

Modélisation du fonctionnement hydraulique et écologique du Grand Morin

Nicolas Flipo, Michel Poulin, Stéphanie Even, Sylvain Bourlange

Centre d'Informatique Géologique, Ecole des mines de Paris

Dans le cadre du programme PIREN Seine le chevelu hydrographique du bassin versant de la Seine a fait l'objet de nombreuses études dont l'objectif était de comprendre l'impact des différentes actions de l'Homme sur l'environnement aquatique global. L'impact sur le fleuve Seine des rejets de l'agglomération parisienne par temps sec et par temps de pluie a été très étudié. Actuellement, des recherches sont menées sur des cours d'eau des parties amont du bassin versant. Le nouvel objectif que nous nous sommes fixé est d'appréhender l'impact des petites agglomérations sur ces affluents et indirectement sur la Seine. C'est dans ce cadre que se situe ce travail sur le Grand Morin.

1. Le logiciel PROSE

PROSE est un programme de modélisation de la qualité des eaux en rivière incluant une description fine de l'hydraulique du cours d'eau. PROSE contient trois modules distincts : le premier simule le comportement hydraulique de la rivière, le deuxième est un module de transport et le troisième calcule l'évolution des éléments nutritifs et des espèces biologiques dans la colonne d'eau et les sédiments.

1.1. Hydraulique de la rivière

1.1.1. Les équations de Saint Venant

PROSE détermine l'hydraulique unidimensionnelle dans une rivière en résolvant numériquement les équations complètes de Saint Venant : l'équation de continuité et la conservation de la quantité de mouvement où l'on estime la pente d'énergie avec la formule de Manning-Strickler. Moyennant le calage du coefficient de frottement dans la rivière, on calcule alors les valeurs des variables hydrauliques (débit, section mouillée,...).

Les hypothèses sous-jacentes à ces équations sont les suivantes :

- l'écoulement est filaire (le champ de vitesse de l'eau est supposé uniforme dans chacune des sections transversales)
- l'écoulement est quasi horizontal (la pente générale du fond est faible)
- la courbure des lignes de courant est faible
- la masse volumique de l'eau est constante.

1.1.2. Description de la rivière

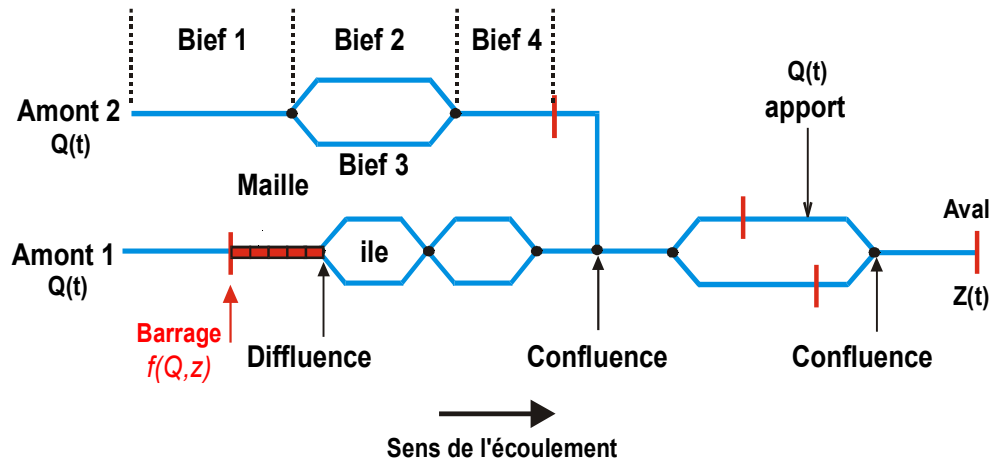


Figure 1 : Schématisation d'une rivière pour PROSE

Le cours d'eau est composé d'une succession de biefs où s'appliquent les équations de Saint Venant et de points singuliers où des conditions particulières conditionnent l'écoulement (un barrage par exemple). Les biefs sont à leur tour divisés en mailles par l'utilisateur. La résolution numérique s'effectue sur ces mailles.

Le long du domaine d'étude de la rivière, il est nécessaire de rentrer des profils en travers décrivant la forme du lit mineur et la description des ouvrages. L'utilisateur peut également caractériser les apports intermédiaires diffus (nappes) ou ponctuels (affluents).

1.2. Modèle de transport

L'expression unidimensionnelle de la conservation de la masse d'un traceur dissous ou particulaire est : $\frac{\partial M}{\partial t} = -\frac{\partial F}{\partial x} + R$, où M est la masse de traceur transportée, F est le flux total traversant la frontière du volume élémentaire sur lequel est établi le bilan et R représente le terme de production et perte internes à ce volume. Le flux F est constitué d'un flux advectif (transport de la particule à la vitesse moyenne de l'eau) et d'un flux dispersif, qui représente le mélange des particules et qui est modélisé par la loi de Fick.

La résolution des termes de transport advectif et dispersif est découplée. A chaque pas de temps, la résolution de l'équation de transport advectif précède celle de l'équation du transport dispersif. L'équation d'advection est délicate à résoudre, parce qu'elle introduit de la dispersion numérique parasite. A cet effet, plusieurs schémas numériques sont disponibles (Even, 1995). L'équation de dispersion est résolue à l'aide d'un schéma semi-implicite de Crank Nicholson.

1.3. Modèle de simulation des processus bio géochimiques et écologiques

Le modèle biologique utilisé dans PROSE est une adaptation du modèle RIVE (Billen et al, 1994). Il s'agit de la formulation mathématique de la cinétique des processus de transformation du carbone, de l'azote, du phosphore, de la silice et de leur circulation entre les différents compartiments du système : le phytoplancton, les bactéries hétérotrophes et nitrifiantes, le zooplancton, les échanges à l'interface eau-sédiment, l'adsorption des phosphates. Les échanges d'oxygène sont également représentés. La plupart des paramètres des fonctions mathématiques introduites dans le modèle biologique sont déterminés de façon expérimentale. Ces paramètres étant mesurés, il n'y a pas lieu de les caler. Néanmoins, tous les paramètres n'étant pas accessibles à la mesure, une phase de calage reste nécessaire. Diverses études ont permis de valider la description proposée (Even et al, 1998 par exemple). Ce paragraphe présente les grandes lignes du modèle.

1.3.1. Modèle RIVE pour la colonne d'eau

1.3.1.1. Dynamique des populations de phytoplancton :

L'évolution des populations de phytoplancton est décrite par un modèle des processus biochimiques à l'échelle intracellulaire, nommé AQUAPHY (Lancelot et al, 1986). Le compartiment phytoplancton est caractérisé à l'aide de trois variables d'état, correspondant à la quantité de carbone incorporé dans trois types de molécules cellulaires: les métabolites, les molécules de réserve, et les constituants cellulaires. Les processus pris en compte sont : la photosynthèse, la synthèse ou le catabolisme de molécules de réserve, la croissance, la mortalité, l'excrétion et la respiration. Notons que le logiciel est capable de simuler autant d'espèces phytoplanctoniques qu'il est souhaité.

1.3.1.2. Dégradation de la matière organique et les bactéries hétérotrophes :

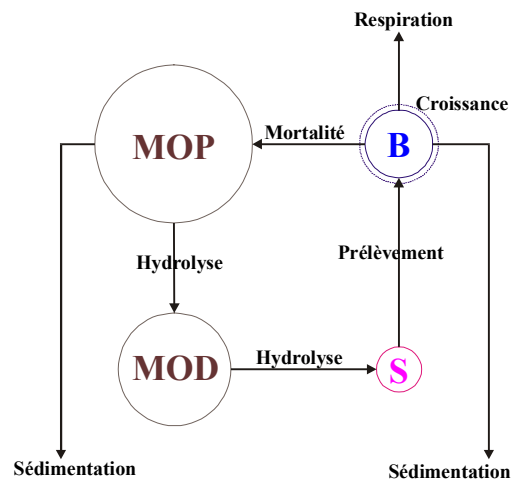


Figure 2 : *Processus de dégradation de la matière organique et activité bactérienne hétérotrophe*

Le modèle HSB décrit l'évolution de la matière organique en relation avec les bactéries hétérotrophes (Billen et al, 1989). Les variables principales sont la biomasse bactérienne (B) et la matière organique sous trois formes : particulaire (MOP), dissoute (MOD) et substrats de faibles poids moléculaires (S). Chacun des compartiments de la matière organique (particulaire ou dissoute) est divisé en trois sous-compartiments caractérisés par des cinétiques de biodégradabilité différentes. La mise en équation des processus affectant ce système (hydrolyse, prélèvement, croissance, respiration, mortalité, sédimentation) est réalisée selon une démarche analogue à celle adoptée pour le phytoplancton (Even, 1995).

1.3.1.3. Cycle des éléments nutritifs et rôle de l'oxygène :

Les éléments nutritifs (ammoniums, nitrates et phosphates) participent à la dynamique du système : ils sont assimilés directement par le phytoplancton et consommés par les bactéries. Pour chaque espèce minérale, les processus modélisés sont les suivants :

- Pour l'ammonium : production par dégradation bactérienne de matière organique, consommation par oxydation en nitrates (par les bactéries nitrifiantes et nitratantes), prélèvement par le phytoplancton.
- Pour les nitrates : production par les bactéries nitrifiantes, prélèvement par le phytoplancton (en cas d'épuisement des ions ammonium), élimination par dénitrification en situation d'anoxie (réduction en azote gazeux)

- Pour les phosphates : production lors de l'hydrolyse bactérienne de la matière organique, consommation par le phytoplancton.

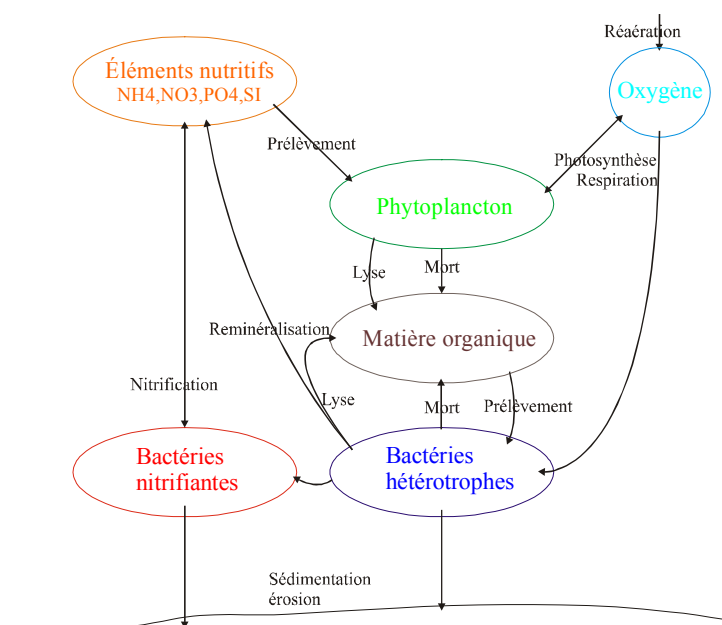


Figure 3 : Principaux compartiments du modèle biologique

1.3.2. Modèle pour les sédiments, interactions sédiments - colonne d'eau

La dégradation de la matière organique est également simulée dans les sédiments. Les matières en suspension peuvent se déposer en période d'étiage et être remises en suspension lors des crues. La modélisation des processus qui prennent place dans les vases utilise le même formalisme, et les mêmes variables que dans la colonne d'eau. Seule la croissance du phytoplancton est absente dans les vases. Le couplage du modèle sédiment avec le modèle de la colonne d'eau est effectué par le biais du flux de matière organique de la colonne d'eau échangé par sédimentation et érosion avec le compartiment benthique. Ce flux est calculé à chaque pas de temps du calcul. Des échanges d'oxygène par diffusion entre les sédiments et la colonne d'eau sont aussi modélisés.

2. Le Grand Morin : comportement hydraulique

2.1. Caractéristiques hydrologiques du Grand Morin

2.1.1. Caractéristiques générales :

Le Grand Morin est un affluent de la Marne. La confluence avec la Marne se situe à 35 km à l'Est de Paris. La longueur du cours d'eau est de 119 km. Son bassin versant s'étend sur environ 1200 km² dont le quart environ est drainé par l'Aubetin, son principal affluent, en rive gauche. C'est un cours d'eau assez peu urbanisé dans l'ensemble, mise à part sa partie aval qui reçoit les effluents de plusieurs agglomérations comme Coulommiers et Crécy-La-Chapelle.

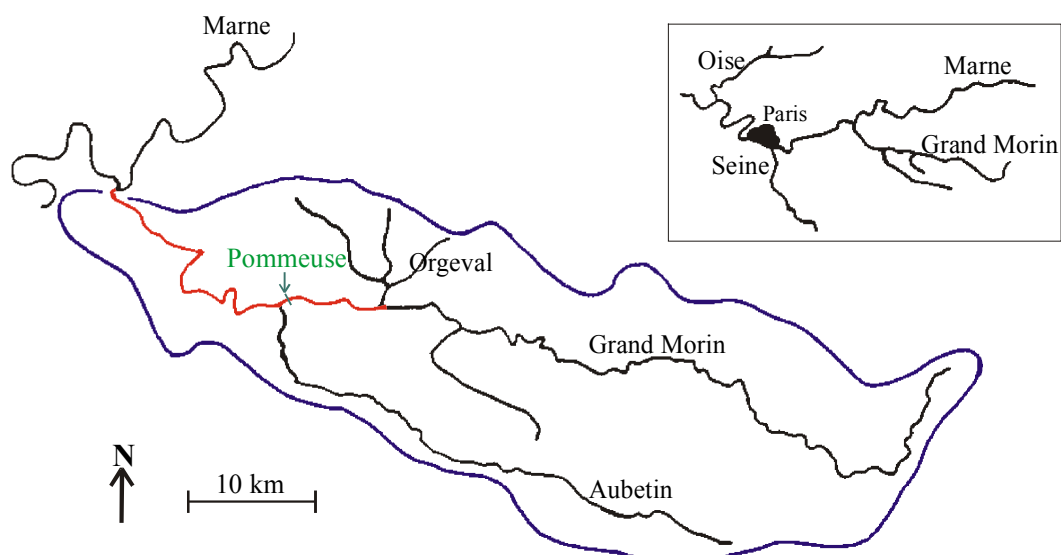


Figure 4 : Bassin versant du Grand Morin (en bleu) et réseau de drainage. Le secteur modélisé dans la présente étude est représenté en rouge. L'encart en haut à droite de la figure situe le Grand Morin dans le bassin parisien.

2.1.2. Caractéristiques hydrologiques :

La station de Pommeuse, pour laquelle existe la chronique de débit la plus longue et la plus fiable, est retenue comme station de référence pour le secteur étudié. Au cours de ces 29 années de mesure, le débit est toujours resté dans la fourchette 2 à 80 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, ce qui représente une amplitude très large de variation du débit. Le débit annuel moyen (moyenne des 29 valeurs de débit annuel) est de 5,5 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (avec un écart type de 1,5 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); le débit minimum annuel moyen (moyenne des 29 débits minimums annuels) est de 2,3 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (écart type de 0,4 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Enfin, le débit de 23 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, au-delà duquel les vannes des différents ouvrages sont ouvertes, est dépassé en moyenne 9,5 jours par an.

2.2. Modèle hydraulique du Grand Morin

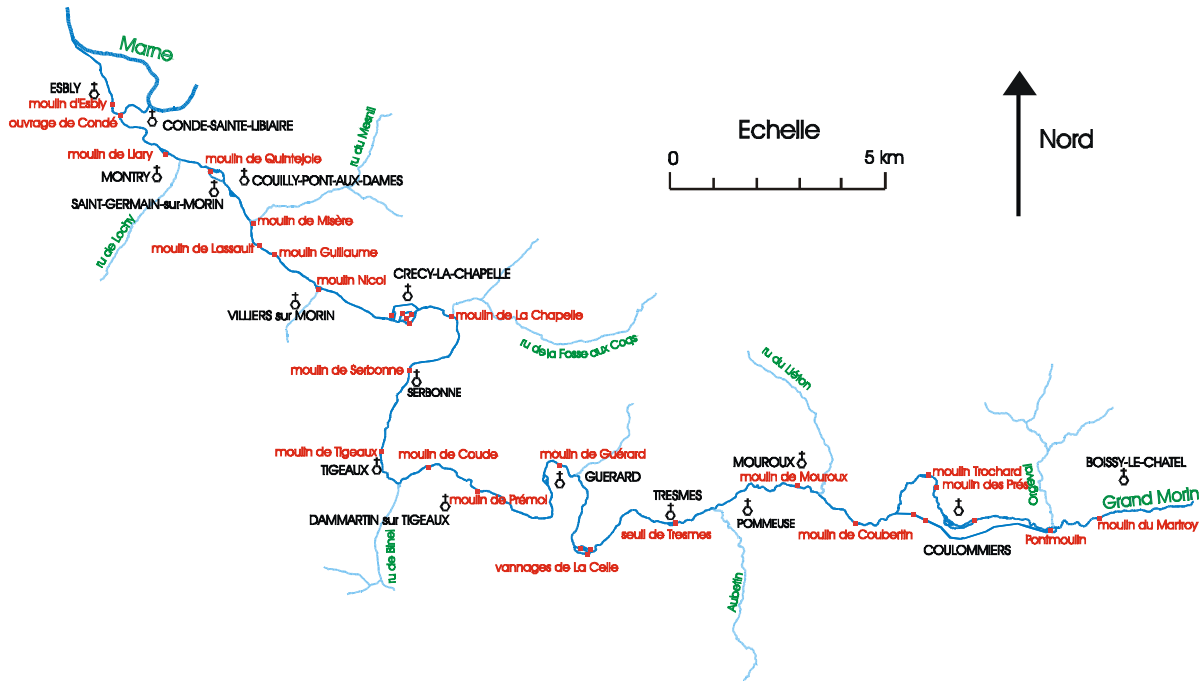


Figure 5 : Secteur du Grand Morin modélisé. Les ouvrages (barrages et seuils) sont indiqués en rouge, les affluents en vert, les noms de villes en noir.

Le secteur modélisé est représenté en rouge sur la Figure 4. La Figure 5 montre les principales singularités du domaine. Le secteur s'étend du confluent de l'Orgeval avec le Grand Morin, en amont de la ville de Coulommiers, jusqu'au confluent du Grand Morin avec la Marne entre Esbly et Condé Sainte Libiaire. Le cours est essentiellement constitué d'un seul lit sauf dans quelques secteurs urbanisés présentant des diffuences et confluences complexes à modéliser, notamment à Crécy où la rivière est divisée en cinq bras qui traversent la ville. Le long du secteur étudié, 33 ouvrages hydrauliques ont été recensés (Bourlange, 2000), en état variable de conservation. La géométrie de la rivière et des barrages a été mise en place à partir de relevés topographiques du lit et des ouvrages, ainsi que de plans établis par les DDE et DDAF. Les barrages sont représentés dans leur état fermé à bas débit ou ouvert lorsque le débit dépasse $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Pour chaque ouvrage, une loi cote imposée, débit imposé ou hauteur-débit est donnée.

2.3. Simulation du comportement hydraulique du Grand Morin

Pour effectuer une simulation hydraulique, il faut déterminer les conditions limites de débit (à l'amont du modèle et pour tous les affluents représentés). Tous ces débits ont été estimés par rapport au débit à Pommeuse grâce à une relation simple : $Q_{af} = \frac{S_{af}}{S_{Po}} Q_{Po}$, où Q_{Po} est le débit à Pommeuse, Q_{af} est le débit recherché et S représente la surface du bassin versant drainée par l'affluent ou par le Grand Morin à Pommeuse.

Pour les simulations, un coefficient de Strickler de 20, valeur courante (Cunge, 1986) pour une petite rivière de ce type, a été adopté. Seul le lit mineur est décrit, ce qui impose de réaliser des simulations pour une gamme de débits inférieurs au débordement de la rivière.

Notons que tous les résultats représentés sur les figures qui suivent correspondent au parcours le plus long qui débute à Pontmoulin, 300 m en amont du confluent de l'Orgeval avec le Grand Morin et s'achève au confluent avec la Marne à Condé, en passant par le bras de Coulommiers (bras droit).

2.3.1. Simulations tous barrages fermés

Pour des débits inférieurs à $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, les simulations sont réalisées avec les barrages fermés (Figure 6). La surface libre du Grand Morin suit un profil en long en escalier. Chaque marche de l'escalier correspond au passage d'un barrage, la chute d'eau pouvant dépasser 2 m. Ainsi, le régime hydraulique de la rivière est presque entièrement régi par la présence des ouvrages. Sur de rares secteurs la cote de l'eau est déterminée par le fond. C'est le cas aux points kilométriques 959 et 966. Il s'agit de zones de rapides, présentes dans la rivière à des endroits où d'anciens ouvrages ont été détruits (moulins de Trochard et de Pommeuse). L'augmentation du débit imposé se traduit naturellement par une augmentation des cotes d'eau tout le long de la rivière. Les barrages n'ont cependant pas tous le même comportement : pour certains, l'augmentation du débit n'entraîne qu'une très faible augmentation de la lame d'eau au-dessus du barrage (c'est le cas du moulin de Prémol au Pk 977, qui possède un déversoir de 115 m de longueur, ce qui explique la très faible réponse de la lame d'eau aux variations de débit), alors que d'autres barrages présentent au contraire une importante augmentation de la lame d'eau avec le débit (La Celle sur Morin au Pk 971).

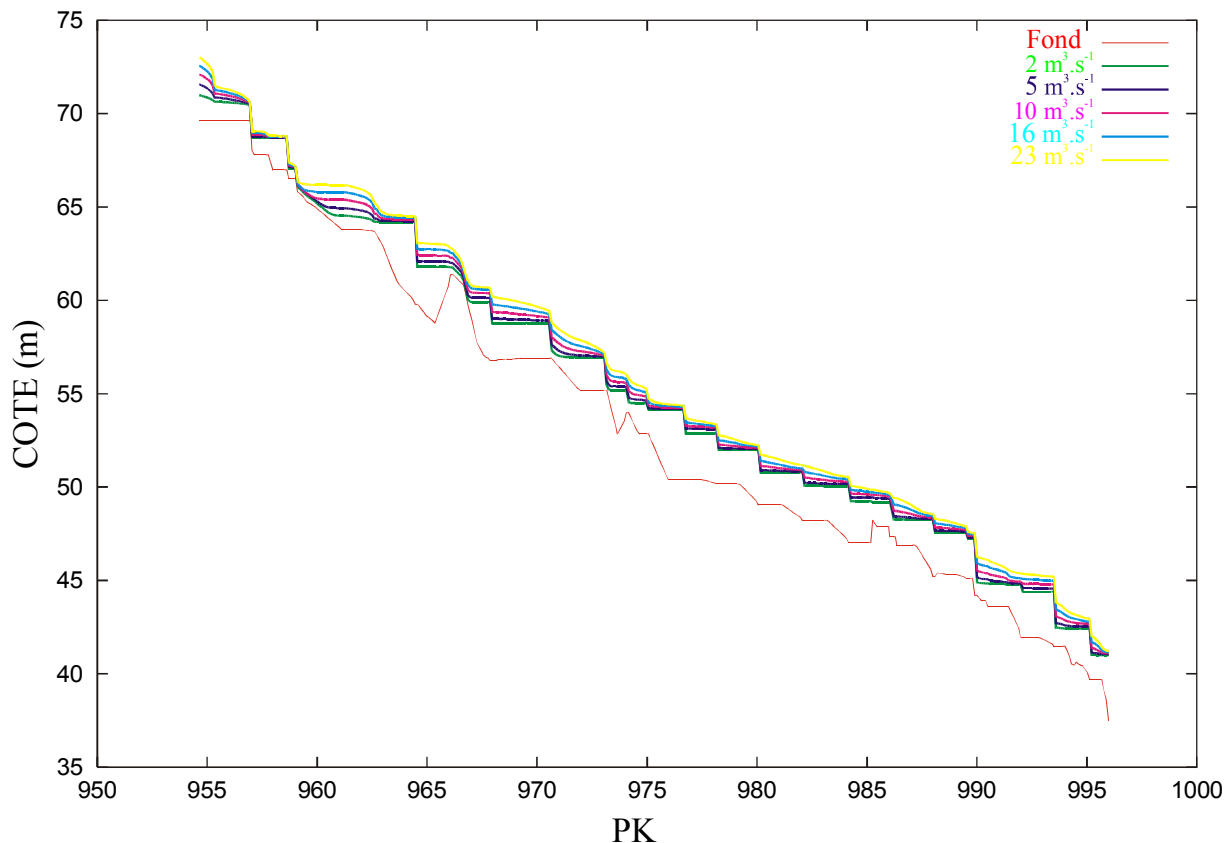


Figure 6 : Profils en long calculés du Grand Morin

2.3.2. Ouverture des barrages

Lorsque la cote à Pommeuse dépasse 1,6 m (débit de $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), la consigne est donnée aux propriétaires de barrages d'ouvrir les vannes qui peuvent être manœuvrées afin de limiter les niveaux de crue. Nous avons réalisé deux simulations hydrauliques pour le débit de $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ barrages ouverts puis fermés (Figure 7). L'ouverture des barrages se traduit sans surprise par un abaissement de la cote de l'eau en amont des barrages ouverts. L'abaissement du niveau de l'eau en amont de Mouroux (Pk 964) est de 1,3 m. Cette valeur élevée s'explique par le fait que ce barrage est très récent et constitué d'une très grande porte à vérins qui peut se rabattre jusqu'au fond du lit. Au niveau de la ville de Crécy, l'ouverture des barrages se traduit par un abaissement de 0,4 m.

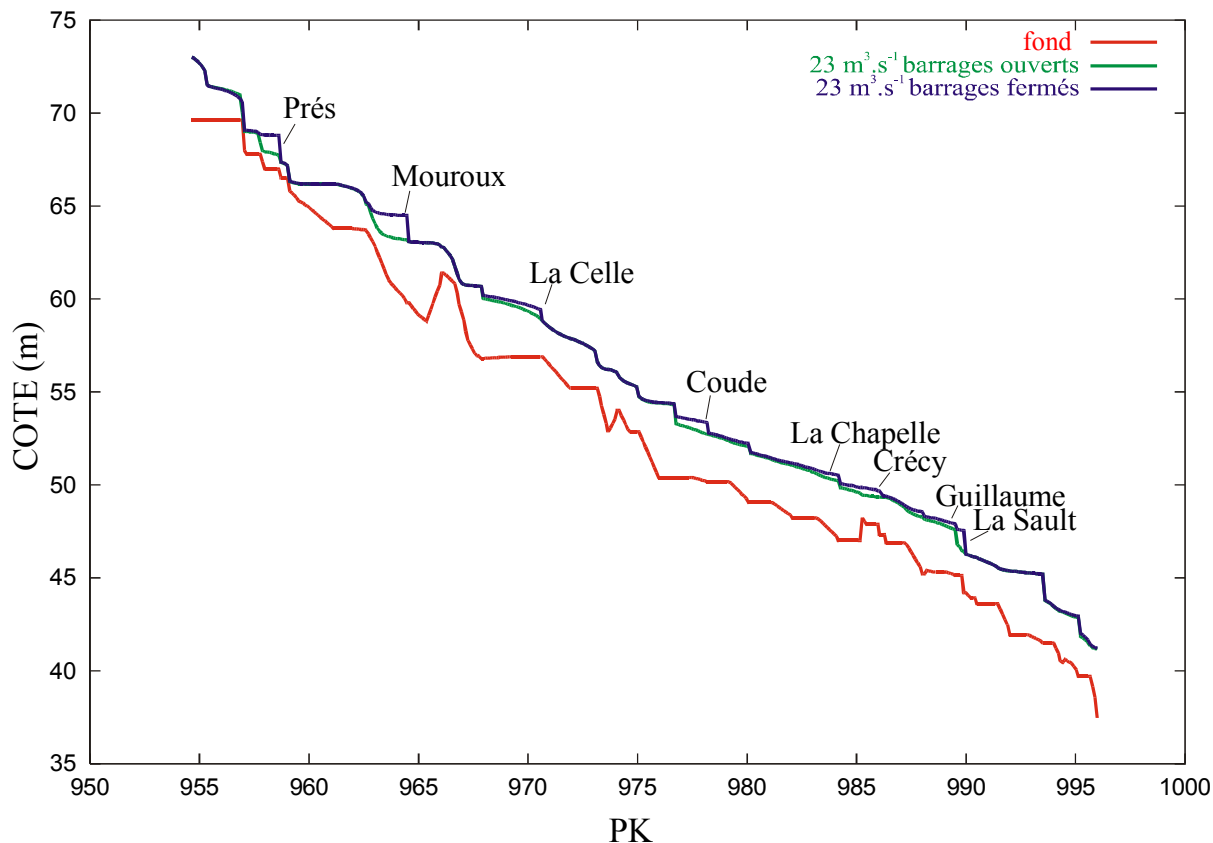


Figure 7 : Profils en long calculés du Grand Morin pour un débit de $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Pommeuse

2.3.3. Evolution du temps de séjour en fonction du débit

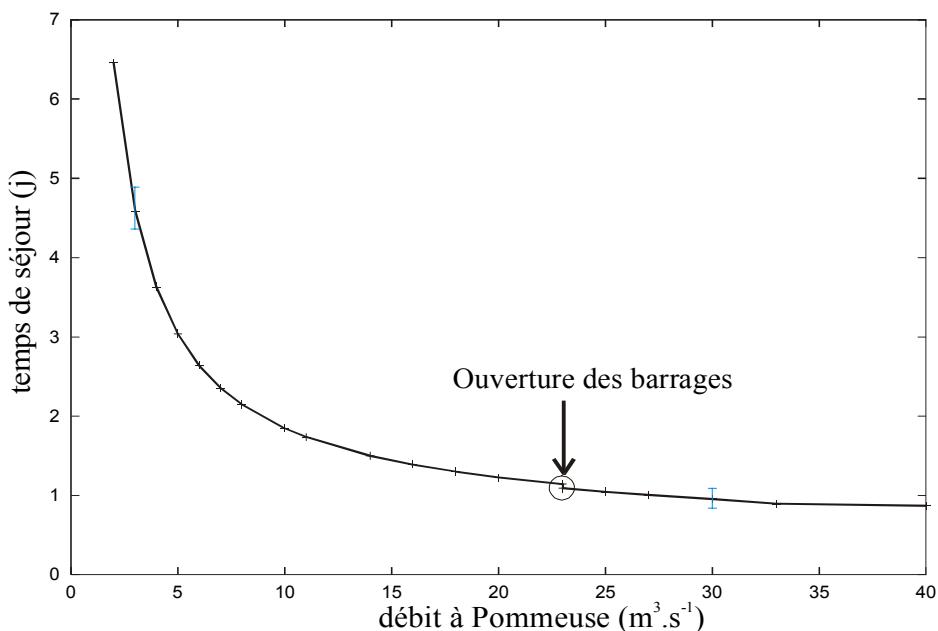


Figure 8 : Temps de séjour calculé de l'eau (en jours) de Pontmoulin à la confluence de Condé, sont représentés en bleu les temps de séjour obtenus pour des Strickler de 15 et de 25 (les valeurs de Strickler plus faibles correspondent à des temps de séjour plus élevés)

Les calculs hydrauliques effectués précédemment permettent d'avoir accès au temps de séjour de l'eau dans le cours d'eau. La Figure 8 présente le temps de séjour dans le secteur modélisé en

fonction du débit à Pommeuse. Toutefois, les temps de séjour calculés pour des débits élevés correspondent à des valeurs par excès, les débordements dans le lit majeur n'étant pas simulés ici. Le temps de séjour diminue quand le débit augmente, la courbe obtenue (Figure 8) ayant une allure classique. A faible débit, une augmentation du débit entraîne une diminution plus forte du temps de séjour qu'à fort débit. A $2\text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, le temps de séjour est de 6,46 j, mais il n'est plus que de 1,85 j à $10\text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. L'ouverture des barrages, induit une diminution du temps de séjour de 5% (soit un peu plus d'une heure).

Afin d'avoir une idée de l'influence sur le temps de résidence de l'eau de l'incertitude sur la valeur du coefficient de Strickler, quatre simulations ont été effectuées avec des Strickler de 15 et 25 pour les débits 3 et $30\text{ m}^3/\text{s}$ à Pommeuse. Les points correspondants à ce test de sensibilité sont représentés sur la Figure 8. L'effet du coefficient de Strickler est plus sensible en situation de débit élevé, car l'influence du frottement sur le lit est alors prépondérante devant celle des barrages. Un calage plus précis des coefficients de Strickler sur le secteur pourrait être réalisé à partir de l'interprétation de traçages pour améliorer la précision du calcul des temps de séjour de l'eau.

2.3.4. Temps de transit de l'eau en rivière

Une façon un peu plus détaillée de regarder les résultats en terme de temps de séjour de l'eau consiste à représenter le temps mis par l'eau pour arriver d'un point à une autre du système. La figure 9 permet d'estimer un tel temps de parcours pour toute valeur du débit par interpolation.

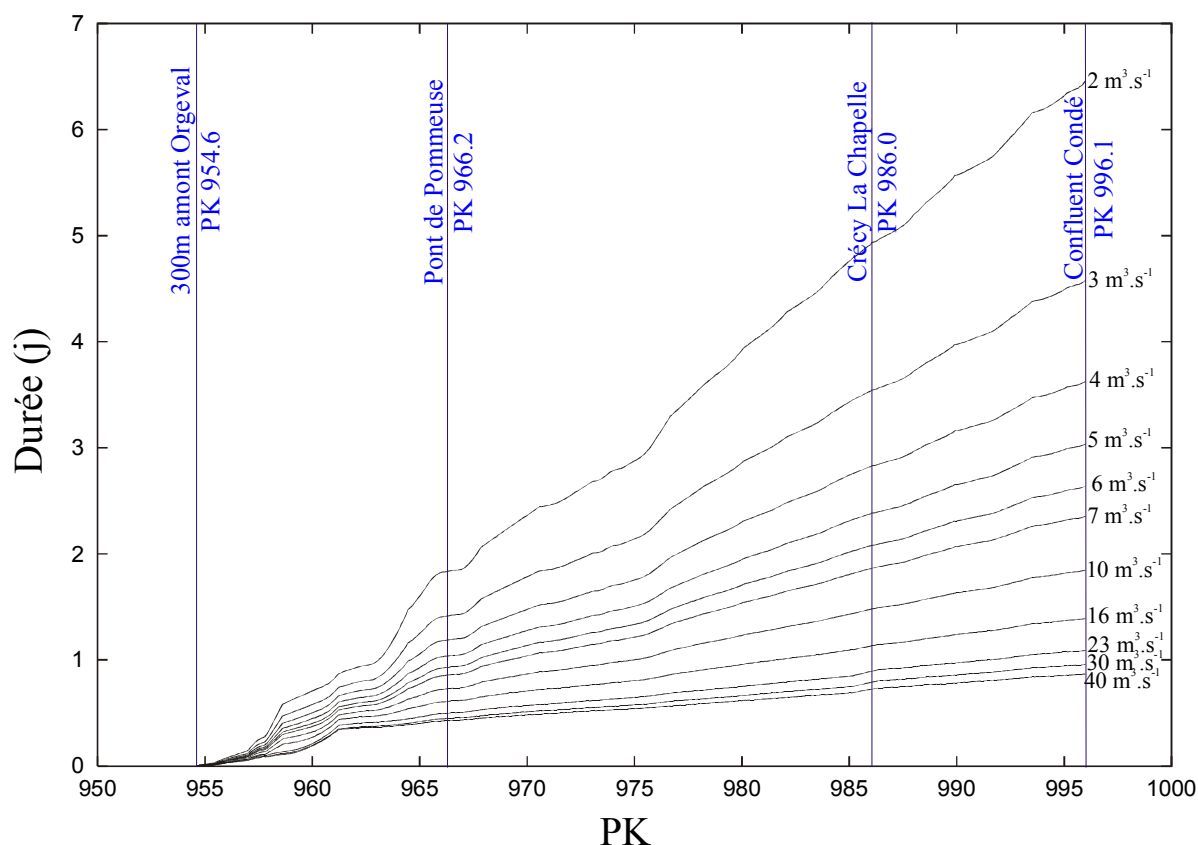


Figure 9 : Abaque des temps de parcours de l'eau

3. Fonctionnement écologique du Grand Morin

Afin d'effectuer des simulations de la qualité des eaux du Grand Morin, il faut définir tous les apports « biologiques » au tronçon modélisé, à savoir :

- Les conditions limites amont.
- Les concentrations dans les affluents (y compris la pollution diffuse d'origine agricole).
- Les rejets domestiques qui ne parviennent pas à un réseau d'assainissement (non raccordés) et qui sont rejetés directement dans le milieu naturel après avoir subi un traitement dont l'efficacité est très variable suivant les installations.
- Les rejets ponctuels des stations d'épuration (STEP)

Ces apports sont définis, puis les divers scénarios étudiés sont explicités.

3.1. Les apports

3.1.1. Les conditions limites amont

Les conditions limites, pour les paramètres classiques, ont été déterminées grâce à trois campagnes de mesures ponctuelles en rivière réalisées par le CEMAGREF durant l'été 2000 au point amont du modèle. En ce qui concerne le phytoplancton, une mesure de chlorophylle, réalisée pendant une campagne, a permis d'estimer les stocks de diatomées et de chlorophycées. Pour l'oxygène, une concentration de $9 \text{ mgO}_2\text{l}^{-1}$ correspondant à la saturation a été imposée.

Par ailleurs, nous avons pu valider les valeurs de concentrations en nitrates grâce à une longue série de mesures de la CGE (six ans de mesures en continu à Pommeuse de 1991 à 1996 inclus).

3.1.2. Les apports des affluents

Pour les affluents, deux démarches différentes ont été adoptées dans le but de modéliser correctement les apports diffus d'origine agricole et notamment les nitrates.

L'Aubetin, où des mesures du même type que celles utilisées pour les conditions amont étaient disponibles, a été traité, dans la mise en place des fichiers, exactement comme les conditions amont du modèle.

Pour les autres affluents, il n'existait pas de points de mesures valides en rivière. En dehors du phytoplancton et des nitrates, tous les autres paramètres ont été fixés, par défaut, égaux à ceux de l'Aubetin. Une concentration nulle a été imposée pour le phytoplancton, car dans les petits affluents, le temps de séjour de l'eau est très faible. Le phytoplancton n'a donc pas le temps de se développer. Pour les nitrates, essentiellement d'origine agricole, nous nous sommes fondés sur des mesures réalisées en 1988-89 par le CEMAGREF au Theil, à l'exutoire de l'Orgeval (Ferry, 1996). Le flux de nitrates a été obtenu en prenant les concentrations à l'étiage. Nous avons ensuite appliqué à ce flux un facteur correctif déterminé par la tendance croissante observée à Mélarchez sur une chronique allant de 1975 à 1995. Finalement, le flux entré dans le modèle pour l'Orgeval est de $133,4 \text{ kgN-NO}_3\text{.j}^{-1}$, ce qui correspond à une concentration de $3,02 \text{ mgN-NO}_3\text{.l}^{-1}$. Cette concentration a été adoptée pour tous les autres petits affluents. Notons que le Grand Morin est nettement plus chargé en nitrates puisque la concentration mesurée lors des campagnes est de $8 \text{ mgN-NO}_3\text{.l}^{-1}$.

3.1.3. Les rejets domestiques non raccordés

L'estimation de ces flux est sans doute celle qui pose le plus de problèmes car il est très difficile de les caractériser, la qualité de l'épuration individuelle présentant une variabilité extrême. Nous avons donc intégré les flux spatialement en définissant des rejets correspondant soit à des affluents soit à des fortes concentrations humaines non raccordées. C'est le cas à Coulommiers, d'après l'étude de l'IAURIF (2000).

Avant de décrire la démarche utilisée, il convient de noter que ces flux d'origine domestique des populations non raccordées à une STEP ne sont pas négligeables. Sur cette portion du Grand Morin ils représentent 39% de la population totale (Tableau 1).

Population	Nombre d'habitants	En pourcentage
raccordée : STEP échantillonnée	17 842	43
raccordée : STEP non échantillonnée	7 292	18
raccordée totale	25 134	61
non raccordée	16 133	39
totale	41 267	100

Tableau 1 : recensement des populations du secteur modélisé (d'après IAURIF, 2000)

Pour estimer ces flux domestiques « non raccordés », la moyenne des concentrations des effluents d'entrée dans les STEP échantillonnées par le CEMAGREF durant la campagne 2000 a été utilisée. Pour obtenir des flux, nous avons supposé qu'un habitant rejetait 200 litres d'eaux usées par jour. Mises à part certaines variables, nous avons ensuite appliqué aux flux ainsi calculés les hypothèses suivantes :

- Toute la phase particulaire du carbone ainsi que les matières en suspension (MES) sont éliminées par l'épuration individuelle ou par les fossés dans lesquels se déversent les rejets des habitations.
- La phase dissoute du carbone est abattue arbitrairement de 75%.
- Les nitrates, quasiment absents dans les rejets domestiques, sont modélisés dans les affluents en tant que pollution diffuse.

Pour l'Orgeval, les phosphates et les nitrates ont été estimés à l'aide des chroniques du CEMAGREF au Theil (Ferry, 1996), traduites en valeurs par habitant et par jour en enlevant la part liée aux STEP d'Aulnoy et de Pierre-Levée. Ces flux ont ensuite été attribués à tous les rejets domestiques :

- Pour les phosphates caractéristiques des effluents domestiques : $1,08 \text{ gP-PO}_4 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$
- Pour l'ammonium : $1,33 \text{ mgN-NH}_4 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$

Remarque : pour l'ammonium, nous avons comparé les flux donnés par la moyenne des effluents de STEP en prenant $200 \text{ l} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ et les mesures au Theil, à l'exutoire de l'Orgeval. Il ressort de cette comparaison un abattement d'un facteur 4 à 6 du flux d'ammonium à l'exutoire. Le temps de parcours de l'eau étant trop faible sur l'Orgeval pour permettre une nitrification de l'ammonium, il est possible qu'une biomasse importante de macrophytes et de diatomées fixées (observées sur le terrain) abatte cette pollution. Cette constatation nous a également permis d'estimer un coefficient d'abattement pour le carbone dissous.

3.1.4. Les rejets des STEP

Le long du secteur étudié, il existe 18 stations d'épurations qui rejettent leurs effluents directement dans le Grand Morin ou bien dans ses affluents. Parmi ces stations, 7, qui correspondent à 70% des populations raccordées, ont été échantillonnées. Les STEP de Coulommiers et de Couilly représentent respectivement 33% et 29% des personnes raccordées.

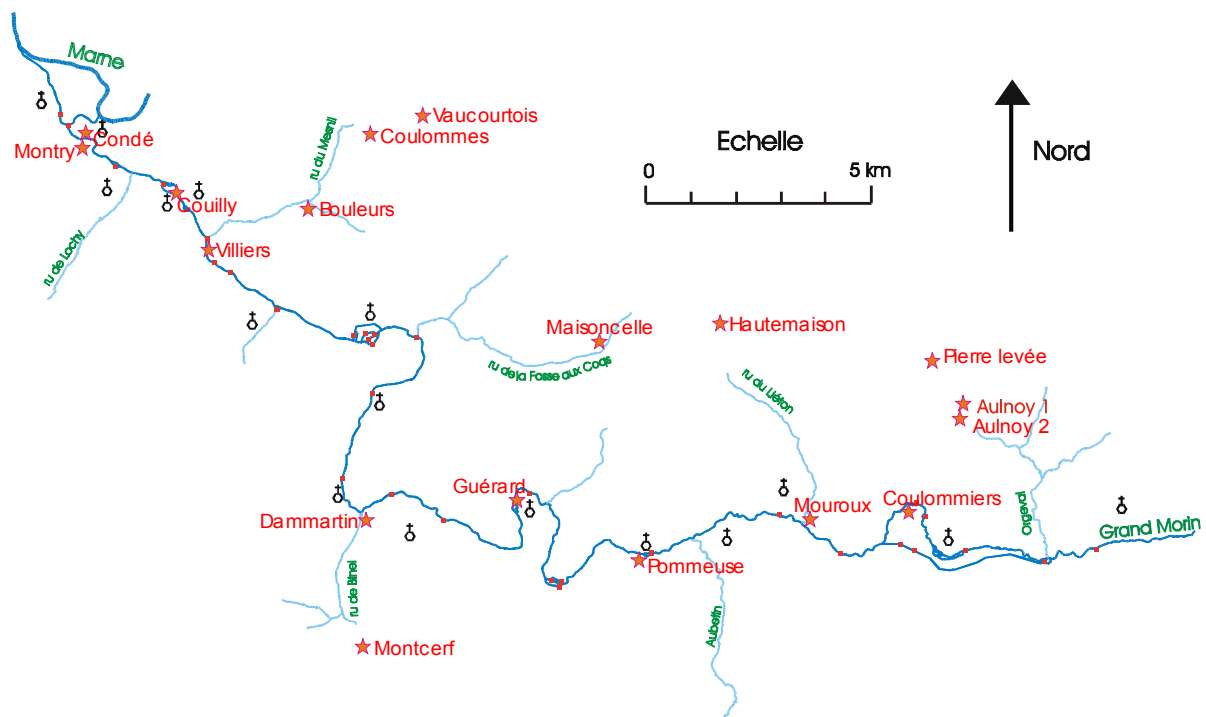


Figure 10 : Plan de situation des stations d'épuration

Dans le modèle, les rejets des STEP échantillonnées ont été estimés grâce aux mesures de la campagne 2000, en supposant qu'un habitant rejette en moyenne 200 litres par jour. Grâce au recensement des populations raccordées à chaque STEP (IAURIF, 2000), nous avons alors estimé les flux sortant de chaque station. En ce qui concerne les stations non échantillonnées, nous avons utilisé la moyenne des effluents de sortie des STEP échantillonnées pour quantifier les flux.

3.2. Scénarios des simulations

Nous avons adopté une valeur de débit de $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Pommeuse, valeur qui correspond aux débits de l'été 2000 (Figure 11) au moment des campagnes de terrain du CEMAGREF.

Les simulations sont effectuées sur une durée de quinze jours.

Le régime thermique est déterminé à partir d'un modèle thermique sinusoïdal simplifié : la température de l'eau passe de 21 à 23°C sur les 15 jours de simulations. L'ensoleillement suit également une évolution sinusoïdale avec un coefficient d'atténuation de 0,8 compatible avec l'ensoleillement lors des campagnes de terrain.

Dans ces conditions, nous avons défini plusieurs scénarios afin d'évaluer la part de chaque type de rejet sur le milieu naturel. Entre les scénarios, seuls les rejets diffèrent :

- Etat actuel : raccordés traités et non raccordés
- Impact des rejets de STEP : non raccordés seuls
- Impact des rejets domestiques non raccordés : raccordés traités seuls
- Amélioration apportée par les STEP : raccordés non traités et non raccordés

Des tests de sensibilité nous ont permis de mettre en évidence l'importance de la sédimentation dans le bilan en oxygène dissous de la colonne d'eau.

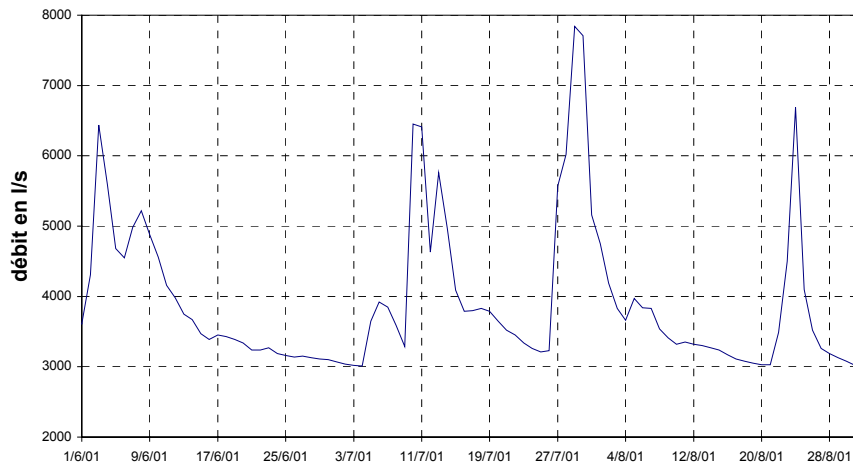


Figure 11 : débit à Pommeuse de Juin à Août 2000

4. Résultats des simulations

4.1. Influence de l'érosion

Les simulations font apparaître une très forte désoxygénation au niveau d'un barrage à Coulommiers, où l'oxygène chute de 2 mg/l. L'analyse de cette situation a montré que cette désoxygénation de la colonne d'eau provenait de la consommation de l'oxygène dissous par les vases. En effet, dans une zone où l'écoulement est lent, en amont d'un barrage par exemple, les MES sédimentent, ainsi qu'une quantité importante de carbone organique particulaire. En période d'étiage estival les barrages restent en général fermés. Des stocks de sédiments se constituent dans les secteurs d'écoulement ralenti et la rivière contribue à épurer les eaux ayant reçu ce type de pollution organique. Il apparaît que la chute d'oxygène simulée au barrage de Coulommiers (Pk 957.05) est liée au pompage de l'oxygène par les bactéries hétérotrophes, bactéries qui minéralisent la matière organique des sédiments. Cette analyse montre l'importance de la compréhension du transport sédimentaire qui a une influence directe sur la qualité de l'eau (voir les activités du thème 6 auquel nous contribuons).

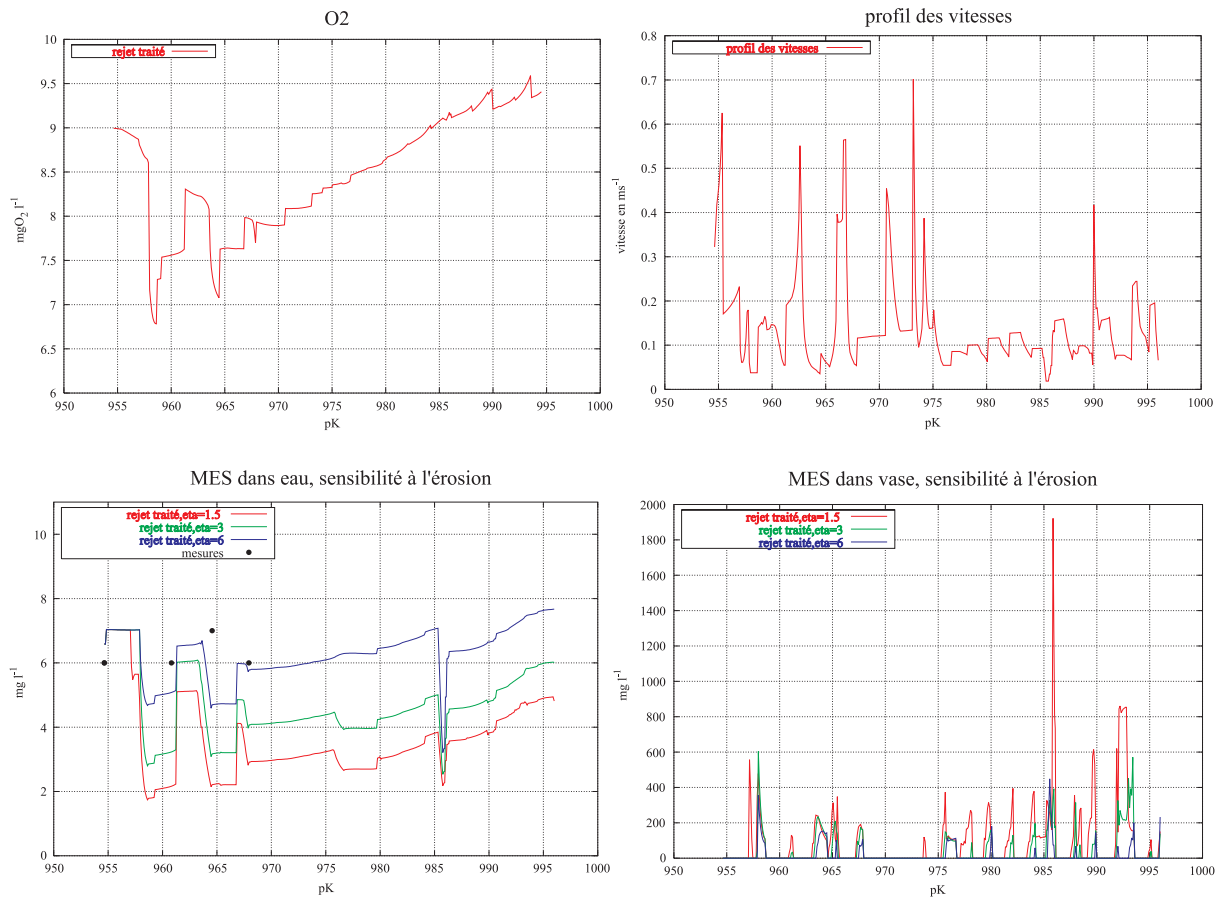


Figure 12 : Profils en long de l'oxygène, du champs de vitesse, influence du paramètre d'érosion sur les MES et sur les dépôts.

Précisons que les valeurs de concentrations indiquées pour les vases correspondent au stock de sédiments du lit rapporté au volume de la colonne d'eau. On peut ainsi comparer aisément les stocks dans les sédiments avec ceux présents dans la colonne d'eau.

Pour caler le module de sédimentation, nous avons utilisé les mesures de MES dans la colonne d'eau. La figure 12 montre l'impact du coefficient d'érosion (η), toutes choses égales par ailleurs, sur les MES présentes dans la colonne d'eau et dans les sédiments. Pour la suite des simulations, nous avons opté pour une valeur de η de 6. En ce qui concerne les sédiments, notons que l'augmentation de η peut engendrer un décalage, naturellement quantitatif, mais aussi spatial, des stocks sédimentaires. En effet, il apparaît que la zone de sédimentation correspondant au premier barrage de Coulommiers (pic sédimentaire simulé pour $\eta=1.5$) disparaît lorsque le coefficient d'érosion double. Par contre, on retrouve des stocks de sédiments très importants au barrage immédiatement en aval.

Cependant, tous les pics de sédimentation ne s'expliquent pas uniquement par la présence de barrages. En effet, des secteurs, où la vitesse d'écoulement est très faible, sont aussi favorables à une intense sédimentation (Figure 12, profils des vitesses et de MES dans les vases entre les Pk 975,9 et 976,8). Ce point fait apparaître une différence notable entre les petits cours d'eau et les rivières naviguées, comme la Seine, pour lesquelles les vases n'ont pas un tel impact sur la colonne d'eau.

4.2. Etude des différents scénarios

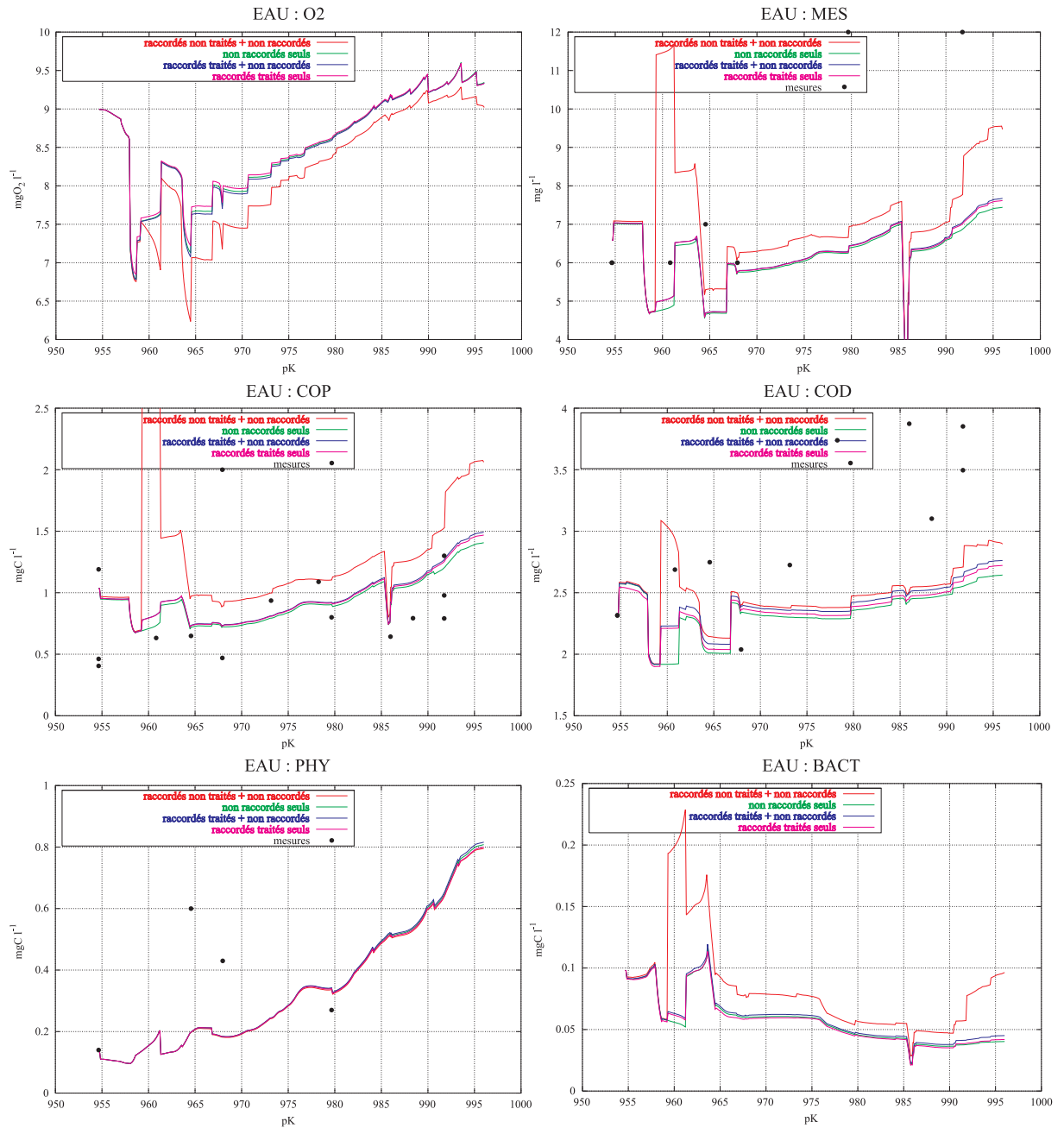


Figure 13 : Résultats des différents scénarios pour différentes variables de la colonne d'eau.

La figure 13 présente les résultats des quatre scénarios présentés au paragraphe 3.2. Il ressort très nettement de ces simulations que :

- Les stations d'épuration ont un effet bénéfique pour le milieu (comparer les courbes rouges et bleues). En effet, de gros écarts s'observent entre la courbe rouge (rejets parvenant aux STEP non traités + non raccordés) et les trois autres qui sont très proches.
- L'effet d'une variable n'est pas cumulatif. En effet, si on compare l'évolution du carbone organique dissous entre la simulation raccordés traités + non raccordés (bleu) et les simulations raccordés traités seuls (rose) et non raccordés seuls (vert), en un point donné, la variable COD issue du premier calcul n'est pas égale à la somme des deux variables issues des

deux autres simulations. Cette constatation résume bien la complexité de la modélisation de la qualité des eaux en rivière.

- Pour toutes les variables, exceptés les nutriments ammonium et orthophosphate, les simulations raccordés traités + non raccordés (bleu), raccordés traités seuls (rose) et non raccordés seuls (vert) sont très proches. Ceci implique, tout d'abord, que les STEP ont un très faible impact sur le milieu naturel (comparer les courbes bleue et verte) et ensuite que les nutriments sont largement en excès dans le milieu quel que soit le scénario envisagé. En effet, si on augmente les nutriments, le système n'évolue pas d'une simulation à l'autre pour certaines variables telle que le phytoplancton.

Après avoir comparé les différents scénarios, nous allons maintenant nous intéresser uniquement à la courbe bleue (raccordés traités + non raccordés) afin de la comparer aux mesures réalisées en rivière (Figure 13).

Pour l'oxygène, nous ne disposons pas de mesures in situ, mais il est intéressant de remarquer que les barrages influencent sensiblement les processus biologiques dans la rivière (paragraphe 4.1). De plus, on remarque de fortes progressions locales sur les profils en amont du secteur étudié et de fortes décroissances locales dans la partie aval. Ces variations brusques résultent de la saturation de l'eau en oxygène. En effet, le taux de saturation de l'eau en oxygène pour la température de 23°C à cette date de modélisation est de l'ordre de 8,6 mgO₂.l⁻¹. En dessous de cette valeur, l'oxygène est en sous-saturation et la réaération au passage des barrages engendre une augmentation de la concentration en oxygène dissous, alors qu'au dessus de cette valeur, l'oxygène est en sursaturation et le franchissement des barrages tend à rétablir l'équilibre, d'où une décroissance.

Par ailleurs, la forme du profil d'oxygène est liée au développement de la biomasse phytoplanctonique qui permet, en plus des franchissements de barrages, de réoxygéner le milieu au-delà de la saturation. Le phytoplancton n'est pas limité par les nutriments, ni par le broutage du zooplancton, dont la biomasse simulée diminue d'amont en aval.

Le carbone organique particulaire est correctement modélisé tandis que le carbone organique dissous paraît sous estimé, particulièrement à l'aval. Il serait donc utile d'améliorer la simulation du recyclage de la matière organique autochtone. Au vu des mesures et des profils longitudinaux calculés, le carbone organique dissous semble très peu consommé par les bactéries hétérotrophes. Cependant, il faut noter que les mesures disponibles en rivière à l'aval ne correspondent pas exactement à notre simulation puisqu'elles ont été réalisées le lendemain d'un épisode pluvieux.

En outre, en comparant les profils BACT et O₂, il apparaît très clairement (sauf dans le cas des rejets non traités, courbe rouge) que la croissance bactérienne dans la colonne d'eau n'est pas à l'origine des désoxygénations de la colonne d'eau en amont des barrages. Lorsque des creux d'oxygène sont observés (par exemple au Près, Pk 958,72, immédiatement en aval du barrage de Coulommiers), la croissance bactérienne dans la colonne d'eau est quasiment inexistante ainsi d'ailleurs que la consommation de COD. En revanche, dans les vases (Figure 13), au droit des accumulations, les bactéries consomment l'oxygène de la colonne d'eau. Ceci confirme l'analyse faite au paragraphe 4.1.

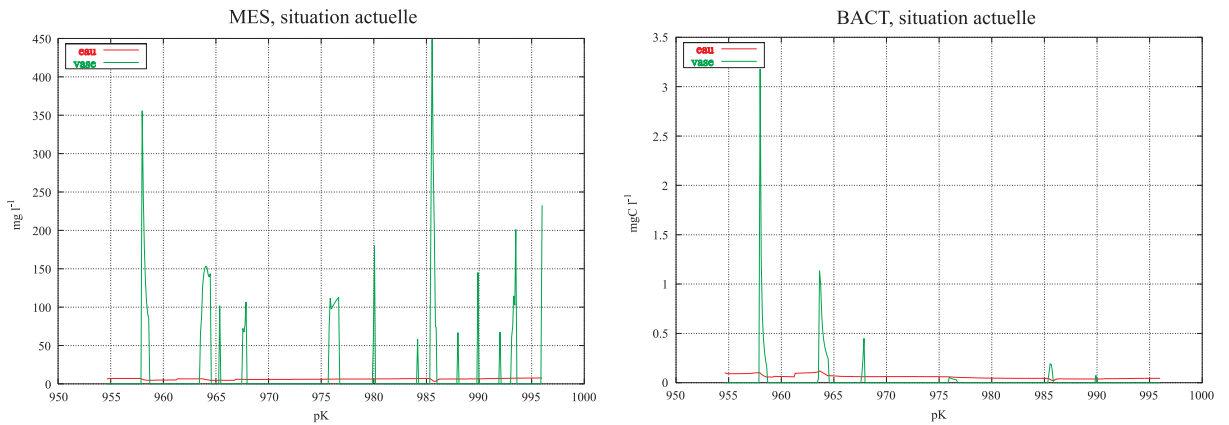


Figure 14 : *Comparaison des résultats dans la colonne d'eau et dans les sédiments pour le scénario prenant en compte les rejets raccordés traités et la population non raccordée*

En ce qui concerne les nutriments azotés (Figure 15), il est difficile, vue la dispersion des mesures, d'analyser les résultats. Il apparaît que l'Orgeval dilue fortement le Grand Morin à l'amont du modèle, ce qui n'est pas cohérent avec les mesures. Notre estimation du flux de nitrates provenant de l'Orgeval est donc certainement à améliorer. Le flux provenant de l'Aubetin (Pk 966,76), a un impact important sur le Grand Morin. Tous les autres affluents ont un effet de dilution sur le Grand Morin. Pour obtenir l'enveloppe supérieure des mesures, il faudrait donc que tous les affluents soient semblables à l'Aubetin pour les nitrates. Par contre, pour l'ammonium, les simulations donnent des résultats trop élevés, même par rapport à l'enveloppe supérieure des points de mesure. Cependant, le profil longitudinal observé présente une décroissance très rapide (de 0,7 mgN/l au Pk 960,9 à 0,27 mgN/l au Pk 973) qu'il n'est pas possible d'expliquer à l'aide des cinétiques adoptées jusqu'ici pour l'aval de Paris. La nitrification semble trop lente. Cependant, cette nitrification ne pourrait pas permettre de restituer un profil en long des nitrates conforme aux mesures. Une autre explication pourrait être fournie par la présence d'une biomasse benthique (diatomées fixées et macrophytes) très élevée, susceptible de consommer préférentiellement l'ammonium. Des campagnes de terrain spécifiques à l'identification et à l'analyse du fonctionnement de ces compartiments écologiques supplémentaires devront être organisées. Les modifications à apporter à ProSe pourront être effectuées dès que ces informations seront disponibles.

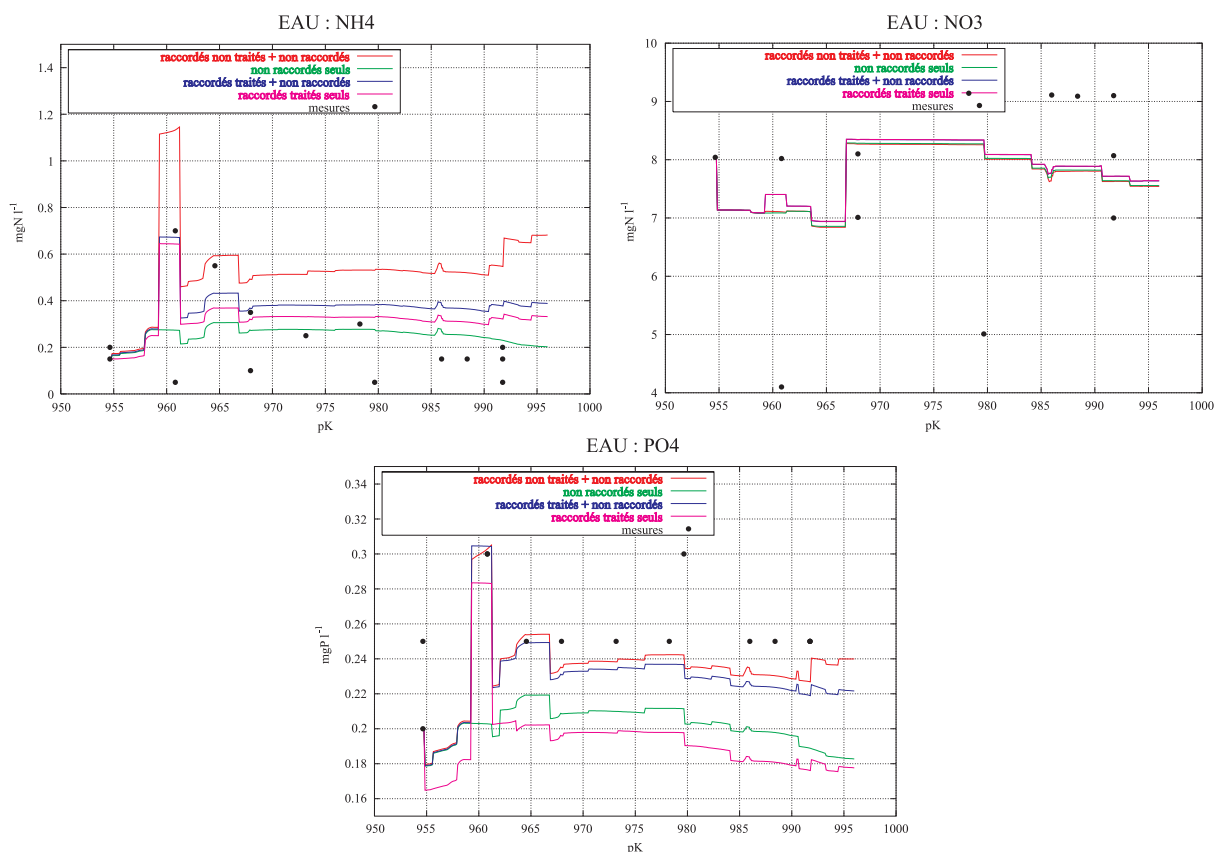


Figure 15 : Résultats des différents scénarios pour les nutriments dans la colonne d'eau

Enfin, les orthophosphates paraissent bien modélisés (Figure 15). Ils suivent correctement l'évolution du profil mesuré. Seul l'Aubetin pose problème puisqu'il engendre une « dilution » trop forte du Grand Morin. Il faudrait donc préciser par de nouvelles mesures le flux provenant de l'Aubetin. Par ailleurs, il semblerait que notre méthode d'estimation des apports d'orthophosphates pour les autres affluents, fondée sur la synthèse du CEMAGREF sur le Bassin de l'Orgeval (Ferry, 1995), soit convenable.

5. Conclusion

Un modèle numérique de simulation du comportement hydraulique et écologique de la partie aval de la rivière Grand Morin a été établi. Ce modèle numérique a été réalisé en utilisant le logiciel PROSE, outil numérique de simulation du comportement hydraulique et écologique des rivières.

Le comportement hydraulique de la rivière a été modélisé pour une gamme de débits allant des débits d'étiage jusqu'aux débits les plus élevés avant débordement. L'abaque obtenu permettant d'estimer le temps de séjour de l'eau peut être utilisée par les gestionnaires s'intéressant au transport d'espèces dissoutes dans cette rivière.

Nous avons également réalisé des simulations de l'évolution de la qualité de l'eau. Nous nous sommes appuyés sur les données de rejets des principales stations d'épuration du sous bassin modélisé pour lesquelles des prélèvements ont été réalisés par le CEMAGREF au cours de l'été 2000 (voir le rapport de ce thème sur les campagnes de terrain). Les premiers résultats obtenus sont comparables aux observations. Avant de tenter la généralisation à d'autres cours d'eau du même type, il conviendra de valider ce modèle en réalisant de nouvelles campagnes de terrain. La spéciation du carbone organique rejeté par les stations d'épuration sous des formes plus ou moins rapidement biodégradables fera également l'objet de nouvelles investigations.

Ce modèle hydraulique et écologique du Grand Morin permet de fournir des informations quantitatives en terme d'hydraulique et de qualité d'eau aux gestionnaires la rivière. Il sera amélioré

jusqu'à l'achèvement de cette phase du programme PIREN Seine, le Grand Morin constituant un site atelier où des investigations sont menées dans plusieurs directions : impact des pratiques agricoles, échanges sols-aquifères-rivières, étude des stations d'épuration de diverses tailles et types, transport sédimentaire, prise en compte de nouveaux compartiments biologiques tels que les diatomées benthiques et les macrophytes.

6. Références

Billen, G., Servais, P. (1989). Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In *Microorganismes dans les écosystèmes océaniques* (Bianchi et al). Masson Paris. pp 219-245.

Billen, G., Garnier, J., Hanset, P. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : the Riverstrahler model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289, 119-137.

Bourlange, S., Poulin, M., Even, S., Flipo, N. (2000). Modélisation du fonctionnement hydraulique et écologique du Grand Morin. Rapport technique, CIG-ENSMP.

Cunge, J. A. (1986). Simulation des écoulements non permanents dans les rivières et les canaux. Rapport technique, Institut National Polytechnique de Grenoble.

Even, S. (1995). Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine. Thèse de doctorat, CIG-ENSMP.

Even, S., Poulin, M., Garnier, J., Billen, G., Servais, P., Chesterikoff, A., et Coste, M. (1998). River ecosystem modelling. Applications of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia*, 373/374, 27-45.

Ferry, M. (1996). Vingt ans de mesures de qualité des eaux sur le bassin versant de l'Orgeval. Rapport technique, CEMAGREF.

IAURIF (2000). La dépollution domestique en Ile-de-France. Rapport technique, IAURIF.

Lancelot, C., Veth, C., et Mathot, S. (1991). Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia-Weddell sea sector of the southern ocean during spring 1988. *J. mar. System*, 2, 333-346.

Renaud, J. P. (1998). Modélisation hydrodynamique de petits cours d'eau, Le Grand Morin et la Beuvronne. Rapport de stage d'option. ENSMP.