

# Simulation au moyen du logiciel STICS-MODCOU des pollutions azotées sur l'Oligocène du Bassin Parisien. Mise en oeuvre et confrontation avec les données de terrain

Jean-Marie Monget<sup>1</sup>, P. Viennot<sup>2</sup>, Christophe Viavattene<sup>3</sup>

<sup>1</sup>ENSMP, UMR7619 Sisyphé, Centre d'Informatique Géologique ( [monget@cig.ensmp.fr](mailto:monget@cig.ensmp.fr) )

<sup>2</sup>ENSMP, Centre d'Informatique Géologique ( [Pascal.Viennot@ensmp.fr](mailto:Pascal.Viennot@ensmp.fr) )

<sup>3</sup>ENSMP, Centre d'Informatique Géologique ( [christophe.viavattene@ensmp.fr](mailto:christophe.viavattene@ensmp.fr) )

|       |  |    |
|-------|--|----|
| 1.    | Introduction .....   | 1  |
| 2.    | Structure du modèle intégré STICS-MODCOU.....  | 2  |
| 3.    | Mise en oeuvre du modèle hydrogéologique couplé MODCOU .....                                 | 4  |
| 3.1.  | Données de forçage .....   | 6  |
| 3.2.  | Données de structure et ajustement du modèle de surface .....                                | 6  |
| 3.2.1 | Calage du temps de concentration.....  | 7  |
| 3.2.2 | Calage des fonctions production .....  | 7  |
| 3.2.3 | Ajustement du modèle de la zone non saturée .....  | 7  |
| 3.2.4 | Ajustement du modèle souterrain.....   | 8  |
| 4.    | Mise en oeuvre du modèle agronomique STICS.....  | 10 |
| 4.1.  | Description générale du modèle.....  | 10 |
| 4.2.  | Régionalisation de STICS .....   | 11 |
| 5.    | Application de STICS au bassin de la Seine : regroupement de zones homogènes.....            | 12 |
| 6.    | Simulation du transfert des nitrates pour la séquence météorologique type 1970/1990 .....    | 14 |
| 7.    | Analyse de variabilité des mesures de nitrates – La campagne de mesures Onques (1970-1995).. | 19 |
| 7.1.  | Comportement des forages de l'ensemble du bassin de la Seine .....                           | 19 |
| 7.2.  | Variations spécifiques concernant les principales nappes de l'oligocène .....                | 21 |
| 8.    | Calage temporel de la chronologie des simulations pour l'oligocène du bassin parisien.....   | 23 |
| 8.1.  | Distribution statistique des concentrations en nitrates sur une zone géographique.....       | 23 |
| 8.2.  | Calage de la chronologie des histogrammes.....   | 24 |
| 8.3.  | Réglage du taux temporel d'accroissement des nitrates fourni par le modèle .....             | 24 |
| 9.    | Interrogations sur les performances du modèle STICS-MODCOU et sur sa mise en oeuvre.....     | 25 |
| 10.   | Bibliographie.....   | 26 |

## 1. Introduction

Les scénarios agro-climatiques ont pour but de décrire des images futures plausibles de l'usage agricole du bassin de la Seine. Ils définissent les intrants du modèle STICS-MODCOU. Dans le cadre du programme GICC Seine « Influence du changement climatique sur le fonctionnement hydrologique et biogéochimique de la Seine », six scénarios agricoles prospectifs spatialisés à l'horizon 2050 ont été élaborés. Ces scénarios représentent différentes orientations possibles de l'agriculture du bassin : agriculture de masse raisonnée, cultures de masse et agriculture de conservation, diversification et agriculture raisonnée, diversification et infrastructure écologique, agriculture biologique raisonnée, agriculture biologique et infrastructure écologique. Les données fournies concernent l'évolution des modes d'occupation du sol (assolement et successions de cultures) et des séquences techniques associées (Poux, 2002). Pour chacun des scénarios, le bassin de la Seine est divisé en 12 zones agricoles correspondant aux regroupements des 150 PRA (Petites régions agricoles).

Pour les besoins du PIREN-Seine l'horizon 2015 a été exploré dans une première étude pour laquelle la dynamique du transfert des pollutions azotées à l'échelle du bassin a été définies par les flux moyens sous-racinaires calculés sur la base de la séquence météorologique 1970/1990 et des

pratiques agricoles moyennes regroupées par zone telles qu'elles ont été observées pour la période 1990/2000. Pour des raisons d'ordre technique, ce premier exercice s'est limité à 7 zones agricoles.

Sans possibilité de référence à une évolution réelle sur l'évolution à long terme des intrants permettant d'aboutir à la situation des pratiques agricoles telle que nous la connaissons en 1990/2000, le modèle a été utilisé sur une période de 200 ans pour atteindre les conditions d'un régime quasi permanent. La séquence des concentrations en nitrates calculées pour chacune des cellules kilométriques du modèle a servi à le caler sur les données réelles de concentration mesurées dans les forages de la base de données Onques pour la période 1970-1995.

La méthode de calage utilisée fait appel aux outils de la statistique et permet d'identifier l'année de simulation qui dans la séquence STICS-MODCOU correspond le mieux à une année de référence particulière (ici, 1985). Elle se double de la recherche du meilleur rythme de fonctionnement capable de reproduire un accroissement médian des concentrations en nitrate tel qu'il est constaté dans les données Onques pour les forages AEP exploitant les nappes de l'Oligocène du bassin de la Seine.

## **2. Structure du modèle intégré STICS-MODCOU**

Le modèle intégré STICS-MODCOU appliqué au bassin de la Seine permet de simuler, au pas de temps journalier, les débits dans le réseau hydrographique mais également la piézométrie dans les aquifères de la Craie, de l'Eocène et de l'Oligocène par le biais d'une modélisation hydrodynamique des nappes. A cette modélisation des écoulements, s'ajoute celle du transfert de l'azote nitrique dans les différents compartiments du système hydrologique : les sols agricoles, la zone non saturée et les aquifères explicitement représentés par le modèle. Les résultats peuvent être exprimés sous la forme de flux ou de concentration à la base de la zone racinaire ou de concentrations dans les différents aquifères modélisés.

On remarquera que les différents aquifères de l'auréole anté-Crétacé supérieur, situés sur la bordure orientale du bassin de la Seine, ne font pas l'objet d'une prise en compte phénoménologique. Les transferts d'azote dans ces aquifères sont néanmoins pris en compte à l'aide d'un traitement simplifié.

Si la globalité du bassin peut être modélisée du point de vue hydrodynamique (restitution dans le temps et dans l'espace du débit des rivières, reproduction des niveaux piézométriques en régime permanent ou transitoire des principaux aquifères), la dynamique de pollution azotée à partir des intrants agricoles n'est rendu possible que par le renseignement progressif de l'ensemble des pratiques agricoles des nombreuses petites régions agricoles présentes sur le bassin.

Le modèle intégré se compose de trois grands modèles distribués :

- le modèle hydrologique MODCOU ;
- le modèle agronomique STICS ;
- le modèle hydrogéologique NEWSAM.

Ces trois modèles distribués permettent les simulations respectives des écoulements superficiels et souterrains, des flux de nitrates à la base de la zone racinaire et du transport de nitrate dans un système aquifère multicouche. Ces modèles fonctionnent de manière séquentielle et sont articulés entre eux selon le principe précisé sur la figure 1.

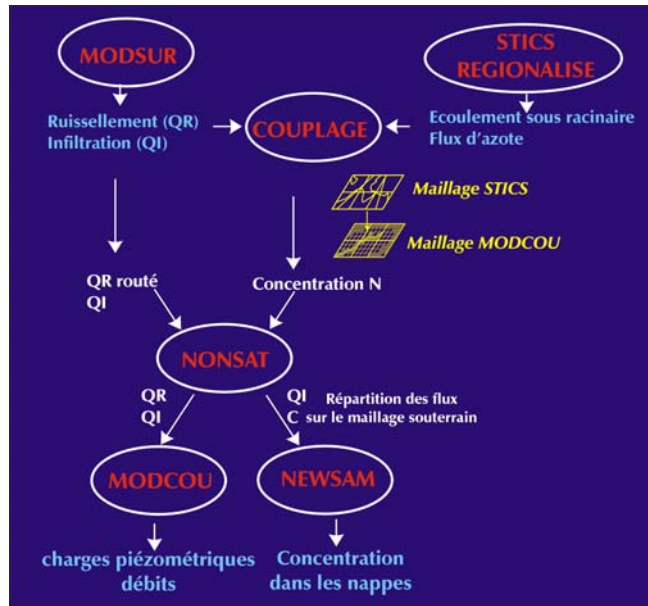


Figure 1: Représentation schématique des couplages MODCOU-STICS-NEWSAM.

Le calcul du bilan hydrique, effectué par le module MODSUR, fournit les débits ruisselés (QR) et infiltrés (QI) sur chaque maille du domaine de surface suivant le pas de temps des données météorologiques. STICS calcule des flux d'azote sous-racinaire (Fns) et des débits drainés à la base de la zone sous-racinaire (Qs).

L'eau d'infiltration (QI) contenant la concentration en nitrates (CN) est acheminée vers les nappes souterraines, à travers la zone non saturée, grâce au module NONSAT. Les flux de nitrates sont ensuite répartis sur les mailles souterraines. On remarquera que lorsqu'une maille de surface n'est pas connectée à une maille souterraine représentée par le modèle NEWSAM, les nitrates sont transportés par un modèle à réservoir TRANSAM. Ce cas se rencontre sur la bordure est du bassin.

Enfin, le modèle de transport en milieu souterrain NEWSAM simule l'évolution des concentrations nitriques dans les aquifères. NEWSAM permet également de quantifier les flux de nitrates échangés entre les aquifères et les rivières (Figure 2).

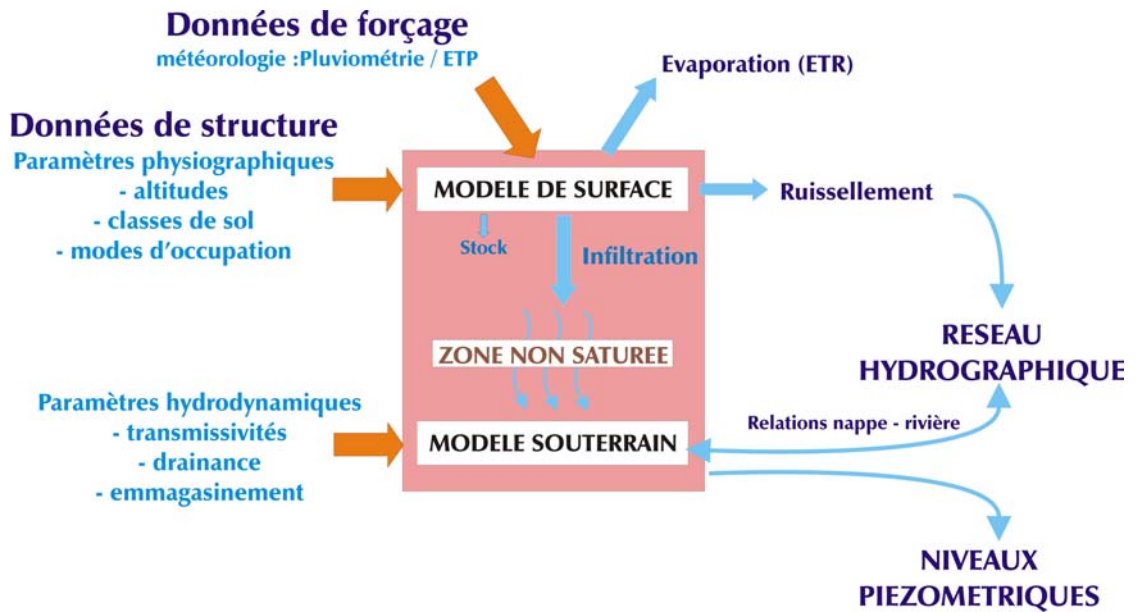


Figure 2: Principe général du modèle hydrogéologique couplé MODCOU.

L'association de STICS au modèle MODCOU-NEWSAM a donc permis d'aboutir à un modèle intégré, chacun des modèles permettant une représentation, avec des degrés de conceptualisation variables. Le modèle est conçu pour représenter les processus de transferts qui se déroulent d'une part, dans les sols agricoles et d'autre part, dans le domaine souterrain constitué par la zone non saturée et les aquifères.

### 3. Mise en oeuvre du modèle hydrogéologique couplé MODCOU

Le modèle du bassin de la Seine est discrétisé en une structure multicouche (Figure 3) utilisant des mailles carrées emboîtées, mailles auxquelles sont rattachées les caractéristiques du domaine (direction de drainage, altitude, distribution des zones de production pour les mailles de surface ; transmissivité, drainance, coefficient d'emmagasinement pour les mailles des couches souterraines).

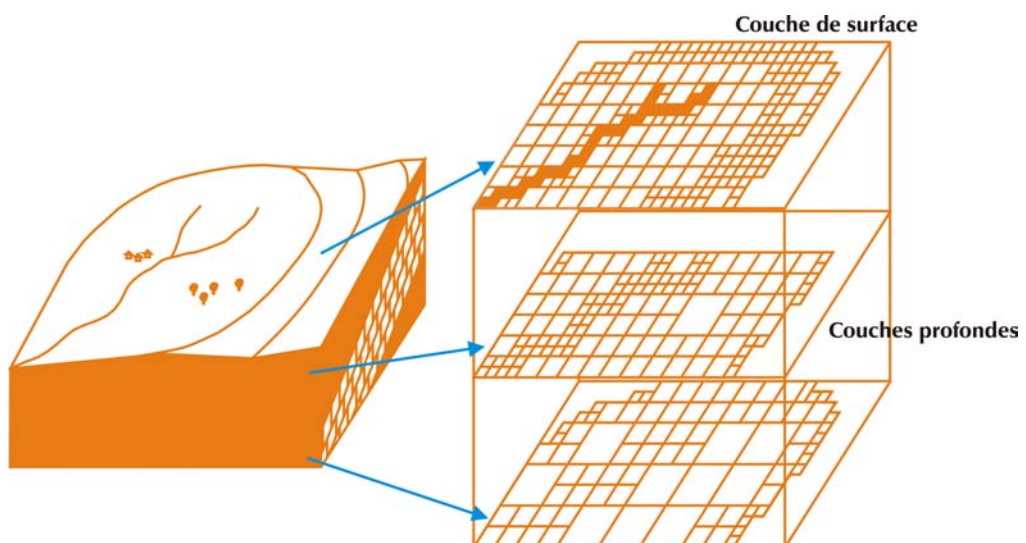


Figure 3: Principe de la schématisation multicouche.

La couche de surface couvre une surface totale de 95560 km<sup>2</sup> constituée de 35198 mailles de 1 à 8 kilomètres de côté (Figure 4). Les formations aquifères représentées sont au nombre de trois et respectivement, de la plus superficielle à la plus profonde, l'Oligocène, l'Eocène et la Craie (Figure 5).

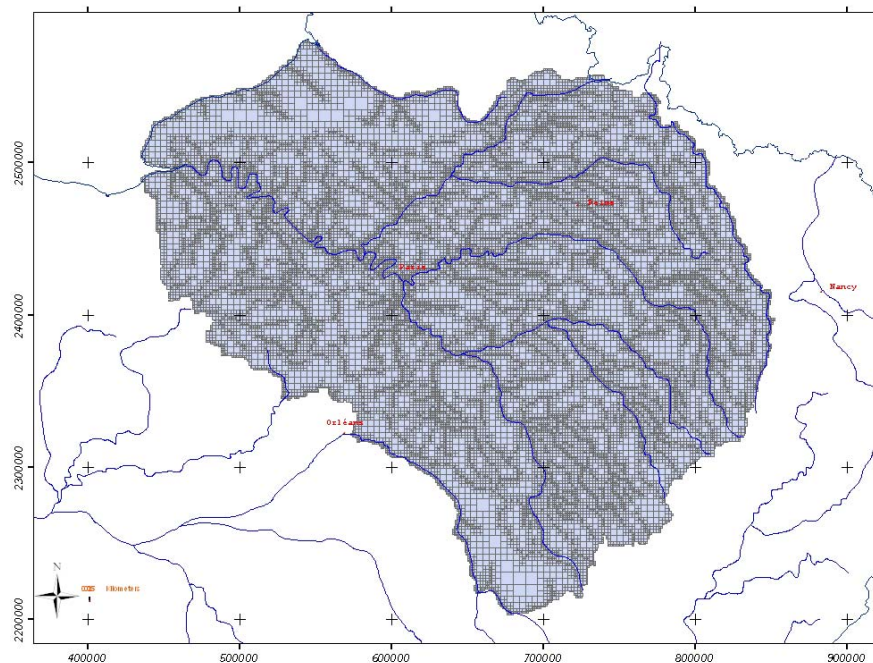


Figure 4: Maillage de la couche de surface du modèle du bassin de la Seine.

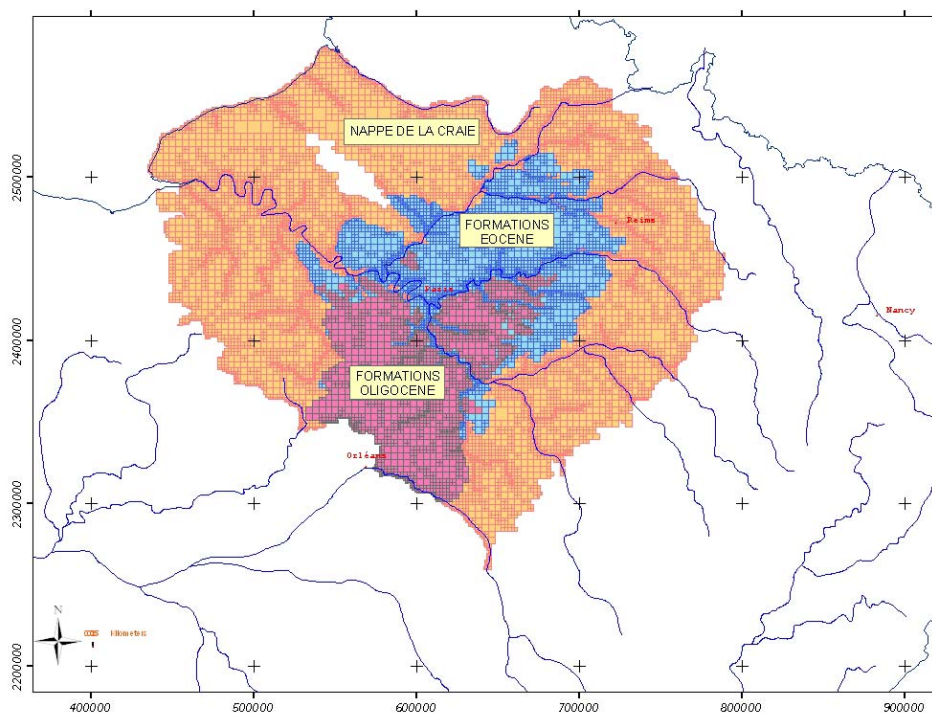


Figure 5: Maillage des formations souterraines prises en compte dans le bassin de la Seine.

### 3.1. Données de forçage

Les données de forçage sont essentiellement constituées par les données météorologiques représentées par la pluviométrie globale (pluie + neige) et l'évapotranspiration potentielle (ETP). Ces données météorologiques sont entrées sur une grille régulière au pas de 8 kilomètres couvrant l'ensemble du bassin de la Seine (Figure 6).

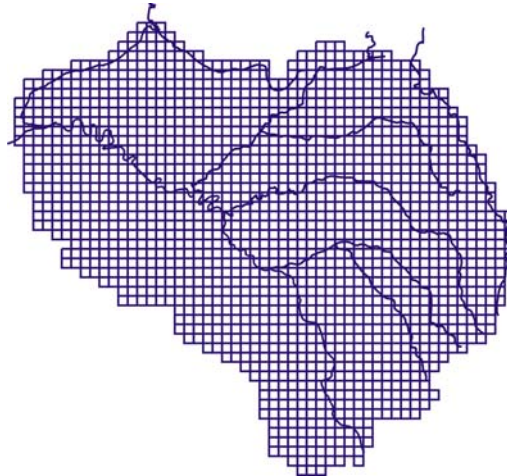


Figure 6: Grille d'entrée des données météorologiques.

A titre d'illustration, la figure 7 présente les précipitations et l'évapotranspiration potentielle moyennes annuelles sur la période 1970-1990.

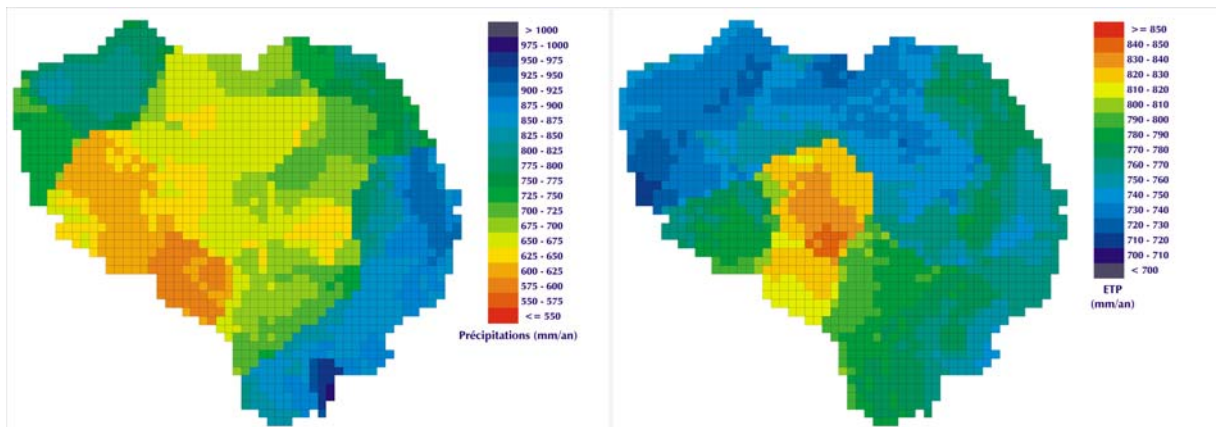


Figure 7: Précipitations et ETP moyenne annuelle sur la période 1970-1990 de référence.

### 3.2. Données de structure et ajustement du modèle de surface

L'ajustement du modèle de surface (*MODSUR*) a été effectué sur la période 1987-1989, qui présente des évolutions climatiques relativement contrastées, et sur les débits mesurés sur 125 stations hydrométriques réparties sur l'ensemble du bassin (Gomez 2002).

### 3.2.1 Calage du temps de concentration

L'estimation du temps de concentration est réalisé, dans un premier temps, à partir d'une simulation en ruissellement simple en comparant le décalage des pics de crue simulés et observés. Puis, en tenant compte des écoulements de surface conjointement aux écoulements souterrains, le temps de concentration est estimé à 17 jours à l'exutoire du bassin, ce qui correspond à une vitesse moyenne de l'ordre de  $45 \text{ km.j}^{-1}$  en prenant la longueur de la Seine à 776 km.

### 3.2.2 Calage des fonctions production

Les fonctions production, représentées par un modèle à réservoir (Figure 8), permettent de calculer la quantité d'eau ruisselée et infiltrée en fonction des caractéristiques climatiques. On dénombre 30 fonctions production sur le bassin défini d'après les caractéristiques des types de sol et de l'occupation du sol.

Les paramètres des fonctions production sont ajustés de manière à assurer, pour chaque station, les volumes globaux restitués ainsi qu'un hydrogramme, en rapport avec les données observées.

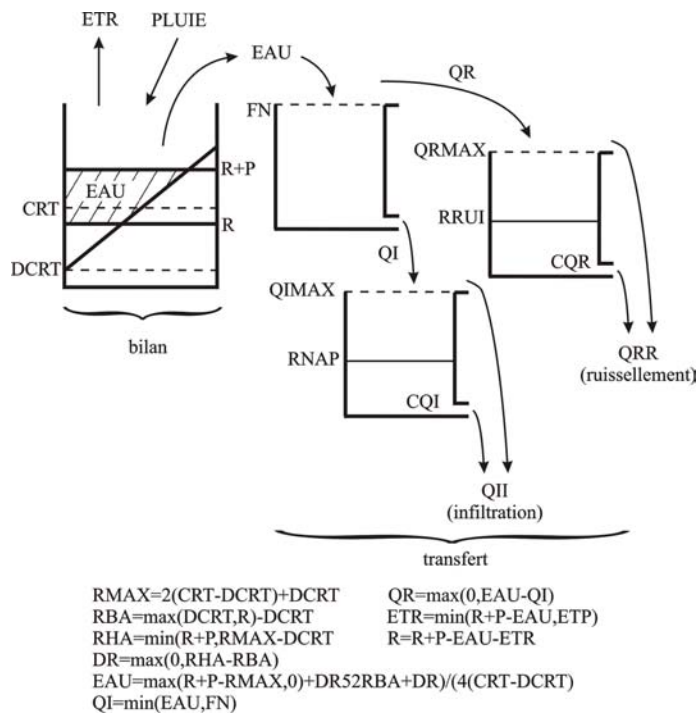


Figure 8: Schématisation d'une fonction de production dans le modèle MODCOU.

### 3.2.3 Ajustement du modèle de la zone non saturée

La modélisation des transferts dans la zone non saturée implique de diviser le domaine en zones homogènes, chaque zone est représentée par un modèle à réservoirs en cascade, le nombre de réservoir correspondant à l'épaisseur de la zone non saturée et le coefficient de tarissement, ou temps de délai, représentant la perméabilité (Besbes, 1978). Cependant, à l'est du bassin, où les aquifères périphériques ne sont pas représentés par le modèle souterrain NEWSAM, la piézométrie n'étant pas simulée, on utilise la typologie des sols pour établir les zones homogènes auxquelles sont attribuées les 2 paramètres, par calage. Dans cette zone, l'épaisseur de la zone non saturée a été arbitrairement fixée à 10 m (2 réservoirs de 5 m). On dénombre ainsi 162 zones homogènes sur l'ensemble du bassin.

Lorsqu'une zone homogène est en relation avec un domaine souterrain représenté par NEWSAM, le nombre de réservoirs est défini en découpant la zone non saturée en couches de 5 mètres d'épaisseur ; la zone non saturée étant définie de la base du sol (cote topographique moins 2 mètres) jusqu'à la profondeur de la nappe. Ce calage repose sur l'hypothèse forte que les types de sols ont des propriétés hydrodynamiques moyennes homogènes.

### 3.2.4 Ajustement du modèle souterrain

L'ajustement du modèle souterrain permet de reconstituer le débit de base aux stations hydrométriques et de restituer les variations piézométriques observées dans les nappes. L'ajustement se déroule en deux étapes. En régime permanent afin d'effectuer un premier ajustement des transmissivités et des coefficients de drainance, puis en régime transitoire afin de préciser les coefficients d'emménagement et régler les échanges entre les nappes et les rivières.

Au final, le modèle hydrogéologique global a été calé sur la période 1971-1999 (Gomez 2002). A titre d'exemple, la figure 9 présente l'évolution comparée du débit mesuré et calculé de la Seine à Poses et de l'évolution de la piézométrie calculée et mesurée à Villeneuve.

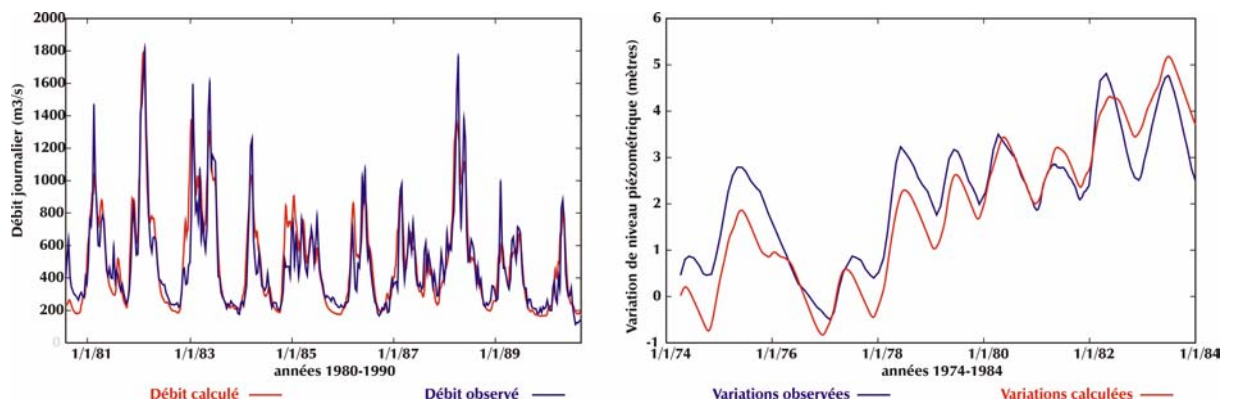


Figure 9: Evolution comparée du débit mesuré et calculé de la Seine à Poses et de l'évolution de la piézométrie calculée et mesurée à Villeneuve.

Les cartes piézométriques des nappes de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (Figures 10, 11 et 12), obtenues après calage en régime permanent, présentent un accord acceptable avec les niveaux piézométriques moyens observés sur la période de calage. On remarque, par ailleurs, de très faibles gradients de charges hydrauliques au niveau de la partie captive de la nappe de la Craie. Dans la partie libre des aquifères, la morphologie de la surface piézométrique épouse celle de la surface topographique. Ainsi, les reliefs déterminent les dômes piézométriques tandis que les vallées drainent les nappes.



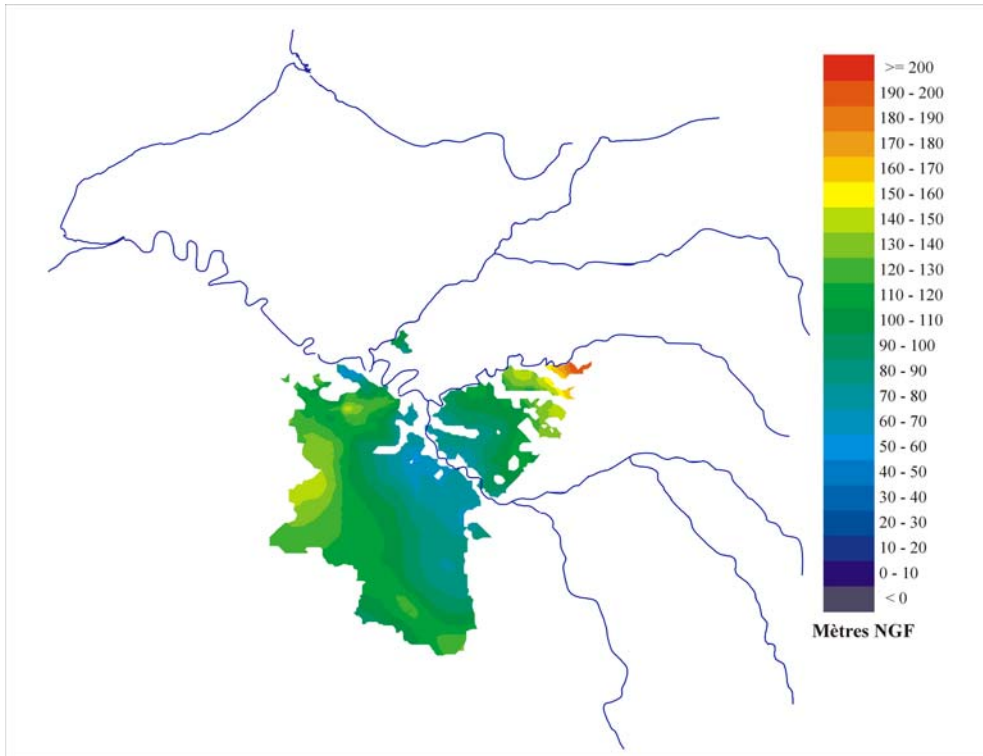


Figure 10: Piézométrie de la nappe de l'Oligocène en régime permanent.

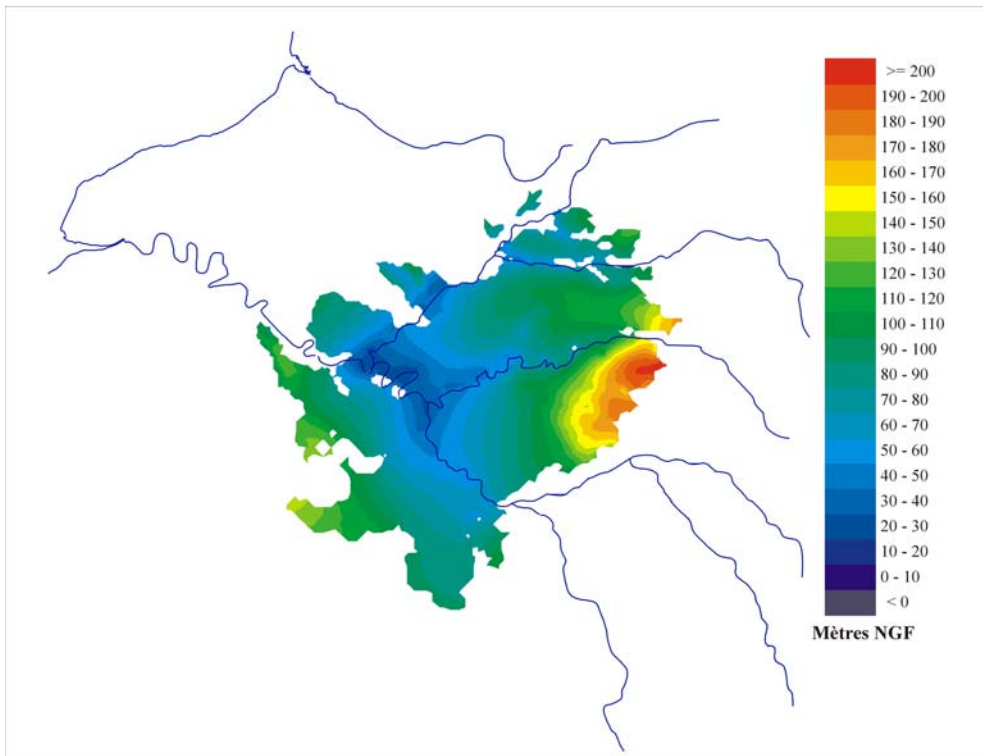


Figure 11: Piézométrie de la nappe de l'Eocène en régime permanent.

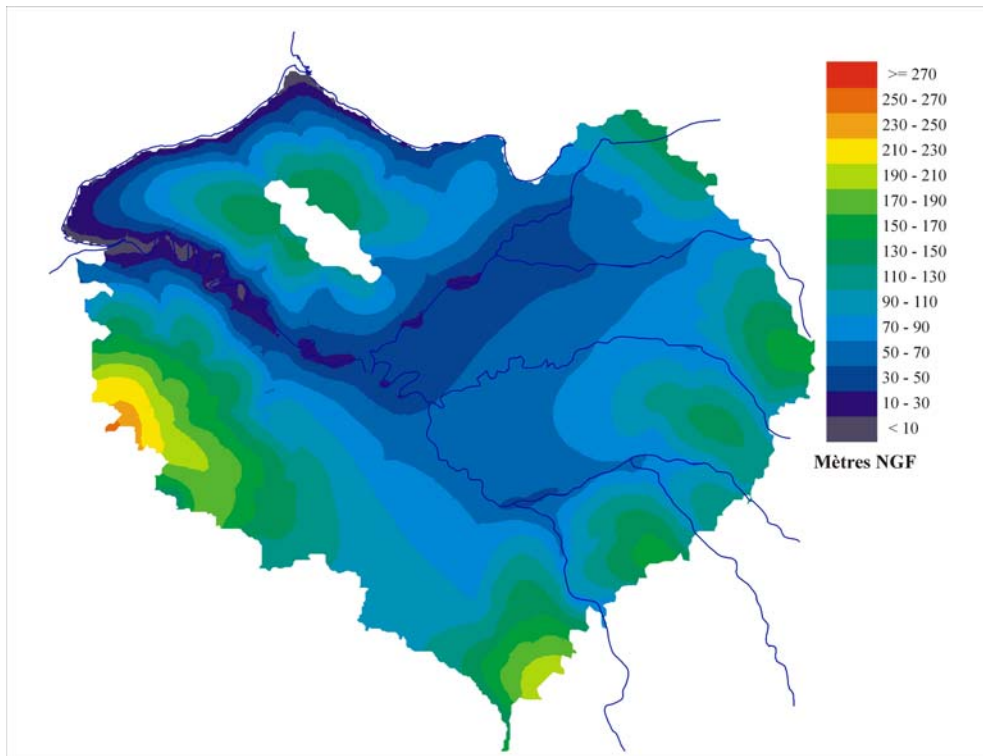


Figure 12: Piézométrie de la nappe de la Craie en régime permanent.

## 4. Mise en oeuvre du modèle agronomique STICS

### 4.1. Description générale du modèle

STICS (Simulateur multIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle agronomique destiné à simuler, au pas de temps journalier, le comportement du système sol-plante au cours d'une ou plusieurs années successives. La limite supérieure du système est l'atmosphère et est caractérisée par plusieurs variables climatiques (radiation solaire, température minimum et maximum, précipitation, évapotranspiration potentielle). La limite inférieure correspond à la profondeur maximale accessible au système racinaire, fonction du type de sol et de la nature de la plante cultivée.

La mise en oeuvre du modèle requiert quatre sources de données (Figure 13) :

- *données climatiques* : température minimale, maximale, pluviométrie, évapotranspiration potentielle (ETP) et du rayonnement global, au pas de temps journalier ;
- *données « sol »* : le sol est décrit comme une succession de couches horizontales caractérisées par des propriétés physiques (épaisseurs, masse volumique, teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, teneur en cailloux). La couche de surface, où se concentre l'activité biologique) est caractérisée plus précisément par des paramètres physico-chimiques (teneurs en argile, en calcaire, en azote organique, albédo etc.) ;
- *paramètres « culture »* : il s'agit des paramètres relatifs aux différents processus simulés (germination, levée, développement etc.) incluant la prise en compte de l'effet des stress hydrique, thermique et azoté sur le fonctionnement de la plante ;
- *données « techniques culturales »* : elles déterminent les modalités et les dates des interventions culturales (semis, irrigation, apports d'engrais azotés, apports d'amendements organiques, récolte, travail du sol, incorporation des résidus de culture etc.).

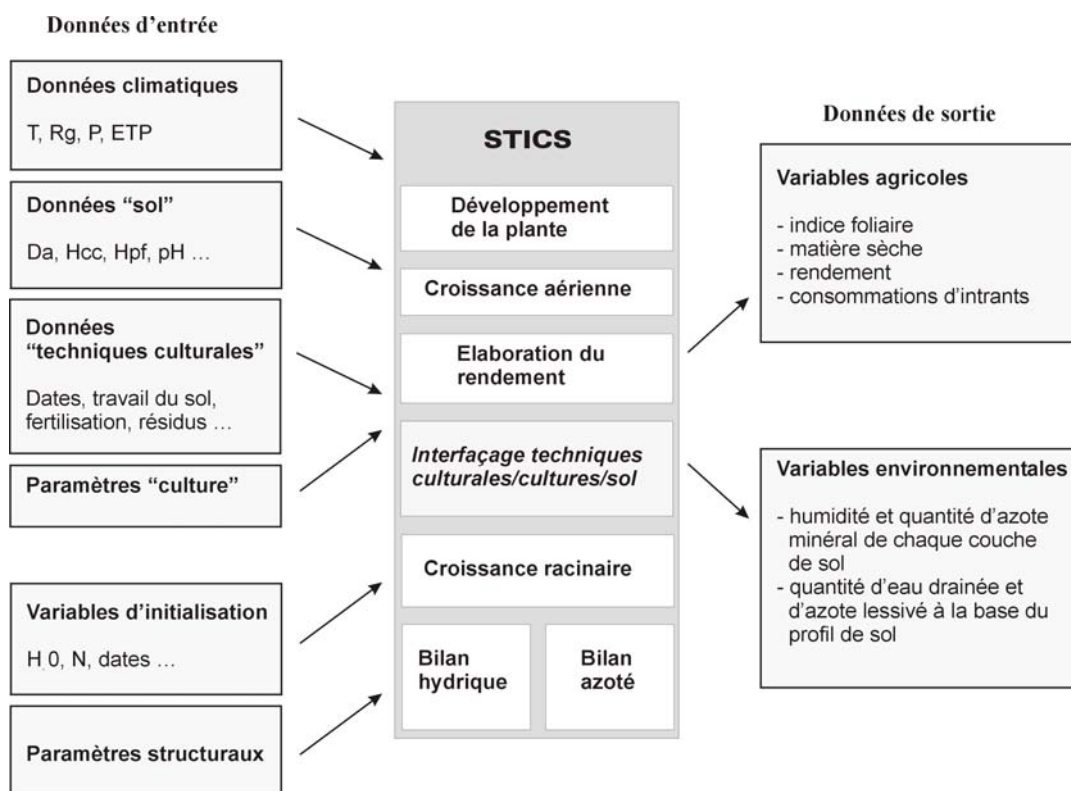


Figure 13: Organisation générale du modèle agronomique STICS.

A ces données d'entrées, s'ajoutent celles concernant les variables d'initialisation (dates de début et fin de simulation ; humidité et quantité d'azote minéral initiales des couches de sol) et des paramètres généraux (paramètres communs à toutes les simulations tels que, par exemple, ZESX : profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation).

Les données de sorties de STICS concernent des grandeurs agronomiques (biomasse végétale, rendement en produit récolté, teneur en protéines des grains, bilan azoté de la culture, ...) et des grandeurs environnementales (flux d'eau et de nitrate sortant de la zone racinaire).

#### 4.2. Régionalisation de STICS

Une procédure de régionalisation (Gomez 2002) permet de générer des données d'entrée du modèle STICS en chaque point de l'espace modélisé en fonction du temps en s'aidant d'une gestion spatiale des données, définition de zones géographiques « homogènes » ou l'on croise les données climatiques, les types de sol et les zones agricoles (Figure 14), suivie d'une gestion temporelle des données météorologiques et agricoles (pratiques, assolements ...)

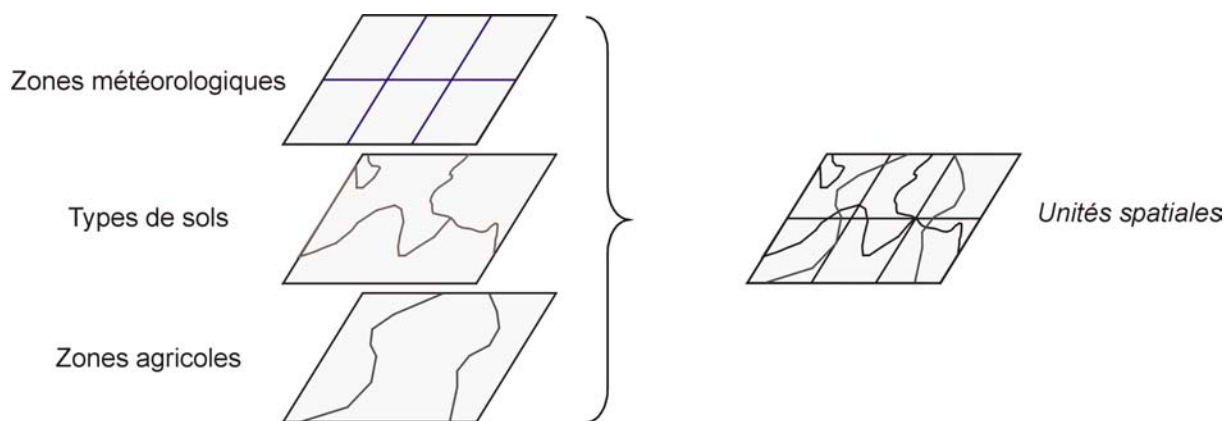


Figure 14: Organisation spatiale des données météorologiques.

## 5. Application de STICS au bassin de la Seine : regroupement de zones homogènes

Le bassin de la Seine ne peut être considéré comme un ensemble homogène en terme d'activité agricole. En effet, toutes les études précédentes (Mignolet et al, 2002) montrent une grande hétérogénéité des systèmes de production adoptés par les agriculteurs, se traduisant par des assolements également très variables selon les régions agricoles. Cette grande hétérogénéité résulte à la fois de choix économiques (proximité des marchés, IAA ou consommateurs), des orientations politiques (de la PAC, notamment) et également des contraintes du milieu.

Pour réaliser ce découpage, nous nous sommes appuyés sur le maillage le plus pertinent pour l'étude des activités agricoles, à savoir le maillage en Petites Régions Agricoles (PRA). Pour regrouper ces PRA en grandes zones caractéristiques, nous avons choisi comme critères, le pourcentage de Surfaces Toujours en Herbe (STH), particulièrement déterminant sur les marges du bassin et les successions de cultures dominantes (issues de l'enquête Ter Uti de 1992 à 1998).

Dans certains cas, la carte pédologique et celle des OTEX (Orientations technico-économiques) dominantes étaient utilisées pour confirmer certains regroupements.

Le résultat final de cette opération aboutit à un découpage du bassin de la Seine en 12 zones caractéristiques (Figure 15) :

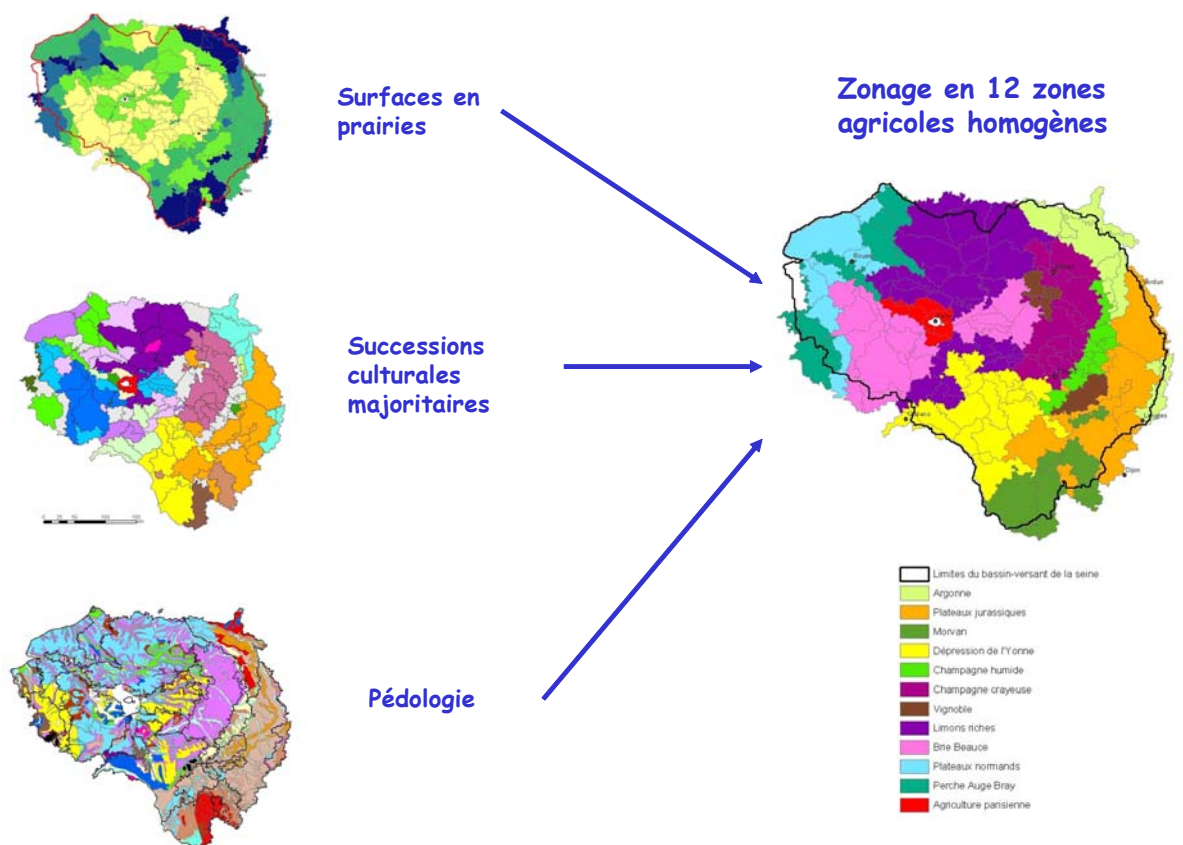


Figure 15: Zones homogènes du bassin de la Seine telles qu'elles ont été déterminées en amont de STICS.

La dénomination de ces zones est basée sur le nom des principales PRA situées dans cette zone (Argonne, Morvan, Champagne humide...), sur le nom d'ensembles géomorphologiques (Plateaux jurassiques, Dépression de l'Yonne,...), ou sur un type d'agriculture caractéristique (Vignoble, agriculture parisienne). C'est à partir de ce découpage que sera construite l'image de base du bassin de la Seine en 2000. Chacune de ces zones sera décrite par un ensemble d'indicateurs socio-économiques de son agriculture actuelle et par des pratiques culturelles moyennes que l'on pourra faire évoluer ensuite, si besoin, en fonction de différents scénarios d'évolution.

Chacune de ces zones se caractérise comme suit :

- *Argonne* : Très forte proportion de surface en herbe (> 50%), successions de culture basées sur les céréales, le maïs ensilage et le colza. Les OTEX dominantes sont "bovin lait et viande" et "polyculture-élevage".
- *Plateaux jurassiques* : Forte prépondérance de succession "colza-blé-orge", surfaces en prairies inférieures à 30 %. OTEX dominantes : "céréales et oléoprotéagineux" et "polyculture-élevage". Bonne concordance avec les plateaux de calcaires jurassiques.
- *Morvan* : Très forte proportion de surfaces en herbe (autour de 70%), OTEX dominante : "bovin viande". Bonne concordance avec le socle cristallin granitique du Morvan.
- *Dépression de l'Yonne* : Surfaces en prairies autour de 10%, successions de cultures triennales de type "colza-blé-orge" ou "tournesol-blé-orge" : l'OTEX dominante est "céréales et oléoprotéagineux".

- *Champagne Humide* : Surfaces en prairies autour de 20%, successions de cultures à base de colza, tournesol, pois, maïs. Forte présence du maïs en monoculture ou assolé.
- *Champagne crayeuse* : zone caractérisée par la prépondérance de successions à base de luzerne, pois, betterave. Surfaces en prairies presque inexistantes. OTEX dominantes : "Culture générale" et "Céréales et oléoprotéagineux". Très bonne concordance avec le substrat crayeux de cette région.
- *Vignoble* : PRA caractérisée par une forte proportion de vigne dans l'assolement (16% en moyenne). Le reste de l'assolement est typique des PRA limitrophes.
- *Limons riches* : Moins de 10% de surfaces en prairies. Prépondérance de la betterave, associée ou non au pois ou à la pomme de terre. OTEX dominante : "Culture générale".
- *Brie Beauce* : Autour de 6% de surface en prairies. Prédominance du pois et du colza en tête de rotation et des céréales. OTEX dominante : "Céréales et oléoprotéagineux".
- *Plateaux normands* : Zone caractérisée par la coexistence de prairies (30% en moyenne) et de cultures industrielles (betterave, lin) et d'oléoprotéagineux (pois, colza).
- *Perche, Auge et Bray* : Cette zone discontinue est caractérisée par une forte proportion de prairies (autour de 50%) et des successions essentiellement basées sur le maïs ensilage. OTEX dominantes : "Bovins lait viande" et "polyculture-élevage".
- *Agriculture parisienne* : cette zone se distingue, du fait de sa proximité avec l'agglomération parisienne, par une forte proportion de l'assolement en légumes et potagers. On y trouve également des successions à base de maïs grain et de betterave.

En 2003, seules 7 zones parmi les 12 initialement prévues ont pu être totalement renseignées du point de vue des pratiques agricoles et les calculs de pollution azotée par l'équipe de l'INRA Mirecourt. Les pratiques agricoles moyennes par zone y ont été constituées à partir de l'enquête SCEES 2001 « Pratiques culturales sur grandes cultures ». Les valeurs représentatives par culture pour l'ensemble d'une zone ont été extraites et moyennées (par exemple pour les rendements ou les doses d'engrais) ou triées par fréquence maximale d'occurrence (pour les dates de semis par exemple).

## **6. Simulation du transfert des nitrates pour la séquence météorologique type 1970/1990**

Le travail de renseignement des pratiques agricoles mené dans le cadre de la thèse d'E. GOMEZ sur le bassin de la Marne (renseignement de chaque PRA depuis le début des années 70) n'est pas réalisable à l'échelle du bassin tout entier et seules des données sur les zones présentées ci-dessus sont accessibles.

Afin d'étudier la dynamique du transfert des pollutions azotées à l'échelle du bassin, des flux moyens sous racinaires ont été calculés sur la base des données météorologiques 1970/1990 des pratiques agricoles moyennes regroupées par zone pour la période 1990/2000. Pour minimiser les variabilités pluri-annuelles des flux de nitrates calculés à la base du système racinaire, le calcul STICS spatialisé a été effectué sur 40 années en doublant la chronique météorologique 1970/1970 et quadruplant les pratiques agricoles 1990/2000.

La figure 16 présente le flux d'azote sous-racinaire moyen ainsi obtenu sur les zones renseignées.

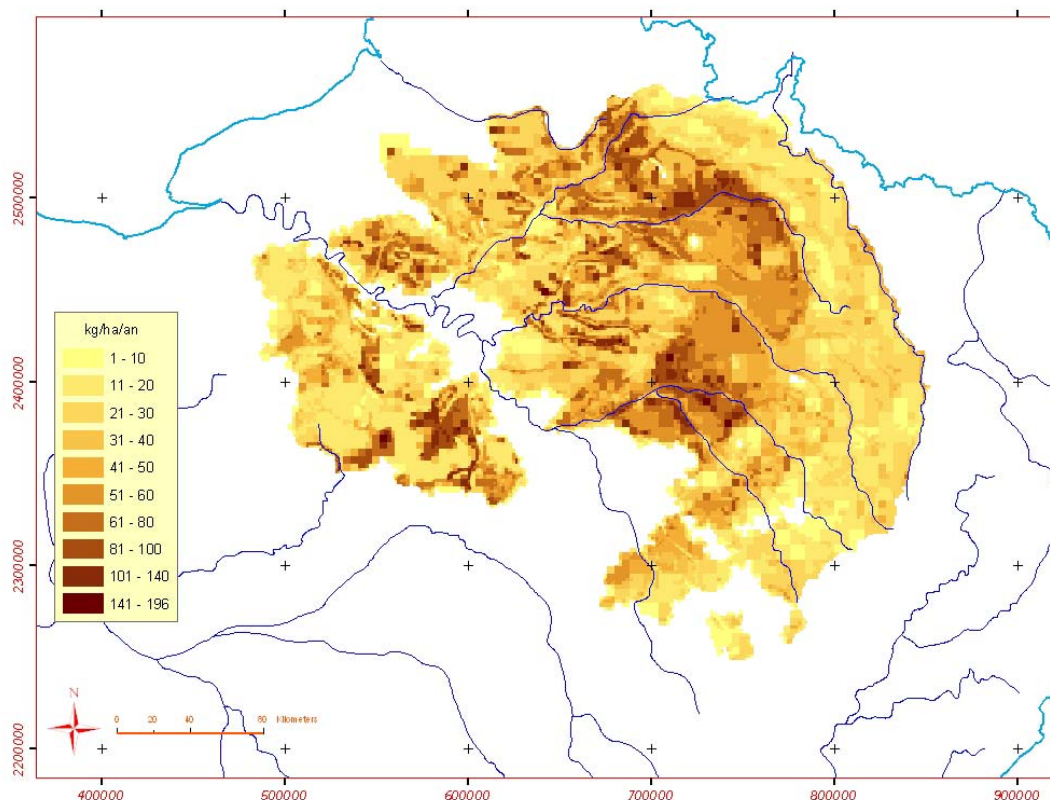


Figure 16: Flux de nitrates calculé par STICS à la base de la zone racinaire à la verticale des zones renseignées en juillet 2003.

A partir de ce flux, deux types de calcul de transfert dans les formations aquifères sous jacentes sont effectués en régime permanent et en régime transitoire

Pour le régime permanent on suppose alors que le flux sous racinaire est constant et infini et qu'il est soumis à un lessivage par les eaux d'infiltration également moyen constant et infini. Ce calcul permet de calculer un état théorique stabilisé, indépendant du temps. Les figures 17 à 19 présentent les cartes de concentrations en nitrates obtenues dans les trois aquifères modélisés.

Le régime transitoire permet de tenir compte de la dynamique du transfert des nitrates dans la zone non saturée et dans les aquifères. Ce calcul a été mené sur une période globale de 200 ans. Les flux sortant de la zone sous racinaire servent à alimenter la zone non saturée sur la période globale de simulation. Les flux sortant de la zone non saturée rejoignent ensuite le système aquifère multicouche où une simulation de transfert est effectuée, toujours en régime transitoire. De cette manière, la réponse du système souterrain à une pollution diffuse intègre, d'une part, le transfert des nitrates dans la zone non saturée et, d'autre part, la vitesse de déplacement des nitrates au sein des aquifères. A titre d'illustration, les figures 20 à 22 présentent les concentrations en nitrates calculées dans la formation de l'Oligocène à  $t=10$ , 25 et 50 ans.

On remarquera qu'à  $T=0$ , les concentrations initiales dans les aquifères et la zone non saturée sont supposées nulles.

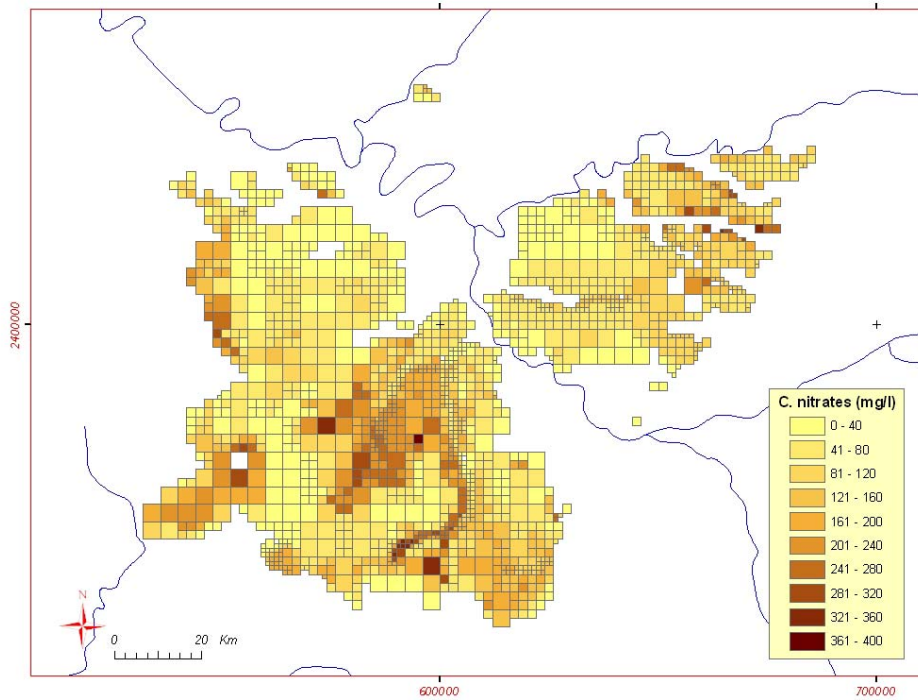


Figure 17: Concentration en nitrates calculée en régime permanent dans la formation aquifère de l'Oligocène.

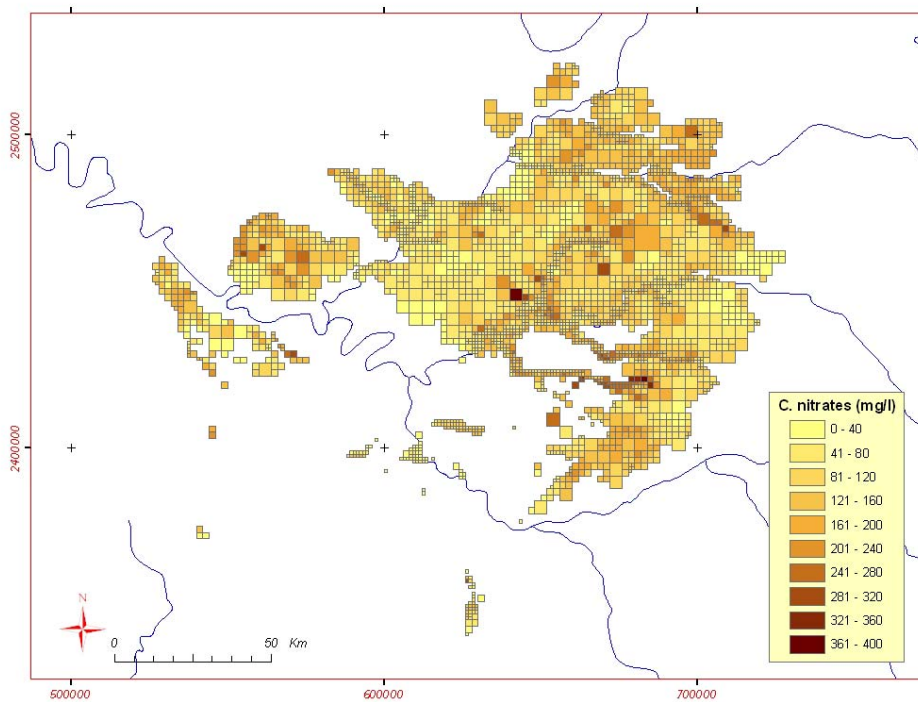


Figure 18 : Concentration en nitrates calculée en régime permanent dans la formation aquifère de l'Eocène.



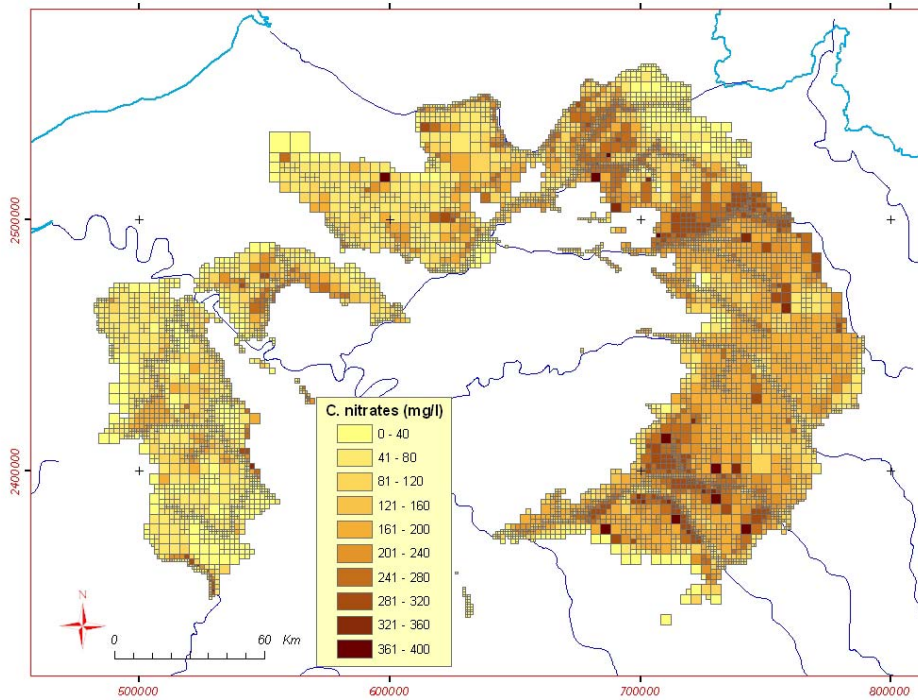


Figure 19 : Concentration en nitrates calculée en régime permanent dans la formation aquifère de la Craie.

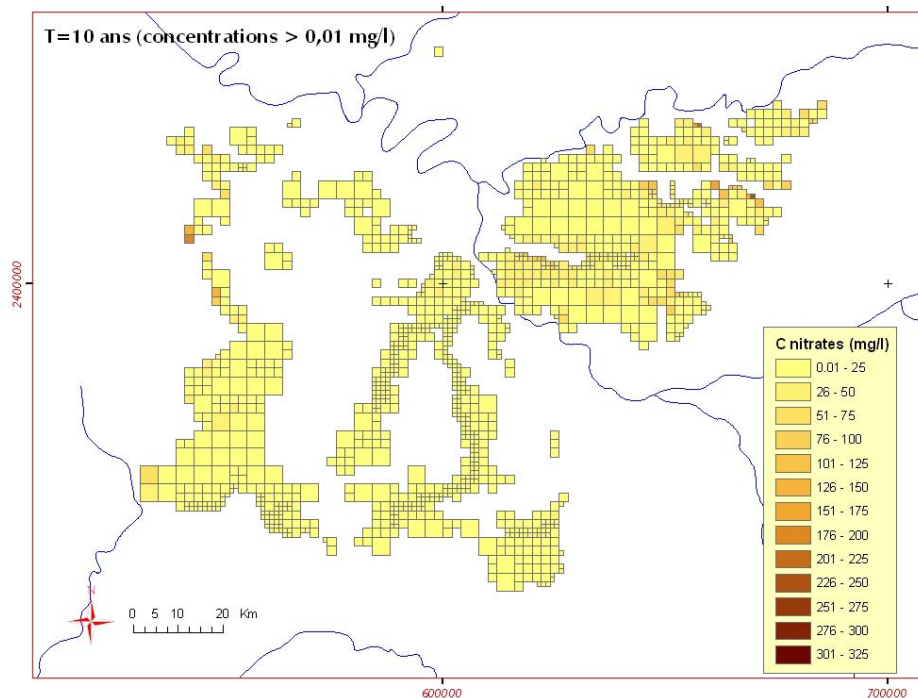


Figure 20 : Concentration en nitrates calculée à  $t=10$  ans dans la formation aquifère de l'Oligocène.

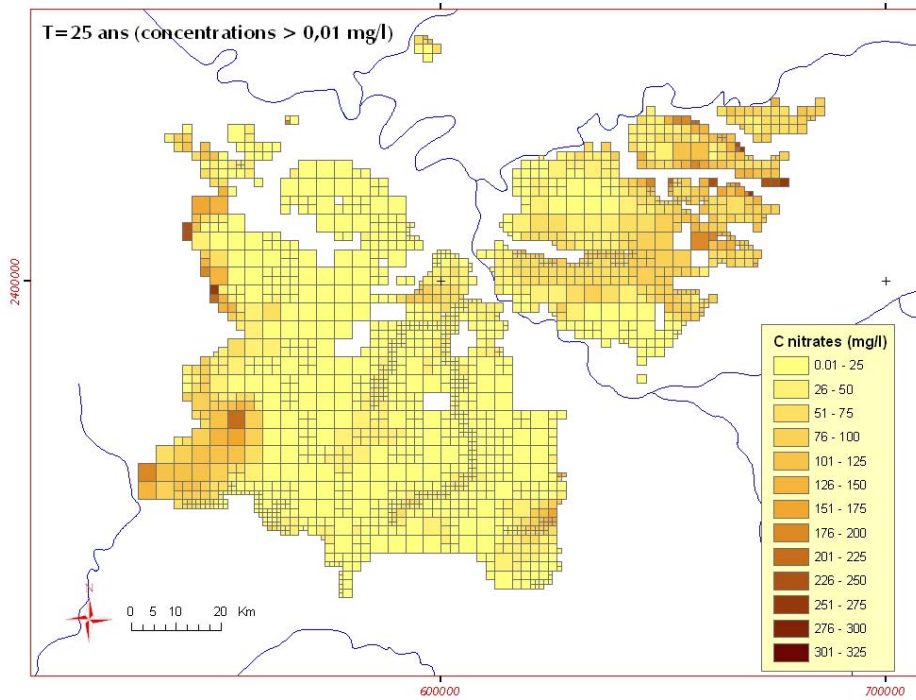


Figure 21 : Concentration en nitrates calculée à t=25 ans dans la formation aquifère de l'Oligocène.

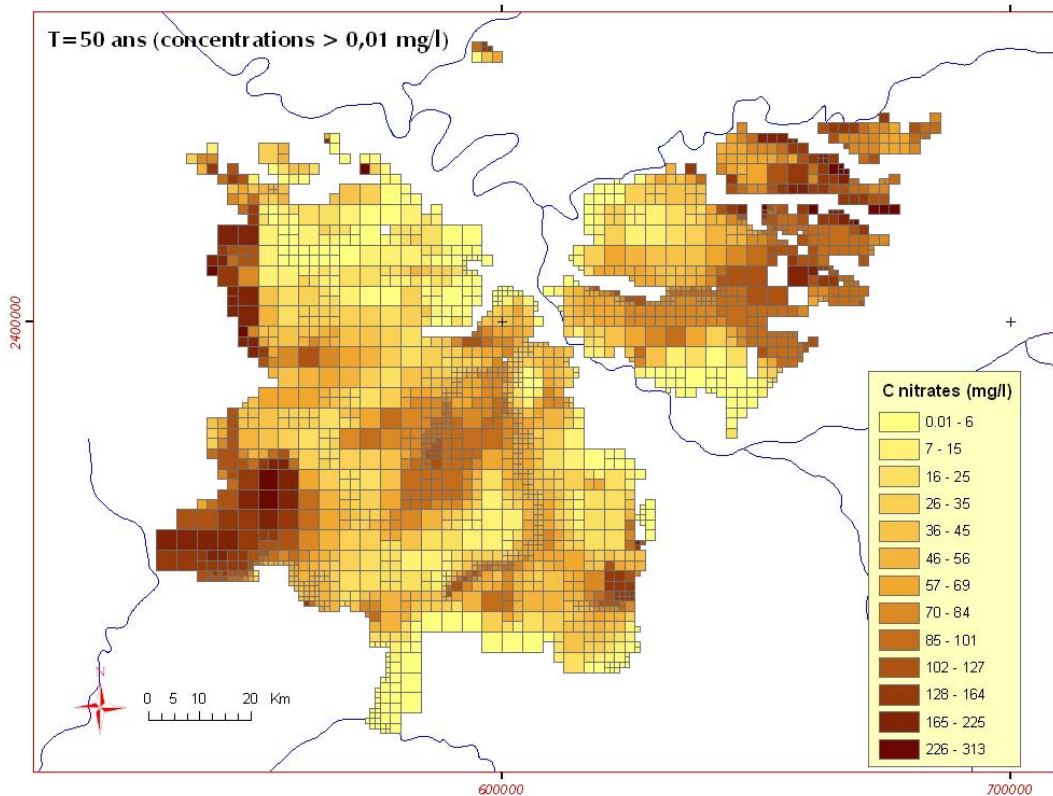


Figure 22 : Concentration en nitrates calculée à t=50 ans dans la formation aquifère de l'Oligocène.

## 7. Analyse de variabilité des mesures de nitrates – La campagne de mesures ONQES (1970-1995)

### 7.1. Comportement des forages de l'ensemble du bassin de la Seine

Le Ministère de l'Environnement a décidé en 1984, la création d'un Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines (ONQES) dont il a confié la maîtrise d'oeuvre au Service Géologique National au sein du Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). C'est un fichier composite de nombreuses sources différentes de données aux échelles locales, régionales ou de bassins tout entiers (Figure 23). Il traite essentiellement des données de la qualité des eaux souterraines brutes. A l'origine de son projet de banque de données, l'Agence de Bassin Seine-Normandie (AESN) a choisi l'organisation du fichier ONQES comme base de référence.

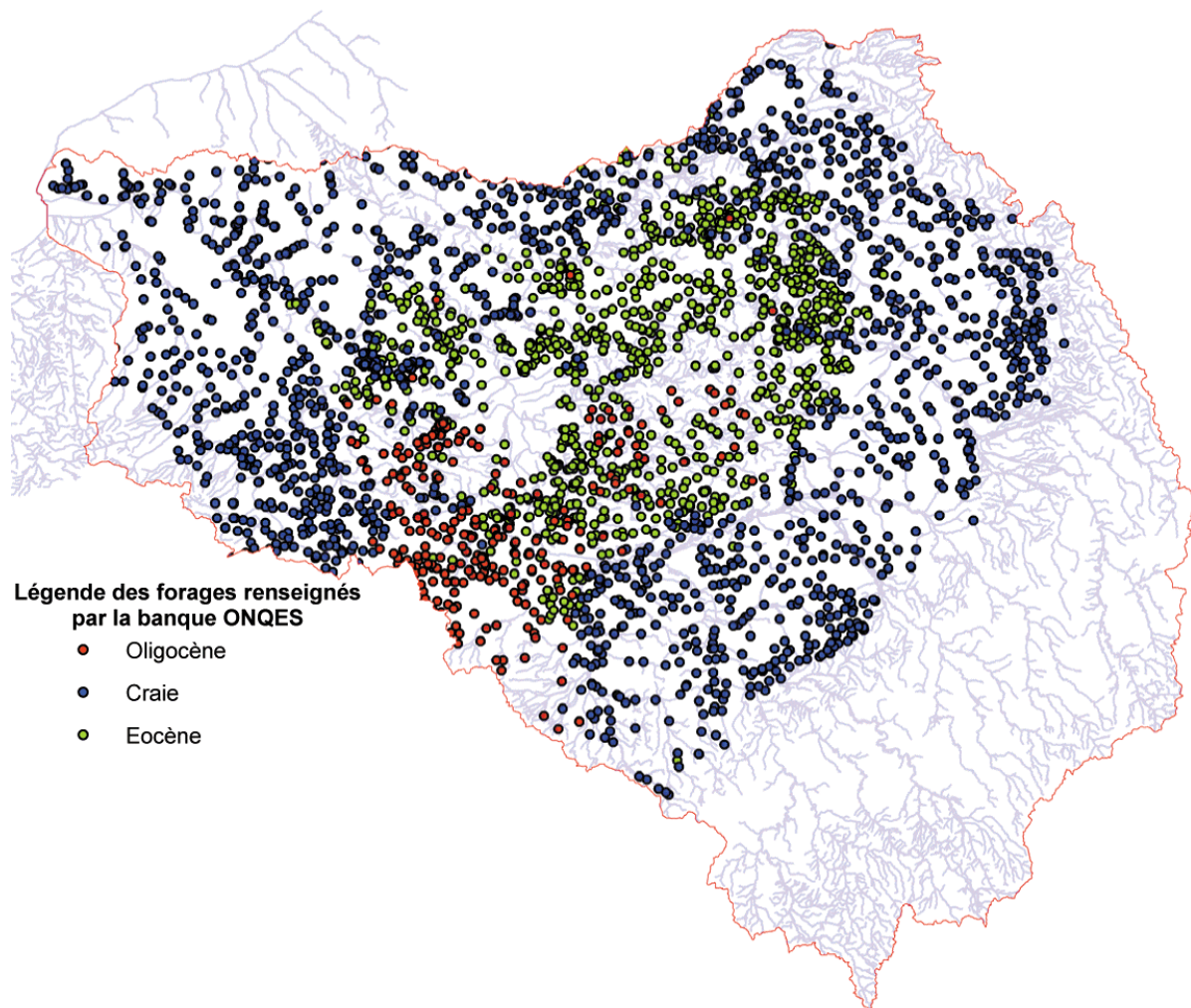


Figure 23 : Couverture géographique de l'ensemble des 6500 forages disponibles dans la base ONQES sur le bassin de la Seine

Sur le bassin de la Seine, la base de données ONQES comporte environ 6500 points de mesure s'étendant sur une période allant de 1972 à 1995. Mais, compte tenu des interruptions d'observation et de la relative pauvreté des fichiers après 1990, l'étude portant sur l'évolution globale des nitrates sur l'ensemble du bassin a été conduite sur la période 1975-1988 pour un ensemble relativement homogène de 4442 points de captage (Figure 24).

### Synoptique des données Onqes sur l'ensemble du bassin de la Seine

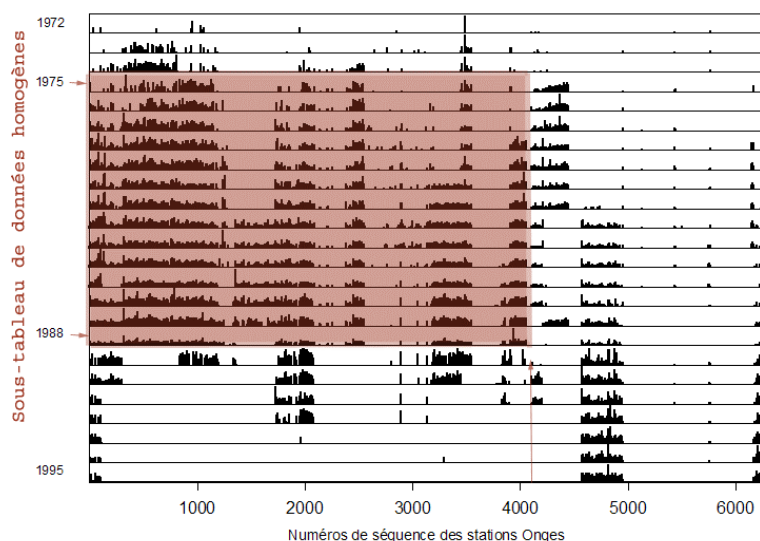


Figure 24 : Tableau synoptique faisant un bilan des périodes de mesures disponibles pour l'ensemble des 6500 forages disponibles dans la base ONQES sur une période s'étalant de 1972 à 1995

A titre d'illustration, la figure 25 présente l'évolution des histogrammes de concentrations en nitrates, mesurées en  $\text{mgNO}_3/\text{l}$ , sur une période de 5 ans allant de 1980 à 1984. On remarque que ceux-ci présentent un étalement important avec une atténuation progressive du pic caractérisant les forages peu contaminés (id., concentration allant de  $0,1 \text{ mgNO}_3/\text{l}$  à  $5 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ ). On se rappellera tout de même que dans certains pays comme les Etats-Unis, la limite de potabilité est fixée à  $10 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ , ce qui représente ici plus de 85% de la population des 4442 captages mesurés.

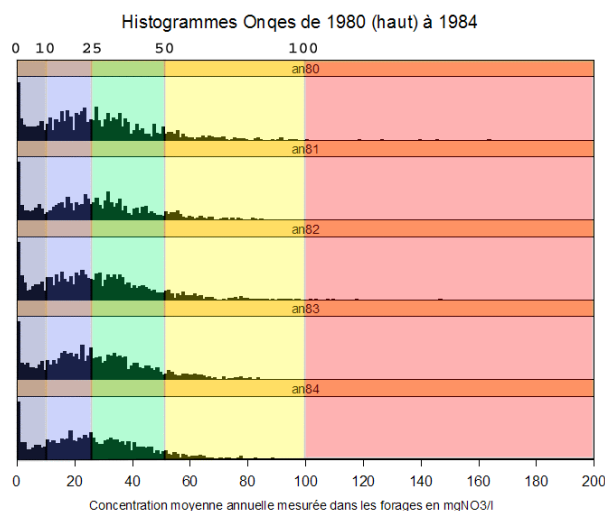


Figure 25 : Evolution annuelle des histogrammes de concentrations en nitrates pour la population des forages recensés dans la base ONQES. Les seuils colorés sont inspirés du code de couleur recommandé par SEQ-Eau.

L'évolution de la médiane et des deux premiers quartiles de la distribution statistique des concentrations en nitrates montre (Figure 26) une augmentation régulière remarquablement continue et quasi-linéaire des trois indices. L'augmentation constatée pour la médiane est d'environ  $0,64 \text{ mg/l}$ .

Son estimation est tirée de sa droite de régression calculée en fonction du temps. On remarque que l'écart type de la distribution est d'environ 10 mg/l quelle que soit l'année d'observation.

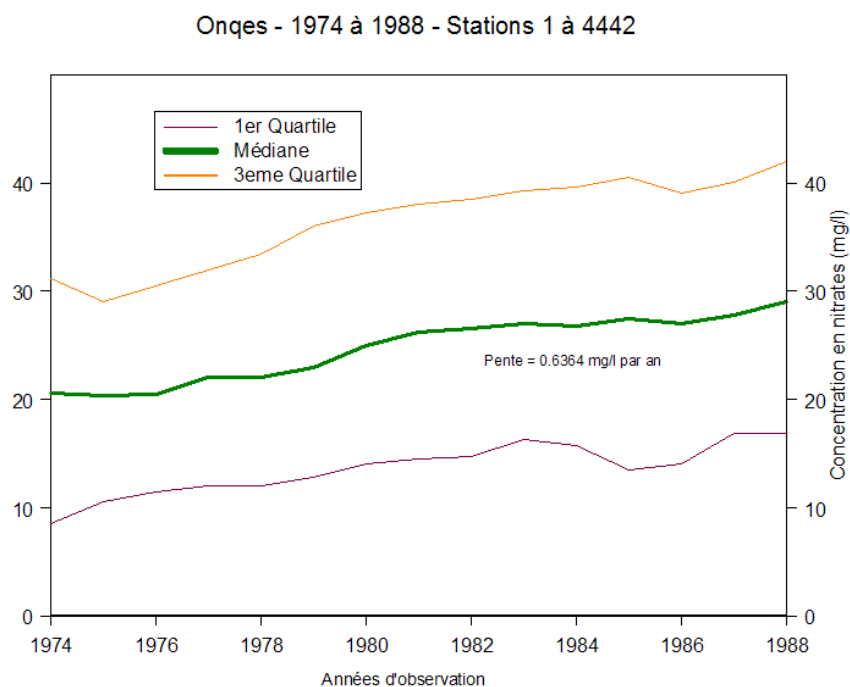


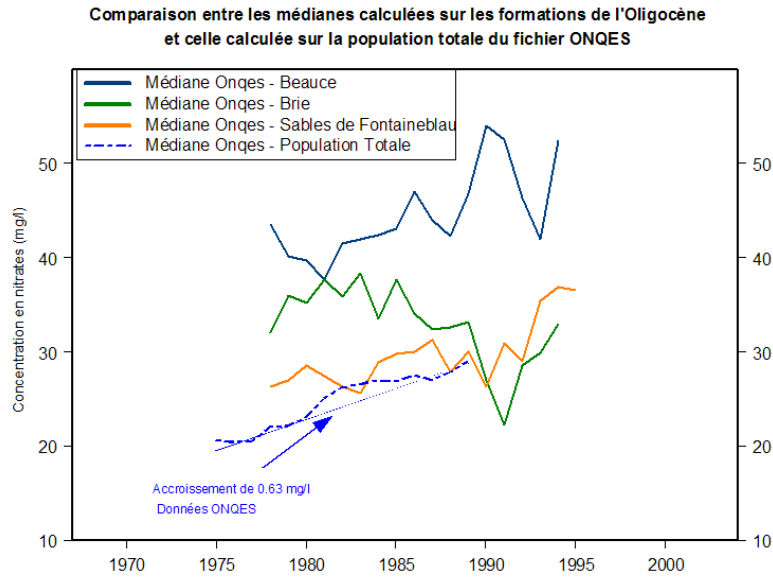
Figure 26: Evolution constatée des concentrations en nitrates dans les captages sur l'ensemble du bassin de la Seine, tous aquifères confondus (données ONQES)

## 7.2. Variations spécifiques concernant les principales nappes de l'oligocène

Compte tenu du fait que notre étude est limitée spatialement à l'étendue géographique de la formation aquifère de l'oligocène du bassin de la Seine (Figure 17) une étude statistique plus spécifique de ce domaine a été menée.

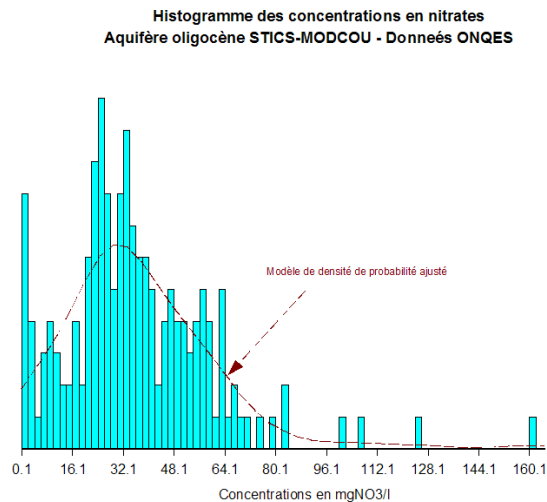
On remarque tout d'abord (Figure 27) que les données exploitables sur cette zone le sont sur une période légèrement décalée par rapport à la période homogène qui avait été choisie pour la population globale. Ceci vient du fait que les captages appartiennent à une autre population différente extraite du tableau ONQES dans son entier. Le domaine de variation de la concentration en nitrates des aquifères Beauce, Brie et Sables de Fontainebleau constituant la formation oligocène du modèle STICS-MODCOU se situe au-dessus du mode général, les Sables de Fontainebleau ayant un comportement proche de celui de la population totale.

Les aquifères de la Beauce et des Sables de Fontainebleau présentent un taux d'accroissement proche de la valeur de 0.64 mgNO<sub>3</sub>/l calculée sur la population totale. Seul l'aquifère de la Brie marque une tendance à la réduction, ce qui semble singulier compte tenu du fait que cette nappe est notoirement connue pour sa vulnérabilité (Billen, 2001). Il pourrait s'agir ici de biais provenant de l'hétérogénéité temporelle des mesures recueillies pour les captages de la base ONQES qui s'alimentent dans la nappe de la Brie.



*Figure 27: Comparaison entre l'évolution des concentrations en nitrates dans les captages appartenant aux aquifères de l'oligocène du bassin de la Seine avec celle constatée pour tous aquifères confondus (données ONQES)*

Pour ce qui est de la distribution statistique des concentrations, nous représentons celle-ci sur la figure 28 pour la valeur moyenne annuelle de concentration mesurée sur l'ensemble des captages s'alimentant dans l'aquifère oligocène de STICS-MODCOU. On remarquera sa forme asymétrique à tendance gaussienne tronquée.



*Figure 28: Comparaison entre l'évolution des concentrations en nitrates dans les captages appartenant aux aquifères de l'oligocène du bassin de la Seine avec celle constatée pour tous aquifères confondus (données ONQES)*

## 8. Calage temporel de la chronologie des simulations pour l'oligocène du bassin parisien

### 8.1. Distribution statistique des concentrations en nitrates sur une zone géographique

La recherche d'indices globaux pouvant caractériser l'état de dispersion d'un traceur au travers de la loi de distribution statistique de sa concentration dans l'espace a fait l'objet de nombreux travaux dans le domaine de la dispersion des contaminants ou traceurs contenus dans les panaches se libérant dans l'atmosphère (Munro, 2001). Si l'on fait l'hypothèse souvent utilisée selon laquelle la concentration se répartit dans l'espace sous la forme d'une gaussienne dont l'étalement augmente avec l'état de dispersion, les formes d'histogrammes des concentrations varient selon le schéma présenté en figure 29. On remarquera la remarquable similarité de forme entre celle du cas (B) caractérisant un état de dispersion moyenne et celle de l'histogramme des valeurs de nitrates mesurées dans les captages de la base de données ONQES en 1985.

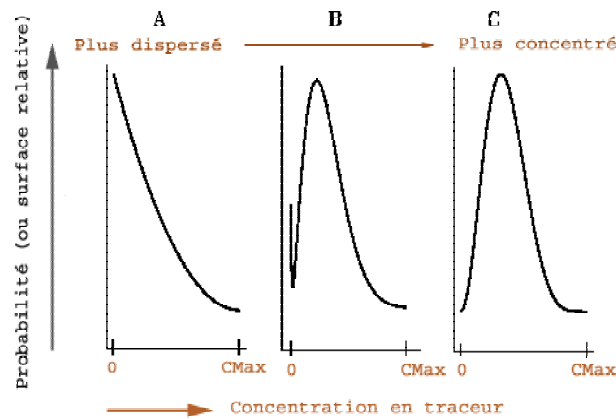


Figure 29: Schéma théorique montrant l'évolution de la densité de probabilité des concentrations d'un traceur dans un domaine où la dispersion est gaussienne.

Bien que nous ne connaissions pas encore de travaux équivalents dans le domaine de la dispersion des polluants en nappes souterraines, on remarque une similitude avec l'évolution des formes d'histogrammes de concentrations produits par le modèle STICS-MODCOU au fur et à mesure de l'avancée de la durée de simulation (Figure 30). Cette propriété pour recaler le modèle sur l'année 1985 du fichier ONQUES en utilisant un test du *Chi2*.

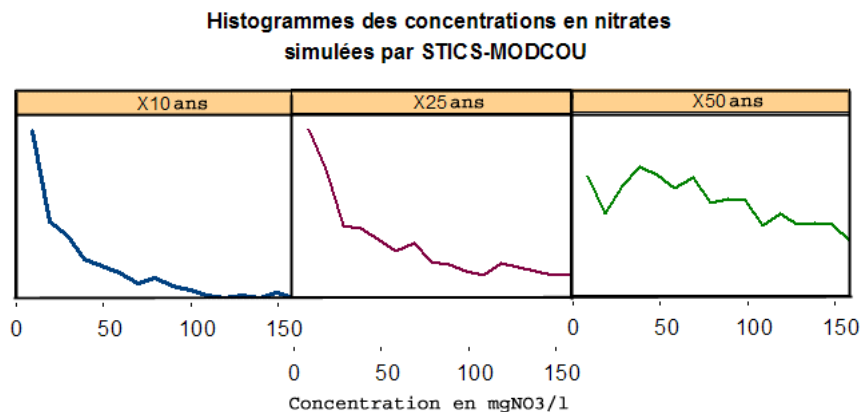


Figure 30: Evolution des formes d'histogramme au fil du développement chronologique du modèle STICS-MODCOU appliqué à l'oligocène.

## 8.2. Calage de la chronologie des histogrammes

Le test du *Chi2* est un outil statistique (Saporta, 1990) dont la vocation est de fournir une mesure de l'écart pouvant exister entre les effectifs d'une population observée et les effectifs d'une population modèle caractérisée par sa fonction de distribution. La mesure utilisée est assimilable à un indice de distance et sa formulation est proche de la distance du *Chi2* (Benzécri, 1980) utilisée en analyse factorielle des correspondances.

Issue d'une des propriétés du théorème central limite appliquée à la loi binomiale, elle se base sur des fréquences et des probabilités calculées soit sur des variables discrètes, soit sur des variables continues dont le support a été découpé au préalable en intervalles. C'est précisément le cas qui nous intéresse. Le test du *Chi2* a été ici appliqué à la comparaison d'un histogramme des concentrations en nitrates calculées par le modèle MODCOU-STICS après  $k$  années de progression de la simulation pour l'aquifère de l'oligocène et l'histogramme normalisé en probabilité, calculé sur les données de la base de données ONQES mesurées en 1985 pour l'ensemble des forages accédant au même aquifère. Le domaine de variation des concentrations a été ici découpé en intervalles réguliers de 5 mgNO<sup>3</sup>/l, sauf pour la première classe qui contient les mesures inférieures à 0,1 mgNO<sup>3</sup>/l et qui ont été écartées comme non significatives et les mesures supérieures à 100 mgNO<sup>3</sup>/l qui ont été mise dans une classe des valeurs en excès et conservées dans le test.

On désignera la succession des  $J$  intervalles de 5 mgNO<sup>3</sup>/l par  $[1, 2, \dots, j, \dots, J]$ . Si l'on note alors  $(N_{k1}, N_{k2}, \dots, N_{kj}, \dots, N_{kJ})$  la suite des dénombrements obtenus par calcul de fréquence appliqué aux les résultats obtenus par STICS-MODCOU après  $k$  années de progression de la simulation et par  $(p_1, p_2, \dots, p_j, \dots, p_J)$  la suite des probabilités calculées sur la population ONQES de référence, le test du *Chi2* se pratique sur la quantité suivante :

$$\sum_{j=1}^J \frac{(N_{kj} - n_k p_j)^2}{n_k p_j} \quad (1)$$

,où  $n_k$  est ici égal au nombre de cellules de 1km<sup>2</sup> du modèle STICS-MODCOU appartenant à l'oligocène après  $k$  années de progression de la simulation, typiquement plusieurs dizaines de milliers.

Le théorème central limite indique que pour les grands  $n_k$ , ce qui est typiquement notre cas, la quantité exprimée en (1) est une variable aléatoire dont la loi de distribution est une loi du *Chi2* à  $K - 1$  degrés de liberté.

En appliquant ce principe, on a recherché l'année de simulation en sortie du modèle STICS-MODCOU dont l'histogramme des concentrations en nitrate s'apparente le plus à celui des données ONQES pour l'année 1985. Cette date a été choisie comme année de référence car elle se trouvait au milieu de la chronologie disponible dans la base ONQES.

## 8.3. Réglage du taux temporel d'accroissement des nitrates fourni par le modèle

Le calage d'une situation annuelle particulière ne suffit pas à vérifier la représentativité du modèle vis-à-vis du comportement réel des nitrates dans les forages au cours du temps. Il est aussi nécessaire d'ajuster le rythme de variation annuel qui est ici d'environ 0,64 mgNO<sup>3</sup>/l pour la période 1975-1988.

Pour assurer ce réglage il est apparu nécessaire de tester différents coefficients multiplicatifs correcteurs car le rythme initial de croissance du modèle était trop élevé. Le meilleur résultat est obtenu avec un coefficient multiplicatif de 0.67. Le calage chronologique par la méthode du *Chi2* permet alors de mettre en correspondance l'année 1985 avec l'année 64 du modèle STICS-MODCOU. On jugera de la qualité du recalage sur l'évolution du mode des distributions (Figure 31).



Comparaison entre les résultats du modèle STICS-MODCOU calé et les données Onqes  
Médianes calculées sur l'Oligocène

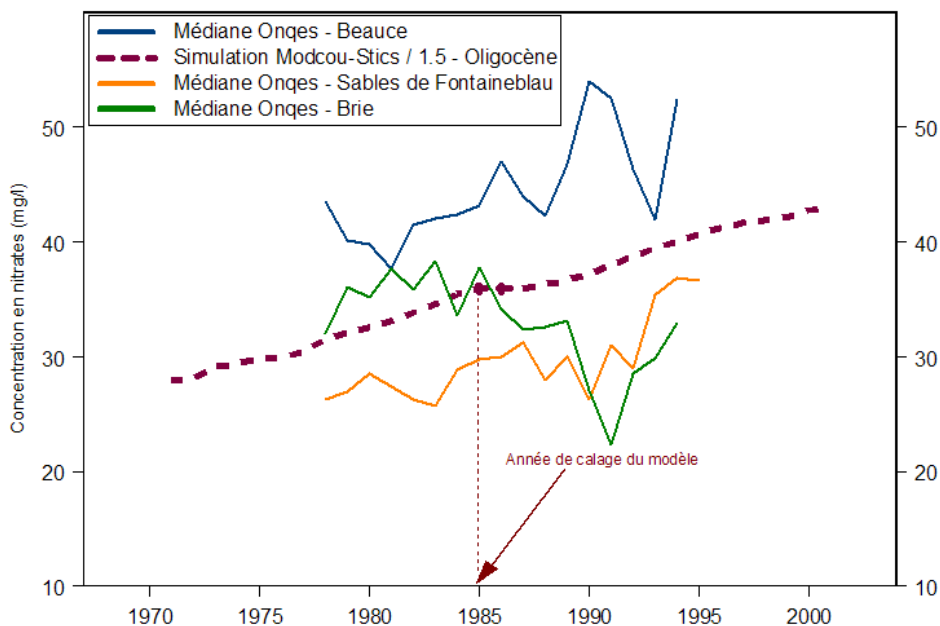


Figure 31: Evaluation du calage du modèle STICS-MODCOU appliqué à l'oligocène.

## 9. Interrogations sur les performances du modèle STICS-MODCOU et sur sa mise en oeuvre

Les premiers résultats indiquent qu'il sera probablement affiner dans un deuxième temps la représentation du transfert d'azote dans la zone non saturée en appliquant un retard plus ou moins important suivant les zones géographiques tout en améliorant le calage de la porosité dans les aquifères.

Dans certains cas le calcul du flux d'azote sous-racinaire peut être inférieur aux flux observés. En effet, la base de données "agricole" fournit les quantités d'azote apportées sur les cultures. Or, ces quantités sont des doses "recommandées" par les experts, et peuvent parfois être sous-estimées par rapport à la réalité.

On peut également discuter de la représentativité des caractéristiques pédologiques appliquées à une échelle régionale ainsi que s'interroger sur la pertinence d'une comparaison entre les valeurs de concentrations simulées et observées sur un système aquifère. En effet, les entités définies comme étant des aquifères présentent généralement une structure multicouche. Or, la mesure de concentration en aquifère se fait souvent sur une partie de l'aquifère, suivant la profondeur d'investigation, et la hauteur crépiniée. Ainsi, les eaux pompées peuvent être issues d'une ou de plusieurs couches géologiques, mais rarement de la hauteur totale du système aquifère. De plus, les valeurs de concentration peuvent varier verticalement au sein d'une même couche géologique (Schnebelen, 2000). Or, les résultats de simulation sont fournis sur l'épaisseur totale des aquifères sans tenir compte d'une éventuelle stratification chimique des eaux. Ainsi, les valeurs de porosité étant uniformes pour chacun des aquifères, les volumes d'eau mis en jeu peuvent être importants et contribuer de ce fait à un effet de dilution qui minore la concentration simulée.

On devrait ultérieurement s'attacher à comparer les concentrations simulées à celles observées au niveau de zones intégratrices, telles que les sources, et sur de longues périodes de temps, pour discuter de la validation du modèle.

## 10. Bibliographie

- Benzécri, J.-P. (1980). L'analyse des données - Tome 2 : l'analyse des correspondances. *Bordas*. 619 p.
- Besbes M. (1978). L'estimation des apports aux nappes souterraines. Un modèle régional d'infiltration efficace. Thèse, *Université Pierre et Marie Curie - Paris VI*.
- Billen G., J. Garnier, A. Ficht, C. Cun (2001). Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries*, **24(6B)**, pp 977-993
- Gomez E. (2002). Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. Thèse, *Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris*.
- Mignolet C., C. Schott, J-F. Mari, M. Benoit. (2002). Typologies des successions de cultures et des techniques culturales dans le Bassin de la Seine – *Rapport d'activité de l'année 2002. Programme Piren-Seine*. pp23
- Munro R.J., P.C. Chatwin, N. Mole (2001). Models for concentration fluctuations in relative and absolute dispersion. *Proc. MODSIM 2001, International Congress on Modelling and Simulation*, Australian National University, Canberra, 10-13 December 2001, pp. 905-910
- Poux X., Olive G. (2002). Prospective agricole sur le bassin de la Seine – *Rapport d'activité de l'année 2002. Programme Piren-Seine*. pp25.
- Saporta G. (1990). Probabilités, analyse de données et statistiques. *Technip*. 493 p.
- Schnebelen N. (2000). Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des calcaires de Beauce (site de Villamblain). Thèse, *Université d'Orléans*.