

# Sensibilité du modèle PROSE aux paramètres d'érosion de la matière en suspension : Application à la simulation du phosphore

Lauriane Vilmin<sup>1,\*</sup>, Nicolas Flipo<sup>1</sup>, Michel Poulin<sup>1</sup>, Gilles Billen<sup>2</sup>,  
Chantal de Fouquet<sup>1</sup>, Alexis Groleau<sup>3</sup>, Josette Garnier<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centre de Géosciences, Mines ParisTech, UMR 7619 Sisyphe, 35 rue Saint-Honoré, 77 305 Fontainebleau

<sup>2</sup> UMR 7619 Sisyphe, CNRS/UPMC, BP 105, Tour 56-55, Etage 4, 4 Place Jussieu, 75005 Paris

<sup>3</sup> IGP UMR 7154, Université Paris Diderot, Laboratoire de Géochimie des Eaux, 75205 Paris Cedex 13

\* lauriane.vilmin@mines-paristech.fr

## 1 Introduction

Afin de pouvoir correctement simuler les différents processus biogéochimiques à différentes échelles de temps (temps long ou haute fréquence), il est important de bien simuler l'évolution des matières en suspension (MES). Ceci implique :

- la sédimentation des MES qui se traduit par l'accumulation locale de vase en fond de rivière,
- l'érosion des dépôts de vase fluide et la reprise des stocks de vase accumulée en période d'étiage (il faut alors vérifier que les niveaux de base estivaux et les pics hivernaux de concentration en MES dans la colonne d'eau sont correctement reproduits par le modèle).

Ces processus influencent en effet beaucoup d'autres phénomènes biogéochimiques. L'accumulation de vase peut induire des anoxies qui peuvent modifier le comportement de certaines espèces. En conditions d'anoxie, le cycle de l'azote est par exemple modifié et on peut voir apparaître de la dénitrification. Les concentrations en MES dans la rivière vont quant-à-elles influencer la quantité de lumière reçue par les algues ou encore la quantité de phosphore potentiellement adsorbable.

Cette étude porte sur l'année 2008 ; le secteur simulé s'étend de l'amont de la confluence de la Seine avec la Marne jusqu'à Poses, soit un linéaire d'environ 250 km.

Le but de cette étude est d'améliorer la simulation des concentrations en orthophosphates avec PROSE. Ceci sera réalisé grâce à un calage des processus d'érosion. L'effet de ce calage sur la simulation de l'accumulation de vase sera aussi brièvement abordé.

## 2 Données disponibles

Les débits des cours d'eau sont calculés au pas de temps journalier à partir des données de stations hydrométriques.

Pour ensemercer l'amont de la Seine, de la Marne et de l'Oise, des moyennes journalières à Choisy, Neuilly-sur-Marne et Méry-sur-Oise transmises par le Syndicat des Eaux d'Île de France (SEDIF) sont utilisées. Pour les petits affluents (Yerres, Mauldre, Epte et Vaucouleurs), les données proviennent du Réseau de Contrôle. Moins de mesures sont disponibles (environ 10 par an). Des programmes de pré-traitement sont employés pour transformer les données fournies en données utilisables par PROSE.

Les concentrations en espèces biogéochimiques présentes dans les rejets sont fournies par le Service Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP) ainsi que par les départements gestionnaires de déversoirs d'orage. Les deux principaux déversoirs de l'agglomération parisienne sont Clichy et La Briche, tous deux situés sur le tronçon entre Suresnes et Colombes.

Les résultats obtenus sont ensuite comparés à des mesures effectuées par le SIAAP. Ces mesures sont quart-horaires en ce qui concerne l'oxygène et généralement hebdomadaires pour les autres indicateurs.

L'ensemble des stations de mesures utilisées pour l'ensemencement de l'amont et la comparaison des résultats est localisé sur la Figure 1.

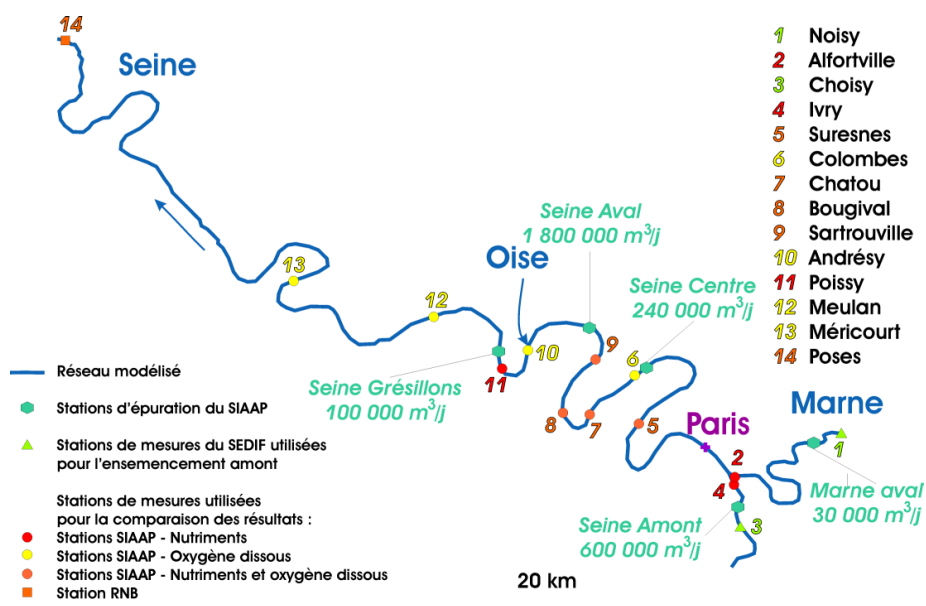


FIGURE 1 – Localisation sur le linéaire modélisé des principales stations d'épuration et des stations de mesure utilisées pour l'ensemencement à l'amont et pour la comparaison des résultats.

### 3 Recalage des conditions limite amont

Avant d'entreprendre un diagnostic du modèle PROSE, il est indispensable de s'assurer de la cohérence entre les jeux de données utilisés pour l'ensemencement amont du modèle et ceux utilisés pour la comparaison avec les résultats de simulation.

Il a été observé que les concentrations estivales en matière en suspension simulées par le modèle PROSE sont constamment sous-estimées par rapport aux mesures du SIAAP. Le modèle

étant contraint en ses limites par des données du SEDIF, celles-ci ont été comparées aux mesures du SIAAP en amont de notre domaine.

### 3.1 Comparaison des mesures SIAAP et SEDIF

Les mesures SIAAP et SEDIF sont comparées à Choisy-sur-Seine, point d'ensemencement amont sur la Seine (Figure 2).

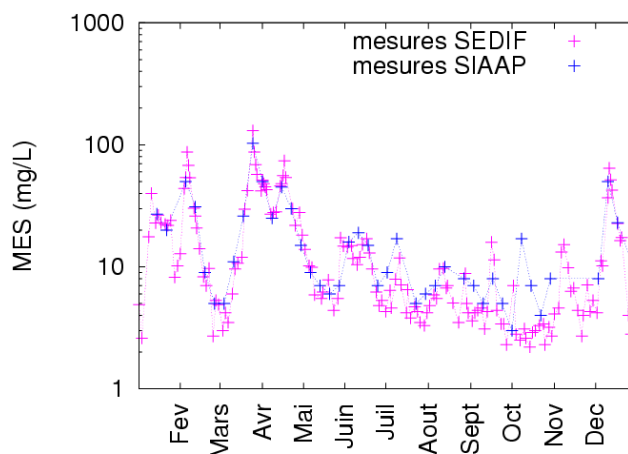


FIGURE 2 – Comparaison des mesures de MES effectuées par le SIAAP et le SEDIF à Choisy-sur-Seine pendant l'année 2008.

Pour l'année 2008, nous disposons de 43 mesures SIAAP et 157 mesures SEDIF. On observe que les concentrations mesurées par le SEDIF sont plus faibles que celles du SIAAP, surtout en dehors des pics de concentration hivernaux. En effet, pour l'année 2008, les moyennes des mesures sur toute l'année sont de 17,1 mg/L pour le SEDIF et de 17,5 mg/L pour le SIAAP, tandis qu'entre le 15 mai et le 15 novembre, elles sont de 6,6 mg/L pour le SEDIF et 8,9 mg/L pour le SIAAP. Il semblerait qu'une différence entre les protocoles de mesures ou de prélèvement utilisés par les deux organismes entraîne un écart dans leurs mesures. Il est donc souhaitable, pour pouvoir comparer nos résultats de simulation avec les mesures du SIAAP, de recalibrer notre condition limite amont sur les mesures du SIAAP à Choisy-sur-Seine, mesures qui semblent cohérentes avec les mesures du SIAAP aux autres sites d'observation. Nous allons donc tenter de tirer partie de la densité de prélèvement du SEDIF qui nous renseigne sur la variabilité temporelle tout en restant cohérents avec les ordres de grandeur des mesures du SIAAP aux instants où elles sont disponibles.

### 3.2 Recalage de la condition limite amont de concentration en MES

Nous souhaitons obtenir une chronique journalière passant par les mesures SIAAP et prenant en compte les variations des mesures SEDIF (plus nombreuses). Pour cela, un co-krigeage des données SIAAP par les données SEDIF est réalisé, comme proposé dans [Polus-Lefebvre \(2010\)](#) et [Polus et al. \(2011\)](#) (Figure 3).

Afin d'avoir suffisamment de points en commun dans les deux chroniques, les données SEDIF sont krigées pour obtenir une chronique journalière. Ceci est acceptable car la chronique de départ

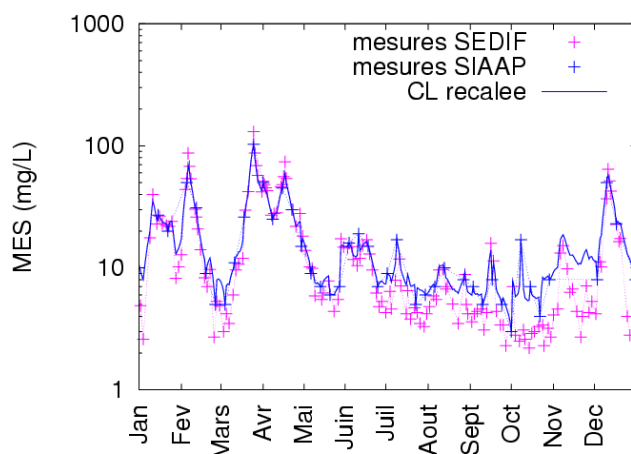


FIGURE 3 – Mesures des concentrations en MES par le SIAAP et par le SEDIF à Choisy-sur-Seine en 2008 et chronique construite par co-krigeage des mesures SIAAP par les mesures SEDIF, utilisée comme nouvelle condition limite amont sur la Seine.

a très peu de lacunes ; la variabilité de la chronique est très peu affectée.

### 3.3 Influence du recalage de la condition limite amont

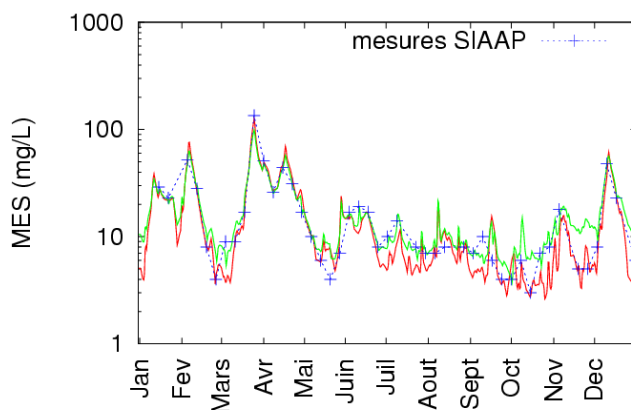


FIGURE 4 – Comparaison des concentrations en MES simulées à Ivry-sur-Seine avant et après recalage de la condition limite amont sur la Seine pour l'année 2008.

La nouvelle condition limite amont permet de mieux reproduire les concentrations estivales en MES (Figure 4).

Pour les simulations présentées dans la suite, seules les conditions limite amont en MES sur la Seine ont été recalées par co-krigeage. Une comparaison entre les données du SIAAP et du SEDIF dans la Marne et dans l'Oise n'a montré que de très faibles écarts. De la même manière, les mesures en orthophosphates réalisées par le SEDIF et le SIAAP coïncident aux points d'ensemencement amont du modèle. Dans ces cas, les données brutes ont donc été conservées comme condition limite amont. Cette comparaison entre données utilisées de condition limite et données comparées

aux résultats est indispensable avant d'entreprendre tout diagnostic du modèle.

## 4 Simulation des concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau

### 4.1 Rappel sur la simulation des orthophosphates dans PROSE

Le phénomène d'adsorption des orthophosphates a été introduit dans une version récente de PROSE (Poulin et al., 2009). Le phosphore dissous peut être adsorbé sur la matière en suspension minérale pour donner du phosphore inorganique particulaire. Il ne peut dans ce cas plus être prélevé pour les besoins de croissance des organismes vivants. L'adsorption suit une loi de Michaelis-Menten, amortie par un coefficient d'amortissement numérique qui est fonction du pas de temps pour éviter les oscillations de la quantité de phosphore dissous dans le milieu.

Le calcul des phénomènes d'adsorption et de désorption suit l'algorithme suivant.

Tout d'abord, la quantité de phosphore inorganique particulaire potentielle est calculée à partir de la quantité de phosphore sous forme d'orthophosphates et de la quantité de matière en suspension à l'instant  $t$  :

$$[PIP_{\text{pot}}]^t = [MES]^t \cdot P_{\text{ac}} \cdot \frac{[PO_4^{3-}]^t}{[PO_4^{3-}]^t + K_{\text{ps}}} \quad (1)$$

$P_{\text{ac}}$  et  $K_{\text{ps}}$  sont considérés constants et doivent être définis par l'utilisateur.

La différence  $\delta_{PIP} = [PIP_{\text{pot}}]^t - [PIP]^t$  est ensuite calculée.

– Si  $\delta_{PIP} > 0$  :

– si  $\delta_{PIP} > [PO_4^{3-}]^t$ ,  $\delta'_{PIP} = PO_4^{3-t}$ ,

– si  $\delta_{PIP} < [PO_4^{3-}]^t$ ,  $\delta'_{PIP} = \delta_{PIP}$ .

– Si  $\delta_{PIP} < 0$ , il y a désorption de phosphore sous forme d'orthophosphate :  $\delta'_{PIP} = \delta_{PIP}$ .

Dans les deux cas, la concentration en orthophosphates à l'instant  $t + dt$  est :

$$[PO_4^{3-}]^{t+dt} = [PO_4^{3-}]^t - \delta'_{PIP} \cdot \frac{dt}{dt + K_{dt}} \quad (2)$$

Le coefficient d'amortissement numérique  $K_{dt}$  est défini par l'utilisateur en fonction de l'amortissement souhaité. Si  $K_{dt} = dt$ , l'échange sera réduit de moitié par rapport à l'échange non amorti (lorsque  $K_{dt} = 0$ , de fortes oscillations numériques peuvent apparaître).

Les paramètres employés sont ceux proposés par Billen et al. (2007) :

–  $P_{\text{ac}} = 5,5 \text{ mgP/gMES}$ ,

–  $K_{\text{ps}} = 0,7 \text{ mgP/L}$ .

$K_{dt}$  a été fixé égal au pas de temps de calcul, soit 10 min. Des tests sur ce paramètre ont été réalisés et ont montré que sa valeur, tant qu'elle est non nulle, a peu d'influence sur les résultats des simulations, ce qui montre que le phénomène d'adsorption est numériquement bien simulé.

### 4.2 Apport de l'introduction du processus d'adsorption

Afin d'évaluer dans quelle mesure l'intégration du phénomène d'adsorption du phosphore au module biogéochimique de PROSE permet d'améliorer la simulation des concentrations en ortho-

PIREN-SEINE : Sensibilité du modèle PROSE aux paramètres d'érosion de la matière en suspension :  
Application à la simulation du phosphore

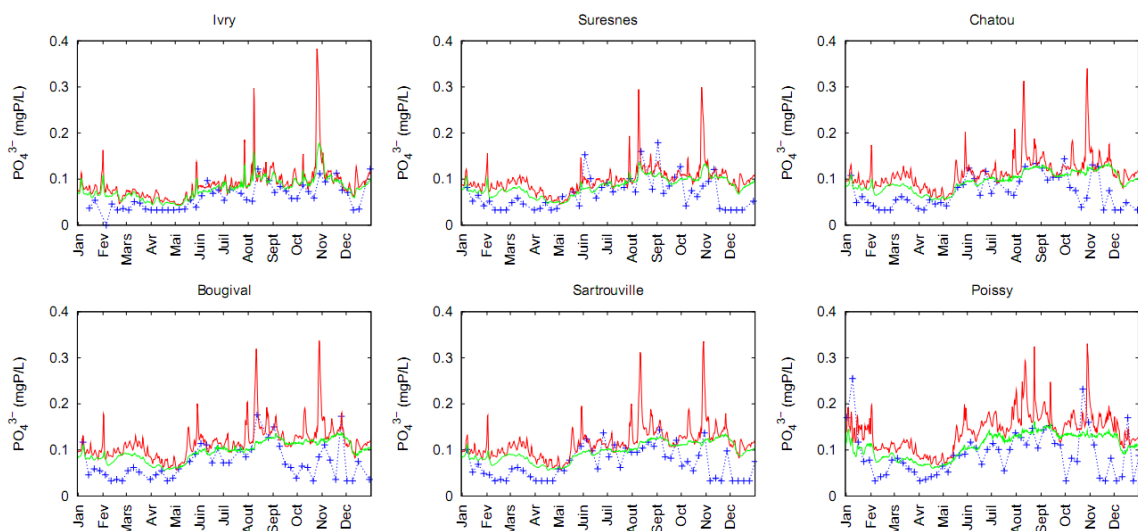


FIGURE 5 – Concentrations en orthophosphates mesurées par le SIAAP (croix bleues) et simulées aux stations de mesure en 2008 sans (ligne rouge) et avec (ligne verte) adsorption.

Station	mesures		simulation 1			simulation 2		
	$(PO_4^{3-})$ mgP/L	$\sigma_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$(PO_4^{3-})$ mgP/L	$\sigma_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$\rho_{PO_4^{3-}}$	$(PO_4^{3-})$ mgP/L	$\sigma_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$\rho_{PO_4^{3-}}$
Ivry	0,058	0,026	0,089	0,036	0,605	0,080	0,023	0,719
Suresnes	0,069	0,036	0,098	0,029	0,428	0,085	0,019	0,562
Chatou	0,074	0,033	0,114	0,034	0,363	0,095	0,021	0,575
Bougival	0,073	0,036	0,117	0,035	0,586	0,098	0,021	0,509
Sartrouville	0,071	0,033	0,116	0,035	0,543	0,096	0,020	0,453
Poissy	0,091	0,049	0,141	0,040	0,476	0,110	0,026	0,463

TABLE 1 – Critères statistiques des mesures et simulations de la concentration en orthophosphates en 2008. Les simulations 1 et 2 correspondent aux simulations sans et avec adsorption respectivement.

phosphates, deux simulations annuelles ont été réalisées :

- une première, calculant la qualité de l'eau de l'année 2008 sans adsorption des orthophosphates ;
- une seconde, calculant la qualité de l'eau de l'année 2008 avec adsorption des orthophosphates.

On observe que l'adsorption des orthophosphates induit un lissage des variations de concentration en orthophosphates au cours de l'année (Figure 5). Les valeurs calculées avec adsorption semblent graphiquement plus proches de celles mesurées par le SIAAP que celles calculées sans adsorption.

Le coefficient de corrélation n'est pas forcément meilleur lorsque l'on introduit l'adsorption des orthophosphates (Table 1). En effet, l'ajout du phénomène d'adsorption améliore significativement les moyennes des concentrations calculées et permet de réduire les écarts entre simulation et mesures (Table 2). Le biais sur l'ensemble des stations passe de 0,047 à 0,025 après introduction de l'adsorption. Cependant, les variations de concentrations simulées sont plus faibles que les variations observées.

Station	simulation 1			simulation 2		
	$biais_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$RMSE_{PO_4^{3-}}$ %	$RMSE_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$biais_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$RMSE_{PO_4^{3-}}$ %	$RMSE_{PO_4^{3-}}$ mgP/L
Ivry	0,028	47,200	0,037	0,020	34,171	0,027
Suresnes	0,029	42,551	0,046	0,016	22,821	0,033
Chatou	0,042	57,428	0,060	0,022	30,078	0,035
Bougival	0,047	63,814	0,060	0,025	34,510	0,040
Sartrouville	0,044	61,550	0,054	0,025	35,814	0,040
Poissy	0,048	52,855	0,067	0,019	20,618	0,048

TABLE 2 – Écarts entre mesures et simulations de la concentration en orthophosphates en 2008. Les simulations 1 et 2 correspondent aux simulations sans et avec adsorption respectivement.

L'adsorption des orthophosphates étant directement liée à la concentration en MES dans la colonne d'eau, il est probable qu'une amélioration de la simulation de la concentration en MES entraîne une amélioration de la simulation des orthophosphates. De plus, il a été montré lors de tests préliminaires que l'érosion est en général sous-estimée par le modèle PROSE. L'augmentation de l'érosion va dans le sens d'une augmentation de la variabilité dans les concentrations simulées en orthophosphates. En effet, la quantité de MES dans la colonne d'eau sera plus grande, le phosphore potentiellement adsorbable sera donc plus important et les échanges entre part adsorbée et dissoute seront amplifiés. On se propose donc de caler les processus d'érosion dans PROSE et d'en voir l'effet sur la simulation des orthophosphates.

## 5 Calage de l'érosion sur l'année 2008

### 5.1 Rappel sur la représentation de l'érosion dans PROSE

Les échanges eau-sédiment et eau-périphyton s'effectuent par sédimentation et érosion des espèces particulaires ; un terme diffusif est calculé pour les espèces dissoutes (Even et al., 2000). La sédimentation et l'érosion ont lieu simultanément.

Le flux de sédimentation par unité de surface d'une espèce particulaire ( $F_{sed,i}$  [ $MT^{-1}L^{-2}$ ]) est décrit en fonction de la vitesse de chute attribuée à la classe de particules ( $V_{sed,i}$  [ $LT^{-1}$ ]) et à la concentration de ces particules dans la colonne d'eau ( $C_{eau,i}$  [ $ML^{-3}$ ]) :

$$F_{sed,i} = V_{sed,i} \cdot C_{eau,i} \quad (3)$$

L'hypothèse de base permettant l'expression de l'érosion consiste à considérer qu'une fraction ( $\eta$ ) de la puissance hydraulique totale dissipée par l'écoulement par unité de volume ( $P_{hyd}$  [ $ML^{-1}T^{-3}$ ]) est utilisée pour maintenir en suspension les particules. Le flux d'érosion total par unité de surface ( $F_{ero}$  [ $MT^{-1}L^{-2}$ ]) s'exprime de la manière suivante :

$$F_{ero} = \zeta \eta \frac{P_{hyd}}{g} \quad (4)$$

où  $\zeta = \frac{1}{\sum_i \chi_i \frac{\rho_i - \rho_{eau}}{\rho_i}}$  et  $\chi_i$  est la fraction massique dans le dépôt de la classe particulaire  $i$ .  $\rho_i$  et  $\rho_{eau}$  sont respectivement les masses volumiques de la particule  $i$  et de l'eau [ $ML^{-3}$ ];  $g$  est l'accélération de la gravité [ $LT^{-2}$ ].

Dans le cas de la Seine, l'énergie transmise à l'eau par les bateaux est supérieure à l'énergie hydraulique lors des périodes d'étiage. Le terme de puissance transmise par la navigation par unité de volume ( $P_{navig}$  [ $ML^{-1}T^{-3}$ ]) a été introduit et la puissance totale dissipée s'exprime alors :  
 $P_{tot} = P_{hyd} + P_{navig}$ .

Finalement :

$$F_{ero} = \zeta \frac{\eta_1 P_{hyd} + \eta_2 P_{navig}}{g} = \zeta \frac{\eta'_1 P_{hyd}}{g\sqrt{J}} + P'_{navig} \quad (5)$$

$J$  est la pente d'énergie de l'écoulement.  $\eta'_1$  [sans dimension] et  $P'_{navig}$  [ $MT^{-1}L^{-2}$ ] sont considérés constants et constituent des paramètres d'entrée du modèle.

Le paramétrage habituellement proposé est celui proposé dans [Even et al. \(2000\)](#) :

- $\eta'_1 = 1, 5$ ,
- $P'_{navig} = 0, 00025 \text{ gs}^{-1}\text{m}^{-2}$ .

## 5.2 Méthode de calage

Des tests précédents avaient permis de montrer qu'une multiplication de  $P'_{navig}$  par une valeur proche de 2 et de  $\eta'_1$  par une valeur proche de 5 permettait de mieux reproduire les concentrations en MES dans la colonne d'eau ([Vilmin, 2011](#)). Ceci a permis de choisir les intervalles de variation de ces deux paramètres pour le calage de l'érosion.

25 nouvelles simulations ont été réalisées avec différents paramétrages :

- $\eta'_1$  variant entre 3 et 9 par pas de 1,5,
- $P'_{navig}$  variant entre 0,000125 et 0,000625  $\text{gs}^{-1}\text{m}^{-2}$  par pas de 0,000125  $\text{gs}^{-1}\text{m}^{-2}$ .

La meilleure simulation a été sélectionnée sur la base du biais et de la RMSE (racine de l'écart quadratique moyen) sur l'ensemble des six stations du SIAAP (Ivry, Suresnes, Chatou, Bougival, Sartrouville et Poissy) sur l'année 2008 et sur la période du 15 mai 2008 au 15 novembre 2008 (Figure 6). Entre le 15 mai et le 15 novembre 2008, aucun pic de turbidité n'apparaît. En l'absence d'évènements hydrologiques extrêmes, seule la navigation permet de remettre les particules en suspension. La période d'étiage 2008 permet donc de calibrer le coefficient  $P'_{navig}$ .

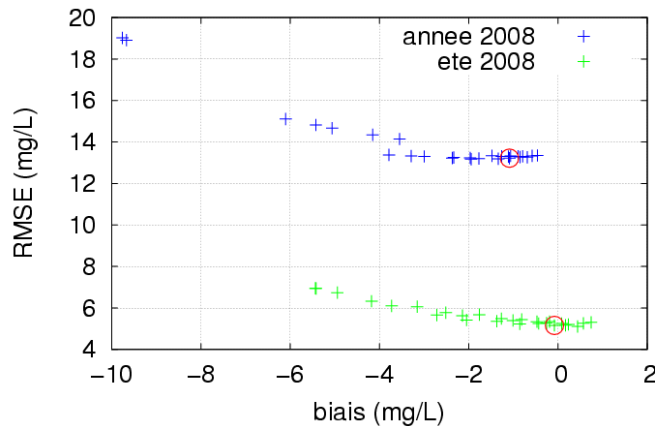


FIGURE 6 – Biais et RMSE sur les concentration en MES simulées en 2008 sur l'ensemble des stations SIAAP. Les cercles rouges correspondent au critères statistiques de la simulation sélectionnée.



Finalement, la simulation retenue a comme paramètres  $\eta'_1 = 6$  et  $P'_{navig} = 0,000625 \text{ gs}^{-1}\text{m}^{-2}$ .

### 5.3 Résultats

Ce nouveau paramétrage permet de se rapprocher des mesures du SIAAP de manière très significative (Figure 7, Table 3). Les niveaux de base de concentration en MES, lors des périodes de faible débit, sont bien reproduits et les pics simulés en hiver sont plus proches des pics mesurés.

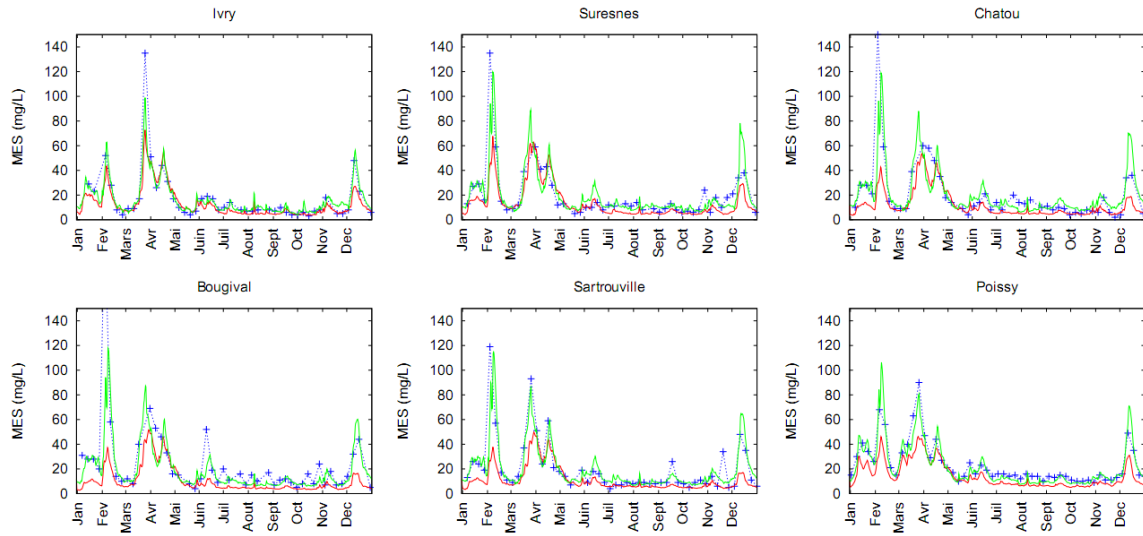


FIGURE 7 – Concentrations en MES mesurées (croix bleues) et simulées avant (ligne rouge) et après (ligne verte) calage de l'érosion.

Le biais sur les concentrations en MES des 6 stations SIAAP sur l'ensemble de l'année 2008 passe en effet de -9,76 à -1,09 mg/L et passe de -5,42 à -0,08 mg/L sur la période de faibles débits. La RMSE est quant-à-elle réduite d'environ 5 mg/L sur l'ensemble de l'année 2008 (Table 4).

Station	mesures		simulation 2			simulation 3		
	$\overline{(MES)}$ mg/L	$\sigma_{MES}$ mg/L	$\overline{(MES)}$ mg/L	$\sigma_{MES}$ mg/L	$\rho_{MES}$	$\overline{(MES)}$ mg/L	$\sigma_{MES}$ mg/L	$\rho_{MES}$
Ivry	17,41	21,67	13,22	12,01	0,93	16,68	13,77	0,98
Suresnes	19,72	21,61	14,16	13,47	0,79	20,11	18,43	0,87
Chatou	20,23	24,23	12,03	10,97	0,72	20,89	18,22	0,80
Bougival	24,06	32,13	10,52	10,54	0,58	19,43	18,26	0,72
Sartrouville	20,24	22,03	11,45	9,92	0,74	20,11	17,77	0,88
Poissy	23,60	16,86	14,73	10,23	0,91	22,32	17,45	0,97

TABLE 3 – Critères statistiques des mesures et simulations de la concentration en MES en 2008. Les simulations 2 et 3 correspondent aux simulations avec adsorption, avant et après calage de l'érosion respectivement.

Station	simulation 2				simulation 3			
	$bias_{MES}$		$RMSE_{MES}$		$bias_{MES}$		$RMSE_{MES}$	
	2008	été	2008	été	2008	été	2008	été
	mg/L		mg/L		mg/L		mg/L	
Ivry	-3,46	-2,22	10,77	3,69	-0,07	0,45	6,13	2,60
Suresnes	-5,77	-3,07	15,24	5,37	-0,05	1,23	10,65	5,01
Chatou	-8,38	-4,15	20,12	6,17	0,44	1,62	14,84	5,42
Bougival	-13,73	-8,20	30,86	11,92	-4,76	-3,01	23,77	8,48
Sartrouville	-8,70	-3,55	18,21	5,24	0,32	1,49	10,70	4,07
Poissy	-9,00	-6,04	12,53	6,42	-1,38	-2,03	4,51	3,50

TABLE 4 – Écarts entre mesures et simulations de la concentration en MES en 2008. Les simulations 2 et 3 correspondent aux simulations avec adsorption, avant et après calage de l'érosion respectivement.

## 6 Apport du calage de l'érosion sur la simulation de l'accumulation de vase

En début de simulation, PROSE considère que la couche de vase est vide. Elle se crée ensuite par sédimentation des différentes espèces particulières. PROSE étant généralement employé pour des simulations annuelles (du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre), on émet l'hypothèse que la vase est totalement érodée en hiver.

Si l'on veut réaliser des simulations à plus long terme, on peut donc se demander si un éventuel stock de vase résiduel en fin de première année est susceptible d'avoir un impact sur les résultats. A priori, pour éviter tout impact, il faudrait qu'en fin de chaque année simulée la vase soit totalement érodée.

Nous souhaitons voir l'effet du calage de l'érosion et de l'initialisation de la couche de vase en début de simulation sur le calcul de l'accumulation de vase. Pour cela, quatre simulations ont été effectuées. Deux états initiaux de la couche de vase ont été utilisés : une couche de vase nulle et une couche de vase égale à celle calculée fin 2007. Ces deux états initiaux ont été appliqués sur des simulations avant et après calage de l'érosion.

Avant le calage de l'érosion, les épaisseurs de vase semblent s'accroître de manière irréaliste tout au long de l'année (Figure 8). Pour les simulations avec érosion calée, l'épaisseur moyenne de vase fluctue moins tout au long de l'année. Une fine couche, d'environ 1,2 cm d'épaisseur, est déposée dans la simulation avec initialisation de la couche de vase à zéro. Dans la simulation avec initialisation avec la couche de vase calculée fin 2007, seuls 3 mm supplémentaires sont présents en fin d'année 2008. Ce calage semble donc permettre d'éviter les dérives en termes de quantité de vase calculée par le modèle dans le cas de simulations longues.

Pour pouvoir appuyer ceci, une analyse de simulations à long terme (plus de deux années consécutives), permettrait de mieux étudier l'épaississement simulé de la couche de vase pendant une période regroupant des années aux comportements hydrologiques variés.

L'effet de l'état de l'épaisseur de la couche de vase sur les concentrations en espèces biogéochimiques dans la colonne d'eau pourra être réalisée. Enfin, l'ordre de grandeur de la quantité de vase accumulée calculée pourra être validé par une comparaison avec les chiffres de draguage en Seine.

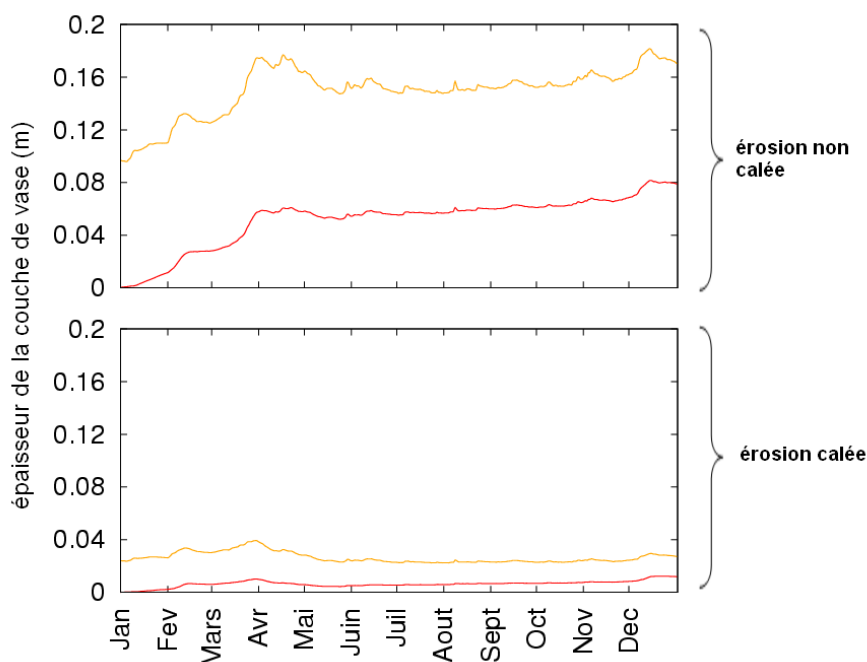


FIGURE 8 – Evolution de l'épaisseur de vase moyenne simulée sur l'année 2008 avec une couche de vase initiale nulle (lignes rouges) ou égale à la couche de vase calculée par PROSE fin 2007, avant et après calage de l'érosion.

## 7 Importance du calage de l'érosion pour la simulation des orthophosphates

Le calage de l'érosion permet effectivement d'améliorer la simulation des concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau. La variabilité des concentrations simulées est augmentée et se rapproche ainsi plus de celle des mesures (Figure 9, Table 5). Le biais global sur l'ensemble des six stations SIAAP passe de 0,025 à 0,014 mgP/L (Table 6).

Mais des différences visibles entre résultats et mesures persistent. La variabilité des concentrations simulées est toujours inférieure à celle des concentrations mesurées. De plus, le calage de

Station	mesures		simulation 2			simulation 3		
	$\overline{(PO_4^{3-})}$ mgP/L	$\sigma_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$\overline{(PO_4^{3-})}$ mgP/L	$\sigma_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$\rho_{PO_4^{3-}}$	$\overline{(PO_4^{3-})}$ mgP/L	$\sigma_{PO_4^{3-}}$ mgP/L	$\rho_{PO_4^{3-}}$
Ivry	0,058	0,026	0,080	0,023	0,719	0,073	0,026	0,604
Suresnes	0,069	0,036	0,085	0,019	0,562	0,077	0,022	0,467
Chatou	0,074	0,033	0,095	0,021	0,575	0,085	0,025	0,504
Bougival	0,073	0,036	0,098	0,021	0,509	0,088	0,025	0,649
Sartrouville	0,071	0,033	0,096	0,020	0,453	0,087	0,025	0,599
Poissy	0,091	0,049	0,110	0,026	0,463	0,099	0,029	0,513

TABLE 5 – Critères statistiques des mesures et simulations de la concentration en orthophosphates en 2008. Les simulations 2 et 3 correspondent aux simulations avec adsorption, avant et après calage de l'érosion respectivement.

PIREN-SEINE : Sensibilité du modèle PROSE aux paramètres d'érosion de la matière en suspension :  
Application à la simulation du phosphore

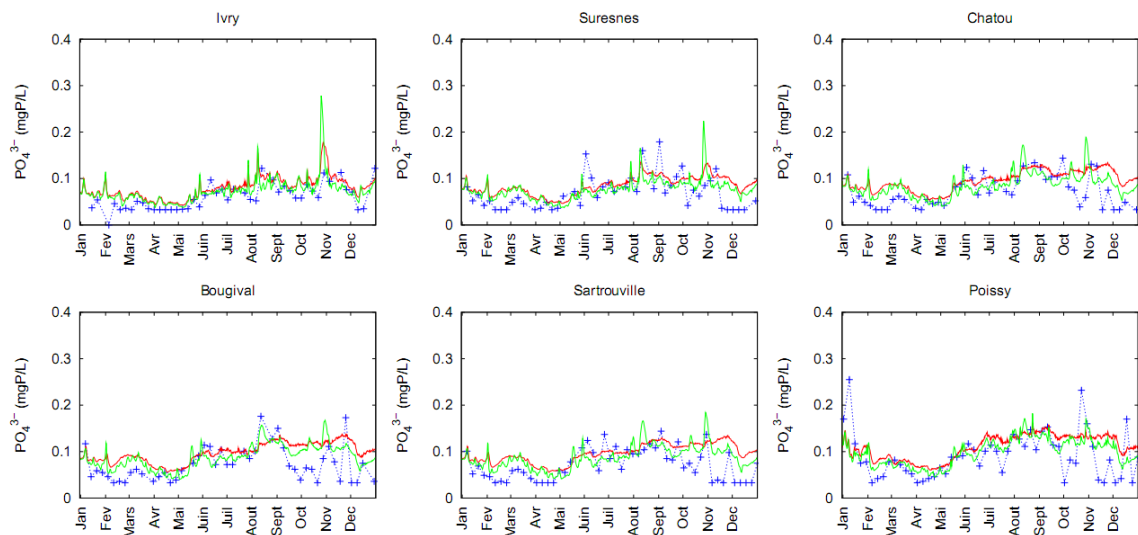


FIGURE 9 – Concentrations en orthophosphates mesurées (croix bleues) et simulées en 2008 avec adsorption, avant (ligne rouge) et après (ligne verte) calage de l'érosion.

Station	simulation 2			simulation 3		
	$biais_{PO_4^{3-}}$		$RMSE_{PO_4^{3-}}$	$biais_{PO_4^{3-}}$		$RMSE_{PO_4^{3-}}$
	mgP/L	%		mgP/L	%	
Ivry	0,020	34,171	0,027	0,013	21,664	0,025
Suresnes	0,016	22,821	0,033	0,009	12,737	0,033
Chatou	0,022	30,078	0,035	0,012	16,596	0,033
Bougival	0,025	34,510	0,040	0,015	21,028	0,032
Sartrouville	0,025	35,814	0,040	0,015	21,474	0,031
Poissy	0,019	20,618	0,048	0,008	8,464	0,043

TABLE 6 – Écart entre mesures et simulations de la concentration en orthophosphates en 2008. Les simulations 2 et 3 correspondent aux simulations avec adsorption, avant et après calage de l'érosion respectivement.

l'érosion n'entraîne pas une amélioration de la corrélation entre mesures et résultats à toutes les stations SIAAP. Ceci est probablement dû au décalage des pics dans les chroniques simulées par rapport aux chroniques mesurées. Une analyse variographique permettra d'étudier ces décalages temporels de manière plus poussée.

## 8 Conclusion et perspectives

Avant d'envisager de comparer des résultats de simulation PROSE avec des mesures, il est nécessaire de bien s'assurer que les conditions aux limites imposées concordent bien avec les jeux de données utilisés pour la validation du modèle. Pour cela, des méthodes géostatistiques, proposées dans le [Polus-Lefebvre \(2010\)](#), ont été appliquées.

Un calage des processus d'érosion tels qu'ils sont décrits dans PROSE actuellement a été réalisé. Il a permis de réduire le biais sur la simulation des MES de plus de 80 % sur l'année 2008. Il a également été montré que ce calage a une forte influence sur la simulation des orthophosphates, étant donné que l'adsorption potentielle est directement proportionnelle à la concentration en MES dans la colonne d'eau. Avec le nouveau paramétrage, le biais sur les concentrations en orthophosphates calculées, après introduction des processus d'adsorption dans le modèle, a été réduit de plus de 40 %.

Le calage a aussi permis de simuler des épaisseurs de vase plus réalistes. Ceci reste cependant à étudier plus en détail, notamment par le biais de simulations à plus long terme.

Des écarts par rapport aux mesures persistent dans la simulation des orthophosphates. Plusieurs pistes d'amélioration sont envisageables. Tout d'abord, un travail sur les paramètres d'adsorption et non seulement d'érosion peut être réalisé. En effet, il semblerait que, depuis la généralisation du traitement du phosphore dans les stations d'épuration parisiennes, les conditions d'adsorption des orthophosphates sur les MES aient évolué ([Grouz, 2011](#)). [Grouz \(2011\)](#) a proposé de nouveaux paramètres grâce à des analyses réalisées sur des échantillons d'effluents de stations d'épuration ainsi que d'eau de la Seine et de la Marne prélevés en 2010. L'effet de ces nouveaux paramètres sur la simulation des orthophosphates dans PROSE devrait être étudié.

Enfin, pour le moment, une seule cinétique d'adsorption est appliquée quelle que soit la forme de MES présente. Or, dans le milieu naturel, l'adsorption dépend de la composition des MES. Le processus ne sera donc pas forcément le même en hiver, où des formes minérales prédominent et en été, où les concentrations en algues sont plus importantes. Des tests de nouveaux formalismes quant aux processus d'adsorption pourraient permettre de mieux reproduire les concentrations en orthophosphates simulées.

## Remerciements

Ce travail a été effectué grâce au soutien financier du programme R2DS et de la région Île-de-France.

## Références

- Billen, G., V. Thieu, M. Silvestre, M. end Thouvenot, and J. Garnier (2007). Sènèque - Rivers-trahler : progrès réalisés et perspectives de développement. Technical report, PIREN-Seine.
- Even, S., J.-M. Mouchel, M. Delbec, and M. Poulin (2000). Validation du modèle PROSE 2.0 sur la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à Poses. Technical report, Centre d'Informatique Géologique, Ecole des Mines de Paris.
- Grouz, N. (2011). Modélisation des blooms algaux dans la marne. Master's thesis, M2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie, UPMC - Mines ParisTech - ENGREF AgroParisTech.
- Polus, E., N. Flipo, C. de Fouquet, and M. Poulin (2011). Geostatistics for assessing the efficiency of a distributed physically-based water quality model : application to nitrate in the seine river. *Hydrological Processes* 25(2), 217–233.
- Polus-Lefebvre, E. (2010). *Apports croisés de la modélisation géostatistique et déterministe. Exemple des nitrates et de l'oxygène dissous dans un réseau hydrographique.* Ph. D. thesis, Ecole des Mines de Paris.
- Poulin, M., N. Flipo, G. Billen, and J. Garnier (2009). Prose, problématiques nouvelles et développements attendus. Technical report, PIREN-Seine.
- Vilmin, L. (2011, Septembre). Modélisation hydro-écologique de la Seine, Rapport de fin de 1<sup>ère</sup> année.