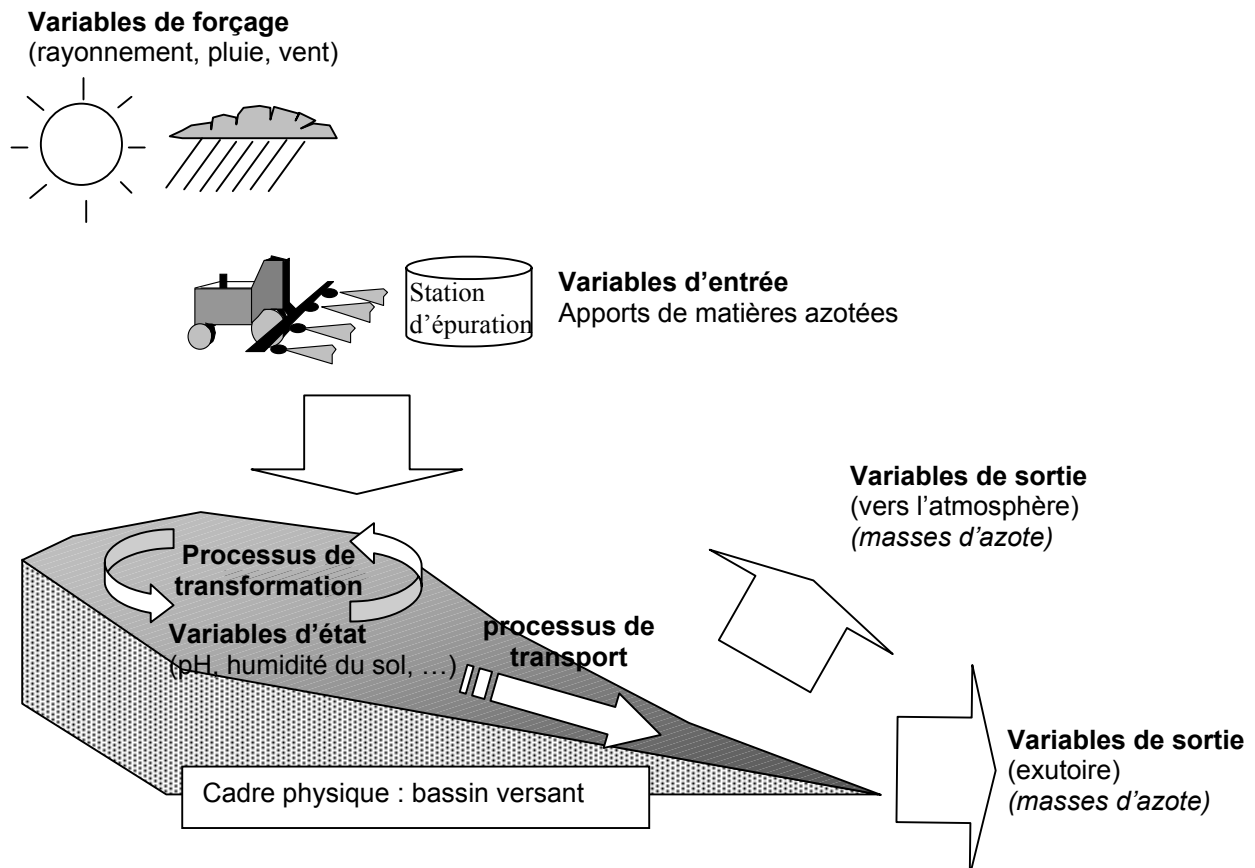
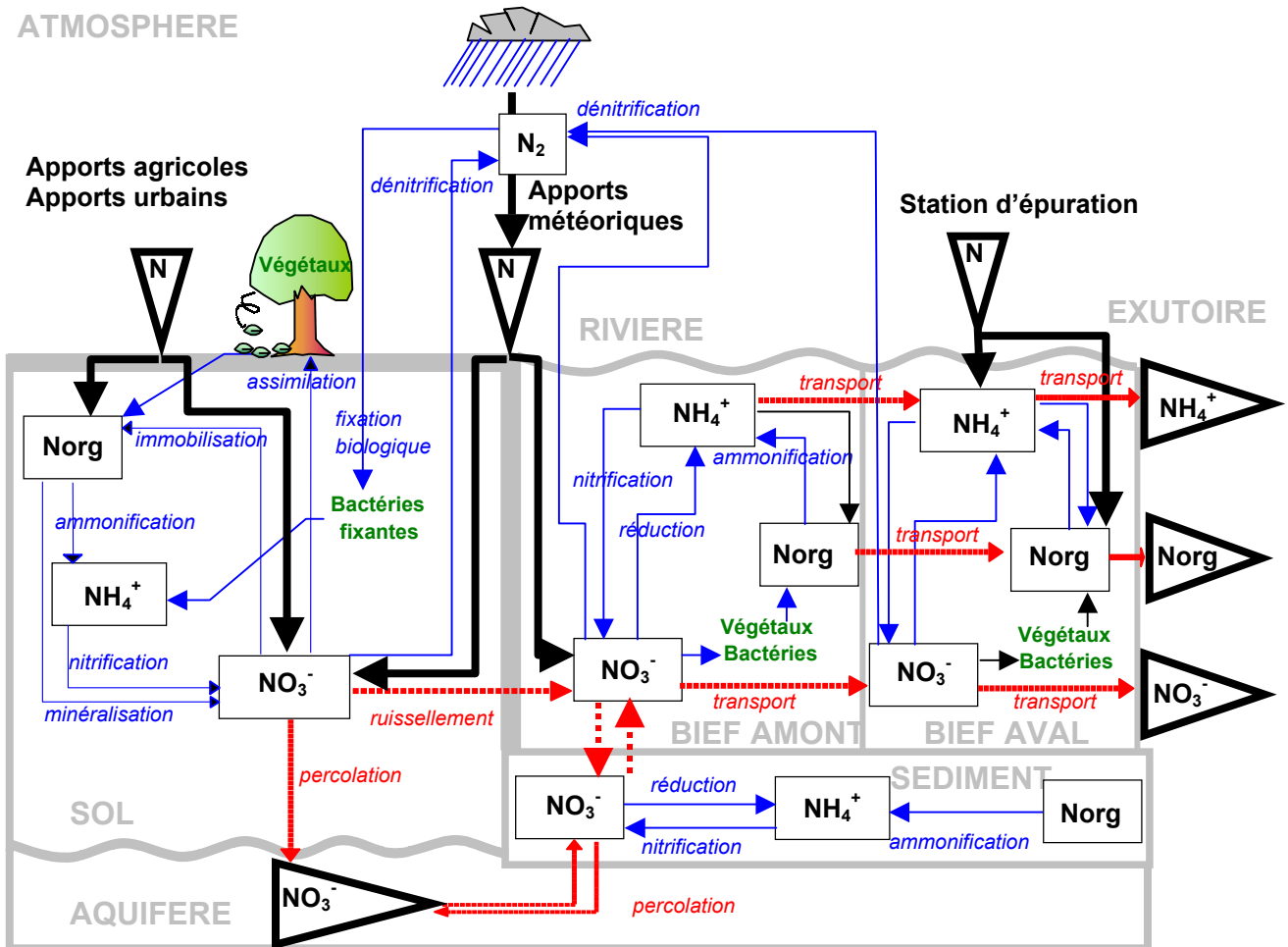


Figure A1-3 : Composants du cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant

Le schéma suivant est une synthèse du cycle de l'azote sur le bassin versant (DUVIGNEAUD, 1974, HAGIN et AMBERGER, 1974, TANJI et al., 1977, FRISSEL et VAN-VEEN, 1978, FRERE et al., 1980, RYDING et RAST, 1992).

ATMOSPHERE



: variable de forçage

: Variable d'entrée

: formes de l'azote

: Variable de sortie

Végétaux : organismes vivants

nitrification : processus de transformation de l'azote

ruissellement : processus de transport de l'azote par l'eau

BIEF AVA : Compartiment du bassin

Figure A2-4 : Devenir de l'azote sur le bassin versant

A2-2. Variables d'entrée du cycle de l'azote

Pour traiter les variables d'entrée du cycle de l'azote sur le bassin versant, nous allons distinguer les apports de matières azotées anthropiques et naturels.

A2-21. Apports anthropiques

Les activités anthropiques génèrent des apports d'azote sur le bassin. On distingue les apports ponctuels et diffus. Par convention, un apport sera considéré diffus s'il est appliqué sur le sous-bassin versant (apports agricoles, rejets domestiques autonomes) et ponctuel s'il affecte directement la rivière (classiquement rejet de station d'épuration).

Trois types prédominants d'apport diffus affectent le bassin versant :

- les apports liés à l'activité agricole avec un objectif agronomique de fertilisation des cultures sous forme d'engrais minéraux ou organiques (SEBILLOTTE et MEYNARD, 1990). La prise en compte de ces apports implique de préciser le calendrier cultural (date des apports) et les pratiques culturales (type d'engrais, fractionnement des apports) (TURPIN et al., 1997, BENOIT et al., 1997) ;
- les apports urbains par temps de pluie, provoqués par le lessivage des surfaces imperméabilisées, en cas de réseaux séparatifs (OTV, 1994, FLORET MIGUET, 1995). Toutefois, comme les écoulements sont canalisés vers le réseau hydrographique le plus proche, ils peuvent également être considéré comme des rejets ponctuels ;
- les rejets domestiques des installations autonomes (villages isolés) (CHOCAT, 1997, WERNICK et al., 1998).

Les apports ponctuels qui affectent la rivière correspondent aux rejets des installations de traitement des eaux usées (domestiques et industrielles). Les eaux traitées peuvent présenter des concentrations d'azote non négligeables (LESOUÉF et al., 1990, MARANDA et SASSEVILLE, 1999). L'étude des capacités épuratoires des ouvrages d'assainissement permet de préciser l'importance de cette source d'azote sur un bassin donné.

De part la variabilité spatiale et temporelle des différentes sources d'apports d'azote, l'évaluation des masses entrantes sur le bassin constitue la première difficulté d'analyse de ce système.

A2-22. Apports naturels

Les apports météoriques sont liés à la présence d'azote dans l'eau de pluie (de 0.5 à 2 mg/l) (TABATABAI, 1983). Pour une pluie annuelle de 800 mm, cet apport représente entre 4 et 16 kg/ha/an. Ces apports sont d'autant plus importants que les bassins d'étude sont situés près de grandes villes ou de sites industriels. Sur les bassins peu agricoles situés à proximité de pôles urbains, cette entrée peut être l'apport majoritaire qui participe au flux d'azote à l'exutoire d'un bassin (BELAN, 1979).

Le processus de fixation directe de l'azote atmosphérique par les organismes constitue également du point de vue du bassin versant un enrichissement du stock d'azote. Suivant le mode de fixation (symbiotique ou asymbiotique), ce processus peut représenter un apport de 5 à 200 kg/ha/an (BELAN, 1979).

A2-3. Variables de forçage

La pluie constitue une variable de forçage essentielle pour expliquer la dynamique des flux d'azote sur le bassin versant. Elle est le moteur des processus de transport de l'azote depuis les versants jusqu'à l'exutoire du bassin. La pluie modifie également le niveau de saturation en eau du bassin qui conditionne l'intensité des différents processus de transformation des formes de l'azote.

Le rayonnement solaire et le vent agissent eux aussi sur le stock global d'eau contenu sur le bassin en augmentant l'intensité du processus d'évapotranspiration. Le rayonnement solaire et dans une moindre mesure le vent agissent également sur la température de l'air qui affecte à son tour les variables d'état « température du sol » et « température de l'eau ». Ces deux variables d'état conditionnent l'intensité des processus de transformation de l'azote.

A2-4. Processus associés au cycle de l'azote

Nous distinguons les processus de transformation de l'azote et les processus de transport de l'azote par l'eau depuis les versants jusqu'à l'exutoire.

A2-41. Processus de transformation de l'azote

L'équilibre des différentes formes de l'azote dans les sols ou dans l'eau dépend de plusieurs processus biochimiques. Ce paragraphe repose sur une synthèse des processus du cycle de l'azote réalisé par KAUARK LEITE, (1990) :

La minéralisation est le processus de transformation de l'azote organique en azote minéral (NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^-). Il est lui-même composé de deux processus que sont l'ammonification et la nitrification. L'ammonification est le fait de nombreux micro-organismes et conduit à la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal (NH_4^+). La nitrification, étape clé dans le cycle de l'azote, permet le passage de l'azote ammoniacal (relativement immobile) en nitrate (NO_3^-) plus facilement lessivé et absorbé par les plantes. La nitrification produit tout d'abord des nitrites (forme fugace) oxydés en nitrates (produit final de ce processus).

Ce processus se produit dans les couches superficielles du sol et en milieu aquatique (eau et sédiment).

L'immobilisation est la transformation inverse de la minéralisation. L'azote minéral est utilisé par les micro-organismes et transformé en ammonium (si l'azote est un facteur non limitant)

puis en nitrates. Si l'azote est un facteur limitant, l'ammonium produit est directement utilisé par les micro-organismes et contribue au stock d'azote organique. Les processus de minéralisation et d'immobilisation sont par conséquent en compétition. La dominance de l'un des processus est fonction de nombreux facteurs dont le plus important est le rapport carbone/azote. En rivière, ce processus est appelé réduction et est également dû à l'activité des micro-organismes.

Le processus de dénitrification est une réduction des nitrates en azote gazeux (successivement oxyde nitrique, oxyde nitreux et azote). Ce processus affecte les stocks de nitrates dans le sol et en rivière. Ce processus conduit du point de vue du cycle de l'azote sur le bassin à une perte vers l'atmosphère. Ce processus fait que l'azote, à l'échelle du bassin, ne se comporte pas comme une substance conservative.

Le processus d'absorption de l'azote par les plantes (sur les versants ou en rivière) consiste en un piégeage des nitrates (forme privilégiée absorbée) dans les végétaux. Dans le cas des cultures, ce processus est une perte pour le bassin puisque ces cultures ne restent pas sur le bassin (BENOIT, 1992). Pour la végétation naturelle ce piégeage n'est que temporaire, puisque l'azote organique peut subir une minéralisation (après la chute des feuilles à l'automne ou à la mort du végétal).

A2-42. Processus de transport de l'azote

L'eau est le principal vecteur de transport de l'azote depuis les versants jusqu'à l'exutoire. Ce transport d'azote se fait sous deux formes :

- forme particulaire (azote minéral ou organique adsorbé sur les matières en suspension) ;
- forme dissoute (principalement les nitrates qui correspondent à la forme de l'azote la plus soluble dans l'eau).

Au cours du processus de ruissellement de surface et hypodermique, l'eau se concentre en azote dissous et en azote particulaire sur les versants avant d'atteindre le réseau hydrographique.

Outre le processus de ruissellement, le transport d'azote est dû au processus de lessivage des nitrates vers la nappe sous-jacente (processus également dénommé percolation par les agronomes). L'irrigation, en cas d'excès d'eau peut aggraver le phénomène de percolation (CEMAGREF et CACG, 1997).

Le transport de l'azote sur le bassin présente deux dynamiques :

- lors d'épisodes pluvieux, le transport d'azote débute sur les versants par l'intermédiaire des processus de ruissellement et de lessivage vers le réseau hydrographique ou d'infiltration vers la nappe ;
- en dehors des épisodes pluvieux, le transport concerne exclusivement les masses d'azote présentes dans le réseau hydrographique ou dans la nappe d'accompagnement.

Comment se comporte l'azote lors du transport ? Peut-on considérer que l'azote se comporte comme une variable conservative depuis les versants jusqu'à l'exutoire ou doit-on intégrer les processus de transformation (comme la dénitrification) ?

La réponse à ces questions est bien sûr fonction de la taille du bassin considéré et de l'état du système (crue et hors crue). Dans l'hypothèse de bassins de quelques dizaines de km², soumis à un épisode de pluie, le temps de réaction (ou de concentration) qui sépare l'épisode du pic de crue varie de quelques heures à la journée. Ce laps de temps relativement court permet de négliger les processus de transformation de l'azote. On considère alors l'azote comme une substance conservative durant son transport vers l'exutoire.

En dehors des périodes de pluie, le temps de transit des masses d'azote dans les cours d'eau est allongé. Les processus de transformation, notamment la dénitrification, peuvent devenir prépondérants sur le devenir de l'azote (WHITEHEAD et HORNBERGER, 1984). Ce processus entraîne un retour de l'azote vers l'atmosphère ce qui fait de l'azote une substance non conservative durant son transport en rivière. L'intensité de ce processus est fonction des caractéristiques physiques des cours d'eau (longueur, type de sédiment, etc ...) et des différentes variables d'état (température de l'eau, teneur en oxygène, etc ...).

A2-5. Variables d'état

L'intensité des processus de transformation de l'azote est fonction de plusieurs variables d'état du système bassin versant (BELAN, 1979, KAUARK LEITE, 1990).

- l'humidité du sol va ainsi favoriser une minéralisation de l'azote sur les versants. Une saturation en eau va provoquer une dénitrification et produire de l'azote gazeux. Dans un sol sec, la nitrification cesse avant l'ammonification et peut conduire à une augmentation d'ammonium dans des sols normalement pauvres en cette forme d'azote ;
- la température du sol a un rôle important sur la nitrification. Ce processus débute pour une température de 2° avec un optimum à 35°. La dénitrification est inhibée pour une température inférieure à 8°. Ceci explique l'existence du stock d'azote maximal en hiver. La température de l'eau a le même rôle sur l'intensité de la nitrification en rivière ;
- l'aération du sol va jouer un rôle important sur le métabolisme des micro-organismes qui vont fonctionner en aérobie ou en anaérobie. L'ammonification va ainsi être prépondérante en milieu peu aéré ou gorgé d'eau. La nitrification a lieu strictement en aérobie. Le processus de dénitrification nécessite au contraire de faibles concentrations d'oxygène. En rivière, c'est la teneur en oxygène dissous qui va conditionner le fonctionnement en aérobie ou anaérobie des micro-organismes.
- le pH joue lui aussi un rôle sur l'activité des micro-organismes impliqués dans les transformations des formes de l'azote. Ainsi l'acidité du milieu va ralentir la dégradation de la matière organique. Les processus de nitrification et dénitrification présentent un optimum proche d'un pH neutre.

A2-6. Variables de sortie

Outre les masses d'azote qui quittent le bassin versant vers l'atmosphère (lors du processus de dénitrification), la masse d'azote exportée à l'exutoire constitue la variable de sortie principale du cycle de l'azote sur le bassin. La dynamique de cette variable est fonction de l'intensité et de la répartition spatio-temporelle des processus actifs sur le bassin.

Tout comme les entrées du système, l'estimation des sorties est une étape délicate de l'analyse du cycle de l'azote sur le bassin versant. L'instrumentation de l'exutoire d'un bassin permet de préciser la dynamique du flux d'azote dans les eaux superficielles. L'utilisation de points de suivi supplémentaires le long du réseau hydrographique peut apporter une information sur la dynamique interne des flux d'azote sur le bassin versant.

La compréhension de la dynamique des flux d'azote dépend de la fréquence d'échantillonnage des débits et des concentrations. En pratique, on dispose le plus souvent des mesures de débit à l'exutoire du bassin avec une fréquence supérieure aux mesures des concentrations. Plusieurs méthodes d'interpolation des débits et des concentrations ont été proposées pour réaliser une estimation des masses exportées annuellement (DUPRAZ, 1984, WALLING et WEBB, 1985).

L'estimation des flux qui atteignent les eaux souterraines, et qui quittent définitivement le bassin, est beaucoup plus délicate. Une revue bibliographique estime que les pertes moyennes vers les eaux souterraines sont de l'ordre de 15 à 50 kg/ha/an (contre 5 à 20 kg/ha/an vers les eaux superficielles) (BELAN, 1979). L'intensité du processus de percolation est variable dans le temps et l'espace. Les mesures ponctuelles réalisées doivent être interpolées dans l'espace et le temps pour obtenir une estimation globale sur le bassin des masses mises en jeu. La connaissance des masses d'azote qui atteignent la nappe implique en général une étape de modélisation et ne permet que de disposer d'un flux simulé (PANTEL, 2000). Le contrôle des concentrations en nitrates dans les réserves souterraines constitue un point crucial dans les mesures de protection des captages d'eau potable (BENOIT, 2000).

A2-7. Conclusion

Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant est particulièrement complexe puisqu'il intègre des processus physiques, chimiques et biochimiques. Chacun de ces processus peut être quantifié et reproduit à l'échelle du laboratoire. La variabilité des processus actifs dans l'espace et le temps ne permet pas l'étude du cycle complet à l'échelle du bassin versant. La représentation du devenir de l'azote dans les modèles de flux implique par conséquent un degré de simplification important.

L'objectif du chapitre A3 est de confronter les différentes représentations du cycle de l'azote dans les modèles de flux en terme d'hypothèses simplificatrices et de perceptions de l'espace et du temps.

Chapitre A3 : Les modèles de flux d'azote à l'échelle du bassin versant

A3. Les modèles de flux d'azote à l'échelle du bassin versant

L'objectif de ce chapitre est d'analyser et de comparer les diverses approches de modélisation du cycle de l'eau et des flux d'azote associés à l'échelle du bassin versant.

A3-1. Introduction

Comme il a été précisé dans le chapitre introductif, le modèle n'est qu'une simplification d'un système complexe. A chaque stade de la modélisation, des approximations sont réalisées : perception du phénomène, formalisation en un cadre conceptuel, traduction dans un langage de programmation (AMBROISE, 1999a).

Toutes ces simplifications correspondent à des hypothèses que le modélisateur juge pertinentes à une échelle spatiale et temporelle donnée. Un modèle présente donc un domaine de validité propre qui limite son champ d'application. Pour juger de l'intérêt d'un modèle pour un objet d'étude, une comparaison de ces champs d'application est nécessaire.

Plusieurs auteurs ont proposé une classification concernant des modèles hydrologiques et leurs modules de qualités (CLARKE, 1973, DODGE, 1988, DE MARSILY, 1994, SINGH, 1995, TIM, 1995, AMBROISE, 1999a). En raison de l'ambiguïté de certains critères (notion de conceptuel ou de physique) une certaine confusion règne encore sur l'appartenance de tel ou tel modèle à une famille donnée.

Pour comparer les différentes approches de modélisation, nous retiendrons quelques critères importants soulignés par GINESTE (1998). Ces critères concernent :

- **la représentation du temps :**

Les modèles événementiels visent classiquement à reproduire la réponse d'un bassin (en terme de débit et de flux de polluants associés) soumis à un épisode pluvieux.

Les modèles continus permettent de suivre l'évolution des variables d'état et/ou de sortie à plus long terme (classiquement une ou plusieurs années hydrologiques) ;

- **la représentation de l'espace :**

Un modèle est dit global si le bassin versant est considéré comme un tout sans distinction spatiale. Les variables d'entrée, les paramètres et les processus sont considérés comme identiques sur l'ensemble du bassin (SINGH, 1995).

Un modèle spatialisé représente le bassin versant comme une association d'entités plus petites, à l'intérieur desquelles on admet l'homogénéité (BLOSCHL et SIVAPALAN, 1995). Chaque entité est soumise à des variables de forçage dont l'intensité peut varier d'une entité à l'autre.

- **la schématisation des processus :**

Dans une approche empirique, le modèle est de type boîte noire et cherche à reproduire la dynamique des variables de sortie en fonction des variables d'entrée (LEVIANDIER et al., 1995).

Un modèle physique repose sur une représentation du fonctionnement hydrologique du bassin par un ensemble de relations physiques et biochimiques.

Le modèle conceptuel repose sur un ensemble de simplifications du cycle de l'eau au sein du bassin qui sont autant de concepts fondateurs de modèles (BEVEN et KIRKBY, 1979) ;

L'analyse comparative proposée dans ce chapitre ne se veut pas exhaustive en raison de la multitude des modèles de flux d'azote. Parmi les modèles cités dans cette analyse, 30 font l'objet d'une description complète (objectifs, modèle hydrologique utilisé, conceptualisation du cycle de l'azote, discrétisation de l'espace et du temps, etc ...) dans l'annexe 1. Les autres modèles cités, non décrits dans cette annexe sont des modèles qui abordent uniquement le cycle de l'eau et qui permettent d'illustrer l'analyse comparative. Les différentes approches de modélisation sont successivement abordées :

- en fonction du double critère de la schématisation des processus et de la représentation de l'espace ;
- et en fonction du critère de représentation du temps.

Pour compléter l'analyse menée à l'aide des trois critères précédents, nous proposons une approche comparative en fonction de l'objet d'étude portant successivement sur :

- les modèles relatifs aux petits bassins agricoles (comprenant de une à quelques parcelles agricoles) ;
- les modèles privilégiant la description des processus biochimiques de transformation et des processus physiques de transport uniquement dans le réseau hydrographique du bassin versant ;
- et enfin les modèles de gestion de la qualité de l'eau de bassins versants de plusieurs centaines à plusieurs milliers de km².

A3-2 Représentation de l'espace

A3-21. Les modèles globaux (lumped models)

Le modèle est dit global si le bassin versant est considéré comme une entité unique. On distingue des modèles globaux empiriques et conceptuels.

Les modèles empiriques ne font appel qu'aux variables d'entrée et de sortie. Les caractéristiques physiques (pente moyenne, pourcentage de zones agricoles) ne sont utilisées que pour établir des relations entre variables d'entrée et de sortie. Les modèles basés sur des réseaux de neurones ou des fonctions de transfert de type hydrogramme unitaire sont des exemples de modèles empiriques globaux.

Les modèles globaux conceptuels représentent le bassin comme un assemblage de réservoirs interconnectés censés représenter plusieurs niveaux de stockage d'eau ou de masse de polluants. Ces modèles reposent sur une relation de conservation de bilan qui relie les variations de niveau de chaque réservoir aux flux entrant et sortant. Une relation de flux (type loi de vidange) caractérise chaque réservoir et détermine la dynamique des flux sortants.

Comme le montre la figure A3-5, pour reproduire le devenir des nitrates, les réservoirs contiennent à la fois de l'eau et des masses d'azote. Comme dans le modèle hydrologique, une relation de conservation de bilan permet de relier les variations du stock en fonction des masses entrantes et sortantes. Le degré de complexité de représentation du fonctionnement du bassin peut être élevé. Le modèle SWM (Stanford Watershed Model), premier représentant de cette approche, compte 8 réservoirs interconnectés et 27 paramètres (CRAWFORD et LINSLEY, 1966).

Puisque les paramètres n'ont pas de signification physique, ils doivent être calés. L'effort dans cette approche de modélisation a donc consisté à réduire le nombre de paramètres nécessaires (MICHEL, 1983). En effet, plus le nombre de paramètres est réduit moins on s'expose à des risques de compensations lors de la phase de calage. Il a été mis en évidence que 3 ou 4 paramètres suffisaient à reproduire les débits d'un bassin à l'aide d'un modèle global (SOROOSHIAN, 1991, PERRIN, 2000).

Les modèles hydrologiques préexistants comme CREC, 1969, GARDIENA (THIERY, 1982), ou les modèles de la famille GR (EDIJATNO et MICHEL, 1989) ont servi de support pour développer un modèle de transport de nitrates (respectivement Bassin Versant (PRAT, 1982), BICHE (THIERY, 1983) et Modèle Nitrate (MA, 1991). Les structures du modèle GR5 et du modèle dérivé Modèle Nitrate sont illustrées dans la figure A3-5.

Seul le devenir des nitrates est simulé dans ces modèles globaux. Cette caractéristique limite leur application aux bassins versants agricoles où les apports ponctuels domestiques (sous forme d'azote organique et d'azote ammoniacal) sont négligeables. Toutefois, le Modèle Nitrate a été appliqué sur le bassin de la Charente (9 307 km²) en supposant une transformation rapide des apports ponctuels (azote ammoniacal) en nitrates. La composante azote organique a été négligée.

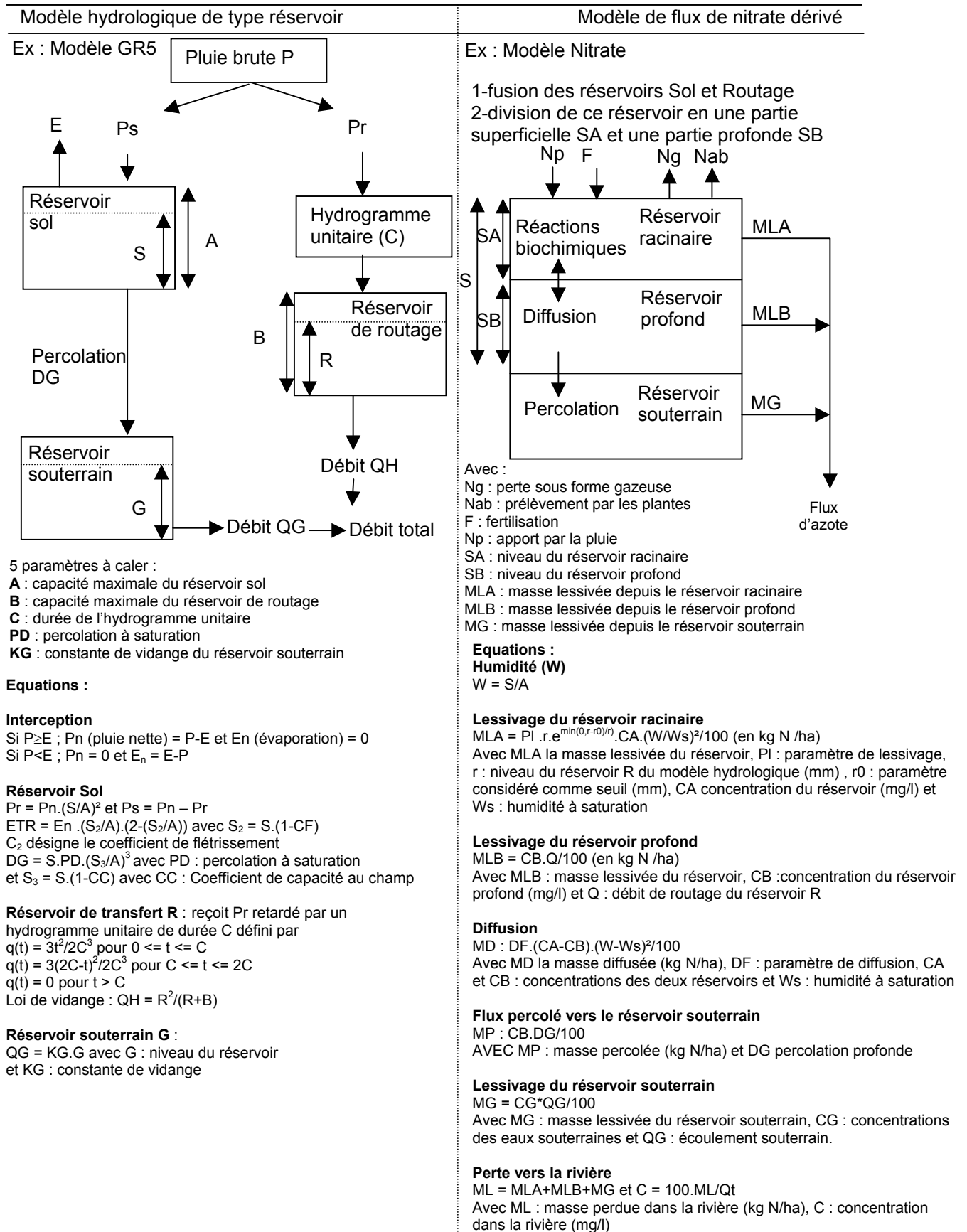


Figure A3-5 : Structures du modèle hydrologique GR5 et du modèle Nitrate dérivé d'après MA, (1991)

La prise en compte des caractéristiques physiques du bassin, dans les modèles globaux, se limite à des moyennes pondérées comme le montre la figure A3-6.

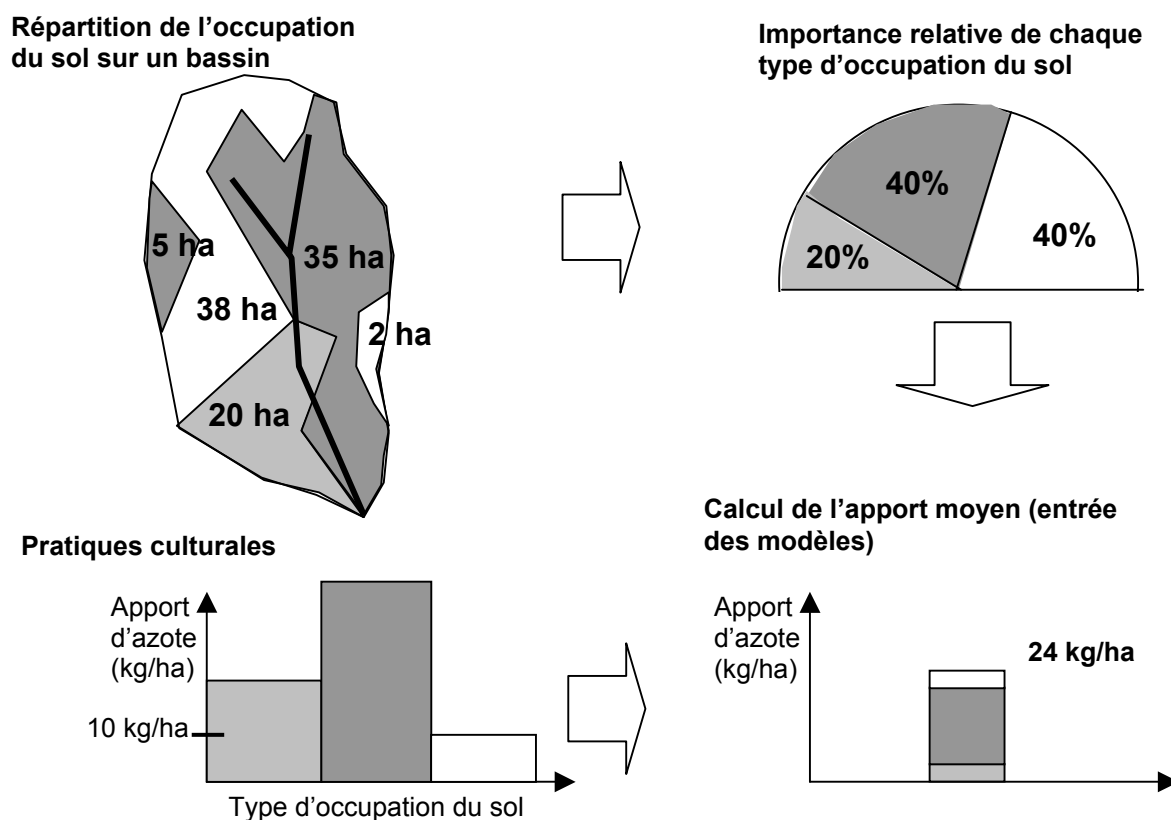


Figure A3-6 : Prise en compte de l'occupation du sol pour le calcul des apports d'azote dans le modèle Nitrare (MA, 1991)

Devant la facilité de mise en œuvre et les résultats corrects obtenus par ces modèles, certains auteurs ont essayé de rapprocher les valeurs des paramètres calés aux caractéristiques physiques globales du bassin (MAKHLOUF, 1994). Cette tentative de recherche de transposabilité des modèles globaux ne s'est pas avérée concluante.

L'intérêt de ce type de modèle est sa facilité de mise en œuvre, puisque le volume des données à collecter est limité :

- les variables d'entrée atmosphérique (pluie, température et ETP) à un pas de temps fonction du modèle (journalier pour Bassin Versant et mensuel pour BICHE) ;
- les variables d'entrée de matières azotées (pratiques culturales selon l'occupation du sol).

Les limites de ce type de modèle sont multiples :

- l'analogie entre le fonctionnement de réservoirs et le comportement réel du bassin est une hypothèse forte qui implique l'utilisation de relations de vidange empiriques ;
- dans l'optique d'un modèle de gestion, ce type de modèle s'avère bien sûr incapable de prendre en compte une organisation différente des activités anthropiques sur le bassin ;
- la prise en compte des rejets ponctuels (stations d'épuration) ne peut se faire que globalement sans localisation sur le bassin.

A3-22. Les modèles physiques spatialisés (Physically-based distributed models)

Ce type de modèle utilise des variables d'état (teneur en eau, conductivité hydraulique) reliées entre elles par des relations d'état, des relations dynamiques (reliant les flux de matières aux gradients de potentiel et aux résistances du milieu) et des relations de conservation (bilan de matière, d'énergie, de quantité de mouvement). Ce type de modèle permet, en précisant les conditions initiales et les conditions aux limites, de simuler l'évolution du système en tout point et tout instant d'une discrétisation spatio-temporelle fine.

L'aspect distribué (ou spatialisé) signifie que le modèle prend explicitement en compte la variabilité spatiale des paramètres, des variables d'entrée, des processus et des conditions aux limites du système. Le développement de ce type d'approche mobilise les hydrologues depuis plus de 20 ans (GUPTA et SOLOMON, 1977). Il correspond à la volonté d'améliorer la modélisation du fonctionnement du bassin en prenant en compte la variabilité spatiale et temporelle des processus. On peut citer comme exemple de modèles physiques distribués, le modèle SHETRAN construit à partir du modèle hydrologique SHE (Système Hydrologique Européen) (ABBOTT et al., 1986).

Initialement conçu pour prévoir le mouvement des radionucléides dans l'hypothèse d'enfouissement des déchets nucléaires (EWEN, 1990), ce modèle a été modifié pour prendre en compte le cycle de l'azote (modèle SHETRAN NELUP : (LUNN et al., 1996), et modèle SHETRAN NIT : (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)). La figure A3-7 illustre la complexité de représentation du cycle de l'eau et de l'azote dans le modèle SHETRAN NIT.

Le volume de données nécessaire au bon fonctionnement de ce modèle n'est en général pas disponible sur les bassins d'application ce qui rend ce type de modèle peu opérationnel.

La finalité des recherches est d'obtenir un modèle ne reposant que sur des paramètres mesurables pour permettre de le transposer sur des bassins non instrumentés. Comme les paramètres sont en principe mesurables, ces modèles auraient une capacité prévisionnelle en terme d'impact de changement d'occupation du sol notamment.

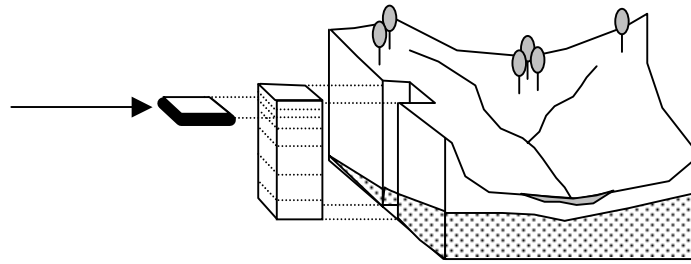
Cependant, de nombreuses mises en garde ont été formulées sur les illusions entraînées par le développement des modèles physiques distribués (BEVEN, 1989, BEVEN, 1993). Les équations "physiques" ont en effet été établies pour des milieux homogènes simples, à l'échelle d'un volume représentatif (BEAR, 1972). Rien ne justifie donc que l'on puisse les appliquer sur une maille élémentaire (de l'ordre de l'hectare au km²) qui présente déjà une grande variabilité spatiale.

La discrétisation du bassin en unités "fonctionnelles" implique une étape de globalisation des données mesurées ponctuellement pour obtenir des paramètres moyens sur chaque unité (GRAYSON et BLOSCHL, 2000), (BEVEN, 2001). Une approche géostastique peut faciliter cette étape de globalisation en utilisant au mieux la variabilité des données ponctuelles (ARNAUD et EMERY, 2000).

Cependant, cette étape d'agrégation nécessite de manipuler différentes échelles de perception des processus (KLEMES, 1983). Si les problèmes liés aux changements d'échelle en hydrologie ont été identifiés (BLOSCHL et SIVAPALAN, 1995), (BECKER et BRAUN, 1999), aucune méthode de passage d'une échelle à une autre n'a encore vu le jour (AMBROISE, 1999b).

Discretisation en 3D du bassin

Unité de base : maille
(de taille fixe en x, y et de
profondeur variable)



Processus reproduits et équations utilisées

Water flow :

- Canopy interception of rainfall
- Evaporation and transpiration
- Infiltration to subsurface
- Surface runoff (overland, overbank, and in channels)
- Snowpack development and snowmelt
- Storage and 3D flow in variably saturated subsurface
- Combinaison of confined, unconfined, and perched aquifers
- Transferts between subsurface water and river water
- Ground-water seepage discharge
- Well abstraction
- River augmentation and abstraction
- Irrigation

Sediment transport :

- Erosion by raindrop and leaf drip impact and overland flow
- Deposition and storage of sediments on ground surface
- Total-load convection with overland flow
- Overbank transport
- Erosion of river beds and banks
- Deposition on river bed
- Down-channel advection
- Infiltration of fine sediments into river bed

Solute transport :

- 3D advection with water flow
- Advection with sediments
- Dispersion
- Adsorption to soils, rocks, and sediments
- Deposition in atmosphere
- Point or distributed surface or subsurface sources
- Plant uptake and recycling
- Exchanges between river water and river bed

SHETRAN : 2400 Paramètres

Subsurface flow	Variably saturated flow equation (3D)
Overland flow	Saint-Venant equations(2D)
Chanel flow	Saint-Venant equations (1D)
Canopy interception and drip	Rutter equation
Evaporation	Penman-Monteith
Snowpack and melt	Accumulation energy and degree-day melt equation
Overland sediment transport	Advection-dispersion equation (2D)
Channel sediment transport	Advection-dispersion equation (1D)
Land surface and subsurface solute transport	Mobile/immobile advection-dispersion (3D)
Channel solute transport	Advection-dispersion equation (1D)

NITS : 40 paramètres

Atmospheric deposition	Mass balance equation
Plant uptake	Mass balance equation
Mineralization	Mass balance equation
Nitrification	Mass balance equation
Ammonia volatilization	Mass balance equation
Denitrification	Mass balance equation
Immobilization	Mass balance equation
Leaching	Mass balance equation
Decomposition of Carbon litter	First order kinetic equation

Données requises

- Records from weather stations, rain gauges, evaporation pans and so forth
- River gauging records
- Contour and digital maps of surface elevation
- Maps of geology and land use
- Satellite images and surface surveys of land use and vegetation cover
- Surveys of channel cross-sectional dimensions and bed and bank conditions
- Logs created during borehole drilling, digging soil pits, soil coring, and examining existing exposures
- Soil permeametry and borehole pumping test records
- Laboratory soil/rock/sediment particle size and hydraulic test records
- Geophysical logs for borehole and surface tests
- Water supply extraction licenses
- Farm records and historical records of flooding
- Plot and hillslope experimental results, including erosion and tracer tests
- Data for nearby or similar basins

Figure A3-7 : Modèle SHETRAN (EWEN et al., 2000) et module d'azote associé NITS (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)

Ce type de modèle pose en outre le problème de la surparamétrisation. Le nombre de paramètres possibles est en effet croissant avec l'augmentation du nombre de mailles ou d'unités du modèle (BEVEN, 1989). L'application du modèle SHE sur le bassin du Wye (10.5 km²) en Angleterre implique ainsi la manipulation de 169 mailles avec 39 nœuds par verticale (pour un nombre total de paramètres égal à 2 400). Une analyse de sensibilité permet toutefois de réduire à 40 le nombre de paramètres induisant une sensibilité sur les variables de sortie du modèle (BEVEN, 1989).

La surparamétrisation pose d'une part des difficultés métrologiques (acquisition des données expérimentales pour renseigner les paramètres), et d'autre part des problèmes dans la phase de calage du modèle. En théorie, ces paramètres n'ont pas à être calés puisqu'ils sont déduits des valeurs expérimentales. Cependant nous l'avons vu, la valeur mesurée ne peut pas être directement utilisée à l'échelle de la maille du modèle. Par conséquent, si l'on accepte la nature conceptuelle des modèles physiques, comment optimiser ces paramètres ?

Les paramètres de ces modèles présentent de plus des interactions et leur calage peut se heurter à des phénomènes de compensations. La solution consiste à mesurer des variables d'état du système (niveau piézométrique par exemple) pour contraindre plus efficacement le modèle lors du calage. Se pose cependant la question récurrente de l'assimilation de ces mesures ponctuelles à l'échelle de la maille du modèle.

Pour conclure, l'utilisation opérationnelle de ce type de modèle se heurte à de nombreuses limites : estimation des paramètres, spécification des conditions initiales et des conditions aux limites, données requises.

Cependant, dans l'optique d'outils de gestion, seuls les modèles à base physique semblent pouvoir aborder la question d'évolution du système (changement d'occupation du sol). Ainsi, la connaissance et la prise en compte dans le modèle de la distribution spatiale des processus sont indispensables car une action n'aura pas le même impact selon sa localisation sur le bassin (VIEUX, 1991). Dans cette optique, la télédétection, en tant que sources de données surfaciques, pourrait être une voie d'ouverture pour la prise en compte de la variabilité spatiale des données (GINESTE, 1998). En effet, la recherche de nouvelles méthodes de mesure qui tiennent compte de la distribution surfacique des variables hydrologiques serait un bien meilleur investissement pour l'hydrologie qu'une poursuite de l'extraction d'une information inexistante à partir de quelques rares points de mesures (KLEMES, 1986).

A3-23. Les modèles conceptuels spatialisés (semidistributed conceptual models)

Les modèles hydrologiques conceptuels et leurs modules de qualité associés se situent en terme de complexité entre les modèles conceptuels globaux et les modèles physiques spatialisés. Tout comme les modèles globaux, le fonctionnement du bassin versant est assimilé à celui d'un ensemble de réservoirs. L'espace y est discrétisé en sous-unités que l'on considère "homogènes" en terme de caractéristiques physiques et/ou en terme de fonctionnement hydrologique (AMBROISE, 1991). C'est chaque unité et non plus l'ensemble du bassin qui est représentée par un ensemble de réservoirs interconnectés. Cette structure permet de tenir compte de la répartition spatiale des caractéristiques hydrologiques de chaque sous-unité et des variables d'entrée.

Les relations utilisées dans ce type de modèle sont du même type que pour les modèles conceptuels globaux : d'une part relation de conservation de bilan qui relie l'évolution du stock d'eau et d'azote dans chaque réservoir aux flux entrants et sortants et d'autre part relation de flux (loi de vidange).

L'obtention des différentes unités spatiales du modèle repose sur deux concepts complémentaires cf. Fig. A3-8) :

- la définition d'unités de production homogènes. Le bassin est ainsi subdivisé en unités supposées avoir des propriétés hydrologiques homogènes. Les HRU (Hydrologic Response Unit) sont basées sur ce concept (ROSS et al., 1979). Ces unités sont obtenues par croisement de caractéristiques topographiques (pente, orientation, etc ...) et de caractéristiques d'occupation du sol, de pédologie et de géologie (FLÜGEL, 1996). Concernant le transport de polluant, le concept de CHRU (CHemical Response Unit) découle de celui des HRU. Il permet selon ces auteurs de discrétiser le bassin en sous-unités homogènes du point de vue du fonctionnement hydrologique et de la dynamique de l'azote (BENDE, 1997). Le concept de HRU constitue la base du modèle conceptuel SWAT (Soil and Water Assessment Tool) qui inclut les principaux processus de production, de transfert des flux d'eau, et de transport des masses d'azote, de phosphore et de pesticides (ARNOLD et al., 1994). L'exemple suivant illustre la gamme très large de surface que peut prendre une HRU : la partie supérieure du Mississippi a été subdivisée en 131 HRU d'une surface moyenne de 3750 km², le Goodwin Creek Watershed de 21.3 km² a été segmenté en 48 HRU.
- la définition d'unités reposant sur la structure du réseau hydrographique. Ces unités sont de deux types : biefs de rivière et sous-bassins versants associés. La séparation des fonctions de production et de transport est explicite puisque les sous-bassins se déversent dans les biefs associés. La notion de réseau hydrographique est cruciale puisque que c'est à partir de celui-ci que sont extraits les sous-bassins. La définition du réseau est en effet différente selon que l'on travaille à l'échelle régionale (BRILLY et VIDMAR, 1995) ou sur des bassins versants de l'ordre du km² (GASCUEL ODOUX et al., 1998). Le modèle hydrologique ACRU (Agricultural Catchment Research Unit) (SCHLULTZE, 1989) et le modèle d'érosion KINEROS (WOOLHISER et al., 1990) reposent sur ce concept.

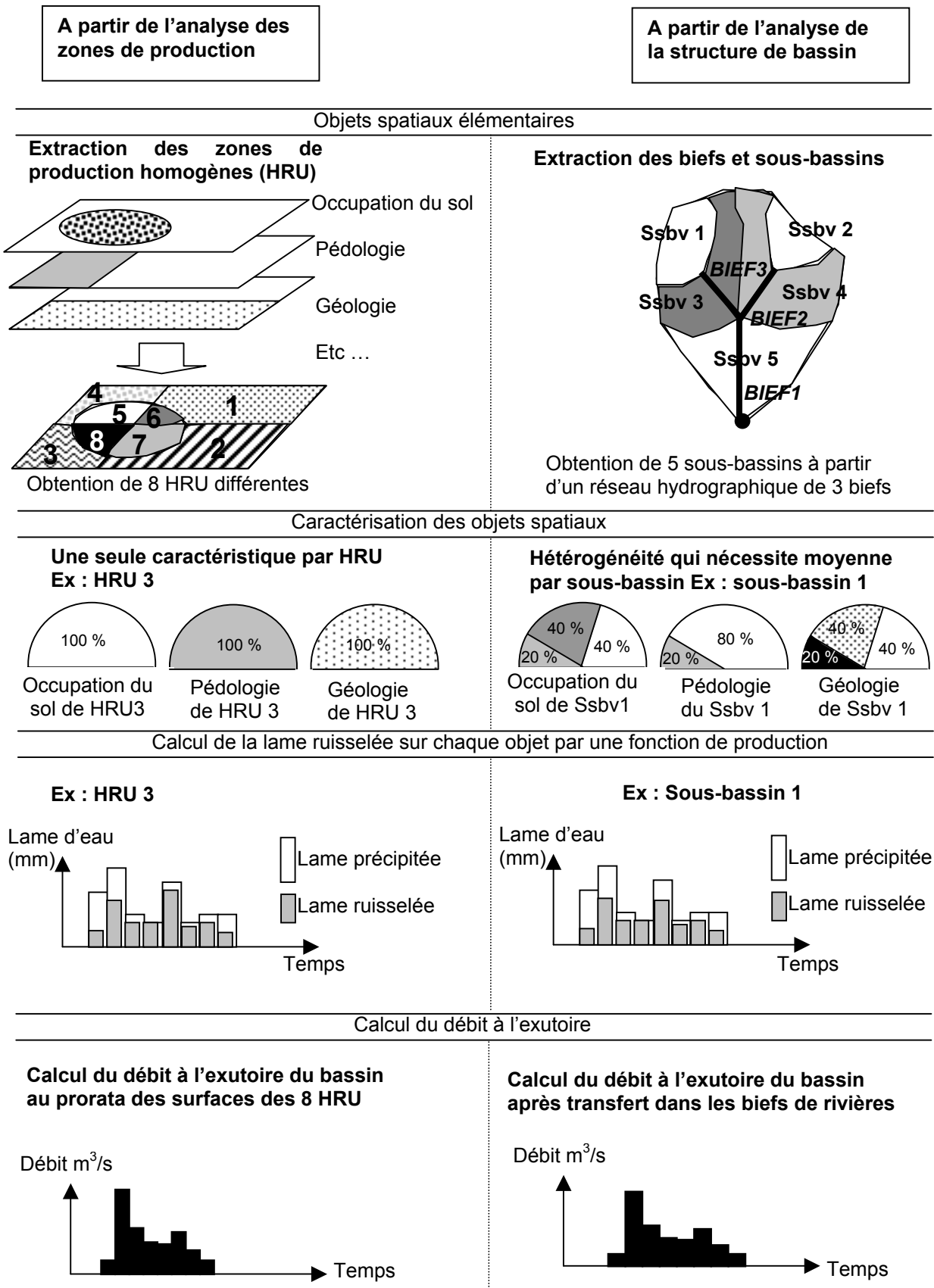


Figure A3-8 : Mise en œuvre des deux concepts de segmentation du bassin

Concernant les zones de productions homogènes, quelques conclusions peuvent être tirées après l'analyse de l'application de ces concepts dans les modèles (KITE et KOUWEN, 1992) :

- les unités sont le plus souvent déterminées de façon intuitive sans analyser les processus dominants pour guider la segmentation ;
- la taille des HRU est arbitraire ;
- et leur nombre est plus contraint par la capacité de calcul que par une réflexion sur la taille pertinente.

Une réponse à ces problèmes est proposée par WOOD, grâce au concept de REA (Representative Elementary Area) (WOOD et al., 1988). L'application du concept de REA nécessite de rechercher la taille des unités élémentaires pour lesquelles la variabilité intra-élément est significativement négligeable par rapport à celle inter-éléments (GRAYSON et al., 1992).

L'application de ce concept pose deux problèmes :

- d'une part la taille appropriée des REA est fonction du processus dominant que l'on cherche à représenter (FAMIGLIETTI et WOOD, 1995).
- d'autre part, la hiérarchie des processus prédominants dans le transfert de flux d'eau (et des solutés) peut être modifiée d'amont en aval du bassin. Par conséquent, l'application de ce concept peut nécessiter la manipulation de plusieurs tailles de REA sur un même bassin.

Les deux concepts de segmentation du bassin peuvent être utilisés seuls (découpage en unités homogènes dans CREAMS, en sous-bassins et biefs dans KINEROS) ou simultanément. Selon la taille du bassin, si les processus de transfert ne sont plus négligeables, l'utilisation d'un modèle basé sur les HRU nécessite la prise en compte du réseau hydrographique. C'est le cas du modèle SWIM qui dérive du modèle SWAT. Les deux concepts de segmentation sont utilisés simultanément avec une discrétisation en sous-bassins eux-mêmes subdivisés en hydrotopes (unités homogènes en terme d'occupation du sol et de pédologie). Ce modèle a été appliqué sur le bassin du Stepenitz (sous-bassin de l'Elbe de 575 km² en Allemagne) discrétisé en 64 sous-bassins (moyenne de 9 km²) et 658 hydrotopes (moyenne de 0.9 km²) (KRYSANOVA et al, 1996).

Quel que soit le mode de discrétisation adopté (zones homogènes et/ou sous-bassins versants), les SIG (Systèmes d'Information Géographique) sont devenus des outils incontournables pour définir et caractériser les unités spatiales du modèle. Une discussion sur l'apport des SIG dans le contexte de la modélisation hydrologique est proposée dans l'annexe 2A.

Pour appliquer le concept des HRU, plusieurs caractéristiques physiques du bassin doivent être croisées et l'utilisation des SIG est systématique. Les utilisateurs du modèle SWAT ont ainsi recours aux SIG pour prétraiter les caractéristiques du bassin puis pour visualiser les résultats du modèle selon un découpage en HRU. On peut citer chronologiquement l'utilisation du SIG GRASS (SRINIVASAN et ARNOLD, 1993), d'Arc-Info (BIAN et al., 1996) et d'Arcview (FITZHUGH et MACKAY, 2000).

L'extraction des sous-bassins versants et biefs associés implique le traitement des Modèles Numériques de Terrain (MNT). Là encore l'utilisation de SIG permet d'extraire des plans dérivés des MNT : pentes, directions d'écoulement, permettant de discrétiser le bassin en sous-bassins versants (FORTIN et al., 1990, RISSONS, 1995, HELLWEGGER et MAIDMENT, 1999).

Cependant, le croisement des données sous SIG, pour extraire les unités des modèles n'est pas sans risque en terme de propagation d'erreurs qui peuvent se répercuter sur la qualité de la modélisation comme le souligne BURROUGH et MCDONNEL, (1998).

Le reproche que l'on peut faire aux modèles conceptuels spatialisés est le risque de surparamétrisation. Comme pour les modèles physiques spatialisés, la complexité du modèle (en terme de processus reproduits) et le nombre de sous-unités considérées conduisent à une inflation du nombre de paramètres. Le modèle SWAT nécessite ainsi la manipulation d'une centaine de paramètres par zone homogène. Selon les auteurs de ce modèle, ces paramètres peuvent être déterminés uniquement en fonction des caractéristiques du bassin. On peut émettre les mêmes réserves que pour les modèles physiques, sur l'utilisation de caractéristiques ponctuelles pour définir la valeur des paramètres sur les différentes unités du modèle.

Outre les besoins croissants de données pour caractériser des propriétés du bassin, se pose la question de la viabilité du calage de tels modèles. Le nombre de degrés de liberté du modèle lié au nombre de paramètres ne peut en général être réduit à l'aide des seules données expérimentales à l'exutoire du bassin. Le développement d'un modèle de flux d'azote utilisant un nombre limité de paramètres doit reposer sur un modèle hydrologique lui-même parcimonieux en terme de paramètres. Pour illustrer cette voie de recherche, on peut citer deux modèles de flux d'azote conçus à partir du modèle anglais TOPMODEL (BEVEN et KIRKBY, 1979). Ce modèle hydrologique, qui n'utilise que 3 paramètres, permet une vision distribuée du bassin tout en considérant certaines caractéristiques comme globales.

Le premier modèle de flux d'azote est dénommé TOPMODEL-SLIM (VAN HERPE et al., 1998). Il couple la structure de TOPMODEL (définition de bassins élémentaires, superposition des isochrones et calcul des indices topographiques) avec un modèle empirique à un paramètre de concentration en nitrates de la couche superficielle du sol : le modèle SLIM (ADDISCOTT et al., 1986). Les variables d'état calculées par TOPMODEL sont utilisées dans SLIM pour déterminer les quantités de nitrates mises en solution par les écoulements. Les tentatives de calage du modèle sur deux bassins au pas de temps journalier donnent des résultats mitigés (chronique de 10 ans sur le bassin de Sorbrook, 97 km² en Angleterre et chronique de 2 ans sur le bassin de Zwalm, 114 km² en Belgique) (VAN HERPE et al., 1998). Concernant la qualité de reproduction des débits estimés par le coefficient de Nash, l'auteur obtient 0.6 sur Zalm et 0.87 sur Sorbrook. Concernant la qualité de reproduction des concentrations à l'exutoire des bassins, un coefficient de corrélation entre valeurs observées et simulées est proposé. Il est de 0.61 sur le bassin de Zalm et de 0.53 sur le bassin de Sorbrook. Cette application illustre la difficulté de représenter le devenir de l'azote par une vision du cycle simplifiée à l'extrême (un paramètre).

Le deuxième modèle dérivé de TOPMODEL est dénommé TNT-STICS (BEAUJOUAN et al., 2001). Le modèle hydrologique utilisé, TNT, repose sur les concepts de TOPMODEL adaptés à la vision du bassin selon une grille régulière de mailles carrées. Sur chaque maille, le modèle conceptuel STICS à 5 paramètres permet de déterminer la croissance des plantes, l'évapotranspiration et l'évolution du stock d'azote dans le sol (BRISSON et al., 1998). Le modèle TNT-STICS a été testé sur des bassins virtuels de 0.64 km² (400 mailles de 40 m de côté) pour étudier l'effet de la géomorphologie des bassins sur le devenir de l'azote. Le prototype étudié dans cet exemple met en évidence la variabilité des processus actifs du cycle de l'azote en fonction de la morphologie. L'aspect théorique de l'étude ne permet pas de comparer les ordres de grandeur obtenus par le modèle avec des données expérimentales.

Cette approche simplifiée du cycle de l'eau et de l'azote permet de générer des modèles mieux adaptés aux seules données expérimentales existantes (en général uniquement disponibles à l'exutoire du bassin), mais des progrès sont encore à faire pour réduire le nombre de paramètres de ces modèles.

A3-3 Discrétisation temporelle

L'importance des processus de transformation de l'azote et des processus de transport vers l'exutoire est variable dans le temps. Pour reproduire la dynamique des flux d'azote à l'exutoire d'un bassin, les modèles doivent intégrer la variable temps.

Selon les objectifs de modélisation, le comportement du bassin peut être reproduit uniquement pour des événements particuliers (typiquement des épisodes de crues) ou en continu sur une période plus ou moins longue. On distingue ainsi les modèles événementiels et les modèles continus .

A3-31. Modèles événementiels

Les modèles SWMM (Storm Water Management Model) dans sa version initiale (METCALF et al., 1971) et ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation) (BEASLEY et al., 1980) sont des exemples de modèle de qualité de type événementiel. Le modèle SWMM est utilisé sur des bassins urbains alors que le modèle ANSWERS est appliqué sur des bassins agricoles. Seules les précipitations, à un pas de temps inférieur à la journée, sont utilisées comme variables d'entrée atmosphériques. Ceci implique la présence de pluviographes sur le bassin d'étude.

Ce type de modèle nécessite de pouvoir préciser l'état initial du bassin en fonction des antécédents climatiques. La réponse à un épisode de pluie en terme de flux de polluants est en effet fortement conditionnée par l'état hydrique du bassin et par les masses d'azote accumulées entre deux épisodes de pluie.

Les différents concepts utilisés dans les modèles événementiels pour déterminer la lame ruisselée en fonction de l'antécédent climatique sont synthétisés par SING (SINGH, 1989). Parmi eux, la fonction de production du SCS est la plus utilisée. Elle permet de distinguer trois états hydriques du bassin en début d'épisode (humide, normal et sec) en fonction de la pluie cumulée des 5 jours précédents le début de l'épisode pluvieux (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972).

Concernant les masses d'azote disponibles, les modèles urbains utilise une fonction d'accumulation des apports atmosphériques durant la durée de temps sec qui précède l'épisode. Dans le modèle agronomique ANSWERS, une équation empirique relie la concentration en nitrate à l'exutoire au volume écoulée. En contexte agricole, la principale difficulté pour un modèle événementiel est de simuler le devenir de l'azote entre les dates d'apports et le début de l'épisode de pluie.

Ce type de modèle est particulièrement adapté aux situations où les flux générés par temps de pluie constituent le mode d'exportation principal vers le milieu aquatique. Ceci explique que leur utilisation concernent le plus souvent des bassins urbains où les exportations par temps de pluie affectent la salubrité des zones aval. En contexte méditerranéen, où les exportations d'azote par temps de pluie constitue une part essentielle des masses produites annuellement sur les bassins (MEYBECK, 1992), ce type de modèle peut permettre de quantifier les flux d'azote associés aux épisodes de pluie.

A3-32. Modèles continus

La principale différence entre modèles événementiels et modèles continus réside dans la représentation du cycle de l'eau et des flux associés. Ainsi, certains processus ne peuvent plus être négligés dans les modèles en continu comme par exemple l'évaporation dans les modèles hydrologiques. Ces modèles requièrent donc des variables de forçage supplémentaires par rapport aux modèles événementiels. Outre les précipitations, la température, le rayonnement solaire ainsi que le vent sont en effet des facteurs importants pour expliquer l'évolution des stocks d'eau sur le bassin pour une ou plusieurs années hydrologiques.

Concernant le cycle de l'azote, les processus de transformation de l'azote, négligés dans les modèles événementiels, doivent être intégrés dans les modèles continus. Ils conditionnent, à l'échelle de l'année, l'évolution du stock d'azote présent sur le bassin.

En fonction des processus jugés prédominants pour expliquer la dynamique des flux d'azote sur un site d'étude, le choix d'un modèle dépend du pas de temps utilisé pour décrire le fonctionnement du bassin. Le pas des variables d'entrée utilisé dans les modèles de flux va de quelques minutes (modèle HSPF (DONIGIAN et al., 1984), SHETRAN NIT : (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)), au pas de temps horaire (ACTMO (FRERE et al., 1975), AGNPS (YOUNG et al., 1986)) jusqu'au pas de temps journalier qui est le plus utilisé. On peut ainsi citer les modèles suivants qui nécessitent des variables d'entrée journalières : modèle EPIC (WILLIAMS et al., 1982), HBV-N (BERGSTROM, 1976), POLA (PINHEIRO, 1995), SWAT (ARNOLD et al., 1994) et TOPMODEL-SLIM (VAN HERPE et al., 1998).

Le pas de temps des variables de sortie peut être fixe ou variable en fonction de l'état du système (crue et non crue). Le modèle SWIM permet d'obtenir les variables de sortie au pas de temps journalier, mensuel ou annuel selon les objectifs du modélisateur. Pour chacun de ces pas, il ne s'agit que d'un cumul (lame écoulée) ou d'une moyenne (débit moyen) sur une durée donnée à partir du fonctionnement journalier du modèle.

Le cas particulier des modèles annuels mérite d'être distingué. L'analyse des flux à cette échelle de temps correspond à une tentative de diagnostic des masses d'azote exportées par le bassin. L'objectif de ces modèles est d'estimer l'apport moyen annuel d'un bassin en fonction de l'occupation du sol. Ces modèles sont additifs puisqu'ils assimilent l'apport global du bassin à la somme des contributions de chaque unité du bassin. Une unité correspond à un type d'occupation du sol homogène (parcelle ou un groupe de pixels).

Ces modèles nécessitent deux types de données :

- l'occupation du sol du bassin. L'estimation des différentes surfaces d'occupation du sol peut se faire à l'aide de données statistiques (recensement de type RGA) ou plus finement par une cartographie de la zone d'étude (observations terrains, photos aériennes ou images satellitaires) ;
- une estimation de l'exportation d'azote annuelle par type d'occupation du sol. Chaque unité (occupation du sol homogène) est ainsi caractérisée par un coefficient d'exportation spécifique (VOLLENWEIDER, 1968). Ces coefficients constituent des apports moyens annuels obtenus sur des parcelles ou petits bassins expérimentaux. Des plages de valeurs de coefficients d'exportation sont ainsi proposées pour chaque type d'occupation du sol (RAST et LEE, 1983, BENNETON, 1984).

La masse totale exportée par le bassin est déterminée par la somme des contributions de chaque type d'occupation du sol (produit de la surface par la pression polluante).

La disponibilité de ces données explique le succès de cette approche comme premier diagnostic. Se pose la question de l'utilisation de ces coefficients d'exportation établis dans un contexte donné (taille du bassin, processus prédominants, pratiques culturales, etc ...) dans d'autres contextes d'application.

Ce type d'approche a été mené sur les étangs littoraux méditerranéens pour hiérarchiser les types d'apports (agricole, domestique, industriel, etc ...) (CEMAGREF, 1991).

A3-4. Approche par objets d'étude

Pour compléter l'analyse comparative réalisée en fonction des critères de description de l'espace, du temps et du degré de conceptualisation des processus, nous proposons une comparaison selon le critère « objet d'étude ».

La dynamique des flux d'azote peut être analysée à l'exutoire « d'objets d'étude » aussi variés qu'un groupe de parcelles expérimentales, ou qu'un bassin de plusieurs milliers de km². Selon la taille des bassins versants étudiés, le devenir de l'azote va être abordé avec des disciplines aussi différentes que l'agronomie, la biologie, l'hydraulique, la météorologie, etc... De plus, la spécificité de chaque objet d'étude implique de prendre en compte certains processus du cycle de l'azote (comme par exemple les processus biochimiques de transformation de l'azote dans le sol) au détriment d'autres jugés négligeables.

Nous proposons successivement d'aborder :

- les modèles portant sur des petits bassins agricoles (comprenant d'une à quelques parcelles agricoles) ;
- les modèles privilégiant la description des processus de transformation et des processus de transport uniquement dans le réseau hydrographique du bassin versant ;
- et enfin les modèles de gestion de la qualité de l'eau des bassins versants de plusieurs centaines à plusieurs milliers de km².

A3-41. Du modèle agronomique parcellaire aux modèles de petits bassins versants agricoles

L'objectif de ce type de modèle est la détermination de la dynamique des flux d'azote depuis la parcelle agricole jusqu'au milieu récepteur qu'est la rivière. La partie du cycle de l'azote dans le sol est privilégiée.

Le domaine d'étude est la parcelle. Celle-ci est caractérisée en terme d'itinéraires techniques et de propriétés agronomiques. Le sol est représenté en couches successives pour reproduire les différents processus d'évolution de l'azote. Le cycle de l'azote est ainsi analysé d'un point de vue agronomique.

Dans une première famille de modèles, les processus de transformation de l'azote et les processus de transport sont représentés uniquement par des relations empiriques établies à l'échelle de la parcelle (cas des modèles CREAMS (KNISEL, 1980), SPNM (WILLIAMS et HAAN, 1978), SWRRB (ARNOLD et al., 1990) et AGPNS (YOUNG et al., 1986)). Les paramètres de ces modèles sont reliés à des caractéristiques physiques du groupe de parcelles du bassin étudié. Ces modèles ne nécessitent théoriquement pas de phase de calage.

La deuxième famille correspond à une représentation des processus à la fois par des relations empiriques et des relations conceptuelles (de type réservoir). Les modèles utilisent une représentation plus fine de la zone d'étude (distinction de plusieurs couches de sol) au prix d'une augmentation du nombre de paramètres (plus de 1000 pour le modèle HSPF dont la structure est illustrée sur la figure A3-9 (DONIGIAN et al, 1984)). Certains de ces paramètres sont dépourvus de réalisme physique (coefficient de mélange dans les réservoirs conceptuels) et nécessitent une phase de calage (modèles ACTMO (FRERE et al., 1975), ARM (DONIGIAN et CRAWFORD, 1976) et HSPF).

Les modèles portant sur les petits bassins agricoles reposent sur l'hypothèse que chaque parcelle est située à la même distance de l'exutoire et que les processus en rivière sont négligeables. Ces hypothèses restreignent la taille des objets d'étude à des bassins inférieurs au km² (modèles ACTMO et ARM). Ces modèles ont fait l'objet de modifications pour pouvoir intégrer le transport en rivière et ainsi être applicables sur des bassins de plusieurs dizaines de km² (modèles HSPF et SWRRB). Pour ces tailles de bassin, les processus de transformation en rivière ne sont plus négligeables (AYPHASSORHO, 1992).

On peut enfin citer des approches physiques du devenir des nitrates à l'échelle de la parcelle voire du petit bassin versant agricole comme celle développée par MAISON, (2000). Dans cette approche, la parcelle est représentée par une juxtaposition de colonnes de sol composées de plusieurs couches présentant des caractéristiques de sol homogènes. Ce modèle a été développé sur une parcelle d'1 ha puis appliqué sur le bassin de l'Auradé (328 ha).

Modèle HSPF : objets spatiaux élémentaires

Chaque **sous-bassin** est une fraction du bassin ayant des caractéristiques climatiques et pédologiques homogènes . Un sous-bassin peut être de nouveau fractionné en **segments** représentant les différents types d'occupation du sol. Le segment peut enfin être divisé jusqu'à 5 **blocs** en fonction des propriétés des couches superficielles du sol. Le **réseau** hydrographique est segmenté en **biefs** de rivière aux propriétés hydrauliques uniformes

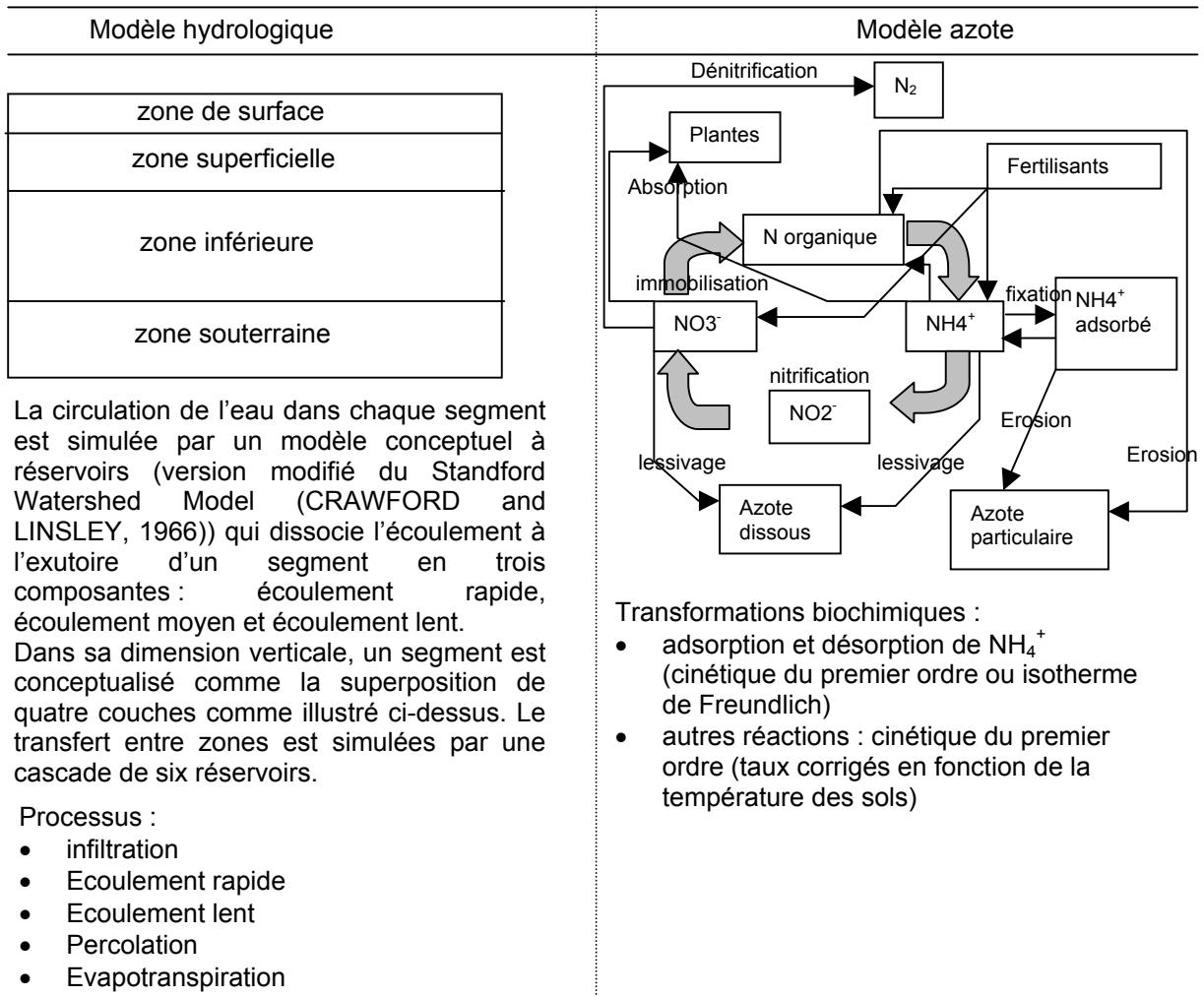
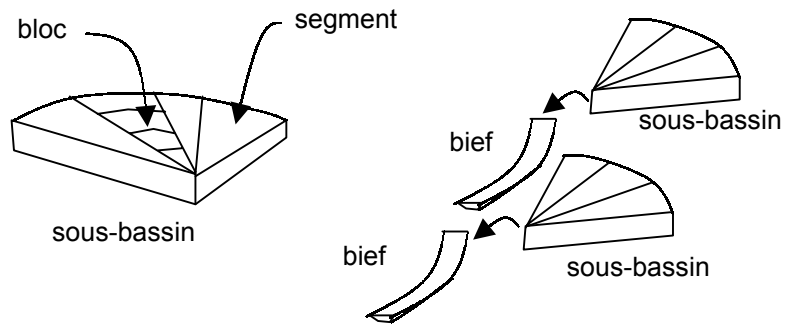


Figure A3-9 : Structure du modèle HSPF d'après KAUARK LEITE, (1990)

Les modèles portant sur l'objet d'étude « petits bassins versants agricoles » présentent plusieurs limites :

- ces modèles conçus initialement pour l'étude de groupes de parcelles ne représentent que le transport de l'azote sous forme nitrates. Ceci exclut les bassins d'étude de type périurbain où l'apport d'azote sous forme organique et ammonium peut constituer la moitié du flux annuel d'azote (Contrat pour l'étang de Thau, 1997) ;
- l'utilisation de ces modèles pose la question du mode d'agrégation des flux. En effet, le calcul du flux à l'exutoire du bassin se fait dans ces modèles par sommation des contributions de chaque parcelle (KAUARK LEITE, 1990). Ce mode d'agrégation suppose que les processus jugés prédominants pour le devenir de l'azote soient les mêmes à la parcelle et au niveau du bassin versant. Cette hypothèse est d'autant plus contestable que la taille du bassin modélisé augmente (PUECH, 1996). Il est important de préciser que les processus sont les mêmes, de la parcelle au bassin. C'est uniquement leur hiérarchisation qui diffère entre les différents niveaux (VILLENEUVE et al., 1998). Ainsi les essais de transposition d'un modèle établi sur un bassin d'une dizaine de km² à des bassins plus vastes (centaine de km²) posent la question du respect du champ d'application du modèle. Les résultats concernant la capacité des modèles testés à reproduire les flux à l'exutoire des bassins d'étude, sont d'ailleurs systématiquement moins probants après transposition sur des bassins plus vastes (PRAT, 1982, MA, 1991, MANTILLA MORALES, 1995).
- Enfin, en terme de données nécessaires, l'utilisation de ces modèles nécessite un suivi agronomique et une information à la parcelle, sur les pratiques agricoles et sur les caractéristiques pédologiques, dont l'acquisition est difficilement envisageable sur des bassins d'une superficie supérieure à la centaine de km².

A3-42. Modèle de dynamique de l'azote dans le réseau hydrographique

Ce paragraphe repose sur un ouvrage de synthèse sur les modèles de qualité des eaux de surface (AMBROSE et al., 1996). Seul le modèle QUAL2E (BROWN et BARNWELL, 1985) est détaillé dans l'annexe 1 comme exemple des modèles de cette famille. Le choix de ce modèle est justifié par son utilisation dans plusieurs modèles de gestion de bassin comme GIBSI, BASIN et son couplage avec SWAT dans le modèle ESWAT.

L'objectif de ce type de modèle de rivière est de simuler l'évolution des traceurs de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique. Le premier « modèle » de qualité des eaux de surface remonte aux années 20 (STREETER et PHELPS, 1925). Les disciplines concernées par ce type de modélisation sont l'hydraulique, la chimie de l'eau et la biologie.

Le réseau hydrographique est le plus souvent représenté en 1D comme dans HEC5 (U.S. Army Engineer Hydrologic Engineering Center) ou dans QUAL2E. Ce dernier modèle permet de segmenter le réseau en 25 biefs au maximum avec au plus 20 éléments par bief. Un élément correspond à une portion du bief que l'on juge homogène en terme de caractéristiques hydrauliques. C'est au niveau de l'élément que les différentes équations sont résolues en fonction des apports latéraux du bassin et des apports amont. Le réseau peut être représenté en 2D (x, y) comme WASP5 (Environmental Protection Agency USA) ou 2D (x, z) comme

CE -QUAL-ICM (US. Army Engineer). Il peut être enfin représenté dans ses trois dimensions comme une succession de couches depuis la surface jusqu'aux sédiments (REICHERT et al., 2001).

Le formalisme adopté pour représenter les processus de transformation et les processus de transport repose sur des bases physiques. Ces différents processus sont représentés par des relations qui intègrent des variables d'entrée atmosphériques (ensoleillement, température de l'air), des variables d'état dérivées (température de l'eau) et des caractéristiques hydrauliques de la rivière étudiée (ALPASLAN et al., 1994). Le cycle de l'oxygène (BORCHARDT et REICHERT, 2001) et la croissance de la population algale y sont reproduits. Le modèle QUAL2E permet le suivi de 15 traceurs de la qualité de l'eau dont les différentes formes de l'azote.

Certains modèles impliquent un débit stable durant la simulation comme QUAL2E (BROWN et BARNWELL, 1985). D'autres modèles intègrent la dynamique du système (simulations d'épisodes de crue). C'est le cas des modèles MIKE11 (Danish Hydraulic Institute) et SALMON-Q (Wallingford, Oxford, Angleterre) (AMBROSE et al., 1996).

Ces modèles présentent des contraintes qui limitent leur domaine d'application :

- ces modèles intègrent de nombreux cycles dont les cinétiques sont fonction de constantes préétablies en laboratoire. La question du domaine de validité de ces valeurs se pose lors de l'application en rivière ;
- de plus, les données requises par ces modèles ne sont souvent pas disponibles sur l'ensemble des biefs d'un bassin versant et impliquent par conséquent une phase expérimentale très fine du point de vue spatial (pour intégrer les caractéristiques du bief) et temporel (pour caler les paramètres des équations du modèle).

Ceci explique que lors pour une application sur une rivière donnée, ces modèles doivent être simplifiés en fonction des processus jugés prédominants et surtout en fonction de la disponibilité des données (VANROLLEGHEM et al., 2000).

A3-43. Modèles de gestion de la qualité de l'eau

L'objectif de ces modèles est de fournir un outil d'aide à la décision concernant l'impact des activités anthropiques sur la ressource en eau. Les bassins concernés par ce type de modèles vont de quelques centaines de km² à plusieurs milliers de km² (bassin de la Seine (44 000 km²) pour le modèle SENEQUE (BILLEN et GARNIER, 1995), et bassin de la Tamise (13 000 km²) pour le modèle WATERWARE (JAMIESON et FEDRA, 1996a)). Le pas de temps adopté pour représenter le fonctionnement de tels bassins est la journée. L'estimation des flux d'azote est l'un des objectifs de ces modèles. Leur particularité est d'intégrer un module économique pour évaluer la faisabilité de mesures environnementales.

En plus des disciplines déjà évoquées (agronomie, biologie, hydraulique, hydrologie) l'approche socio-économique joue un rôle important dans la conception de ces modèles.

Du point de vue de la structure, ces modèles sont composés de plusieurs sous-modèles adaptés à la production et au transport des différents flux d'azote jusqu'à l'exutoire. Ainsi, le cycle de l'azote sur les versants est géré dans le modèle GIBSI par le sous-modèle EPIC alors

que le transport en rivière est reproduit grâce au modèle QUAL2E (COUILLANDEAU, 1999). Le modèle SHETRAN peut être utilisé comme module hydrologique et module de qualité dans le modèle WATERWARE (PARKIN et O'CONNELL, 1999).

Les données disponibles sont généralement plus limitées que les données requises par chacun des sous-modèles. Ce déséquilibre conduit le plus souvent à dégrader la structure des sous-modèles (TIM, 1995).

La juxtaposition de modèles aux champs d'application différents soulève deux questions :

- sur l'intégrité des paramètres : la signification d'un paramètre est-elle la même d'un sous-modèle à l'autre ?
- sur l'homogénéité du modèle obtenu : comment intégrer, au sein d'un modèle unique, des sous-modèles aux champs d'application différents ?

Pour juger de la cohérence de l'ensemble du modèle, il est par conséquent indispensable de pouvoir valider chaque sous-modèle à l'aide d'un protocole de mesures adapté. Des phénomènes de compensation entre sous-modèles peuvent en effet conduire à une simulation correcte des flux d'azote à l'exutoire qui masque une représentation erronée du fonctionnement interne du bassin.

A3-5. Conclusion

L'objectif de ce troisième chapitre était de comparer les différentes approches de modélisation du cycle de l'azote sur le bassin versant. Bien que non exhaustive, cette analyse bibliographique montre l'extrême diversité des modèles de flux d'azote. La figure A1-10 synthétise les divers champs d'application des modèles cités dans l'analyse comparative.

Pas des variables
d'entrée

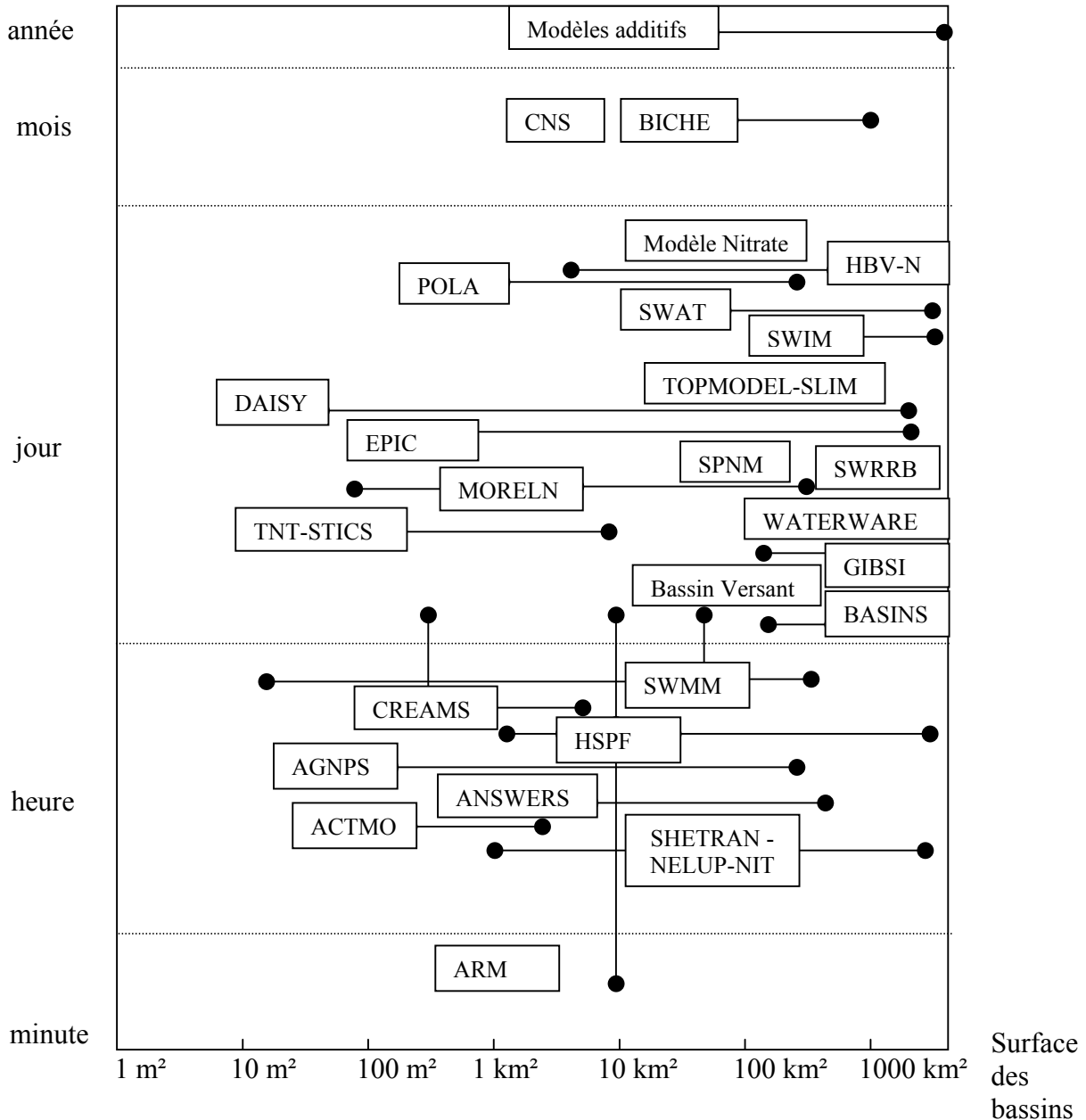


Figure A1-10 : Champ d'application des modèles de flux d'azote (cf. annexe 1)

Pour chaque modèle, le champ d'application spatio-temporel est figuré par la position du rectangle.

Parmi les modèles cités, seul le modèle ARM utilise des données de pluie inférieure à la journée (de 5 à 15 minutes). Ce pas de temps est adapté à la simulation d'épisode pluvieux à l'échelle de la parcelle. Le pas de temps horaire apparaît déjà grossier pour décrire correctement le comportement de la parcelle lors d'un épisode pluvieux (modèles ACTMO, AGNPS et CREAMS). Ce pas de temps est en revanche plus adaptée pour des bassins versants entre 1 km² et plusieurs dizaine de km² (modèles ANSWERS, HSPF, SWMM, SHETRAN NELUP et NIT). Tous ces modèles impliquent l'existence de pluviographes sur le bassin pour caractériser les précipitations au pas horaire. La disponibilité de données horaires est une forte contrainte en terme d'utilisation de ces modèles.

La majorité des modèles de flux analysés dans ce chapitre simule le comportement des bassins au pas de temps journalier. Ces modèles peuvent donc être appliqués sur des bassins où les pluviomètres sont les seuls instruments de mesure de la pluie. Le pas de temps journalier semble insuffisant pour décrire la dynamique des flux d'azote lors d'épisodes pluvieux sur des bassins allant de la parcelle (modèles DAISY et EPIC) à plusieurs dizaine de dizaine de km² (modèles POLA, Bassin Versant et SWAT). Pour des bassins de surfaces plus importantes (de la centaine de km² à quelques milliers de km², le pas journalier permet de représenter correctement leur comportement hydrologique (modèles SWIM, WATERWARE, GIBSI et BASINS).

Les modèles mensuels et annuels reposent sur une vision très simplifiée du bassin. L'estimation des flux d'azote dans le modèle CNS est obtenue directement par une relation empirique fonction des variables de forçage. De même, le modèle additif consiste en une simple somme des apports spécifiques annuels de chaque type de culture. Ces modèles constituent donc des outils permettant de réaliser un premier diagnostic des apports d'azote.

L'analyse des différents modèles de flux montre qu'initialement, les concepteurs des modèles admettent des hypothèses simplificatrices adaptées au champ d'application du modèle. Certains modèles ont été utilisés largement en dehors du champ défini lors de leur développement (figuré par les barres horizontales et verticales, cf. Fig. A1-10) sans que leur utilisateur ne modifie ni la structure ni les relations du modèle initial. On observe ainsi sur la figure A1-10, qu'un grand nombre de modèles a été testé sur des gammes de bassins allant du km² à plusieurs milliers de km². Ces applications hors du champ d'application initial ne facilitent pas le choix d'un modèle adapté au bassin versant que l'on souhaite étudié. Pour chaque modèle, il est indispensable de pouvoir revenir aux hypothèses simplificatrices pour juger de la pertinence du modèle par rapport aux objectifs de modélisations, aux données disponibles et aux spécificités des bassins d'étude.

Chapitre A4 : Premières pistes pour le choix du modèle

A4. Premières pistes pour le choix du modèle

A l'issue de cette partie bibliographique, il est possible de restreindre le champ des modèles existants adaptés à l'objectif de ce travail. Même si le choix définitif du modèle doit se faire après analyse critique des données accessibles sur les bassins d'étude, le modèle retenu doit répondre aux critères opérationnels **d'accessibilité des données** et de **parcimonie** des paramètres.

En effet, l'application d'un modèle d'exportation d'azote quel qu'il soit implique l'acquisition de données sur les caractéristiques physiques du bassin, les variables de forçage et d'entrée pour alimenter le modèle et les variables de sortie (éventuellement des variables d'état) pour caler les paramètres. La taille des bassins d'étude (de l'ordre de quelques centaines de km²) ne permet pas d'acquérir les variables d'état qui agissent sur le cycle de l'azote dans le sol et dans le milieu aquatique. Le choix du modèle s'oriente donc vers les modèles de flux qui proposent un cycle simplifié de l'azote. On peut donc exclure les modèles agronomiques et les modèles de dynamique de l'azote dans le réseau hydrographique. En effet, l'importance des processus pris en compte dans ces modèles, dépend directement des variables d'état température du sol, température de l'eau, pH, ...

Par ailleurs, la parcimonie des paramètres est un critère primordial dans le choix du modèle. L'utilisation des chroniques de pluie et de flux d'azote à l'exutoire ne permet pas de réduire le nombre de degrés de liberté que présente un modèle complexe. La phase de calage d'un tel modèle conduit classiquement à l'existence de nombreux jeux de paramètres permettant de reproduire correctement les débits et les flux associés. Chaque jeu correspond pourtant à une dynamique interne du bassin différente. Ce problème dénommé « équifinalité » justifie l'effort de réduction du nombre de paramètres des modèles. On va privilégier les approches conceptuelles de type réservoir qui permettent avec peu de paramètres de reproduire la dynamique des débits et des flux à l'exutoire.

Les objectifs du modèle nécessitent de pouvoir intégrer la **localisation** et la **diversité** des activités anthropiques sur le bassin dans le modèle d'exportation d'azote. Le modèle retenu doit donc prendre en compte les différentes sources d'azote sur le bassin (agricoles, domestiques et industrielles) et les modes d'apport à la fois diffus et ponctuels.

La vision globale ne paraît pas adéquate car elle ne permet pas de prendre en compte l'organisation des activités anthropiques et en particulier la position des rejets ponctuels. Si l'on retient une vision distribuée du bassin, deux concepts peuvent être utilisés pour définir les unités spatiales du modèle : le concept de zones de production homogène et le concept des unités de structure du bassin (bief et sous-bassin). La taille des bassins d'étude ne permet plus de négliger le transport en rivière, par conséquent l'approche par sous-bassins et biefs semble donc le concept le plus adapté pour représenter l'organisation du bassin en unités de production et unités de transport d'azote avec le minimum de paramètres.

Enfin, le pas de temps adopté par le modèle pour reproduire la dynamique des exportations d'azote est déterminant dans le choix du modèle. L'analyse du comportement des bassins d'étude va permettre de retenir le pas d'analyse le plus adapté pour reproduire le devenir de l'azote avec pour conséquence de restreindre encore le choix du modèle d'exportation.

Le cas échéant, si un modèle unique ne répond pas à ces différentes contraintes, le modèle original d'exportation d'azote devra intégrer l'ensemble des contraintes précédemment citées.

