

**ETUDE SUR LES BASSINS  
VERSANTS EN CONTENIEUX  
« NITRATES EAUX BRUTES »**



**Rapport final  
Juin 2008**

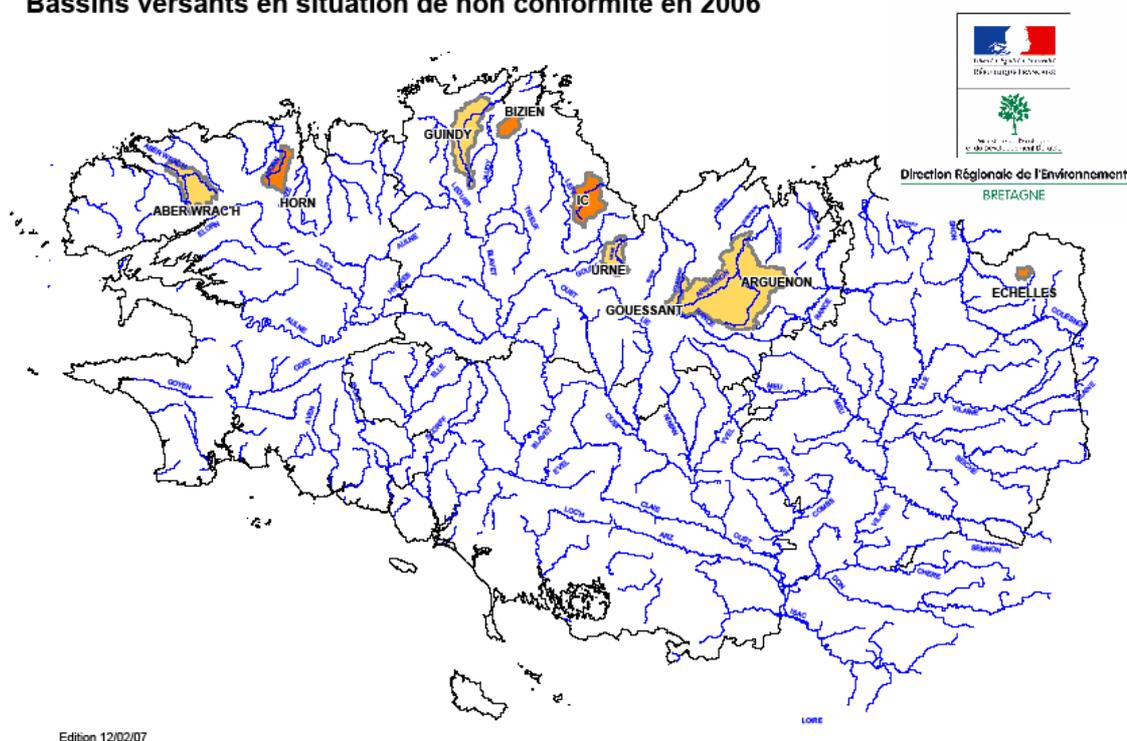
**Rapport à accès réservé**



# Introduction

Le présent rapport expose les conclusions des études menées par le BRGM et l'INRA, à la demande de l'Etat Français, sur les neuf bassins versants bretons alimentant les prises d'AEP en situation de non-conformité vis-à-vis de la réglementation européenne sur les concentrations maximales en nitrates des eaux brutes destinées à la consommation humaine (voir carte ci-dessous).

**Bassins versants en situation de non conformité en 2006**



*Illustration 1 - Localisation des bassins versants étudiés*

**Ces conclusions sont formulées pour éclairer la décision publique sur les plans d'actions à mettre en œuvre sur les bassins versants concernés en évaluant leurs effets potentiels sur la qualité des eaux et le temps nécessaire à l'expression de ces effets.**

Les recherches menées par les deux organismes présentent deux visions complémentaires du fonctionnement des systèmes concernés. L'étude du BRGM vise, par l'observation et la modélisation, à décrire les caractéristiques fonctionnelles des aquifères des bassins versants : les nombreuses études réalisées par le BRGM, le CNRS et l'INRA sur des systèmes similaires ont en effet prouvé que les eaux des cours d'eau bretons sont majoritairement d'origine souterraine, et que le fonctionnement de la nappe conditionne l'inertie et le temps de réponse des hydrosystèmes aux changements de pratiques agricoles.

L'étude de l'INRA vise, par la modélisation déterministe des cycles de l'eau et de l'azote dans l'ensemble de l'agro-hydrosystème, à reconstituer la chaîne de causalité allant des pratiques agricoles à la qualité des eaux.

L'objet de ce rapport est de poser un diagnostic sur la possibilité de chaque bassin à recouvrer rapidement la conformité, sur la base d'une part de l'état actuel de la contamination des eaux et des pratiques agricoles, d'autre part des évolutions possibles de ces pratiques agricoles du fait de l'application du plan d'action conçu par les autorités, le tout en fonction des caractéristiques fonctionnelles des systèmes considérés. Il présentera successivement les conclusions des études du BRGM et de l'INRA sur chaque bassin, puis une conclusion commune.

# Plan du rapport

## Introduction

1	Etude menée par le BRGM (Centre scientifique et technique Orléans Service EAU/ADM et Service Géologique Régional de Bretagne Rennes) .....	5
1.1	Contexte et objectifs du projet .....	5
1.2	Caractérisation des bassins versants .....	7
1.2.1	Caractérisation géologique et hydrogéologique des bassins versants .....	8
1.2.2	Contribution des eaux souterraines au débit des rivières .....	10
1.2.3	Première caractérisation chimique des eaux souterraines des bassins versants .....	11
1.2.4	Typologie des bassins versants .....	13
1.3	Méthodologie de modélisation .....	21
1.3.1	Type de modélisation .....	21
1.3.2	Données utilisées .....	21
1.3.3	Modélisation des écoulements .....	25
1.3.4	Modélisation des transferts de nitrates .....	26
1.3.5	Simulations prévisionnelles .....	26
1.4	Modélisation de l'évolution des teneurs en nitrates au droit des prises d'eau .....	29
1.4.1	Présentation des résultats .....	29
1.5	Conclusions .....	59
1.6	Perspectives .....	59

2	Etude menée par l'INRA (Unité Mixte de Recherche 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation INRA-Agrocampus Rennes)	60
2.1	Introduction	60
2.2	Méthodes	61
2.2.1	Méthodologie générale	61
2.2.2	Partie 1 : étude des 9 bassins versants avec le modèle INCA	62
2.2.3	Partie 2 : étude de 5 bassins versants avec le modèle TNT2	66
2.3	Résultats	69
2.3.1	Caractérisation des pressions azotées sur les bassins versants	69
2.3.2	Résultats de l'étude des 9 bassins versants avec le modèle INCA	73
2.3.3	Résultats de l'étude de 5 bassins versants avec le modèle TNT2	91
2.4	Conclusions	107
2.4.1	Fiabilité des résultats	107
2.4.2	Diagnostic d'ensemble	108
2.4.3	Plan d'action	109

## Conclusion générale

# 1 Etude menée par le BRGM (Centre scientifique et technique Orléans Service EAU/ADM et Service Géologique Régional de Bretagne Rennes)

Les résultats présentés ci-dessous sont extraits des rapports BRGM/RP-55842-FR<sup>1</sup> d'octobre 2007 et BRGM/RP-56408-FR<sup>2</sup> de juin 2008 (cf. annexe 1).

## 1.1 Contexte et objectifs du projet

La directive européenne n°75/440/CEE du 16 juin 1975 exige que les teneurs en nitrates soient inférieures à 50 mg/litre dans les eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les Etats membres.

Début 2007, 9 bassins versants situés au Nord de la Bretagne restent concernés par le contentieux européen.

- 5 bassins ont une évolution positive des teneurs en nitrates :
  - l'Aber Wrac'h à KERNILIS (superficie : 98 km<sup>2</sup>) dans le Finistère,
  - le Guindy à PLOUGUIEL (122 km<sup>2</sup>) dans les Côtes d'Armor,
  - l'Urne à TREGUEUX (48 km<sup>2</sup>) dans les Côtes d'Armor,
  - le Gouessant à ST-TRIMOEL (21 km<sup>2</sup>) dans les Côtes d'Armor,
  - l'Arguenon à PLEVEN (388 km<sup>2</sup>) dans les Côtes d'Armor,
- et 4 sont sans évolution favorable :
  - l'Horn à PLOUENAN (44 km<sup>2</sup>) dans le Finistère,
  - le Bizien à HENGOAT (27 km<sup>2</sup>) dans les Côtes d'Armor,
  - l'Ic à BINIC (81 km<sup>2</sup>) dans les Côtes d'Armor,
  - les Echelles à MONTOURS (10 km<sup>2</sup>) en Ille-et-Vilaine.

Pour les 9 bassins, une question importante est celle du temps nécessaire pour qu'il y ait un retour à la conformité des eaux au droit des prises d'eau potable, compte tenu du temps de réponse des milieux et des mesures de réduction des intrants azotés envisagées.

La Préfecture de la Région Bretagne (Mission Interdépartementale et Régionale de l'Eau : MIRE) a demandé, au nom de l'Etat, au BRGM et à l'INRA de réaliser des études scientifiques, afin de savoir si une réduction de 1/3 des apports azotés

---

<sup>1</sup> B. MOUGIN, D. ALLIER, E. PUTOT, J-J. SEGUIN, J-M. SCHROETTER, R. BLANCHIN, collaboration : J-L. IZAC, J-P. JEGOU (2007) - Bassins versants bretons en contentieux européen : typologie et modélisation de l'évolution des concentrations en nitrates - Rapport d'avancement au 15 octobre Phase 1 - BRGM/RP-55842-FR – 123 p., 70 ill., 3 ann. dont 60 planches (vol. séparé)

<sup>2</sup> B. MOUGIN, D. ALLIER, E. PUTOT, J-J. SEGUIN, P. STOLLSTEINER, J-M. SCHROETTER (2008) - Bassins versants bretons en contentieux européen : typologie et modélisation de l'évolution des concentrations en nitrates – Phase 2 - Rapport final - BRGM/RP-56408-FR – 128 p., 68 ill., 3 ann

(abaissement de 210 à 140 kg N/ha) est suffisante pour que les teneurs en nitrates des eaux des rivières, au droit des prises d'eau pour l'alimentation en eau potable, puissent passer sous le seuil des 50 mg/l. Si cela n'est pas le cas, un ratio en kg N/ha devra être proposé.

Le cahier des charges de la phase 1 (juin à octobre 2007) proposé par le BRGM a été remis à la Direction de l'Eau du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durable (MEDAD) et à la MIRE. Cette étude est rattachée à la ligne « expertise auprès de la Direction de l'Eau » et correspond au thème 4 de la convention 2007-2009 sur « la connaissance, le suivi et la gestion des eaux souterraines » établie entre le BRGM et la Direction de l'Eau du MEDAD. Elle était inscrite dans la convention d'application 2007.

Les différentes tâches de ce cahier des charges, adapté aux engagements de l'Etat Français (réduction de 1/3 des intrants), étaient :

- Volet 1 - Caractérisation géologique, hydrogéologique et hydrochimique des bassins versants débouchant sur une typologie :
  - première caractérisation chimique des eaux souterraines des bassins versants
  - caractérisation géologique et hydrogéologique des bassins versants (globale, détaillée, fiches signalétiques)
- Volet 2 - Méthodologie pour la prise en compte des données agronomiques dans le cadre de l'approche globale choisie pour répondre aux questions posées (approche traitée avec le code de calcul TEMPO du BRGM)
- Volet 3 - Modélisation de l'évolution des teneurs en nitrates au droit des prises d'eau

Lors de l'établissement du cahier des charges, le logiciel TEMPO, outil de traitement du signal robuste et rapide privilégiant une approche systémique (traitement de systèmes caractérisables par des "entrées" et des "sorties" mises en relation par des fonctions de transfert à déterminer), a été choisi par le BRGM, pour respecter les courts délais imposés dans le cadre des engagements de la France auprès de la Commission européenne : besoin de premières conclusions à caractère opérationnel à fournir en octobre, puis dans un second temps nécessité d'approfondir les investigations scientifiques avec restitution en juin 2008.

Le rapport BRGM/RP-55842-FR a détaillé l'état d'avancement de l'étude à la date 15 octobre 2007.

Pour que la totalité des bassins puisse être modélisée, le BRGM a utilisé l'approche "analyse systémique", plus rapide de mise en œuvre que l'approche spatialisée déterministe et nécessitant moins de données.

Cette approche a été mise en œuvre à l'aide du logiciel TEMPO développé au BRGM. Il s'agit d'un code de calcul utilisant toutes les techniques de traitement du signal. Une description de ce logiciel et une analyse de ses capacités, faites dans le cadre d'une expertise, sont fournies en annexe 2 (ainsi que les références de quelques publications scientifiques).

La somme des informations, données collectées, et les détails opérationnels pour réaliser cette étude sont consignés dans le rapport du BRGM.

A l'issue de cette première phase, il s'est avéré qu'en utilisant les résultats récents de l'INRA (sorties des logiciels INCA et TNT2), le travail du BRGM pouvait être utilement affiné. Réciproquement, les résultats BRGM de typologie des bassins versants (carte géologique et failles, données de perméabilité du sous-sol, profondeur de la nappe, épaisseur des altérites et failles associées), de modélisation hydrodynamique et les mesures effectuées sur les eaux souterraines pouvaient être des données appuyant les modélisations de l'INRA. Cette coordination devait permettre d'aboutir à l'établissement de scénarios plus cohérents et pertinents au regard des enjeux économiques. Cette évidence a été validée par le Comité de Pilotage du 3 octobre 2007 et a justifié la proposition d'une phase 2 en 2008, afin de compléter l'étude à la même date que celle accordée à l'INRA c'est-à-dire fin juin 2008.

Le but de la phase 2 est d'approfondir les résultats techniques provisoires obtenus mi-octobre 2007, afin de perfectionner les scénarios proposés, et d'acquérir d'autres informations utiles aux conclusions finales. Il s'agit, notamment, d'essayer d'intégrer les données en cours de calcul par l'INRA, valider réciproquement les modèles BRGM et INRA qui abordent deux logiques de calcul complémentaires, mais qui devraient raisonnablement converger vers des résultats comparables. A l'issue de l'exercice, les scénarios devraient permettre d'ajuster la réduction des intrants azotés, par bassin versant, pour atteindre le retour à la conformité.

Le BRGM a rédigé un cahier des charges qui a été remis en début d'année 2008 à la Direction de l'Eau du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (MEEDDAT) et à la MIRE. L'étude du BRGM est rattachée au projet « actions méthodologiques » et correspond au thème F de la convention 2007-2009 sur « la connaissance, le suivi et la gestion des eaux souterraines » établie entre le BRGM et la Direction de l'Eau du MEEDDAT. Elle est inscrite dans un avenant à cette convention.

La phase 2 comporte deux parties :

- la finalisation du travail de typologie des bassins versants (sensibilité à l'écoulement rapide et à l'infiltration) ;
- et la poursuite du travail de modélisation entrepris avec le logiciel TEMPO.

## 1.2 Caractérisation des bassins versants

Par rapport à d'autres régions européennes agricoles, la Bretagne offre une situation unique par la conjugaison de conditions physiques (géologique, hydrogéologique, pédologiques et climatiques) et agricoles particulières. La Bretagne est une région de roches de socle très accidentées (nombreuses failles et grands cisaillements sud et nord armoricains). Sur le plan agricole, la Bretagne se caractérise par une forte concentration d'élevages intensifs bovins, porcins et avicoles.

Il y a encore quelques dizaines d'années (1975), le sous-sol breton était réputé peu productif en eau (absence d'eau souterraine) et donc le ruissellement et les écoulements de sub-surface étaient considérés comme les facteurs prépondérants alimentant la pollution des eaux de surface. La prise en compte des eaux souterraines dans l'alimentation des rivières est relativement récente dans les modèles.

La caractérisation des bassins étudiés aux plans hydrogéologique et hydrochimique, a permis :

- de mieux comprendre le fonctionnement hydrodynamique de ces bassins,
- de les hiérarchiser suivant certains critères influençant la dynamique de la pollution azotée (perméabilité des formations géologiques, partition infiltration/ruissellement, indicateurs de dénitrification, teneurs en nitrates dans les eaux souterraines),
- de fournir une assise aux modélisations et aux simulations prévisionnelles et d'aider à leur interprétation.

Conformément au cahier des charges de l'étude BRGM (phase 1), pour 5 des 9 bassins versants (les plus petits en superficie : Urne, Horn, Bizien, Gouessant et Echelles), un travail détaillé a été réalisé :

- reconstitution de l'épaisseur des altérites,
- reconstitution d'un niveau de nappe moyen,
- appréciation de la capacité d'infiltration des formations superficielles.

Par ailleurs, une campagne de mesures des teneurs en nitrates dans les eaux souterraines a été menée sur les 9 bassins.

## 1.2.1 Caractérisation géologique et hydrogéologique des bassins versants

### 1.2.1.1 Caractérisation géologique

Des cartes géologiques sont présentées dans le rapport du BRGM (échelle 1/250 000 sur les bassins les plus grands et 1/50 000 sur les 5 plus petits).

BV en contentieux	Echelles	Gouessant	Bizien	Horn	Urne	Ic	Aber Wrac'h	Guindy	Arguenon
Superficie (km <sup>2</sup> )	10	21	27	44	48	81	98	122	388
Contexte géologique principal	Granites	Granites et grès	Roches volcaniques et grès	Micaschistes et gneiss	Granites et grès	Roches volcaniques et schistes-grès	Granites et gneiss	Granites et roches volcaniques	Schistes-grès et granites

Un schéma conceptuel des aquifères de socle est utilisé : il permet de distinguer les 2 aquifères souterrains suivants : les altérites (réservoir capacitif dont la nappe est en contact direct avec le sol et les pollutions éventuelles de surface) et le milieu fissuré (réservoir transmissif dont la nappe est parfois dénitrifiée). Au niveau des bassins étudiés, les temps de transfert dans le milieu souterrain dépendront de la géologie traversée et de la présence ou non d'altérites.

### 1.2.1.2 Caractérisation hydrogéologique

Dans le cadre du projet SILURES Bretagne (rapport effectué en 2006), une approche statistique a été menée sur toutes les formations géologiques de socle de Bretagne en fonction du nombre de forages recensés sur celles-ci.

Le nombre de forages recensés et débit moyen du quartile supérieur c'est-à-dire la moyenne des débits des 25 % « meilleurs forages » de chaque population concernée ont été ajoutés à la carte géologique à 1/250 000 du Massif Armoricaïn. Ce paramètre varie de façon très significative en Bretagne : de moins de 10 m<sup>3</sup>/h à plus de 40 m<sup>3</sup>/h.

Ce paramètre pourrait être représentatif de la perméabilité des axes de drainage souterrain (perméabilité relative des formations géologiques des bassins étudiés).

Les valeurs moyennes du débit moyen du quartile supérieur de toutes les formations renseignées ont été calculées sur tous les bassins.

Sur la base de ce paramètre, le classement serait le suivant, des bassins les plus perméables aux moins perméables :

**+ perméables**

=====➔

**- perméables**

Guindy > Echelles > Ic > Arguenon > Horn > Bizien > Aber Wrac'h > Urne > Gouessant

### 1.2.1.3 Caractérisation détaillée des 5 plus petits bassins

La caractérisation plus détaillée des 5 plus petits bassins en contentieux a nécessité des reconnaissances de terrain : cartographie détaillée sur le terrain des formations altérées, inventaire permettant de définir une épaisseur des altérites, relevés de profondeur de nappe dans les ouvrages accessibles sélectionnés.

Les données ainsi recueillies ont permis :

- de reconstituer par krigeage<sup>3</sup> l'épaisseur des altérites ;
- de reconstituer par krigeage un niveau de nappe moyen ;
- de fournir des indications sur les capacités du sous-sol à absorber les eaux d'infiltration.

A partir notamment de 184 mesures piézométriques, la profondeur de la nappe a été modélisée (méthode détaillée dans le rapport BRGM/RP-55842-FR) et varie :

- sur le bassin des Echelles entre 0 et 9.4 m, avec une moyenne de 3.6 m ;
- sur le bassin du Gouessant entre 2 et 2.3 m, avec une moyenne de 2.1 m ;
- sur le bassin du Bizien entre 2.5 et 3.9 m, avec une moyenne de 3.0 m ;
- sur le bassin de l'Horn entre 2.9 et 6.3 m, avec une moyenne de 4.6 m ;
- sur le bassin de l'Urne entre 0 et 12.4 m, avec une moyenne de 3.5 m.

Le travail a consisté à reconstituer un niveau de nappe moyen sur chaque bassin (entre hautes et basses eaux) : de façon générale, la nappe est profonde au niveau des plateaux et proche du sol à proximité des cours d'eau.

---

<sup>3</sup> Algorithme d'estimation optimal et non biaisé permettant de quantifier l'incertitude associée à chaque valeur interpolée (c'est un des outils fondamentaux de la géostatistique)

La surface de base des altérites a été construite par krigeage, après étude géostatistique d'une population de 3657 points d'observation de l'interface altérites/milieu fissuré (méthode détaillée dans le rapport du BRGM).

L'épaisseur des altérites varie :

- sur le bassin des Echelles entre 0 et 27 m, avec une moyenne de 5.7 m ;
  - sur le bassin du Gouessant entre 0 et 46\* m, avec une moyenne de 8.6 m ;
  - sur le bassin du Bizien entre 0 et 31 m, avec une moyenne de 9.8 m ;
  - sur le bassin de l'Horn entre 0 et 31 m, avec une moyenne de 6.4 m ;
  - sur le bassin de l'Urne entre 0 et 55\* m, avec une moyenne de 12.0 m.
- \* données localement surestimées (cf. rapport du BRGM)

Les données précédentes (perméabilité des formations et profondeur de la nappe) ont été croisées afin d'établir une carte présentant la capacité du sous-sol à absorber les eaux d'infiltration sur chaque bassin versant.

Les résultats obtenus sont :

BV en contentieux	Echelles	Gouessant	Bizien	Horn	Urne
Superficie (km <sup>2</sup> )	10	21	27	44	48
Capacité du sous-sol à absorber les eaux d'infiltration	Très faible à forte	Très faible à faible	Faible à très faible	Moyenne à très forte	Très faible à moyenne

Le classement des bassins ayant la plus forte capacité à ceux qui ont la plus faible, serait le suivant :

**+ forte**                      **=====>**                      **+ faible**

Horn > Echelles > Bizien > Urne > Gouessant

Ce classement précise celui de la page précédente.

## 1.2.2 Contribution des eaux souterraines au débit des rivières

Une modélisation, avec le modèle hydrologique global Gardénia du BRGM, a permis de calculer la contribution des eaux souterraines aux lames d'eau écoulées aux prises d'eau potable des bassins en contentieux. Des pourcentages sont annoncés dans le rapport du BRGM.

Un classement des bassins, allant de celui qui a la plus forte participation des eaux souterraines à l'écoulement de la rivière à celui qui a la participation la plus faible, peut être tenté :

**+ de contribution des ES =====> - de contribution des ES**

Horn ≥ Guindy > Gouessant ≥ Urne > Aber Wrac'h ≥ Echelles > Arguenon

(Ic et Bizien non classés en raison de débits reconstitués)

### **1.2.3 Première caractérisation chimique des eaux souterraines des bassins versants**

#### **1.2.3.1 Utilisation des qualitomètres**

Le BRGM s'est rapproché de la Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales (DRASS) pour obtenir une extraction de tous les résultats « nitrates » mesurés sur les eaux souterraines de la Bretagne. Les qualitomètres (station de mesure de la qualité des eaux souterraines) disponibles aux alentours des 9 bassins étudiés ainsi que les chroniques « nitrates » correspondantes ont été étudiés.

Beaucoup de bassins présentent des indices d'eau souterraine dénitrifiée. De façon générale, on note une hausse des concentrations entre 1990 et 2000, puis une relative stabilisation entre 2001 et 2007. Depuis 2001, les bassins peuvent être classés en trois catégories :

- tendance à l'amélioration des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines : bassins de l'Aber Wrac'h, de l'Horn et de l'Urne (respectivement -2.9, -2.3 et -0.8 mg/l/an) ;
- tendance à la dégradation : bassins des Echelles, du Bizien, de l'Arguenon et de l'Ic (respectivement +1.6, +1.6, +1.2 et +0.7 mg/l/an) ;
- tendance à la stabilisation : bassins du Gouessant et du Guindy.

#### **1.2.3.2 Recensement et prélèvement des points d'eaux souterraines, résultats de la campagne réalisée**

Les prélèvements d'eaux souterraines (100 points) ont été réalisés du 12 juillet au 17 août 2007, suite à un important travail de recensement des points.

C'est durant cette période estivale que la participation des eaux souterraines aux débits des rivières est la plus élevée entraînant dans certains cours d'eau un dépassement du seuil de 50 mg/l d'azote nitrique (Guindy, Ic et Bizien) et dans d'autres un passage en-dessous du seuil (Gouessant et Arguenon). Dans les autres bassins, cette situation n'est pas aussi nette.

Les éléments chimiques analysés sont les cations et les anions majeurs suivants :  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$ ;  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SiO}_2$ , et Fe.



## 1.2.4 Typologie des bassins versants

### 1.2.4.1 Tableau des caractéristiques

Au cours de son étude, l'INRA a créé des cartes d'occupation du sol des bassins en délimitant des secteurs boisés, urbains ou agricoles. Ces données importantes ont été intégrées par le BRGM dans son Système d'Information Géographique (SIG).

Une synthèse des caractéristiques des 9 bassins étudiés est présentée dans le tableau en page suivante. Les informations sont :

- le contexte géologique principal (issu des cartes à 1/50 000 et 1/250 000) ;
- le débit moyen du quartile supérieur (m<sup>3</sup>/h) qui est une image de la perméabilité du sous-sol ;
- la densité de couverture des altérites (superficie rapportée à celle du bassin) ;
- l'épaisseur moyenne des altérites en place (en mètres) calculée sur les 5 plus petits bassins ;
- la profondeur moyenne de la surface piézométrique (en mètres) sur les 5 plus petits bassins ;
- la capacité du sous-sol à absorber les eaux d'infiltration (5 plus petits bassins) ;
- la participation des eaux souterraines aux débits des rivières, qui est aussi une idée du ratio écoulement rapide / infiltration<sup>4</sup> ;
- les teneurs moyennes en nitrates des eaux souterraines (mg/l) à l'issue des prélèvements de juillet-août 2007. En raison du faible nombre d'échantillons (3 par bassin), les résultats du Gouessant et du Bizien ne sont pas mentionnés ;
- à partir des informations fournies par les qualitomètres : l'évolution de la qualité des eaux souterraines sur le paramètre nitrates (en mg/l/an) (« + » signifiant une dégradation, et « - » une amélioration) ;
- le rapport de la longueur du réseau hydrographique sur le périmètre du bassin. Ce paramètre donne une idée de la densité du réseau : plus celui-ci est élevé plus le bassin est ruisselant, et à l'inverse plus il est faible plus le bassin est infiltrant ;
- les précipitations annuelles moyennes (en mm) issues des cartes de Météo-France sur la période 1971-2000 ;
- l'importance des fortes pentes : rapport entre la superficie des secteurs où les pentes sont élevées et supérieures ou égales à 5 % et la superficie du bassin ;
- et l'Indice moyen de Développement et de Persistance des Réseaux hydrographiques (IDPR), qui est le rapport de la densité des vallées (linéaire de vallées sèches et drainées issues du MNT rapporté à la surface du BV) à la densité de drainage. Cet indice étudie indirectement la capacité d'infiltration des bassins :

---

<sup>4</sup> Le rapport BRGM/RP-56408-FR (2008) comporte un glossaire où ruissellement et infiltration sont définis.

plus cet indice est fort plus le bassin est « plutôt ruisselant », plus il est faible plus le bassin est « plutôt infiltrant ».

- part de la surface des bassins versants en zones agricoles ;
- part de la surface des bassins versants en zones boisées ;
- part de la surface des bassins versants en zones urbaines.

BV en contentieux	Echelles	Gouessant	Bizien	Horn	Urne	Ic	Aber Wrac'h	Guindy	Arguenon
Superficie (km <sup>2</sup> )	10	21	27	44	48	81	98	122	388
Contexte géologique principal	Granites	Granites et grès	Roches volcaniques et grès	Micaschistes et gneiss	Granites et grès	Roches volcaniques et schistes-grès	Granites et gneiss	Granites et roches volcaniques	Schistes-grès et granites
Débit moyen du quartile supérieur (m <sup>3</sup> /h)	28.1	15.3	20.2	20.9	15.8	24.6	18	52.9	22.4
Densité de couverture des altérites (% BV)	85.7%	60.7%	80.6%	64.0%	72.1%	51.4%	77.6%	61.1%	38.4%
Epaisseur moyenne des altérites en place (m)	5.7	8.6	9.8	6.4	12.0				
Profondeur moyenne de la surface piézométrique (m)	3.6	2.1	3.0	4.6	3.5				
Capacité du sous-sol à absorber les eaux d'infiltration	Très faible à forte	Très faible à faible	Faible à très faible	Moyenne à très forte	Très faible à moyenne				
Participation des eaux souterraines aux débits des rivières	> 55%	> 58%		61%	58%		< 56.5%	61%	42.5-49%
Teneurs moyennes en NO3 des eaux souterraines (mg/l)	50.0			86.1	25.7	55.0	64.4	58.0	27.4
Evolution de la qualité des eaux souterraines (mg/l/an nitrates) qualimètres (+ augmentation, - diminution)	1984-2006 : +1.6	91-00 : +1.7 01-07 : stable	93-07 : +1.6	98-06 : -2.3	91-00 : +1.3 01-07 : -0.8	91-00 : +4.1 01-07 : +0.7	98-07 : -2.9	91-00 : +2.3 01-07 : stable	1991-2007 : +1.2
Densité réseau hydro (longueur / périmètre)	0.64	0.81	0.58	1.19	1.17	1.41	1.80	1.47	2.05
Précipitation annuelle moyenne (1971 - 2000) (en mm)	925	848	743	1041	883	700	1098	814	775
Importance des fortes pentes (>=5%)	25.5%	45.6%	18.6%	25.4%	56.3%	30.1%	15.0%	27.0%	37.8%
IDPR moyen	1209	1124	819	1079	1149	998	1230	1078	838
Zones agricoles (% BV)	84%	82%	79%	83%	63%	75%	79%	90%	80%
Zones boisées (% BV)	7%	9%	11%	8%	22%	16%	11%	7%	15%
Zones urbaines (% BV)	8%	9%	10%	10%	15%	9%	10%	3%	5%

*Illustration 2 - Synthèse des caractéristiques des bassins étudiés*

#### 1.2.4.2 Analyse multiparamètres

Une cartographie de la sensibilité des bassins à l'écoulement rapide et à l'infiltration a été effectuée à partir du croisement de 7 paramètres<sup>5</sup> :

- 1) le débit moyen du quartile supérieur des forages (moyenne des débits des 25 % « meilleurs forages ») (m<sup>3</sup>/h), image de la perméabilité du sous-sol ;
- 2) la participation des eaux souterraines aux débits des rivières ;
- 3) le rapport de la longueur du réseau hydrographique sur le périmètre du bassin ;
- 4) les précipitations annuelles moyennes sur la période 1971-2000 (en mm) ;
- 5) l'importance des fortes pentes (pentes supérieures ou égales à 5 %) ;
- 6) part de la surface des bassins versants en zones boisées ;
- 7) part de la surface des bassins versants en zones urbaines.

En fonction des résultats obtenus pour chacun des paramètres des bassins versants, ceux-ci sont classés selon leur sensibilité à l'écoulement rapide (peu sensible, moyennement sensible, et sensible).

On peut regretter dans cette analyse une absence de paramètre lié à la nature des sols (cartes pédologiques pas disponibles sur tous les bassins).

1) La perméabilité du sous-sol est plus faible sur les bassins Gouessant et Urne que sur les bassins Echelles et Guindy. La perméabilité dépend de la nature des formations géologiques présentes et elle est illustrée par les résultats obtenus par les forages les recoupant (débits instantanés en foration). Ce critère renseigne sur la capacité d'évacuation du sous-sol. Pour l'analyse multiparamètres, celui-ci est assimilé à une capacité d'infiltration puisqu'en Bretagne les nappes sont peu profondes (épaisseur négligeable de zone non saturée). En s'affranchissant du comportement de l'horizon pédologique sur les bassins, l'écoulement rapide sera ainsi plus important sur les bassins les moins perméables.

2) La participation des eaux souterraines aux débits des rivières, renseigne sur le ratio ruissellement / infiltration. Plus la participation est forte (bassins Horn et Guindy) plus les pluies efficaces s'infiltreront, et à l'inverse plus elle est faible plus l'écoulement rapide devient majoritaire (bassin de l'Arguenon). Le pourcentage du Bizien est estimé par le BRGM et celui de l'Ic est fourni par l'INRA.

3) Le chevelu des cours d'eau est plus dense sur l'Arguenon et l'Aber Wrac'h (fort rapport longueur sur périmètre) que sur le Bizien et les Echelles (rapport faible). Les bassins ont été classés selon leur sensibilité à l'écoulement rapide en se basant sur l'importance du réseau hydrographique sur chaque bassin : plus ce réseau est dense, plus l'écoulement rapide risque d'être fort.

4) Les bassins du Finistère (Horn et Aber Wrac'h) sont les plus arrosés et comme une forte pluviométrie risque d'entraîner de l'écoulement rapide, ces bassins ont été classés comme sensibles. Inversement, les bassins Ic et Bizien sont plus faiblement arrosés donc a priori moins sujets à l'écoulement rapide. Une étude plus approfondie de l'intensité et de la durée des pluies permettrait d'isoler plus précisément les bassins

---

<sup>5</sup> Le paramètre IDPR (défini précédemment) n'a pas été pris en compte car il n'est pas assez discriminant en Bretagne.

où les pluies sont resserrées sur une faible période, donc sujet à l'écoulement rapide par refus d'infiltration.

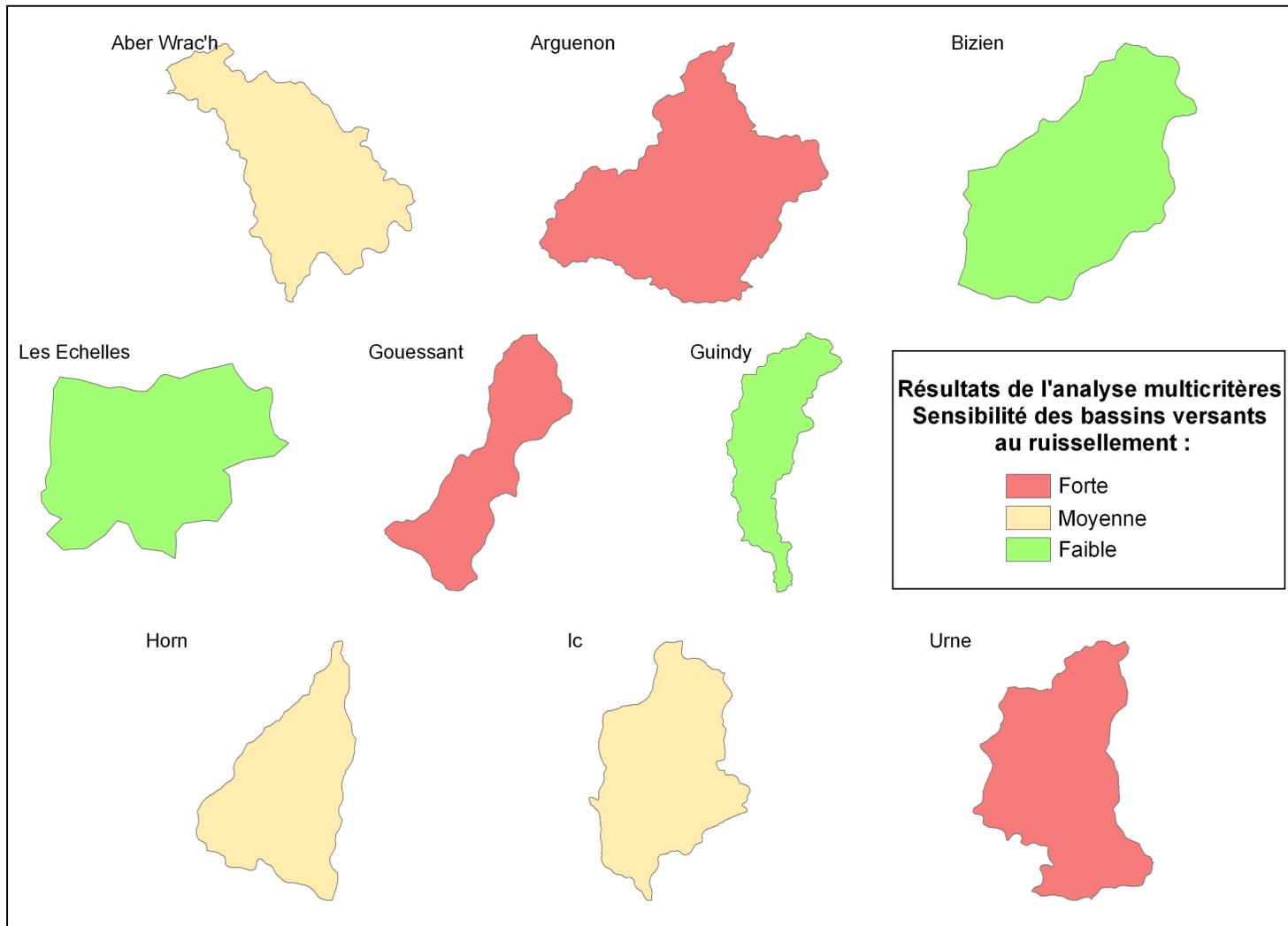
5) La sensibilité à l'écoulement rapide la plus importante a été définie dans les bassins où les pentes, supérieures ou égales à 5 %, étaient très présentes par rapport à leur superficie (cas des bassins Urne et Gouessant).

6) Selon l'INRA, la surface des bassins versants a un usage agricole qui est en moyenne de 79 %. Les parties boisées sont relativement limitées (en moyenne 12 % du territoire des bassins) sur les pentes des vallées très encaissées à l'aval des rivières ou sur les parties hautes à l'amont des bassins. Les zones urbaines quant à elles ne représentent en moyenne que 9 % des territoires. Les bassins les moins couverts en zones boisées et les plus couverts en zones urbaines ont été considérés comme sensibles à l'écoulement rapide (cas des bassins Echelles, Horn et Gouessant).

Pour évaluer la part du milieu physique et de l'occupation des sols dans les phénomènes d'écoulement rapide et d'infiltration, une valeur a été calculée à partir des paramètres listés (perméabilité du sous-sol, participation des eaux souterraines, densité réseau hydrographique, pluie, pentes et occupation du sol).

Chaque paramètre a été découpé en trois classes de 1 à 3 (1 : faible sensibilité à l'écoulement rapide, 2 : sensibilité moyenne, 3 : forte sensibilité).

A chaque bassin versant, une valeur égale à la somme des chiffres des classes de chaque paramètre a été affectée (poids de 0.5 pour les paramètres : perméabilité du sous-sol, pluies, zones boisées et zones urbaines ; sinon poids égal à 1). Cette valeur permet de classer les bassins selon leur sensibilité au phénomène d'écoulement rapide (cf. illustration 3 page suivante).



*Illustration 3 - Sensibilité des bassins versants à l'écoulement rapide - Résultat de l'analyse multiparamètres*

Le classement des bassins versants des plus sensibles aux moins sensibles donne l'ordre suivant :

Urne > Arguenon > Gouessant > Aber Wrac'h > Horn > Ic > Echelles > Guindy > Bizien  
Bassins ruisselants / intermédiaires / infiltrants

La partition ruissellement/infiltration peut renseigner sur la part nitrates infiltrés, nitrates entraînés par ruissellement.

Les bassins où l'écoulement rapide domine déclenchent une réponse rapide des débits à leur exutoire. La fraction ruisselée peut entraîner une part plus importante de nitrates mais cette contribution accrue au transfert peut être atténuée par un effet de dilution plus important (pluies) conduisant alors à des concentrations non nécessairement corrélées aux débits.

Pour connaître le temps de réaction d'un bassin à une réduction des apports azotés, il faut garder à l'esprit ce classement (bassins ruisselants/ infiltrants), et surtout examiner le temps de transit dans le milieu souterrain (inertie de la nappe).

Ce travail a été affiné au niveau des 5 plus petits bassins (Echelles, Gouessant, Bizien, Horn et Urne) en ajoutant 2 paramètres supplémentaires :

- a) la capacité du sous-sol à absorber les eaux d'infiltration ;
- b) la perméabilité des altérites.

On peut traduire ainsi ces paramètres :

a) Plus la capacité du sous-sol à absorber les eaux d'infiltration est forte (bassin de l'Horn) plus les pluies efficaces s'infiltrent, et à l'inverse plus elle est faible plus l'écoulement rapide devient majoritaire (bassins Gouessant, Bizien et Urne).

b) La perméabilité des altérites a été estimée en fonction de la densité de couverture et de l'épaisseur moyenne des altérites sur les bassins, et en analysant le type d'altérites en place (la fraction argileuse imperméable évolue de façon croissante de la base vers le sommet dans un profil d'altération). Le bassin de l'Urne a été classé comme sensible à l'écoulement rapide en raison de la préservation des allotérites (altérites situées en partie haute du profil d'altération, composées d'argiles imperméables et d'arènes argileuses). Les bassins Echelles, Gouessant et Bizien sont plus sensibles à l'infiltration car ils sont couverts d'isaltérites (altérites situées en partie basse du profil d'altération, composées d'arènes un peu plus perméable).

Le travail multiparamètres repris avec 9 paramètres a confirmé le classement précédant :

Urne > Gouessant > Horn > Echelles > Bizien

Bassins ruisselants infiltrants

### 1.2.4.3 Utilisation des autres paramètres

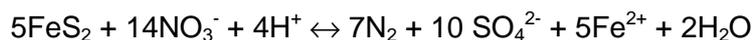
Les paramètres restants sont :

- les teneurs moyennes en éléments chimiques (dont nitrates) des eaux souterraines (mg/l) à l'issue des prélèvements de juillet-août 2007 ;
- à partir des informations fournies par les qualitomètres : l'évolution de la qualité des eaux souterraines sur le paramètre nitrates (en mg/l/an) (« + » signifiant une dégradation, et « - » une amélioration) ;

Le premier paramètre fournit plusieurs informations au niveau des bassins étudiés : état de la qualité des eaux souterraines (satisfaisante ou dégradée), et qualité possible des eaux de rivières durant l'étiage. En effet, à cette période de l'année (mois de juillet, août, et septembre), la totalité du débit de la rivière provient des écoulements souterrains ; c'est pourquoi à chaque étiage les concentrations en nitrates atteignent un bruit de fond provenant de la qualité des eaux souterraines. Plusieurs bassins ont des concentrations en nitrates cycliques dans les eaux des rivières, cohérentes avec les teneurs moyennes en nitrates des eaux souterraines :

- concentrations faibles en hautes eaux et fortes en basses eaux : bassins Horn, Aber Wrac'h et Guindy (teneurs fortes dans les eaux souterraines : respectivement 86, 64 et 58 mg/l) ;
- concentrations fortes en hautes eaux et faibles en basses eaux : bassins Urne et Arguenon (teneurs faibles dans les eaux souterraines : respectivement 26 et 27 mg/l).

Les deux paramètres, listés en haut de cette page, peuvent donner des indications quant à l'importance des phénomènes de dénitrification naturelle au sein du sous-sol des bassins (basé sur la dégradation de la pyrite  $\text{FeS}_2$ ).



Un recensement du nombre de points (qualitomètres et points prélevés en juillet-août 2007) où ce phénomène apparaît a été effectué.

On peut remarquer que des phénomènes de dénitrification sont mis en évidence dans tous les bassins étudiés (faibles teneurs en nitrates - ou absence, couplées à la présence de fer et de sulfates ;  $\text{Fe} \geq 0.5$  mg/l et  $\text{SO}_4 \geq 25$  mg/l).

Cette analyse montre également que la dénitrification semble être très présente sur les bassins Urne et Arguenon et qu'elle est quasi-absente sur le bassin des Echelles. Ceci peut expliquer les concentrations en nitrates assez basses dans les rivières Urne et Arguenon à chaque étiage (respectivement 25-30 et 10-20 mg/l).

## 1.3 Méthodologie de modélisation

### 1.3.1 Type de modélisation

La modélisation du transfert des nitrates dans chacun des bassins versants de l'étude est conduite en 2 étapes:

- 1) simulation des écoulements superficiels et souterrains;
- 2) simulation du transfert des nitrates en utilisant les résultats de l'étape précédente, c'est à dire les flux d'eau simulés.

Dans les deux cas, la modélisation de chaque bassin utilise une approche "boîte noire", dérivée des techniques de traitement du signal; elle est réalisée avec le code de calcul TEMPO, développé au BRGM et utilisé dans de nombreuses études hydrologiques (citées en références bibliographiques de l'annexe 2).

Dans une telle approche, le système physique étudié est caractérisé par des "entrées" et des "sorties" mises en relation par des fonctions de transfert (ou réponses impulsionnelles). Une fonction de transfert, inconnue, est calculée à partir des données disponibles en entrée et en sortie du système (opérations de déconvolution).

- Pour la première étape, l'hydrodynamique, les données nécessaires sont:
  - la pluie et l'ETP, "entrées" du système physique,
  - le débit des cours d'eau, "sorties" du système

Des données piézométriques peuvent être utilisées pour mieux contraindre la modélisation.

- Pour passer à la deuxième étape, le transfert des nitrates, doivent s'ajouter:
  - des données agronomiques (notamment les intrants azotés): elles interviennent comme "entrées" du système
  - les teneurs en nitrates mesurées à l'exutoire des bassins (ce sont les "sorties" du système).

Les fonctions de transfert inconnues sont obtenues par calage sur les "sorties" (débits et teneurs en nitrates aux exutoires des bassins).

Après calage, la simulation de scénarios devient possible.

Modélisations et simulations prévisionnelles ont été effectuées au pas de temps décadaire.

### 1.3.2 Données utilisées

#### 1.3.2.1 Les données climatologiques

Les données climatologiques ont été obtenues auprès de Météo France pour les stations les plus proches du secteur d'étude, elles comprennent :

- Le cumul décadaire des hauteurs de précipitations,
- les données décadaires d'évapotranspiration potentielle PENMAN,
- la moyenne décadaire des températures moyennes journalières.

Toutes les données climatologiques ont été mises à jour jusqu'au 31/12/2007.

### 1.3.2.2 Les données piézométriques

Seuls trois piézomètres présentent des séries suffisamment longues pour être traitées : les deux premiers sont implantés dans des granites (St-Divy, 02388X0060/F pour l'Aber Wrac'h et Le Foeil F3 pour l'Urne), le troisième dans des micaschistes (Plouvorn, 02394X0019/F pour l'Horn). Les autres données piézométriques ont été mises à jour jusqu'au 31/12/2007.

### 1.3.2.3 Les données hydrométriques

Les chroniques de débits ont été obtenues auprès de la DIREN (via la Banque Hydro, disponibles sur 7 des 9 bassins étudiés). Un facteur d'échelle est appliqué à ce débit de manière à simuler les écoulements au niveau de la station d'alimentation en eau potable (AEP) (rapport des surfaces d'alimentation en amont de la station AEP et de la station hydrométrique).

Le débit du Bizien n'est pas mesuré. Le débit de l'Ic est mesuré ponctuellement : par le Conseil Général des Côtes d'Armor (CG22) à pas de temps hebdomadaire de mi-avril à fin septembre (Direction Agriculture et Environnement) et par la DDE à pas de temps mensuel (Cellule Qualité des Eaux Littorales).

La réunion technique de travail INRA-BRGM, qui s'est déroulée le 27 février 2008, a été l'occasion de discuter de ces bassins versants peu ou pas jaugés (respectivement l'Ic et le Bizien). Cette réunion a également permis, pour le bassin de l'Horn, de choisir la station de Mespaul à Kertanguy (J3014330, 38.5 km<sup>2</sup>) au lieu de Mespaul à Pont-Milin (J3014310, 50 km<sup>2</sup>) retenue pour le rapport de la phase 1. Ce changement est pertinent car la station de Kertanguy n'est pas influencée par les prélèvements de la prise d'eau potable.

Lors de la réunion, l'INRA et le BRGM ont échangé sur les choix possibles pour reconstituer les débits de l'Ic et du Bizien. De façon à utiliser les mêmes données d'entrée dans les modèles, les organismes ont sollicité en mars 2008 un arbitrage de la DIREN Bretagne. Suite à la réponse obtenue en avril 2008 et les conseils associés, les choix suivants ont été retenus :

- reconstitution du débit du Bizien : à partir du Guindy à Plouguiel (station J2034010 en aval de la prise d'eau potable, 125 km<sup>2</sup>) en ajoutant les débits prélevés à la prise d'eau, évalués en 1995 à 70 l/s ;
- reconstitution du débit de l'Ic : en combinant, pour les périodes d'étiage, une interpolation linéaire des jaugeages hebdomadaires du CG22 et, pour les périodes de moyennes et hautes eaux, le débit du Leff à Quemper-Guézennec (J1813010, 339 km<sup>2</sup>).

Toutes les données hydrométriques ont été mises à jour jusqu'au 31/12/2007. Nous utilisons des moyennes décennales.

#### 1.3.2.4 Les teneurs en nitrate dans le réseau de surface

Seules les séries de mesures les plus représentatives des AEP sont utilisées. Selon le producteur de données, la fréquence des mesures varie et selon les bassins ce sont soit les données DRASS, soit les données DIREN qui sont les plus complètes. Les données DRASS ont été utilisées pour les bassins suivants Arguenon à l'exutoire, Bizien, Guindy, Ic, Urne et Echelles. Celles de la DIREN ont été utilisées pour les bassins Aber Wrac'h, Arguenon à Jugon, Horn et Gouessant.

Pour le bassin de l'Horn, les chroniques des AEP ne sont pas complètes. C'est pourquoi il a été nécessaire de reconstituer une chronique à partir de celles de deux stations présentes sur le bassin. La station HO8 est située au niveau de la prise d'eau au lieu-dit « Traon Gleuziou ». La station 04174520 est positionnée 3 km en amont au lieu-dit « Kertanguy ».

Les données DRASS ont été intégrées et toutes les données de concentrations en nitrates ont été mises à jour jusqu'au 31/12/2007.

#### 1.3.2.5 Les données agronomiques

##### 1) Apports azotés

Suite aux différents échanges avec l'INRA, les intrants azotés (minéraux et organiques) introduits dans le modèle ont été calculés sur la base des données déclaratives. Ce calcul a été mené par les équipes de l'INRA et la pression azotée moyenne sur les bassins versants a été déduite sur trois années (2000, 2004, 2007), de la pression azotée sur chaque type d'exploitations et de la surface de ces types.

	ABER WRAC'H	HORN	EHELLES	GUINDY	IC	ARGUENON	BIZIEN	URNE	HAUT GOUESSANT
2000	256	244	230	207	227	217	211	247	245
2004	223	240.4	202	183	193	192	191	192	186
2007	199	195	192	181	178	177	175	166	158

*Illustration 4 - Pressions azotées moyennes sur les bassins versants aux 3 périodes (N organique maîtrisable + restitutions au pâturage + N minéral) en kgN/ha de SAU / an (source : INRA)*

L'hypothèse a ensuite été faite qu'en 2008, les mesures agricoles renforcées proposées par l'Etat Français se traduiraient par une réduction de la pression azotée moyenne à 140 kg/ha/an (en azote N) pour tous les bassins.

De plus, l'hypothèse a été faite que cette quantité est épanchée chaque année entre le 1<sup>er</sup> mars et le 1<sup>er</sup> mai (illustration 5)

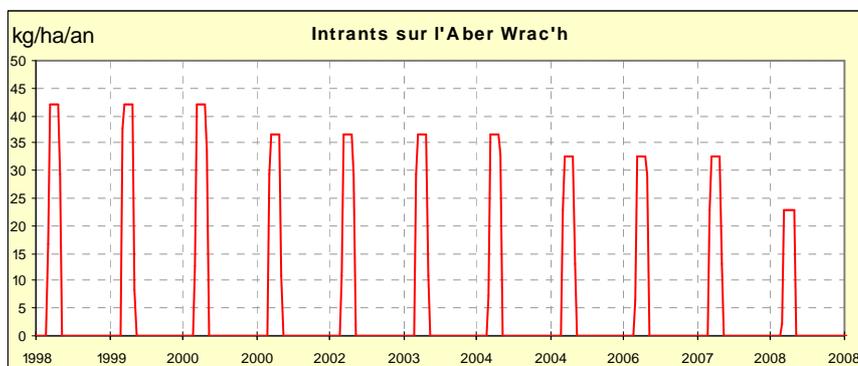


Illustration 5 - Répartition dans le temps de la fertilisation azotée

### 2) Minéralisation de la matière organique du sol

La fraction d'azote nitrique provenant de la minéralisation de la matière organique du sol (stock de matière organique du sol, résidus culturaux enfouis, amendements organiques) est variable dans le temps mais sa contribution au stock d'azote nitrique "lessivable" peut être significative.

Compte tenu de l'introduction de ce processus dans les simulations prévisionnelles et du manque de données, seules les conditions climatiques sont prises en compte. Cette fonction de minéralisation est dépendante de la pluie et de la température.

La minéralisation des résidus organiques enfouis après récolte ne sera pas prise en compte dans les modèles (processus très dépendant des conditions culturales et difficile à considérer dans une approche globale).

Dans cette étude, la minéralisation est considérée comme proportionnelle à la température.

### 3) Exportations d'azote par les cultures

Leur estimation nécessite la connaissance des rendements et de la consommation unitaire d'azote par la culture considérée (ses différentes parties végétales). Dans cette étude, elles sont considérées comme proportionnelles à l'ETP.

Le tableau suivant (illustration 6) récapitule les données utilisées pour la modélisation.

	<i>BV en contentieux</i>	<i>Les Echelles</i>	<i>Bizien</i>	<i>Horn</i>	<i>Urne</i>	<i>Ic</i>
	Département	35	22	29	22	22
Piézométrie	Piézomètre (commune)	Louvigné-du-Désert	Pommerit-Jaudy	Plouvorn	Le Foeil	Trémuson
	Numéro BSS	0247-8X-0122	0203-4X-0082	0239-4X-0019	F3	0243-1X-0106
	Commentaires sur les chroniques	Trop courtes	Trop courtes	Durée ok, mais effet de seuil	Courte et signal perturbé	Trop courtes
Hydrométrie	Débit	Loysance à St Ouen La Rouërie		Kertanguy	Plédran	
	Sup. (km²)	81,5		38,5	40,4	
	Commentaires sur les chroniques	très à l'aval de la prise d'eau	Reconstituée	Non influencé par la prise d'eau	à l'amont, proche de la prise d'eau	Reconstituée
Climatologie	Pluie	0,13 P Landéan + 0,60 P St-Germain + 0,27 P Noyal	P Pommerit-Jaudy	0,70 P Sibiril + 0,30 P Landivisiau	0,90 P St Donan + 0,10 P St Brieuc	P_StBrieuc
	Commentaires sur les chroniques				Pdonan remplacé par P Plaintel à partir du 11/12/05	
	ETP et Température	Louvigné	Pommerit-Jaudy	Landivisiau	St Brieuc	St Brieuc
Nitrates : concentration à la prise d'eau	Prise d'eau	Montours	Hengoat	Plouenan	Tréqueux	Binic
	Sup. (km²)	10	27	44	48	81
	Producteur des données	DRASS	DRASS	DIREN : HO8	DRASS	DRASS
	Commentaires sur les chroniques			Signal très fluctuant		Signal très fluctuant

	<i>BV en contentieux</i>	<i>Aber Wrac'h</i>	<i>Gouessant</i>	<i>Guindy</i>	<i>Arguenon_Jugon</i>	<i>Arguenon</i>
	Département	29	22	22	22	22
Piézométrie	Piézomètre (commune)	St-Divy	Bréhand	Pommerit-Jaudy	Trémeur	Trémeur
	Numéro BSS	0238-8X-0060	0279-4X-0063	0203-4X-0082	0280-3X-0036	0280-3X-0036
	Commentaires sur les chroniques	Durée ok	Trop courtes	Trop courtes	Trop courtes	Trop courtes
Hydrométrie	Débit	Drennec	Andel	Plouguiel	Jugon-les-lacs	Mégrit et Jugon
	Sup. (km²)	24	242	125	104	102 et 104
	Commentaires sur les chroniques	très en amont de la prise d'eau	très à l'aval de la prise d'eau	à l'aval immédiat de la prise d'eau		
Climatologie	Pluie	0,75 P Ploudaniel + 0,25 P Landivisiau	0,43 P Lamballe + 0,52 P Plestan + 0,05 P Lanrelas	P Pommerit-Jaudy	0,40 P Trémeur + 0,45 P Lanrelas + 0,15 P Collinée	0,40 P Trémeur + 0,45 P Lanrelas + 0,15 P Collinée
	Commentaires sur les chroniques					
	ETP et Température	Landivisiau	Quinténic	Pommerit	Trémeur	Trémeur
Nitrates : concentration à la prise d'eau	Prise d'eau	Kernilis	St-Trimoël	Plouguiel	Pleven	Pleven
	Sup. (km²)	98	21	122	104	388
	Code_NO3	DIREN : AW8	DIREN : 4167850	DRASS	DIREN : 4167000	DRASS
	Commentaires sur les chroniques	Signal très fluctuant	HG36=4167850		prise d'eau proche station hydro	exutoire

Illustration 6 : Récapitulatif des données de modélisation

### 1.3.3 Modélisation des écoulements

Le logiciel TEMPO du BRGM est un outil permettant de faire une modélisation globale de bassin à l'aide de fonctions de transfert. Les principes inhérents à ce modèle et à son utilisation pour la simulation des concentrations de nitrates en rivière sont expliqués en annexe 2.

Dans le processus de modélisation, TEMPO permet de simuler deux types d'écoulements:

- des écoulements dits "rapides", par exemple ruissellement de surface ou bien, dans une nappe, écoulements préférentiels via un système de macropores, de fissures interconnectées, de conduits karstiques.
- des écoulements "lents" expliquant les retards plus ou moins importants entre la pluie et le débit (ou la variation d'un niveau piézométrique) observés en sortie: processus d'infiltration dans la zone non saturé et écoulements dans l'aquifère.

### 1.3.4 Modélisation des transferts de nitrates

La modélisation du transfert des nitrates suit les mêmes principes en utilisant les résultats de la modélisation des écoulements, les nitrates étant véhiculés par les flux d'eau.

Le calage se fait sur les concentrations mesurées aux exutoires.

Le signal de sortie est recomposé en fonction :

- des débits reconstitués eux même en fonction de la pluie, de l'ETP et du niveau piézométrique (cf. explication ci-dessus)
- des intrants en azote (fertilisation minérale et organique)
- de l'ETP qui peut être reliée à l'activité de la végétation, et qui assure ici le rôle de la fonction export d'azote par les cultures.
- de la minéralisation de la matière organique, simulée à l'aide d'une réponse impulsionnelle corrélée à la température, celle-ci étant aussi une entrée des modèles.

La dénitrification, difficile à quantifier, n'est pas prise en compte. Les scénarios simulés seront donc "majorants".

La moyenne des concentrations journalières connues sur une décade est calculée. Sur les décades où l'on ne dispose d'aucune valeur mesurée de concentrations, la moyenne est faite sur les concentrations obtenues par une interpolation linéaire.

### 1.3.5 Simulations prévisionnelles

Les simulations prévisionnelles consistent à générer de très nombreuses séquences de pluie et d'ETP (plusieurs centaines) et à faire une analyse statistique des variables "en sortie", c'est à dire ici les concentrations en nitrates, dont l'évolution dépend aussi des conditions climatiques.

Au scénario sur les intrants, défini par une réduction des apports azotés par rapport à la situation supposée actuelle (abaissement à 140 kg N/ha), sont donc adjoints des scénarios climatiques.

Les scénarios climatiques sont construits à l'aide d'un "générateur" capable de simuler des séquences de pluie et d'ETP de façon stochastique tout en respectant plusieurs conditions déduites de l'analyse de la chronique observée (saisonnalité, densité des événements...). Pour chaque réalisation de pluies et d'ETP, le logiciel TEMPO peut simuler les chroniques de débits et de concentrations par l'intermédiaire des fonctions de transfert calculées dans la phase de calage.

Les résultats de toutes les simulations sont ensuite regroupés par subdivision temporelle sur l'année (par décade dans le cas présent) ; sur chacun de ces intervalles

de temps, les valeurs de la variable de sortie (débits ou teneurs en nitrates) sont classées par ordre croissant, ce qui revient à construire une fonction de répartition "expérimentale" (ou distribution cumulée des fréquences). Il est alors possible de calculer une fréquence d'occurrence de telle ou telle valeur dans chaque intervalle de temps (une probabilité de non dépassement) ou bien de définir différents quantiles.

Si P est la probabilité de non dépassement, déduite de la fonction de répartition, on définit une période de retour (T) par :

$$T = \frac{1}{1 - P} \text{ si } P > 0.5 \qquad T = \frac{1}{P} \text{ si } P < 0.5$$

Outre la possibilité d'obtenir ainsi, pour chaque pas de temps, les différents quantiles correspondant aux périodes de retour choisies (T = 10 ans humide, T= 10 ans sec et P = 0.5 : année médiane), le logiciel permet aussi de choisir un scénario de pluie et d'analyser la concentration en nitrates correspondante.

*Remarque : les différents quantiles sont calculés à partir des résultats de toutes les simulations, pas de temps par pas de temps, et reportés ensuite sur un graphique. Les courbes tracées doivent s'interpréter non pas comme représentant des chroniques continues (courbes d'évolution possibles avec une certaine fréquence d'apparition) mais comme des suites de valeurs correspondant chacune à une certaine fréquence d'apparition sur l'intervalle de temps considéré. Il faut donc considérer les quantiles décades par décades ( curseur qui se déplace) et il faut regarder les résultats comme des plages de valeurs.*

Pour chaque bassin versant, 200 scénarios de pluie sont générés. Ils induisent autant de prévisions de concentration. Ces scénarios de pluie ont été classés selon la moyenne annuelle de leur lame d'eau simulée sur les années hydrologiques 2009, 2010 et 2011.

Par l'analyse des séquences de pluies simulées, trois scénarios pluviométriques ont été retenus :

- un scénario dit "pessimiste", correspondant à la succession d'une année hydrologique (de septembre 2008 à août 2009) sèche<sup>6</sup>, d'une année hydrologique (de septembre 2009 à août 2010) humide<sup>7</sup> et d'une année moyenne ;
- un scénario dit "moyen" correspondant à trois années hydrologiques moyennes consécutives ;
- un scénario dit "optimiste" correspondant à la succession d'une année hydrologique humide, d'une hydrologique sèche et d'une année moyenne.

Les scénarios sont qualifiés a priori de pessimistes ou d'optimistes relativement à l'année 2011 où les effets de la réduction des intrants doivent être analysés.

---

<sup>6</sup> Lame d'eau décadaire moyenne sur l'année inférieure au dernier quintile (statistiques effectuées sur les 200 chroniques de pluie générées).

<sup>7</sup> Lame d'eau décadaire moyenne sur l'année supérieure au premier quintile.

## 1.4 Modélisation de l'évolution des teneurs en nitrates au droit des prises d'eau

### 1.4.1 Présentation des résultats

Dans ce chapitre, on présente pour chaque bassin modélisé, une série de graphiques rendant compte :

1) de la modélisation des écoulements : résultats du calage sur les débits mesurés aux stations d'une part et simulation prévisionnelles par quantiles sur la période allant de juillet 2007 à décembre 2009 d'autre part ;

2) de la modélisation du transfert des nitrates : résultats du calage sur les concentrations mesurées aux stations et simulations prévisionnelles sur la période juillet 2007-décembre 2009, celles-ci étant présentées :

- par quantiles d'une part,
- par scénario d'autre part ("pessimiste", "optimiste", moyen).

La qualité du calage des teneurs en nitrates est interprétable : via les graphiques présentés par bassin ci-après, via l'annexe 2bis (histogrammes des concentrations modélisées et observées sur chaque bassin) et via les données statistiques représentées dans le tableau de l'illustration 7. Il permet de comparer la moyenne et l'écart-type des concentrations modélisées, avec la moyenne et l'écart-type des concentrations mesurées. La moyenne des écarts calculés pour chaque décade entre teneurs en nitrates modélisées et mesurées est aussi indiquée dans ce tableau.

		Aber Wrac'h	Horn	Guindy	Bizien	Ic	Echelles	Arguenon Pleven	Arguenon Jugon	Urne	Guessant
Période de calage		1992/2007	1992/2007	1995/2006	1996/2007	1998/2007	2001/2007	1996/2007	1995/2007	1999/2007	2000/2007
A) Moyenne Modèle	Moyenne des concentrations décennales modélisées	58.1	82.1	50.1	53.3	63.4	59.0	36.9	48.0	41.8	36.1
B) Moyenne Mesure	Moyenne des concentrations décennales mesurées	57.2	80.2	49.1	53.5	64.4	56.6	36.1	47.6	41.5	35.7
C) Différence	Différence entre ces moyennes : C = A - B	-0.9	-1.9	-0.9	0.3	1.0	-2.4	-0.9	-0.4	-0.2	-0.4
D) Moyenne des écarts	Moyennes des écarts sur décade entre concentrations modélisées et mesurées	-0.9	-1.9	-1.5	0.3	1.0	-2.4	-0.9	-0.4	-0.2	3.5
E) Ecart-Type Modèle	Ecart-Type des concentrations décennales modélisées	8.4	11.2	8.1	7.5	7.8	6.2	15.6	14.7	5.1	7.7
F) Ecart-Type Mesure	Ecart-Type des concentrations décennales mesurées	10.5	12.2	8.6	6.7	10.3	6.0	18.1	20.0	8.5	15.1

Illustration 7 - Comparaison des moyennes et écarts-types des concentrations modélisées et mesurées

La présentation des résultats sous forme graphique a été limitée aux aspects les plus importants des modélisations, c'est-à-dire les calages et les simulations prévisionnelles (débits et concentrations en nitrates). Mais de nombreux autres graphiques peuvent être visualisés à l'aide du logiciel, en particulier les graphiques représentant les réponses impulsionnelles.

Les temps de transit moyens (caractérisant globalement les bassins) déduits de ces réponses sont donnés ci-dessous pour la composante lente (cf. définition et formules en annexe 2). Le temps de transit moyen peut aussi s'appeler temps de séjour moyen : c'est la moyenne de la distribution des temps de séjour. Le rapport BRGM/RP-56408-FR propose une annexe détaillant ces temps.

	Haut Gouessant	Arguenon Jugon	Ic	Urne	Guindy	Aber Wrac'h	Arguenon Total	Horn	Echelles	Bizien
Temps de transit moyen (j)	31	31	36	60	65	67	72	79	91	115

*Illustration 8 - Temps de transit moyen au niveau des bassins versants*

Ces temps varient entre 31 jours pour le Gouessant et l'Arguenon à Jugon-les-Lacs, à 115 jours pour le Bizien.

A même quantité de nitrates infiltré, la restitution au cours d'eau sera d'autant plus amortie et différée que l'inertie de la nappe sera importante. Ce sera notamment le cas des bassins Bizien, Echelles et Horn. A l'inverse, pour les bassins Gouessant, Ic et Urne, le temps d'inertie risque d'être moins long.

Ces temps de transit moyens (inertie de la nappe), ainsi que le résultat de l'analyse multiparamètres (bassins ruisselants/ infiltrants) serviront de support pour analyser les modélisations ci-après.

Ainsi à superficie quasi-égale, si les bassins Gouessant et Bizien (respectivement 21 et 27 km<sup>2</sup>) avaient des teneurs en nitrates similaires au niveau de leurs prises d'eau potable, une diminution des apports azotés à la surface du sol entraînerait un retour à la conformité (teneurs en nitrates < 50 mg/l) plus rapide sur le Gouessant que sur le Bizien (vitesse de réaction du Gouessant plus rapide). Ceci est appuyé par le caractère sensible à l'écoulement rapide du bassin du Gouessant.

## L'Aber Wrac'h

Les résultats sont présentés par les illustrations 9 à 14.

Sur le bassin hydrogéologique de l'Aber Wrac'h, les variations du niveau de la nappe sont suivies grâce à l'ouvrage piézométrique de Saint-Divy. Ce piézomètre présente un cycle annuel marqué (recharge et vidange se produisant tous les ans), bien retranscrit par le modèle.

Le débit de l'Aber Wrac'h mesuré à la station hydrométrique de Drennec est ensuite reproduit à partir d'une séquence de pluies et d'ETP et de la chronique de niveaux piézométriques vue précédemment, ce qui permet de prendre en compte directement les échanges nappe-cours d'eau.

Les fonctions de transferts données par le logiciel Tempo montrent sur ce bassin une coexistence standard entre écoulements « rapides » et « lents » : la contribution de l'eau ruisselée et de l'eau infiltrée au débit sont du même ordre de grandeur.

En ce qui concerne les concentrations en nitrates dans la rivière, le modèle retranscrit la tendance interannuelle à la baisse observée depuis 1997 (hors événement pluvieux de 2001) et les variations saisonnières. Ce bassin versant présente un cycle inversé avec les minima en hiver, les maxima en été (liés aux fortes teneurs des eaux souterraines, qui semblent en voie d'amélioration). Le comportement des concentrations est difficile à reproduire pour l'année hydrologique 2000/2001 (année exceptionnelle quant à son cumul annuel de précipitations – cf. Illustration 12). Le signal modélisé est cependant fidèle à la réalité : le taux de conformité moyen (calculé sur des concentrations décennales sur la période 1991/2007) est de 18% pour le modèle et de 23% pour les observations.

*Rappel : la prise d'eau est dite « conforme » si 95% des analyses effectuées par les DDASS ne dépassent pas une teneur en nitrates égale à 50 mg/l. Au niveau des graphiques des bassins étudiés, on pourra noter quelques différences entre les taux de conformité des mesures et ceux du contrôle sanitaire des DDASS. Ceci est lié à la fois au calcul de données au pas de temps décennal, et parfois à l'utilisation de données ayant une autre origine (DIREN sur les bassins Aber Wrac'h, Horn et Gouessant).*

Les concentrations de l'Aber Wrac'h peuvent chuter de manière conséquente après un orage (Par exemple, entre le 13/08/2007 et le 15/08/2007, les concentrations en nitrates sont passées de 57 mg/L à 24 mg/L). Elles sont réactives à la pluviométrie et par conséquent, l'atteinte du retour à la conformité est particulièrement dépendante des conditions climatiques. De même, on observerait aussi un dépassement de seuil pour une pluie dont la période de retour serait de 10 ans humide. La réduction des apports azotés combinée à une tendance à la baisse progressive a des effets visibles notamment sur l'amplitude des concentrations.

Les scénarios climatologiques choisis confirment les résultats par quantiles. A l'horizon 2010, seul le scénario pessimiste conduit à des concentrations supérieures à 50 mg/L.

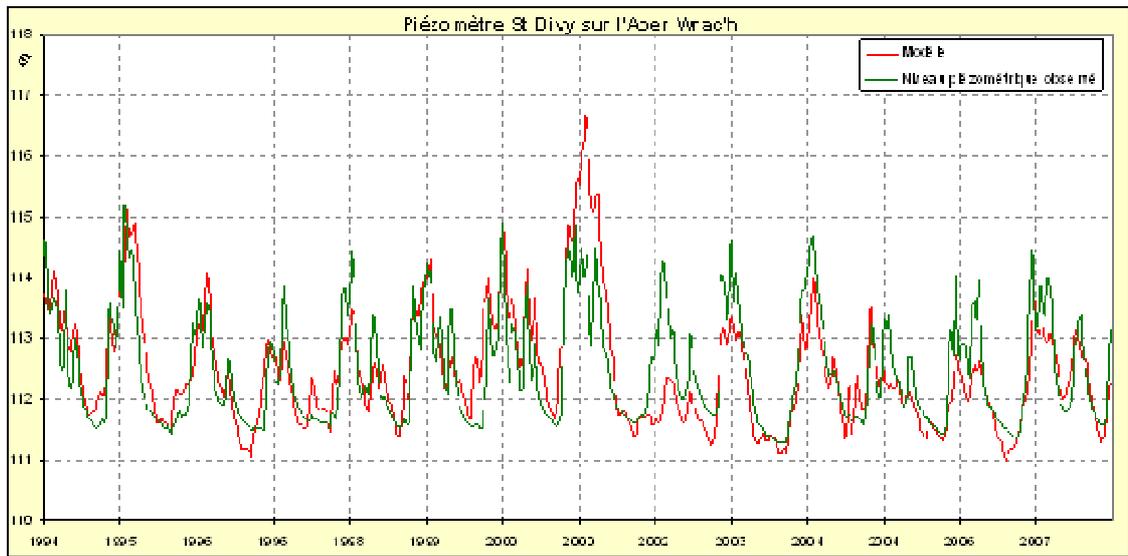


Illustration 9 - Bassin de l'Aber Wrac'h : résultats du calage sur les cotes piézométriques

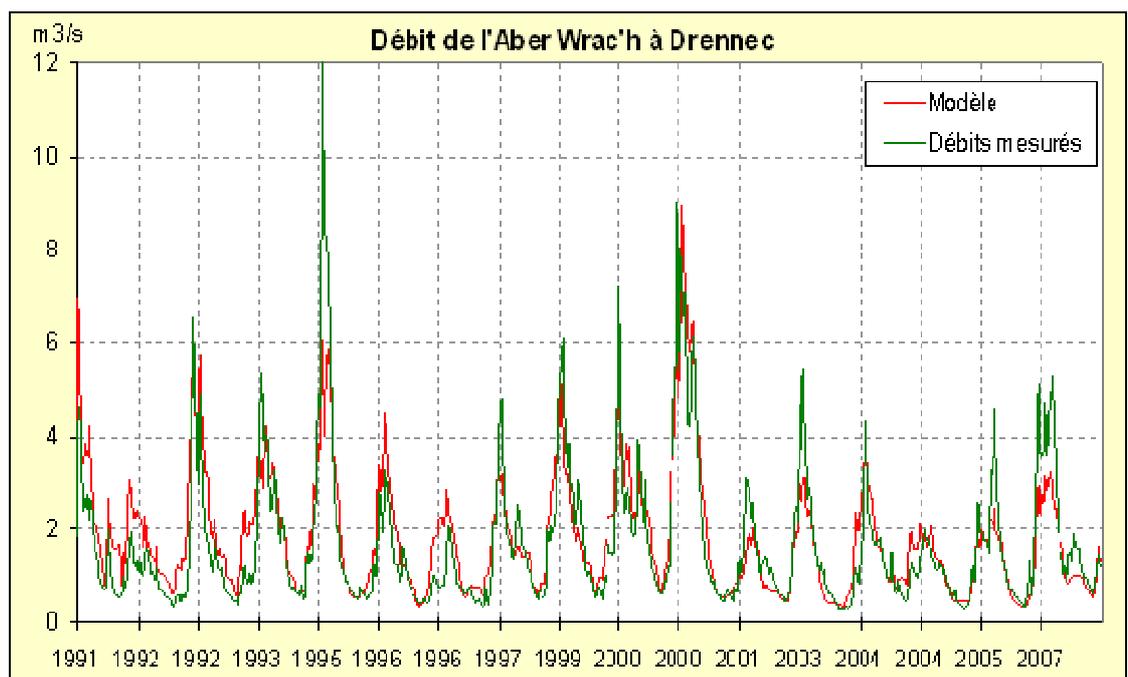


Illustration 10 - Bassin de l'Aber Wrac'h : résultats du calage sur les débits

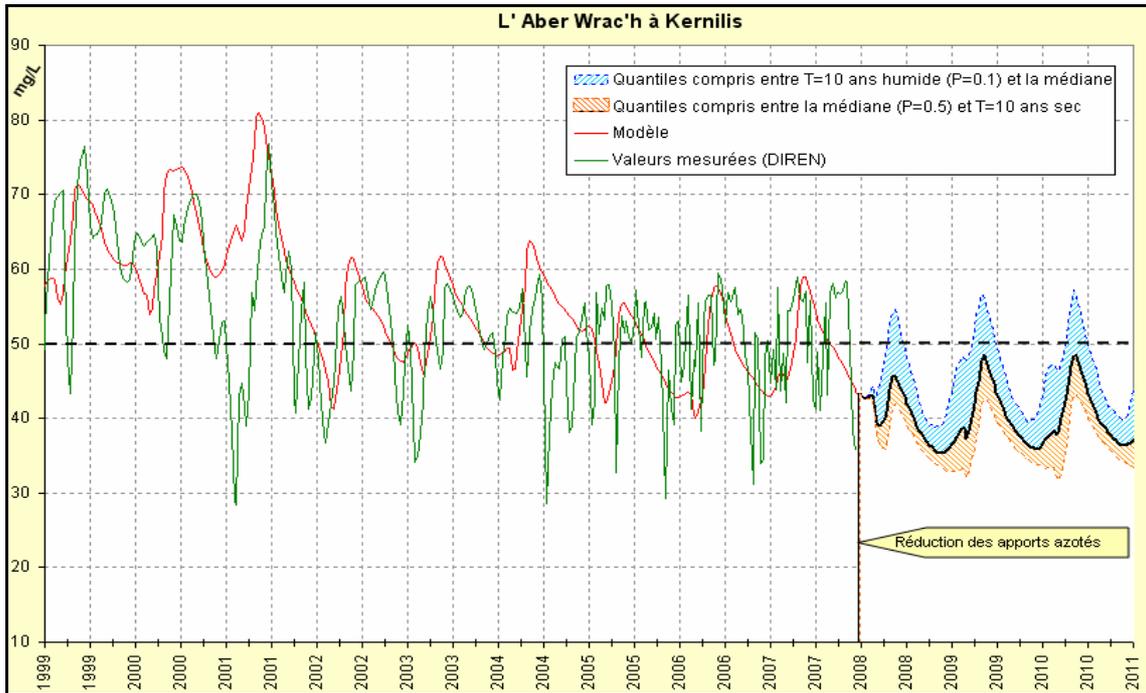


Illustration 11 - Bassin de l'Aber Wrac'h : résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantile

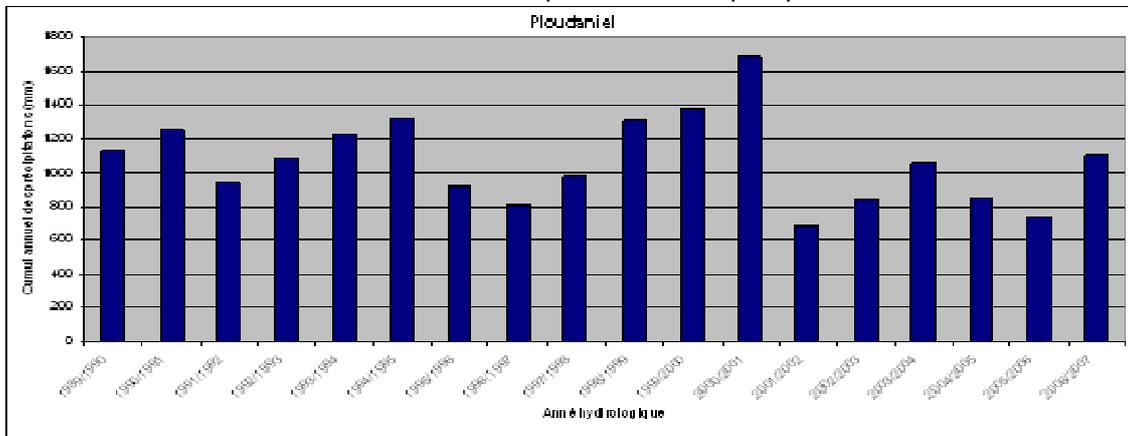


Illustration 12 - Cumul des précipitations par année hydrologique (en mm) pour la station météorologique de Ploudaniel

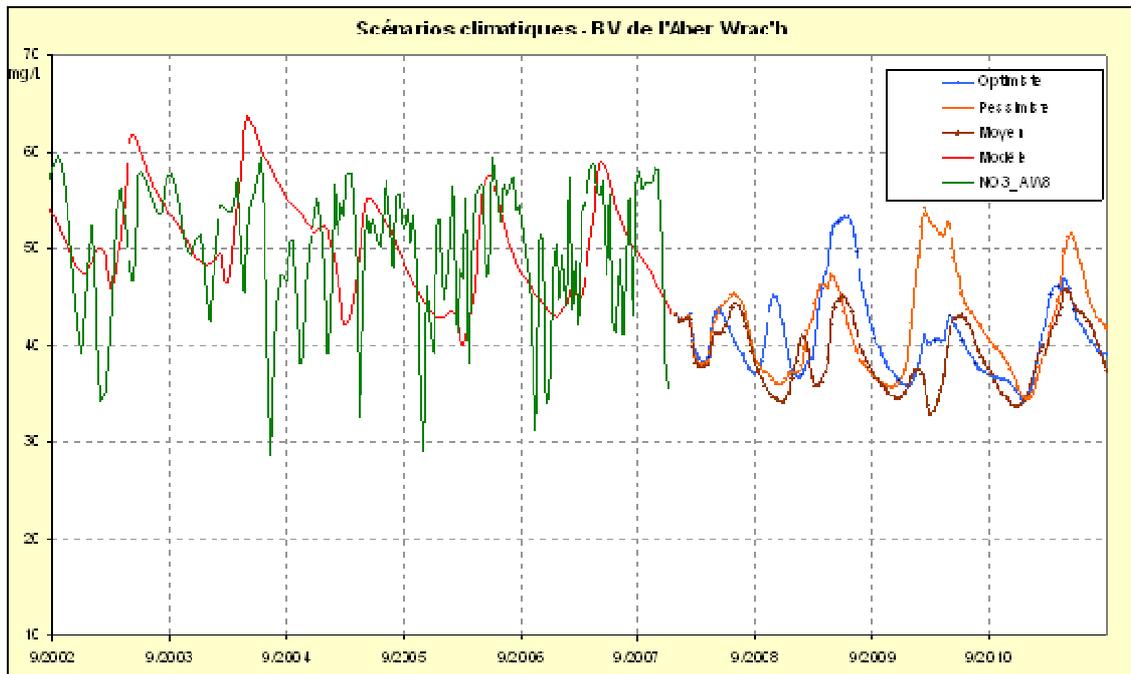


Illustration 13 - Bassin de l'Aber Wrac'h : résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scénarios

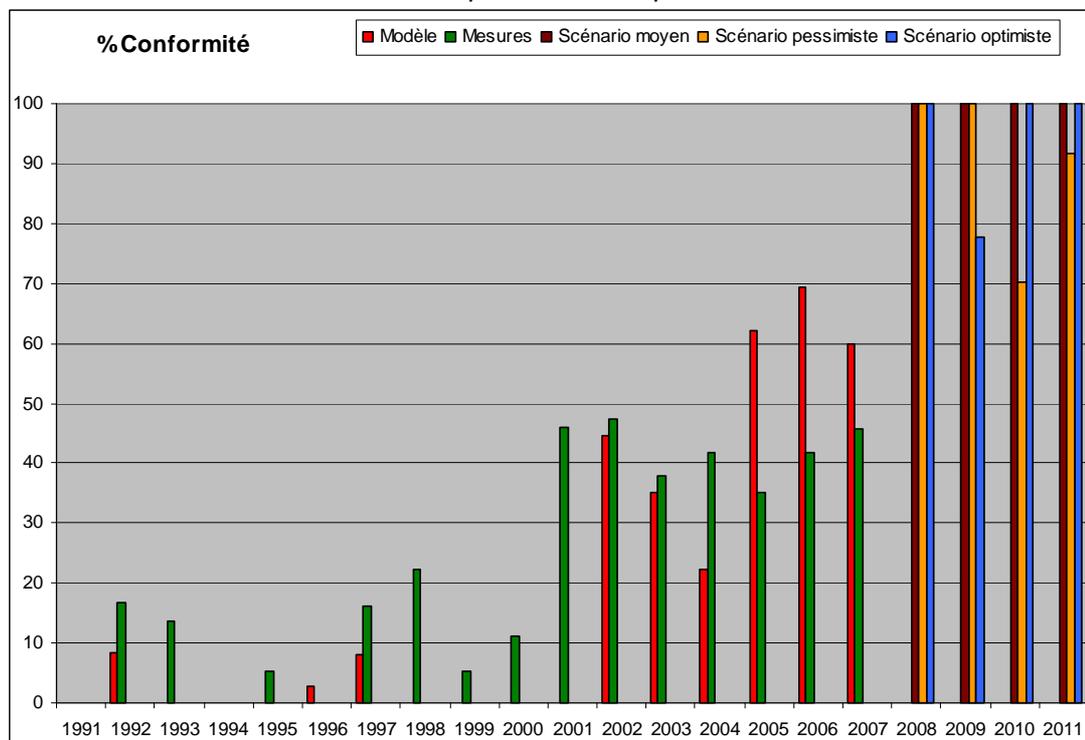


Illustration 14 - Bassin de l'Aber Wrac'h : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques

## L'Horn

Les résultats sont présentés par les illustrations 15 à 19.

La station hydrométrique choisie pour l'Horn est celle de Mespaul-Kertanguy (non influencée par la prise d'eau) et l'ouvrage piézométrique représentatif du bassin est celui situé sur la commune de Plouvorn.

Les chroniques piézométriques et hydrométriques sont correctement simulées. L'Horn est essentiellement alimenté par les eaux souterraines ce qui explique son débit d'étiage soutenu. Le temps de transit moyen est assez long sur ce bassin (79 jours).

Les fluctuations saisonnières des concentrations en nitrates mesurées dans la rivière sont plutôt bien reproduites par le modèle. Les minima hivernaux sont toutefois surestimés, ce qui explique la différence entre les taux de conformité réels (1,5%) et modélisés (0%). La fluctuation saisonnière est caractérisée par de fortes teneurs en nitrates dans la rivière à chaque étiage, liées à la forte participation des eaux souterraines assez polluées.

Malgré une diminution significative des concentrations suite aux mesures agricoles renforcées, les résultats par quantiles montrent que la conformité est hors d'atteinte sur ce bassin d'ici 2011.

Les résultats par scénario mettent en évidence les fluctuations importantes de ce bassin et confirment la probabilité d'un état encore très dégradé dans les trois années à venir. Ce mauvais état est en partie lié à la qualité médiocre des eaux souterraines, qui semble cependant en voie d'amélioration.

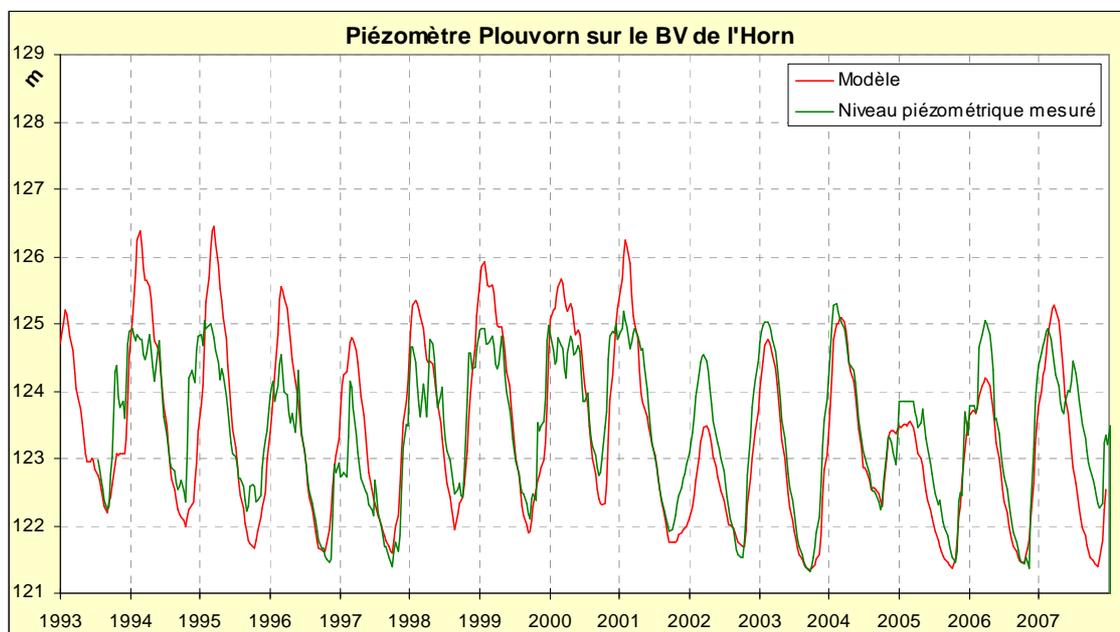


Illustration 15 - Bassin de l'Horn: résultats du calage sur les cotes piézométriques

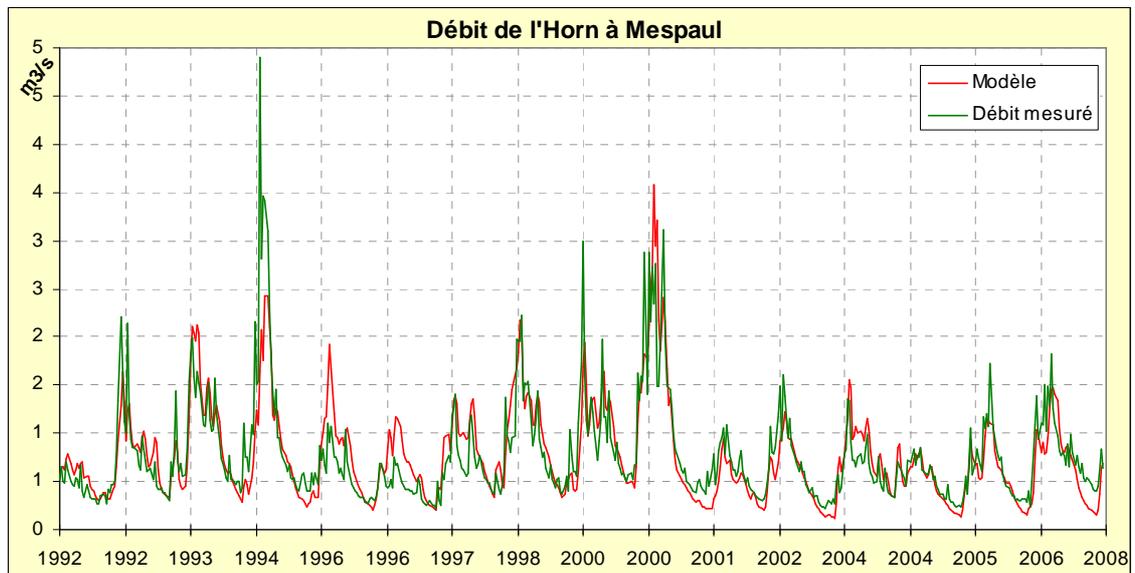


Illustration 16 - Bassin de l'Horn: résultats du calage sur les débits

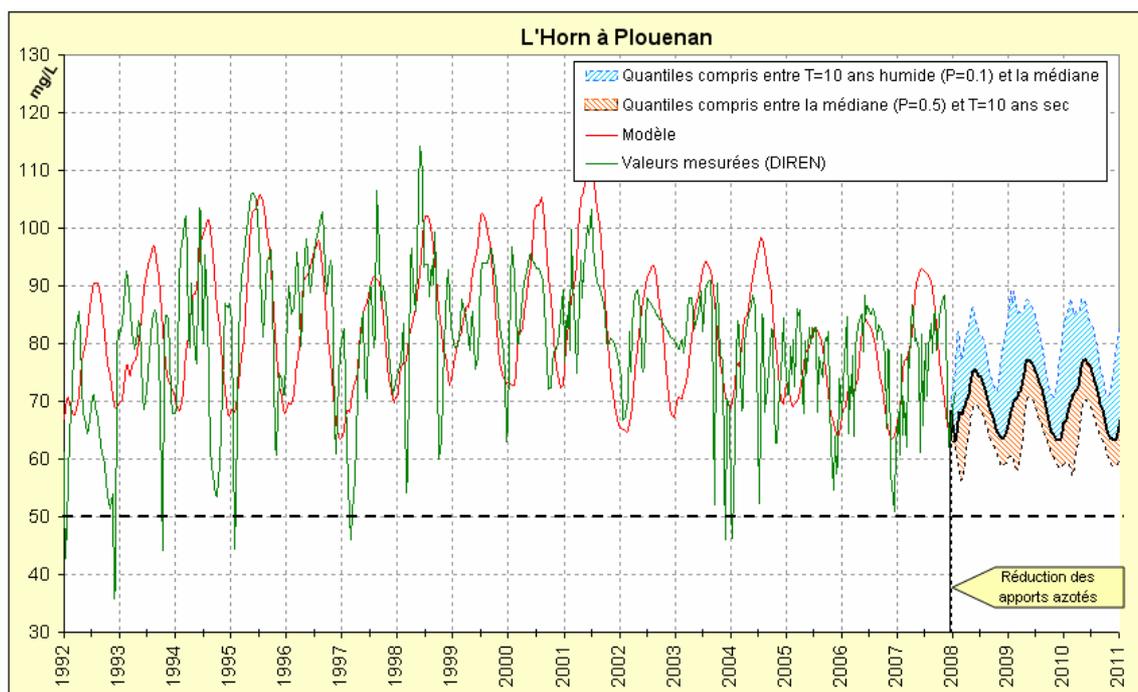


Illustration 17- Bassin de l'Horn: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantile

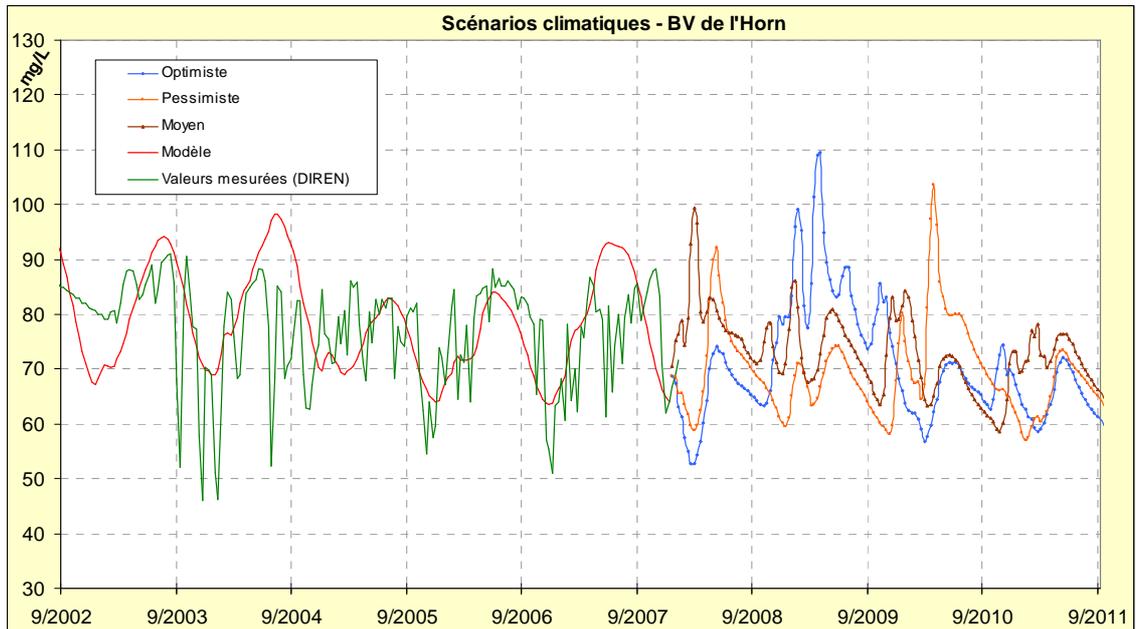


Illustration 18 - Bassin de l'Horn: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scénarios

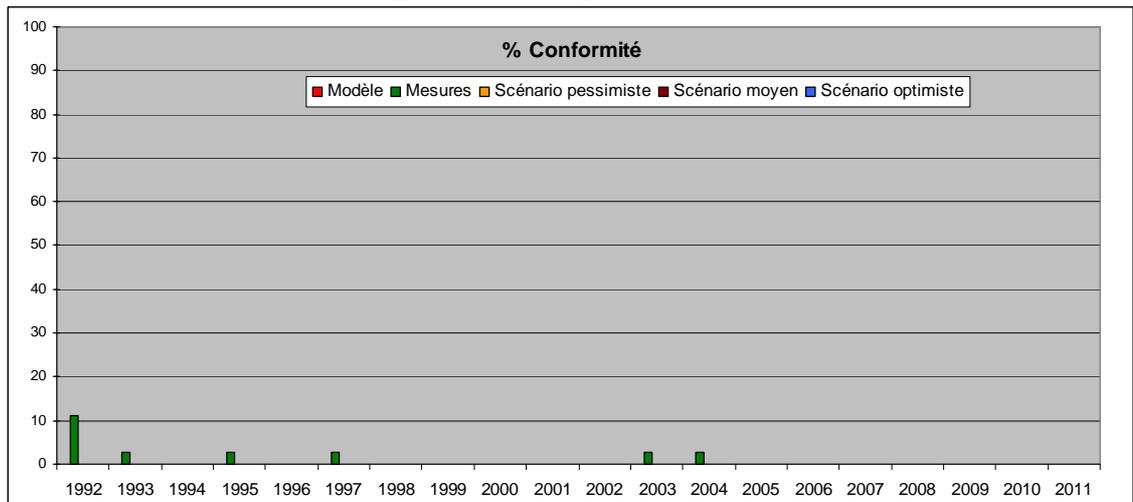


Illustration 19 – Bassin de l'Horn : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques.

## Le Guindy

Les résultats sont présentés par les illustrations 20 à 23.

Les variations piézométriques ne sont pas suivies depuis assez longtemps sur les bassins situés dans les Côtes d'Armor pour être utilisées en simulation.

Le débit du Guindy est bien modélisé même si les étiages de ce bassin ne sont pas faciles à retranscrire depuis 2001.

Le modèle reproduit bien les concentrations du Guindy qui ont un cycle inversé (minima en hiver, maxima en été ; maxima liés aux fortes participations des eaux souterraines à l'écoulement de la rivière). Les taux de conformité moyens sont très proches : en concentrations décadaires, ils sont de 49% pour les concentrations mesurées, et 54% pour le signal simulé. Néanmoins, la modélisation restitue mal les années 2001 et 2007, périodes pour lesquelles les variations de concentrations ont été particulièrement brusques.

Les résultats des simulations prévisionnelles par quantiles sont assez pessimistes quant au retour à la conformité à court terme pour des conditions climatiques de moyennes à humides. Les effets de la baisse des intrants de 2008 sont très peu marqués à l'horizon 2009/2010. Il faudra certainement plus de temps sur ce bassin, régité par les écoulements lents (selon l'analyse multiparamètres, le bassin est plutôt infiltrant), pour que les mesures agricoles renforcées portent leurs fruits.

Si l'on choisit parmi des séries de pluies possibles un scénario moyen, la conformité est atteinte trois années consécutives. Toutefois, même dans le cas d'une année moyenne, la barre des 50 mg/L est dépassée lors d'événements pluvieux ponctuels importants.

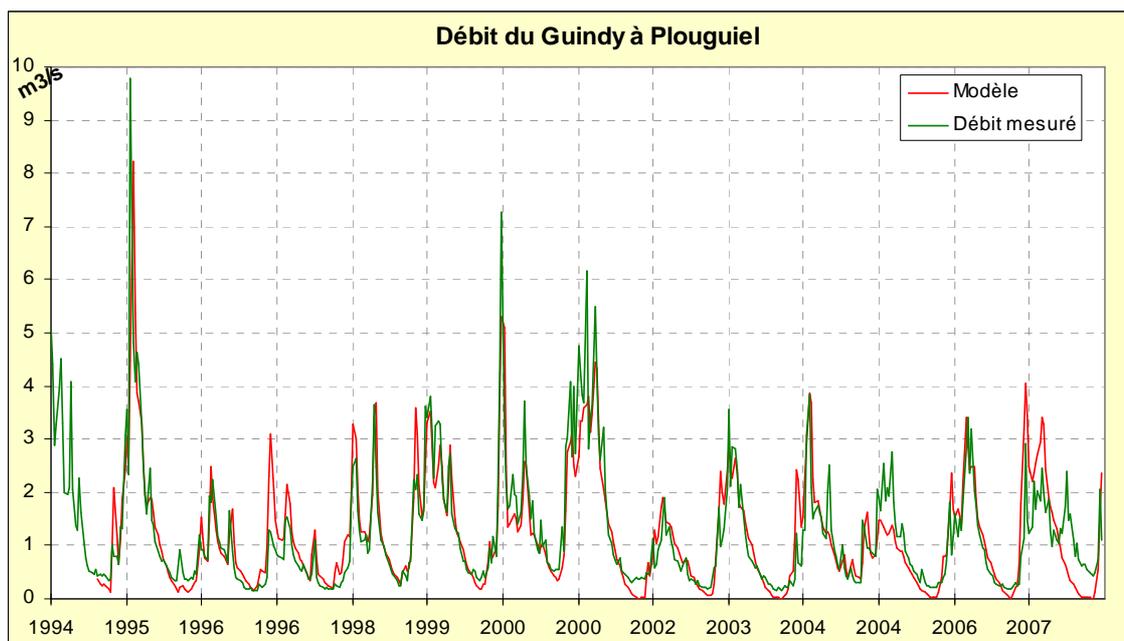


Illustration 20 - Bassin du Guindy: résultats du calage sur les débits

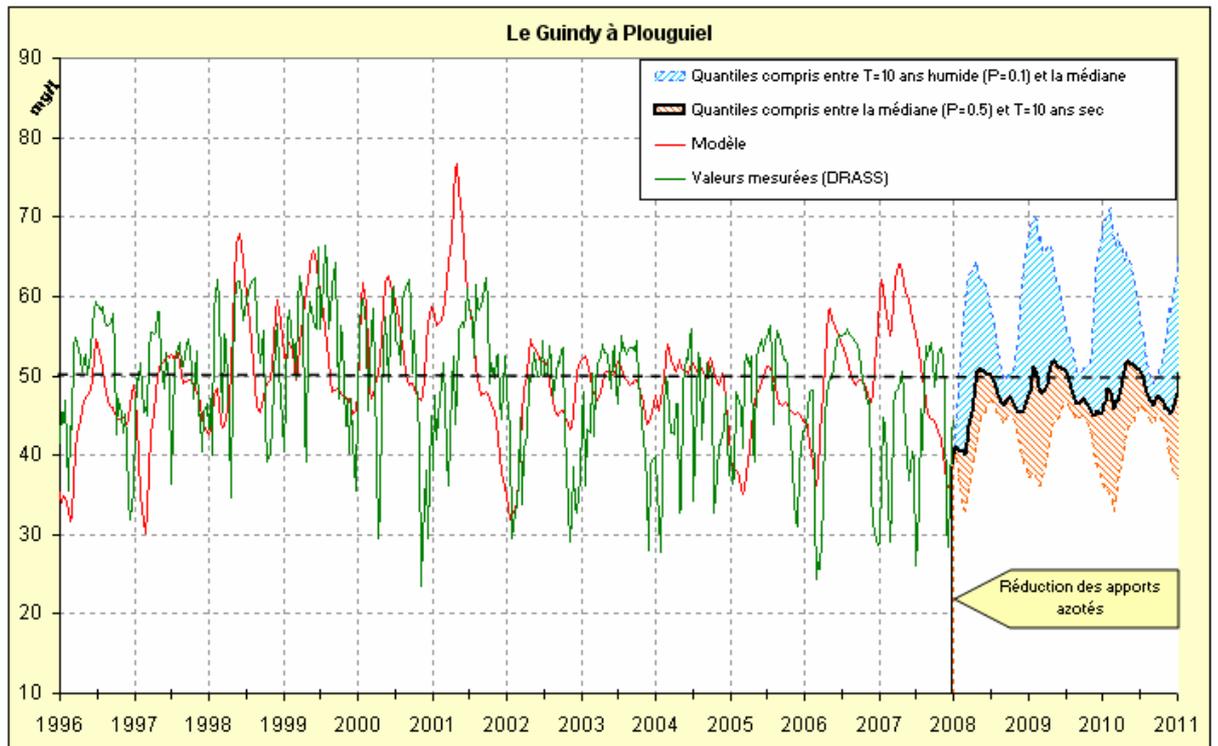


Illustration 21 - Bassin du Guindy: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantile

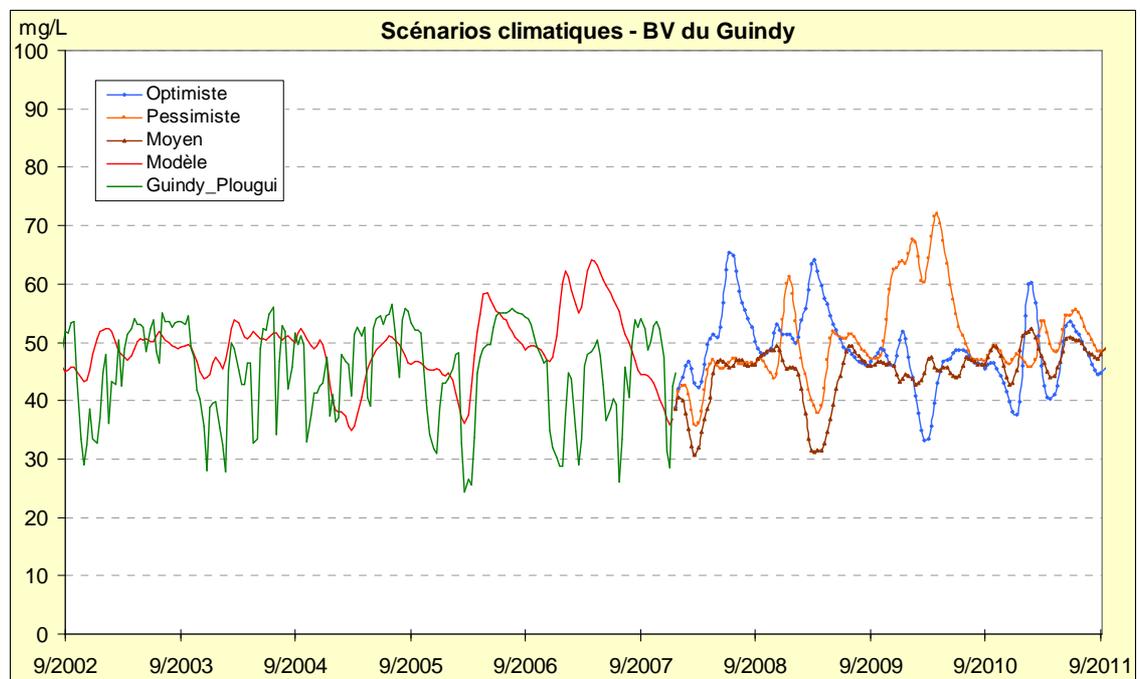
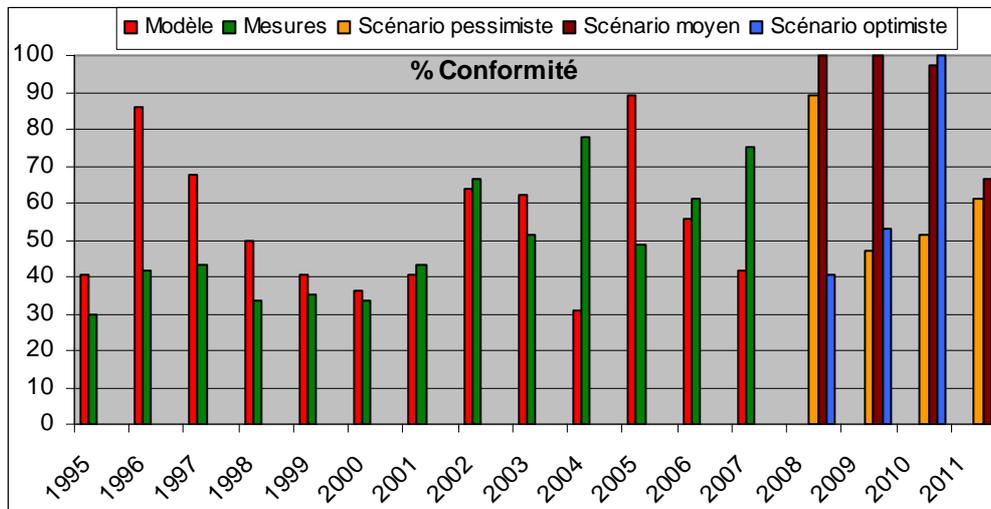


Illustration 22 - Bassin du Guindy: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scénarios



*Illustration 23 – Bassin du Guindy : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques.*

## Le Bizien

Les résultats sont présentés sur les illustrations 24 à 27.

La chronique retenue pour les concentrations provient des valeurs mesurées par la DRASS

Les chroniques de concentration en nitrates sur ce bassin ne montrent pas de saisonnalité nette (aucun cycle de baisse puis hausse et inversement). Il n'existe pas non plus d'évolution interannuelle marquée, les concentrations étant assez stables en moyenne annuelle depuis 1993. Les taux de conformité des valeurs mesurées sont faibles, inférieurs à 42 % depuis 2002.

Le bassin du Bizien est particulièrement infiltrant (cf. analyse multiparamètres). La modélisation met en évidence un temps de transit assez lent (le plus lent de tous les bassins). La reconquête de ce bassin devrait être plutôt lente et difficile. La dégradation de la qualité des eaux souterraines depuis 1993 ne favorisera pas le retour à la conformité de ce bassin.

Le modèle ne retranscrit pas bien les concentrations observées suite à l'épisode particulièrement pluvieux de l'hiver 2001 ainsi que les concentrations mesurées sur l'année hydrologique 2005.

L'effet de la pluviométrie est assez marqué sur les chroniques de concentration, et les concentrations simulées sur les années 2008 à 2011 fortement dépendantes du scénario climatique choisi.

D'après les simulations, la réduction des apports azotés en 2008 devrait avoir une légère influence sur les concentrations moyennes mais qui ne suffira pas, au vu des concentrations actuelles, à atteindre un taux de conformité suffisant sur les 3 années à venir.

A l'horizon 2010, tous les scénarios (optimiste-pessimiste-moyen) conduisent à des dépassements fréquents du seuil de 50 mg/L.

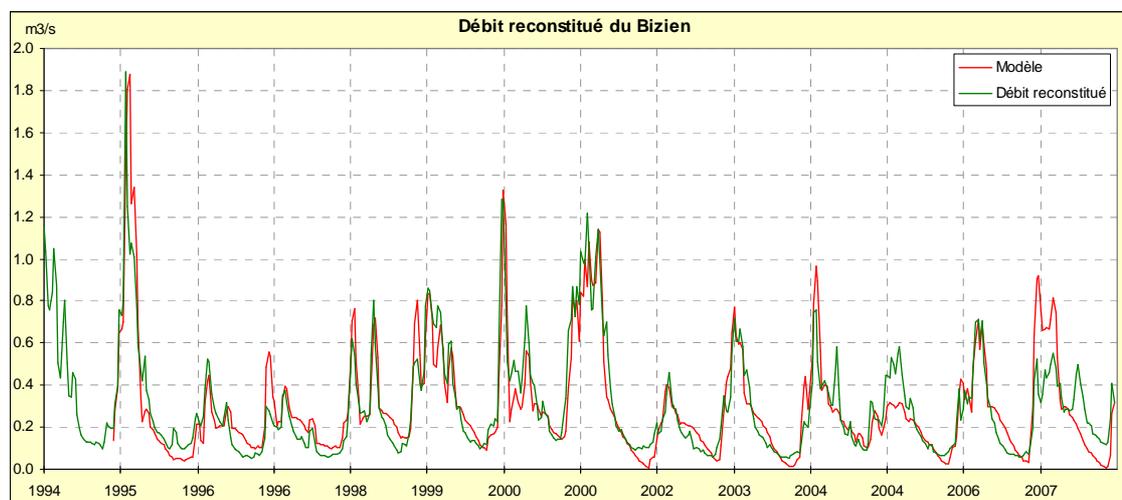


Illustration 24 - Bassin du Bizien: résultats du calage sur les débits

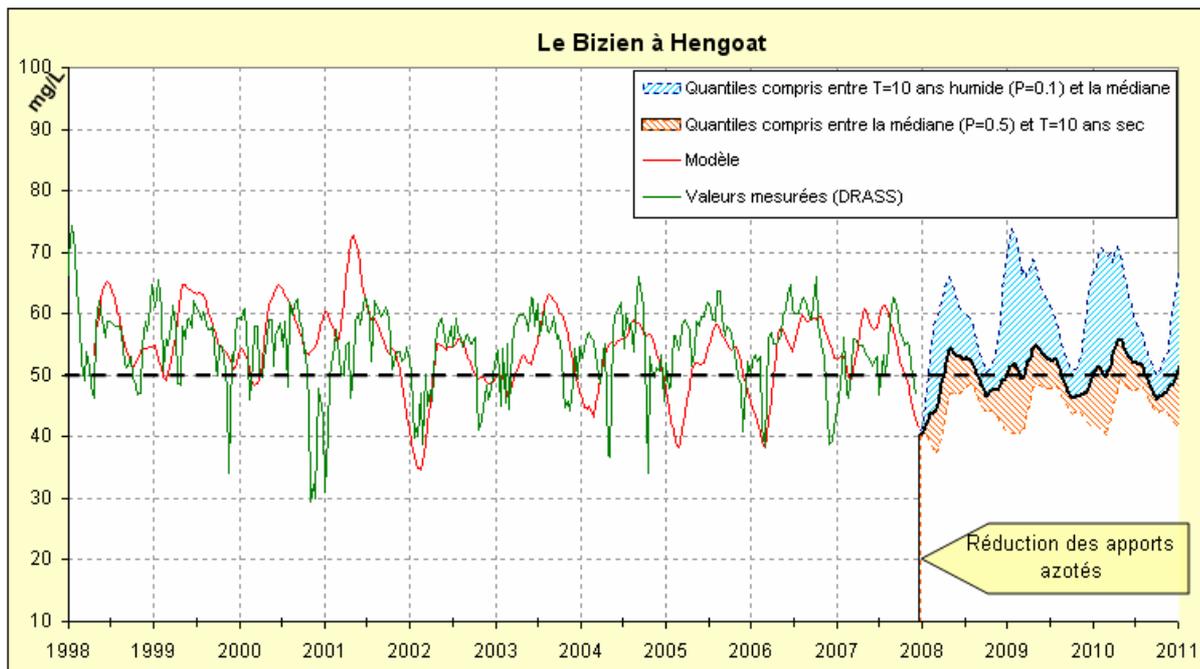


Illustration 25 - Bassin du Bizien: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantile

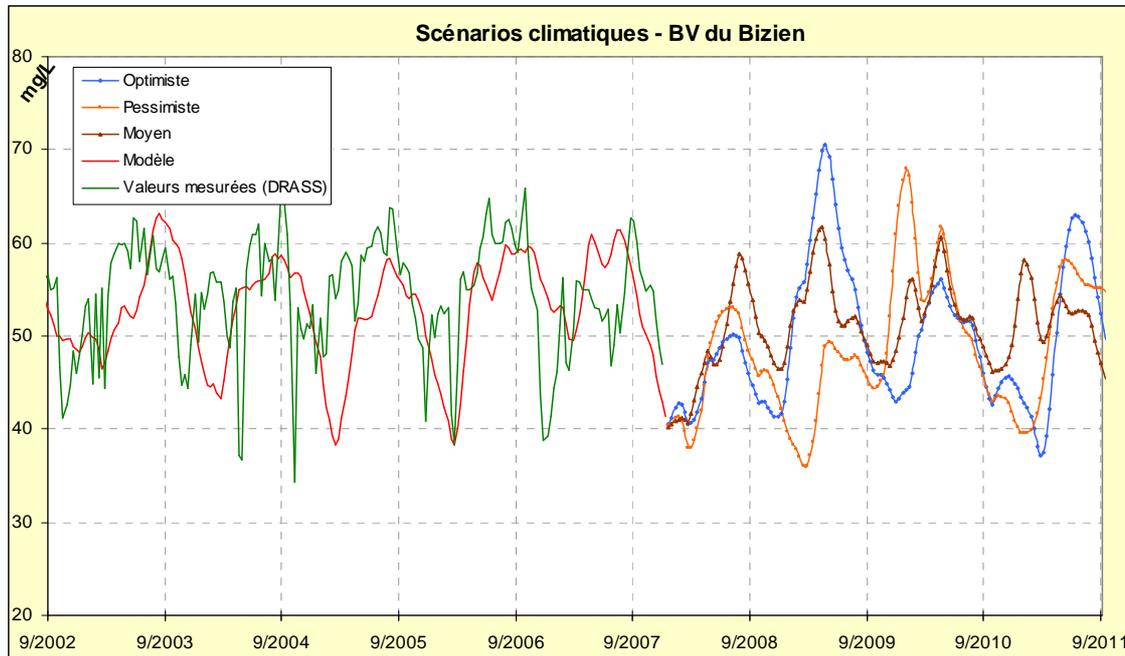
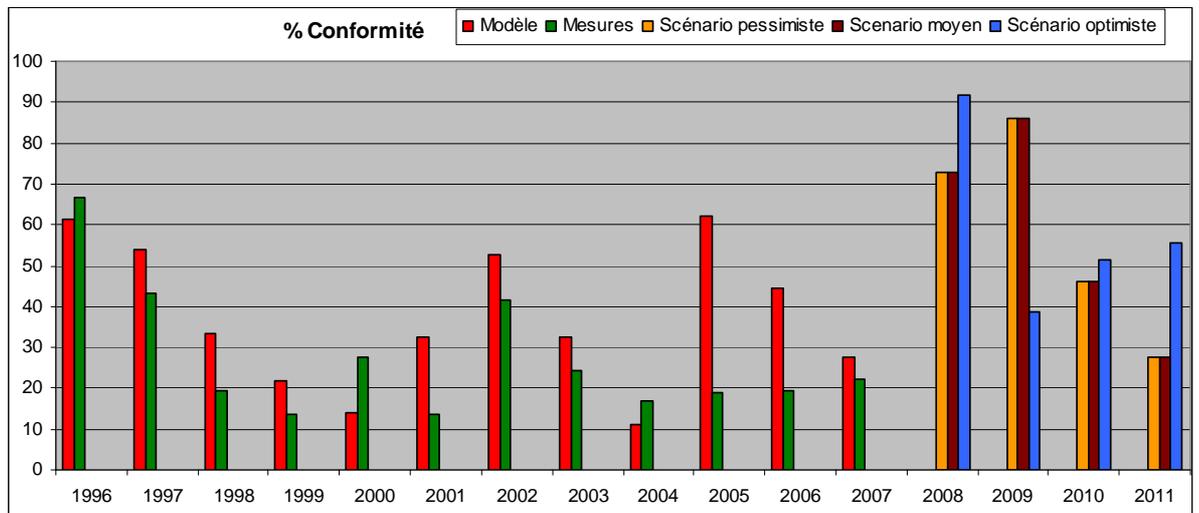


Illustration 26 - Bassin du Bizien: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scénarios



*Illustration 27 – Bassin du Bizien : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques.*

## L'Ic

Les résultats sont présentés par les illustrations 28 à 32.

En l'absence de station limnigraphique fiable sur ce bassin, les débits en rivière ont dû être reconstitués. Ces débits peinent à être reproduits par le modèle à partir de la pluie de Saint Briec. Les relations nappe/rivière peuvent toutefois être déduites de l'approche qualitative menant à la caractérisation des bassins versants : l'Ic a un comportement intermédiaire où infiltration et ruissellement superficiel semblent avoir la même importance, avec une légère tendance vers l'infiltration.

Il est difficile d'établir un profil de concentrations sur ce bassin. Cependant, on constate une similitude nette entre les oscillations des concentrations de l'Ic et du Guindy (cf. Illustration 29).

La modélisation des fluctuations rapides est très délicate sur l'Ic, mais l'allure générale des principales variations est assez bien reproduite.

Les résultats des simulations prévisionnelles par quantiles montrent que quelles que soient les conditions climatiques, une absence de retour à la conformité est à prévoir. Les impacts des réductions d'intrants ne seront pas visibles instantanément, mais à moyen terme.

Si l'on regarde scénario par scénario (optimiste-pessimiste-moyen), les simulations montrent une amélioration des concentrations à l'horizon 2011, où les maxima tendent vers 60 mg/L (contre 65/70 mg/L aujourd'hui). De plus, les prévisions sont légèrement pessimistes : le taux de conformité moyen sur la période 1998/2007 n'est que de 2.5% pour les concentrations décadaires modélisées, contre 7.7% pour les observées.

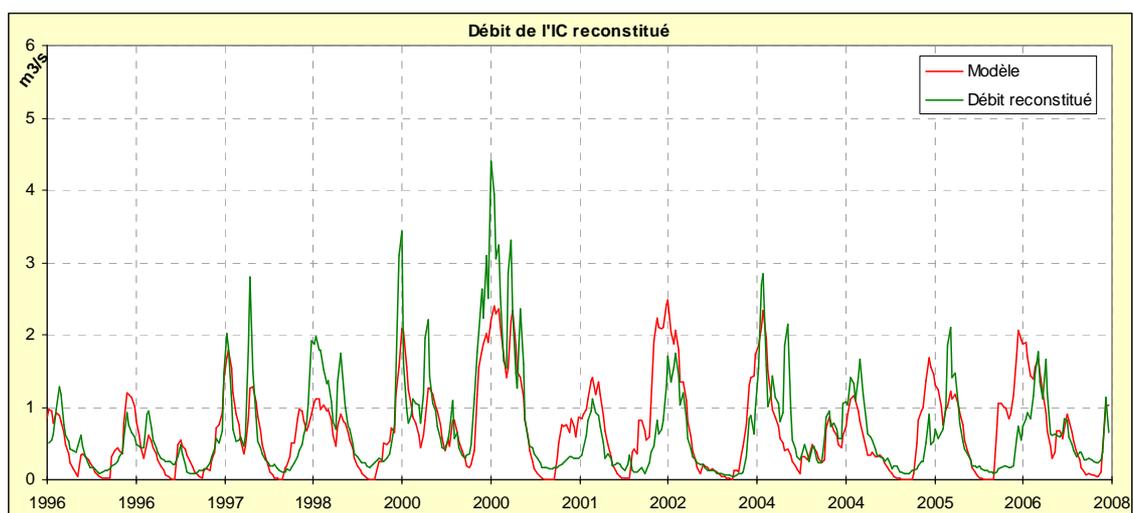


Illustration 28 - Bassin de l'Ic: résultats du calage sur les débits

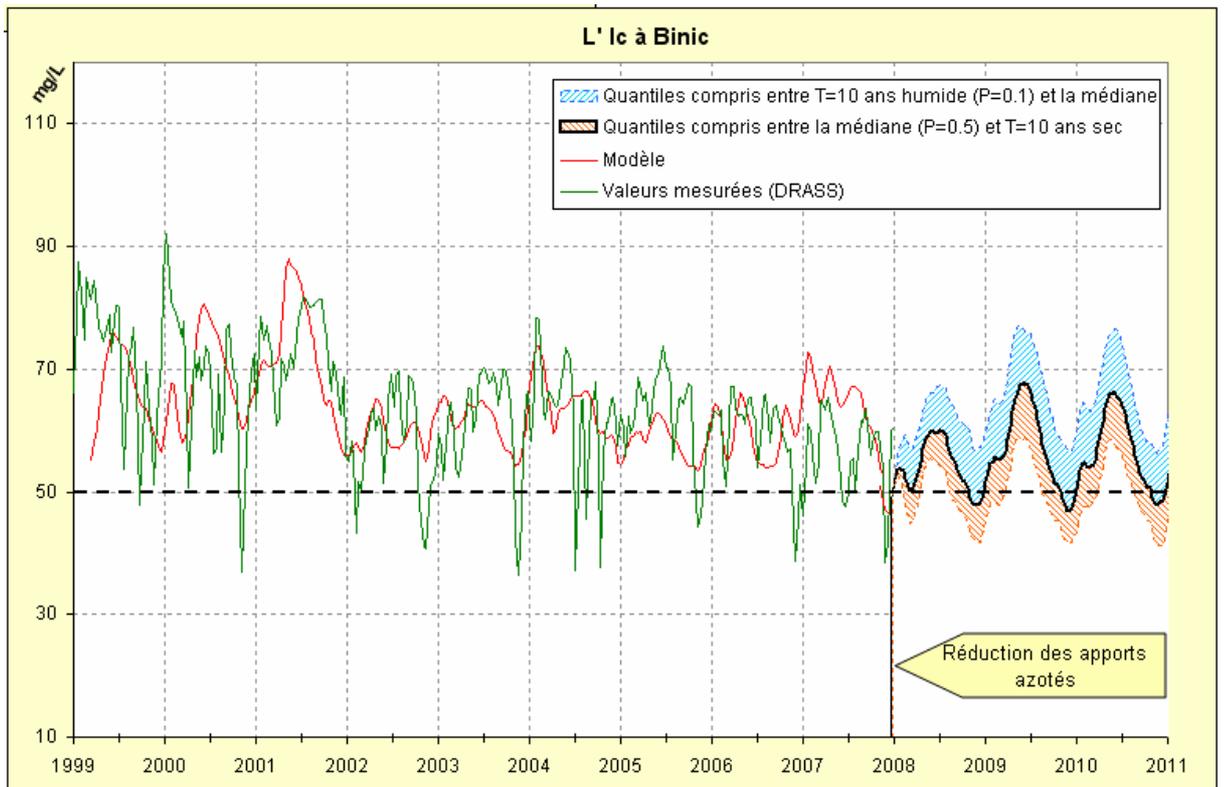


Illustration 29 - Bassin de l'Ic: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantile

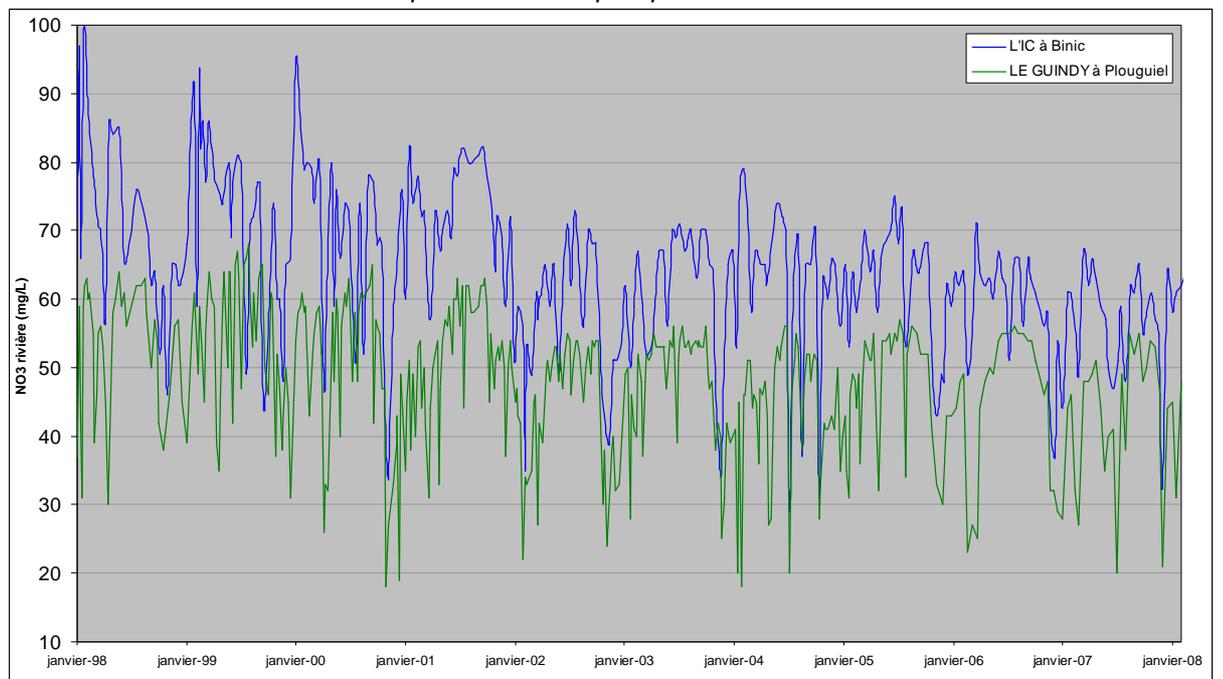


Illustration 30 – Similitude entre les oscillations des concentrations de l'Ic et du Guindy

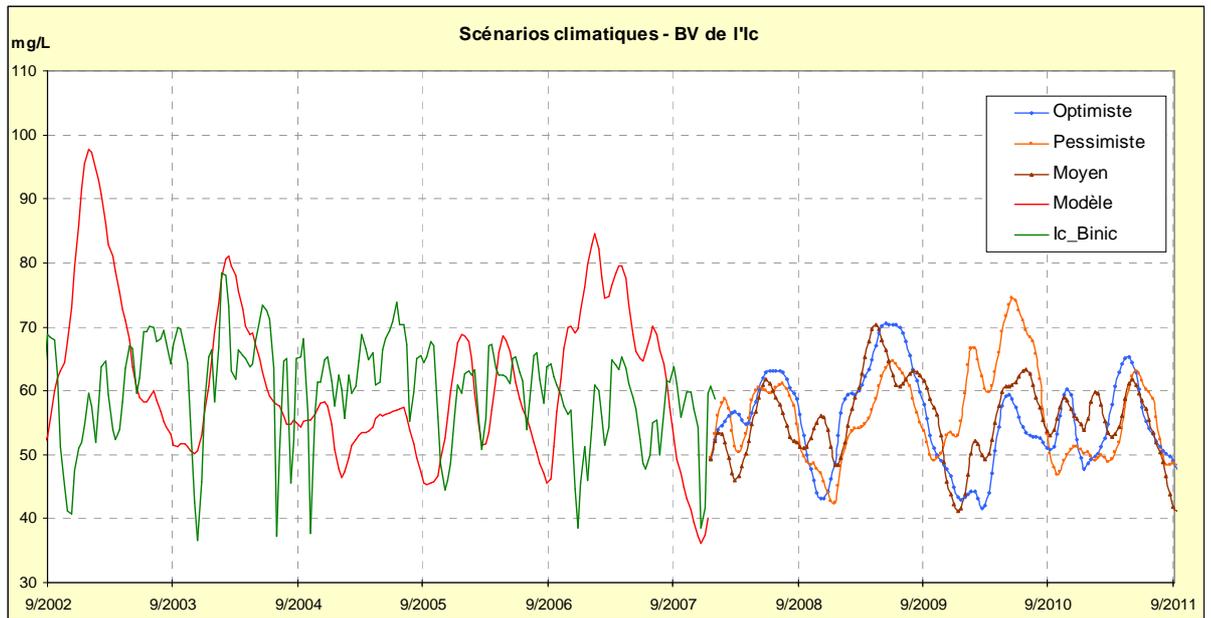


Illustration 31 - Bassin de l'lc: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scénarios

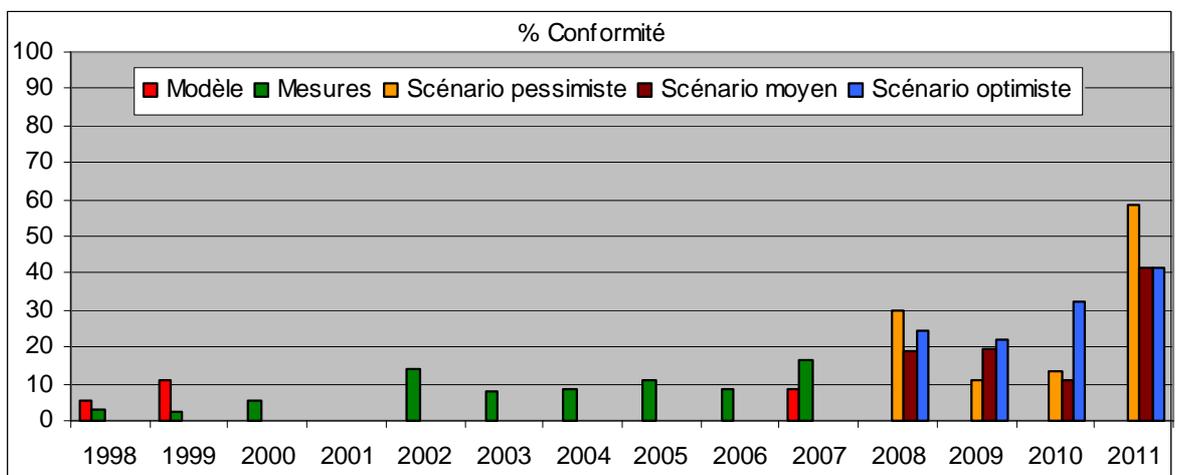


Illustration 32 – Bassin de l'lc : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques.

## L'Urne

Les résultats sont présentés par les illustrations 33 à 36.

Sur le bassin versant de l'Urne, la chronique de débit est modélisée à partir de la pluviométrie et de l'ETP. Le piézomètre de la commune du Foeil a aussi été modélisé mais la durée de la chronique est insuffisante pour être utilisée comme entrée de la modélisation du débit.

Les concentrations en nitrates mesurées au niveau de la prise d'eau du bassin de l'Urne témoignent d'un profil habituel (maxima hivernaux) légèrement décalé dans le temps (minima se situant plutôt vers octobre). Le comportement de ce bassin particulièrement ruisselant est assez similaire à celui que l'on observe sur le bassin du Gouessant en ce qui concerne les concentrations en nitrates à l'exutoire du bassin. La chronique présente à la fois des cycles annuels et des fluctuations fortes rapides. Dans l'ensemble, l'amplitude des variations est élevée, atteignant 42 mg/l entre septembre 1999 et janvier 2000. Le caractère « ruisselant » du bassin est démontré par l'analyse multiparamètres qui classe ce bassin comme le plus sensible à l'écoulement rapide, et donc a priori plus réactif que les autres bassins vis-à-vis du transfert des nitrates.

Alors que les variations annuelles sont assez bien retranscrites par le modèle, ce dernier peine à reproduire les fluctuations rapides de fortes amplitudes. Les taux de conformité sont un peu plus élevés pour le modèle (93%) que pour les mesures (84%) ; la légère différence pouvant s'expliquer par l'absence de prise en compte des réactions de dénitrification au niveau des valeurs modélisées. Les conclusions ci-dessus ont montré que le bassin de l'Urne avait des eaux souterraines dénitrifiées.

On observe sur la chronique de concentration une baisse marquée entre 2001 et 2002 qui est en rapport avec une baisse importante de la quantité d'intrants sur cette même période (247 à 192 kg d'N/ha). La tendance générale est à une relative stagnation depuis. Cependant, le seuil de 50 mg/l est régulièrement dépassé lors de périodes de fortes pluies.

L'effet des phénomènes climatiques (scénario plus ou moins humides) est sensible. Cependant, vu les concentrations actuelles et l'impact significatif déjà observé d'une baisse des intrants sur ce bassin, à l'horizon 2010, les trois scénarios climatiques conduisent à des concentrations inférieures à 50 mg/L. La baisse des intrants s'accompagnerait d'un impact significatif sur ce bassin à temps de reconquête plutôt rapide.

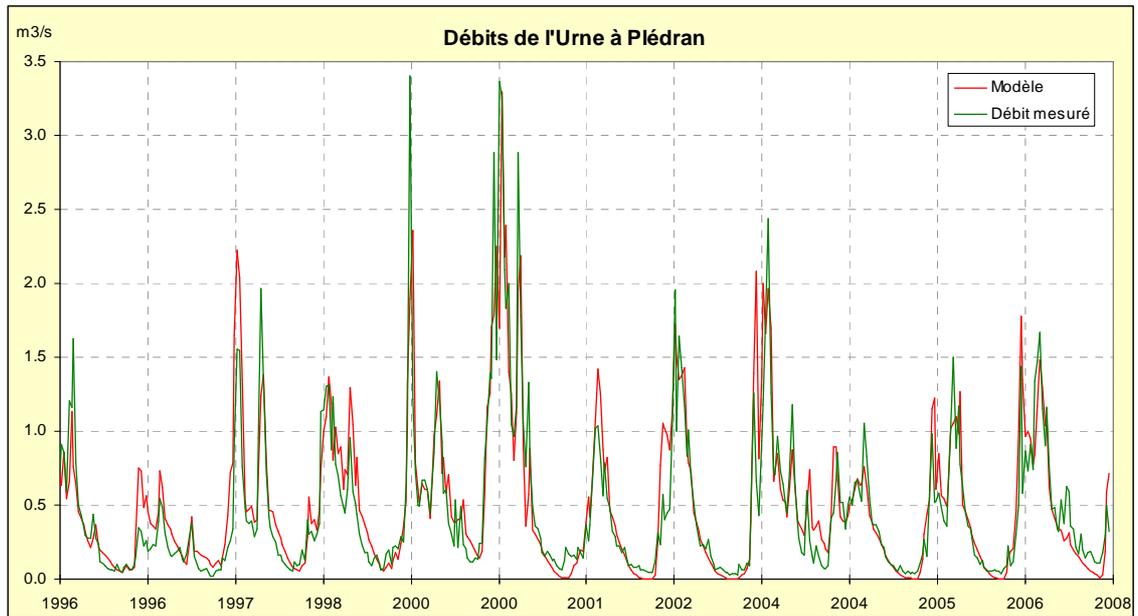


Illustration 33 - Bassin de l'Urne : résultats du calage sur les débits

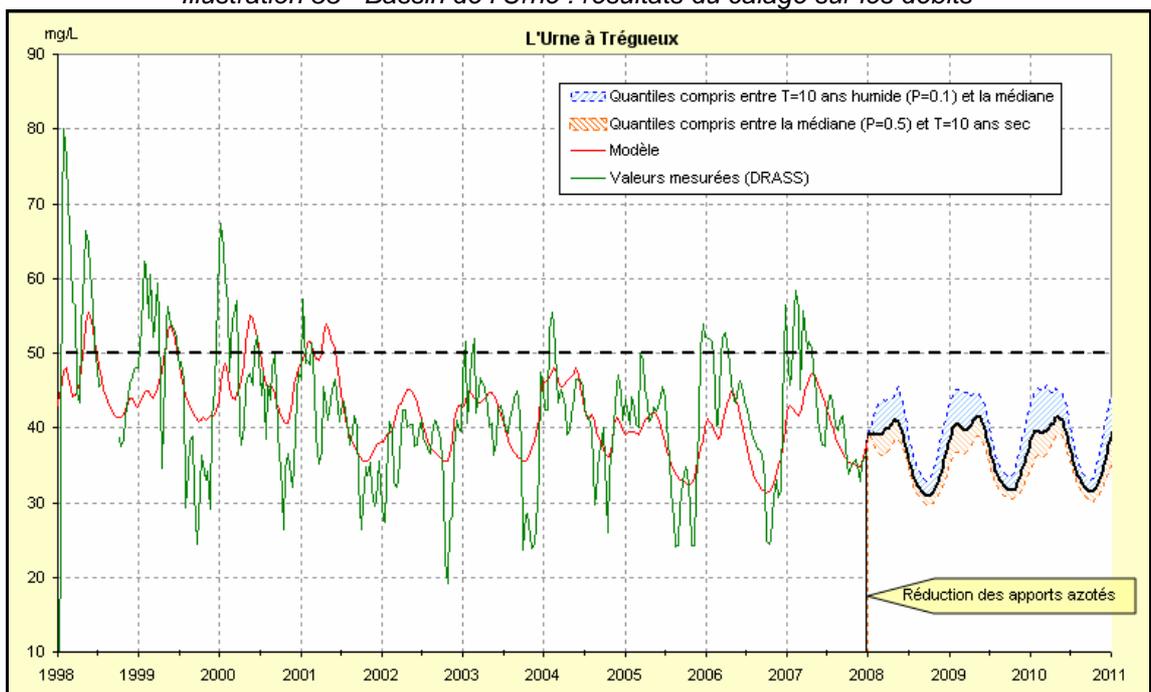


Illustration 34 - Bassin de l'Urne: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantiles

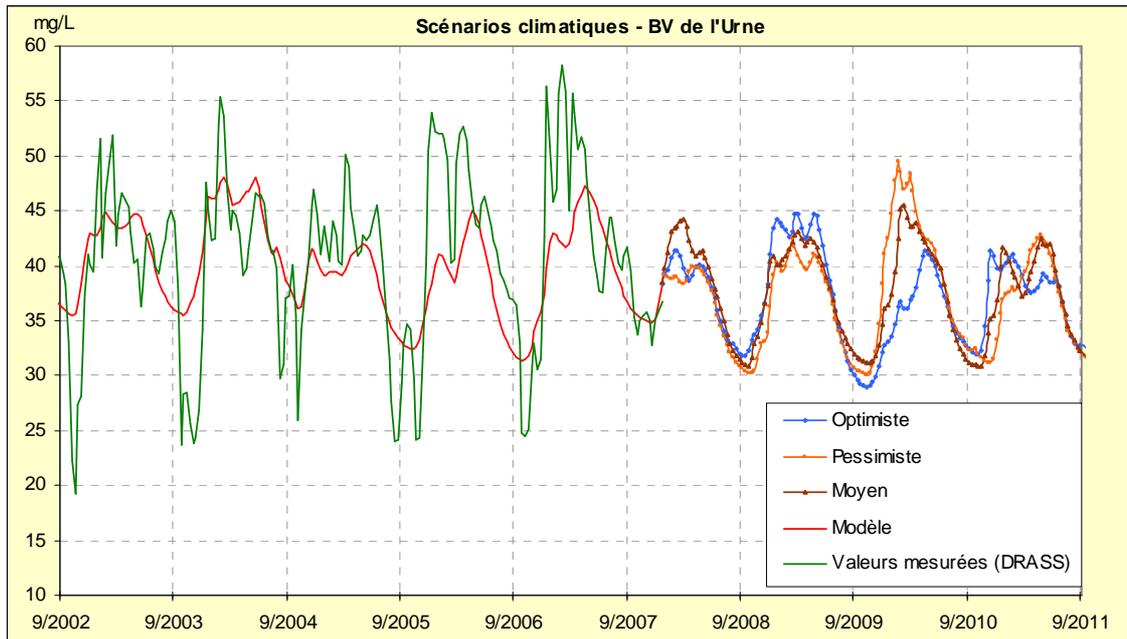


Illustration 35 - Bassin de l'Urne: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scénarios

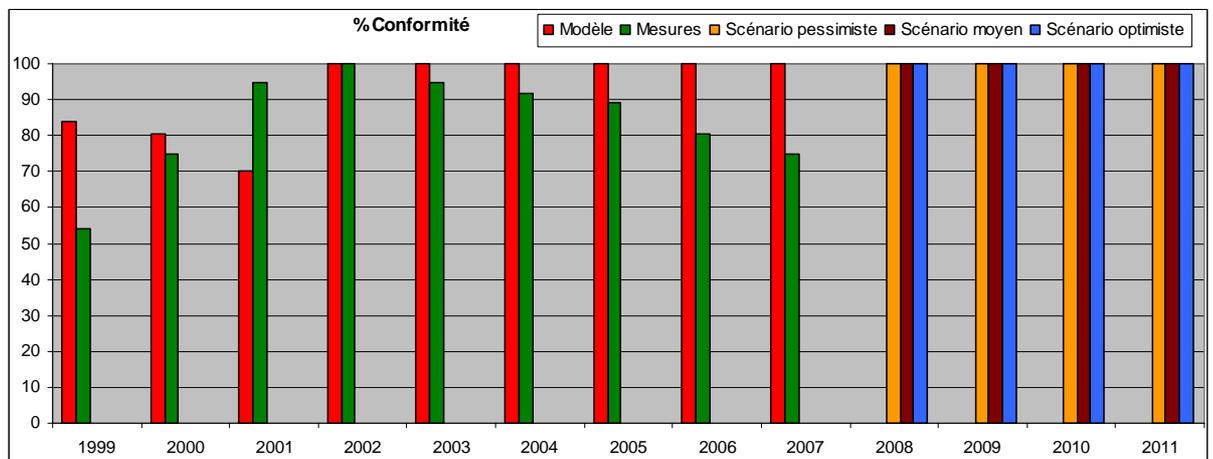


Illustration 36 – Bassin de l'Urne : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques.

## Le Gouessant

La station hydrométrique à Andel est située très en aval de la prise d'eau AEP (environ 11 km à vol d'oiseau), où sont mesurées les concentrations en nitrates. Les fonctions de transfert issues du calage du débit montrent que le bassin du Gouessant est dominé par les écoulements rapides, ce qui est confirmé par l'analyse multiparamètres. Par ailleurs le temps de transit moyen en souterrain est aussi le plus court des bassins étudiés.

Les résultats sont présentés sur les illustrations 37 à 40.

La chronique des concentrations en nitrates à la prise d'eau de ce bassin est à rapprocher de celle de l'Urne. Elle présente un profil de type normal légèrement décalé dans le temps (maxima en hiver, minima en été automne liés à la forte participation des eaux souterraines peu polluées car probablement dénitrifiées). Les pics de concentrations se produisent en mars/avril et en général un 2ème pic plus faible succède au premier.

Contrairement au bassin de l'Urne, seuls les cycles annuels présentent des variations d'amplitude importante. La modélisation de ces concentrations est assez fidèle même si les maxima sont souvent légèrement sous estimés.

L'effet de la variation des pressions azotées sur ce bassin est particulièrement visible entre 1997 et 2001, années durant lesquelles on observe une baisse interannuelle sensible des concentrations.

Le taux de conformité moyen entre 1999 et 2007 est de 90% pour les concentrations mesurées et de 96% dans le cas du modèle. Le côté légèrement plus pessimiste peut s'expliquer par l'absence de prise en compte des réactions de dénitrification au niveau des valeurs modélisées à chaque étiage.

A pluviométrie stable, une réduction des fertilisants azotés à 140 kgN/ha/an sur ce bassin, effective à partir de 2008, provoquerait une baisse assez rapide des concentrations à la rivière. Cette réduction devrait permettre d'atteindre le retour à la conformité.

Cependant, face à une pluviométrie importante, les concentrations à l'exutoire de ce bassin sont légèrement plus réactives que celles de l'Urne. Il en résulte un dépassement du seuil de 50 mg/l lors des hivers particulièrement pluvieux des scénarios optimiste (année hydrologique 2008/2009) et pessimiste (année hydrologique 2009/2010) malgré la baisse des intrants.

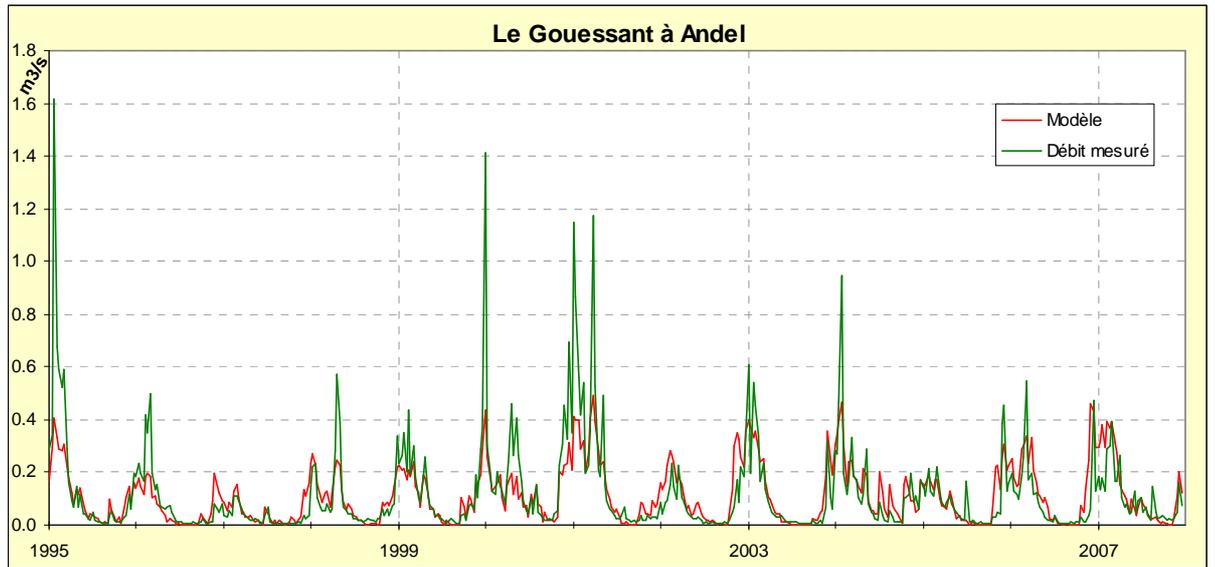


Illustration 37 - Bassin du Gouessant : résultats du calage sur les débits

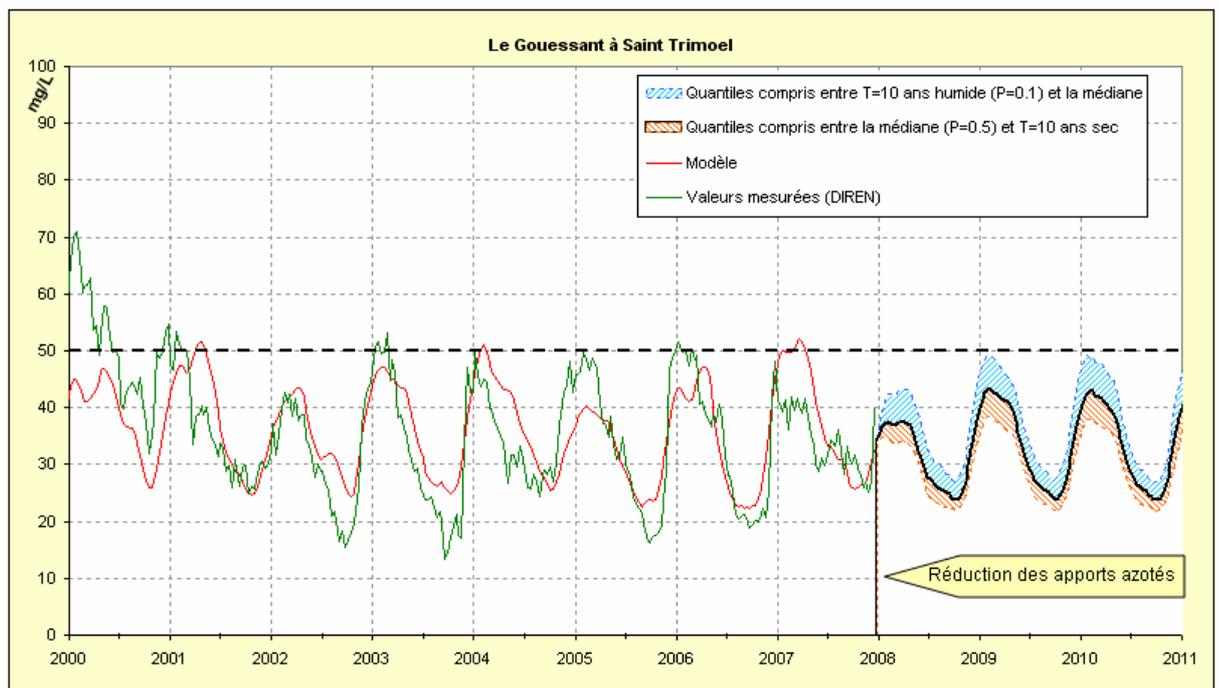


Illustration 38 - Bassin du Gouessant : résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantiles

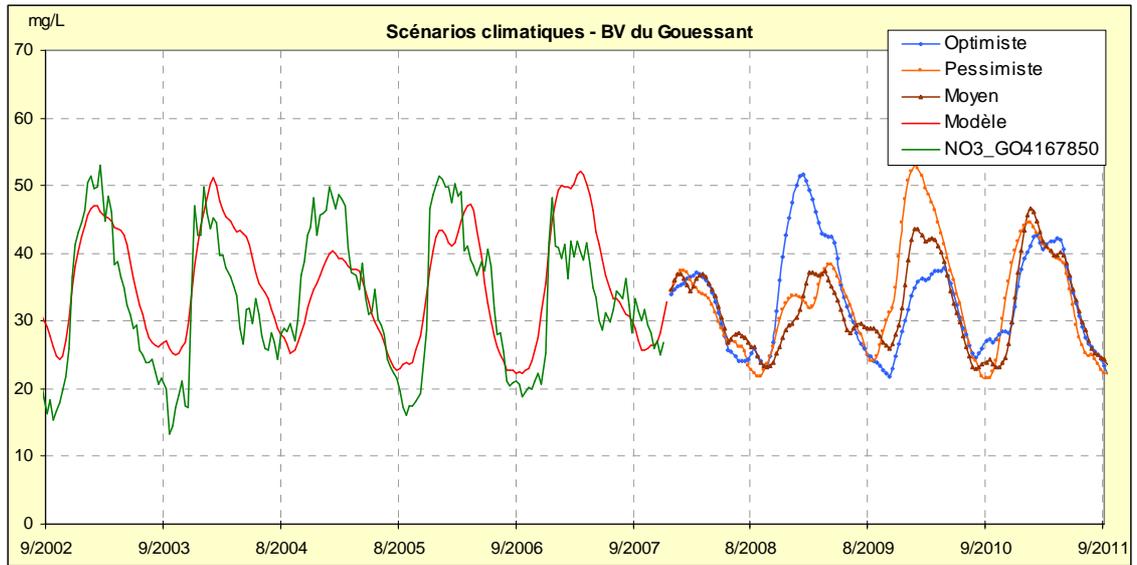


Illustration 39 - Bassin du Guessant : résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scénarios

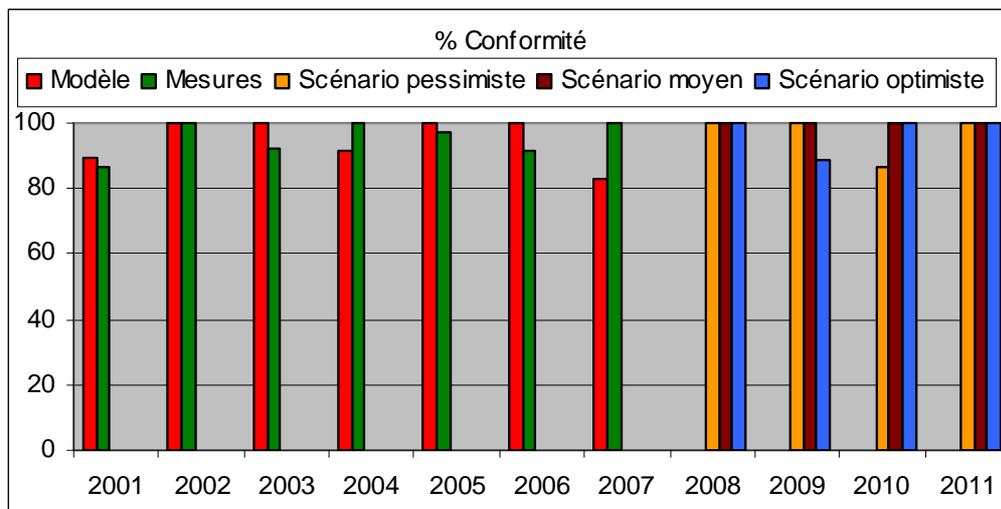


Illustration 40 – Bassin du Guessant : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques.

## L'Arguenon

Les résultats sont présentés par les illustrations 41 à 45.

Le modèle retranscrit fidèlement le débit du bassin versant et le temps de réponse est plutôt rapide. La part de l'eau ruisselant sur les terrains naturels est prépondérante par rapport à la part de l'eau infiltrée vers le milieu souterrain (cf. Illustration 42). Ceci est également montré par l'analyse multiparamètres qui classe le bassin comme plutôt ruisselant.

Le profil des concentrations sur ce cours d'eau est normal : les maxima se produisent tous les ans en hiver, les minima en octobre à l'aval du barrage de la Ville Haute. Ces minima d'étiage peuvent être, en partie, liés à l'importante participation des eaux souterraines dénitrifiées à l'écoulement de l'Arguenon. Aucune tendance interannuelle marquée ne se dégage sur ces bassins (ni augmentation, ni baisse des concentrations en nitrates). Le modèle reproduit bien le comportement des teneurs en nitrates en rivière et les taux de conformité sont équivalents (80% pour le modèle contre 77% pour les mesures, la légère différence pouvant s'expliquer par l'absence de prise en compte des réactions de dénitrification au niveau des valeurs modélisées à chaque étiage, conduisant à un peu plus de pessimisme).

Les résultats par quantiles montrent une variation importante des concentrations selon les conditions climatiques. Les quantiles de concentrations oscillent en hiver entre 40 mg/L pour une période de retour de 10 ans sec et 70 mg/L pour une période de retour de 10 ans humide à l'aval du bassin. A l'exutoire, seules les concentrations correspondant aux quantiles humides dépassent le seuil des 50 mg/L.

Pour un scénario de pluie donné, l'atteinte d'un taux de conformité à 95% dépendra sur le bassin global de la présence ou non d'évènements pluvieux importants. Un scénario moyen devrait permettre toutefois d'atteindre le retour à la conformité.

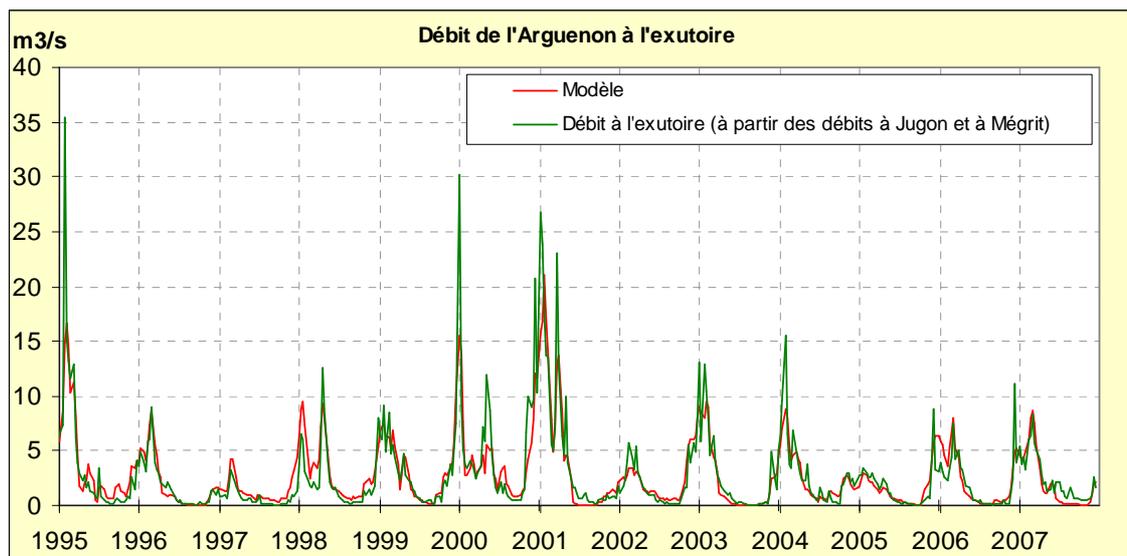


Illustration 41 - Bassin de l'Arguenon: résultats du calage sur les débits

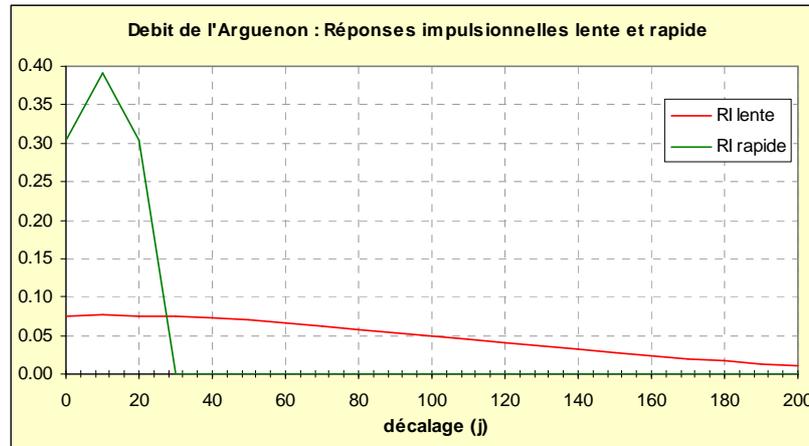


Illustration 42 – Réponses du débit de l'Arguenon à l'exutoire à une impulsion de pluie.

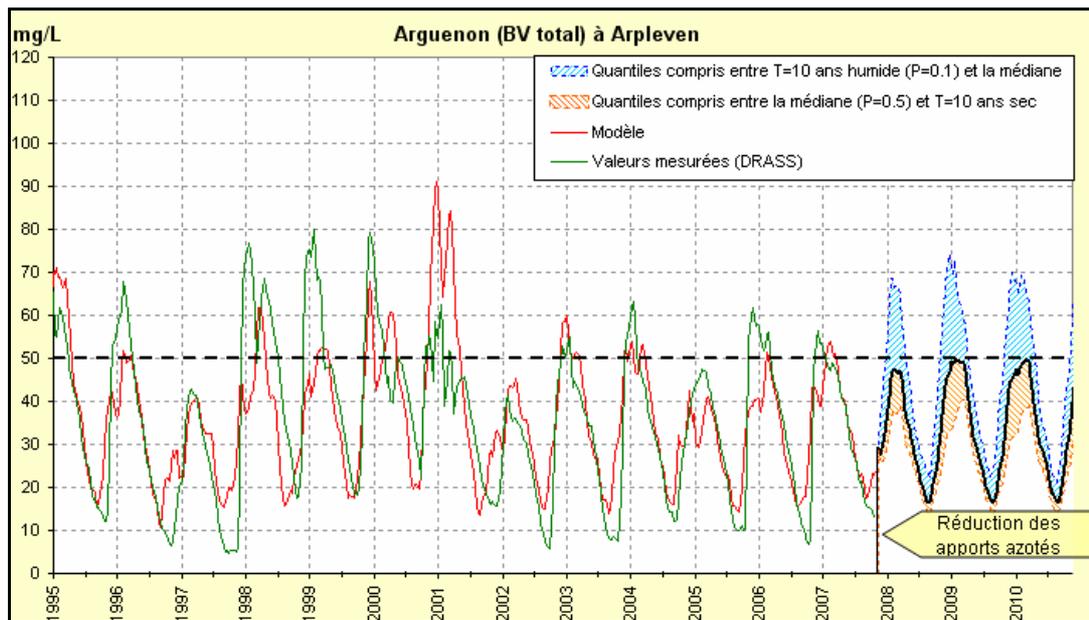


Illustration 43 - Bassin de l'Arguenon: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantile

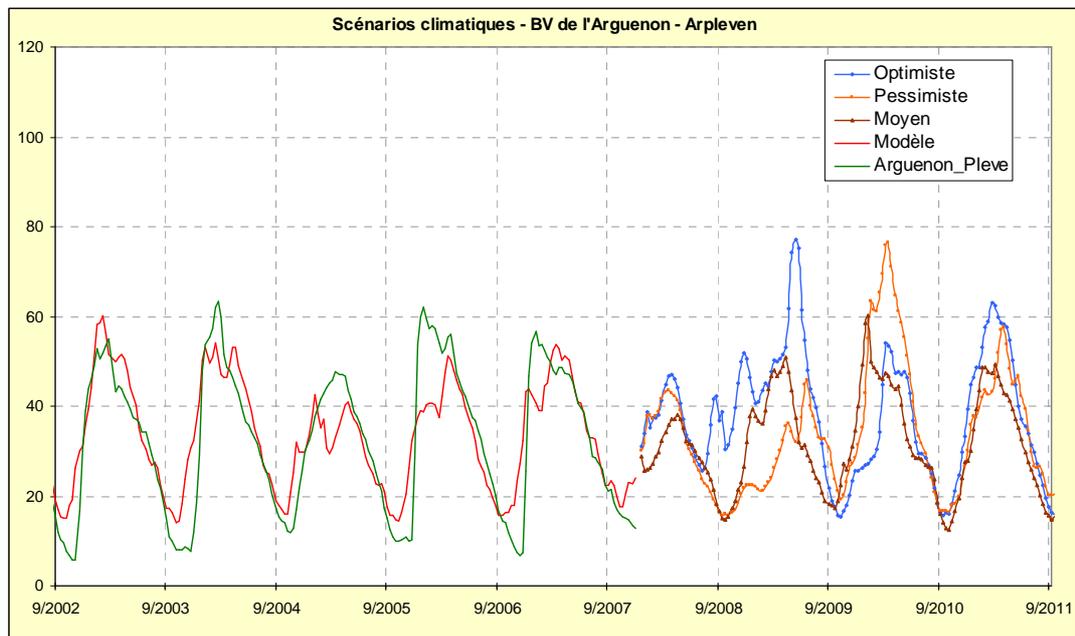


Illustration 44 - Bassin de l'Arguenon: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scénarios

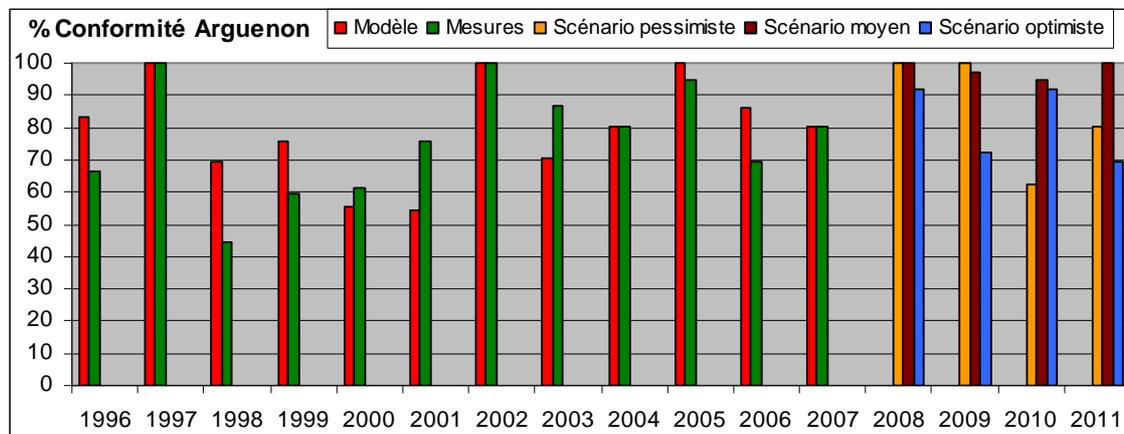


Illustration 45 – Bassin de l'Arguenon : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques.

## Les Echelles

Les résultats sont présentés par les illustrations 46 à 49.

Ce petit bassin de 10 km<sup>2</sup> est néanmoins caractérisé par un temps de transit souterrain de 91 jours qui le place avec le bassin du Bizien (115 jours) dans la catégorie des bassins à réponse souterraine lente.

Aucune saisonnalité nette n'apparaît pour les concentrations : les pics peuvent se produire en hiver ou en été. Aucune tendance à la baisse ne semble non plus se dégager au cours des années de mesure. Ce signal est très difficile à reproduire et les difficultés liées au calage de ces teneurs en nitrates sont soit liées à une forte imprécision des mesures, soit à des analyses peu resserrées dans le temps (rythme mensuel lors des dernières années), soit expliquées par un comportement très atypique des écoulements et du mode de gestion culturale du bassin. Une étude plus approfondie serait nécessaire pour reproduire correctement les réponses de ce bassin aux intrants agricoles.

Les résultats des simulations prévisionnelles sont entachés d'une imprécision non négligeable. Toutefois on peut conclure à une absence de retour à la conformité en 2009 au regard des résultats par quantiles et par scénarios.

Dans le cas d'un scénario pluviométrique moyen, les taux de conformité augmentent de manière assez significative.

Ainsi la qualité de ce bassin est encore très dégradée, et vu la relative inertie de la nappe, les effets des réductions des intrants pourraient être assez longs.

Par ailleurs, on peut noter que le seul qualitomètre présent à proximité du bassin montrait une dégradation de la qualité des eaux souterraines, et que les réactions de dénitrification semblaient quasi-absentes au niveau du sous-sol. Tout ceci confirme que le retour à la conformité pourrait prendre plusieurs années.

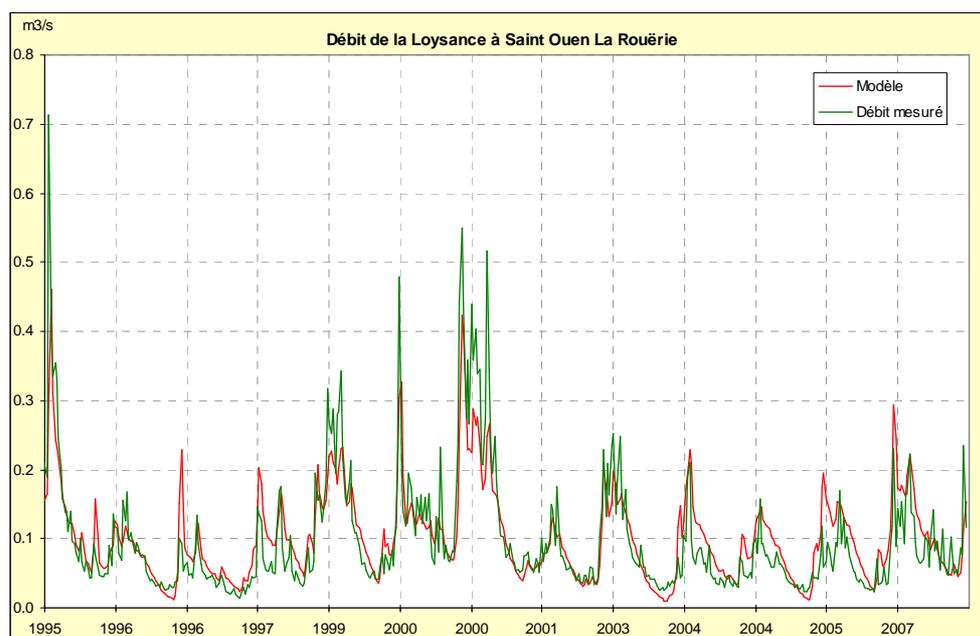


Illustration 46 - Bassin des Echelles: résultats du calage sur les débits

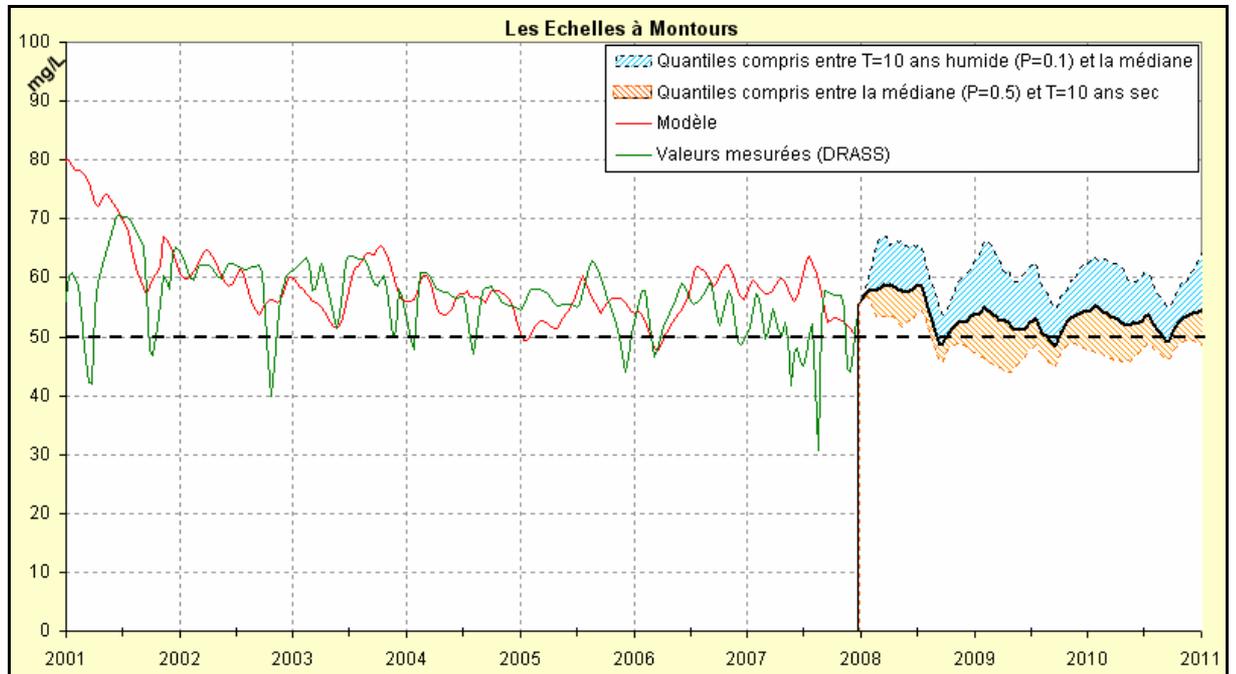


Illustration 47 - Bassin des Echelles: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par quantile

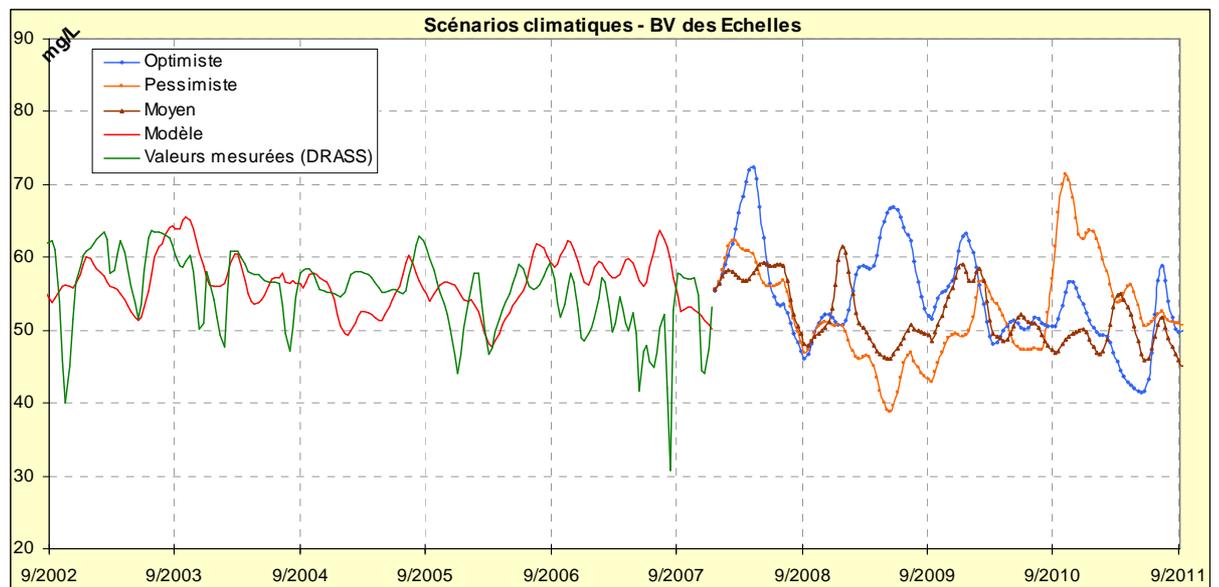
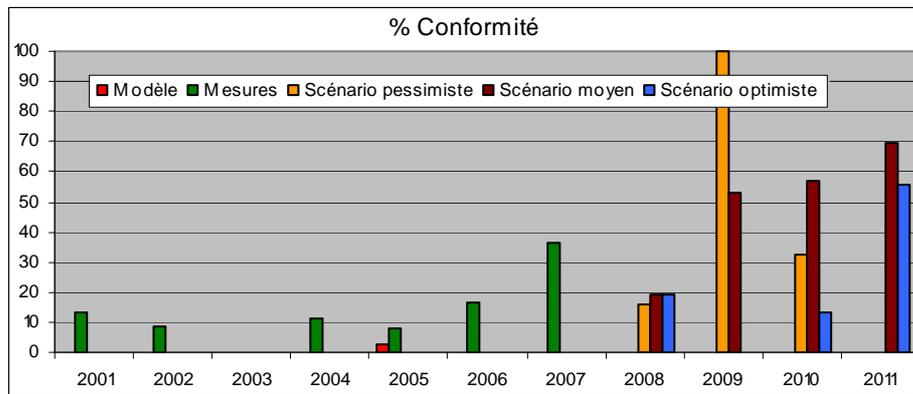


Illustration 48 - Bassin des Echelles: résultats du calage sur les concentrations et simulations prévisionnelles par scenarios



*Illustration 49 – Bassin des Echelles : Comparatif entre les taux de conformité du modèle et des mesures, puis taux de conformité prévisionnel dans le cas des scénarios pluviométriques.*

## 1.5 Conclusions

Dans le cadre de la présente étude, le BRGM a travaillé dans un premier temps sur une caractérisation géologique, hydrogéologique et chimique des 9 bassins versants en contentieux « nitrates eaux brutes ». Ce travail a permis de réaliser une typologie des bassins en les classant selon : la vitesse/lenteur de circulation des eaux souterraines dans le sous-sol, la participation de ces eaux au débit des rivières, la qualité chimique des eaux souterraines des bassins lors de l'été 2007.

Ce volet de l'étude permet d'avancer des explications sur le temps de réponse des bassins suite à une réduction des apports azotés début 2008.

Dans un deuxième temps, des modélisations effectuées à l'aide d'un modèle global utilisant des fonctions de transfert (logiciel TEMPO du BRGM) ont été réalisées sur les 9 bassins en contentieux. Les concentrations en nitrates au droit des prises d'eau potable ont été reconstituées, et suite à ce travail de calage, des simulations prévisionnelles ont été réalisées (2008-2009-2010).

Les simulations des concentrations en nitrates, consécutives à une réduction des intrants azotés jusqu'à 140 kgN/ha, montrent que :

- sur 2 bassins, les teneurs passeraient sous les 50 mg/l d'ici 2009 (Gouessant et Urne) ;
- sur 3 bassins, la probabilité d'atteindre la conformité serait forte. On observerait des pics de dépassement en cas d'années très humides (Arguenon à Pléven, Aber Wrac'h et Guindy) ;
- sur 4 bassins, les teneurs resteraient au dessus des 50 mg/l (Horn, Echelles, Ic et Bizien).

## 1.6 Perspectives

A la suite de cette étude, il est apparu intéressant de mieux caractériser l'importance de la dénitrification dans le sous-sol des bassins, et de suivre à pas de temps régulier l'évolution de la qualité des eaux souterraines (dans les altérites et dans l'horizon fissuré). Il en résulterait une meilleure prévision de l'évolution de la qualité de l'eau des bassins en contentieux (relation permanente eau de surface / eau souterraine).

## 2 Etude menée par l'INRA (Unité Mixte de Recherche 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation INRA-Agrocampus Rennes)<sup>8</sup>

### 2.1 Introduction

La question principale posée à la recherche dans le cadre de ce travail est de savoir si la mise en œuvre du plan d'action proposé par l'Etat pouvait permettre d'atteindre la conformité dans les 9 bassins versants concernés d'ici 2009.

Vis-à-vis du fonctionnement d'un bassin versant agricole, cette question peut se décomposer en deux sous questions :

- quel est l'impact potentiel de ce plan d'action en termes de réduction de la lixiviation des nitrates sous les parcelles agricoles ?
- quelles sont la vitesse et l'ampleur de la transmission de cette réduction de la lixiviation parcellaires au réseau hydrographique ?

La réponse à la première question va dépendre principalement des modalités exactes d'application du plan d'action (répercussion des baisses d'apports selon des cultures, aménagement des successions culturales et des assolements) et de l'effet inertiel du sol, lui-même sous contrôle du climat, du type de sol et de l'historique des pratiques agricoles. Les programmes d'action, détaillés dans les arrêtés préfectoraux d'août 2007, permettent d'imaginer un large éventail de modifications possibles des pratiques agricoles sur les bassins. L'analyse de ces possibles et de leurs probabilités d'advenir dépasse le cadre de ce travail. Pourtant, il est bien évident que le retour à la conformité des bassins dépendra de ces modifications.

La réponse à la deuxième question va dépendre de plusieurs phénomènes :

- des chemins de l'eau entre les parcelles et le réseau hydrographique, donc de la localisation des activités agricoles dans le paysage et du fonctionnement hydrologique du bassin versant
- de l'inertie de la nappe souterraine alimentant le cours d'eau, donc du volume d'eau stocké, du flux d'eau l'alimentant et de la répartition des perméabilités et des porosités au sein de l'aquifère et de la zone non saturée
- de l'ampleur des mécanismes de rétention de l'azote au cours du transit entre la base du sol et la rivière, donc de l'importance et de l'efficacité des zones humides, et de pertes souterraines liées à la dénitrification autotrophe, de la rétention dans la microporosité ou de l'infiltration profonde.

Ces mécanismes complexes ne peuvent pas être simplement déduits de l'analyse des données existantes sur les bassins versants ou de l'examen de leurs caractéristiques physiographiques, pour de multiples raisons qui peuvent se résumer à l'insuffisance de la quantité d'information contenue dans ces données eu égard à la multiplicité des processus interagissant pour former la réponse globale d'un bassin versant. C'est pourquoi nous avons adopté une méthode à base de modélisation déterministe, c'est-à-dire prenant en compte explicitement les processus en jeu.

---

<sup>8</sup> Le responsable scientifique de l'étude est Patrick Durand. Elle a été réalisée par Fabien Ferchaud, Pauline Baudhuin, Christelle Gibon, Pierre Moreau, Amparo Perez Escobar, Thierry Rimbault et Jordy Salmon Monviola. Ont contribué par leurs conseils Nouraya Akkal, Thierry Morvan, Laurent Ruiz et Françoise Vertes. Cette étude a fait l'objet d'un suivi interne à l'INRA avec un comité de suivi scientifique, formé par Nicolas Beaudoin (INRA unité Agro-Impact de Laon-Mons), Marc Benoît (INRA UR SAD Mirecourt) et Marc Voltz (INRA UMR LISAH).

Ce travail se base sur les connaissances acquises par l'UMR INRA-Agrocampus Rennes « Sol, Agro-hydrosystèmes et Spatialisation » et ses partenaires après plus de vingt ans de recherches et d'observations sur le fonctionnement hydrologique et agronomique des bassins versants agricoles à nappe superficielle comme le sont les bassins versants bretons. En mettant en évidence dans ces systèmes les processus de genèse des crues, le rôle des structures paysagères sur les transferts d'azote, et enfin l'importance de la nappe superficielle sur les mécanismes de transfert de solutés, l'UMR SAS a acquis une expertise reconnue par la communauté scientifique internationale, se traduisant par de nombreuses publications, la participation à de nombreux programmes de recherches européens (p. ex. NICOLAS, INCA, NITROEUROPE) et, sur le plan opérationnel local, par l'accompagnement et l'évaluation des actions mises en œuvre pour la reconquête de la qualité des eaux en Bretagne (ex. : Démarche Territ'eau).

Après un exposé synthétique des méthodes de travail (modèles utilisés, construction des bases de données), ce rapport présente les résultats des modélisations effectuées sur les 9 bassins versants.

## 2.2 Méthodes

### 2.2.1 Méthodologie générale

Dans une étude aux objectifs similaires sur l'évaluation du programme BEP (Bretagne Eau Pure)<sup>9</sup>, nous avons démontré la capacité du modèle TNT2, développé depuis dix ans à l'UMR SAS, de répondre à ce type de questions. Ce modèle agro-hydrologique très détaillé est toutefois mieux adapté à des bassins versants de taille réduite (quelques dizaines de km<sup>2</sup>) étant donnée de sa capacité à prendre en compte le fonctionnement individuel de chaque parcelle agricole. De plus, sa mise en œuvre est relativement lourde et il n'était pas possible de la réaliser dans les délais impartis sur tous les bassins versants. Compte tenu de la grande diversité de taille des bassins versants concernés ici (de 10 à 400 km<sup>2</sup>) et du temps imparti, nous avons choisi d'appliquer ce modèle sur cinq bassins versants. Cette application sert de référence pour un modèle plus simple appliqué à tous les bassins. Ce second modèle, le modèle INCA, au développement duquel nous avons participé, est un modèle reconnu par l'Union Européenne (programmes « INCA » du 5<sup>ème</sup> PCRD et « Eurolimpacs » du 6<sup>ème</sup> PCRD) et qui paraît bien adapté aux bassins considérés.

Dans un premier temps, nous avons donc appliqué le modèle INCA aux 9 bassins versants. Les bassins versants de l'Horn et du Haut-Gouëssant ayant déjà été modélisés lors de l'étude sur l'évaluation du programme BEP, ces 2 bassins ont servi de points de comparaison entre les modèles INCA et TNT2.

La deuxième partie de l'étude a consisté à appliquer le modèle TNT2 sur 3 autres bassins (les Echelles, l'Urne et l'Aber Wrac'h) et à reprendre les modélisations de l'Horn et du Haut-Gouëssant afin d'intégrer de nouvelles données sur le milieu physique et les pratiques agricoles.

Dans les deux cas, les modèles sont calibrés sur une période de 10 ans, à l'aide de données observées (débits et concentrations en nitrates). Ce travail nécessite également l'utilisation de nombreuses données d'entrée (pratiques agricoles, données météorologiques, description des bassins versants). Puis, deux scénarios sont testés à l'horizon 2015, à partir d'hypothèses sur l'évolution des pratiques agricoles.

---

<sup>9</sup> Durand, P., Ferchaud, F., Salmon Monviola, J., Goetschel, F., Martin, C., Corgne, S., Hubert-Moy, L. (2006) *Démarche d'évaluation du programme BEP : évolution du paramètre nitrate dans les eaux brutes des bassins versants BEP et autres bassins bretons : volets 3 et 4. Rapport final.* INRA UMR SAS - Région Bretagne, Rennes, 105 p. + annexes

## 2.2.2 Partie 1 : étude des 9 bassins versants avec le modèle INCA

### 2.2.2.1 Le modèle INCA

Le modèle INCA (Integrated Nitrogen in CAatchments) est un modèle semi-distribué (c'est-à-dire qu'il ne représente pas précisément la localisation des cultures dans le bassin versant) développé par l'AERC (Aquatic Environment Research Center) de l'Université de Reading (voir annexe 3 pour une description plus complète). Il représente le bassin versant comme un assemblage de sous bassins reliés par des biefs de cours d'eau, chaque sous bassin versant étant caractérisé par les proportions des diverses utilisations des terres qu'on y trouve (forêts, bâti, grands types de rotations agricoles). D'un point de vue hydrologique, chaque type d'utilisation des terres est un modèle à deux réservoirs superposés, le sol et la nappe souterraine. Les principaux processus de consommation et production de l'azote sont pris en compte (minéralisation, assimilation par les plantes, dénitrification, nitrification, ammonification, apport d'azote agricole, dépositions atmosphériques) de manière plus simplifiée que dans TNT2 : en particulier, la distinction azote organique/azote minéral n'est pas faite et la croissance des plantes ne dépend pas du climat. La fixation symbiotique par les légumineuses des prairies n'est pas prise en compte. Les biefs (portions de cours d'eau) sont modélisés séparément, en prenant en compte les rejets ponctuels et les processus internes aux réseaux hydrographiques (nitrification, dénitrification).

Afin de pallier la non prise en charge des apports d'azote organiques par le modèle, nous avons développé en « pré-processing » une méthode permettant de simuler la dynamique de minéralisation de ces apports (effluents d'élevage et résidus végétaux).

### 2.2.2.2 Construction des bases de données

#### 2.2.2.2.1 Le milieu physique

Des séries climatiques journalières (pluie, ETP, température de l'air mini et maxi, rayonnement global) ont été acquises auprès de Météo France. Pour chaque bassin versant, nous disposons d'une donnée journalière, déterminée par interpolation entre les stations les plus proches, du 01/09/1998 au 31/12/2007.

Les données de débits et de concentrations en nitrates disponibles sur les bassins versants ont été recensées et récoltées. Pour les données de débits, nous avons choisi dans la mesure du possible les points de mesures les plus proches de l'exutoire. Pour les données de concentrations en nitrates au niveau des prises d'eau AEP, nous avons retenu en fonction de leur fréquence, soit les mesures effectuées par les DASS (Directions des Affaires Sanitaires et Sociales)<sup>10</sup>, soit les mesures des suivis DIREN (Direction Régionale de l'Environnement). Les données DIREN ont été utilisées pour les bassins de l'Aber Wrac'h, du Haut-Gouessant et de l'Horn et les données DASS pour les autres bassins versants. Pour les Echelles, les deux sources de données ont été utilisées. Les séries utilisées sont de fréquence journalière pour les débits et de fréquence variable (journalière à mensuelle) pour les concentrations en nitrates. Pour les débits, en l'absence de station de jaugeage à l'exutoire du bassin versant, une extrapolation est réalisée à partir d'une station proche, en tenant compte du rapport des surfaces.

Aucune donnée journalière de débit n'était disponible sur le bassin versant du Bizien. Sur l'Ic, les suivis à la station de jaugeage existante ne sont pas validés par la DIREN. Seules des données issues des suivis du CQEL (Cellule Qualité des Eaux Littorales) et du CG22 (Conseil Général des Côtes d'Armor) dans le cadre du programme Prolittoral semblent satisfaisantes. Cependant, la fréquence des mesures est seulement mensuelle en période de hautes eaux et hebdomadaire en période d'étiage. Il a donc été

---

<sup>10</sup> Ces données servent de référence pour le calcul des taux de conformité.

nécessaire de reconstituer des débits journaliers pour ces 2 bassins versants. Les débits du Bizien ont été reconstitués à partir des débits journaliers du Guindy, auxquels a été précédemment ajouté un débit de 70 l/s, correspondant au prélèvement réalisé à la prise d'eau de Pont Scoul. Le bassin du Guindy est en effet le plus semblable à celui du Bizien d'un point de vue géologique et pluviométrique. Les débits de l'Ic ont été reconstitués pour la période d'étiage, à partir d'une interpolation linéaire des jaugeages réalisés par le CQEL et le CG22, et pour le reste de l'année, à partir d'une corrélation avec les débits journaliers du Leff à Quemper Guezennec.

Le contour des bassins versants utilisé est le contour de référence<sup>11</sup>, défini à partir de la prise d'eau AEP (Alimentation en Eau Potable), selon le MNT (modèle numérique de terrain) et le réseau hydrographique.

Une synthèse des données disponibles sur les sols et la géologie des bassins versants a été réalisée. Ces données sont notamment utilisées pour caractériser les types de sols et calculer la réserve utile des sols des bassins versants.

Concernant le fonctionnement hydrogéologique des bassins versants, d'autres données (contribution de la nappe à l'écoulement...) nous ont été transmises par le BRGM.

Afin de simuler des scénarios sur la période 2008-2015, une chronique climatique type a été élaborée pour chaque bassin versant, à partir des données réelles. Cette chronique est constituée de l'alternance de plusieurs années hydrologiques réelles, retenues pour leurs précipitations moyennes et leur homogénéité. Pour les années hydrologiques 2007-2008 et 2008-2009, nous avons testé deux scénarios climatiques : l'un dit « scénario pessimiste » se compose d'une année 2007-2008 sèche et d'une année 2008-2009 humide et l'autre, dit « scénario optimiste » dans lequel se suivent une année humide et une année sèche. Ces années sèches ou humides correspondent à la deuxième année la plus sèche ou la plus humide observée sur la période 1998-2007. Il ne s'agit donc pas d'années exceptionnellement humides (comme 2000-2001) ou exceptionnellement sèches. Les résultats des deux scénarios climatiques étant peu différents du point de vue des taux de conformité (voir le rapport intermédiaire du 26/10/2007) et les données météorologiques ayant été mises à jour jusqu'au 31/12/2007, nous ne présenterons dans ce rapport qu'un seul scénario, le scénario pessimiste, qui correspond à un contexte climatique a priori défavorable pour l'objectif de retour à la conformité.

#### 2.2.2.2 *Structuration de l'espace, occupation du sol*

Une carte de structuration de l'espace, basée sur une distinction en trois types (zones agricoles, zones boisées, zones artificialisées) a été réalisée sur SIG pour chaque bassin versant, à partir des données du Registre Parcellaire Graphique, d'orthophotographies aériennes et éventuellement, de données issues de télédétection.

Pour les bassins de l'Horn et du Haut-Gouëssant, nous avons utilisé des cartes du parcellaire agricole et d'occupation du sol, issues de l'étude sur l'évaluation du programme BEP.

#### 2.2.2.3 *Pratiques agricoles : reconstitution des pratiques sur 1998-2007*

La qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant dépend de l'ensemble des pratiques agricoles, appliquées au niveau de chaque parcelle du bassin. Cependant, compte tenu de la taille et du nombre des bassins versants à traiter, ainsi que des données disponibles et du degré de simplification du modèle utilisé, les pratiques agricoles (successions de cultures et itinéraires techniques) ont été décrites de manière relativement simplifiée (cette description restant toutefois beaucoup plus détaillée que ce qui est habituellement pratiqué dans des modélisations à ces échelles). D'autre part, afin de pouvoir modéliser

---

<sup>11</sup> Source : DRASS de Bretagne, DIREN Bretagne, Cemagref (2005)

correctement l'évolution de la qualité de l'eau dans les bassins versants, nous avons reconstitué les pratiques agricoles depuis 1998.

L'exploitation agricole a été considérée comme l'unité de décision pertinente des pratiques agricoles. En effet, c'est à cette échelle que sont déterminées les quantités d'azote organique et minéral disponibles pour être épandues sur les parcelles. Nous avons utilisé une typologie des exploitations agricoles des bassins versants, réalisée à partir des données du RGA 2000 (Recensement Général Agricole de l'année 2000). Cette typologie en 7 strates est basée sur la pression d'azote organique (quantité par ha) produit sur l'exploitation ainsi que sur le type d'azote organique (bovins, porcs, volailles).

Nous avons déterminé l'assolement de chaque type d'exploitation sur chaque bassin versant, à partir des données du RGA 2000. Cet assolement est considéré comme constant entre 2000 et 2007. A partir de l'assolement et d'une typologie des successions culturales observées en Bretagne (basée sur les données de l'enquête SCEES<sup>12</sup> Teruti), nous avons également déterminé des successions culturales types pour chaque type d'exploitations de chaque bassin versant. L'évolution de la couverture hivernale des sols, avec l'introduction de CIPAN (cultures intermédiaires pièges à nitrates), a été prise en compte.

Les pressions d'azote<sup>13</sup> ont été calculées, pour chaque type d'exploitation et sur chaque bassin versant, à trois dates différentes : 2000, 2004 et 2007. Ces trois dates nous permettent de reconstituer l'évolution de la pression azotée sur les bassins versants. Pour l'année 2004, nous avons utilisé les données d'une enquête réalisée par le service statistique de la DRAF Bretagne, sur les bassins versants intégrés à des programmes de reconquête de la qualité de l'eau<sup>14</sup>. Les pressions d'azote organique en 2000 ont été calculées à partir de la production d'azote organique brut (données du RGA 2000) et en considérant la résorption comme nulle et le solde des échanges comme identique à celui de 2004. Les pressions d'azote organique en 2007 ont été déduites des pressions calculées en 2004, en tenant compte de l'avancement du programme de résorption des excédents azotés d'origine animale (suivis effectués par les DDAF). Enfin, les pressions d'azote minéral pour 2000 et 2007 ont été adaptées des pressions calculées en 2004 en utilisant des références départementales sur l'évolution des ventes d'azote minéral<sup>15</sup>. Une fois calculées, nous avons alors appliqué ces pressions azotées sur 3 périodes : 1998 à 2002, 2003 à 2005 et 2006 à 2007.

A l'échelle de la parcelle, les pratiques de fertilisation (nombre, dates et doses d'apports) dépendent également de la culture en place et du type d'apport azoté réalisé (minéral, lisier, fumier...). Une typologie simplifiée des itinéraires techniques de fertilisation a été réalisée pour chaque culture, principalement à partir des données de l'enquête régionale SCEES « Pratiques culturales 2006 ». Nous avons ainsi retenu 14 itinéraires techniques types pour le blé, le maïs et les prairies ainsi qu'une dizaine d'autres pour les cultures légumières.

Pour chaque type d'exploitation de chaque bassin versant, les itinéraires techniques utilisés et les doses d'apports sont déterminés en fonction de l'assolement, des données disponibles sur la SAMO (surface amendée en matières organiques) et des données de pressions azotées (azote minéral, azote organique net issu des bovins, des porcs et des volailles).

Pour chaque bassin versant, nous obtenons ainsi une base de données comprenant 6 à 7 types d'exploitations, 40 à 70 successions culturales et entre 200 et 350 itinéraires techniques différents. Les fichiers d'entrée du modèle INCA sont alors construits à partir de cette base de données. Le modèle INCA ayant été conçu pour une description sommaire de l'utilisation du sol sous la forme de proportions

---

<sup>12</sup> Service Central des Enquêtes et Etudes Statistique du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche

<sup>13</sup> Pression azotée : somme des apports d'azote minéral, organique non maîtrisable (émis au pâturage) et organique maîtrisable (émis en bâtiment), sans correction de la volatilisation après épandage.

<sup>14</sup> Agreste – DRAF Bretagne : Enquête 2005 sur les pratiques agricoles dans les bassins versants

<sup>15</sup> Source : Observatoire des ventes 2006 – Charte des prescripteurs de Bretagne

surfaciques de six grands types d'utilisation du sol par sous bassin-versant, nous avons utilisé le découpage en sous bassins pour pouvoir représenter toutes les successions culturales. Ainsi, chaque bassin versant a été découpé en 13 ou 15 « sous-bassins versants » virtuels ayant les mêmes caractéristiques hydrologiques et se déversant dans le même cours d'eau et n'ayant en fait pas de réalité physique. Cette méthode interdit l'interprétation des variations de concentrations sur le linéaire du cours d'eau, seules les concentrations à l'exutoire peuvent être considérées. Elle permet par contre une prise en compte de la variabilité des activités agricoles avec un degré de détail compatible avec les objectifs de l'étude.

Ce travail a été réalisé de manière homogène pour les 9 bassins versants, dans la mesure du possible. Ainsi, l'absence de donnée pour l'enquête DRAF sur le bassin des Echelles, nous a conduits à utiliser d'autres données pour ce bassin (enquête réalisée par la Chambre d'Agriculture d'Ille-et-Vilaine).

D'autre part, pour l'application d'INCA sur les bassins versants de l'Horn et du Haut-Gouessant, nous avons souhaité pouvoir comparer les résultats avec ceux issus du modèle TNT2. Nous avons donc choisi d'utiliser les mêmes données d'entrée, élaborées lors de l'étude sur l'évaluation du Programme BEP. Ces données sont basées sur des enquêtes réalisées dans le cadre de l'évaluation de ce programme, en 2000-2001 et 2003-2004. Nous les avons actualisées jusqu'en 2007 en utilisant les données sur l'avancement de la résorption des excédents azotés.

#### 2.2.2.4 Pratiques agricoles : élaboration des scénarios

Deux scénarios ont été testés sur les 9 bassins versants pour le période 2008-2015 : un scénario à « pratiques constantes », qui prolonge dans le temps les pratiques agricoles de 2007 et un scénario d'application du plan d'action ou scénario « mesures renforcées ».

Pour le scénario « pratiques constantes », on utilise les pratiques agricoles définies pour l'année 2007, que l'on poursuit jusqu'en 2015. Les successions culturales et donc l'assolement, ne sont pas non plus modifiés.

Le scénario « mesures renforcées » a été élaboré à partir de la circulaire préfectorale détaillant les Mesures Agro-Environnementales applicables sur les bassins versants en contentieux<sup>16</sup>. Il s'agit pour l'essentiel de mesures de réduction de la pression d'azote moyenne dont les plafonds varient suivant le type de culture et le type d'exploitation (140, 160 ou 170 kg/ha en azote total et 40, 60 ou 70 kgN/ha en azote minéral). Les modifications apportées consistent donc en une diminution des intrants azotés (organiques et minéraux) de façon à satisfaire les plafonds fixés dans ces mesures. Ces réductions d'intrants ont été calculées à partir de la pression par groupe d'exploitations, et non de la pression globale par bassin. La réduction des apports a été répartie sur les différentes cultures, sans modification de la SAMO, mais en tenant compte de l'écart moyen existant entre une fertilisation équilibrée et les pratiques de fertilisation actuelles. Il est important de noter que ces calculs reposent sur un certain nombre d'hypothèses (par exemple concernant l'hétérogénéité des pressions azotées au sein de chaque type d'exploitation) et sont donc soumis à une forte incertitude. De plus, nous n'avons pas introduit de modification dans les systèmes de production (pas de changement d'assolement), alors que de telles modifications pourraient se produire.

---

<sup>16</sup> Préfecture de la région Bretagne (2007). *Circulaire préfectorale relative à la mise en œuvre d'un dispositif agroenvironnemental régionalisé et des mesures agroenvironnementales territorialisées dans les bassins versants dits « en contentieux », c'est-à-dire en situation de contentieux communautaire vis-à-vis de la qualité des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire*. Circulaire préfectorale du 27/04/2007, 28 p.

## 2.2.3 Partie 2 : étude de 5 bassins versants avec le modèle TNT2

### 2.2.3.1 Le modèle TNT2

Le modèle TNT2 (Topography-based nitrogen transfert and transformations) est un modèle agro-hydrologique distribué maillé, basé sur le couplage d'un modèle hydrologique inspiré de TOPMODEL et du modèle agronomique STICS de l'INRA (voir annexe 4 pour une description plus complète du modèle).

Il décrit jour par jour l'organisation latérale et verticale des écoulements de l'eau dans le bassin versant, et, en tout point du bassin versant, la croissance des plantes en fonction des conditions pédoclimatiques, ainsi que les transferts et les biotransformations de l'azote dans le sol et le sous-sol.

Le modèle nécessite donc une description du milieu physique (relief, profondeur du sol et du sous-sol, porosité, conductivité) et du milieu agricole (types de culture), ainsi que des variables de forçages (calendrier des pratiques culturales pour chaque parcelle : semis, récolte, apports d'azote ; variables climatiques : pluie, température, évapotranspiration potentielle).

Au cours de cette étude, un certain nombre de modifications ont été apportées au modèle TNT2 permettant de mieux prendre en compte certains aspects de la dynamique de l'azote, afin d'affiner l'évaluation des différents scénarios. Des changements notables sont intervenus sur deux points en particulier : le module prairie avec la prise en compte de la fixation symbiotique dans les associations graminées légumineuses et le module résidus avec la prise en compte de huit types d'apports organiques au lieu de trois (trois types de résidus de récolte et 5 types d'effluents d'élevage), la paramétrisation plus fine de leur dynamique de minéralisation et l'estimation des pertes par volatilisation lors de l'épandage.

### 2.2.3.2 Construction des bases de données

#### 2.2.3.2.1 *Le milieu physique*

Le MNT de la Bretagne au pas de 50 mètres, issu de la base de données BD Alti de l'IGN a été traité à l'aide du logiciel MNT Surf, développé à l'UMR SAS. Ce traitement permet d'obtenir une matrice des altitudes pour chaque bassin versant, ainsi que l'arborescence de drainage (description multidirectionnelle des chemins de l'eau) et un certain nombre de variables dérivées. Pour les bassins versants des Echelles, de l'Horn et du Haut-Gouessant, le MNT a été interpolé à 25 mètres afin de correspondre à la taille des mailles utilisées dans TNT2. Pour l'Aber Wrac'h et l'Urne, le pas de 50 mètres a été conservé.

Pour chacun des 5 bassins versants, une carte de « sols » a été élaborée sur SIG. Les types de « sols » retenus intègrent en fait des caractéristiques de sol (hydromorphie), mais aussi de sous-sol (substrat géologique, profondeur d'altérite). Pour élaborer ces cartes, nous avons utilisé des données transmises par le BRGM et issu du travail de caractérisation des bassins versants (cartes géologiques, cartes des profondeurs d'altérite), ainsi que des données issues du traitement du MNT (zones humides potentielles) et éventuellement, des cartes pédologiques. Entre 6 et 8 types de sols ont été définis sur chaque bassin versant.

Les séries climatiques journalières ainsi que les données de débits et de concentrations en nitrates utilisées, sont les mêmes que pour le modèle INCA.

#### 2.2.3.2.2 *Structuration de l'espace, occupation du sol*

Pour les Echelles, l'Urne et l'Aber Wrac'h, les cartes de structuration de l'espace réalisées pour INCA ont été reprises et le parcellaire agricole a été entièrement découpé, sur la base des orthophotographies aériennes. L'occupation du sol agricole a ensuite été déterminée pour chaque bassin versant, par télédétection, à partir d'images satellites : image ASTER du 09/09/2004 pour les Echelles, image SPOT5

du 05/08/2007 pour l'Urne et image SPOT2 du 24/07/2006 pour l'Aber Wrac'h. Les méthodes de télédétection permettent de différencier les grands types d'occupation des sols agricoles (céréales, maïs, prairies, autres occupations). Ces occupations du sol sont ensuite détaillées à partir des données du Registre Parcellaire Graphique, des données d'assolement sur les exploitations et éventuellement, par photo-interprétation (pour les prairies permanentes).

Un travail similaire avait déjà été réalisé pour l'Horn et le Haut-Gouëssant, dans le cadre de l'étude sur l'évaluation du programme BEP, à partir d'une image IRS LISS III du 25/09/2003 pour l'Horn et d'une image SPOT3 du 11/08/2001 pour le Haut-Gouëssant.

#### 2.2.3.2.3 *Pratiques agricoles : reconstitution des pratiques sur 1998-2007*

Le principe de reconstitution des pratiques agricoles est identique à celui retenu pour INCA mais avec une différence importante : TNT2 étant un modèle spatialisé, les exploitations, parcelles et cultures doivent être localisées sur le bassin versant. De plus, nous avons pu intégrer pour 4 bassins versants (Echelles, Haut-Gouëssant, Aber Wrac'h et Horn), les données des diagnostics réalisés sur les exploitations des bassins versants en contentieux à l'automne 2007, par les Chambres d'Agriculture de Bretagne<sup>17</sup>. Pour l'Urne, les données de cette enquête n'étant pas disponibles au 25/05/2008, nous n'avons pas pu les utiliser. Pour ce dernier bassin, nous avons donc repris les données utilisées pour INCA.

La typologie des exploitations agricoles a été réalisée à partir des données de l'enquête « diagnostics 2007 ». Cette typologie, basée sur le type de production, diffère selon les bassins versants, afin de s'adapter au mieux aux orientations agricoles de ces bassins. Entre 4 et 6 types ont été retenus pour chaque bassin versant. Une carte des types d'exploitations a été réalisée pour chacun, en croisant les données de l'enquête « diagnostics 2007 » avec le Registre Parcellaire Graphique.

L'assolement pour chaque type d'exploitation, est déterminé à partir du travail de télédétection (voir partie précédente). Cet assolement est considéré comme constant sur la période 1998-2007. Afin de reconstituer une succession culturale sur chaque parcelle du bassin versant, nous avons utilisé une méthode développée lors de l'étude sur l'évaluation du programme BEP. Cette méthode est basée sur l'utilisation de matrices de transitions pour déterminer les occupations du sol d'été, couplées à des règles expertes pour les occupations du sol hivernales. Elle permet de reconstituer des successions culturales cohérentes sur chaque parcelle et de maintenir un assolement constant à l'échelle du type d'exploitations. L'évolution de la couverture hivernale des sols, avec l'introduction de CIPAN (cultures intermédiaires pièges à nitrates), est également prise en compte.

Des pressions azotées, ont été calculées par type d'exploitations, pour 3 périodes. Pour la troisième période, nous avons utilisé les données de l'enquête « diagnostics 2007 ». Pour les deux premières périodes, des données différentes ont été utilisées selon les bassins. Pour l'Horn et le Haut-Gouëssant, il s'agit des pressions azotées calculées lors de l'étude sur l'évaluation du programme BEP, et basées sur différentes enquêtes effectuées dans le cadre de ce programme. Pour les Echelles et l'Aber Wrac'h, concernant l'azote organique, nous avons utilisé les données du RGA 2000 pour la première période et calculé des pressions moyennes entre les périodes 1 et 3 pour la deuxième période. En effet, l'enquête de la DRAF de Bretagne, retenue pour la deuxième période avec INCA, étant basée sur un échantillon stratifié selon une typologie différente, il n'était pas possible de l'intégrer dans ce cas. Concernant l'azote minéral, nous avons utilisé comme pour INCA, des données sur l'évolution des ventes d'azote minéral à l'échelle départementale.

Une typologie plus détaillée des itinéraires techniques de fertilisation a été réalisée pour chaque culture, principalement à partir des données de l'enquête régionale SCEES « Pratiques culturelles 2006 ». Par

---

<sup>17</sup> Cette enquête, que l'on appellera « diagnostics 2007 », porte sur une grande part des exploitations ayant des terres sur les bassins versants en contentieux, pour la campagne 2006-2007.

rapport à INCA, il s'agissait notamment de distinguer les prairies temporaires en graminées pures de celles en associations graminées-légumineuses et d'intégrer la diversité des modes d'utilisation de ces prairies (pâturage, fauche). Nous avons ainsi retenu 55 itinéraires techniques types pour les grandes cultures (blé, orge, colza, maïs ensilage, maïs grain) et les prairies ainsi que 25 autres pour les cultures légumières (choux, artichauts, pomme de terre...).

Comme pour INCA, au niveau de chaque type d'exploitation de chaque bassin versant, les itinéraires techniques utilisés et les doses d'apports sont déterminés en fonction de l'assolement, des données disponibles sur la SAMO et des données de pressions azotées.

Pour chaque bassin versant, nous obtenons ainsi une base de données comprenant 4 à 6 types d'exploitations, 600 à 2980 successions culturales (en fonction du nombre de parcelles) et entre 550 et 1100 itinéraires techniques différents. Les fichiers d'entrée du modèle TNT2 sont alors construits à partir de cette base de données. Cela passe par une procédure informatique qui permet d'affecter les itinéraires techniques aux parcelles, en respectant des proportions entre ceux-ci, et de reconstituer des systèmes de cultures sur le bassin versant. Contrairement au modèle INCA, les restitutions au pâturage sont simulées par le modèle, en fonction des dates de passage des animaux et de la pousse de l'herbe. Elles ne font donc pas partie des entrées du modèle. Il peut donc exister dans certains cas une légère différence entre les pressions azotées issues des enquêtes et celles qui sont réellement prises en compte par le modèle.

#### 2.2.3.2.4 *Pratiques agricoles : élaboration des scénarios*

Comme pour INCA, 2 scénarios ont été testés sur les 5 bassins versants pour le période 2008-2015 : un scénario à « pratiques constantes » et un scénario d'application du plan d'action ou scénario « mesures renforcées ».

Pour le scénario « pratiques constantes », on utilise les pratiques agricoles définies pour l'année 2007, que l'on poursuit jusqu'en 2015. Les successions culturales et donc l'assolement, ne sont pas non plus modifiés.

Le scénario « mesures renforcées » a été élaboré en utilisant les données de l'enquête « diagnostics 2007 ». En effet, cette enquête comporte une partie « projet », dans laquelle sont calculés pour chaque exploitation les niveaux de pression organique et minérale, et sont envisagées des modifications de l'assolement, après application du plan d'action. Nous avons donc recalculé de nouvelles doses pour les itinéraires techniques, en fonction de ces pressions azotées. La réduction des apports sur chaque culture a été calculée au prorata des doses appliquées en 2007, sans modification de la SAMO. En effet, nous ne disposons pas de donnée sur sa possible évolution après l'application du plan d'action. Les modifications de l'assolement ont également été prises en compte. Ces changements sont simulés à partir de la campagne 2007-2008.

## 2.3 Résultats

### 2.3.1 Caractérisation des pressions azotées sur les bassins versants

#### 2.3.1.1 Comparaison des pressions azotées et Balances Globales Azotées des 9 bassins versants

A partir du travail réalisé pour l'élaboration des bases de données utilisées en entrée des modèles, nous présentons une comparaison de la situation des bassins versants concernant les pressions azotées. On désignera par pression azotée la somme des apports d'azote minéral, organique non maîtrisable (émis au pâturage) et organique maîtrisable (émis en bâtiment), sans correction de la volatilisation après épandage. Les pressions azotées n'intègrent donc pas la fixation symbiotique et les dépôts atmosphériques.

Pour permettre une comparaison sur une base homogène, nous utilisons ici pour tous les bassins les valeurs calculées via la méthode présentée dans la partie 2.2.2.3., et basée essentiellement sur les données du RGA 2000, de l'enquête 2005 de la DRAF Bretagne sur les pratiques agricoles dans les bassins versants et des suivis de l'avancement du programme de résorption effectués par les DDAF.

Il est bien évident que ces résultats comportent une certaine incertitude. En effet, ils sont issus pour partie de données déclaratives et d'enquêtes sur des échantillons non exhaustifs. De plus, des écarts non négligeables peuvent exister entre différentes sources de données. Toutefois, c'est sur cette base que sont calculées les entrées des modèles, dont le processus de calage permet pour partie de rectifier d'éventuels biais.

La pression azotée moyenne sur les bassins versants, en 2000, 2004 et 2007 a été calculée à partir de la pression azotée sur chaque type d'exploitations et de la surface de ces types sur le bassin versant. La figure 1 présente ces pressions azotées, exprimées en kgN/ha de SAU.

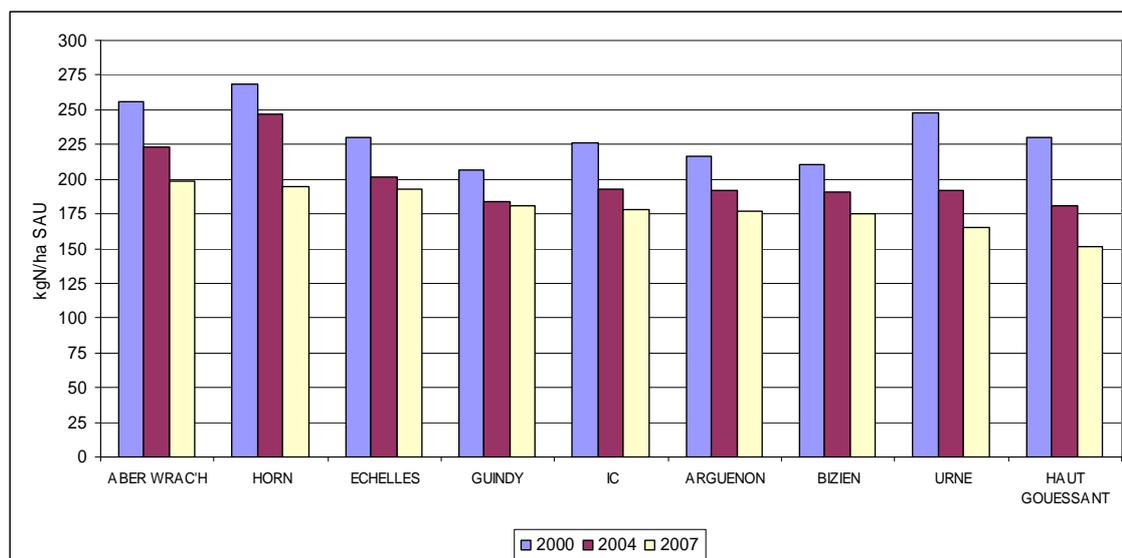


Figure 1 : pressions azotées moyenne sur les SAU des bassins versants en 2000, 2004 et 2007

En 2007, la pression azotée sur les bassins versants en contentieux varie entre 199 kgN/ha de SAU (Aber Wrac'h) et 152 kgN/ha de SAU (Haut-Gouëssant). Les bassins versants se classent de la manière suivante : Aber Wrac'h > Horn > Echelles > Guindy > Ic > Arguenon > Bizien > Urne > Haut-Gouëssant.

On observe une diminution des pressions azotées entre 2000 et 2007 pour tous les bassins versants, mais pas dans les mêmes proportions. Cette diminution s'explique principalement par la résorption des excédents d'azote organique (mise en place de l'alimentation biphase en production porcine, traitement et transfert à distance des effluents...) et par une réduction de l'utilisation d'azote minéral, dans le cadre de l'application de la Directive Nitrates. La diminution la plus forte de la pression azotée entre 2000 et 2007 est observée sur l'Urne (moins 82 kgN/ha de SAU). La plus faible est observée sur le Guindy (moins 26 kgN/ha de SAU). Concernant cette diminution, les bassins se classent de la manière suivante : Urne > Haut-Gouëssant > Horn > Aber Wrac'h > Ic > Arguenon > Echelles > Bizien > Guindy.

La prise en compte de l'avancement de la résorption entre 2004 et 2007 conduit à des niveaux de pression moyens inférieurs à la réglementation (210 kgN/ha SAU), jusqu'à un minimum de 152 kgN/ha SAU pour le Haut-Gouëssant. En supposant que ces valeurs soient proches de la réalité, et même en tenant compte du fait que ces pressions moyennes cachent une variabilité entre exploitations (certaines pouvant être toujours excédentaires), il est probable que le plan d'action prévu ne se traduira pas par des baisses dans les mêmes proportions pour tous les bassins. C'est un point important dont il sera tenu compte dans l'établissement des scénarios de réduction.

A partir de l'assolement des bassins versants et en utilisant des données de rendements moyens par bassin<sup>18</sup>, nous avons calculé l'exportation moyenne d'azote par les cultures et les prairies, pour chaque bassin versant. Ces exportations moyennes varient entre 151 kgN/ha SAU/an (Haut-Gouëssant) et 176 kgN/ha SAU/an (Echelles).

Nous pouvons ainsi calculer, pour chaque bassin versant, une « Balance Globale Azotée » (figure 2). La Balance Globale Azotée représente la différence entre les entrées d'azote (azote organique maîtrisable et non maîtrisable, azote des engrais minéraux) et les sorties d'azote (exportations par les cultures et les prairies) à l'échelle d'une exploitation ou d'un territoire. Il s'agit d'un des « indicateurs azote » proposés par le CORPEN (Comité d'Orientation pour des Pratiques Agricoles Respectueuses de l'Environnement)<sup>19</sup>. Cet indicateur ne prend pas en compte les dépositions atmosphériques et la fixation symbiotique d'azote par les légumineuses. Il est à souligner que, plus encore que les pressions azotées, ces calculs sont entachés d'une incertitude forte.

---

<sup>18</sup> Sources : Agreste – DRAF Bretagne (Enquête 2005 sur les pratiques agricoles dans les bassins versants) et Agreste (Statistique Agricole Annuelle)

<sup>19</sup> CORPEN (2006) *Des indicateurs azote pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire*. Paris, 112 p.

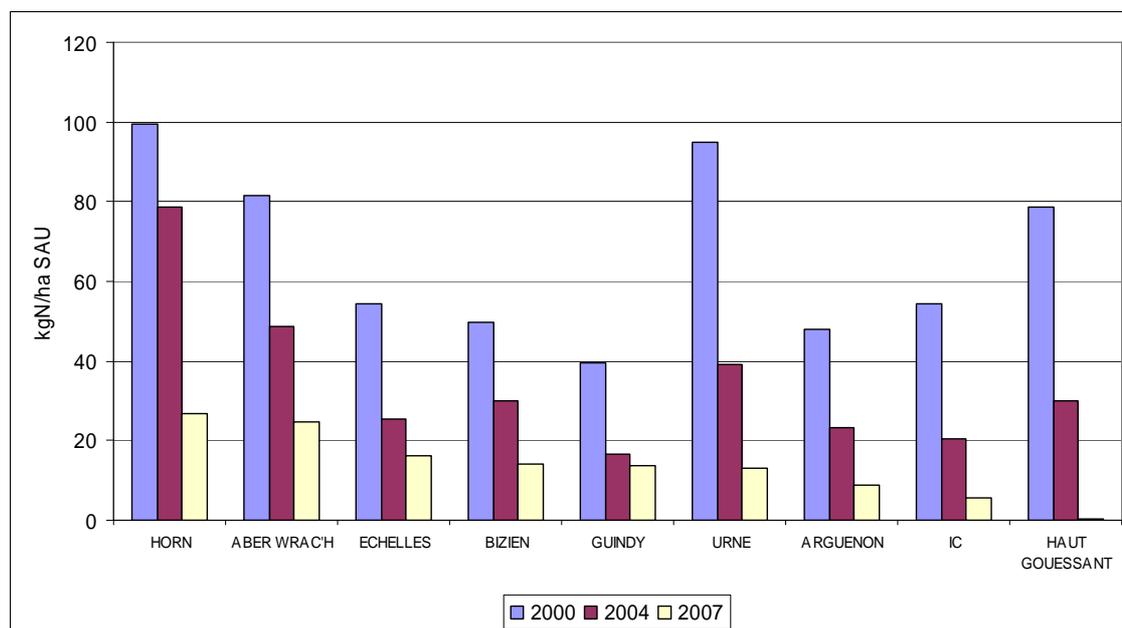


Figure 2 : Evolution de la Balance Globale Azotée sur la SAU des bassins versants

La Balance Globale Azotée est excédentaire sur tous les bassins versants. En 2007, elle varie entre 26.7 kgN/ha de SAU (Horn) et 0.5 kgN/ha de SAU (Haut-Gouëssant). Les bassins versants se classent de la manière suivante : Horn > Aber Wrac'h > Echelles > Bizien > Guindy > Urne > Arguenon > Ic > Haut-Gouëssant.

L'évolution de la Balance Globale Azotée, en kgN/ha SAU, entre 2000 et 2007 est semblable à celle des pressions azotées. Ce solde a été fortement réduit sur les bassins versants et atteint ainsi des valeurs très basses en 2007. Cependant, ces chiffres intègrent une probable variabilité spatiale et d'autre part, ils ne signifient pas l'absence de pertes car un transfert s'opère généralement entre les compartiments sol et eau, via la minéralisation de la matière organique du sol. Il peut en effet se révéler difficile d'interpréter cet indicateur vis-à-vis du risque de pollution dans des systèmes qui ne sont pas en état stationnaire (stabilité des pratiques, du taux de MO du sol...). La Balance Globale Azotée permet cependant d'évaluer le niveau d'enrichissement global du milieu et d'effectuer une comparaison entre les bassins versants.

L'impact des pratiques agricoles sur le milieu dépend également de l'importance de la surface agricole sur le bassin versant et de la présence de zones « de dilution » que constituent les surfaces boisées ou urbaines (tableau 1). La part des zones agricoles dans la surface du bassin versant va de 63 % (Urne) à 90 % (Guindy).

A partir de ces données le solde de la Balance Globale Azotée, calculé sur la SAU, peut être ramené à la surface totale de chaque bassin versant. On obtient ainsi un solde par hectare de bassin versant, plus représentatif de la pression agricole sur le milieu (figure 3).

En 2007, le solde de la Balance Globale Azotée par hectare de bassin versant varie entre 22.1 kgN/ha (Horn) et 0.4 kgN/ha (Haut-Gouëssant). Les bassins versants se classent de la manière suivante : Horn > Aber Wrac'h > Echelles > Guindy > Bizien > Urne > Arguenon > Ic > Haut-Gouëssant.

Tableau 1 : part de la surface des bassins versants en zones agricoles, boisées et urbaines

	% Zones agricoles	% Zones boisées	% Zones urbaines
Urne	63%	22%	15%
Ic	75%	16%	9%
Aber Wrac'h	79%	11%	10%
Bizien	79%	11%	10%
Arguenon	80%	15%	5%
Haut-Gouëssant	82%	9%	9%
Horn	83%	8%	10%
Les Echelles	84%	7%	8%
Guindy	90%	7%	3%

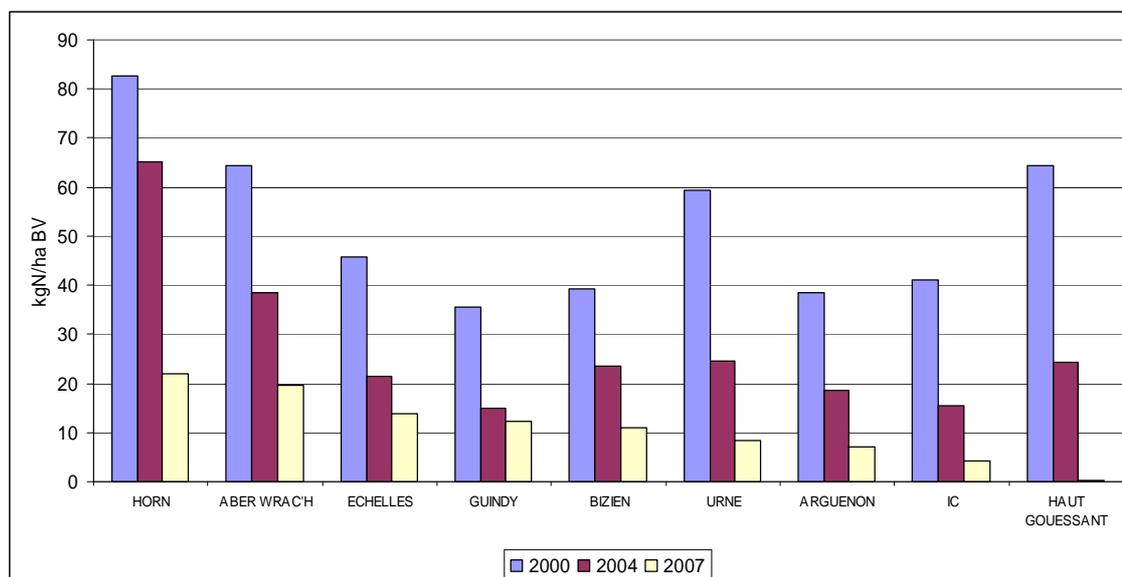


Figure 3 : Evolution de la Balance Globale Azotée sur la surface totale des bassins versants

### 2.3.1.2 Comparaison entre pressions azotées et niveaux de contamination

Les trois bassins ayant le plus fort taux de conformité en 2006 au sens de directive européenne n°75/440/CEE sont le Haut-Gouëssant, l'Urne et l'Arguenon. Ces trois bassins sont aussi parmi ceux ayant le plus faible solde de Balance Globale Azotée en 2007 et le Haut-Gouëssant et l'Urne sont aussi parmi ceux qui ont réduit le plus leur pression azotée. A l'opposé, l'Horn, et les Echelles sont les plus mal classés en taux de conformité et en Balance Globale Azotée, même si l'Horn a réduit fortement sa pression dans la période. Il y a donc concordance entre les Balances Globales Azotées et le taux de conformité pour ces quatre bassins. En milieu de classement, les tendances ne sont pas si nettes : pour des Balances Globales Azotées très proches, le Guindy et le Bizien présentent des taux de conformités très différents (respectivement 60 et 20 %). Il faut toutefois préciser que les données sur ces deux bassins sont un peu moins précises, étant donné qu'ils étaient traités ensemble dans les enquêtes (et avec un autre bassin versant, le Jaudy). De même, l'Aber Wrac'h présente un taux de conformité relativement bon alors que son niveau de pression et sa Balance Globale Azotée sont parmi les plus forts. Le cas de l'Ic est encore plus paradoxal, car il présente le deuxième solde de Balance Globale Azotée le plus faible, mais

aussi un des taux de conformité les plus bas. C'est le bassin avec l'un des pourcentages de surface agricole le plus faible, et une surface en céréales d'hiver importante, ce qui explique pour une part son bon classement pour la Balance Globale Azotée, mais ne saurait expliquer la contradiction. L'évolution de la pression azotée n'y étant pas différente des autres bassins, on ne peut guère évoquer un effet retard qui serait dû à des réductions massives récentes. La cause est donc à rechercher dans l'éventuelle hétérogénéité des niveaux de pressions et pratiques agricoles sur ce bassin et dans son mode de fonctionnement hydrologique.

## 2.3.2 Résultats de l'étude des 9 bassins versants avec le modèle INCA

### 2.3.2.1 Principe du calage du modèle et valeurs des principaux paramètres calés

Le calage du modèle est réalisé par comparaison avec les valeurs observées de débits et de concentrations en nitrates, sur la période 1998-2007. Les prélèvements par les plantes ont également été confrontés, par comparaison à des références calculées sur la base de rendements moyens. Il n'existe pas de procédure de calage automatisée pour ce modèle. L'ajustement des paramètres se fait donc manuellement par essai-erreur. Dans la mesure du possible, cet ajustement se limite pour chaque paramètre à un domaine de valeur considéré comme vraisemblable par rapport aux connaissances que l'on a de ces systèmes. Le nombre de paramètres ajustés est relativement restreint. Le calage a ainsi principalement été effectué sur les réserves en eau, les concentrations initiales en azote, les constantes de temps des réservoirs et la minéralisation basale.

Etant donné le niveau de conceptualisation du modèle INCA, il a parfois fallu s'écarter légèrement des domaines de valeurs retenus sur certaines variables, afin de favoriser celles dont le poids est considéré comme plus important. Cette hiérarchisation du poids des variables permet d'obtenir un meilleur compromis entre les paramètres de calage et les sorties. Par exemple, une réserve en eau a pu être sensiblement surestimée au profit d'une meilleure simulation des flux d'eau et d'azote.

Le tableau 2 récapitule quelques caractéristiques majeures des bassins versants, déduites du calage.

Tableau 2 : caractéristiques des bassins déduites du calage d'INCA.

	Proportion d'écoulement de base (%)	Volume de drainage total (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> )	Constante temps du réservoir de surface (jours)	Constante temps du réservoir profond (jours)	Taux de minéralisation basale moyen du sol (kgN/ha BV /an)
Aber Wrac'h	0.565	7.5	1	70	74
Arguenon	0.458	6.5	2	50	77
Bizien	0.580	8	1	80	85
Les Echelles	0.650	8	1.5	160	64
Guindy	0.700	11	2	60	91
Haut-Gouessant	0.580	4	1	20	31
Horn	0.650	4	1	100	132
Ic	0.650	3.5	1	130	72
Urne	0.580	4	1.9	70	54

La proportion d'écoulement de base (« Base flow index, BFI ») et les constantes de temps de vidange des deux réservoirs donnent une indication de la « nervosité » hydrologique des bassins versants. Ces

paramètres ne sont aucunement reliés à un temps moyen de résidence de l'eau dans le bassin versant, qui dépend du stock total d'eau, et qui est de l'ordre de 5 à 15 ans. La réserve en eau totale donne une idée de l'inertie des variations de concentrations en nitrate liées au stock d'eau alimentant la rivière. Le taux de minéralisation constitue une première indication sur l'inertie biogéochimique due à la fourniture d'azote par le sol.

Les bassins de l'Horn, du Guindy, de l'ic et des Echelles se distinguent par des constantes de temps et des BFI relativement élevés, indiquant une inertie plus forte. Pour l'Horn, cette inertie est renforcée par une très forte minéralisation basale. Le Haut-Gouëssant se distingue par une constante de temps de la nappe très faible et l'Arguenon par un BFI faible, des caractéristiques indiquant une réactivité plus forte et des temps de réponse plus courts. Il faut bien préciser que ces paramètres sont issus du calage sur les débits, avec l'incertitude qui en découle. Il faut également noter que des tests de sensibilité que nous avons effectués montrent qu'une variation de plus ou moins 20 % pour un de ces paramètres a peu d'impact sur les concentrations simulées à l'exutoire (annexe 11).

Les réserves en eau totales calées montrent des valeurs très fortes ayant peu de vraisemblance physique. C'est une conséquence de la structure simplifiée d'INCA. Cela renforce donc l'idée que l'utilisation de ce modèle doit se faire en parallèle avec un modèle comme TNT2, plus proche du fonctionnement réel des bassins versants.

### 2.3.2.2 Niveaux de pressions azotées pris en compte pour la période de calage

La figure 4 présente les pressions azotées prises en compte pour la période de calage avec le modèle INCA.

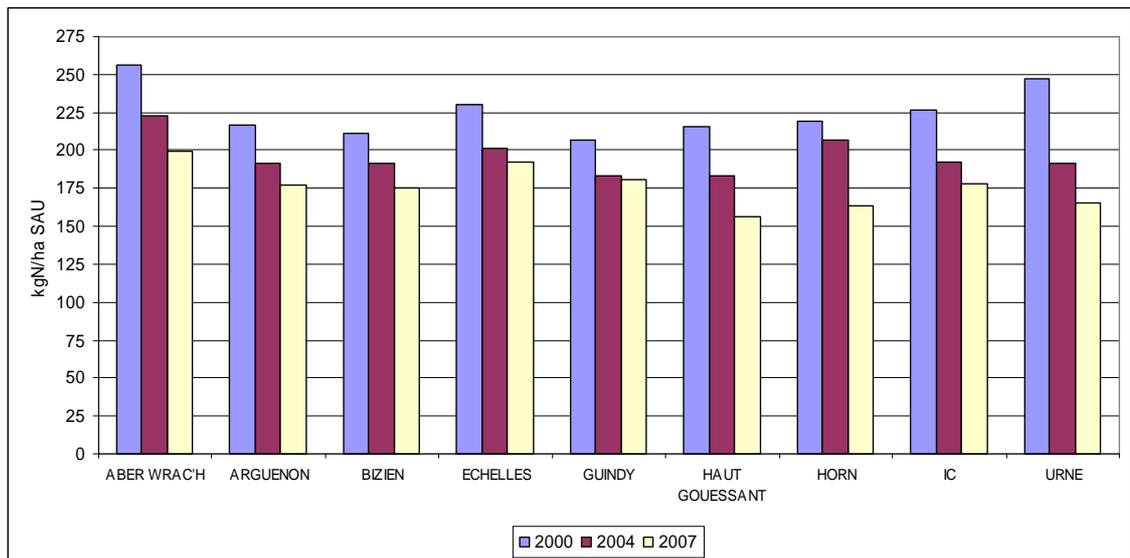


Figure 4 : pressions azotées moyenne sur les SAU des bassins versants en 2000, 2004 et 2007, retenues pour la modélisation avec INCA

Pour 7 des 9 bassins versants, ces pressions sont identiques à celles présentées dans la partie 2.3.1 pour la comparaison des différents bassins. Par contre, les pressions azotées utilisées pour l'Horn et le Haut-Gouëssant sont différentes, puisque nous avons utilisé des données élaborées lors de l'étude sur l'évaluation du Programme BEP et actualisées jusqu'en 2007. Cela nous a permis de comparer les résultats d'INCA pour ces deux bassins avec les simulations effectuées avec le modèle TNT2 à partir des mêmes données.

Pour le Haut-Gouëssant, les pressions azotées utilisées sont très proches de celles calculées via la méthode utilisée pour les autres bassins versants, ce qui n'est pas le cas pour l'Horn. En effet, on observe que les pressions issues des données de l'étude sur l'évaluation du Programme BEP sont inférieures de plus de 30 kgN/ha. Ces différences proviennent essentiellement des quantités d'azote organique. Les deux sources de données n'étant pas de même nature et étant basées sur des échantillons différents, il est difficile de se prononcer quant à la plus grande fiabilité de l'une ou l'autre.

### 2.3.2.3 Application du scénario « mesures renforcées » : réduction des pressions azotées

L'application du scénario « mesures renforcées » se traduit par une diminution des apports d'azote organique et minéral sur les bassins versants, par comparaison avec l'année 2007 et donc avec le scénario « pratiques constantes ». Ces diminutions ne sont pas équivalentes entre tous les bassins versants, car elles dépendent du niveau de pression azotée en 2007 et des plafonds auxquels sont soumises les exploitations (voir partie 2.2.2.4.). La figure 5 récapitule les diminutions d'apports calculées pour chaque bassin.

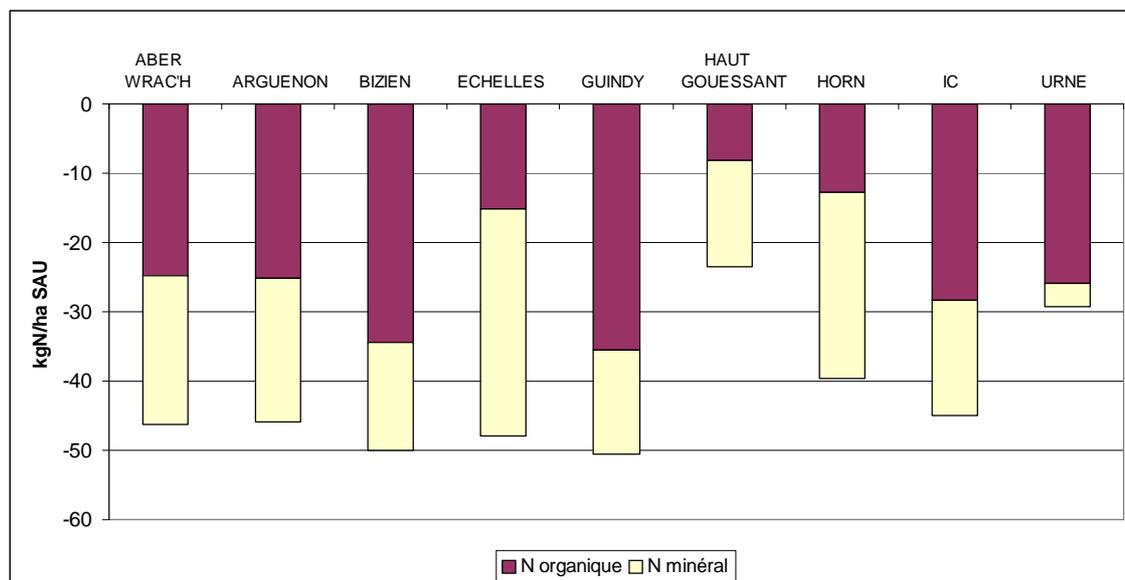


Figure 5 : réduction des apports d'azote minéral et organique entre les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées »

Par rapport aux pressions azotées en 2007, cela représente une diminution allant de 15 % pour le Haut-Gouëssant à 28.5 % pour le Bizien. En moyenne sur les 9 bassins, cette diminution est de 24 %.

## 2.3.2.4 Résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » pour les 9 bassins versants

### 2.3.2.4.1 Performances des simulations sur la période de calage

Les tableaux 3a et 3b illustrent la qualité des simulations pour les débits et les concentrations sur l'ensemble de la période de calage.

Le critère d'efficacité de Nash et le coefficient de détermination entre débits observés et simulés sont bons (proches de ou supérieurs à 70%) pour la plupart des bassins, à l'exception du Guindy, pour lequel les pics de crue sont sous-estimés par le modèle. Compte tenu du pas de temps journalier, et du fait que les concentrations en nitrates sont en général plus fortes hors crue, le calage a été focalisé sur la simulation des périodes hors crue.

Pour les concentrations, nous n'avons gardé que l'erreur moyenne comme critère d'estimation, compte tenu de la diversité et la relative faiblesse du nombre de données observées. Les erreurs les plus fortes sont observées sur les bassins les plus réactifs, ce qui là encore est en partie attribuable au pas de temps journalier.

Globalement donc, si le modèle simule assez bien les tendances à long terme et les variations saisonnières, la prévision précise des valeurs instantanées n'est pas possible. Ceci doit être gardé en mémoire pour l'interprétation des pronostics de conformité.

Tableau 3a : qualité de la simulation des débits pour l'ensemble de la période de calage (erreur relative= moyenne des écarts absolus rapportée à la moyenne des observations)

	Nash	R <sup>2</sup>	Erreur moyenne relative
Aber Wrac'h	0.83	0.82	22 %
Arguenon	0.79	0.80	38 %
Bizien	0.72	0.82	29 %
Echelles	0.66	0.74	38 %
Guindy	0.57	0.70	38 %
Haut-Gouëssant	0.68	0.78	40 %
Horn	0.65	0.75	28 %
Ic	0.74	0.71	32 %
Urne	0.79	0.78	30 %

Tableau 3b : qualité de la simulation des concentrations pour l'ensemble de la période de calage (erreur relative= moyenne des écarts absolus rapportée à la moyenne des observations)

	Erreur moyenne relative
Aber Wrac'h	16 %
Arguenon	28 %
Bizien	9 %
Echelles	11 %
Guindy	12 %
Haut-Gouëssant	33 %
Horn	10 %
Ic	13 %
Urne	19 %

Seuls les résultats sur les concentrations, qui permettent de répondre à la question posée, seront présentés dans la suite de ce rapport. Les débits simulés sur la période de calage sont présentés en annexe 5.

Un autre critère d'évaluation des performances de simulation concernant les concentrations en nitrates est l'adéquation entre les taux de conformité observés et simulés. La comparaison de ces taux de conformité est présentée en annexe 6. Quelques années présentent des écarts absolus de l'ordre de 15 à 25 % ; ceci est en partie dû à une fréquence de valeurs observées souvent faible et irrégulière, mais aussi aux difficultés de calage. Cependant, les taux de conformité observés et simulés par INCA sont proches, avec une moyenne des écarts absolus égale à 11 %.

### 2.3.2.4.2 L'Aber Wrac'h

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 6.

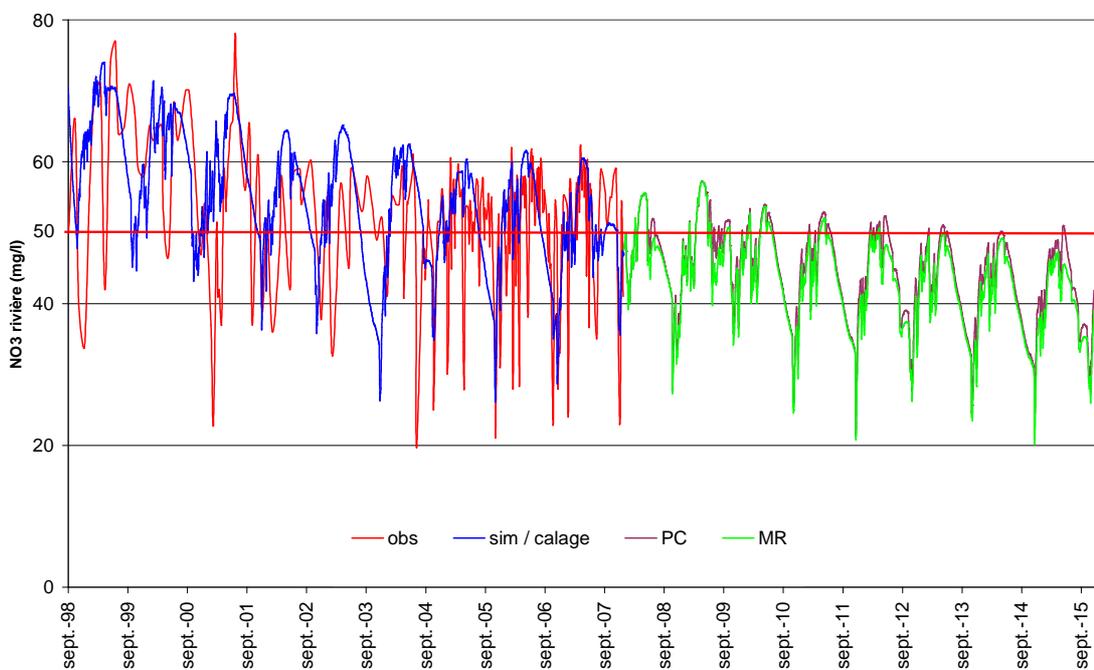


Figure 6 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière de l'Aber Wrac'h avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Pour la période de calage, le modèle reproduit assez bien les tendances interannuelles et les variations saisonnières de ce bassin. Cependant, les variations intra-saisonnières observées, parfois fortes, sont plus difficilement reproduites.

Le scénario « pratiques constantes » suggère une tendance à la baisse susceptible de se prolonger encore quelques années. Cette tendance est liée à un temps d'équilibration assez lent avec les baisses d'intrants observées avant 2007. Dans ce scénario, la conformité est atteinte en 2014<sup>20</sup>.

Avec le scénario « mesures renforcées », la diminution des concentrations est légèrement accélérée. Cette réduction des concentrations permet d'atteindre la conformité en 2012. Pour l'année hydrologique 2014-2015<sup>21</sup>, on observe une réduction de 2.2 mg/l des concentrations moyennes et de 3.7 mg/l des maxima.

Ce comportement suggère un retour à la conformité probable dans quelques années, mais incite à être réservé sur les chances d'y parvenir en 2009.

<sup>20</sup> Les taux de conformité sont calculés sur l'année civile.

<sup>21</sup> Le début de l'année hydrologique est fixé au 1<sup>er</sup> octobre.

### 2.3.2.4.3 L'Arguenon

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 7.

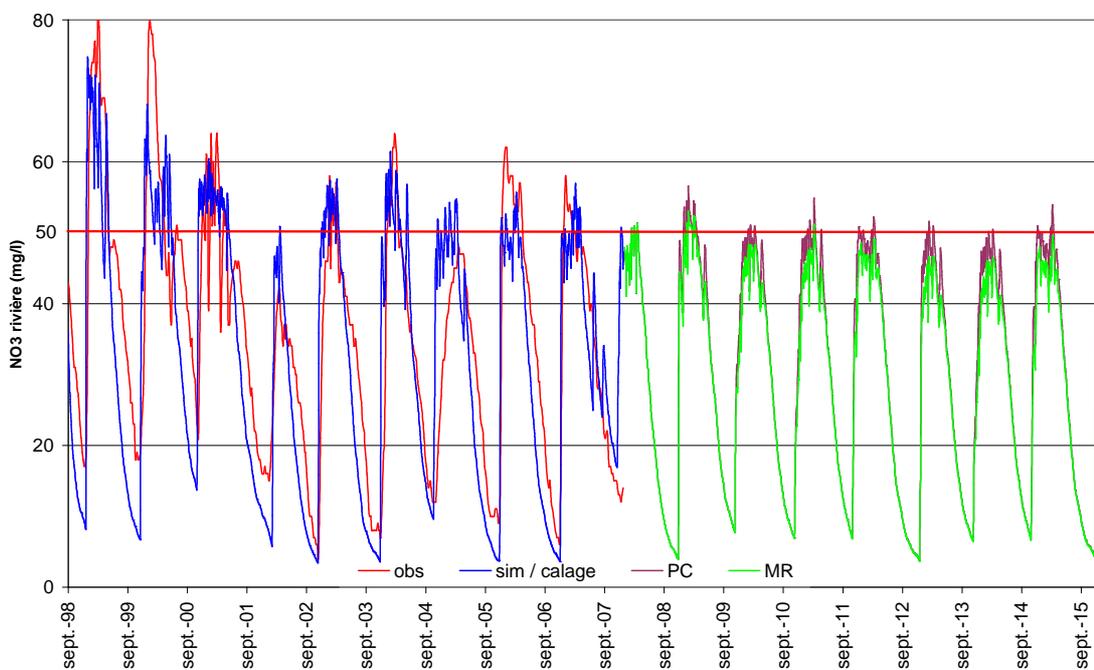


Figure 7 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière de l'Arguenon avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Le modèle reproduit assez bien les variations de concentrations observées. La diminution rapide des concentrations en été, probablement due à de l'eutrophisation dans le réseau hydrographique (présence d'une retenue importante), a pu être simulée en augmentant la dénitrification.

Les concentrations sur ce bassin sont assez stables à partir de 2004, avec des dépassements hivernaux occasionnels. Dans le scénario « pratiques constantes », l'évolution des concentrations est peu marquée, ce qui suggère une situation proche de l'équilibre. Cette évolution est cependant suffisante pour atteindre la conformité à partir de l'année 2012.

Avec le scénario « mesures renforcées », on observe une diminution des pics de concentrations hivernales. Les concentrations maximales sont réduites de 3.5 mg/l pour l'année hydrologique 2008-2009 et de 4.4 mg/l pour l'année 2014-2015. Cette réduction permet un retour à la conformité 2 ans plus tôt, c'est-à-dire en 2010. Les concentrations estivales sont par contre très proches entre les 2 scénarios. La différence entre les deux scénarios pour les concentrations moyennes n'est que de 1.8 mg/l en 2014-2015.

Au vu de ces résultats, il est donc à craindre que la conformité ne soit pas atteinte dès 2009, mais demande au moins une année supplémentaire.

#### 2.3.2.4.4 Le Bizien

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 8.

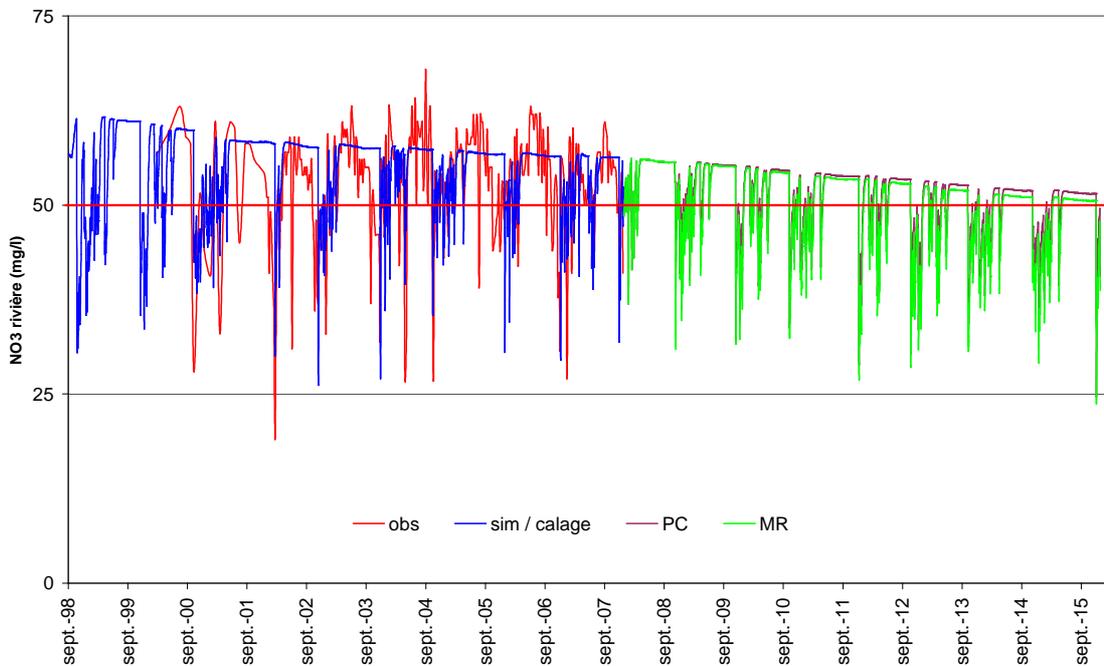


Figure 8 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière du Bizien avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Il convient d'abord de signaler que sur ce bassin, la modélisation est entachée d'une forte incertitude compte tenu du manque de données de débit. Les données de concentrations observées avant 2002 sont également peu nombreuses. Dans ces conditions, la simulation est assez médiocre, avec en particulier une sous estimation des pics de concentrations estivaux.

Néanmoins, le scénario « pratiques constantes » montre une forte inertie pour ce bassin versant, avec une diminution faible mais régulière des concentrations, qui ne sont toujours pas stabilisées en 2015. Cette diminution est cependant trop faible pour permettre un retour à la conformité à l'horizon 2015.

La forte inertie de ce bassin se retrouve avec l'application du scénario « mesures renforcées », pour lequel on n'observe qu'une faible réduction des concentrations moyennes et maximales, par rapport au premier scénario, et cela malgré une diminution importante des pressions azotées (moins 50 kgN/ha de SAU). En 2014-2015, par rapport au scénario « pratiques constantes », les concentrations moyennes sont réduites de 1.7 mg/l et les maxima de seulement 0.8 mg/l.

On peut donc penser que ce bassin a peu de chances de retrouver la conformité à court terme, compte tenu de ses niveaux de concentrations actuels et de la forte inertie qui le caractérise.

### 2.3.2.4.5 Les Echelles

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 9.

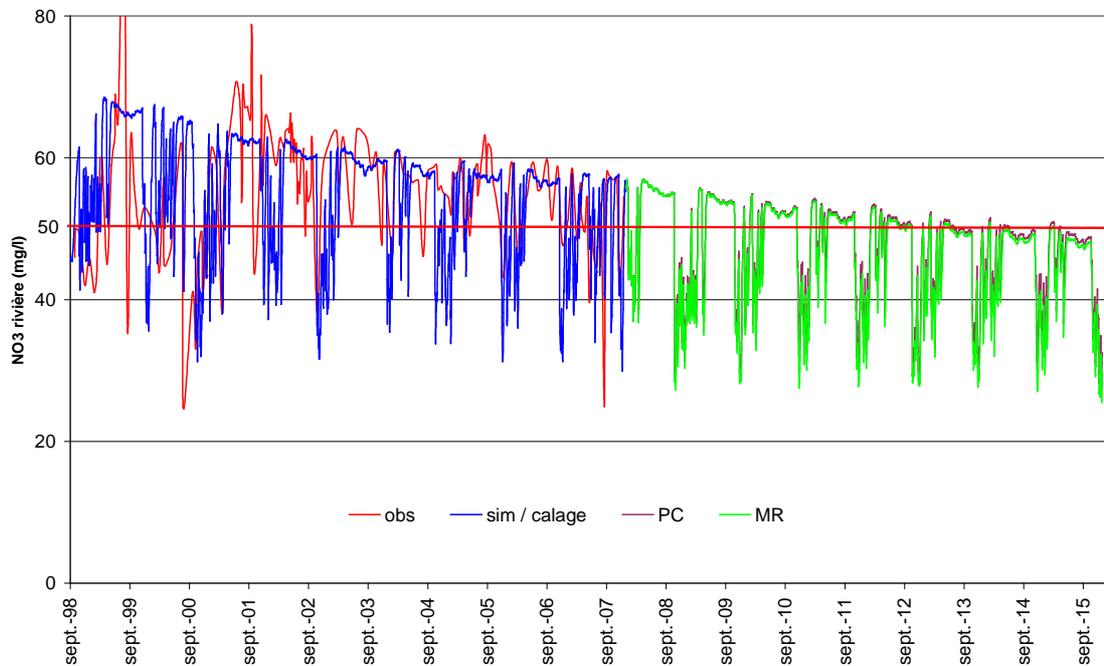


Figure 9 : simulation des concentrations en nitrates dans le Ruisseau des Echelles avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Ce bassin versant présente une évolution assez faible entre 1998 et 2007 (mais un peu plus marquée que celle du Bizien) avec des concentrations qui restent le plus souvent au-dessus de la norme. Il semble également avoir une inertie assez forte.

Le scénario « pratiques constantes » renforce cette idée, puisque l'on observe une baisse continue des concentrations, sans stabilisation avant 2015, où les concentrations prédites se rapprochent de la conformité. Les concentrations maximales passent ainsi de 55.7 mg/l en 2008-2009 à 51 mg/l en 2014-2015.

La réduction supplémentaire des concentrations, dans le cas du scénario « mesures renforcées », est là aussi très faible. En effet, les concentrations maximales ne sont réduites que de 0.7 mg/l en 2014-2015, par rapport au scénario « pratiques constantes ». Les concentrations avec ce scénario sont en limite de conformité en 2015 (taux de conformité de 95 %).

Ces résultats laissent à penser que ce bassin versant a peu de chances de retrouver la conformité à court terme, compte tenu de ses niveaux de concentrations actuels et d'une inertie importante. Le retour à la conformité est cependant envisageable d'ici quelques années.

### 2.3.2.4.6 Le Guindy

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 10.

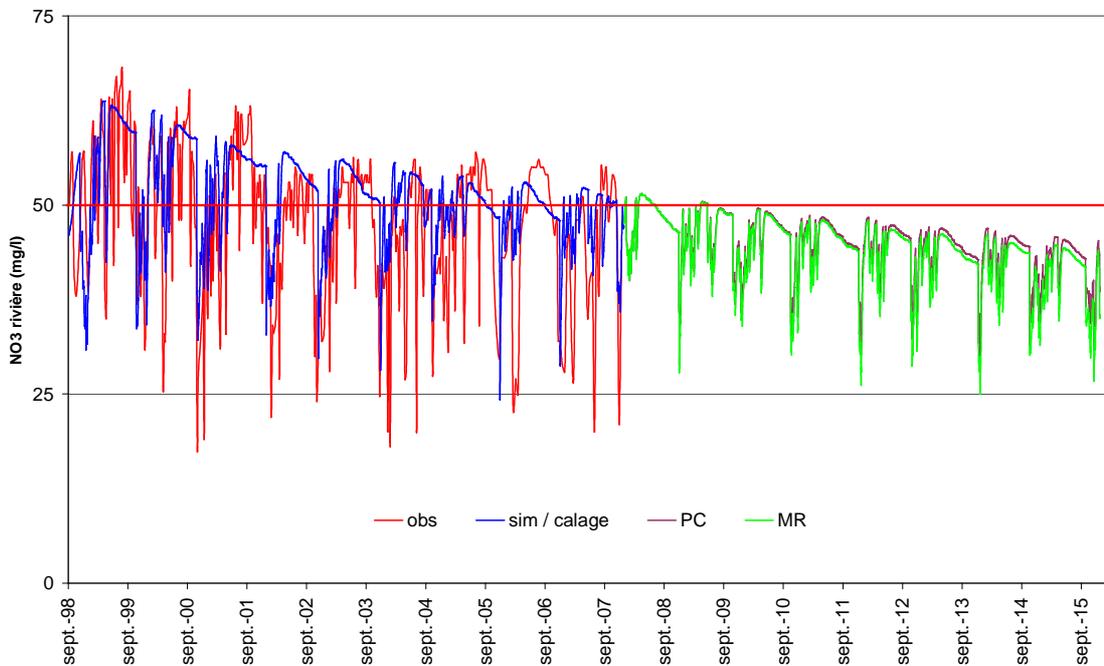


Figure 10 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière du Guindy avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Le modèle tend à sous-estimer les pics estivaux, notamment en 2005 et 2006. On constate d'ailleurs que sur la période 2002-2006, les données observées n'indiquent pas d'amélioration significative, alors que le modèle simule une baisse continue.

On peut donc penser que l'extrapolation présentée est plutôt optimiste. Celle-ci suggère un retour à la conformité assez rapide, c'est-à-dire en 2010. Les concentrations moyennes passent de 46.5 mg/l en 2008-2009 à 42.6 mg/l en 2014-2015.

Le scénario « mesures renforcées » accélère la diminution des concentrations, observée dans le premier scénario. Cependant, l'écart entre les 2 scénarios n'est significatif qu'au bout de quelques années (la différence sur les maxima n'est que de 0.1 mg/l en 2008-2009 contre 1.1 mg/l en 2014-2015). Ce scénario ne permet donc pas un retour plus rapide à la conformité.

Les résultats obtenus sur ce bassin suggèrent donc un retour assez rapide à la conformité, mais peut-être pas dès 2009.

### 2.3.2.4.7 Le Haut-Gouëssant

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 11.

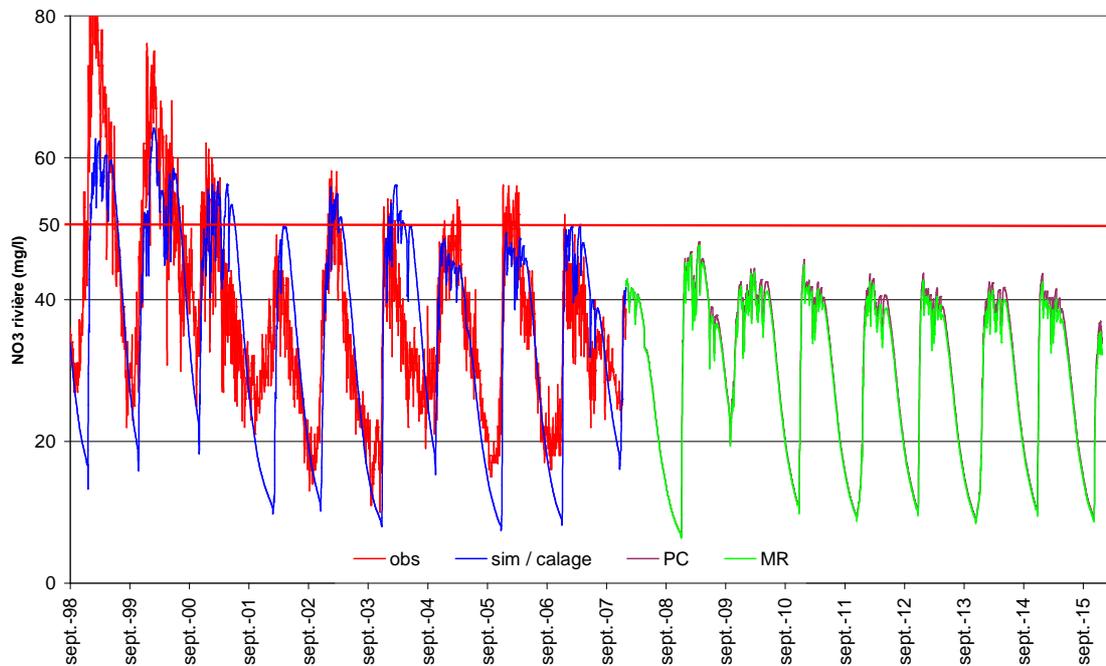


Figure 11 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière du Haut-Gouëssant avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Sur la période de calage, le modèle reproduit assez bien les variations saisonnières des concentrations. Les tendances interannuelles sont globalement reproduites, même si le modèle sous-estime les maxima de concentrations en début de période et surestime les concentrations pour les hivers 2004-2005 et 2005-2006.

Pour le scénario « pratiques constantes », le Haut-Gouëssant s'équilibre très vite avec les baisses de pression qu'il a subies avant 2007 et n'évolue pratiquement pas sur la période 2007-2015. Les dépassements du seuil de 50 mg/l sont inexistants dès l'année 2008.

Avec le scénario « mesures renforcées », les maxima de concentrations sont encore réduits, mais de manière peu importante (moins 0.5 mg/l pour 2008-2009, moins 1.2 mg/l pour 2014-2015).

On peut donc être optimiste, quant à un retour à la conformité de ce bassin versant pour l'année 2009 et même avant. Il est d'ailleurs à noter que le suivi réalisé en 2007 montre un taux de conformité acceptable.

### 2.3.2.4.8 L'Horn

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 12.

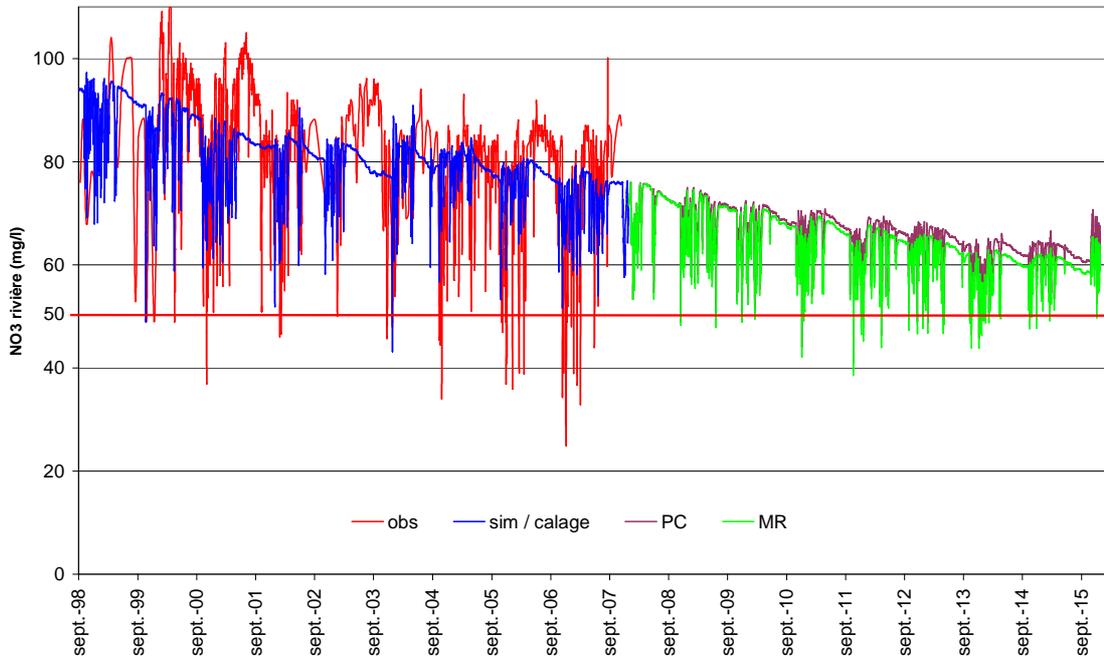


Figure 12 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière de l'Horn avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

En période de calage, le modèle sous-estime les maxima de concentrations, en particulier en début de période.

Pour le scénario « pratiques constantes », les concentrations dans la rivière de l'Horn continuent leur baisse régulière sur l'ensemble de la période et ne sont toujours pas stabilisées en 2015. Ces concentrations restent cependant au-dessus des 50 mg/l en moyenne (61.9 mg/l en 2014-2015), avec des taux de conformité très faibles.

Le scénario « mesures renforcées » permet une diminution un peu plus rapide des concentrations. Cela n'est cependant pas suffisant pour atteindre la conformité en 2015, et même pour obtenir des concentrations moyennes inférieures à 50 mg/l (concentrations moyennes à 59.4 mg/l en 2014-2015).

Le modèle prédit donc une amélioration très lente de la situation de ce bassin. Cela rend très pessimiste sur un retour à la conformité dans les prochaines années.

#### 2.3.2.4.9 L'lc

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 13.

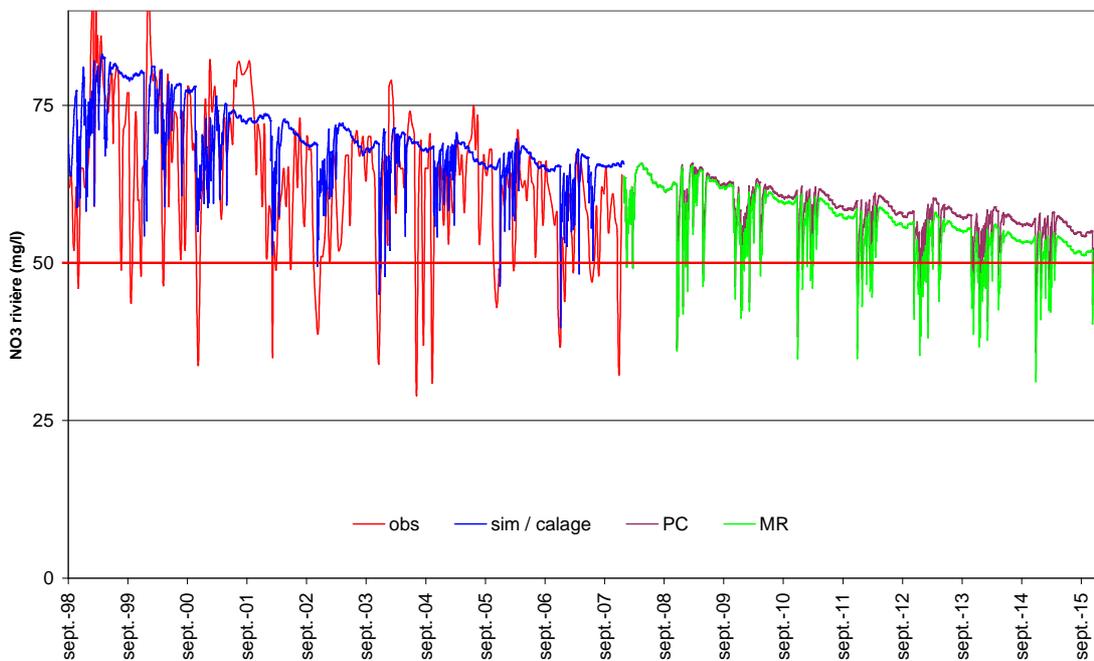


Figure 13 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière de l'lc avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Le modèle reproduit assez bien la tendance interannuelle, mais les données observées présentent souvent des oscillations très fortes non reproduites par INCA.

Ce bassin montre une diminution continue des concentrations sur la période d'observation, et le modèle simule une poursuite de cette diminution jusqu'en 2015, sans toutefois prévoir un retour à la conformité, dans le cas du scénario « pratiques constantes ». Les concentrations moyennes passent de 61.8 mg/l en 2008-2009 à 55.1 mg/l en 2014-2015. Ainsi, la situation signalée comme paradoxale lors de la comparaison des pressions azotées et du niveau de contamination (faible balance azotée et faible taux de conformité) est simulée par le modèle comme résultant d'un temps d'équilibration très long à partir d'une situation initiale très dégradée.

Le scénario « mesures renforcées » apporte une amélioration significative (diminution des maxima de 3.2 mg/l en 2014-2015, par rapport à « pratiques constantes »), mais cette réduction des concentrations n'est pas suffisante pour permettre un retour à la conformité, même en 2015.

Il est à craindre que la mise en œuvre du plan d'action, même si elle accélère la décroissance des concentrations, ne permettra pas un retour à la conformité dans les prochaines années.

### 2.3.2.4.10 L'Urne

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 14.

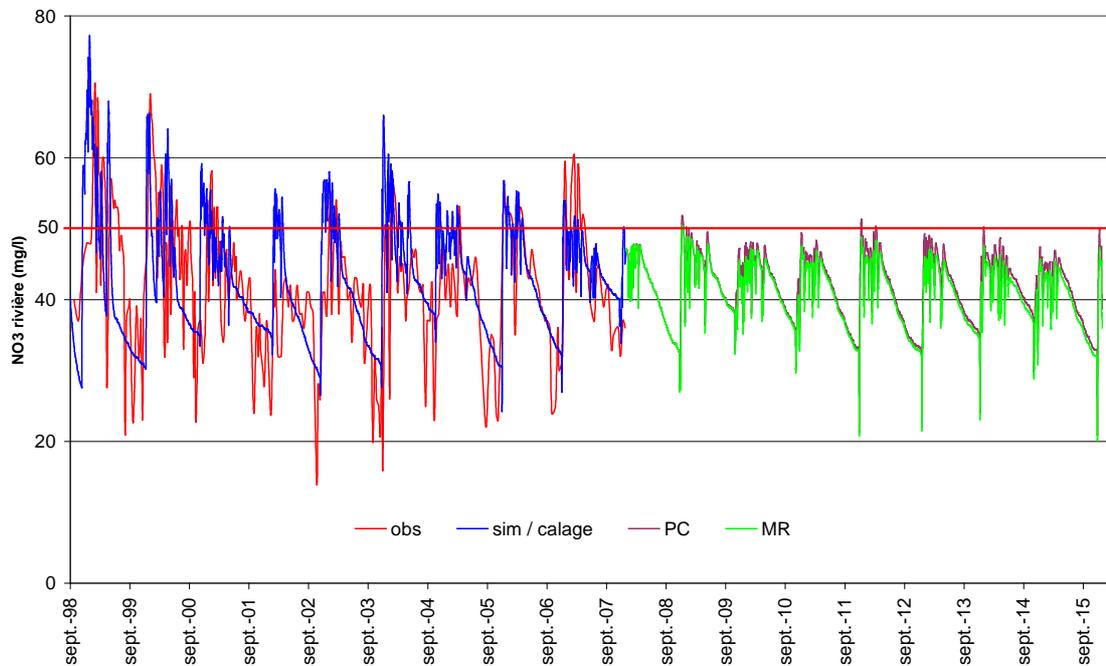


Figure 14 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière de l'Urne avec le modèle INCA. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

L'allure des concentrations sur ce bassin présente de nombreuses similitudes avec celle du Haut-Gouëssant (figure 11) : forte variabilité, pics hivernaux marqués, décroissance importante depuis 1998, niveau moyen assez bas. Les variations annuelles sont toutefois un peu plus faibles du fait de minima plus soutenus. De fait, la proportion d'écoulement de base est la même dans ce bassin, et les volumes des réservoirs superficiels sont très proches.

A « pratiques constantes », le modèle simule des dépassements occasionnels du seuil de 50 mg/l. Ces dépassements sont cependant suffisamment peu fréquents pour permettre un retour à la conformité dès 2008.

Avec le scénario « mesures renforcées », les concentrations maximales sont réduites et les dépassements deviennent quasiment inexistantes. Les concentrations maximales sont ainsi réduites de 1.4 mg/l en 2008-2009.

On peut donc émettre sur ce bassin un diagnostic assez similaire à celui posé sur le Haut-Gouëssant, à savoir la forte probabilité d'un retour rapide à la conformité.

### 2.3.2.5 Analyse de l'efficacité des scénarios

Deux observations générales peuvent être faites, à partir des résultats de modélisation des scénarios sur les différents bassins versants. D'une part, on observe une diminution des concentrations au cours du temps, plus ou moins marquée selon les bassins, dans le cas du scénario « pratiques constantes ». Cette diminution des concentrations a lieu sur une période où, par définition, les pressions azotées n'évoluent pas. D'autre part, les concentrations modélisées dans le scénario « mesures renforcées » s'écartent assez peu des concentrations obtenues avec le scénario « pratiques constantes ». Les différences de concentrations moyennes obtenues apparaissent faibles (entre 1 et 3.6 mg/l pour 2014-2015), au regard de la réduction des pressions azotées (entre 23 et 50 kgN/ha de SAU selon les bassins).

Afin de pouvoir expliquer l'origine de ces deux observations, qui peuvent à première vue apparaître contradictoires, nous avons réalisé des bilans d'azote à partir des sorties du modèle. La figure 15 présente un bilan réalisé sur le bassin versant de l'Arguenon, sur la période 1999-2007.

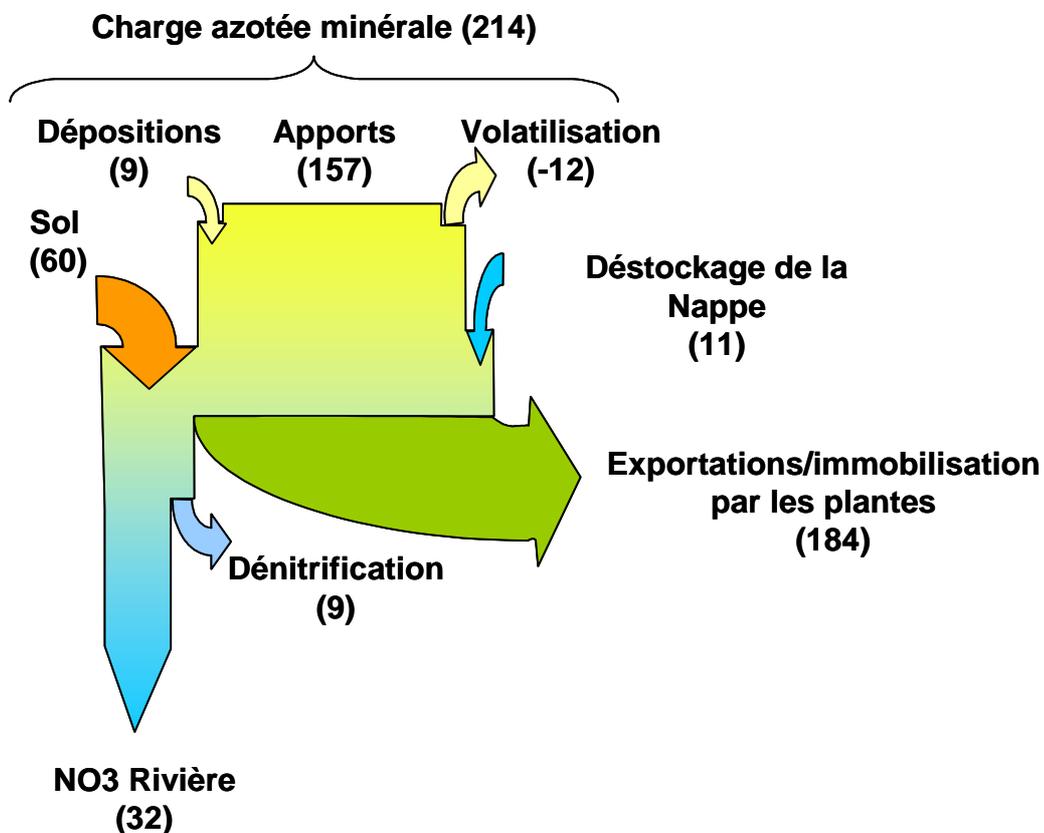


Figure 15 : bilan simplifié de l'azote sur le bassin versant de l'Arguenon, modélisé par INCA sur la période 1999-2007. Toutes les valeurs sont en kgN/ha BV/an.

Le bassin versant peut-être considéré comme un système caractérisé par des entrées et des sorties d'azote.

Les entrées d'azote sont constituées en premier lieu par ce que l'on peut appeler la charge azotée minérale sur le bassin versant, c'est-à-dire la quantité d'azote minéral disponible au cours de l'année, au niveau de la zone racinaire. Cette charge azotée a trois origines : les apports agricoles (apports d'azote minéral et minéralisation des apports organiques), les fournitures d'azote par le sol (minéralisation de la

matière organique du sol et des résidus de cultures et prairies) et les dépositions atmosphériques<sup>22</sup>. Sur la figure 15, le poste « apports » correspond aux apports totaux d'azote par l'agriculture (azote minéral, azote organique maîtrisable et non maîtrisable). Une fraction de ces apports est transférée vers l'atmosphère via la volatilisation. A l'inverse, les dépositions atmosphériques constituent une entrée supplémentaire d'azote. Le poste « sol » est obtenu par différence avec la charge azotée minérale. Il correspond donc à la minéralisation nette des matières organiques du sol et des apports organiques antérieurs (arrière effets), diminuée de la part des apports organiques d'azote non minéralisée pendant la période considérée, qui représente un stockage dans le sol sous une forme non mobile. Un quatrième poste peut être considéré comme une fourniture d'azote mobile, il s'agit du déstockage de la nappe. En effet, le nitrate présent à des concentrations parfois élevées dans la nappe du bassin versant, constitue un stock d'azote important. Sur tous les bassins versants, INCA simule une diminution de ce stock sur la période de calage, sous la forme d'une baisse de concentration de la nappe. Ce déstockage d'azote constitue donc une entrée du système.

Les sorties d'azote sont constituées par les prélèvements des plantes (azote exporté ou immobilisé par les plantes), par la dénitrification au niveau des zones humides et par les flux d'azote dans la rivière.

Le bilan correspondant à la figure 15 s'écrit donc ainsi :

Apports = apports organiques + apports minéraux

Apports organiques = apports organiques minéralisés + apports organiques non minéralisés

Poste sol = minéralisation MO + arrière effets - apports organiques non minéralisés

Apports - volatilisation + déposition + poste sol + déstockage nappe =  
flux rivière + dénitrification + prélèvements plantes

Le stock de nitrates présent dans la nappe du bassin versant peut être considéré comme une conséquence de l'historique du bassin, avec des excédents d'azote d'origine agricole très importants. Suite à la diminution des intrants au cours des 10 dernières années, les concentrations en nitrates dans l'eau arrivant à la nappe ont été réduites. Mais étant donné le temps moyen de résidence de l'eau dans le bassin versant, qui peut être de plusieurs années, la mise à l'équilibre n'est pas immédiate et peut, pour certains bassins, ne pas être atteinte même en 2015. Cependant, au cours du temps, les concentrations en nitrates dans la nappe diminuent et se rapprochent de celles de l'eau alimentant cette nappe. Le déstockage d'azote a donc tendance à se réduire d'une année sur l'autre. C'est donc la diminution progressive du déstockage, liée à la mise en équilibre du bassin versant avec les pratiques agricoles, qui permet une diminution des concentrations observées pour le scénario « pratiques constantes ». Lorsque l'on calcule la part du déstockage d'azote sur les flux sortants du bassin versant, cette diminution du déstockage au cours du temps est bien visible pour les bassins versants où la baisse des concentrations est importante (figure 16, exemple de l'Aber Wrac'h).

---

<sup>22</sup> La fixation symbiotique par les légumineuses des prairies n'est pas prise en compte dans les modélisations INCA.

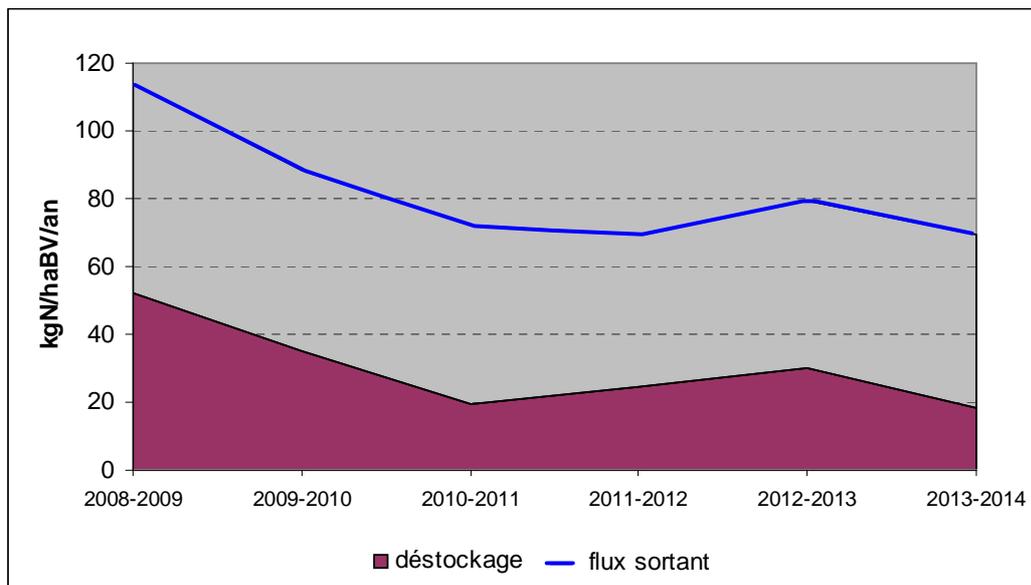


Figure 16 : part du déstockage de la nappe dans le flux d'azote sortant du bassin versant, pour le scénario « pratiques constantes » de l'Aber Wrac'h.

Dans le scénario « mesures renforcées » la diminution des apports agricoles entraîne une diminution de la charge azotée sur le bassin versant. Celle-ci n'est cependant pas équivalente à la baisse des apports agricoles, à cause de l'effet inertiel du sol, lié à la minéralisation des apports organiques : la diminution des apports organiques totaux entraîne une diminution immédiate des apports organiques non minéralisés mais une diminution moindre des arrières effets, d'où une augmentation du poste « sol ». La diminution des apports agricoles se traduit également par une réduction de la volatilisation. Lorsque l'on compare les bilans d'azote pour les deux scénarios (figure 17), on peut observer que cette diminution de la charge azotée minérale est en partie compensée, pour les entrées du système, par une augmentation du déstockage.

Sur l'Arguenon, la baisse de la charge est de 30 kgN/haBV/an et le déstockage est augmenté de 5 kgN/haBV/an, on a donc un différentiel de 25 kgN/haBV/an. Cette baisse des entrées se retrouve, pour les sorties du système, au niveau des prélèvements d'azote par les plantes et pour une moindre mesure, au niveau du flux d'azote dans la rivière. Ainsi, sur l'Arguenon, les prélèvements d'azote par les plantes diminuent de 23 kgN/haBV/an et les flux dans la rivière de seulement 2 kgN/haBV/an.

Les bilans d'azote pour les deux scénarios sont présentés pour l'ensemble des bassins versants en annexe 7.

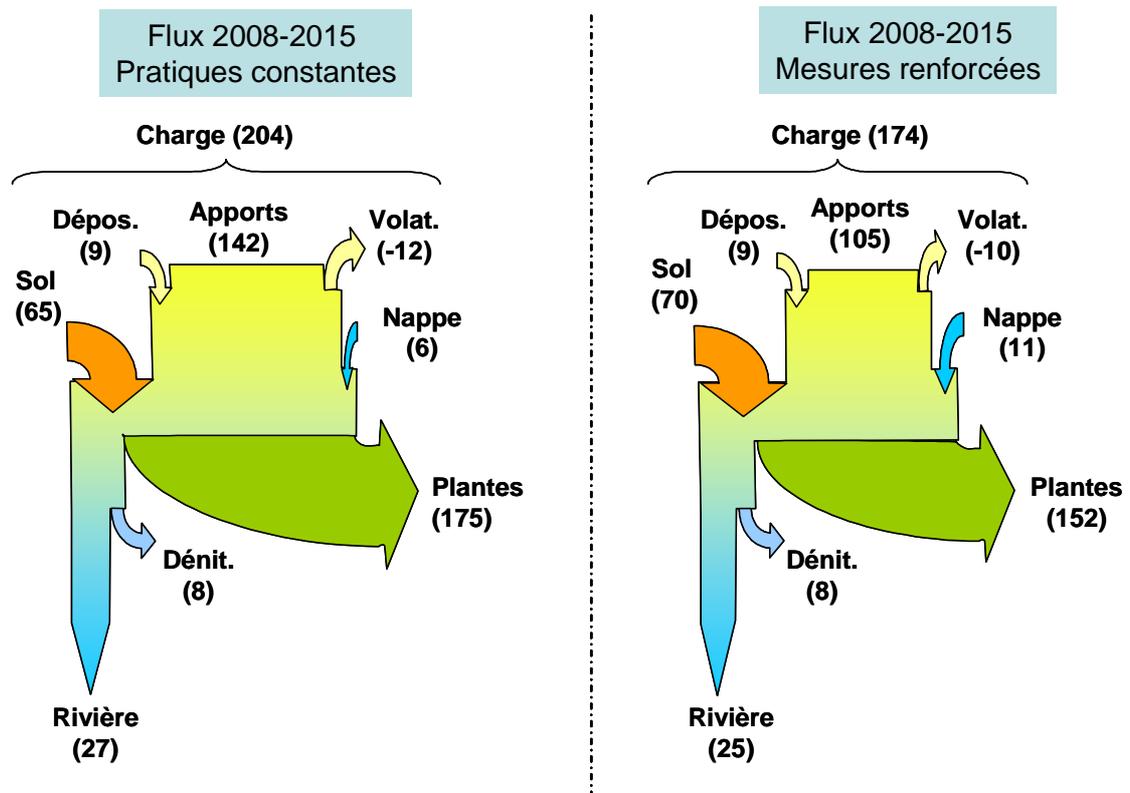


Figure 17 : bilan simplifié de l'azote sur le bassin versant de l'Arguenon, modélisé par INCA sur la période 2008-2015, pour les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées ». Toutes les valeurs sont en kgN/ha BV/an.

La réduction des entrées d'azote agricole sur le bassin versant est donc compensée à la fois, par l'effet inertiel du sol, par l'augmentation du déstockage et par la diminution des prélèvements d'azote par les plantes. Ces trois facteurs expliquent la faible efficacité de cette réduction des intrants sur les concentrations et les flux d'azote dans la rivière. Cette observation est réalisée sur l'ensemble des bassins versants, dans des proportions variables. Les prélèvements par les plantes constituent cependant le poste sur lequel se reporte la plus grande part de la réduction de la charge azotée minérale (Figure 18).

La réduction des prélèvements d'azote par les plantes se répartit en deux postes : d'une part l'azote prélevé par les CIPAN et les parties des plantes non récoltées et d'autre part, l'azote exporté par les récoltes. Sur la répartition entre ces deux postes, ainsi que sur les conséquences sur les rendements, le modèle INCA ne permet pas d'apporter de réponse. De plus, le prélèvement par les plantes est simulé de façon très simplifiée dans INCA, ce qui pourrait engendrer une surestimation de cette réaction des plantes aux baisses d'azote, et donc une sous estimation de l'effet du plan d'action. Ces aspects seront discutés dans le cadre de l'utilisation du modèle TNT2, qui simule de manière plus précise et plus détaillée le prélèvement par les plantes.

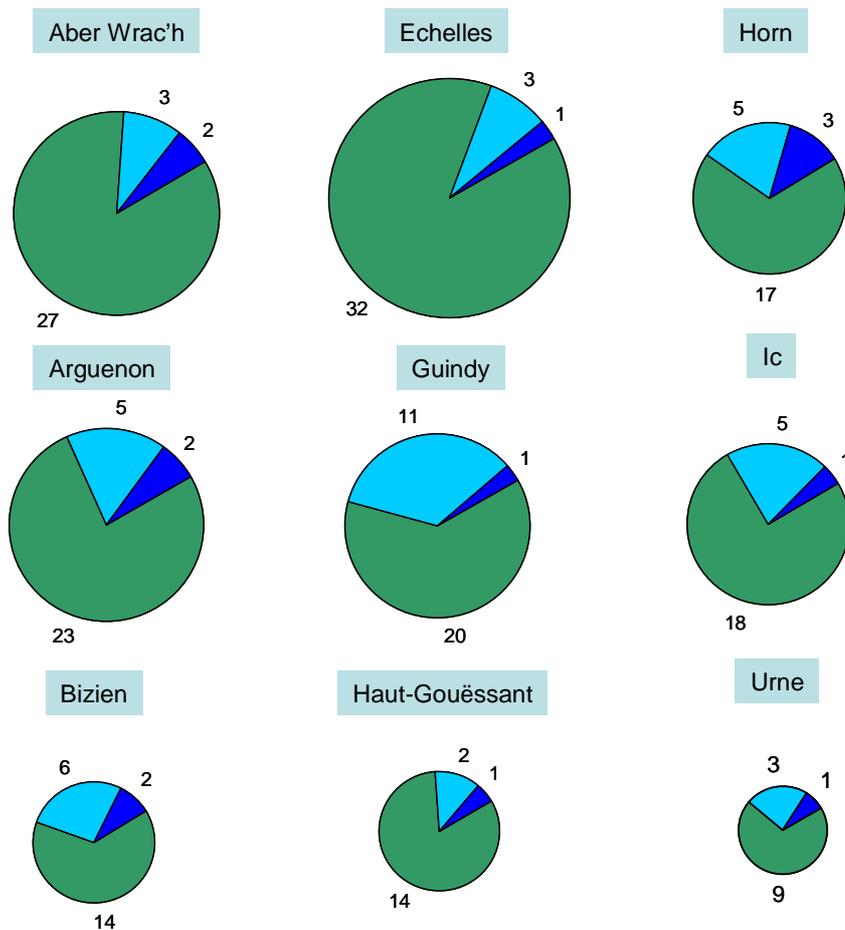


Figure 18 : répartition de la réduction de la charge azotée minérale sur les bassins versants. Vert : réduction des prélèvements par les plantes ; bleu clair : augmentation du déstockage ; bleu foncé : réduction du flux dans la rivière. Toutes les valeurs sont en kgN/haBV/an.

### 2.3.3 Résultats de l'étude de 5 bassins versants avec le modèle TNT2

Nous avons appliqué le modèle TNT2 sur 3 nouveaux bassins versants (l'Aber Wrac'h, les Echelles et l'Urne) et repris les modélisations de l'Horn et du Haut-Gouëssant afin d'intégrer de nouvelles données sur le milieu physique (cartes des types de sols) et les pratiques agricoles (enquêtes diagnostics 2007). Nous présentons donc dans cette partie les résultats obtenus sur les 5 bassins versants.

#### 2.3.3.1 Principe du calage du modèle et comparaison des paramètres calés

Le calage du modèle TNT2 suit les mêmes principes que ceux du calage avec INCA. Il s'agit toujours de simuler au mieux les débits et concentrations en nitrates observés. L'ajustement se fait aussi par essai-erreur, dans un domaine de valeurs considéré comme vraisemblable pour chaque paramètre et en respectant une hiérarchisation entre les variables de sorties.

Avec TNT2, la spatialisation et une prise en compte des processus hydrologiques et agronomiques plus complète entraîne la possibilité d'ajuster un plus grand nombre de paramètres du milieu physique et, par

conséquent, de mieux affiner le calage. De plus, les cartes de types de sol permettent de prendre en compte la variabilité des caractéristiques inhérentes à chaque type de sol.

Pour le calage du fonctionnement hydrologique, les principaux paramètres ajustés par type de sol sont la transmissivité maximale, les porosités et les épaisseurs des différents horizons des sols et sous-sols. Le calage des modules hydrochimiques et agronomiques est effectué essentiellement sur les paramètres contrôlant la minéralisation, la dénitrification et sur la concentration initiale en nitrate dans la nappe (voir annexe 4 pour une description plus complète du modèle).

A l'issu de ce calage, se distinguent d'un côté l'Urne et le Haut-Gouëssant, et de l'autre, l'Horn, l'Aber Wrac'h et Les Echelles. L'Urne et le Haut-Gouëssant sont caractérisés non seulement par des transmissivités sensiblement plus fortes mais surtout par des réserves en eau souterraines dix fois plus faibles que sur les autres bassins. Cela confère à ces deux bassins des réactivités hydrologiques beaucoup plus élevées et des temps de résidence de l'eau plus faibles. En effet, étant données les lames d'eau drainantes sur les différents bassins, le temps moyen de résidence dans la nappe est inférieur à 2 ans sur le Haut-Gouëssant et égal à 2 ans sur l'Urne, alors qu'il est d'environ 7 ans sur l'Horn et Les Echelles et 15 ans sur l'Aber Wrac'h. Il est toutefois important de préciser que ces temps de résidence sont des valeurs moyennes et indicatives, qui recouvrent une grande variabilité des temps de transit dans le bassin versant suivant la localisation et le trajet de l'eau.

### 2.3.3.2 Niveaux de pressions azotées pris en compte pour la période de calage

La pression azotée moyenne sur les bassins versants, en 2000, 2004 et 2007 a été calculée à partir de la pression azotée et de la surface de chaque type d'exploitation présent sur le bassin versant. La figure 19 présente ces pressions azotées, calculées à partir des données utilisées pour la modélisation des bassins avec TNT2 (voir partie 2.2.3.2.3).

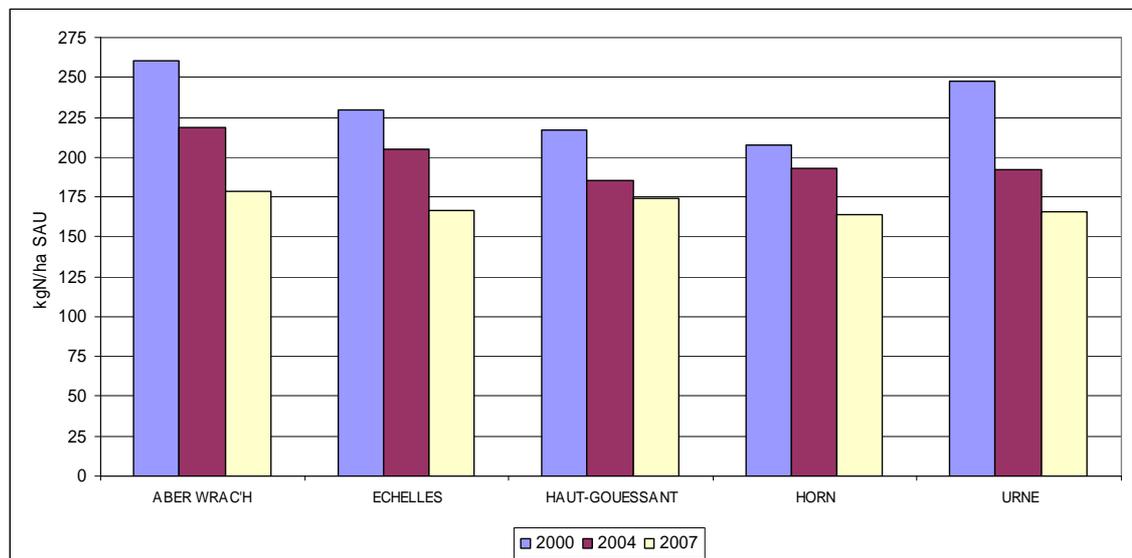


Figure 19 : pressions azotées moyennes sur les SAU des bassins versants en 2000, 2004 et 2007, retenues pour la modélisation TNT2

On peut observer des différences significatives entre les pressions azotées calculées pour TNT2 et celles calculées pour INCA (figure 4). Ces différences s'observent en particulier pour l'année 2007. Par rapport aux pressions calculées pour INCA, les pressions en 2007 pour TNT2 sont inférieures de 21 et 26 kgN/ha

SAU respectivement pour l'Aber Wrac'h et les Echelles, et supérieures de 22 kgN/ha/an pour le Haut-Gouessant. Sur l'Horn, les pressions azotées sont proches de celles utilisées pour INCA. Rappelons que les pressions azotées en 2007 pour ces 4 bassins versants sont calculées à partir des données de l'enquête « diagnostics 2007 », enquête récente et quasi exhaustive. On peut donc penser qu'elles sont plus fiables que les données utilisées pour INCA. Pour l'Urne, en l'absence de données de cette enquête, nous avons repris les mêmes données que pour INCA.

### 2.3.3.3 Application du scénario « mesures renforcées » : réduction des pressions azotées et modification de l'assolement

L'application du scénario « mesures renforcées » se traduit par une diminution des apports d'azote organique et minéral sur les bassins versants, par comparaison avec l'année 2007 et donc avec le scénario « pratiques constantes ». Ces diminutions ne sont pas équivalentes entre tous les bassins versants et proviennent directement des enquêtes « diagnostics 2007 ». La figure 20 récapitule les diminutions d'apports calculées pour chaque bassin.

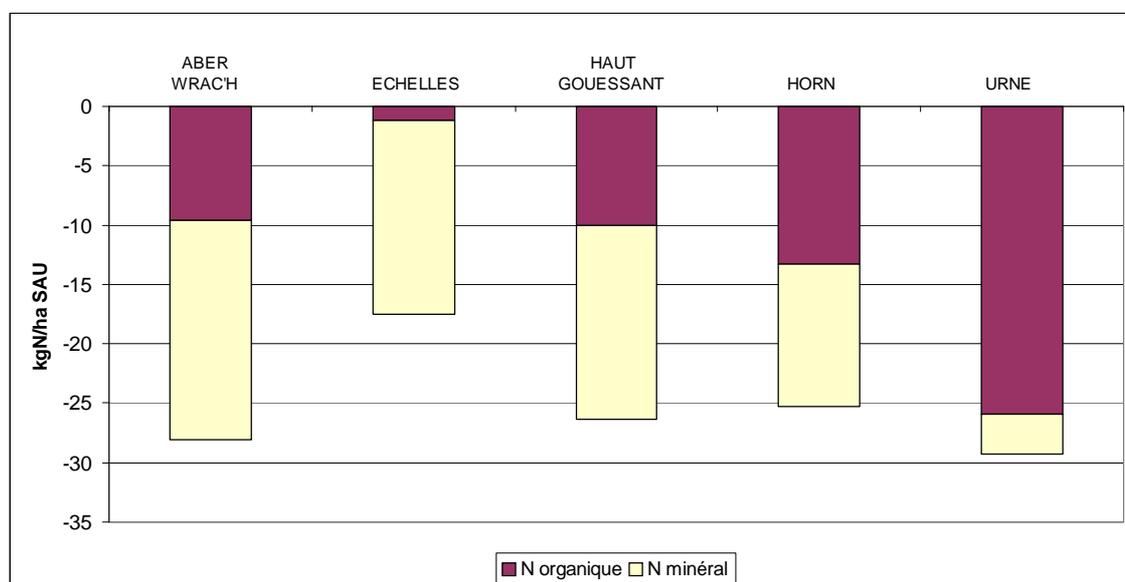


Figure 20 : réduction des apports d'azote minéral et organique entre les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées »

Par rapport aux pressions azotées en 2007, cela représente une diminution de 15.8 % pour l'Aber Wrac'h, 10.5 % pour les Echelles, 15.2 % pour le Haut-Gouessant, 15.4 % pour l'Horn et 17.7 % pour l'Urne. Sauf pour le Haut-Gouessant et l'Urne, les réductions d'apports prises en comptes pour TNT2 sont moins importantes que celles utilisées pour INCA, ceci étant principalement dû à des pressions azotées en 2007 plus faibles en entrée de TNT2 qu'en entrée d'INCA.

A partir des données de l'enquête « diagnostics 2007 », nous avons également pris en compte les évolutions d'assolement prévues par les agriculteurs, dans le cadre de la mise en application du plan d'action. Une modification des surfaces des différentes occupations du sol a donc été simulée pour chaque bassin versant, à partir de la campagne 2007-2008.

Les tendances sont les mêmes pour tous les bassins versants, à savoir une augmentation des surfaces en maïs (ensilage et grain) au détriment des surfaces en céréales et en prairies. L'augmentation des

surfaces en maïs représente environ 4 % de la SAU totale pour l'Aber Wrac'h, 6 % pour les Echelles, 4.5 % pour le Haut-Gouëssant et 1.5 % pour l'Horn. La diminution des surfaces en céréales à pailles correspond à environ 1 % de la SAU totale pour l'Aber Wrac'h, 3 % pour les Echelles, 4 % pour le Haut-Gouëssant et 1 % pour l'Horn. La réduction des surfaces en prairies est relativement faible. Elle représente au plus 2 % de la SAU totale sur les Echelles. Pour l'Urne, ne disposant pas des données de l'enquête « diagnostics 2007 », nous avons appliqué des changements d'assolement basés sur la moyenne des évolutions observées sur les autres bassins versants.

Ces évolutions d'assolement, si elles apparaissent assez modérées, peuvent néanmoins avoir des conséquences sur les risques de lixiviation des nitrates. En effet, la diminution des surfaces en céréales d'hiver peut apparaître a priori plutôt positive, dans le cas où ces surfaces seraient remplacées par des cultures de printemps précédées de CIPAN. En effet, les CIPAN sont des couverts hivernaux plus efficaces que les céréales d'hiver pour le piégeage de l'azote à l'automne. A l'inverse, l'augmentation des surfaces en maïs grain entraîne une augmentation du sol nu car l'implantation d'une CIPAN n'est pas obligatoire après maïs grain. Ainsi, sur les Echelles et le Haut-Gouëssant, l'augmentation des surfaces de sols nus en hiver équivaut à environ 2 % de la SAU. D'autre part, la réduction des surfaces en prairie va entraîner des retournements de prairies supplémentaires en 2008. Ces retournements provoquent la minéralisation de grandes quantités d'azote, qu'il est souvent difficile de valoriser complètement, ce qui augmente le risque de perte d'azote par lixiviation.

#### 2.3.3.4 Résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » pour les 5 bassins versants

##### 2.3.3.4.1 Performances des simulations sur la période de calage

Les tableaux 4a et 4b illustrent la qualité des simulations pour les débits et les concentrations sur l'ensemble de la période de calage.

Le critère d'efficacité de Nash et le coefficient de détermination entre débits observés et simulés sont bons (proches de ou supérieurs à 70%) pour la plupart des bassins, à l'exception de l'Horn, pour lequel un certain nombre de pics de crue sont mal simulés. Comme avec le modèle INCA, le calage a été focalisé sur la simulation des périodes hors crue.

Tableau 4a : qualité de la simulation des débits pour l'ensemble de la période de calage

	Nash	R <sup>2</sup>	Erreur moyenne relative
Aber Wrac'h	0.84	0.85	23 %
Echelles	0.75	0.72	29 %
Haut-Gouëssant	0.60	0.70	39 %
Horn	0.58	0.60	21 %
Urne	0.87	0.86	21 %

Pour les concentrations, nous n'avons là aussi gardé que l'erreur moyenne comme critère d'estimation de la qualité des simulations. Les erreurs les plus fortes sont observées sur les bassins les plus réactifs, ce qui là encore est en partie attribuable au pas de temps journalier.

Globalement donc, si la variabilité intra-annuelle des débits et concentrations est mieux simulée avec TNT2 qu'avec INCA, la prévision précise des valeurs instantanées reste très difficile. Ceci doit être gardé en mémoire pour l'interprétation des pronostics de conformité.

Tableau 4b : qualité de la simulation des concentrations pour l'ensemble de la période de calage

	Erreur moyenne relative
Aber Wrac'h	21 %
Echelles	13 %
Haut-Gouëssant	26 %
Horn	13 %
Urne	22 %

Seuls les résultats sur les concentrations, qui permettent de répondre à la question posée, seront présentés dans la suite de ce rapport. Les débits simulés pour la période de calage sont présentés en annexe 8.

Un autre critère d'évaluation des performances de simulation concernant les concentrations est l'adéquation entre les taux de conformité observés et simulés. La comparaison de ces taux de conformité est présentée en annexe 9. Quelques années présentent des écarts absolus de l'ordre de 20 à 30 % ; ceci est en partie dû à une fréquence de valeurs observées souvent faible et irrégulière, mais aussi aux difficultés de calage. Cependant, les taux de conformité observés et simulés par INCA sont proches, avec une moyenne des écarts absolus égale à 16 %.

#### 2.3.3.4.2 Aber Wrac'h

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 21.

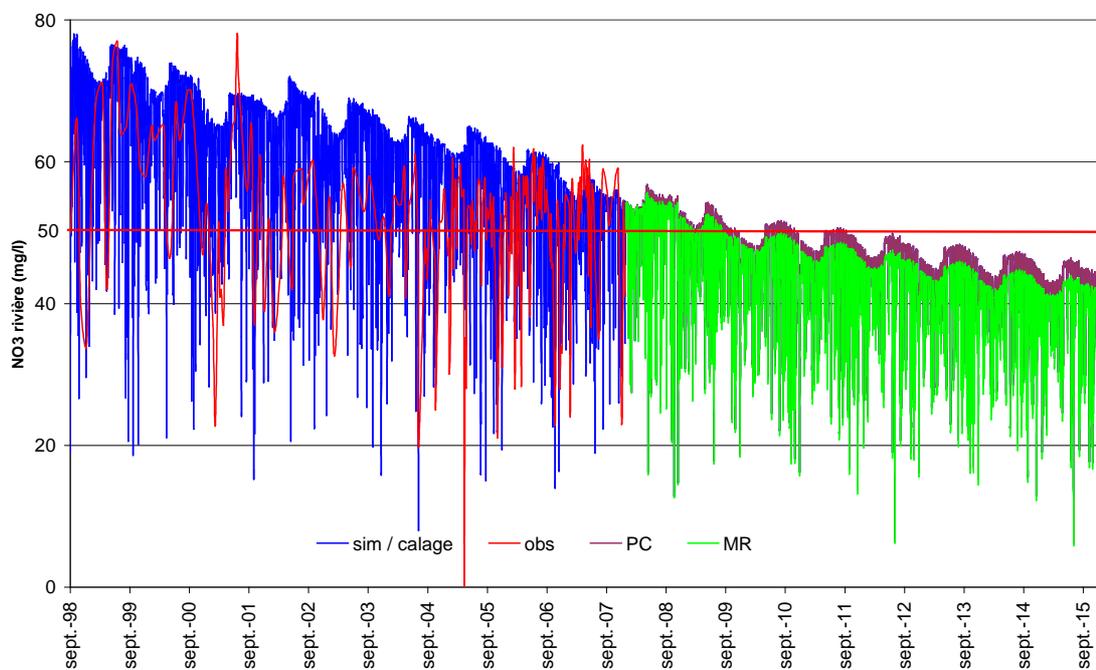


Figure 21 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière de l'Aber Wrac'h avec le modèle TNT2. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Sur la période de calage, si la tendance générale de l'évolution des concentrations est bien respectée, on observe une surestimation des concentrations simulées pour les années 2002 à 2005. Les données de concentrations observées avant 2005 sont cependant peu nombreuses et avec une majorité de prélèvements en crues, ce qui a vraisemblablement pour effet une sous-estimation des concentrations réelles.

Le scénario « pratiques constantes » montre une baisse des concentrations relativement rapide les trois premières années, puis plus modérée. Les concentrations moyennes passent de 47.1 mg/l en 2008-2009 à 40.5 en 2014-2015, soit une diminution de 6.6 mg/l (-8.7 mg/l pour les maxima). La conformité est atteinte en 2012 pour ce scénario.

Avec le scénario « mesures renforcées », les concentrations diminuent de manière un peu plus importante, même si l'écart entre les deux scénarios est relativement modéré. La différence sur les concentrations moyennes est de 0.9 mg/l en 2008-2009 et de 2.1 mg/l en 2014-2015 (même ordre de grandeur pour les maxima). La conformité est toutefois atteinte deux ans plus tôt (2010).

Bien que plus optimistes, ces résultats sont proches de ceux obtenus avec le modèle INCA. Cela renforce le pronostic d'un retour à la conformité dans les prochaines années, mais vraisemblablement après 2009.

### 2.3.3.4.3 Echelles

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 22.

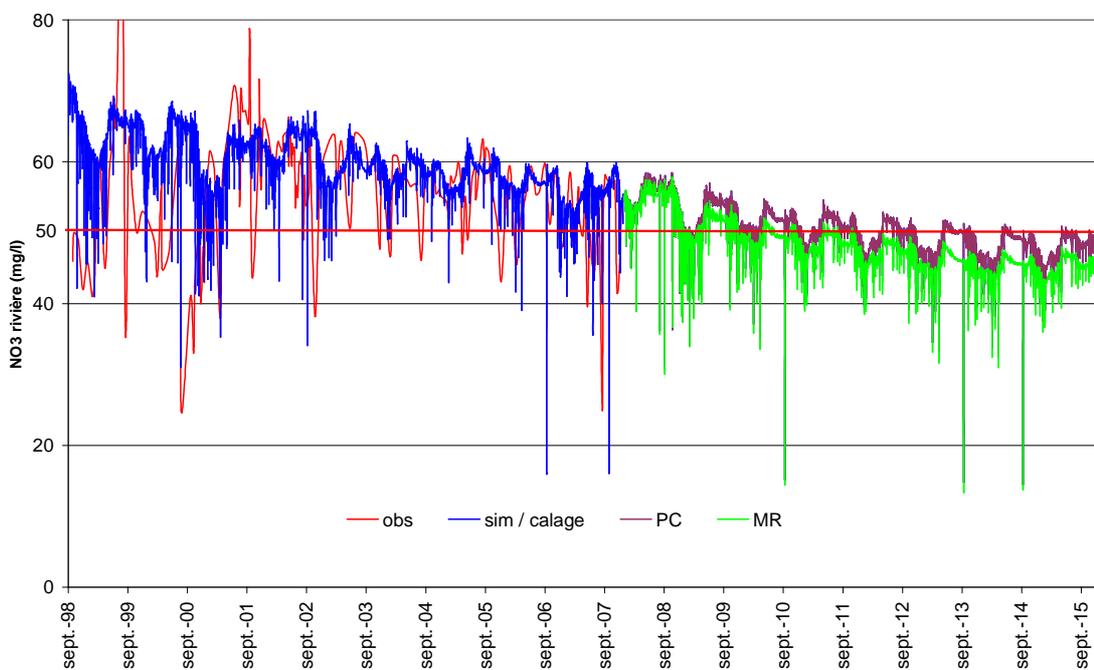


Figure 22 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière des Echelles avec le modèle TNT2. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Sur la période de calage, le modèle reproduit assez bien les variations saisonnières ainsi que les tendances d'évolution des concentrations. On peut cependant observer que certains pics de concentrations sur la période estivale sont sous-estimés. C'est en particulier le cas de l'été 2001.

Le scénario « pratiques constantes » montre une baisse continue des concentrations jusqu'en 2015, même si l'on observe une stabilisation les 3 dernières années. Les concentrations maximales passent ainsi de 58.4 mg/l en 2008-2009 à 50.8 mg/l en 2014-2015. La conformité est atteinte en 2015.

Le scénario « mesures renforcées » permet une réduction supplémentaire et significative des concentrations. En effet, les concentrations maximales sont réduites de 2.8 mg/l en 2014-2015 par rapport au scénario « pratiques constantes » et les concentrations moyennes de 2.7 mg/l. Cela permet d'atteindre la conformité en 2012. Il faut noter également que l'année de retour à la conformité est très sensible au calage, une différence de 1 mg/l sur les concentrations moyennes en 2007-2008 pouvant se traduire par un décalage de 2 années.

Ces résultats laissent à penser que ce bassin versant, s'il a peu de chances de retrouver la conformité en 2009, pourrait l'atteindre en deux ou trois années supplémentaires, avec l'application du plan d'action. Les résultats obtenus avec le modèle TNT2 sont donc plus « optimistes » que ceux obtenus avec INCA, bien que TNT2 montre davantage de variations temporelles.

#### 2.3.3.4.4 Haut-Gouëssant

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 23.

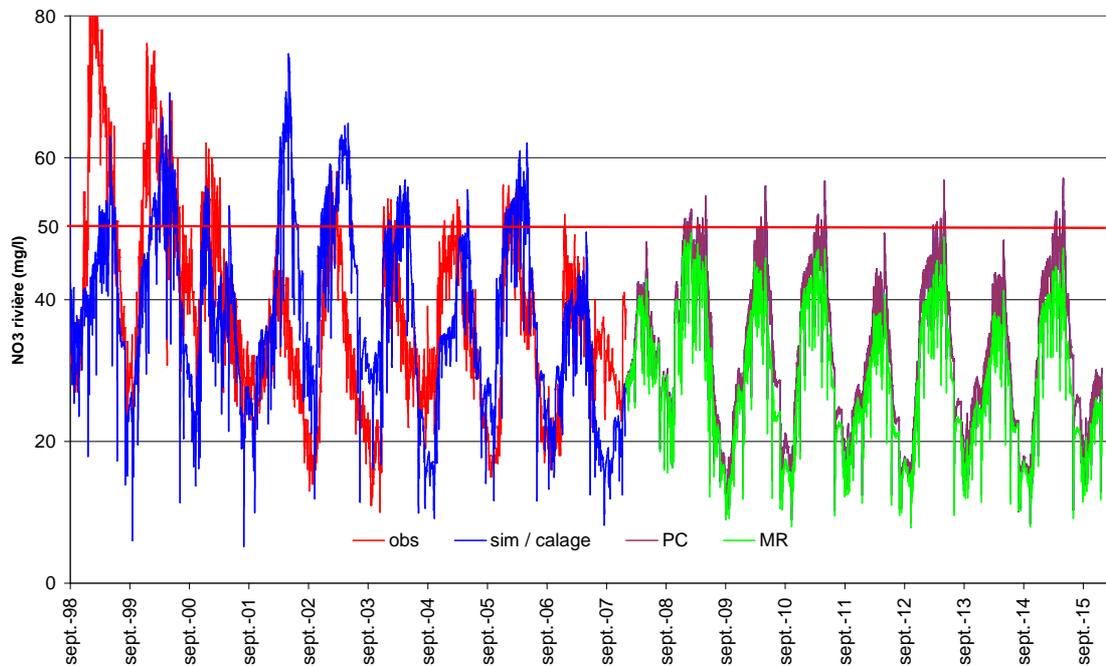


Figure 23 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière du Haut-Gouëssant avec le modèle TNT2. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Concernant la période de calage, le modèle TNT2 simule de manière acceptable les variations saisonnières, ainsi que les tendances interannuelles de l'évolution des concentrations. Cependant, on notera que les concentrations observées sont assez mal reproduites pour l'hiver 1998-1999 et l'hiver 2001-2002. Toutes les voies n'ont cependant pas été explorées faute de temps et il est possible que ce calage puisse encore être amélioré.

Pour le scénario « pratiques constantes », les concentrations sont relativement stables. TNT2 simule quelques pics de concentrations au-dessus de 50 mg/l. Les taux de conformité sont cependant supérieurs à 95 % sauf en 2009, où l'on a un taux de conformité de 89 %. Cela est vraisemblablement lié au scénario climatique utilisé (année 2008-2009 humide).

Pour le scénario « mesures renforcées », on observe une réduction des maxima de 5.4 mg/l dès l'année 2008-2009 et entre 7.2 et 10.3 mg/l pour les années suivantes. Cela permet la suppression des pics de dépassement et le retour à la conformité dès 2008. Les concentrations moyennes sont elles réduites de 2.8 mg/l en 2008-2009 et de 4.4 mg/l en 2014-2015.

Ces résultats confortent donc ceux obtenus avec INCA et permettent de penser que la conformité sera atteinte avant l'année 2009.

### 2.3.3.4.5 Horn

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 24.

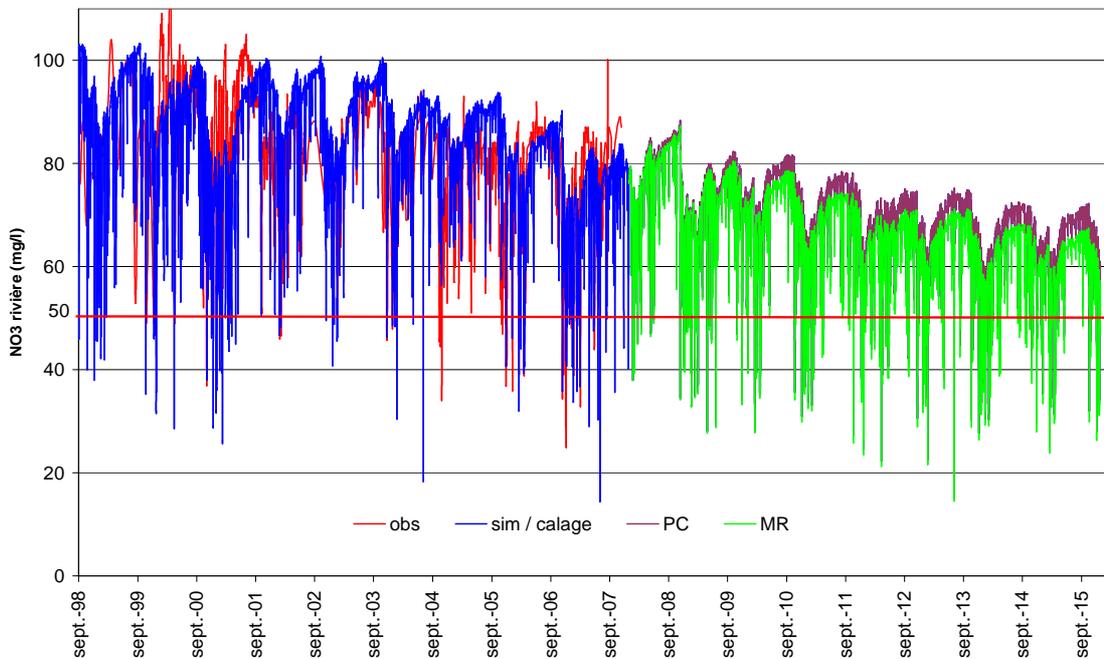


Figure 24 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière de l'Horn avec le modèle TNT2. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Sur la période de calage, le modèle simule correctement les variations de concentrations observées. Les maxima sont cependant sous-estimés en 1999-2000 et en 2000-2001, alors qu'ils sont surestimés en 2001-2002 et 2004-2005.

Pour le scénario « pratiques constantes », les concentrations diminuent sans se stabiliser ni atteindre la conformité avant 2015. La réduction des concentrations moyennes est de 7.3 mg/l entre 2008-2009 et 2014-2015.

Pour le scénario « mesures renforcées », on observe une réduction supplémentaire des concentrations moyennes de 3.8 mg/l en 2014-2015, ce qui ne permet pas un retour à la conformité, même en 2015.

Les deux modèles (INCA et TNT2) convergent donc pour prédire une amélioration très lente de la situation sur l'Horn, qui rend très pessimiste sur un retour rapide à la conformité pour ce bassin.

### 2.3.3.4.6 Urne

Les résultats du calage et des scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » sont présentés sur la figure 25.

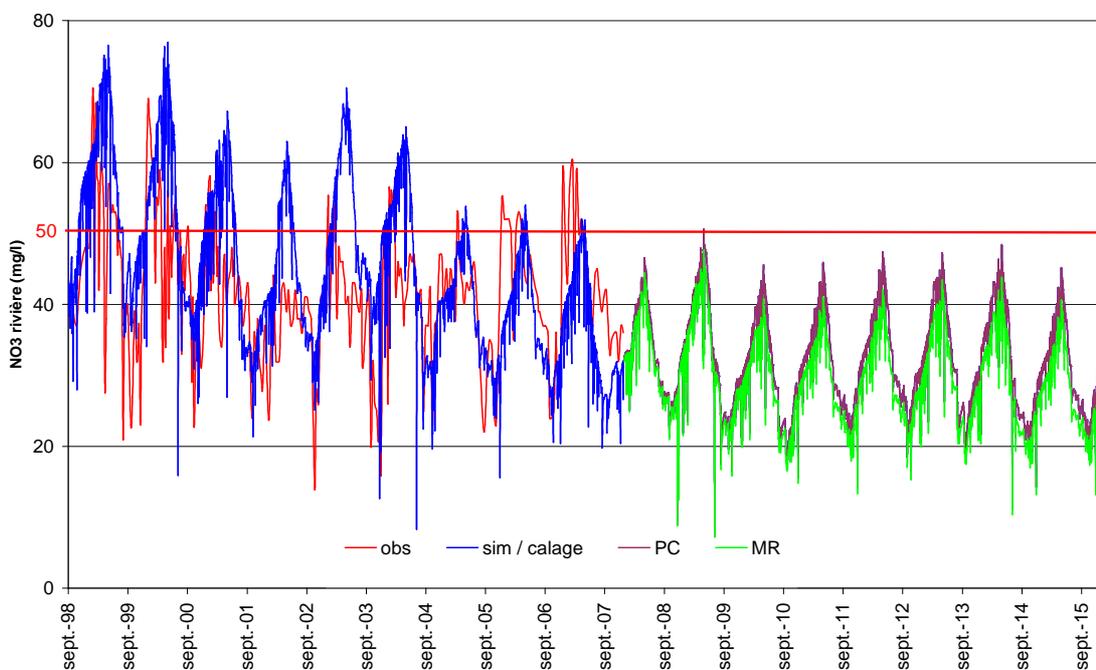


Figure 25 : simulation des concentrations en nitrates dans la rivière de l'Urne avec le modèle TNT2. *obs* : valeurs mesurées ; *sim / calage* : période de calage ; *PC* : scénario « pratiques constantes » ; *MR* : scénario « mesures renforcées ».

Concernant la période de calage, le modèle TNT2 simule de manière acceptable les variations saisonnières, ainsi que les tendances interannuelles de l'évolution des concentrations. Cependant, la stabilité des concentrations observées à partir de 2002 est mal reproduite par le modèle, qui surestime les pics de concentrations printaniers entre 2002 et 2004, mais les sous-estime en 2007. Ce type de comportement (concentrations stables avec des pressions azotées en diminution) est particulièrement difficile à reproduire. Toutefois, le calage pourrait certainement être encore amélioré.

Pour le scénario « pratiques constantes », les concentrations sont relativement stables. TNT2 ne simule qu'un seul pic de dépassement des 50 mg/l, au printemps 2009. Le modèle simule donc une situation conforme dès l'année 2008.

Avec le scénario « mesures renforcées », on observe une réduction des maxima de 3 mg/l dès l'année 2008-2009 et entre 3.8 et 5.3 mg/l pour les années suivantes. Les concentrations moyennes sont elles réduites de 1.3 mg/l en 2008-2009 et de 3 mg/l en 2014-2015.

Ces résultats confortent donc ceux obtenus avec INCA et permettent de penser que la conformité sera atteinte avant l'année 2009.

### 2.3.3.5 Analyse de l'efficacité des scénarios

Afin d'analyser les processus intervenant dans le cycle de l'azote sur les bassins versants et de mieux apprécier les différences entre les deux scénarios testés, nous avons réalisé des bilans d'azote sur chaque bassin versant modélisé avec TNT2. Ces bilans d'azote sont des bilans « entrées-sorties » à l'échelle du bassin versant. La figure 26 présente le bilan modélisé par TNT2 sur les Echelles, pour la période 1999-2007.

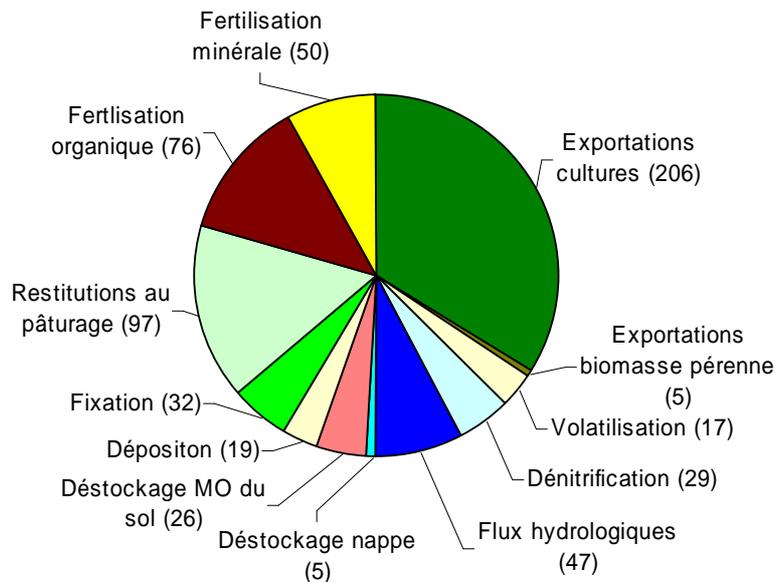


Figure 26 : bilan de l'azote sur le bassin versant des Echelles, modélisé par TNT2 sur la période 1999-2007. Toutes les valeurs sont en kgN/haBV/an.

La partie gauche du diagramme en secteurs représente l'ensemble des entrées du système et la partie droite l'ensemble des sorties. Sur ce bassin et pour la période 1999-2007, la somme des sorties représente 305 kgN/ha BV/an.

Les sorties d'azote sont constituées en premier lieu par les exportations d'azote des cultures (azote exporté par la récolte, le pâturage et la fauche). Les autres postes constituant des sorties du système sont les exportations d'azote par la biomasse pérenne (bois), la volatilisation issue des apports d'azote minéral et organique, la dénitrification et les flux de nitrates dans la rivière.

Les entrées d'azote sont constituées par l'ensemble de l'azote organique ou minéral, arrivant au niveau du sol du bassin versant. Il s'agit des apports agricoles d'azote (fertilisation minérale, fertilisation organique et restitutions au pâturage), de la fixation symbiotique par les légumineuses des prairies et des dépositions d'azote atmosphérique. Afin d'équilibrer le bilan, il est nécessaire de prendre en compte deux autres postes, qui fournissent de l'azote au système. Il s'agit d'une part du déstockage de l'azote contenu dans la matière organique du sol et d'autre part, du déstockage des nitrates contenus dans les réservoirs hydrologiques du bassin versant (nappe essentiellement).

Ces bilans sont donc différents de ceux réalisés avec INCA (voir partie 2.3.2.5), qui mettaient notamment en balance d'une part, la charge azotée minérale et d'autre part, les prélèvements d'azote par les plantes (c'est à dire les exportations et les immobilisations). Ils permettent de visualiser directement l'impact de la réduction des apports agricoles, sans passer par la charge azotée minérale.

Le modèle TNT2 simule comme le modèle INCA une diminution du stock de nitrates présent dans la nappe du bassin, sous la forme d'une diminution des concentrations dans la nappe. Il simule également

un léger déstockage au niveau des nitrates présents dans l'eau du sol. Sur la période de calage, ce déstockage (nappe et sol) représente environ 5 kgN/haBV/an pour le bassin des Echelles. Pour le scénario « pratiques constantes », on observe une légère diminution de ce déstockage (moins 0.4 kgN/haBV/an pour les Echelles). Pour le bassin de l'Horn, la diminution du déstockage entre 1999-2007 et 2008-2015 en « pratiques constantes » représente 2.2 kgN/haBV/an. Les simulations effectuées avec TNT2 confirment donc le processus, déjà observé avec INCA, de mise en équilibre des bassins versants avec les pratiques agricoles. Cela permet une diminution des concentrations dans la rivière au cours du temps pour le scénario « pratiques constantes ».

Comme nous l'avons fait pour les simulations effectuées avec le modèle INCA, nous pouvons comparer pour chaque bassin versant les bilans d'azote pour les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées ». La figure 27 présente cette comparaison sur le bassin versant des Echelles. Les bilans pour les autres bassins versants sont présentés en annexe 10.

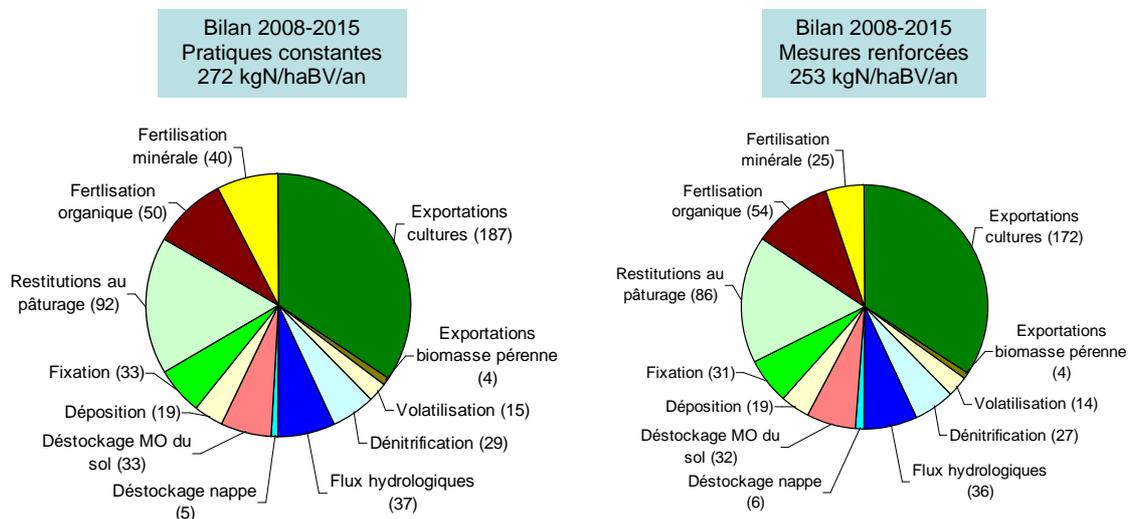


Figure 27 : bilan de l'azote sur le bassin versant des Echelles, modélisé par TNT2 sur la période 2008-2015. Toutes les valeurs sont en kgN/haBV/an.

Les apports agricoles sur ce bassin sont réduits de 17.5 kgN/haBV/an pour le scénario « mesures renforcées ». La fixation d'azote atmosphérique est également légèrement diminuée (-1.5 kgN/haBV/an), en lien avec la réduction des surfaces en prairies. Les apports d'azote au niveau du sol sont donc réduits de 19 kgN/haBV/an. Le déstockage de l'azote de la matière organique du sol est également diminué de 0.9 kgN/haBV/an. Cela n'est observé que pour le bassin versant des Echelles (cas inverse pour les autres bassins) et s'explique vraisemblablement par la faible diminution des apports d'azote organique dans le scénario « mesures renforcées » et par les modifications de l'assolement. On obtient donc une baisse de 19.9 kgN/haBV/an. Celle-ci est en partie compensée par une augmentation du déstockage de la nappe et se reporte également sur l'ensemble des postes constituant les sorties d'azote du système (figure 28).

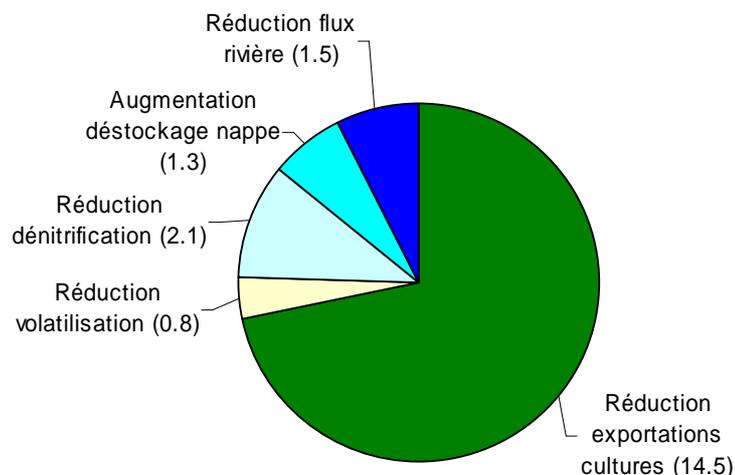


Figure 28 : répartition de la réduction des apports d'azote sur le bassin versant des Echelles. Toutes les valeurs sont en kgN/haBV/an.

Sur le bassin versant des Echelles, 72 % de la réduction des apports d'azote sont compensés par une baisse des exportations d'azote par les cultures. On observe également une réduction des pertes gazeuses (volatilisation et dénitrification). Pour une diminution des apports d'azote (et du déstockage de la matière organique) de 20.3 kgN/haBV/an, la réduction des flux dans la rivière n'est donc que de 1.5 kgN/ha/BV/an.

Sur les autres bassins versants, on observe également une répartition de la baisse des apports d'azote sur l'ensemble des postes constituant les sorties d'azote du système, ainsi qu'une augmentation du déstockage de l'azote de la nappe et de la matière organique du sol (figure 29).

Pour les 5 bassins versants modélisés avec TNT2, on observe que la réduction des flux dans la rivière ne représente qu'une faible part (7 à 10 %) de la réduction des apports d'azote au niveau du sol. Ces résultats confirment donc ceux obtenus avec le modèle INCA pour les 9 bassins versants. Le modèle TNT2 permet cependant de mieux apprécier la manière dont se reporte cette réduction des apports sur les différents postes du bilan d'azote.

L'augmentation du déstockage de l'azote nitrique contenu dans les réservoirs hydrologiques apparaît plus importante pour l'Horn et l'Aber Wrac'h, par rapport au Haut-Gouëssant et à l'Urne. Le bassin versant des Echelles est intermédiaire entre ces deux groupes. Cela est à mettre en rapport avec le volume de la nappe et les stocks initiaux d'azote, bien plus importants sur l'Horn et l'Aber Wrac'h que sur les autres bassins versants.

Le bassin de l'Horn présente une forte augmentation du déstockage de l'azote de la matière organique du sol. Une minéralisation basale importante a en effet été calée pour ce bassin, caractérisé par une forte présence de systèmes légumiers. Cela est cohérent avec les connaissances que l'on a sur ces systèmes (minéralisations élevés et diminution des teneurs en matières organiques). Ce bassin versant présente par contre une faible réduction de la dénitrification.

Le bassin versant de l'Urne se distingue par la plus faible baisse totale des apports et la plus faible baisse de flux (en valeur absolue). Cela est lié au fait que les surfaces non agricoles représentent presque 40 % de la surface du bassin versant, ce qui réduit la baisse des entrées entre « pratiques constantes » et « mesures renforcées » à l'échelle du bassin versant.

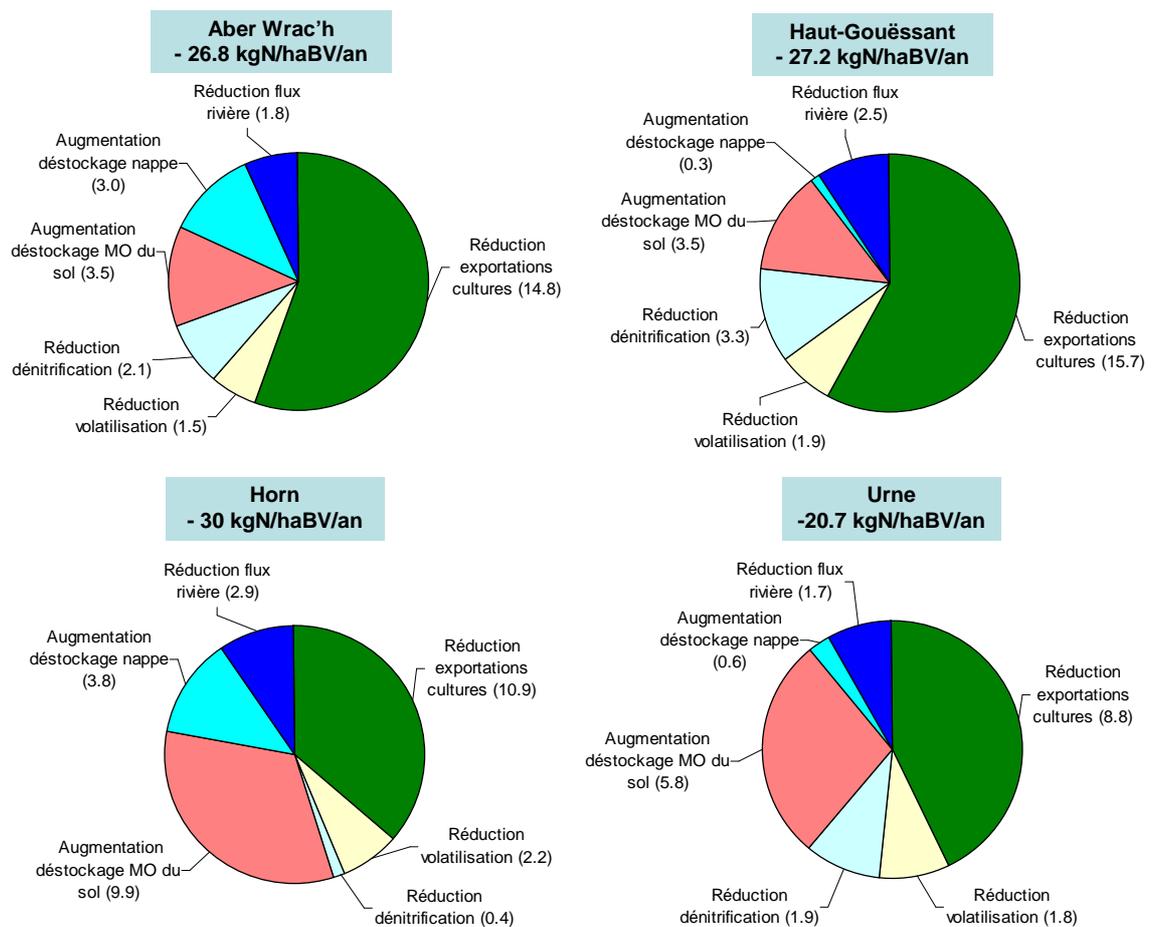


Figure 29 : répartition de la réduction des apports d'azote sur les bassins versants. Toutes les valeurs sont en kgN/haBV/an.

Dans ces bilans, n'apparaissent que les exportations d'azote par les cultures mais pas l'azote prélevé puis restitué au sol à la récolte. La réduction des prélèvements d'azote par les plantes est équivalente à la réduction des exportations, à plus ou moins 1 kgN/haBV/an. Ainsi, sur l'Horn, les prélèvements diminuent de 11.6 kgN/haBV/an entre les deux scénarios, alors que les exportations diminuent de 10.9 kgN/haBV/an. Sur les Echelles, les prélèvements diminuent de 14.2 kgN/haBV/an et les exportations de 14.5 kgN/haBV/an. Pour ce bassin, l'azote immobilisé par les plantes augmente donc légèrement, ce qui est à mettre en rapport avec les changements d'assolement (il y a davantage de résidus de cultures avec le maïs grain qu'avec des céréales dont les pailles sont exportées).

Dans le détail, on peut voir que l'azote prélevé par les CIPAN diminue légèrement (entre -1 et -3 kgN/ha selon les bassins). On passe ainsi pour les Echelles de 52 kgN/ha en moyenne à 49.5 kgN/ha. De même, les restitutions par le maïs grain diminuent de 2 à 4 kgN/ha. Sur les céréales à pailles, la réduction des restitutions est très faible (environ 1 kgN/ha) puisque l'essentiel de l'azote prélevé est exporté.

La réduction des exportations pour chaque culture, simulée par TNT2, entre le scénario « pratiques constantes » et le scénario « mesures renforcées », varie selon les bassins versants. Elle est d'environ 15 à 25 kgN/ha pour les céréales, 3 à 7 kgN/ha pour le maïs grain, 5 à 18 kgN/ha pour le maïs ensilage et 11 à 30 kgN/ha pour la prairie. Le modèle TNT2 simule une baisse des rendements des différentes cultures entre les deux scénarios. Ces diminutions de rendements sont de l'ordre de 3 à 9 qtx/ha pour les céréales, 1 à 3 qtx/ha pour le maïs grain, 0.3 à 0.8 t/ha pour le maïs ensilage et 0.2 à 0.5 t/ha pour la prairie.

Si les tendances des évolutions simulées par le modèle sont cohérentes, ces chiffres sont à prendre avec beaucoup de précautions car, d'une part, la simulation de l'élaboration du rendement est sensible à des paramètres non pris en compte à cette échelle (densité de semis, état sanitaire des cultures, variétés utilisées) et, d'autre part, ils dépendent très fortement de la manière dont est répartie la baisse des apports sur les différentes cultures.

### 2.3.3.6 Synthèse des résultats INCA et TNT2

Les tableaux 5 et 6 présentent les taux de conformité obtenus sur les différents bassins versants, avec INCA et TNT2, pour les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées ».

Tableau 5 : taux de conformité obtenus sur les 9 BV avec INCA, pour les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » (vert : conforme ; rouge : non conforme)

		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Haut-Gouëssant	PC	100	100	100	100	100	100	100	100
	MR	100	100	100	100	100	100	100	100
Urne	PC	96	99	100	98	99	100	99	100
	MR	98	100	100	100	100	100	100	100
Arguenon	PC	95	82	95	91	95	96	96	96
	MR	96	88	100	98	100	100	100	100
Guindy	PC	72	89	100	100	100	100	100	100
	MR	72	89	100	100	100	100	100	100
Aber Wrac'h	PC	75	59	72	78	82	90	96	96
	MR	82	69	76	91	97	100	100	100
Echelles	PC	36	40	36	38	42	76	85	91
	MR	36	41	38	41	50	85	98	95
Bizien	PC	19	24	28	23	36	37	38	29
	MR	21	30	34	27	42	43	40	33
Ic	PC	2	2	2	2	4	5	5	9
	MR	3	5	5	8	14	23	19	24
Horn	PC	0	0	0	1	1	2	0	0
	MR	0	1	1	2	1	3	3	1

Tableau 6 : taux de conformité obtenus sur les 5 BV avec TNT2, pour les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » (vert : conforme ; rouge : non conforme)

		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Haut-Gouëssant	PC	98	89	96	96	100	95	100	95
	MR	100	100	100	100	100	100	100	100
Urne	PC	100	100	100	100	100	100	100	100
	MR	100	100	100	100	100	100	100	100
Aber Wrac'h	PC	33	55	75	88	100	100	100	100
	MR	35	72	100	100	100	100	100	100
Echelles	PC	5	25	18	36	56	64	88	95
	MR	5	38	75	86	100	100	100	100
Horn	PC	3	5	4	7	7	6	9	7
	MR	3	5	5	8	7	8	11	9

## 2.4 Conclusions

### 2.4.1 Fiabilité des résultats

Cette étude a fait appel à deux modèles très différents en conception et complexité, et utilisé des données nécessairement incertaines et incomplètes. Plusieurs tests de sensibilité ont été effectués, pour estimer l'impact sur les résultats de simulation, de l'incertitude sur les entrées agronomiques des modèles ou sur le calage des paramètres. Ces tests montrent que l'essentiel des conclusions est peu affecté par ces incertitudes, même si dans le détail l'évaluation des dates de retour à la conformité et de l'efficacité des mesures peut varier sensiblement (voir annexe 11 pour plus de détails).

Une comparaison (non présentée dans ce rapport) entre les résultats des modèles INCA et TNT2 a été effectuée sur l'Horn et le Haut-Gouessant, à partir de données d'entrées similaires et avec un calage contraint pour INCA. Ce calage d'INCA a été effectué en essayant de rester au plus près du calage de TNT2, tant pour les valeurs des paramètres ayant une signification voisine que pour les valeurs annuelles des principales composantes du bilan de l'azote. Cette comparaison montre des résultats très voisins entre les deux modèles. Cependant, dans le détail, il existe des différences dans la dynamique d'évolution des concentrations (par exemple sur l'Horn, entre le court terme et le long terme) et sur la reproduction des maxima (en particulier sur le Haut-Gouessant), du fait en particulier d'un manque de prise en compte de la variabilité spatiale des temps de transfert dans INCA. De plus, la calibration d'INCA s'avère relativement délicate. Il n'est pas certain qu'une calibration sur les seules données observées, surtout lorsque les chroniques de concentrations sont courtes et de qualité moyenne, donne des résultats très fiables sur la tendance à moyen terme. Ainsi, sur le bassin versant des Echelles, on peut observer que la réactivité du bassin simulée par TNT2 est plus importante que celle simulée par INCA. Cela est dû à la fois à la nécessité de caler un volume de nappe important pour simuler les cycles inversés et à la simplicité du formalisme de prélèvement par les plantes, qui dépend fortement de la concentration en azote du sol dans INCA (voir annexe 3), alors que TNT2 simule de manière plus réaliste les processus physiologiques (voir annexe 4). Bien que les bilans d'azote réalisés à partir des simulations INCA et TNT2 conduisent à des conclusions similaires, les résultats obtenus sur les bassins versants modélisés uniquement avec INCA doivent être interprétés avec prudence. Cela concerne en particulier les valeurs simulées à moyen terme dans les scénarios s'écartant des conditions de calage (mesures renforcées).

Les résultats les plus fragiles concernent donc les bassins versants simulés uniquement avec INCA, ceux pour lesquels les données de l'enquête « diagnostics 2007 » n'étaient pas disponibles, ainsi que les estimations à moyen terme (2015) pour tous les bassins. On peut classer les bassins par ordre d'incertitude décroissante comme suit :

Bizien> Ic>Guindy>Arguenon>Echelles>Aber Wrach>Urne>Horn>Haut-Gouessant.

Rappelons également qu'un seul scénario climatique a été utilisé, en se plaçant dans des conditions moyennement défavorables pour l'évolution des concentrations jusqu'en 2009, puis avec des années climatiques moyennes déjà observées. Nous ne pouvons donc pas préjuger de l'évolution de la qualité des eaux dans les bassins versants en cas d'années climatiques extrêmes.

## 2.4.2 Diagnostic d'ensemble

Au vu des simulations réalisées à ce jour, trois groupes se distinguent :

-**Le Haut-Gouessant et l'Urne** pour lesquels le retour prochain à la conformité est probable. Ces deux bassins ont en commun une importance des circulations superficielles induisant des pics de concentrations forts en période très humide. Il est donc nécessaire de maintenir le niveau de base à des concentrations suffisamment faibles pour éviter les dépassements, ce que semble permettre le plan d'action. On pourrait imaginer qu'une meilleure protection des fonds de vallées et la gestion des eaux issues des périmètres drainés donneraient une sécurité plus forte.

-Le Guindy, l'Arguenon, l'Aber Wrach, et les Echelles, en situation intermédiaire : ce sont des bassins pour lesquels le retour à la conformité est en vue, avec toutefois des doutes assez forts sur l'atteinte de cet objectif dès 2009. Ces quatre bassins ne constituent pas un groupe homogène.

**L'Arguenon** se rapproche des deux précédents, avec des variations fortes des concentrations et des pics hivernaux. C'est un grand bassin versant sur lequel des études plus approfondies permettraient de mieux cibler les actions à entreprendre pour garantir la conformité. C'est aussi un site sur lequel la dynamique de la retenue a un impact fort sur les concentrations, qu'il conviendrait de mieux préciser.

**Le Guindy** est le bassin ayant apparemment enregistré la plus faible baisse des pressions azotées entre 2000 et 2007, mais il faut rappeler l'incertitude sur ces données d'entrées. C'est un bassin relativement tamponné avec un niveau de concentration initial relativement peu élevé par rapport aux autres, et c'est surtout cette situation initiale moins défavorable qui permet d'espérer un retour assez rapide à la conformité. INCA a tendance à amplifier la baisse des concentrations en nitrates, ce qui pourrait laisser craindre une conclusion trop optimiste, même si la stabilité des concentrations observées ces dernières années est peut être due aux déficits pluviométriques. Il n'est guère possible d'affiner les recommandations d'actions sur ce bassin dans l'état actuel des connaissances.

**L'Aber Wrach**, au contraire, a vu sa pression azotée diminuer fortement ces dernières années, mais cela ne semble pas se traduire nettement par une évolution favorable des concentrations. Les modèles prédisent tout de même que cette évolution va se produire, d'où un diagnostic plutôt favorable. Le retour à la conformité pour 2009 est toutefois peu probable. La mise en place de systèmes de culture plus ciblés sur la réduction des pertes en nitrates (voir partie 2.4.3) pourrait permettre d'atteindre plus rapidement cette conformité.

**Les Echelles** est un bassin classé initialement avec les trois suivants (pour lesquels un retour à la conformité n'est pas prévu avant 2015 par les modèles). La modélisation détaillée par TNT2 a permis de préciser ce diagnostic et de proposer des conclusions moins pessimistes. Si le retour à la conformité semble très peu probable pour 2009, il apparaît envisageable à une échéance de quelques années. Il y a toutefois quelques incertitudes sur le fonctionnement hydrologique et hydrochimique de ce bassin, compte tenu de l'éloignement de la station de mesure de débits par rapport au captage AEP et de la mauvaise qualité des suivis nitrates réalisés par le passé. Là encore, la mise en place de systèmes de culture plus ciblés sur la réduction des pertes en nitrates pourrait permettre d'accélérer l'évolution favorable de ce bassin et d'envisager la réouverture prochaine de la prise d'eau.

-L'Horn, l'Ic et le Bizien, pour lesquels les modèles simulent une efficacité trop limitée du plan d'action pour atteindre la conformité en 2009 et voire même à l'horizon 2015, compte tenu de leur situation actuelle et de leur grande inertie. Cela ne constitue pas une surprise, puisque les prises d'eau correspondantes sont concernées par des mesures de fermeture temporaire sur la base du constat d'une faible probabilité d'amélioration rapide. Là encore, il faut moduler le diagnostic selon les bassins.

**Le Bizien** est le bassin le plus mal connu (pas de donnée hydrologique et des données agronomiques incertaines) et le moins bien simulé. Il semble se caractériser par une inertie très forte, plus fortement liée aux caractéristiques hydrologiques qu'à une situation initiale dégradée. Il est impossible d'affiner le diagnostic en l'état actuel des connaissances. Il semble qu'un abandon définitif de cette prise d'eau soit envisagé par les gestionnaires.

**L'Ic** est également un bassin assez mal connu et simulé, là encore par manque de données de débit mais aussi du fait d'une grande hétérogénéité climatique et géologique. L'évolution des pressions azotées n'y est pas très marquée et l'application du plan d'action prévu ne semble pas suffisante pour accélérer de manière assez importante le retour à la conformité. C'est donc un bassin sur lequel une étude et une réflexion plus poussées seraient nécessaires, à la fois pour mieux en comprendre le fonctionnement et pour concevoir des mesures mieux adaptées.

**L'Horn** est lui bien mieux connu. Les données du problème y sont claires : une situation initiale très dégradée, des réserves de nitrates dans le sous-sol très importantes, une inertie du sol également forte, et des systèmes agricoles ne permettant vraisemblablement pas de garantir des eaux de drainage suffisamment diluées pour améliorer rapidement les choses. Les modélisations permettent de relativiser la part de ces différents facteurs : en supprimant virtuellement tout lessivage de nitrates, 4 à 5 ans seraient nécessaires pour retrouver une situation conforme, compte tenu de l'inertie du système. Le plan d'action mis en œuvre ne permettra pas d'obtenir ce résultat avant 2015, et sans doute pas non plus avant 2020. La préconisation de plafonds de pressions azotées encore inférieurs n'aurait probablement qu'une efficacité marginale. Faire adopter des évolutions des systèmes de cultures réellement ciblées sur la diminution des pertes en nitrates et une meilleure gestion de l'espace serait la seule solution efficace, mais elle paraît difficile à imaginer compte tenu du contexte socio-économique.

### 2.4.3 Plan d'action

La mise en place du plan d'action a des effets positifs concernant l'accélération de la dépollution dans les bassins. Il faut toutefois évoquer ici le fait que de cibler les mesures sur une diminution de la pression azotée, justifié pour des raisons réglementaires et pratiques, est potentiellement susceptible d'induire des évolutions de pratiques non souhaitables. Ont été par exemple évoqués des risques de substitution des prairies par du maïs ensilage ou d'augmentation de la part d'aliments concentrés dans les rations animales. Les enquêtes « diagnostic 2007 » n'ont toutefois pas mis en évidence de dérive importante dans cette direction (seule une légère augmentation de la sole en maïs, compensée en majorité par une réduction des surfaces en céréales, a été relevée). Pourtant, la simulation de l'application de ce plan d'action ne se traduit pas toujours par une diminution nette et rapide des concentrations dans la rivière, et ce pour trois raisons principales :

-L'inertie des systèmes liée à une situation initiale dégradée (stocks d'azote importants dans le sous sol, arrières effets des pratiques antérieures) et l'importance de la contribution de la nappe à l'écoulement.

-Le report d'une partie importante de la baisse de pression sur les prélèvements par les plantes dans les simulations des deux modèles. Cette baisse des prélèvements, si elle impacte en grande partie les exportations d'azote, ne signifie pas une baisse équivalente en termes de rendement, compte tenu des « prélèvements de luxe » possibles. Il est très difficile d'estimer précisément ce phénomène, surtout en l'absence d'information précise sur la façon dont les agriculteurs vont répartir la baisse d'intrants sur les

différentes cultures. Il est également impossible de prédire les implications agronomiques de cette baisse, notamment sur la valorisation des fourrages par les troupeaux. Seule une étude très détaillée sur les plans agronomique, économique et sociologique pourrait permettre d'appréhender finement les impacts du plan d'action sur le fonctionnement des exploitations agricoles et d'envisager ses conséquences indirectes.

-La persistance de situations génératrices de lixiviation d'azote dans les systèmes actuels. Les céréales d'hiver ne constituent pas des couverts hivernaux efficaces en termes de piégeage de nitrate, de même que les CIPAN implantés tardivement ou dans de mauvaises conditions. Les sols non végétalisés après maïs grain le sont encore moins. Les retournements de prairies, même suffisamment précoces, qui ne sont pas suivis d'une culture très exportatrice d'azote sont des sources de fuites de nitrates importantes.

Les solutions envisageables pour améliorer cet état de fait existent, mais ne sont pas forcément simples à mettre en œuvre. Pour le premier point, une répercussion plus rapide sur la qualité des eaux de rivières pourrait passer par un ciblage des actions dans les zones de fonds de vallées, où les temps de transit vers la rivière sont plus rapides et où des processus d'épuration sont possibles. Mais cela induit des impacts très différents selon les exploitations et la distribution de leur parcellaire. Pour les deux points suivants, il s'agit de réfléchir à la modification des systèmes de cultures, afin de minimiser les situations induisant un risque de lessivage (couverture hivernale insuffisamment efficace, apports ou restitutions organiques importantes (légumes, retournement de prairies) non suivis de cultures fortement exportatrices, etc.). Cette réflexion et les évolutions qui en découlent devraient passer par une analyse approfondie et partagée de la situation des exploitations et de leurs marges de progrès ou de changements. Une telle démarche nous semble être, malgré les difficultés qu'elle soulève et le temps qu'elle demande, la meilleure voie vers une solution durable.

## Conclusion générale

*Des approches diversifiées pour un diagnostic plus fiable et plus nuancé*

De **fortes convergences** apparaissent dans les résultats des deux études : le classement des bassins versants en fonction de leur réactivité aux changements de pratiques agricoles et aux variations climatiques est sensiblement le même et les pronostics de retour à la conformité en 2009 sont aussi très proches (voir détail ci-dessous). Toutefois, des différences notables peuvent être remarquées dans les résultats de simulations sur l'ampleur et la dynamique des variations de concentrations suite à l'application des mesures renforcées. Ces différences ont deux types d'origine, le premier lié aux données d'entrées et aux hypothèses de scénarios, le second lié à la conception des modèles utilisés.

- Sur le premier point, le modèle TEMPO du BRGM utilise et fournit des valeurs à pas de temps décennaire, des scénarios climatiques variés créés par un générateur statistique, et considère un scénario d'évolution des intrants conduisant à l'application immédiate et uniforme d'une pression de 140 kgN/haSAU/an. Les modèles INCA et TNT2 de l'INRA utilisent et fournissent des valeurs journalières, un seul scénario climatique se plaçant dans des conditions moyennement défavorables pour l'évolution des concentrations jusqu'en 2009, puis basé sur des années climatiques moyennes déjà observées. Il considère un scénario d'évolution prenant en compte une modalité probable d'application des mesures renforcées compte tenu des connaissances sur les systèmes de production actuels et de leur diversité.

- Sur le deuxième point, le modèle TEMPO est un modèle mettant en avant l'hypothèse d'un fonctionnement du système à base de réponses impulsionnelles et qui utilise l'information existant dans les chroniques pluies débits concentrations pour caractériser ces réponses. Les signaux entrant dans le système sont modélisés a minima (dépendance non linéaire à la température pour la minéralisation, à l'ETP pour le prélèvement par les plantes). Les transferts d'eau et de nitrates sont modélisés en partant de deux types d'écoulements, lents et rapides, sans fonction puits-source lors des transferts. Le modèle TNT2 est de type déterministe, basé sur l'assemblage de relations complexes de causes à effets entre le climat, les pratiques agricoles et les caractéristiques du milieu physique et biologique et le modèle INCA se rattache quant à lui à la catégorie des modèles dits « conceptuels » avec un assemblage de réservoirs en liaisons hydrauliques par l'intermédiaire de lois de transfert utilisant des constantes de temps. Les chroniques existantes sont aussi utilisées pour le calage, mais dans un cadre plus contraint d'hypothèses de fonctionnement. Le modèle INCA est, comme TEMPO, basé sur un schéma à deux types d'écoulements, lent et rapide. Mais dans INCA, il en est rendu compte par l'existence de capacité de stockage au sein de ces deux composantes et dans TEMPO par l'intervention possible de plusieurs réponses impulsionnelles.. Le modèle TNT2 inclut une large gamme de vitesses de transfert et de temps de résidence dans le système, puisque chaque point du bassin versant, en fonction de sa position, va contribuer différemment à l'écoulement. Il possède des capacités de stockage et de transformations de l'azote tout au long de ces transferts.

Ces approches correspondent donc à différentes visions conceptuelles du système modélisé, qui reflètent différents aspects de la complexité du système et différentes solutions adoptées par la communauté scientifique pour représenter cette complexité. L'intérêt de cette diversité d'approche est à la fois de renforcer la fiabilité des conclusions, lorsqu'elles convergent, et d'en souligner la part d'inconnu et d'incertitude, lorsqu'elles divergent.

### *Diagnostic sur les conditions de retour à la conformité par bassin versant*

- **L'Horn** apparaît comme un bassin versant moyennement perméable, avec une forte contribution des eaux ayant un transit relativement profond. A cela se rajoute une contamination des nappes forte et une minéralisation forte. L'ensemble de ces facteurs ne permet d'espérer un retour rapide à la conformité pour ce bassin.

- A l'opposé, **le Haut-Gouëssant** est un bassin s'équilibrant rapidement avec les variations de pression agricole, qui présente une balance globale de fertilisation azotée faible et un niveau de contamination des nappes également faible. Les dépassements occasionnels qu'il présente sont probablement liés à des écoulements relativement rapides et superficiels, et devraient régresser rapidement si les stratégies d'adaptation des agriculteurs aux contraintes induites par le plan d'action n'entraînent pas de retournements de prairies importants.

Les autres bassins versants présentent des situations intermédiaires entre ces deux extrêmes.

- **L'Urne** présente une situation assez similaire au Haut-Gouëssant, même si les concentrations observées au cours des dernières années évoluent moins favorablement. Pour ce bassin, les deux études pronostiquent également un retour rapide à la conformité.

- **L'Arguenon** présente des ressemblances avec les deux bassins précédents, la taille beaucoup plus importante du bassin entraînant quelques différences de comportement. Les deux études concluent à un retour à la conformité non garanti en 2009, notamment en cas de conditions climatiques défavorables, mais qui devrait s'installer dans les années suivantes, et pourrait être mieux assuré par des actions ciblées sur la partie amont, plus contributive.

- **Le Guindy** est dans une situation assez similaire, avec là encore un bon pronostic de retour à la conformité, mais non garantie pour 2009. Les simulations du BRGM suite à une réduction des intrants jusqu'à 140 kgN/ha soulignent un risque de dépassement en cas d'années humides.

- **L'Aber Wrach** présente une situation un peu plus défavorable à la fois en termes de pression azotée et de taux de dépassement prévisible. Les modèles INCA et TNT2 simulent une situation non-conforme en 2009 mais avec un retour probable à la conformité dans les années suivantes. Les simulations du BRGM suite à une réduction des intrants (jusqu'à 140 kgN/ha) confirment ce diagnostic en soulignant un risque de dépassement en cas d'années humides.

- Les bassins **du Bizien** et dans une moindre mesure de **l'Ic**, présentent un suivi hydrologique insuffisant pour permettre d'établir un diagnostic complet et fiable (absence de données de débit sur le Bizien, et absence de débits journaliers sur l'Ic). Néanmoins, les résultats des deux études, avec des débits reconstitués, concluent que sur ces 2 bassins le retour à la conformité semble exclu pour 2009 et les quelques années suivantes.

-le bassin **des Echelles** est celui qui montre le plus de divergence entre les différentes modélisations. Les modèles TEMPO et INCA simulent une situation non-conforme en 2009, et ne redevenant conforme que lentement. Le modèle TNT2 simule aussi la non-conformité pour 2009, mais laisse espérer un retour à la conformité dans les années suivantes. Ces différences sont en partie dues à la mise en place trop récente d'un suivi hydrochimique régulier sur ce bassin versant, qui rend difficile le calage des modèles, et en partie au fait que son niveau de concentration moyen s'approche tangentiellement des 50 mg/l, d'où de fortes incertitudes sur le timing du retour à la conformité.

## Annexe 1 : Rapport final (phase 2) à fin juin 2008 du BRGM

Document public à accès réservé

# Bassins versants bretons en contentieux européen : typologie et modélisation de l'évolution des concentrations en nitrates

Phase 2 - Rapport final

BRGM/RP-56408-FR

juin 2008

Étude réalisée dans le cadre des projets  
de Service public du BRGM 2008 EAU K33

B. Mougin, D. Allier, E. Putot, J.-J. Seguin, P. Stollsteiner, J.-M. Schroetter

### Vérificateur :

Nom : Jean-Jacques SEGUIN

Date : 02/06/2008

(Original signé)

### Approbateur :

Nom : Michel LECLERCQ

Date : 03/06/2008

(Original signé)

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000.



## Annexe 2 : Description du modèle TEMPO du BRGM

### Principe de la modélisation mise en œuvre

#### A/ Méthodologie de modélisation

#### FONCTIONNEMENT DU LOGICIEL TEMPO

D'une façon générale, dans la modélisation d'un système physique à l'aide d'une approche "boîte noire", on met en relation une ou plusieurs "entrées" du système avec une "sortie" via une ou plusieurs fonctions de transfert.

Les fonctions de transfert sont calculées à partir des "entrées" et par calage sur les données de "sortie" (inversion d'un système matriciel).

La fonction de transfert, appelée aussi réponse impulsionnelle, correspond à la sortie du système quand l'entrée est une impulsion se produisant pendant un intervalle de temps très court (par exemple une pluie très brève sur l'ensemble du bassin). Suivant le contexte la réponse impulsionnelle revêt différentes formes, par exemple celle indiquée par la figure ci-dessous (phase de montée puis de décroissance).

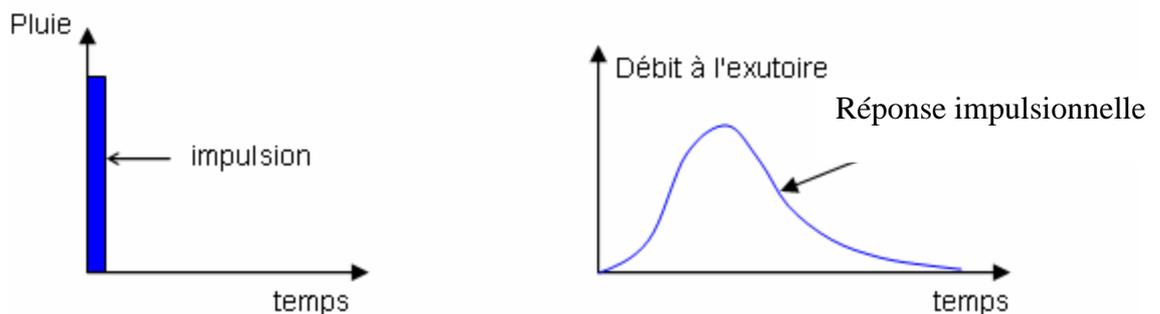


Illustration A- Exemple de réponse impulsionnelle

Le code de calcul TEMPO fonctionne suivant ce principe général illustré à l'aide d'un exemple simple ci-après.

#### Exemple simple

Dans un système linéaire, la relation entre une entrée  $e(t)$ , une sortie  $s(t)$  et une fonction de transfert  $g(t)$ , s'exprime par l'intégrale de convolution classique suivante:

$$s(t) = \int_0^t e(\tau) \cdot g(t - \tau) d\tau$$

L'aire de la fonction de transfert vaut 1 (conservation des flux), soit:  $\int_0^{\infty} g(t) dt = 1$

Pour un système hydrologique (bassin versant superficiel et souterrain) dont l'entrée est représentée par une chronique de pluies efficaces  $P_{\text{eff}}(t)$  et la sortie par un débit  $Q(t)$  à l'exutoire du bassin, on peut écrire, en supposant qu'une seule fonction de transfert  $g(t)$  suffit à décrire le système (ce qui revient à supposer un ruissellement nul, toute la pluie efficace participant à la recharge de la nappe):

$$Q(t) = \int_0^t P_{\text{eff}}(\tau) \cdot g(t-\tau) d\tau \quad (1)$$

Pour un transport de masse, on peut écrire de même:

$$\Phi_M(t) = \int_0^t \Phi_{\text{in}}(\tau) \cdot g_{\text{FM}}(t-\tau) d\tau \quad (2)$$

avec:

$\Phi_M = \Phi_{\text{ex}}$  le flux de masse à l'exutoire où le débit mesuré est  $Q(t)$  et où la concentration mesurée est  $C_{\text{ex}}$ :  $\Phi_{\text{ex}}(t) = Q(t) \cdot C_{\text{ex}}(t)$

$\Phi_{\text{in}}$  le flux de masse entrant avec une concentration  $C_{\text{in}}$ :  $\Phi_{\text{in}}(t) = Q_{\text{in}}(t) \cdot C_{\text{in}}(t)$

$g_{\text{FM}}(t)$  la fonction de transfert.

L'intégrale 2 peut se réécrire:

$$C_{\text{ex}}(t) = \frac{1}{Q(t)} \int_0^t C_{\text{in}}(\tau) \cdot Q_{\text{in}}(\tau) \cdot g_{\text{FM}}(t-\tau) \cdot d\tau \quad Q(t) \neq 0 \quad (3)$$

*Remarque: dans la suite de ce document, la forme condensée  $s(t) = e(t) * g(t)$  sera utilisée à la place des intégrales de convolution ( $s$ =sortie,  $e$ =entrée).*

## Généralisation

En fait, les processus étant plus complexes (coexistence d'écoulements "lents" et "rapides") et certains non linéaires (effets de seuils), plusieurs fonctions de transfert peuvent être introduites dans TEMPO pour simuler au mieux un système hydrologique.

De même, plusieurs entrées sont parfois nécessaires dans le processus de modélisation: ainsi, un débit à l'exutoire d'un bassin peut être reproduit à partir d'une séquence de pluies et d'ETP et à partir d'une chronique de niveaux piézométriques permettant par exemple de prendre en compte un soutien des débits d'étiage, ou plus généralement des échanges nappe-cours d'eau.

Dans cet exemple, il y aura deux fonctions de transfert "lentes", l'une associée à la fraction de la pluie efficace participant à la recharge de la nappe, l'autre associée aux variations piézométriques.

La contribution des différentes entrées au cours du temps est calculée par le logiciel, une fois déterminées les fonctions de transfert.

Les fonctions de transfert peuvent avoir une forme a priori, par exemple un trapèze (équivalent d'une moyenne mobile avec un effet retard) ou bien une forme analytique; dans ce cas seuls les paramètres de cette fonction sont à calculer. Mais elles peuvent être aussi calculées de façon discrète, sans formulation paramétrique.

Pour les obtenir, différentes techniques ont été mises au point, décrites dans une littérature abondante. La technique mise en œuvre dans le logiciel Tempo est mentionnée dans l'article de Pinault et al, 2001.

## Modélisation des écoulements

### • Composantes des écoulements

Dans le processus de modélisation, TEMPO permet de simuler deux types d'écoulements:

- des écoulements dits "rapides", par exemple ruissellement de surface ou bien, dans une nappe, écoulements préférentiels via un système de macropores, de fissures interconnectées, de conduits karstiques.

- des écoulements "lents" expliquant les retards plus ou moins importants entre la pluie et le débit (ou la variation d'un niveau piézométrique) observés en sortie: processus d'infiltration dans la zone non saturé et écoulements dans l'aquifère.

Partant de la pluie efficace (cf ci-dessous pour son calcul), 2 fonctions de transfert associées à chacun de ces écoulements sont calculées:

$\Gamma_R$ , associée aux écoulements "rapides"

$\Gamma_L$ , associée aux écoulements "lents"

soit, pour un débit  $Q(t)$  simulé à l'exutoire d'un bassin de superficie  $A$ :

$$Q(t) = A.(\Gamma_R * Peff_R + \Gamma_L * Peff_L) \quad (1)$$

$Peff_R$  et  $Peff_L$  sont les composantes de la pluie efficace  $Peff$  induisant le transfert rapide et le transfert lent ( $Peff = Peff_R + Peff_L$ ).

### • Calcul de la pluie efficace

C'est la hauteur de pluie permettant d'engendrer un écoulement superficiel ou souterrain. Elle est calculée par TEMPO à partir de chroniques de pluies et d'ETP à l'aide d'un seuil  $\Omega(t)$  que l'on peut interpréter comme le déficit de la réserve en eau des sols: la pluie est efficace lorsque le déficit est nul (la réserve saturée),

$$P_{eff} = \text{Pluie} - \Omega(t) \text{ si } \text{Pluie} > \Omega(t) \quad P_{eff} = 0 \text{ sinon}$$

Le seuil  $\Omega(t)$  est calculé à partir de 2 réponses impulsionnelles,  $\Gamma_{Pluie}$  et  $\Gamma_{ETP}$  :

$$\Omega(t) = \Gamma_{Pluie} * \text{Pluie} + \Gamma_{ETP} * \text{ETP} + Cste \quad (2)$$

La variable  $\Omega$  ayant le sens d'un déficit, l'ETP l'augmente (le déficit s'accroît) tandis que la pluie la fait diminuer (le déficit se comble).

La réponse impulsionnelle  $\Gamma_{ETP}$  de  $\Omega$  à l'ETP sera donc positive, tandis que sa réponse  $\Gamma_P$  à la pluie sera négative.

Les 2 réponses impulsionnelles  $\Gamma_{ETP}$  et  $\Gamma_P$  sont représentées par des trapèzes (équivalent d'une moyenne mobile avec un effet retard)

- Calcul des composantes de la pluie efficace induisant les écoulements lents et rapides.

La pluie efficace est décomposée en une composante rapide  $Peff_R$  et une composante lente  $Peff_L$ , chacune de ces composantes étant transférée à l'exutoire ou dans la nappe au moyen de la réponse impulsionnelle correspondante.

La contribution de la pluie efficace au transfert rapide est décrite au moyen d'une fonction  $\alpha(t)$  dont les valeurs sont comprises entre 0 et 1. Cette fonction donne, au temps  $t$ , la contribution de la pluie efficace impliquée dans le transfert rapide.

$$\alpha(t) = \frac{Peff_R}{Peff_R + Peff_L} \quad (3)$$

La fonction  $\alpha(t)$  est aussi calculée à l'aide d'une RI, représentée par un trapèze:

$$\alpha(t) = \Gamma_{\alpha, Peff} * Peff \quad (4)$$

- Calcul des fonctions de transfert

En se limitant aux processus décrits ci-dessus, 5 fonctions de transfert (illustration B ci-dessous) sont donc à déterminer :  $\Gamma_{\Omega, Pluie}$ ,  $\Gamma_{\Omega, ETP}$ ,  $\Gamma_{\alpha, Peff}$ ,  $\Gamma_R$ ,  $\Gamma_L$

<b>Variables calculées</b>	<b>Réponses impulsionnelles</b>
Seuil de déclenchement de la pluie efficace $\Omega$ (t) <i>Pluie efficace si Pluie &gt; <math>\Omega</math> (t)</i>	de $\Omega$ à la pluie et à l'ETP $\Gamma_{\text{Pluie}}$ et $\Gamma_{\text{ETP}}$
Part de la pluie efficace impliquée dans le transfert rapide $\alpha(t)$ : $\alpha(t) = \frac{Peff_R}{Peff_R + Peff_L}$	de $\alpha$ à la pluie efficace $\Gamma_{\alpha, Peff}$
Composante de la pluie efficace induisant un transfert "rapide" $Peff_R(t)$	du débit à la pluie efficace "rapide" $\Gamma_R$
Composante de la pluie efficace induisant un transfert "lent" $Peff_L(t)$	du débit à la pluie efficace "lente" $\Gamma_L$
Fonction seuil $\Omega$ :	$\Omega(t) = \Gamma_P * \text{Pluie} + \Gamma_{\text{ETP}} * \text{ETP}$
Pluie efficace	$Peff$ si $\text{Pluie}(t) > \Omega(t)$
Pluie efficace:	$Peff = Peff_R + Peff_L$
Fonction $\alpha$ :	$\alpha(t) = \Gamma_{Peff} * Peff = \Gamma_{Peff} * (Peff_R + Peff_L)$
Débit Q:	$Q(t) = A(\Gamma_R * Peff_R + \Gamma_L * Peff_L)$ avec $Peff_L = 1 - \alpha(t)$

*Illustration B - Variables et réponses impulsionnelles dans la modélisation des écoulements*

Les calculs sont conduits de façon itérative:

- 1) les réponses impulsionnelles  $\Gamma_{\Omega, \text{Pluie}}$ ,  $\Gamma_{\Omega, \text{ETP}}$ ,  $\Gamma_{\alpha, Peff}$  sont initialisées
- 2) les fonctions  $\Omega$  (seuil de pluie efficace) et  $\alpha$  (partition de la pluie efficace) sont calculées à partir des relations (2) et (4)

- 3) les fonctions de transfert lente  $\Gamma_L$  et rapide  $\Gamma_R$  de la relation (1) sont ensuite calculées par inversion de cette relation (déconvolution).
- 4) il reste ensuite à calculer les réponses impulsionnelles  $\Gamma_{\Omega, \text{Pluie}}$ ,  $\Gamma_{\Omega, \text{ETP}}$ ,  $\Gamma_{\alpha, \text{Peff}}$  initialisées à l'étape 1, c'est-à-dire à calculer les paramètres définissant les trapèzes représentant ces réponses, soit 12 paramètres au total (4 par trapèze).

On itère sur les étapes 2, 3 et 4.

#### • Temps de transit

Les temps de transit **moyens** sur chaque bassin sont calculés à partir des réponses impulsionnelles "lente" et "rapide" (moyenne des temps pondérée par les valeurs des RI). Ces temps,  $\overline{T}_L$  ("lent") et  $\overline{T}_R$  ("rapide") sont donnés par:

$$\overline{T}_L = \frac{\int_0^{\infty} t \Gamma_L(t) dt}{\int_0^{\infty} \Gamma_L(t) dt} \qquad \overline{T}_R = \frac{\int_0^{\infty} t \Gamma_R(t) dt}{\int_0^{\infty} \Gamma_R(t) dt}$$

*Remarque:* la somme des aires des réponses impulsionnelles vaut 1

$$\int_0^{\infty} \Gamma_L(t) dt + \int_0^{\infty} \Gamma_R(t) dt = 1$$

### **Modélisation des transferts de nitrates**

La modélisation du transfert des nitrates suit les mêmes principes en utilisant les résultats de la modélisation des écoulements, les nitrates étant véhiculés par les flux d'eau.

Le calage se fait sur les concentrations mesurées aux exutoires. Le signal de sortie est recomposé en fonction (cf. illustration C) :

- des débits reconstitués eux même en fonction de la pluie, de l'ETP et du niveau piézométrique (cf. explication ci-dessus)
- des intrants en azote (fertilisation minérale et organique)
- de l'ETP qui peut être reliée à l'activité de la végétation, et qui assure ici le rôle de la fonction export d'azote par les cultures.
- de la minéralisation de la matière organique, simulée à l'aide d'une réponse impulsionnelle corrélée à la température, celle-ci étant aussi une entrée des modèles.

La dénitrification, difficile à quantifier, n'est pas prise en compte. Les scénarios simulés seront donc "majorants".

*Remarque* - Concernant les aspects agronomiques (intrants et minéralisation de la matière organique), la voie suivie et les hypothèses faites ont été exposées au CEMAGREF et à l'INRA dont les points de vue ont été pris en compte quand cela était possible dans le cadre de la démarche adoptée.

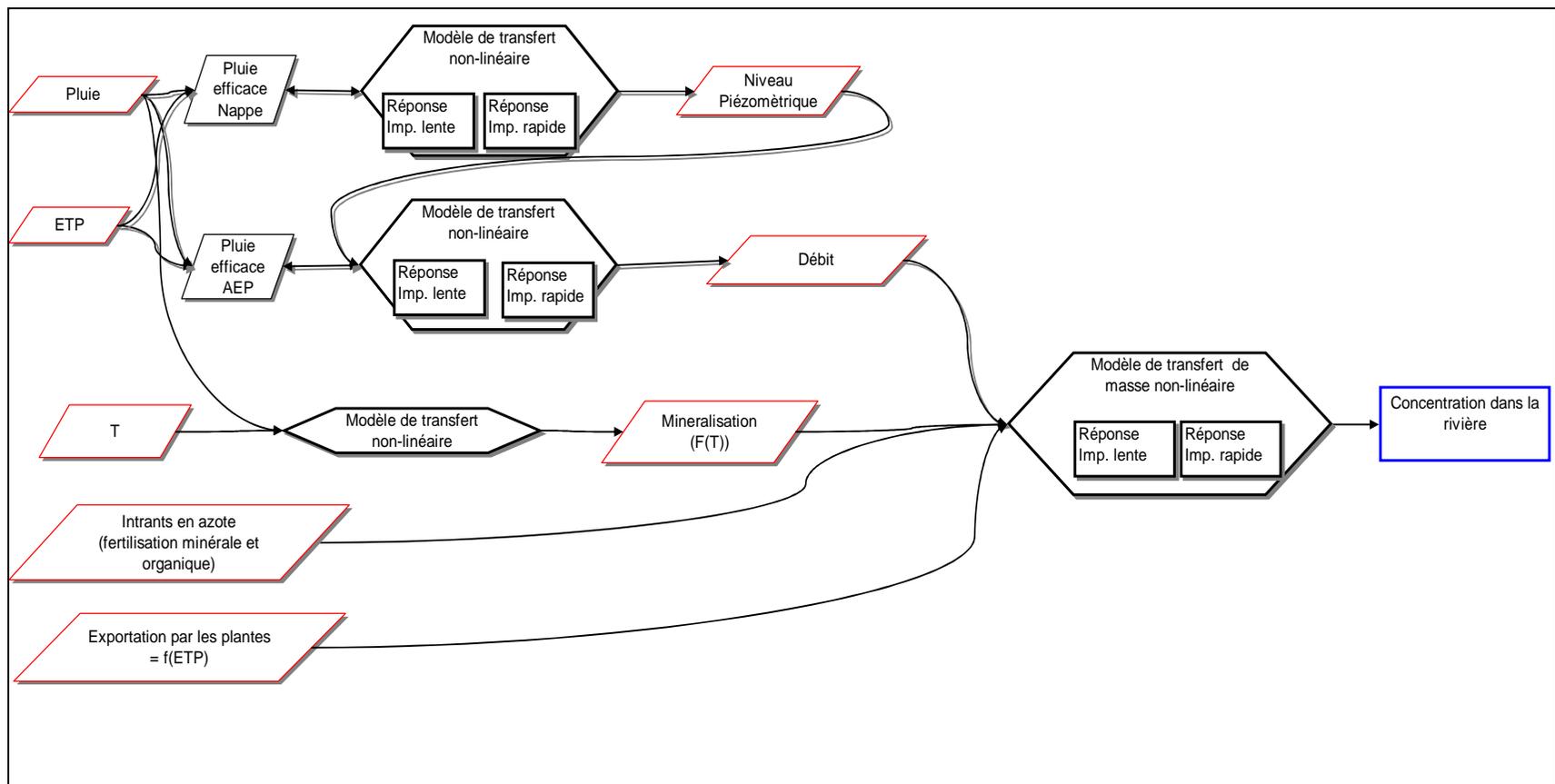


Illustration C - Schéma récapitulatif du processus de modélisation et de simulation

## **B) Références bibliographiques**

### **1) Logiciel TEMPO**

Pinault J.L. (2007) – Manuel utilisateur de Tempo. Logiciel de traitement et de modélisation des séries temporelles en hydrogéologie et en hydrogéochimie.

### **2) Etudes réalisées avec le logiciel TEMPO**

Delay F., Dupuit A., Porel G. (2007) - Expertise des travaux effectués par le BRGM pour le compte de la DIREN Poitou-Charentes et annexés au rapport : RP-54569 FR :

"Recherche d'indicateurs piézométriques pour la gestion des prélèvements en nappe (Phase 1: bassins de la Dive-Nord, du Clain, de la Sèvre Niortaise, de la Boutonne et de la Seudre)"

PINAULT, J.L., Allier, D., Chabart M. (2007) - Prévion des volumes d'eau exploitables de 10 bassins versants en Champagne crayeuse.

Rapport BRGM 55087-FR

PINAULT, J.L., and F. BERTHIER (2007) - A methodological approach to characterize the resilience of aquatic ecosystems with application to Lake Annecy, France, *Water Resour. Res.*, 43, W01418, doi:10.1029/2006WR005125.

PINAULT, J.L., and S. SCHOMBURGK (2006), Inverse modeling for characterizing surface water/groundwater exchanges, *Water Resour. Res.*, 42, W08414, doi:10.1029/2005WR004587.

PINAULT, J.L., N. AMRAOUI, and C. GOLAZ (2005), Groundwater-induced flooding in macropore-dominated hydrological system in the context of climate changes, *Water Resour. Res.*, 41, W05001, doi:10.1029/2004WR003169

PINAULT, J.L., N. DOERFLIGER, B. LADOUCHE, and M. BAKALOWICZ (2004), Characterizing a coastal karst aquifer using an inverse modeling approach: The saline springs of Thau, southern France, *Water Resour. Res.*, 40, W08501, doi:10.1029/2003WR002553.

PINAULT J.L., PAUWELS H. and CANN Ch. (2001) - Inverse modeling of the hydrological and the hydrochemical behavior of hydrosystems: Application to nitrate transport and denitrification, *Water Res. Research*, 37 (8), pp 2179-2190.

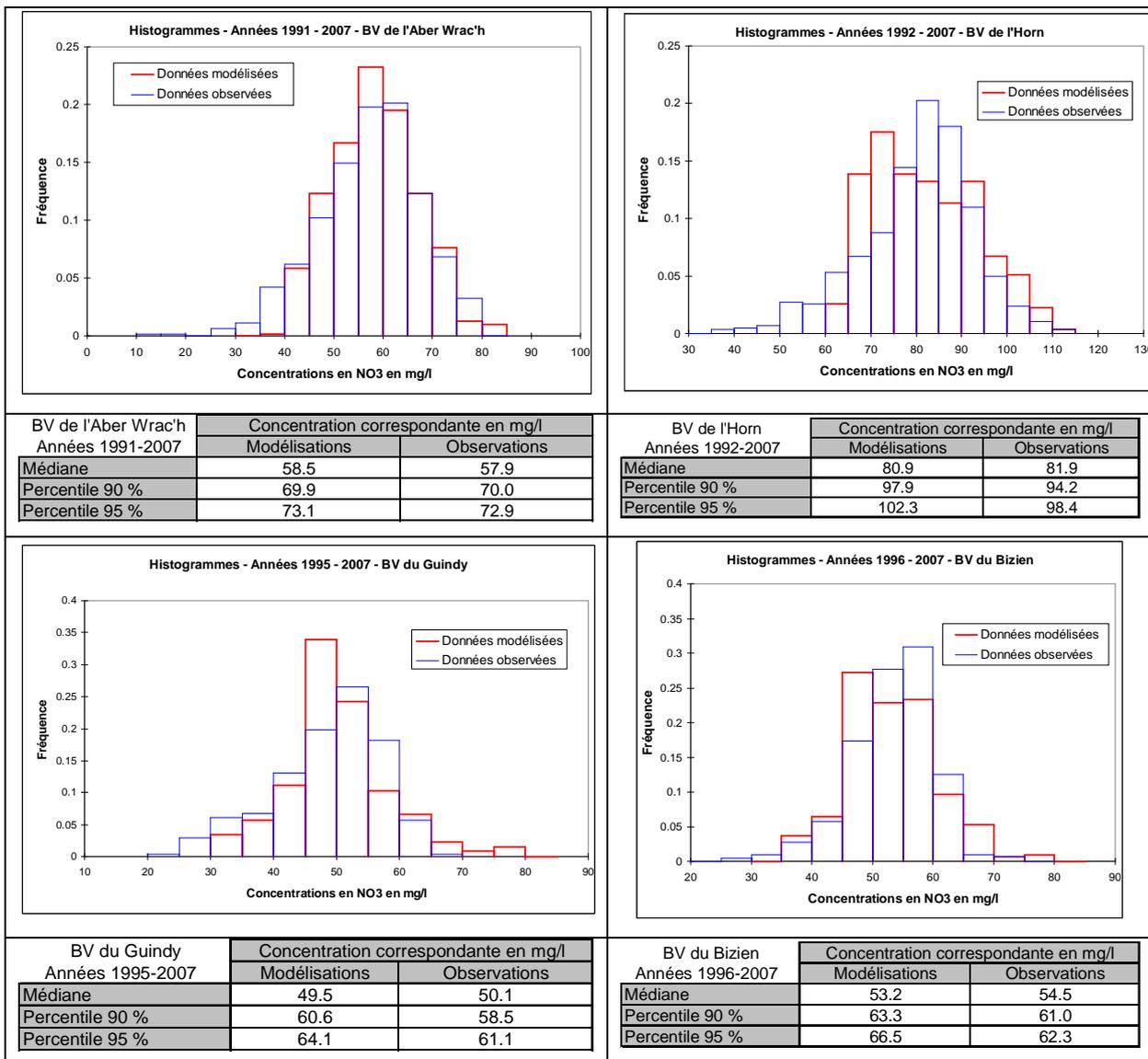
PINAULT J.L., PLAGNES V, AQUILINA L. and BAKALOWICZ M. (2001)- Inverse modeling of the hydrological and the hydrochemical behavior of hydrosystems: Characterization of karst system functioning, *Water Res. Research*, 37 (8), pp 2191-2204, 2001.

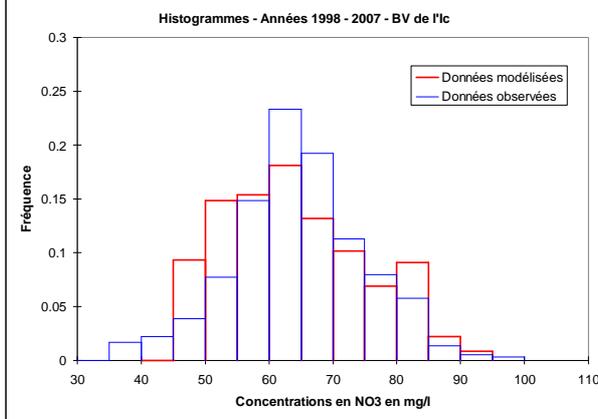
LACHASSAGNE P, PINAULT J.L., LAPORTE P. (2001) - Radon 222 emanometry: a relevant methodology for water well siting in hard rock aquifers, *Water Res. Research*, 37 (12), pp 3131-3148, 2001.

PINAULT J.L., BAUBRON J.C. (1997) - Signal processing of diurnal and semidiurnal variations in radon and atmospheric pressure: A new tool for accurate in situ measurement of soil gas velocity, pressure gradient, and tortuosity, *Journal of Geophysical Research*, Vol. 102, N°B8, pp 18,101-18,120, 1997

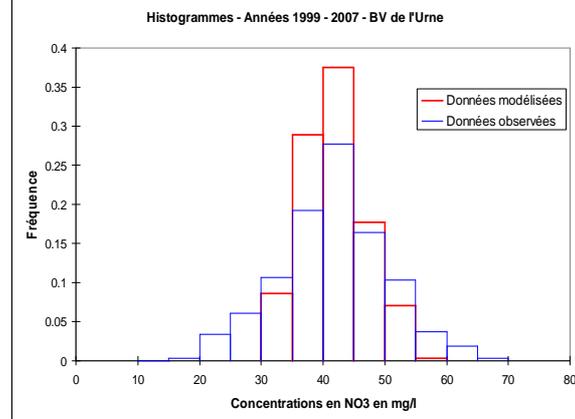
PINAULT J.L., BAUBRON J.C., (1996) - Signal processing of soil gas radon, atmospheric pressure, moisture and soil temperature data: A new approach for radon concentration modelling, *Journal of Geophysical Research*, Vol. 101, N°B2, pp 3157-3171, 1996

## Annexe 2bis : Comparaison des histogrammes des concentrations en nitrates modélisées et observées

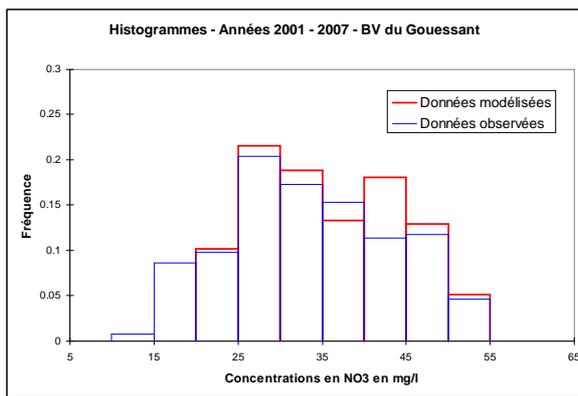




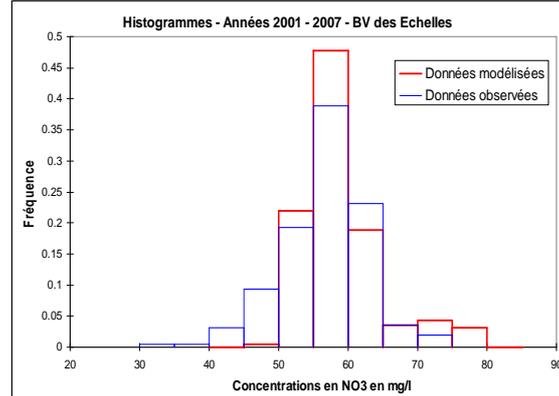
BV de l'Ic Années 1998-2007	Concentration correspondante en mg/l	
	Modélisations	Observations
Médiane	62.7	64.3
Percentile 90 %	80.6	78.3
Percentile 95 %	83.4	81.4



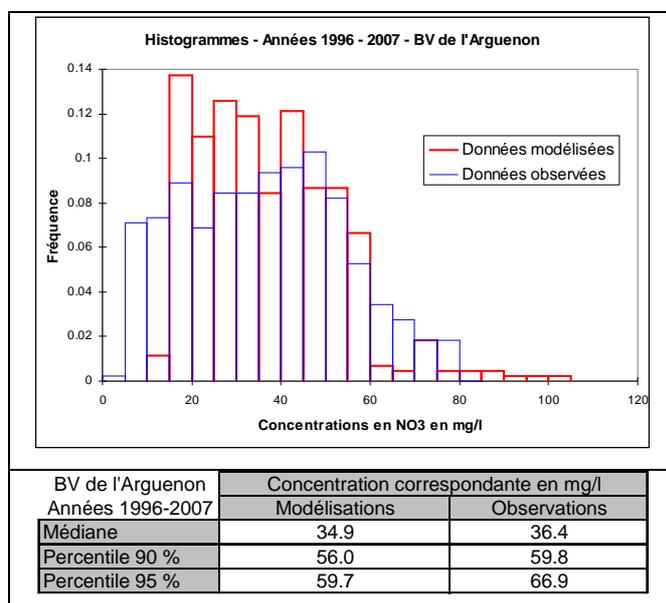
BV de l'Urne Années 1999-2007	Concentration correspondante en mg/l	
	Modélisations	Observations
Médiane	41.6	41.3
Percentile 90 %	48.6	52.4
Percentile 95 %	51.2	55.8



BV du Gouessant Années 2001-2007	Concentration correspondante en mg/l	
	Modélisations	Observations
Médiane	34.9	33.2
Percentile 90 %	47.3	48.0
Percentile 95 %	49.9	49.9



BV des Echelles Années 2001-2007	Concentration correspondante en mg/l	
	Modélisations	Observations
Médiane	57.6	57.2
Percentile 90 %	65.4	62.9
Percentile 95 %	72.7	65.1



### Annexe 3 : Fiche descriptive INCA

Le modèle INCA (Integrated Nitrogen in CAcatchments) est un modèle semi-distribué (c'est-à-dire qu'il ne représente pas précisément la localisation des cultures dans le bassin versant) développé par l'AERC (Aquatic Environment Research Center) de l'Université de Reading. Il représente le bassin versant comme un assemblage de sous bassins reliés par des biefs de cours d'eau (figure 1), chaque sous bassin versant étant caractérisé par les proportions des diverses utilisations des terres qu'on y trouve (forêts, bâti, grands types de rotations agricoles).

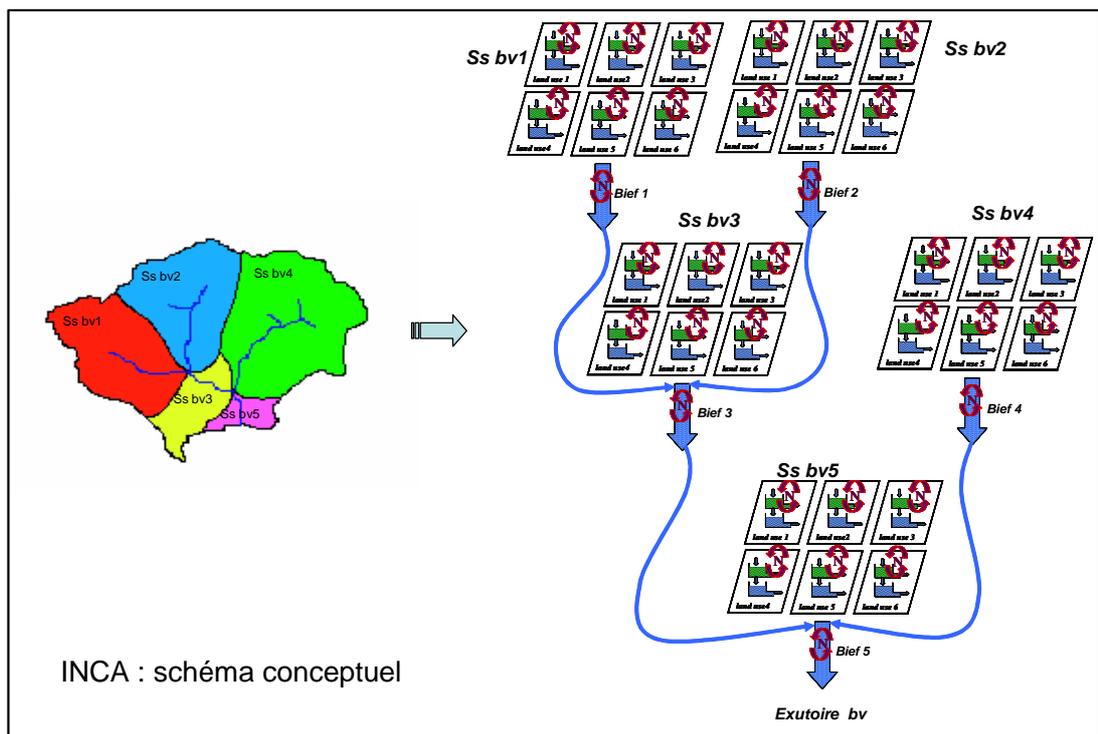


Figure 1 : schéma conceptuel du modèle INCA

D'un point de vue hydrologique, chaque type d'utilisation des terres est un modèle à deux réservoirs superposés, le sol et la nappe souterraine, caractérisés chacun par des constantes de temps et des capacités de stockage. Sont données en entrées les pluies efficaces et les variations d'humidité du sol, calculées au préalable par un modèle de bilan hydrique simplifié. La proportion d'eau sortant du réservoir sol alimentant directement la rivière est constante et fixée par un paramètre, le « base flow index ». Les biefs sont caractérisés par une longueur et un volume, le débit étant calculé par une formule vitesse-débit de type  $V=aQ^b$ .

Les formes de l'azote prises en compte sont  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ . Les processus simulés obéissent à une cinétique d'ordre 1 (nitrification, dénitrification, immobilisation, prélèvement par les plantes), ou 0 (minéralisation). Ils sont en outre sous la dépendance des facteurs du milieu (température, humidité du sol). Le prélèvement par les plantes dépend également de dates de début et fin de végétation, fixées dans un fichier d'entrée et d'une fonction de variation saisonnière identique pour tous les « landuses ».

Les apports d'azote sont constitués des dépôts atmosphériques secs et humides et des apports d'azote sous forme minérale ( $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ ). Nous avons considéré pour des raisons de simplicité que les dépôts d'atmosphériques se font sous forme de dépôts humides, en prenant une concentration de 1 mgN/l pour la pluie.

Dans le bief peuvent se produire de la nitrification et de la dénitrification, ainsi que des rejets ou des abstractions ponctuels.

Ce modèle a été utilisé dans de nombreux bassins versants de toutes tailles en Europe (voir les numéros spéciaux de *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 2002 et 8(4), 2004, et *Science of the Total Environment* 235 (1-3)). En France il a été appliqué sur le bassin de la Loire, de la Garonne et sur plusieurs bassins versants bretons (Durand, 2004 ; Basset et al., 2006).

Comme on le voit, la structure du modèle ne permet pas une description détaillée des pratiques agricoles de type polyculture élevage (pas d'apports organiques, 6 types d'utilisation du sol...). Pour contourner ce problème, plusieurs solutions ont été trouvées :

-Les apports organiques ont été simulés en ne considérant que leur fraction minéralisée. Celle-ci a été calculée jour par jour, en pré-processing, en utilisant des courbes théoriques de minéralisation pour chaque type de résidu organique, pondérées par l'humidité et la température du sol (obtenues en appliquant le modèle STICS sur les mêmes séries climatiques et les mêmes types de sols). Nous avons également appliqué des coefficients standards de volatilisation, pour les apports d'azote organique maîtrisable (20 % sur l'azote des lisiers) et non maîtrisable (12 % sur les restitutions au pâturage).

-Les divers types d'exploitations et les diverses rotations ont été introduits en divisant le bassin versant en sous bassins imaginaires, ayant les mêmes caractéristiques hydrologiques et une longueur de bief proportionnelle à leur surface.

### **Références :**

Basset-Mens, C., L. Anibar, et al. (2006). "Spatialised fate factors for nitrate in catchments: Modelling approach and implication for LCA results." *Science of the Total Environment* **367**(1): 367-382.

Bastrup-Birk, A. and P. Gundersen (2004). "Water quality improvements from afforestation in an agricultural catchment in Denmark illustrated with the INCA model." *Hydrology and Earth System Sciences* **8**(4): 764-777.

Bernal, S., A. Butturini, et al. (2004). "Calibration of the INCA model in a Mediterranean forested catchment: the effect of hydrological inter-annual variability in an intermittent stream." *Hydrology and Earth System Sciences* **8**(4): 729-741.

Collins, R., P. Whitehead, et al. (1999). "Nitrogen leaching from catchments in the Middle Hills of Nepal; an application of the INCA model." *Science of the Total Environment* **228**(2-3): 259-274.

Dise, N. (2004). "An introduction to INCA: Integrating nitrogen in catchments." *Hydrology and Earth System Sciences* **8**(4): 597-598.

Durand, P. (2004). "Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration and scenario analyses for the Kervidy catchment (W. France)." *Hydrology and Earth System Sciences* **8**(4): 793-802.

Flynn, N. J., T. Paddison, et al. (2002). "INCA Modelling of the Lee System: strategies for the reduction of nitrogen loads." *Hydrology and Earth System Sciences* **6**(3): 467-483.

Granlund, K., K. Rankinen, et al. (2004). "Testing the INCA model in a small agricultural catchment in southern Finland." *Hydrology and Earth System Sciences* **8**(4): 717-728.

Jackson, B. M., H. S. Wheeler, et al. (2004). "Calibration and uncertainty issues arising from a process-based integrated nitrogen model (INCA) placed within a subjective probability framework." *Hydrology: science and practice for the 21st century, Volume II. Proceedings of the British Hydrological Society International Conference, Imperial College, London, July 2004*: 123-129.

Jarvie, H. P., A. J. Wade, et al. (2002). "Modelling nitrogen dynamics and distributions in the River Tweed, Scotland: an application of the INCA model." *Hydrology and Earth System Sciences* **6**(3): 433-453.

Langusch, J. J. and E. Matzner (2002). "Long-term modelling of nitrogen turnover and critical loads in a forested

- catchment using the INCA model." Hydrology and Earth System Sciences **6**(3): 395-402.
- Langusch, J. J. and E. Matzner (2002). "N fluxes in two nitrogen saturated forested catchments in Germany: dynamics and modelling with INCA." Hydrology and Earth System Sciences **6**(3): 383-394.
- Limbrick, K. J., P. G. Whitehead, et al. (2000). "Assessing the potential impacts of various climate change scenarios on the hydrological regime of the River Kennet at Theale, Berkshire, south-central England, UK: an application and evaluation of the new semi-distributed model, INCA." Science of the Total Environment **251**: 539-555.
- Lischeid, G. and J. Langusch (2004). "Comparative simulation of the nitrogen dynamics using the INCA model and a neural network analysis: implications for improved nitrogen modelling." Hydrology and Earth System Sciences **8**(4): 742-750.
- Neal, C. (2002). "Assessing nitrogen dynamics in catchments across Europe within an INCA modelling framework." Hydrology and Earth System Sciences **6**(3): 297-298.
- Neal, C., P. G. Whitehead, et al. (2002). "INCA: summary and conclusions." Hydrology and Earth System Sciences **6**(3): 607-615.
- Rankinen, K., T. Karvonen, et al. (2006). "An application of the GLUE methodology for estimating the parameters of the INCA-N model." Science of the Total Environment **365**(1-3): 123-139.
- Rankinen, K., O. Kaste, et al. (2004). "Adaptation of the Integrated Nitrogen Model for Catchments (INCA) to seasonally snow-covered catchments." Hydrology and Earth System Sciences **8**(4): 695-705.
- Rankinen, K., A. Lepisto, et al. (2002). "Hydrological application of the INCA model with varying spatial resolution and nitrogen dynamics in a northern river basin." Hydrology and Earth System Sciences **6**(3): 339-350.
- Ranzini, M., M. C. Forti, et al. (2007). "Integrated Nitrogen CAatchment model (INCA) applied to a tropical catchment in the Atlantic Forest, Sao Paulo, Brazil." Hydrology and Earth System Sciences **11**(3): 614-622.
- Wade, A. J., D. Butterfield, et al. (2006). "Towards an improved understanding of the nitrate dynamics in lowland, permeable river-systems: Applications of INCA-N." Journal of Hydrology **330**(1-2): 185-203.
- Wade, A. J., P. Durand, et al. (2004). "A nitrogen model for European catchments: INCA. New model structure and equations (vol 6, pg 559, 2002)." Hydrology and Earth System Sciences **8**(4): 858-859.
- Wade, A. J., P. Durand, et al. (2002). "A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations." Hydrology and Earth System Sciences **6**(3): 559-582.
- Wade, A. J., C. Neal, et al. (2005). "Modelling nitrogen fluxes from the land to the coastal zone in European systems: a perspective from the INCA project." Journal of Hydrology **304**(1-4): 413-429.
- Wade, A. J., P. G. Whitehead, et al. (2002). "The prediction and management of aquatic nitrogen pollution across Europe: an introduction to the Integrated Nitrogen in European Catchments project (INCA)." Hydrology and Earth System Sciences **6**(3): 299-313.
- Whitehead, P. G., T. J. Hill, et al. (2004). "Impacts of forestry on nitrogen in upland and lowland catchments: a comparison of the River Severn at Plynlimon in mid-Wales and the Bedford Ouse in south-east England using the INCA Model." Hydrology and Earth System Sciences **8**(3): 533-544.
- Whitehead, P. G., D. J. Lapworth, et al. (2002). "Excess nitrogen leaching and C/N decline in the Tillingbourne catchment, southern England: INCA process modelling for current and historic time series." Hydrology and Earth System Sciences **6**(3): 455-466.
- Whitehead, P. G., E. J. Wilson, et al. (1998). "A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA): Part I - model structure and process equations." Science of the Total Environment **210**(1-6): 547-558.
- Whitehead, P. G., E. J. Wilson, et al. (1998). "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." Science of the Total Environment **210**(1-6): 559-583.

## Annexe 4 : Fiche descriptive TNT2

Le point de départ du développement du modèle TNT2 (**Topography-based nitrogen transfert and transformations**) était de fournir un modèle de transfert de nitrate en bassin versant capable de simuler la dénitrification dans les zones humides et la possibilité de récupération, par les parcelles de bas de versant, des nitrates lessivés en amont, afin d'étudier l'effet de la spatialisation des cultures sur les fuites d'azote (AIP INRA ECOSPACE). Il est constitué du couplage d'un modèle hydrologique distribué maillé (TNT) et d'un modèle de culture. TNT est basé sur les hypothèses du modèle hydrologique le plus utilisé dans ce type de contexte, le TOPMODEL, en matière de calcul des écoulements (écoulement en saturé darcyen, gradient hydraulique constant et égal au gradient topographique, transmissivité hydraulique fonction de la profondeur). D'autre part, les écoulements dans le non saturé sont simulés par une cascade de réservoirs, parfaitement compatible avec le modèle STICS (Brisson et al., 1998), dont le formalisme a été repris presque intégralement pour simuler la croissance des plantes et les biotransformations dans le sol (figure 1).

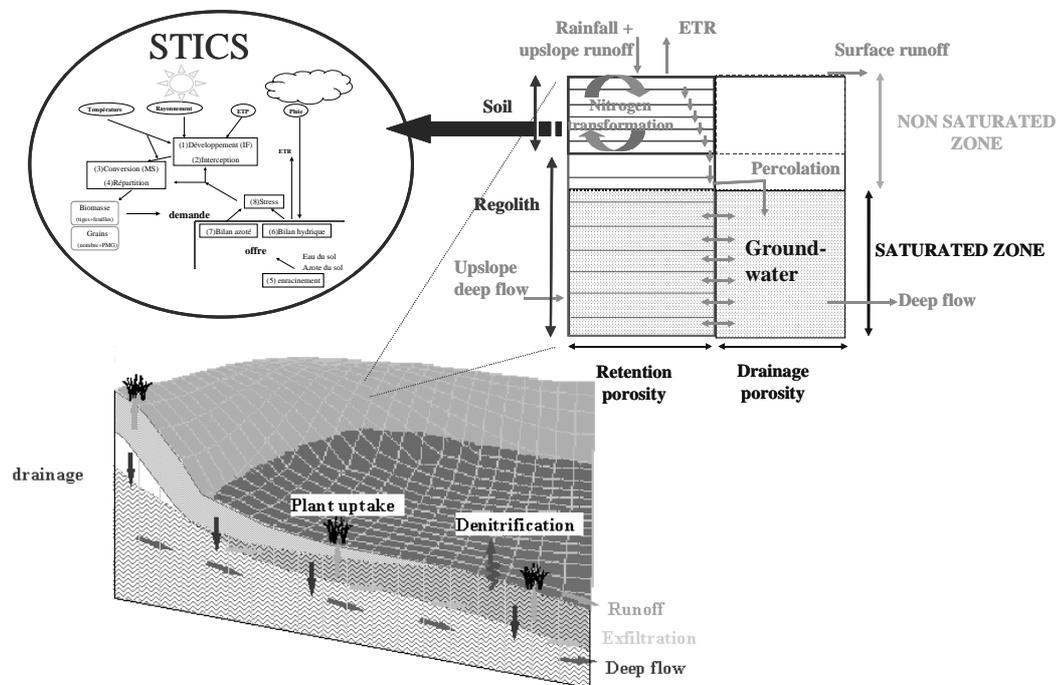


Figure 1 : schéma de principe de TNT2

### Bref descriptif du modèle hydrologique

Le module hydrologique de TNT2 repose sur les hypothèses de TOPMODEL qui sont :

- flux en saturé darcyen :  $Q = T \cdot \text{grad}(h)$  avec  $T =$  transmissivité et  $\text{grad}(h) =$  gradient hydraulique ;
- gradient hydraulique constant et égal à la pente topographique ;
- transmissivité hydraulique décroissant exponentiellement avec la profondeur ;
- ruissellement généré sur les zones saturées en fond de vallée ;
- dynamique décrite par une succession d'états stationnaires.

Cependant, à la différence de TOPMODEL, les calculs sont effectués en tout point du bassin et les chemins de l'eau explicitement décrits. Le bassin versant est découpé en mailles carrées de dimension fixe (typiquement, 10 à 40 m, 25m). Chaque maille est découpée verticalement en "tranches" d'épaisseur variable (en général 10 cm dans le sol et 50 cm dans l'altérite) et en nombre variable (10 à 40). On distingue l'eau immobile (i.e., l'eau retenue par le sol dans laquelle agissent les processus "puits-sources") et l'eau mobile (i.e., l'eau s'écoulant par gravité, où seuls les phénomènes de mélanges interviennent). Dans l'état actuel du modèle, les écoulements profonds dans la roche mère ne sont pas distingués des écoulements dans la nappe d'altérite.

Dans la zone non saturée, les écoulements sont verticaux descendants (percolation en cascade dans les différentes tranches de sol) ou ascendants (remontées capillaires se déclenchant quand le sol ne peut fournir la demande climatique, et variant exponentiellement avec la profondeur de la nappe). Dans la zone saturée, les écoulements sont latéraux, chaque maille s'écoulant dans toutes les mailles voisines d'altitude inférieure au prorata du dénivelé (écoulements multidirectionnels). Quand la nappe atteint la surface du sol, le ruissellement (pour tout apport d'eau supplémentaire en surface) et l'exfiltration (débordement de nappe) sont déclenchés. Le ruissellement hortonien (c'est à dire, sur surface non saturée quand l'intensité de la pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol) est simulé en particulier pour tenir compte de l'existence de zones peu perméables dans le bassin-versant (zones bâties...). Ce ruissellement est généré dès que l'intensité de la pluie dépasse un taux d'infiltrabilité journalière, paramètre ajustable du modèle. Pour tenir compte de la récupération de tout ou partie du ruissellement par des réseaux de fossés (en zone urbanisée par exemple), une partie du ruissellement hortonien généré atteint directement la rivière alors que le reste est routé sur les mailles en aval, comme dans le cas du ruissellement sur surface saturée. La proportion entre les deux routages est contrôlée par un autre paramètre ajustable (coefficient de partage).

Les principaux paramètres du modèle hydrologique, différenciés par type de sol, sont donc : T0 (transmissivité maximale), m (coefficient de décroissance exponentielle de la transmissivité en fonction de la profondeur), pr, pg (porosités de rétention et gravitaire, définies pour les horizons superficiels, les horizons profonds et l'altérite), prof\_sol\_sup, prof\_sol\_interm, prof\_altérite (épaisseurs de chaque niveau considéré), taux d'infiltration et coefficient de partage.

## **Bref descriptif du modèle de culture (D'après la notice de STICS V.5, par N. Brisson et B. Mary)**

STICS est un modèle dynamique, à pas de temps journalier, qui simule le comportement du système sol-culture au cours d'une année. La culture est appréhendée globalement par sa biomasse aérienne et sa teneur en azote, son indice foliaire ainsi que le nombre et la biomasse (et leur teneur en azote) des organes récoltés. Le sol est assimilé à une succession de couches horizontales, chacune de ces couches étant caractérisée par sa réserve en eau, en azote minéral et en azote organique. Les interactions entre le sol et la culture sont assurées par les racines, celles-ci étant définies par une distribution de densité racinaire dans le profil de sol.

STICS simule le bilan de carbone, le bilan d'eau et le bilan d'azote du système et permet de calculer à la fois des variables agricoles (rendement, consommations d'intrants) et des variables environnementales (pertes d'eau et de nitrate) dans diverses situations agricoles (figure 2).

La croissance de la culture est pilotée de façon tout à fait classique par le bilan de carbone : interception du rayonnement solaire par le feuillage puis transformation en biomasse aérienne qui est orientée vers les organes de récolte pendant la phase finale du cycle. Le bilan azoté de la culture est simulé parallèlement au bilan de carbone, dont il dépend en partie. Selon le type de plante, le développement de la culture est

piloté soit par un indice thermique (degrés-jours), soit par un indice photothermique ou vernalo-photothermique. Le modèle de développement est utilisé pour i) faire évoluer l'indice foliaire et ii) définir la phase de remplissage des organes récoltés. L'existence éventuelle de stress (déficits hydrique ou azoté) est prise en compte au travers d'indices qui peuvent réduire la croissance végétative et celle des organes de stockage. Ces indices sont calculés dans les bilans hydrique et azoté.

Le bilan azoté prend en compte les processus de minéralisation-nitrification (NH<sub>4</sub> n'est pas simulé), prélèvement racinaire, lessivage et dénitrification. La minéralisation des résidus de cultures et des amendements organiques est simulée par un couplage carbone-azote à deux compartiments, le résidu et la biomasse décomposante.

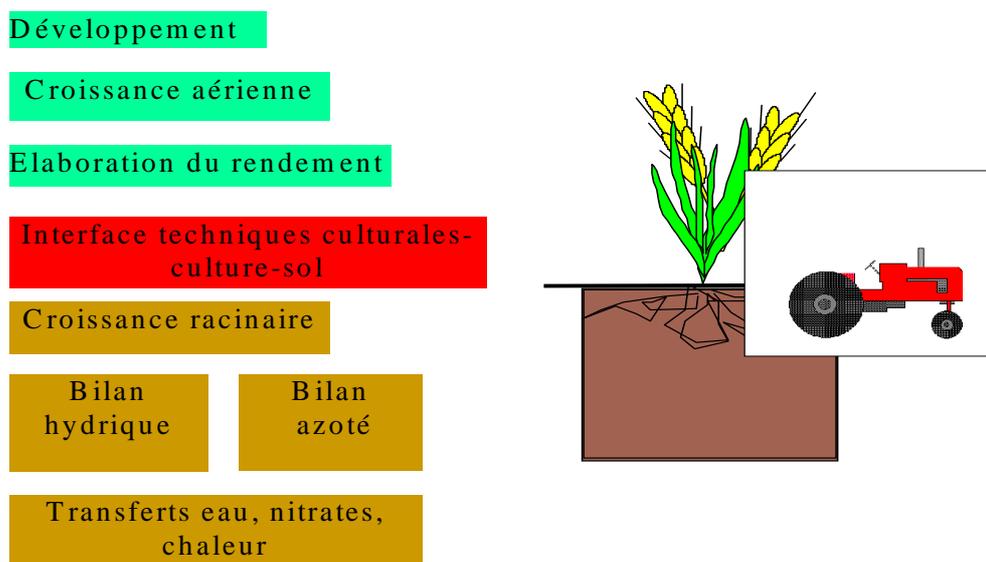


Figure 2 : architecture de STICS

## Les adaptations de STICS pour l'incorporation dans TNT2

Afin de permettre l'incorporation de STICS (version 4) dans TNT2, le modèle a été entièrement réécrit en langage C, avec un certain nombre d'adaptations et de simplifications. La gestion des transferts est entièrement prise en charge par le module hydrologique, ce qui autorise les remontées de nappe dans le profil de sol, les remontées capillaires et les transferts latéraux. Un module de dénitrification a été ajouté, conçu spécifiquement pour simuler le fonctionnement des zones humides. Il s'agit d'une adaptation du modèle NEMIS (Hénault, 1995), basé sur un potentiel dénitrifiant modulé par quatre facteurs environnementaux, la température, l'humidité du sol, la concentration en azote et le taux d'oxygénation de l'eau saturante, estimé grâce au temps de résidence moyen de l'eau.

### *Le module prairie*

Dans l'état actuel de développement de STICS, la simulation des prairies n'est pas apparue assez satisfaisante pour le contexte breton. Il a donc été décidé de développer un module prairie interfaçable avec STICS et TNT, mais de formalisme différent de STICS. Ce module a été initialement développé par E. Sauboua, en étroite collaboration avec F. Vertes et L. Ruiz, et suivant les conseils de J.L. Delaby.

Testé sur différents jeux de données (cases lysimétriques de l'INRA de Quimper, essais de Kerlavic...), il a été affiné par la suite.

La modélisation du développement et de la croissance se font sur une base différente de STICS. Les autres fonctions (croissance racinaire, transpiration et absorption N), ainsi que les processus affectant le sol (minéralisation, dénitrification et évaporation du sol) sont communs à l'ensemble des cultures.

### **Modélisation du développement**

C'est la croissance en biomasse de la prairie qui va piloter les différents processus physiologique pris en compte (croissance racinaire, croissance en surface foliaire, consommation d'eau et d'azote).

La croissance journalière en biomasse de la prairie peut être exprimée sous la forme :

$$\boxed{\Delta MS = CDS \cdot f_{biom}(MS) \cdot inns \cdot swfac}$$

CDS est la croissance décadaire standard, correspondant à une croissance journalière moyenne (en kgMS.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>).

*f<sub>biom</sub>* est un facteur qui varie entre 0.4 et 1.1, présentant un maximum pour une biomasse de 2,2 t.ha<sup>-1</sup>. *inns* et *swfac* sont les indices de stress en azote et en eau calculés par STICS.

L'évaluation du LAI est nécessaire pour calculer l'albédo de la surface du sol et l'évapotranspiration. Cette évaluation se fait en 2 temps : d'abord calcul de la hauteur de culture à partir de la biomasse, puis déduction du LAI à partir de la hauteur.

Les autres processus (transpiration, croissance racinaire...) sont modélisés avec le formalisme STICS et les paramètres proposés pour les graminées.

### **Cycle de l'azote en prairie**

Le cycle de l'azote en prairie pluriannuelle présente des spécificités non prévues dans STICS 4 :

- augmentation des flux bruts de minéralisation et d'immobilisation ;
- apports par le troupeau au pâturage ;
- sénescence foliaire et racinaire ;
- restitution au retournement de l'azote immobilisé pendant la durée de vie de la prairie.

Ces éléments sont bien entendu essentiels à prendre en compte dans un contexte d'élevage tel que celui de la Bretagne.

Ils ont été modélisés comme suit :

Lors de la fauche ou du pâturage, une partie de la biomasse restante et des apports par le troupeau sont « séquestrés » dans un pool de matière organique. Une partie de ce pool s'humifie lentement, venant augmenter la teneur en humus actif du sol, et donc la minéralisation. La quantité restante se décompose au moment du retournement de la prairie suivant une cinétique analogue à celle de résidus de culture à C/N = 15. L'ensemble des paramètres gérant ces processus a été calé sur différents essais disponibles dans l'Ouest.

## Gestion du pâturage :

Le pâturage des prairies est entièrement paramétré en interne ; cette fonction est inspirée de l'article de Scholefield et al., 1991 (figure 3).

L'hypothèse principale est que le pâturage par les animaux prélève la totalité de la végétation au dessus de 5 cm ( $H_{\text{teur}} = 0.05$ ) et que cela représente 62 % de l'azote des plantes.

De l'azote ingéré, une partie seulement est métabolisée par les animaux ( $N_{\text{retenu}}$ ). Le reste ( $N_{\text{excrete}}$ ) est excrété sous forme d'urine ( $N_{\text{urine}}$ ) et de fumier ( $N_{\text{fumier}}$ ). On applique les équations :

$$N_{\text{retenu}} = N_{\text{ingere}} \cdot 0.23$$

$$N_{\text{urine}} = \frac{N_{\text{excrete}}}{100} \cdot (24 + 14 \cdot \text{teneurN})$$

$$N_{\text{fumier}} = N_{\text{retenu}} - N_{\text{excrete}} - N_{\text{urine}}$$

Les restitutions d'azote sous forme d'urine et de fumier subissent les processus suivants :

- volatilisation : 15 % de l'urine et 3 % du fumier (la quantité d'azote volatilisé, ainsi que l'azote métabolisé, constituent des sorties d'azote du système) ;
- minéralisation rapide : 60 % de l'urine et 22 % du fumier ; cette quantité est alors intégrée au profil de sol sous forme minérale (hypothèse d'une minéralisation "instantanée") ;
- le reste est incorporé dans le pool d'azote « séquestré ».

Ces valeurs peuvent être modulées si l'on dispose localement d'informations plus précises sur les caractéristiques du pâturage.

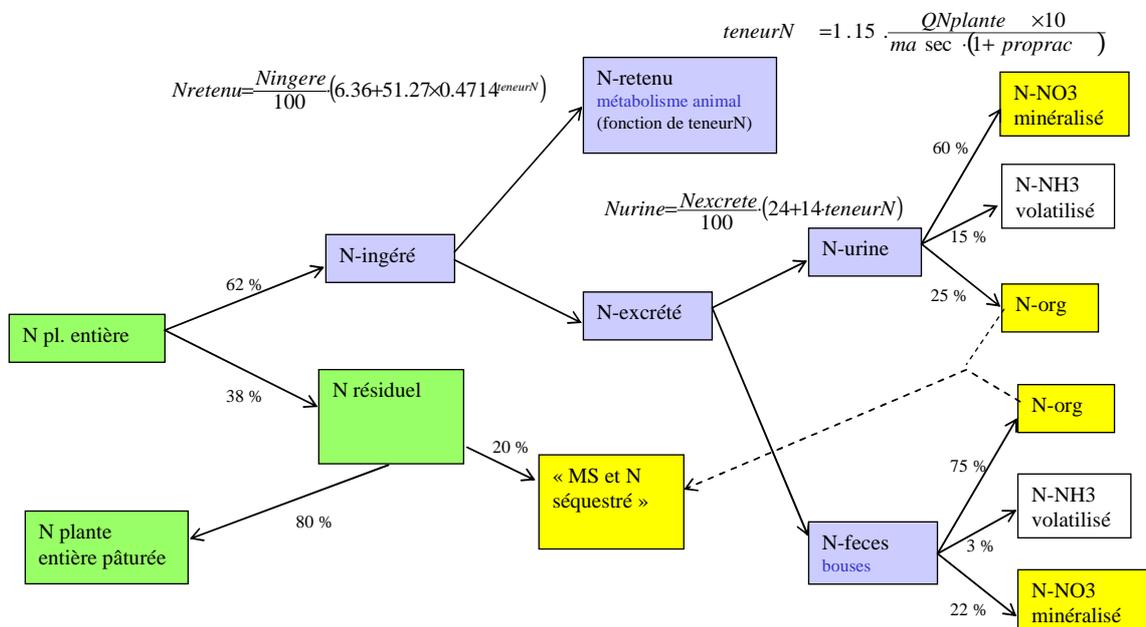


Figure 3 : la compartimentation de l'azote au pâturage

## *Les espaces non agricoles*

Deux études récentes (Viaud et al., 2004, Plouy, 2004) ont permis de proposer une première modélisation du rôle des haies sur les flux d'eau et d'azote au sein de TNT. Se basant sur une étude expérimentale précédente et sur la littérature, elles reposent sur les hypothèses suivantes :

- coefficient cultural (ETM =kc.ETP) égal à 2 pour les mailles avec haie, 1,5 pour les mailles en forêt ;
- seuil de stress hydrique pour les arbres abaissé (donc RU augmentée) ;
- remontées capillaires facilitées (pour simuler un enracinement plus profond) ;
- besoins en azote potentiels de 150 kg/ha/an, répartis par la méthode de la somme des températures et modulés par la disponibilité en eau et en azote ;
- restitution de 50% de l'azote prélevé sur forme de litière à l'automne, se décomposant comme un résidu de culture à C/N=55 ;
- approfondissement de l'horizon biologiquement actif.

Le rôle des haies sur l'interception du ruissellement n'est pas pris en compte.

Il faut toutefois noter que ces hypothèses restent fragiles par manque de validation expérimentale approfondie, par la difficulté d'appréhender la grande diversité de l'objet « haie », et par les problèmes méthodologiques liés à l'utilisation du format raster pour des objets linéaires. Pour ces raisons, nous avons préféré ne prendre en compte dans cette étude que les bois, et non les haies.

Le problème des structures linéaire se pose aussi pour les routes et chemins, qui ne sont donc pas pris en compte par le modèle, sauf s'ils occupent plus de la moitié de la surface d'une maille, auquel cas ils sont traités comme les surfaces bâties. Les surfaces bâties sont supposées avoir une évaporation très limitée et avoir des sols biologiquement inactifs. Les rejets ponctuels ne sont pas modélisés. Si l'information était disponible, ils pourraient toutefois être injectés directement dans le réseau hydrographique.

Les zones humides non exploitées sont traitées soit comme des prairies permanentes, soit comme des boisements suivant les caractéristiques du couvert végétal.

Les cours d'eau, dont l'emplacement est dérivé du MNT ou d'une couche vectorielle de SIG, sont considérés comme acheminant l'eau et l'azote dans le pas de temps (journée) à l'exutoire, sans transformations (ni évaporation, ni dénitrification...).

## Les entrées atmosphériques d'azote

Les entrées atmosphériques d'azote oxydé et réduit, sous forme de dépôts secs et humides, ont été estimées à partir des résultats du modèle de déposition atmosphérique à l'échelle de l'Europe, développé dans le cadre de la convention de Genève et disponibles sur le site de l'EMEP : <http://www.emep.int/> (figure 4).

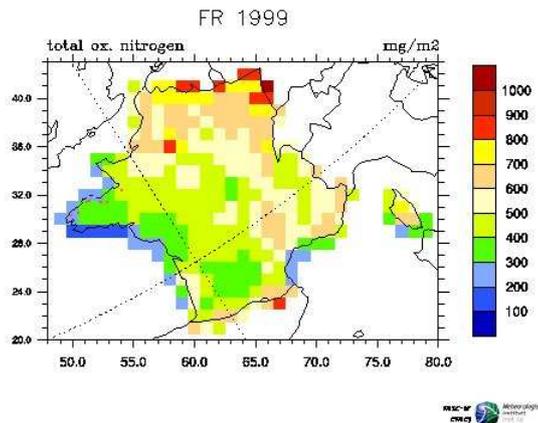


Figure 4 : dépôts atmosphériques estimés sur le territoire français

## La gestion des entrées-sorties

Les données en entrée et en sortie du modèle sont nombreuses et de formats variés (figure 5).

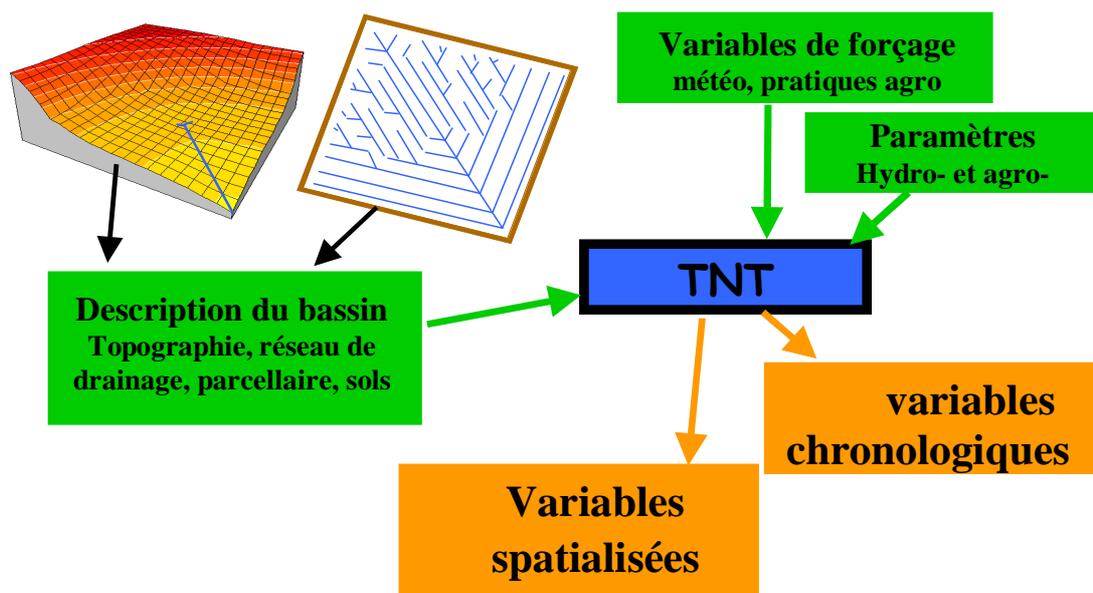


Figure 5 : variables d'entrée et de sortie du modèle TNT2

Les données d'entrée qui concernent les chroniques météorologiques, les données cartographiques (sols, topographie, parcelles...) et les débits réels sont référencées dans le fichier « contexte ». Ce fichier est spécifique à chaque simulation et les paramètres de simulation y sont fixés ainsi que les sorties souhaitées.

Les données agronomiques sont regroupées dans un répertoire « data » et sont constituées de deux types de fichiers :

- les fichiers « .tec » qui décrivent les opérations successives d'un itinéraire technique donné (semis, fertilisations, récoltes)
- les fichiers « .rot », un par parcelle, qui récapitulent la succession des itinéraires techniques appliqués sur chaque parcelle pendant toute la durée de la simulation.

Les données de sortie sont à la demande de l'utilisateur.

Pour la partie agronomique, on obtient pour chaque simulation l'historique des opérations effectuées et les variables liées. Un fichier récapitule également les opérations effectuées sur chaque parcelle du bassin.

Pour la partie hydrologique, on dispose d'un fichier bilan à l'échelle du bassin versant, entre le début et la fin de la simulation.

Il est possible d'obtenir des séries chronologiques à l'exutoire du bassin versant (débit, concentration), des séries chronologiques en un point quelconque du bassin versant (même type de variable), ou des cartes présentant les valeurs instantanées, cumulées ou moyennées de certaines variables (stock de nitrate dans le sol, taux de dénitrification...). Pour chaque grand type de sortie, une vingtaine de variables différentes est disponible.

Les fichiers entrées et sorties sont soit des fichiers textes récupérables par un tableur, soit des matrices codées en binaires utilisables par le logiciel « maison » MNTSURF ou convertibles en fichiers images (raster) lisibles sous différents logiciels SIG.

**En conclusion**, TNT2 est basé sur 2 modèles (TOPMODEL et STICS) dont les formalismes ont été validés par de nombreuses applications en France et à l'étranger. Mis au point sur le bassin versant de l'ORE Agrhys Kervidy-Naizin, il a été successivement appliqué à 4 bassins versants bretons (Fontaine du Theil, Frémeur, Haut-Gouëssant et Horn) et un bassin Gersois (Auradé), dans le cadre de différents programmes de recherche et d'expertise. Son module hydrologique (TNT) est actuellement utilisé dans le cadre d'un projet Européen (NitroEurope), pour être intégré dans une plateforme internationale de modélisation du cycle de l'azote à l'échelle du paysage.

## Références :

- Beaujouan V., Aurousseau P.; Durand P.; Squidant H.; 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., Ruiz L., Aurousseau P., 2001. "Modelling the effect of spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments", Ecol. Model., **137**, 1 93-105.
- Beaujouan V.; Durand P.; Ruiz L.; Aurousseau P.; Cotteret G. 2002 "A hydrological model dedicated to Topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation. Rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship". Hydrological Processes, **16**, 493-507.
- Durand P.; Gascuel-Oudou C., Cordier M.O., 2002. "Parametrisation of hydrological models : a review and lessons learned from studies of an agricultural catchment" (Naizin, France). Agronomie **22**, 217-228.
- Durand, P., Ferchaud, F., Salmon-Monviola, J., Saadi, Z. -"Impact of changing practices and climate variations on the improvement of stream water quality in three rural catchments: a modelling approach". En preparation pour Agronomy.
- Durand, P., Tortrat, F., Viaud, V., Saadi, Z. 2006- "Modélisation de l'effet des pratiques agricoles et de l'aménagement du paysage sur les flux d'eau et de matière dans les bassins versants" IN Merot, P., 2006. Qualité de l'eau en milieu rural : Savoirs et pratiques dans les bassins versants. INRA, QUAE, Versailles, 193-209.
- Molenat J.; Gascuel-Oudou C.; Davy P.; Durand P. 2004. "Temporal and spatial dynamics of the groundwater in small catchment in relation to soil topography and stream discharge". Hydrological Processes **19** (4): 901-920.
- Molenat, J., Durand P., Gascuel-Oudou, C., Davy P., Gruau, G., 2002 "Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany", Water, Air and Soil Pollution, **133**, 161-183, 2002.
- Oehler, F., Durand, P., Bordenave, P., Saadi, Z., Salmon-Monviola, J. (2008) "Modelling denitrification at the catchment scale". Soumis à Sci. Tot. Envir.
- Oehler, F.; Bordenave, P.; Durand, P. 2007 "Variations of denitrification in a farming catchment area". Agriculture, Ecosystems & Environment, **120** (2-4), p. 313-324.
- Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertes, F. Beaujouan, V. 2002. "How nitrate concentration in stream water is affected by agricultural practices in small agricultural catchments? I-Annual nitrogen budgets for six small catchments in western Brittany (France) ". Hydrol. Earth Syst. Sci., **6**(3), 497-505.
- Ruiz, L., Abiven, S., Martin, C., Durand, P., Beaujouan, V. Molenat, J., 2002. "How nitrate concentration in stream water is affected by agricultural practices in small agricultural catchments? II- Temporal variations and mixing processes". Hydrol. Earth Syst. Sci., **6**(3), 507-513.
- Salmon-Monviola, J., Durand, P., Ferchaud, F., Sorel, L. 2008 "Land cover and cropping system generation: a modelling tool to construct scenarios as input to a distributed nitrate transfer model". Soumis à Ecol. Mod. and Soft.
- Viaud V., Durand P., Merot P., Sauboua E., Saadi Z. "Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate". Agricultural Water Management, **74**, (2), 135-163.

## Annexe 5 : Débits observés et simulés avec le modèle INCA pour la période de calage 1998-2007

### Aber Wrac'h :

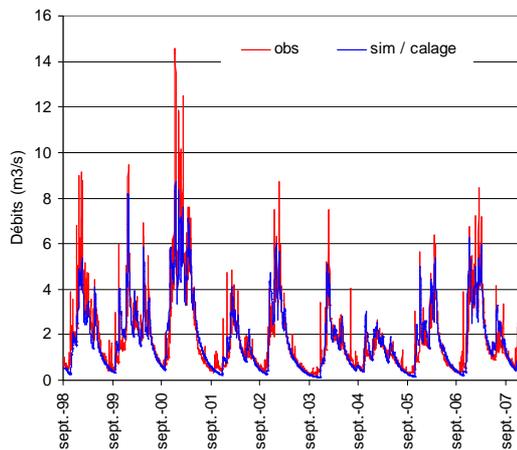


Figure 1 : simulation des débits dans la rivière de l'Aber-Wrac'h avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Arguenon :

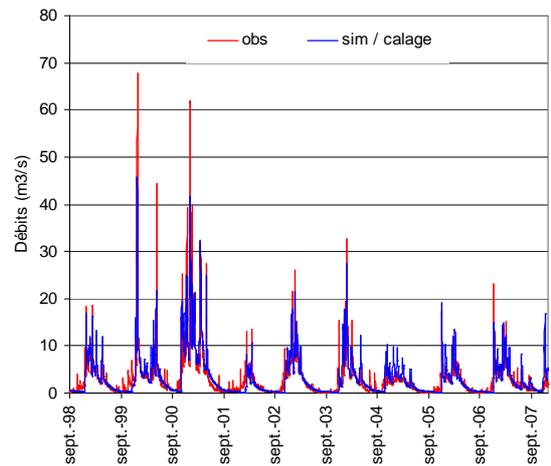


Figure 2 : simulation des débits dans la rivière de l'Arguenon avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Bizien :

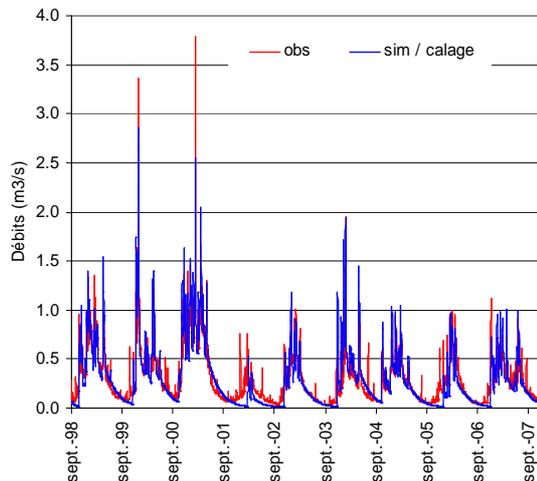


Figure 3 : simulation des débits dans la rivière du Bizien avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Echelles :

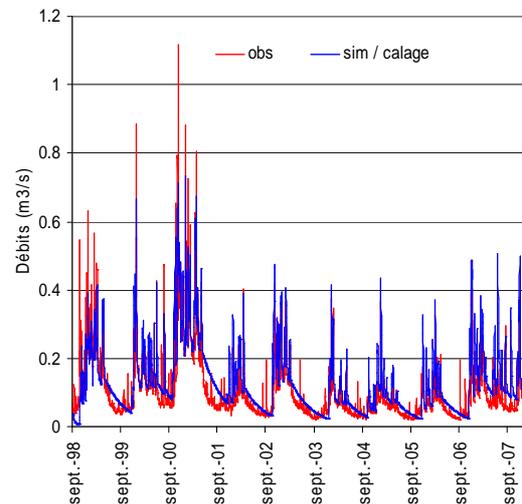


Figure 4 : simulation des débits dans la rivière des Echelles avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Guindy :

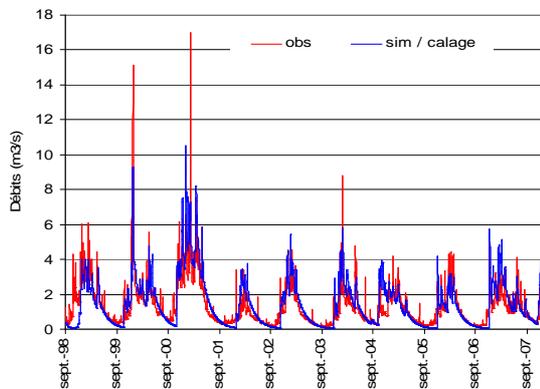


Figure 5 : simulation des débits dans la rivière du Guindy avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Haut-Gouëssant :

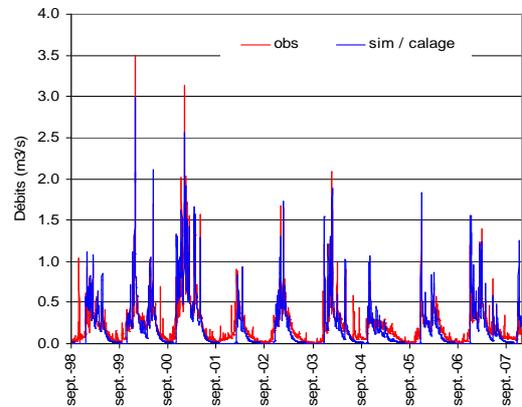


Figure 6 : simulation des débits dans la rivière du Haut-Gouëssant avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Horn :

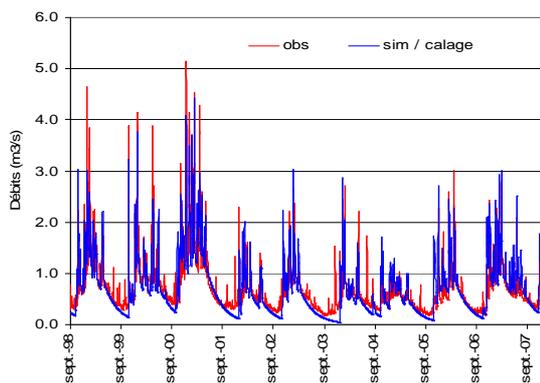


Figure 7 : simulation des débits dans la rivière de l'Horn avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### lc :

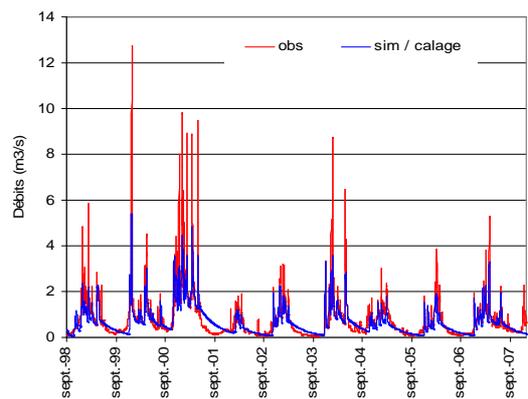


Figure 8 : simulation des débits dans la rivière de l'lc avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Urne :

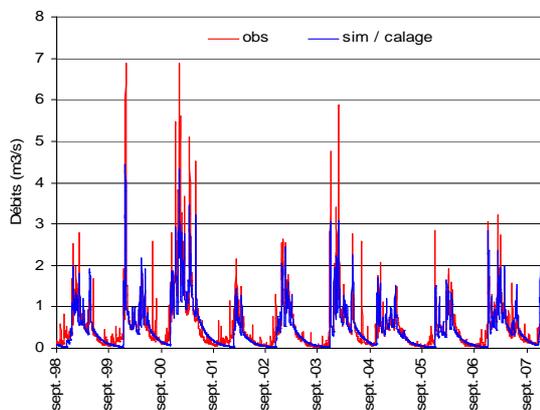


Figure 9 : simulation des débits dans la rivière de l'Urne avec le modèle INCA. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

## Annexe 6 : Taux de conformité observés et simulés avec le modèle INCA pour la période de calage 1998-2007

Le taux de conformité correspond au nombre de valeurs dépassant les 50 mg/l durant l'année civile, ramené en pourcentage du nombre total de valeurs (fréquence journalière pour les données simulées et variable pour les données observées). Les taux de conformité observés peuvent être différents des taux « officiels » car nous n'utilisons pas exclusivement les données DRASS pour les concentrations observées.

### Aber Wrac'h :

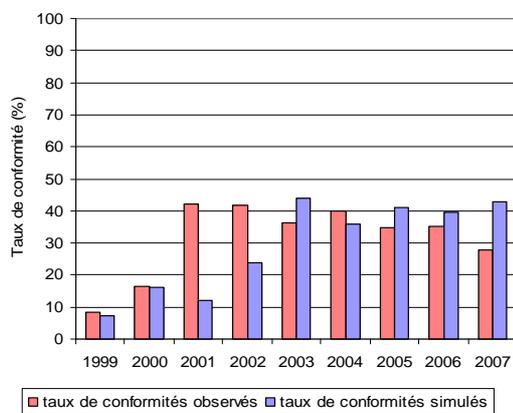


Figure 1 : taux de conformité observés et simulés pour l'Aber Wrac'h avec le modèle INCA.

### Arguenon :

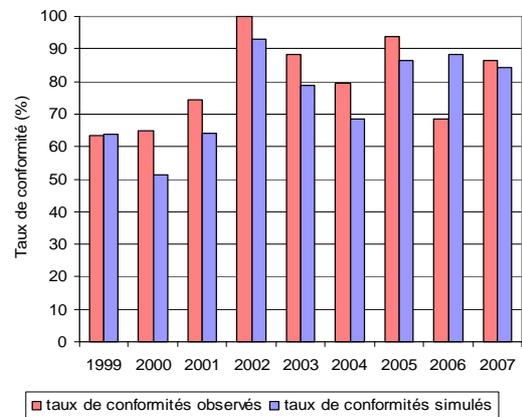


Figure 2 : taux de conformité observés et simulés pour l'Arguenon avec le modèle INCA

### Bizien :

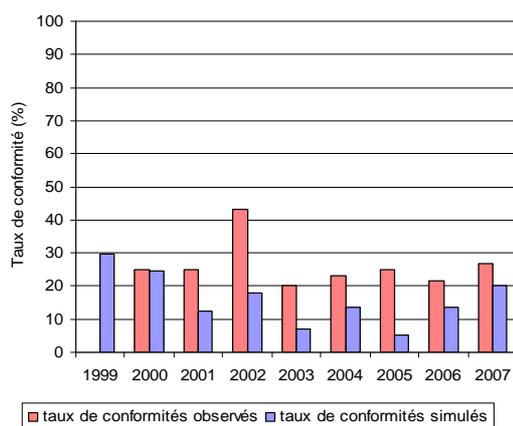


Figure 3 : taux de conformité observés et simulés pour le Bizien avec le modèle INCA

### Echelles :

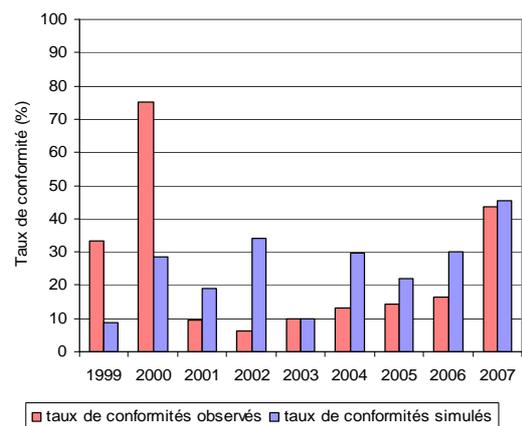


Figure 4 : taux de conformité observés et simulés pour les Echelles avec le modèle INCA

### Guindy :

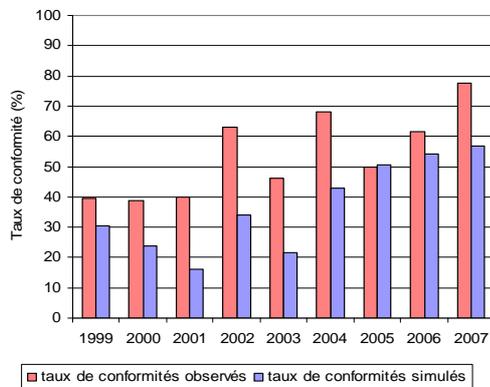


Figure 5 : taux de conformité observés et simulés pour le Guindy avec le modèle INCA

### Haut-Gouessant :

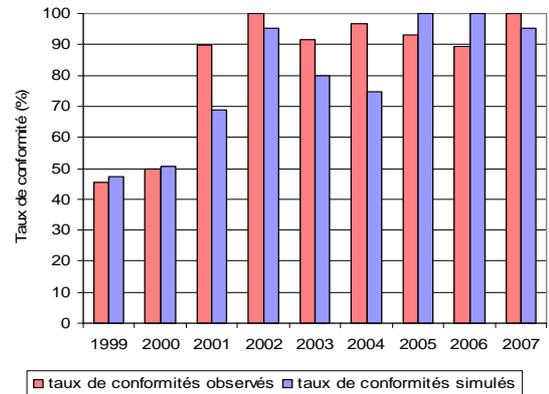


Figure 6 : taux de conformité observés et simulés pour le Haut-Gouessant avec le modèle INCA

### Horn :

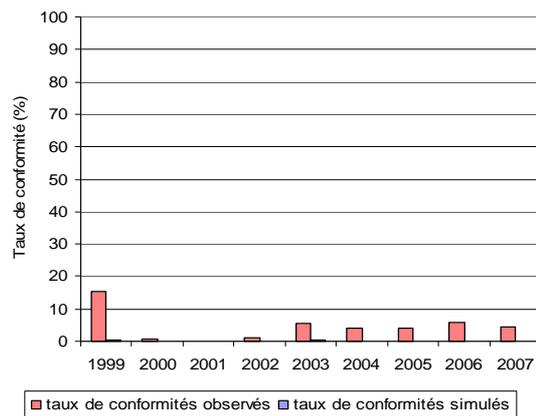


Figure 7 : taux de conformité observés et simulés pour l'Horn avec le modèle INCA

### l'c :

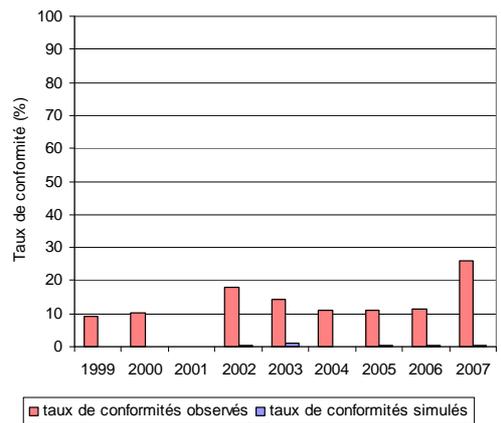


Figure 8 : taux de conformité observés et simulés pour l'lc avec le modèle INCA

### Urne :

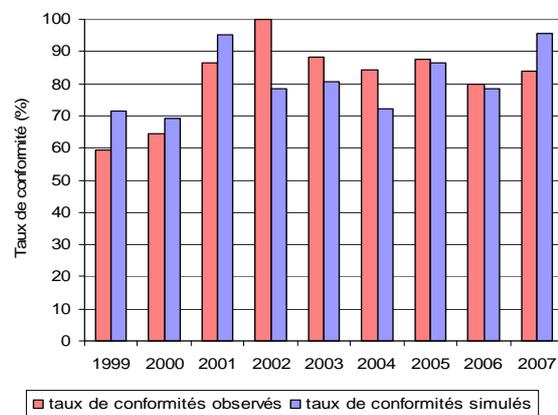
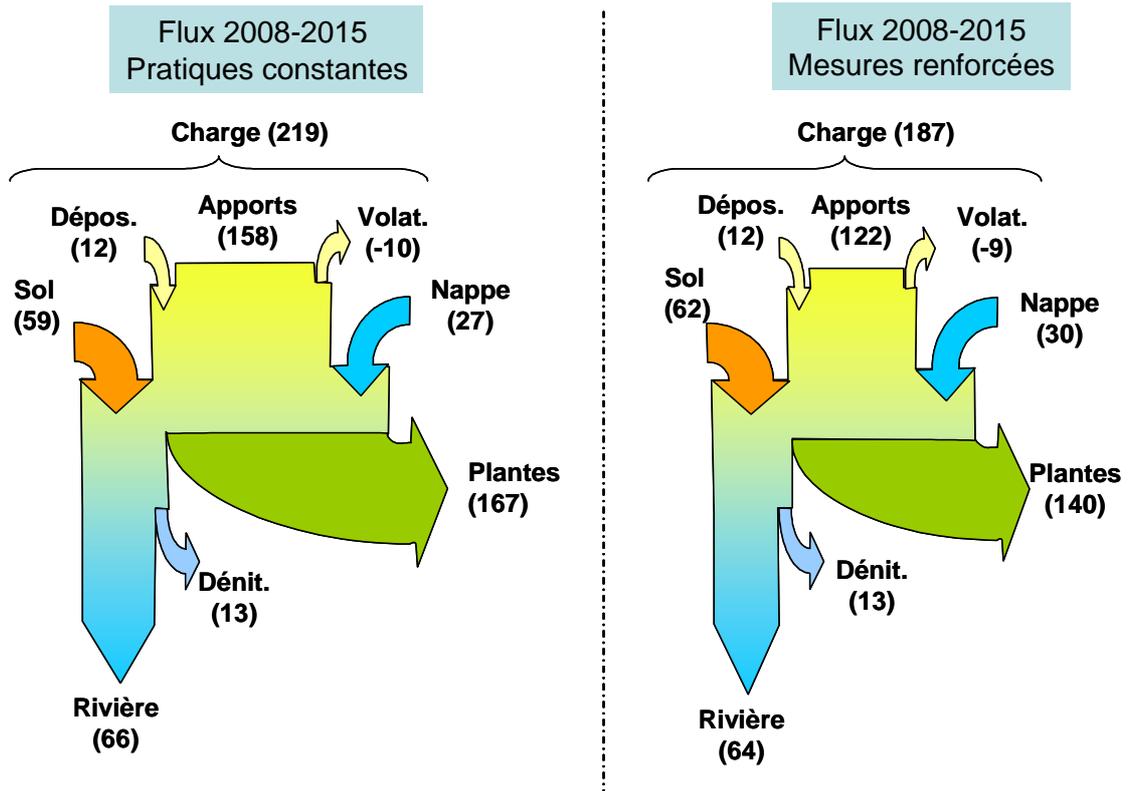


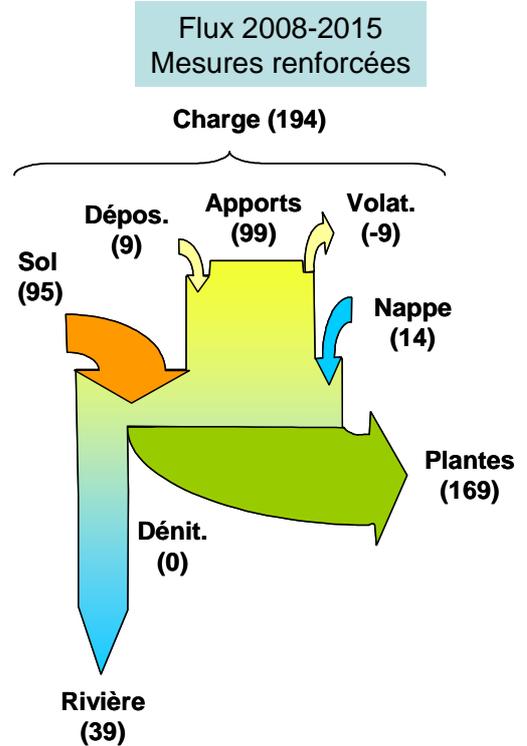
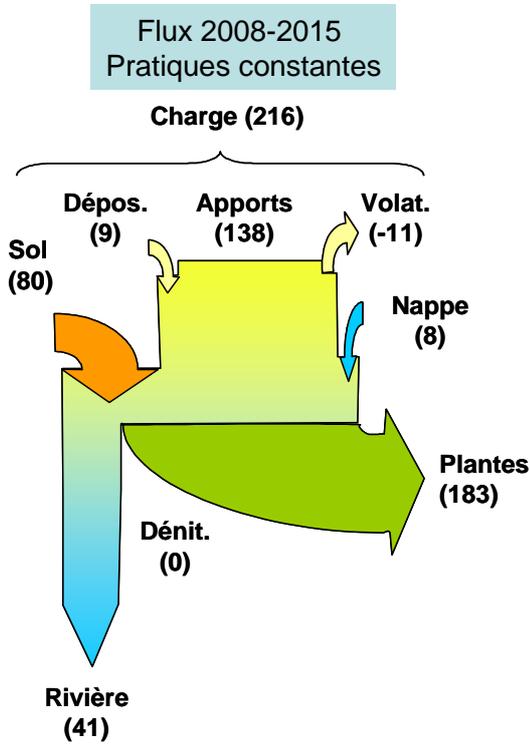
Figure 9 : taux de conformité observés et simulés pour l'Urne avec le modèle INCA

**Annexe 7 : bilans simplifiés de l'azote sur les bassins versants, modélisés par INCA sur la période 2008-2015, pour les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées ».**

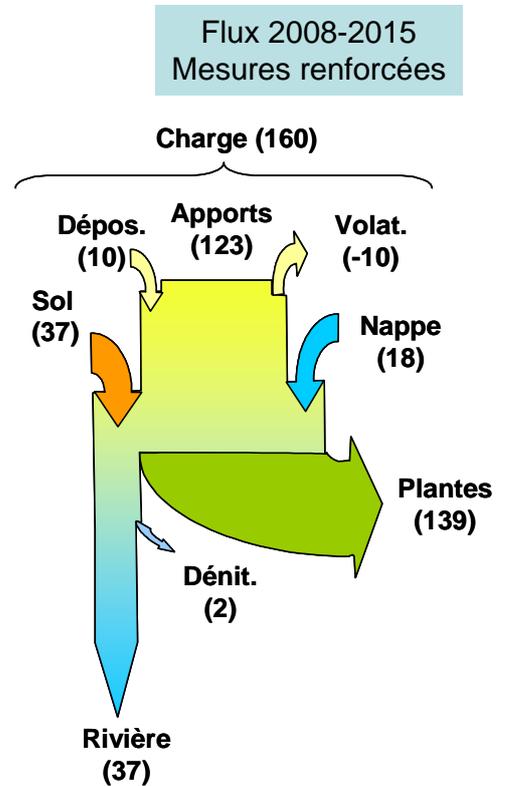
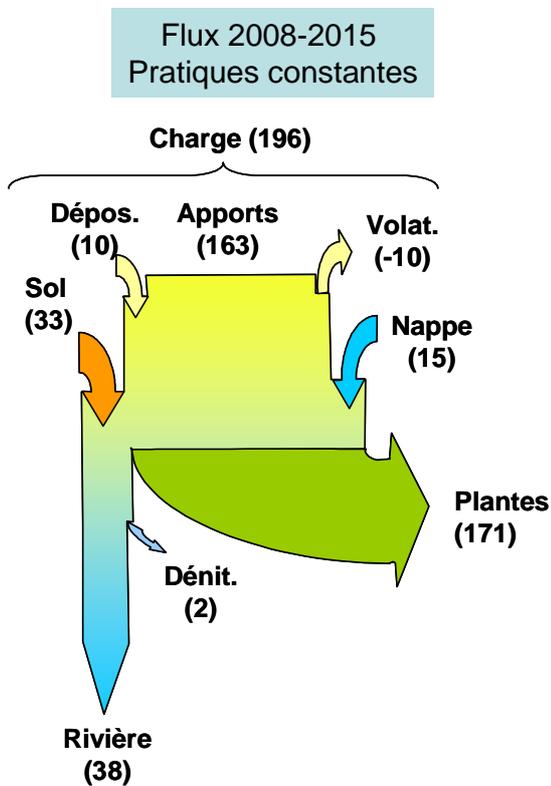
Aber Wrac'h :



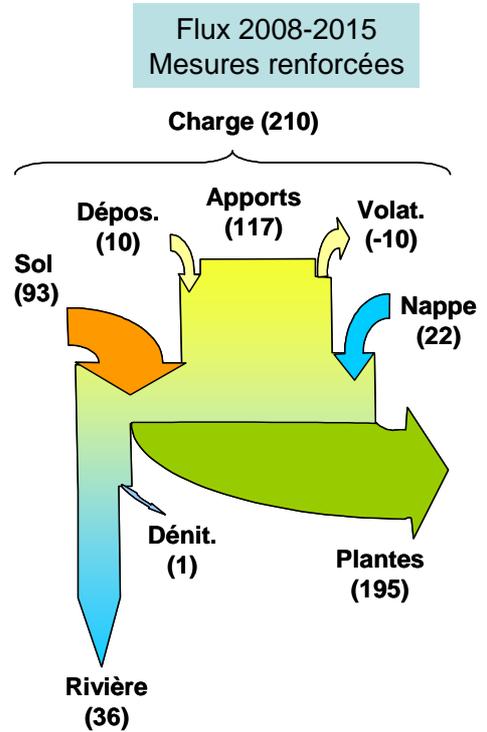
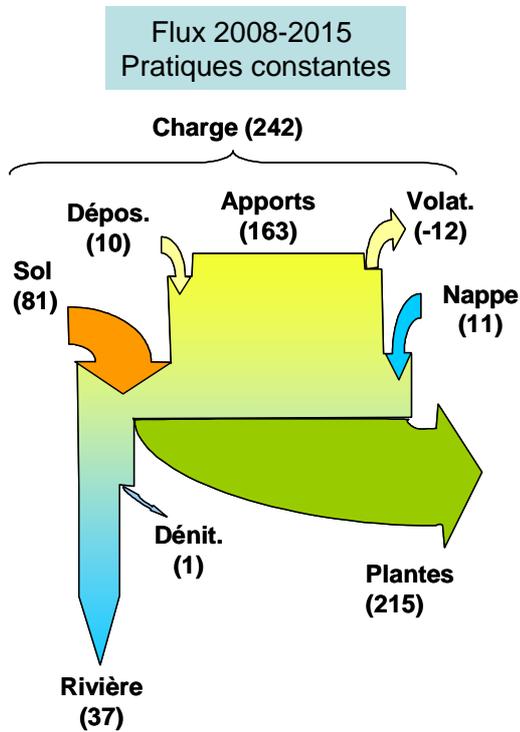
**Bizien :**



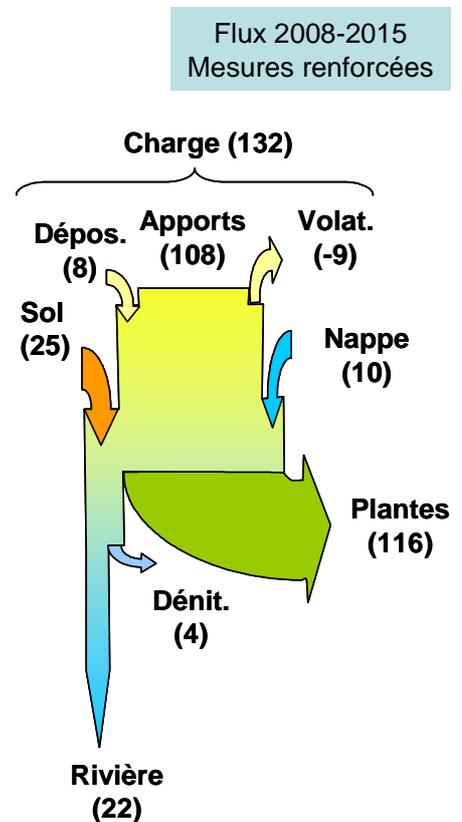
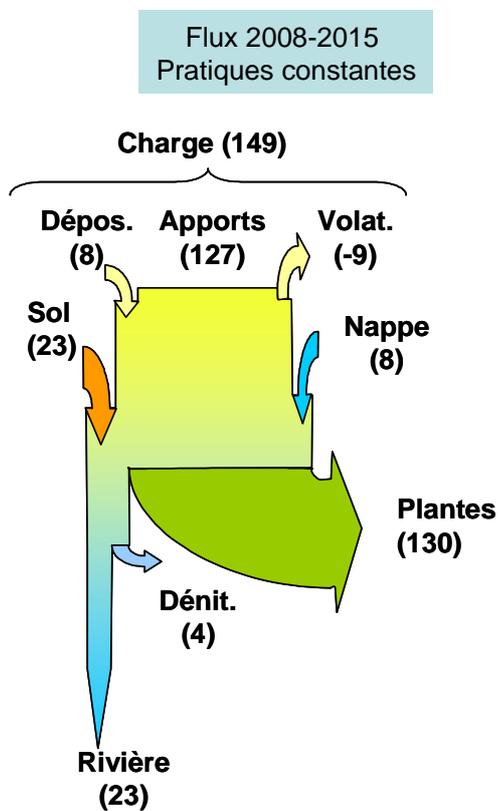
**Echelles :**



**Guindy :**



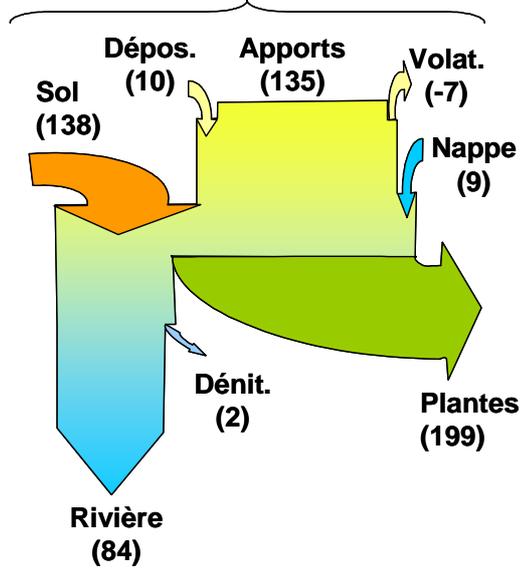
**Haut-Gouëssant :**



Horn :

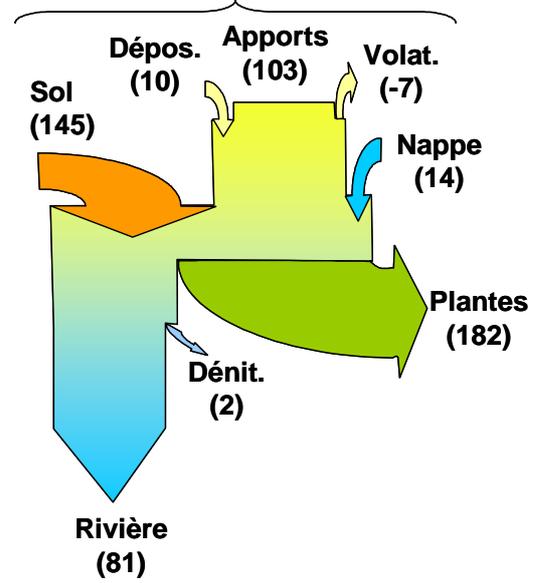
Flux 2008-2015  
Pratiques constantes

**Charge (276)**



Flux 2008-2015  
Mesures renforcées

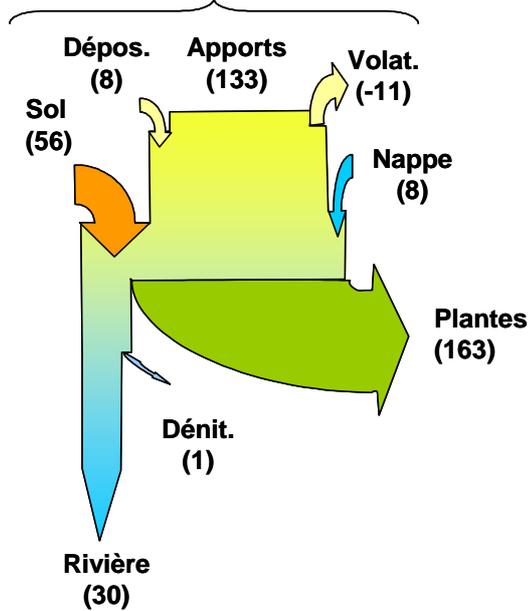
**Charge (251)**



lc :

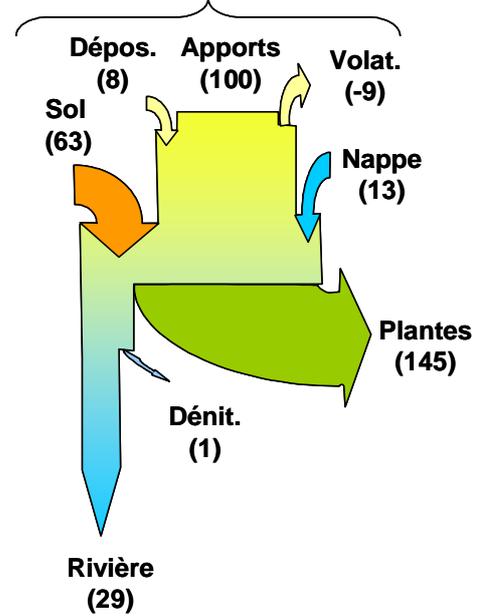
Flux 2008-2015  
Pratiques constantes

**Charge (186)**

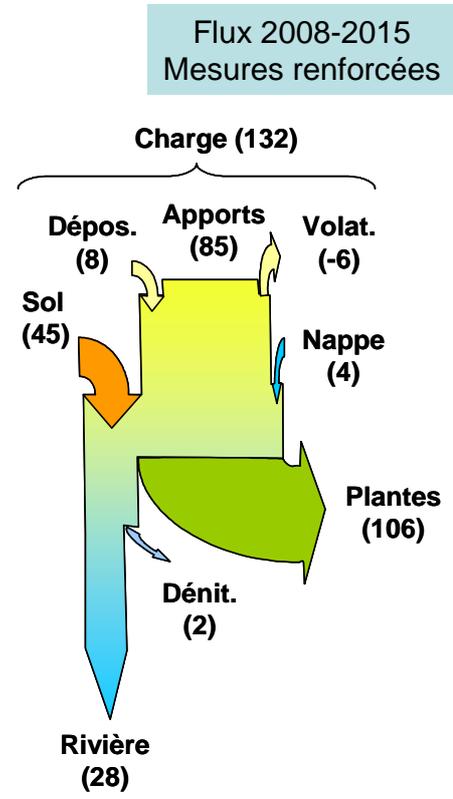
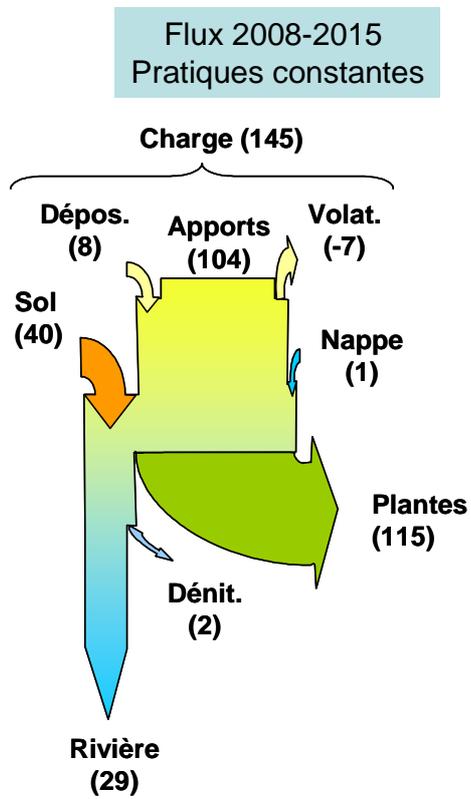


Flux 2008-2015  
Mesures renforcées

**Charge (162)**



Urne :



## Annexe 8 : Débits observés et simulés avec le modèle TNT2 pour la période de calage 1998-2007

### Aber Wrac'h :

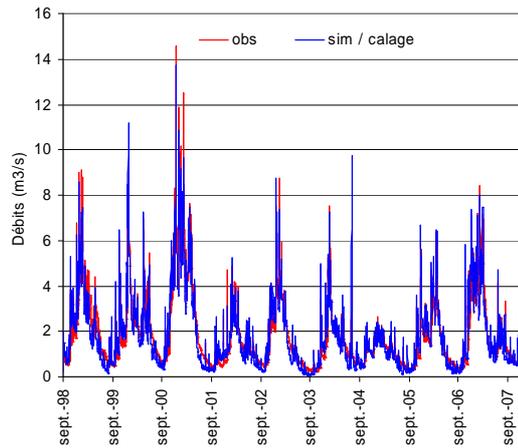


Figure 1 : simulation des débits dans la rivière de l'Aber Wrac'h avec le modèle TNT2. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Echelles :

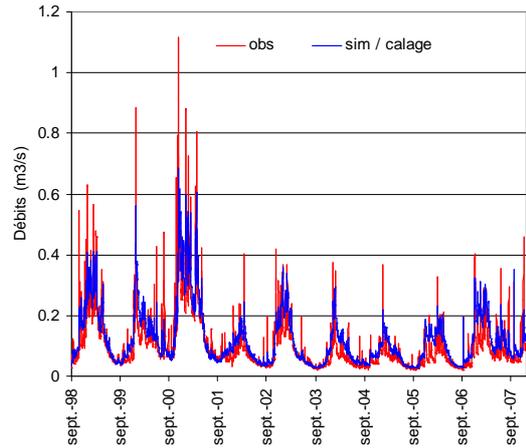


Figure 2 : simulation des débits dans la rivière des Echelles avec le modèle TNT2. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Horn :

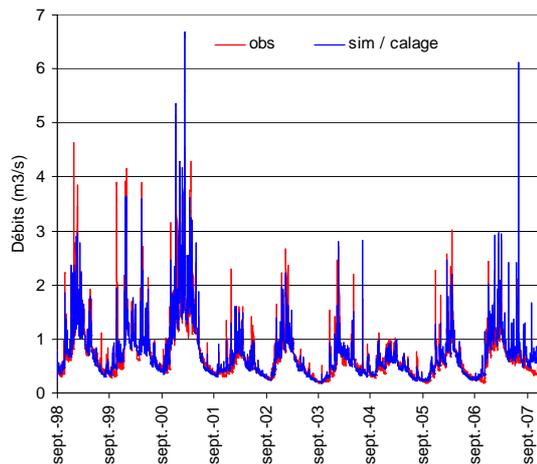


Figure 3 : simulation des débits dans la rivière de l'Horn avec le modèle TNT2. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

### Haut-Gouëssant :

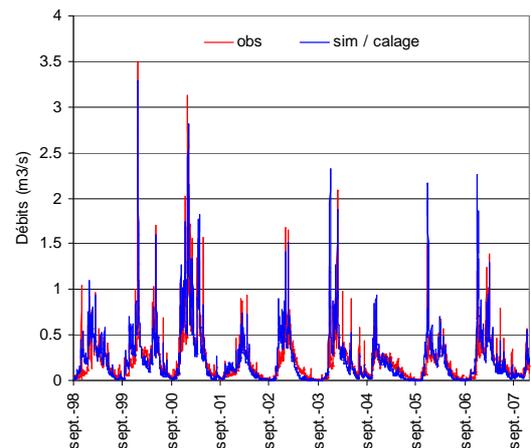


Figure 4 : simulation des débits dans la rivière du Haut-Gouëssant avec le modèle TNT2. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

**Urne :**

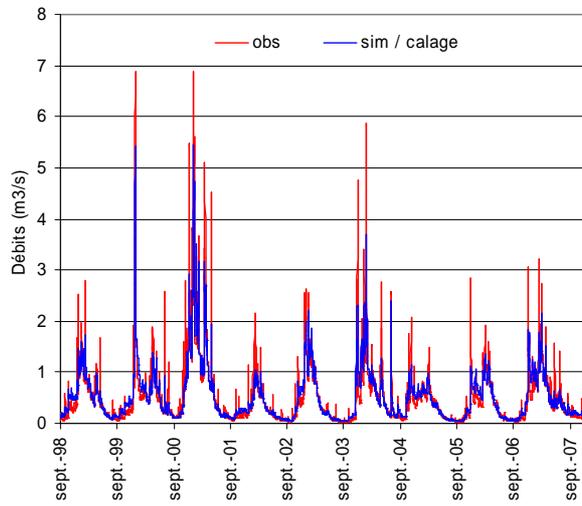


Figure 5 : simulation des débits dans la rivière del'Urne avec le modèle TNT2. obs : valeurs mesurées ; sim/calage : période de calage

## Annexe 9 : Taux de conformité observés et simulés avec le modèle TNT2 pour la période de calage 1998-2007

Le taux de conformité correspond au nombre de valeurs dépassant les 50 mg/l durant l'année civile, ramené en pourcentage du nombre total de valeurs (fréquence journalière pour les données simulées et variable pour les données observées). Les taux de conformité observés peuvent être différents des taux « officiels » car nous n'utilisons pas exclusivement les données DRASS pour les concentrations observées.

### Aber Wrac'h :

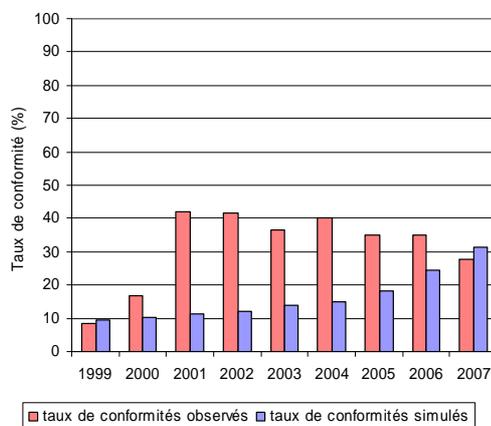


Figure 1 : taux de conformité observés et simulés pour l'Aber Wrac'h avec le modèle TNT2.

### Echelles :

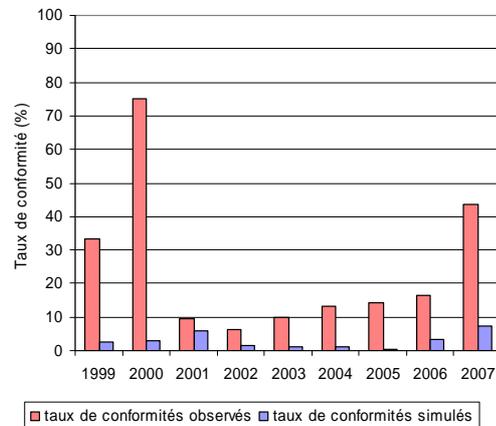


Figure 2 : taux de conformité observés et simulés pour les Echelles avec le modèle TNT2.

### Haut-Gouessant :

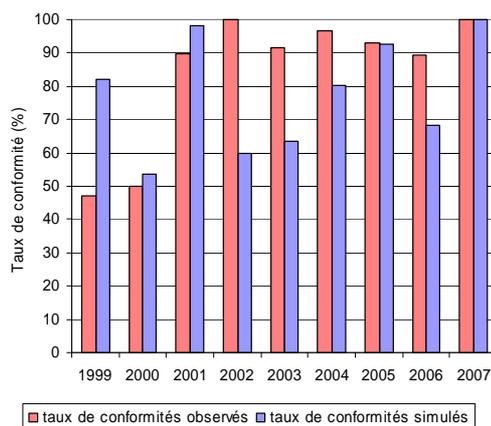


Figure 3 : taux de conformité observés et simulés pour le Haut-Gouessant avec le modèle TNT2.

### Horn :

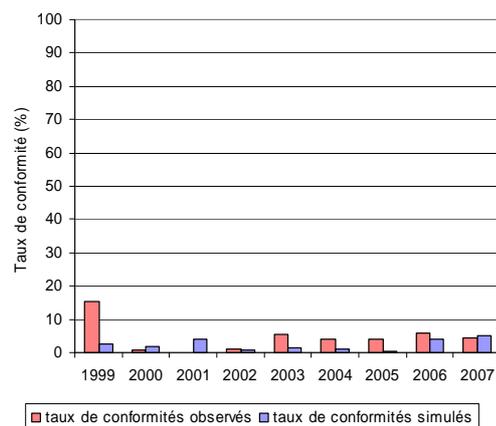


Figure 4 : taux de conformité observés et simulés pour l'Horn avec le modèle TNT2

**Urne :**

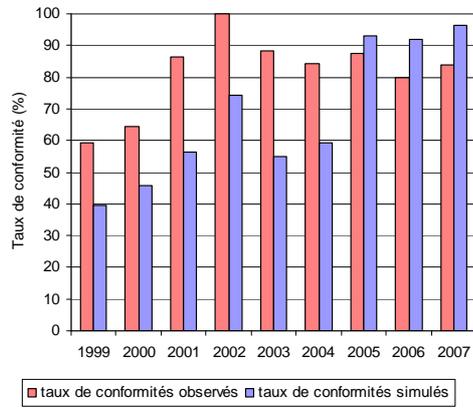
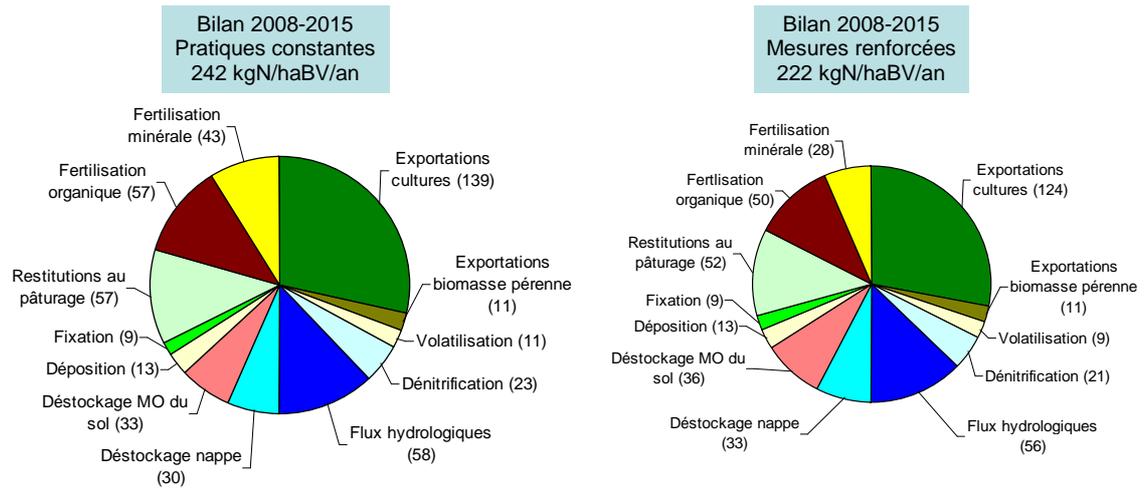


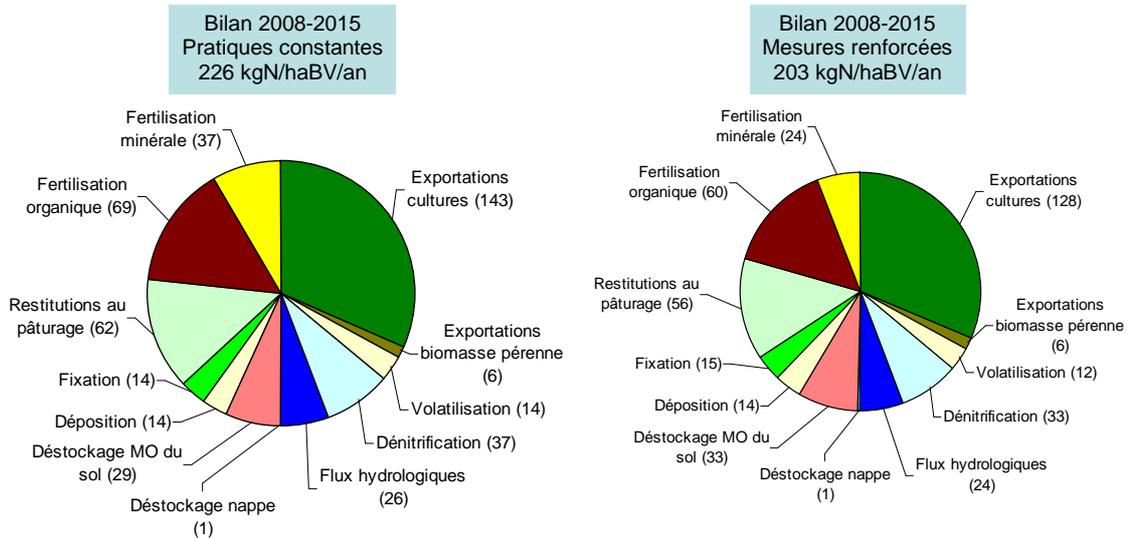
Figure 5 : taux de conformité observés et simulés pour l'Urne avec le modèle TNT2

**Annexe 10 : bilans « entrées-sorties » de l'azote sur les bassins versants, modélisés par TNT2 sur la période 2007-2015 pour les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées ».**

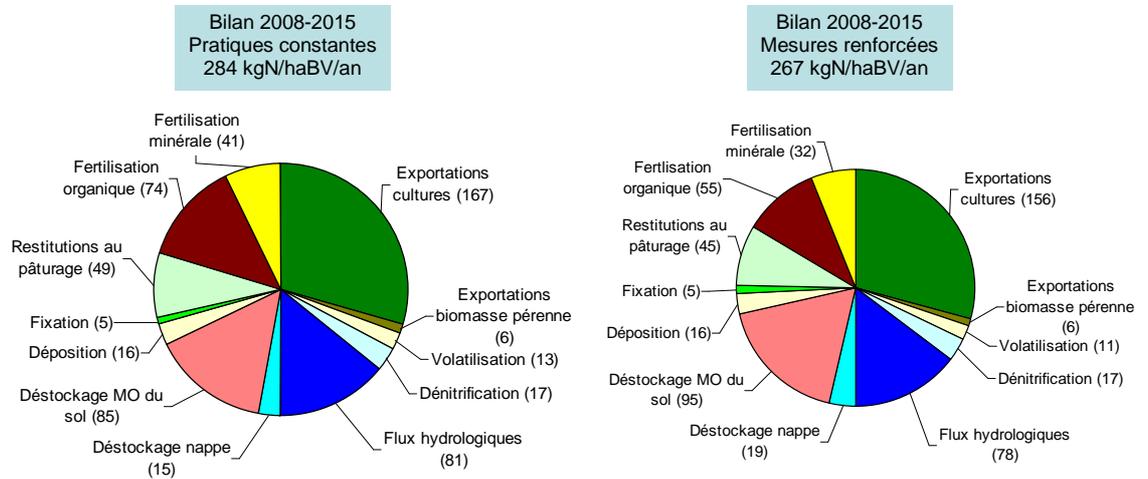
**Aber Wrac'h :**



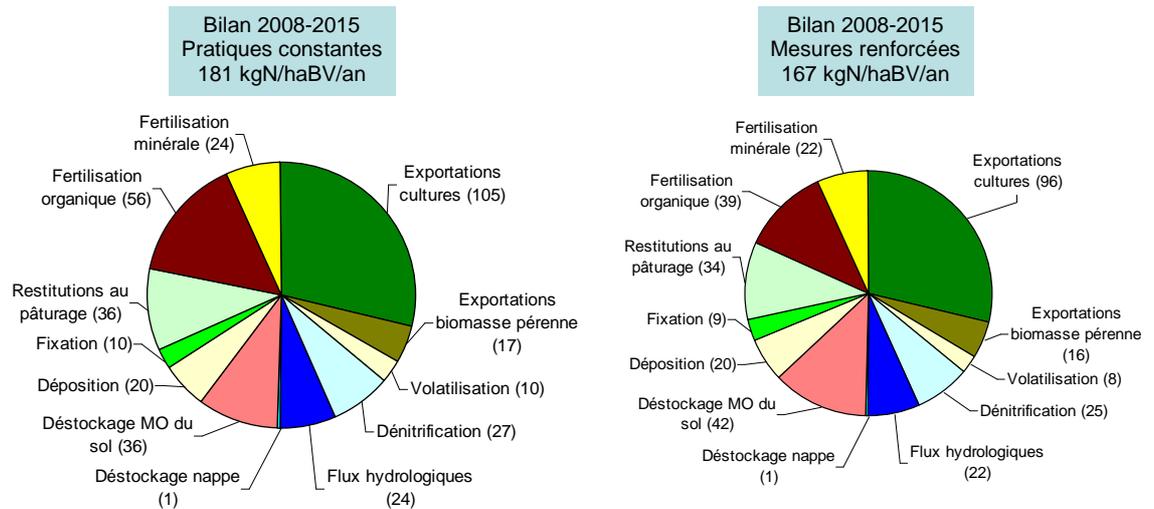
**Haut-Gouessant :**



## Horn :



## Urne



## **Annexe 11 : résultats des tests de sensibilité**

Deux types de tests de sensibilité des sorties des modèles aux variables d'entrées et paramètres ont été menés dans le cadre de cette étude. Le premier type de tests concerne la sensibilité des sorties du modèle INCA à un certain nombre de paramètres hydrologiques. Le deuxième type concerne la sensibilité des modèles INCA et TNT2 aux entrées agronomiques, et en particulier à la pression azotée. Etant donnée la question posée, les sorties analysées sont dans les deux cas les concentrations en nitrates à l'exutoire du bassin versant.

Le premier type de tests concerne 4 paramètres hydrologiques : la proportion d'écoulement de base (ou base flow index), les constantes de temps du réservoir sol et du réservoir nappe ainsi que le volume drainable de la nappe. Pour chacun des 4 paramètres, 2 cas ont été testés : une augmentation de 20 % et diminution de 20 % (par rapport à la valeur retenue suite au calage). Ce test a été effectué pour le scénario « mesures renforcées » sur 2 bassins versants : l'Urne et l'Aber Wrac'h.

Pour la période de calage (1998-2007), une variation de plus ou moins 20 % d'un des quatre paramètres ne dégrade pas de manière notable le calage sur les concentrations en nitrates ou les débits. La modification des constantes de temps des réservoirs sol et nappe a en particulier très peu d'impact sur les concentrations simulées. Les variations les plus fortes sur les concentrations simulées sont observées en modifiant le volume de nappe (plus ou moins 2 mg/l environ pour les concentrations moyennes).

Pour le scénario « mesures renforcées », on observe la même hiérarchie entre les paramètres. La modification des constantes de temps des réservoirs sol et nappe n'a que très peu d'effet sur les concentrations simulées entre 2008 et 2015. Cependant, pour un bassin versant comme l'Aber Wrac'h, dont les concentrations s'approchent tangentiellement des 50mg/l, une modification de plus ou moins 20 % de la proportion d'écoulement de base et surtout, du volume drainable de la nappe modifie quelque peu les taux de conformités et l'année de retour à la conformité. Par rapport aux valeurs issues du calage, une augmentation du volume drainable de la nappe de 20 % recule de 3 ans le retour à la conformité et une réduction de 20 % l'avance de 3 ans. Pour la proportion d'écoulement de base, l'écart n'est que d'un an. Pour l'Urne, dont la situation par rapport au seuil de 50 mg/l est plus claire, il n'y a pas de conséquence notable sur les taux de conformité.

Le volume drainable de la nappe apparaît donc que le paramètre le plus sensible, quant à la simulation des concentrations à l'exutoire. Les résultats pour les bassins versants dont les concentrations s'approchent tangentiellement des 50mg/l peuvent être affectés par la valeur retenue pour ce paramètre. Cependant, les tendances à moyen terme ne sont cependant pas modifiées et une dérive trop grande ne peut pas avoir lieu car le calage des concentrations en nitrates se trouve alors trop dégradé.

Le deuxième type de tests concerne les apports d'azote en entrée des modèles. Ce test a été effectué sur l'Urne avec le modèle INCA et sur le Haut-Gouessant avec le modèle TNT2. Nous avons augmenté de 20 % les apports d'azote organique maîtrisable et d'azote minéral sur la période de calage. Cette augmentation des apports a été compensée par une diminution de la minéralisation basale, de manière à retrouver un calage proche de l'original sur les concentrations en nitrates. Nous avons ensuite appliqué le scénario « mesures renforcées », cette fois sans modification des apports d'azote, et comparé les résultats obtenus avec la première application de ce scénario (sans modification de la minéralisation).

Pour l'Urne avec INCA, les concentrations simulées pour le scénario « mesures renforcées » sont légèrement plus faibles avec la deuxième version du calage (apports augmentés de 20 %, minéralisation diminuées) qu'avec la version initiale sans modification. L'écart entre les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » est augmenté de 0.5 mg/l en 2008-2009 et de 1.2 mg/l en 2014-2015 pour les concentrations moyennes. Les taux de conformité ne sont cependant pas affectés.

Pour le Haut-Gouëssant avec TNT2, on observe la même tendance. L'écart entre les scénarios « pratiques constantes » et « mesures renforcées » est augmenté de 1 mg/l sur la période 2009-2015 pour les concentrations moyennes. L'année de retour à la conformité reste cependant inchangée.

Une augmentation de 20 % des apports d'azote sur la période de calage, compensée par une réduction de la minéralisation basale, a donc un impact relativement limité sur les résultats. Il aurait été possible d'effectuer d'autres tests, par exemple en faisant varier également la dénitrification.