

---

**Description du logiciel ProSe, version 4.1**

—

**Logiciel de simulation de l'hydrodynamique, du transport et du fonctionnement biochimique d'un écosystème fluvial**

---

Stéphanie Even  
Centre de Géosciences, École des Mines de Paris  
35 rue Saint-Honoré, 77 305 FONTAINEBLEAU cedex  
Stepanie.Even@ensmp.fr

Remis le 12 février 2007

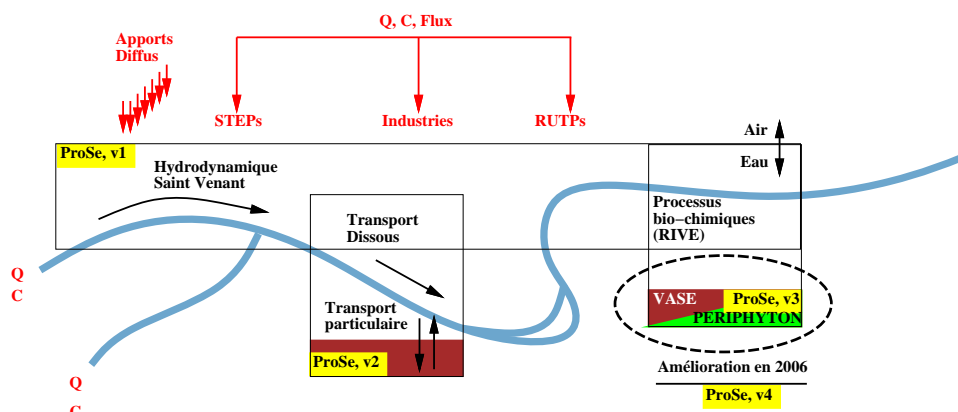


Figure 1: Structure du modèle ProSe

## 1. Introduction

Le logiciel ProSe permet de simuler la qualité de l'eau d'un ensemble de cours d'eau constituant un réseau hydrographique. L'état d'un milieu courant est défini par un ensemble de variables parmi lesquelles on distingue : les variables physiques, telles que la vitesse de l'eau, la profondeur, la section mouillée<sup>1</sup>, qui déterminent le transport des constituants et le temps de développement des processus biologiques dans le milieu, et les variables biochimiques, dont l'évolution dépend de réactions avec d'autres constituants et de facteurs internes (température) et externes au système (éclairage).

Ainsi le logiciel ProSe est constitué de plusieurs sous-modèles, dont la résolution est découplée afin de permettre une utilisation modulaire : un modèle hydraulique, résolvant les équations monodimensionnelles de Saint-Venant, un modèle de transport par advection<sup>2</sup> et dispersion<sup>3</sup>, un modèle de transport de particules, un modèle biochimique basé sur le modèle RIVE (Billen et al. 1994; Garnier et al. 1995), représentant les principaux processus impliqués dans la colonne d'eau, des modules de processus benthiques dans la vase ou le périphyton (figure 1).

Compte tenu de sa structure modulaire, de la possibilité de représenter des cours d'eau organisés en réseau et de prendre en compte des régimes très transitoires, les applications du modèle ProSe sont multiples. Conçu pour étudier les problèmes de qualité d'eau et de désoxygénations chroniques (aval de rejets de station d'épuration) ou accidentelles (débordements de réseaux d'assainissement par temps de pluie) d'un écosystème, il est également apte à traiter des problèmes hydrauliques (effet de mouvements de seuils, validation de séries de mesures, propagation de débit) et de transport de constituants conservatifs (propagation de polluants, interprétation de campagnes de traçage, temps de transfert, problème inverse de recherche de source de pollution).

<sup>1</sup>Section transversale du lit de la rivière occupée par l'eau

<sup>2</sup>Transport d'une particule à la vitesse moyenne de l'eau

<sup>3</sup>Implique de nombreux processus ayant pour résultat le déplacement préférentiel d'une particule depuis les zones à forte concentration vers les zones à faible concentration

Les améliorations apportées au logiciel ProSe, dans sa version 4, portent sur

- l'hydraulique : le modèle hydraulique de ProSe a été étendu pour simuler l'hydrodynamique d'un réseau hydrographique depuis les têtes de bassin. Les équations de Saint Venant sont toujours appliquées pour des cours d'eau d'ordres de STRAHLER supérieurs ou égaux à 3. Pour les petits ordres, les débits sont conservatifs (régime permanent) et l'équation de Manning-Strickler est utilisée pour calculer la cote du plan d'eau. Cette version du logiciel a été utilisée sur le Grand-Morin (Flipo 2005; Even et Flipo 2006; Flipo et al. 2005) ;
- le développement d'un module de compaction dans la vase et la prise en compte de la stratification des processus benthiques à l'aide d'un modèle diagénétique. Dans les versions précédentes, la vase était considérée une couche homogène. L'hypothèse sous-jacente était un constant remaniement par la navigation. Cependant, dans certains secteurs (aval de rejets, bras non navigués), l'accumulation importante de vase rendait cette représentation peu valide.

Les améliorations et validations de la nouvelle version de ProSe ont déjà fait l'objet de rapports publiés dans le cadre du PIREN Seine (Even et Flipo 2006; Even 2006; Even et al. 2006).

## 2. Les concepts

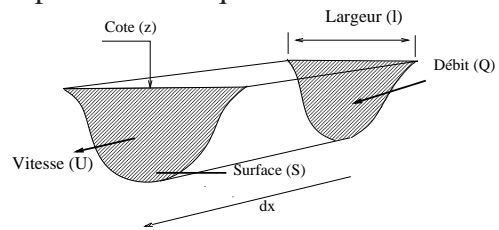
### 2.1. Le modèle hydraulique

ProSe simule l'écoulement dans un réseau maillé (îles) de cours d'eau à l'aide des équations de SAINT VENANT complètes monodimensionnelles, qui permettent de simuler aussi bien des régimes permanents que des régimes transitoires. Les régimes transitoires correspondent à des variations de débit dans les rejets, affluents, à l'amont ou à des mouvements d'ouvrages de navigation.

Les hypothèses de base qui sous-tendent les équations de SAINT VENANT sont : 1) l'écoulement est filaire., 2) l'écoulement est quasi horizontal, 3) la courbure des lignes de courant est faible, 4) la densité de l'eau est constante. Compte tenu de ces hypothèses, les équations de conservation de masse et de la quantité de mouvement se traduisent par les deux équations suivantes :

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{Q^2}{S} \right) + gS \frac{\partial z}{\partial x} = -gSJ$$



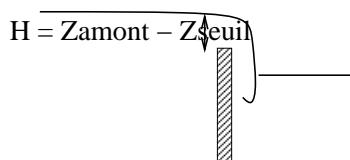
Notations utilisées dans ProSe

**Remarque** Les équations de Saint Venant sont appliquées pour des ordres de rivières supérieurs à 3. Pour les cours d'eau de petits ordres, la conservation des débits est appliquée et l'équation de Manning-Strickler est utilisée pour calculer la cote du plan d'eau ??.

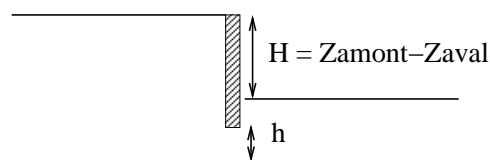
**Le frottement** Un certain nombre de lois empiriques permettent de relier la pente de frottement  $J$  à des caractéristiques hydrauliques. L'expression de MANNING-STRICKLER a été adoptée :  $J = \frac{Q^2}{K^2 R^{\frac{4}{3}} S^2}$ .  $K$  est la constante de STRICKLER et varie classiquement entre 5 (écoulement très rugueux) et 70 (écoulement lisse). La détermination du coefficient de STRICKLER en fonction du débit est prévue et est déterminé par bief et pour différents débits.

**Les seuils** Les écoulements au dessus de seuils sont décrits avec différentes lois : 1) cote imposée en fonction du temps  $z(t)$ , 2) débit imposé en fonction du temps  $q(t)$ , 3) cote en fonction du débit en fonction du temps  $z(q)$  (loi discrète), 4) loi de déversement exprimant le débit déversé en fonction de la charge au barrage,  $q(z)$  (Lencastre 1966) :

#### Écoulement en surverse



#### Écoulement en sousverse



|                  |   |                                       |
|------------------|---|---------------------------------------|
| Surverse dénoyée | $Q(t) = \frac{2}{3} \mu l \sqrt{2g} H_{amont}^{\frac{3}{2}}$              | si $H_{amont} > \frac{2}{3} H_{aval}$ |
| Surverse noyée   | $Q(t) = \sqrt{(3)} \mu l \sqrt{2g} H_{aval} \sqrt{z_{amont} - z_{aval}}$  | si $H_{amont} < \frac{2}{3} H_{aval}$ |
| Sousverse noyée  | $Q(t) = \mu l h(t) \sqrt{2g} \sqrt{z_{amont} - z_{aval}}$                 |                                       |
|                  | $H_{amont} = (z_{amont} - h_{seuil}), H_{aval} = (z_{amont} - h_{seuil})$ |                                       |

## 2.2. Le transport dans la colonne d'eau

Un constituant, dissous ou solide, transporté avec l'eau, subit simultanément des processus de mélange (dispersion), et des réactions bio-chimiques avec les autres composés. La loi de conservation de la masse d'un constituant  $C$ , dissous ou en suspension dans la colonne d'eau s'écrit, en monodimensionnel :

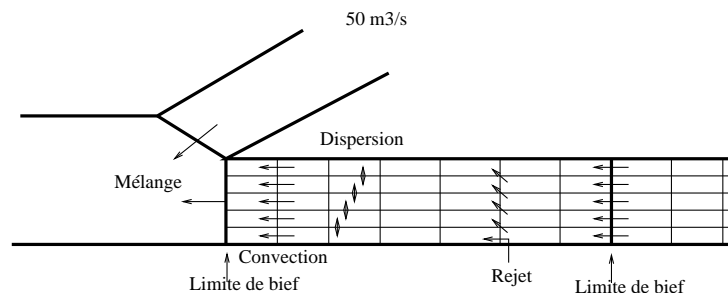
$$\frac{\partial M}{\partial t} = -\frac{\partial(F_{adv} + F_{disp})}{\partial x} + R$$

La masse  $M$  d'un constituant, contenue dans une maille de calcul est égale à  $SC\Delta x$  ; le flux convectif traduit le transport du constituant  $C$  à la vitesse moyenne  $U$  :  $F_{adv} = USC = QC$  ; le flux dispersif représente les processus de dispersion longitudinale liés à la convection différentielle :  $F_{disp} = -(DS)\frac{\partial C}{\partial x}$ . La description des réactions bio-chimiques, dont le bilan pour une espèce est représenté par le terme  $R$  dans l'équation ??, fait l'objet du paragraphe 2.4..

L'équation de transport monodimensionnelle ne peut être appliquée de manière satisfaisante que pour des distances supérieures à la distance de mélange.

**Le transport pseudo bidimensionnel : les tubes de courant** est utilisée pour simuler le champ proche de rejets. L'approche consiste à discrétiser transversalement les sections en tubes de courant transportant chacun une fraction constante du débit. Les tubes sont considérés comme des filets d'eau se déversant les uns dans les autres longitudinalement. La dispersion] se décompose en deux termes : la **dispersion transversale** et la **dispersion longitudinale** par turbulence<sup>4</sup> L'approche à tubes de courant est valide dans le cas d'une hydraulique relativement homogène en l'absence de courants de retour, par exemple.

**Le nombre de tube est fixé par bief. PROSE permet de simuler des zones monodimensionnelles (1 tube) précédant ou succédant avec des secteurs bi-dimensionnels.**



### 2.3. Dépôt/érosion pour les espèces particulières

**La sédimentation** est exprimée par la formulation classique  $\frac{V_{sed}}{h}C$ . En l'absence d'une connaissance et d'une quantification précise des facteurs agissant sur le dépôt ou non des particules, on suppose que toute particule qui sédimente, se dépose au fond.

**Pour L'érosion**, la théorie de la capacité de transport (Bagnold 1966) permet de caractériser la quantité de particules pouvant être transportée par l'écoulement sur la base d'un calcul énergétique. On considère qu'une fraction  $\zeta$  de la puissance dissipée par l'écoulement est utilisée pour maintenir en suspension des particules qui ont par ailleurs tendance à chuter du fait de leur excès de poids dans l'eau :

$$\zeta P_{hyd} = C_A V_{sed,Ag} \frac{\rho_A - \rho_{eau}}{\rho_A}$$

où l'indice  $A$  fait référence aux agrégats qui sédimentent.  $P_{hyd}$  s'exprime simplement en utilisant la formulation de STRICKLER (Celik et Rodi 1988)  $P_{hyd} = \rho g J U = \rho g \frac{U^3}{K^2 R_H^{4/3}}$ .

Un terme énergétique supplémentaire, correspondant à la production d'énergie par la navigation a été introduit :  $P_{tot} = P_{hyd} + P_{navig}$ . La navigation est représentée comme un phénomène continu et moyen ( $\zeta P_{navig}$  est un paramètre de calage du modèle).

L'état d'équilibre, pour lequel la concentration de matière en suspension dans l'eau est stable, se traduit par l'égalité des flux de sédimentation et d'érosion. Dans le cas d'un modèle multiclasse, si l'on considère que la situation est stable pour chaque classe de particules, le flux d'érosion équilibre le flux de sédimentation pour chacune des classes  $F_{ero,i} = F_{sed,i} = V_{sed,i} C_i = \chi_i F_{ero}$  dans la mesure où l'on considère que le flux d'érosion de chaque classe de particules  $i$  est proportionnel au flux total érodé  $F_{ero}$ , avec

$$F_{ero} = \zeta A \frac{P_{tot}}{g}, A = \frac{1}{\sum_i \chi_i \frac{\rho_i - \rho_{eau}}{\rho_i}}$$

On suppose que l'expression du flux d'érosion, calculée pour une situation d'équilibre est également valable en situation transitoire.

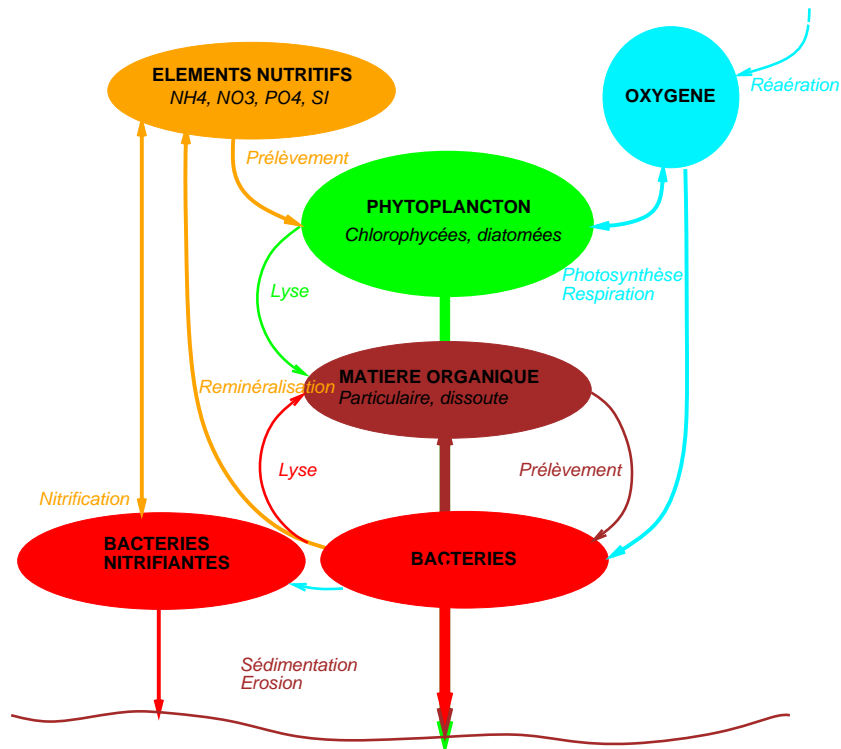
**Les flux dissous** La théorie du transfert de masse (Christy et Thibodeaux 1982; Boudreau 1997) exprime le fait que la diffusion à la couche limite est la phase limitante de la diffusion à l'interface eau-sédiment. Le flux diffusif à cet interface s'exprime alors sous la forme  $D(C_{vase} - C_{eau})$ , où  $D$  est le coefficient de transfert exprimé avec une formulation empirique :

$$D = A u_*$$

où  $A$  est un paramètre devant être calé (Christy et Thibodeaux 1982; Boudreau 1997).

## 2.4. Le modèle biologique dans la colonne d'eau

Le modèle biologique, basé sur le modèle RIVE (Garnier, Billen, et Coste 1995; Even, Poulin, Garnier, Billen, Servais, Chesterikoff, et Coste 1998) représente les réactions biochimiques importantes dans un écosystème fluvial.



- la dégradation de la matière organique avec la représentation des biomasses bactériennes ;
- les éléments azotés (ammoniaque et nitrates), le phosphore inorganique dissous, la silice ;
- l'oxygène ;
- l'activité phytoplanctonique ;
- l'activité zooplanctonique ;
- l'activité bactérienne de nitrification ;

## 2.5. Le modèle périphytique

Le logiciel ProSe permet de représenter un compartiment périphytique comprenant les producteurs primaires, l'activité hétérotrophe de dégradation de la matière organique et la nitrification. Les processus sont identiques à ceux de la colonne d'eau, sauf pour les producteurs primaires, où une loi d'inhibition de la photosynthèse dans la colonne d'eau est prise en compte.

Les échanges entre le périphyton et la colonne d'eau dépendent d'un taux de recouvrement, qui règle la répartition du flux de sédimentation et de l'érosion ; de paramètres réglant la résistance à l'arrachage de certaines composantes relativement à d'autres ; d'une loi d'arrachage (Flipo, Even, Poulin, Tusseau-Vuillemin, Améziane, et Dauta 2004).

Les données publiées dans Biggs et al, 1989, ont été utilisées. Elles définissent un taux d'arrachage (% de biomasse arrachée) en fonction de l'intensité d'un évènement, exprimé sous la forme du rapport  $Q_{max}$  de l'évènement, au débit de base de la rivière. Cette formulation a été adaptée pour exprimer un arrachage est fonction de la variation instantanée du débit (Flipo, Even, Poulin, Tusseau-Vuillemin, Améziane, et Dauta 2004). Des pertes permanentes et constantes sont également prises en compte.



## 2.6. La vase

La couche de vase est divisée en deux stocks : 1) un stock de vase « fluide » surnageante, non compactée et échangeant avec la colonne d'eau ; 2) une couche de vase compactée échangeant avec la couche de vase superficielle. Une cohésion non nulle apparaît dès que les sédiments ont un âge proche de un jour.

Les processus dans la couche de vase fluide sont identiques à ceux de la colonne d'eau. La couche de vase compactée est couplée à un modèle diagénétique (Berner 1980; Billen 1982; Billen et al. 1988) à l'équilibre

$$\frac{\partial[C]}{\partial t} = 0 = D \frac{\partial^2[C]}{\partial z^2} - w \frac{\partial[C]}{\partial z} - r(z) \quad (1)$$

avec

$C$  : Concentration à la profondeur  $z$  de l'espèce considérée ;

$D$  : Coefficient de diffusion en phase solide ( $D_S$ ) ou aqueuse ( $D_i$ ) selon le cas.

$w$  : Vitesse d'accrétion dépendant du flux de matière ayant sédimenté.

$r(z)$  : Réactions à la profondeur  $z$  :

**La matière organique** Les réactions de biodégradation sont exprimées sous forme de cinétiques du premier ordre  $r(z) = KC_i CO_i(z)$  où  $CO_i$  est la concentration en carbone organique de classe  $i$  et  $KC_i$  sont les constantes de dégradation.

**L'oxygène** La consommation d'oxygène dépend de la biodégradation de la matière organique et de la profondeur de la couche aérobie.

**Phosphore** Le phosphore est reminéralisé lors de la dégradation de la matière organique. L'équation diagénétique pour les orthophosphates fait intervenir une phase adsorbée en phase aérobie (coefficient de mélange apparent  $\frac{D_i}{1+K_P}$ , où  $K_P$  est le coefficient d'adsorption du phosphore).

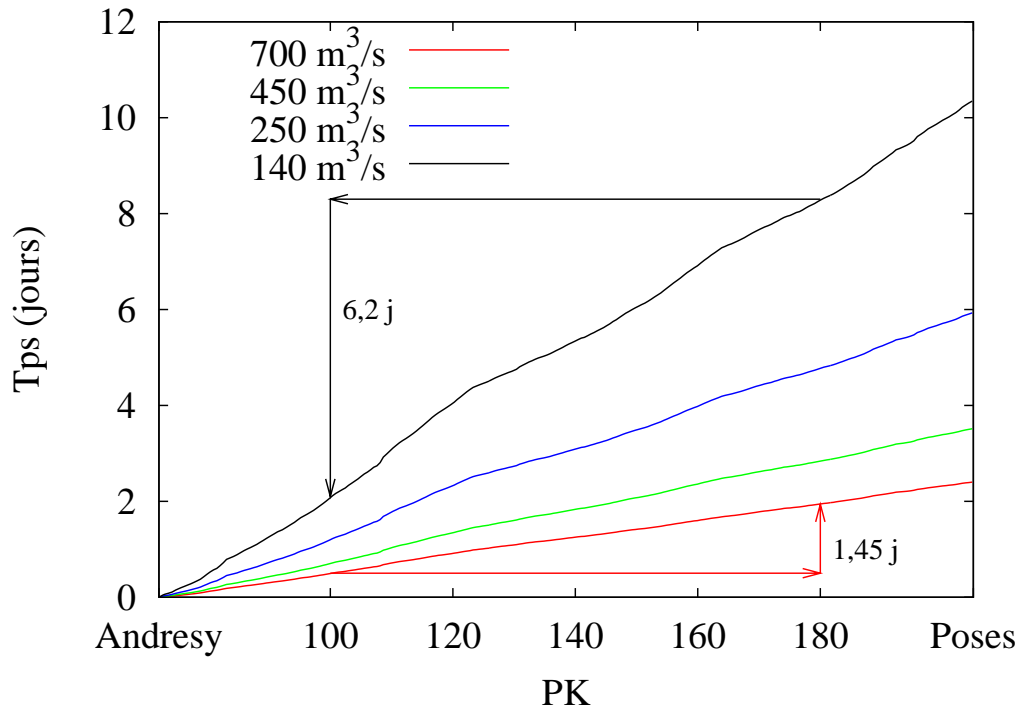
**L'ammoniaque** La biodégradation de la matière organique produit de l'ammoniaque. Dans la couche aérobie, une fraction de l'ammoniaque est nitrifiée. Pour  $NH_4$  une phase adsorbée est également considérée.

**Les nitrates** Les nitrates sont produits par l'ammonification et la dénitrification.

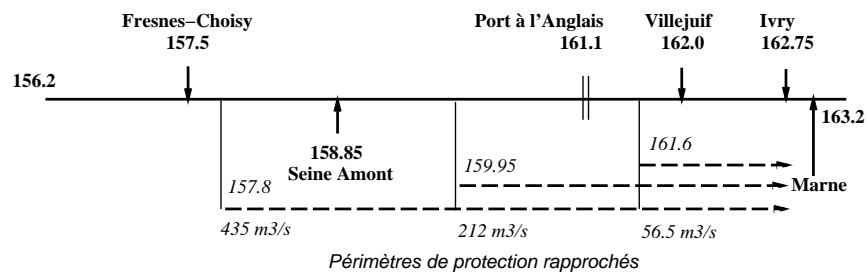
### 3. Applications types

Couplage possible avec SENEQUE (bassins amont), SiAM1,2,3D (estuaire)

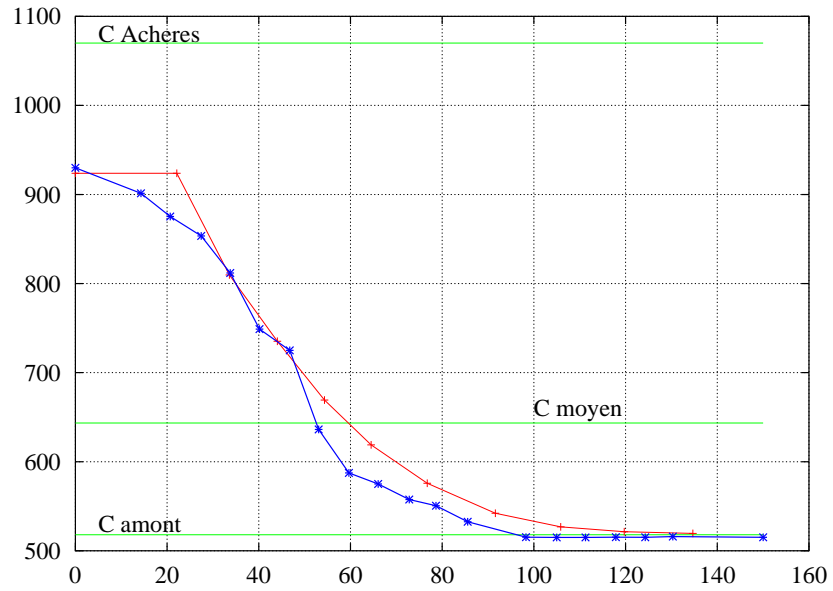
#### 3.1. Abaque de temps de transfert



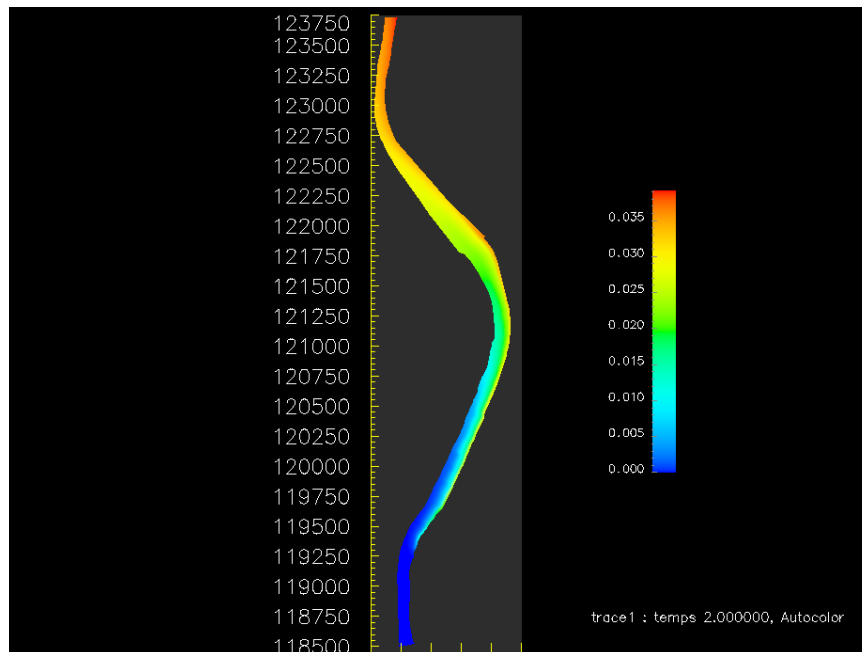
#### 3.2. Périmètre de protection



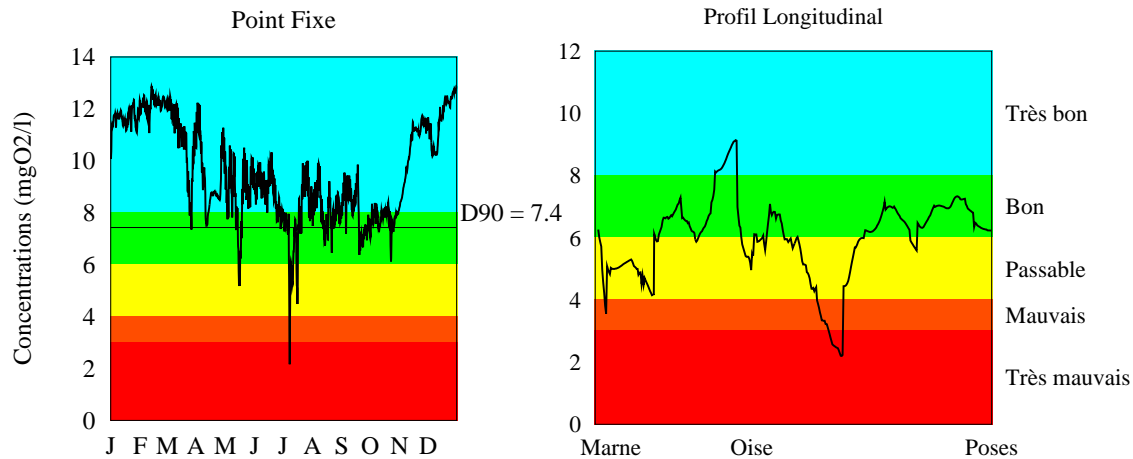
### 3.3. Interprétation de traçages



### 3.4. Pollutions de champ proche



### 3.5. Qualité d'eau, Impact de rejets (temps de pluie, STEPS, ...)



### Bibliographie

- Bagnold, R., 1966. An Approach to the Sediment Transport Problem from General Physics. Physiographic and Hydraulic Studies of Rivers. Rapport technique, Geological Survey Professional paper 422-I.
- Berner, R. A., 1980. Early diagenesis, a theoretical approach. Princeton University press.
- Biggs, B. et M. Close, 1989. Periphyton biomass in gravel bed rivers : the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology* **22**: 209–231.
- Billen, G., 1982. Modelling the processes of organic matter degradation and nutrients recycling in sedimentary systems. Dans *Sediment Microbiology*, pp. 15–52. Academic press.
- Billen, G., E. DeBecker, P. Servais, C. Lancelot, V. Rousseau, E. Stainer, et A. Anzil, 1988. Modèle mathématique de l'estuaire de l'Escault. Rapport final. Rapport technique, Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques. Université Libre de Bruxelles.
- Billen, G., J. Garnier, et P. Hanset, 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* **289**: 119–137.
- Boudreau, B. P., 1997. Diagenetic Models and their Implementation. Springer.
- Celik, I. et W. Rodi, 1988. Modeling Suspended Sediment Transport in Nonequilibrium Situations. *J. Hyd. Eng.* **114**(10): 1157–1191.
- Christy, P. et L. Thibodeaux, 1982. Spill of Soluble High-Density Immiscible Chemicals on Water. *Environmental Progress* **1**(2): 126–129.
- Even, S., 2006. Modélisation du transport et dépôt de particules dans PROSE, version 4.1 : développement d'un module de compaction. Rapport technique, PIREN Seine. Contribution au rapport Piren Seine 2005.

- Even, S., G. Billen, N. Bacq, D. Ruelland, J. Garnier, M. Poulin, S. Thery, et S. Blanc, 2005. New modelling tools for water quality management of regional river systems: simulating a prospective scenario in the scope of the European Framework Directive in the Seine River Basin. *Sciences of the Total Environment*. Accepted.
- Even, S., G. Billen, P. Servais, C. Paffoni, S. Legruel, S. Duchesne, O. Rousselot, et F. Lamy, 2006. Validation du modèle ProSe sur l'année 2003 et simulation prospective de programmes de mesures à l'horizon 2012 entre Paris et Poses. Rapport technique, PIREN Seine.
- Even, S. et N. Flipo, 2006. Développement des outils de modélisation PROSE/CAWAQS : mise en cohérence et validation de la version 4.0 de PROSE. Rapport technique, PIREN Seine. Contribution au rapport Piren Seine 2005.
- Even, S., J.-M. Mouchel, M. Seidl, P. Servais, et M. Poulin, 2004. Oxygen deficits in the Seine river downstream of combined sewer overflows: importance of the suspended matter transport. *Ecological modelling* **173**(2-3): 177–196.
- Even, S., J. M. Mouchel, P. Servais, N. Flipo, M. Poulin, S. Blanc, M. Chabanel, C. Paffoni, et S. Duchesnes, 2005. Modeling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river Seine water quality. *Sciences of the Total Environment*. Accepted.
- Even, S., M. Poulin, J. Garnier, G. Billen, P. Servais, A. Chesterikoff, et M. Coste, 1998. River ecosystem modelling: application of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia* **373**: 27–37.
- Flipo, N., 2005. Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et en rivière : application au bassin de Grand Morin. Thèse de doctorat, ENSMP.
- Flipo, N., S. Even, M. Poulin, et E. Ledoux, 2005. Modelling the nitrates fluxes at the catchment scale using the integrated tool CAWAQS. *Sciences of the Total Environment*. Soumis.
- Flipo, N., S. Even, M. Poulin, M.-H. Tusseau-Vuillemin, T. Améziane, et A. Dauta, 2004. Biogeochemical modelling at the river scale: plankton and periphyton dynamics: Grand Morin case study, France. *Ecological Modelling* **176**: 333–347.
- Garnier, J., G. Billen, et M. Coste, 1995. Seasonal succession of diatoms and chlorophytae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* **40**(4): 750–765.
- Lencastre, A., 1966. Manuel d'hydraulique générale. Collection du centre de recherches et d'essai de Chatou. Eyrolles.