

Validation du modèle ProSe sur l'année 2003 et simulation prospective de programmes de mesures à l'horizon 2012 entre Paris et Poses

Stéphanie EVEN, Centre de Géosciences, École des Mines de Paris
Gilles BILLEN UMR 7619 SISYPHE/PARISVI
Pierre SERVAIS LESA, Université Libre de Bruxelles
Catherine PAFFONI, Sébastien LEGRUEL
Sophie DUCHESNE, Olivier ROUSSELOT SIAAP
François LAMY AESN

Remis le 12 janvier 2007

1. Introduction	2
2. Les scénarios	2
2.1. Les rejets de temps sec	2
2.1.1. La zone SIAAP	2
2.1.2. Les rejets de temps sec hors SIAAP	3
2.2. Les apports de temps de pluie	4
2.2.1. Les déversements d'eaux brutes aux déversoirs d'orage	4
2.2.2. Les STEPS du SIAAP	5
2.3. Les scénarios de temps de pluie	6
3. Le modèle ProSe	8
4. Résultats	9
4.1. La validation en 2003	9
4.1.1. Le modèle hydraulique	10
4.1.2. Le modèle bio-chimique	11
4.2. Les scénarios	13
4.2.1. Le scénario 2003 avec SENEQUE	14
4.2.2. Le scénario 2012-H1	14
4.2.3. Le scénario 2012-H2	15

1. Introduction

La démarche proposée dans le cadre du PIREN Seine pour simuler l'impact des rejets d'eaux usées sur le réseau hydrographique de la Seine consiste dans une chaîne de modélisation basée sur l'utilisation des logiciels SENEQUE/RIVERSTRAHLER pour les bassins amont et du logiciel PROSE pour les axes principaux Seine-Marne-Oise. Dans le cadre de l'« Atelier-Outils » l'objectif était de promouvoir l'appropriation des modèles par les partenaires du PIREN SEINE. Parmi les différents modes d'appropriation, nous avons proposé notamment d'inclure les partenaires du PIREN SEINE dans la réflexion et la définition de scénarios qui ont été testés à l'aide des modèles.

Les scénarios ont été définis lors d'une réunion de l'atelier qui s'est tenue le 5 octobre 2006. A l'issue de cette réunion, il est apparu que les scénarios seraient de type DCE, i.e. considérant l'ensemble du bassin de la Seine, afin de mettre l'accent sur l'intérêt du couplage des logiciels SENEQUE et PROSE. De tels scénarios ont déjà été réalisés dans le cadre du PIREN SEINE en 2003 (Even et al. 2003; Bacq et Billen 2003; Even et al. 2005). Nous nous proposons ici de réviser ces scénarios en prenant en compte tant les avancées des modèles SENEQUE et PROSE que de nouvelles hypothèses. Concernant le logiciel PROSE une nouvelle version intégrant le phénomène de compaction et la stratification des processus benthiques à l'aide d'un modèle diagénétique, a été développée et validée.

Deux années clé ont été retenues :

- l'année 2003 comme période de référence actuelle, présente l'intérêt d'être une année relativement sèche et correspond au début du 8^{ème} programme Agence de l'Eau ;
- l'échéance 2012 correspond à la fin du 9^{ème} programme Agence de l'Eau et à l'achèvement des travaux programmés au SIAAP. 2012 est proche de l'échéance future fixée par la DCE à 2015.

Deux types de bases de données sont exploitées : les bases de données de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, qui renseignent les rejets de type STEPS et industries. Les informations dans le secteur de l'agglomération parisienne sont remplacées par celles dont dispose le SIAAP sur ses propres rejets.

2. Les scénarios

2.1. Les rejets de temps sec

2.1.1. La zone SIAAP

Pour chaque STEP, les débits nominaux et les débits moyens journaliers traités en 2003 sont reportés dans le tableau 1. Les débits moyens journaliers traités effectivement retenus pour l'année 2003 (Q_{TS} , tableau 1) ont été calculés de telle sorte que le volume des eaux brutes déversés (voir

paragraphe 2.3.) soit cohérents avec les informations dont nous disposions. À Colombes, il a été tenu compte que 20 Mm³ d'eaux traitées ont été épandues pendant l'année 2003. Entre 2003 et 2012 nous avons choisi de travailler à volume traité en temps sec constant (tableau 1). La répartition des volumes en 2012 tient compte d'une part de la nouvelle répartition des capacités de traitement, mais également de la répartition actuelle :

$$V_{\text{futur, STEP } i} = V_{\text{actuel, STEP } i} + V_{\text{total, STEP } i} \times (X_{\text{futur, STEP } i} - X_{\text{actuel, STEP } i})$$

où X désigne la fraction de la capacité de traitement pour chaque STEP i .

STEP	2003			2012	
	Débit nominal Q_N	Débit TS moyen	Débit retenu Q_{TS}	Débit TS nominal Q_N	Débit retenu Q_{TS}
Seine Aval	1 950 000	1 930 000	1 970 000	1 500 000	1 425 000
Seine Centre	240 000	240 000	210 000	300 000	152 000
Seine Amont	300 000	256 280	251 000	600 000	528 000
Marne Aval	30 000	33 858	32 500	70 000	65 400
Grésillons	-			300 000	247 400
La Morée	-	-		50 000	44 700
Total	2 520 000	2 460 138	2 462 500	2 820 000	2 462 500

Tableau 1: Débits (m³/j) nominal, débits moyens journaliers traités calculés en 2003 et *débits moyens traités en temps sec effectivement retenus* à chaque STEP DU SIAAP pour 2003 et 2012.

Entre 2003 et 2012, l'augmentation des capacités de traitement (y compris les capacités de traitement dégradé) est de 60 % pour l'ensemble du parc de STEPs du Syndicat Interdépartemental de l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP) (figure 1). La capacité de traitement est augmentée de 27 %. La capacité de traitement dégradé augmente de 150 %. La répartition géographique des rejets est également modifiée. L'usine Seine Aval cumule actuellement 74 % des capacités de traitement ; en 2012, elle ne représentera plus que 52 % du total, au bénéfice de l'usine Seine Amont et des Grésillons (figure 1).

Les qualités moyennes mesurées ont été retenues pour l'année 2003 pour les eaux traitées (tableau 2) ; en 2012, ce sont les qualités préconisées.

2.1.2. Les rejets de temps sec hors SIAAP

Les données de rejets ont été complétées par les données des fichiers de l'Agence de l'Eau à l'aval de Paris, soit 600 000 équivalent habitants supplémentaires.

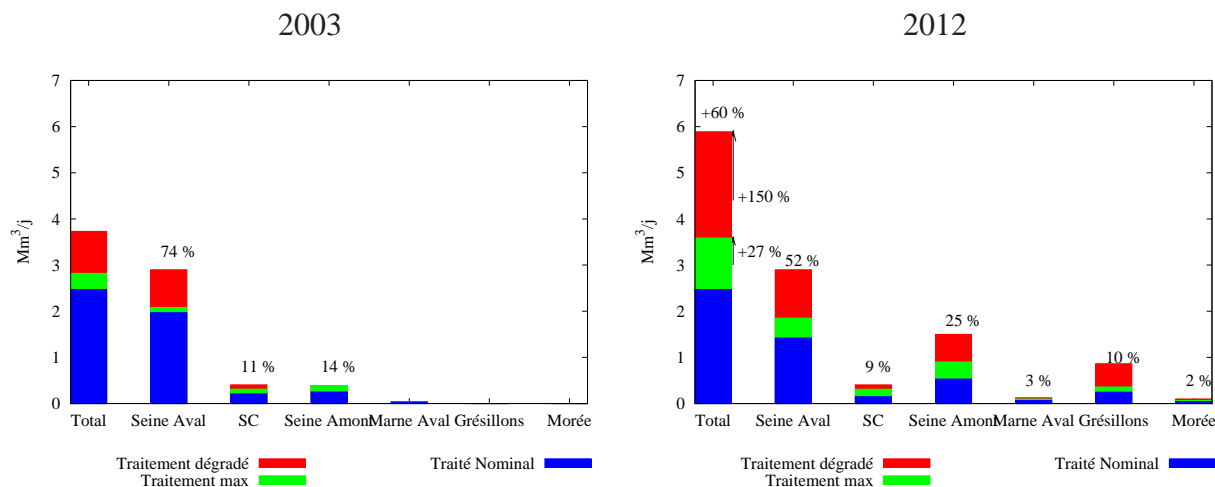


Figure 1: Capacités de traitement aux STEPs du SIAAP en 2003 et 2012

STEP	2003					2012				
	MES mg/l	DBO ₅ mgO ₂ /l	NTK mgN/l	NGL mgN/l	PT mgP/l	MES mg/l	DBO ₅ mgO ₂ /l	NTK mgN/l	NGL mgN/l	PT mgP/l
Seine Aval	26,8	20,1	37,3	37,3	2,6	10	10	3	10	0,5
Seine Centre	4,1	4,5	2,6	11,5	0,3	5	5,5	2	11	0,3
Seine Amont	20,7	7,7	3,1	24,7	4,6	10	10	3	10	1
Marne Aval	39,6	24,7	16,4	44,1	6,7	10	15	5	10	1
Grésillons	-	-	-	-	-	10	10	3	10	0,5
La Morée	-	-	-	-	-	25	6	2	10	0,2

Tableau 2: Qualités moyennes retenues en 2003 et 2012 à chaque STEP.

2.2. Les apports de temps de pluie

2.2.1. Les déversements d'eaux brutes aux déversoirs d'orage

Tous les déversoirs d'orage se déversant en Seine et Marne sont pris en compte. Ils intègrent des déversoirs gérés par le SIAAP (Clichy, la Briche, ...) mais également des déversoirs hors SIAAP pour lesquels les informations sont difficiles à obtenir et synthétiser. Un tel travail a déjà été réalisé en 2001 par le bureau d'étude Écodécision lors de l'étude DCE (AESN et DIREN de bassin 2003,). Une estimation des rejets aux déversoirs d'orage en 2003 a donc été réalisée sur la base des volumes totaux aux déversoirs pour l'année 2001, *a priori* calculés sur la base de données réelles et fournis par Écodécision, et le rapport des volumes déversés à Clichy entre 2001 et 2003. Le volume total cumulé pour tous les déversoirs hors SIAAP est alors de 28 Mm³ pour l'année 2003 (tableau 4).

Nous disposons par ailleurs des suivis en temps réels des déversements à Clichy et la Briche

(tableau 4).

Concernant la qualité des eaux brutes aux différents déversoirs, les qualités estimées lors de l'étude Zone Centrale Île de France par le bureau d'étude BPR ont été utilisées (BPR et al. 1997).

2.2.2. Les STEPS du SIAAP

Aux STEPS, le volume additionnel de temps de pluie est calculé sur la base du (« volume moyen en entrée » – « volume temps sec ») × 365 j (tableau 3).

STEP	Volume moyen en entrée	Volume Temps Sec	Volume annuel TP
Seine Aval	2 035 300 m ³ /j	1 970 000 m ³ /j	65 000 × 365 = 23,7 Mm ³
Seine Centre	215 000 m ³ /j	210 000 m ³ /j	200 × 365 = 1,8 Mm ³
Seine Amont	256 280 m ³ /j	251 000 m ³ /j	5 280 × 365 = 1,9 Mm ³
Marne Aval	33 860 m ³ /j	32 500 m ³ /j	1 360 × 365 = 0,5 Mm ³

Tableau 3: Volume moyen eaux brutes, volume moyen de temps sec et volumes total de temps de pluie estimé aux différentes STEPS.

DOs (hors Clichy, Briche)	28 Mm ³
Clichy	7,5 Mm ³
Briche	1,8 Mm ³
STEPS	28 Mm ³

Tableau 4: Volumes totaux de temps de pluie pour 2003 (m³/an).

Pour chaque évènement pluvieux i , les volumes additionnels aux STEPS V_i sont répartis entre la filière de traitement complet, la filière de traitement dégradé et le rejet d'eau brute en fonction de seuils de traitement définis pour 24 heures (tableau 5) :

$$1. \text{ si } V_i \leq V_{\text{traité max}} : \boxed{V_{\text{traité}}} = V_i$$

$$2. \text{ si } V_i > V_{\text{traité max}} : \boxed{V_{\text{traité}}} = V_{\text{traité max}} \text{ et } V'_i = V_i - V_{\text{traité max}}$$

$$(a) \text{ si } V'_i \leq V_{\text{traitement dégradé max}} : \boxed{V_{\text{traitement dégradé}}} = V'_i$$

$$(b) \text{ si } V'_i > V_{\text{traitement dégradé max}} : \boxed{V_{\text{traitement dégradé}}} = V_{\text{traitement dégradé max}} \text{ et } V''_i = V'_i - V_{\text{traitement dégradé max}}$$

$$i. \text{ si } V''_i > 0 : \boxed{V_{\text{eaux brutes}}} = V''_i$$

La qualité des eaux brutes est la qualité moyenne mesurée en 2003. La qualité pour le traitement dégradé est reportée dans le tableau 6.

STEP	2003		2012	
	Traitement maximal	Traitement dégradé	Traitement maximal	Traitement dégradé
Seine Aval	2 080 000 m ³ /j	820 000 m ³ /j	1 850 000	1 050 000
Seine Centre	312 000 m ³ /j	92 800 m ³ /j	312 000	92 800
Seine Amont	390 000 m ³ /j	0 m ³ /j	900 000	600 000
Marne Aval	39 000 m ³ /j	0 m ³ /j	97 500	27 500
Grésillons	-	-	360 000	504 000
La Morée	-	-	65 000	35 000
Total	2 820 000 m³/j	93 620 m³/j	3 584 500	2 309 300

Tableau 5: Capacité maximale de traitement et de traitement dégradé aux STEPs pour la situation actuelle.

STEP	2003					2012				
	MES	DBO ₅	NTK	NGL	PT	MES	DBO ₅	NTK	NGL	PT
	mg/l	mgO ₂ /l	mgN/l	mgN/l	mgP/l	mg/l	mgO ₂ /l	mgN/l	mgN/l	mgP/l
Seine Aval	55	55	40	40	3,5	30	25	3	10	1
Seine Centre	21	7,3	5	5	1,3	7	9	8	21,5	0,5
Seine Amont	-	-	-	-	-	25	10	3,5	13,5	1
Marne Aval	-	-	-	-	-	20	25	10	20	1,3
Grésillons	-	-	-	-	-	20	15	3	10	1
La Morée	-	-	-	-	-	35	25	2	10	1

Tableau 6: Qualités moyennes retenues en 2003 et 2012 à chaque STEP.

2.3. Les scénarios de temps de pluie

Les volumes annuels d'eaux pluviales sont répartis dans l'année en suivant l'historique des déversements à Clichy (figure 2). Nous ne visons pas à avoir une représentation temporelle exacte des déversements, mais une représentation plausible, permettant surtout d'évaluer l'impact des déversements de temps de pluie sur l'état général du fleuve (effet différé).

Les volumes annuels ont été conservés entre 2003 et 2012.

Avec les hypothèses adoptées, en 2003, sur les 28 Mm³/an d'eaux pluviales annuelles arrivant aux STEPs (tableau 4), 8,7 Mm³ sont traités, 14,4 Mm³ subissent un traitement dégradé et 5 Mm³ sont des rejets d'eaux brutes (figure 3). Les données réelles font état de 4,5 Mm³ d'eaux brutes rejetées aux STEPs en 2003. Le même scénario en 2012 (volumes d'eaux pluviales identiques) avec une augmentation des capacités de traitement), donne 22,3 Mm³ d'eaux traitées et 5,8 Mm³ de traitement dégradé (figure 3).

Un deuxième scénario a été testé pour 2012 pour lequel on sature la capacité de traitement de chaque STEP pour chaque évènement pluvieux. Les déversements d'eaux brutes aux exutoires

Déversements à Clichy

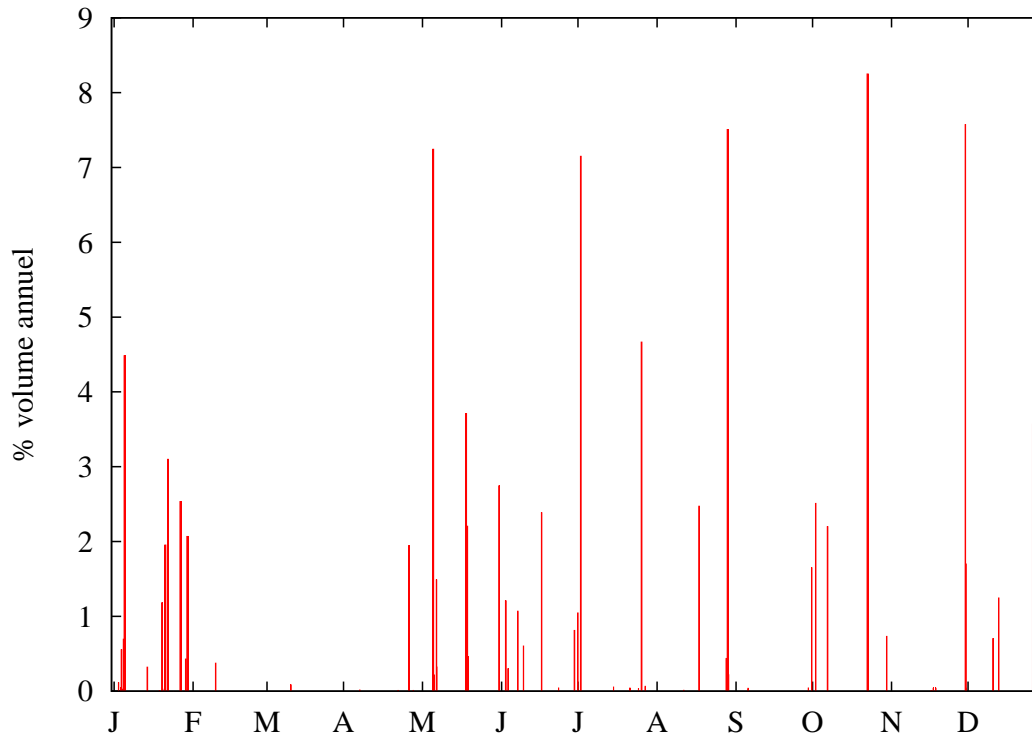


Figure 2: Pourcentage, par évènement, du volume annuel déversé à Clichy en 2003.

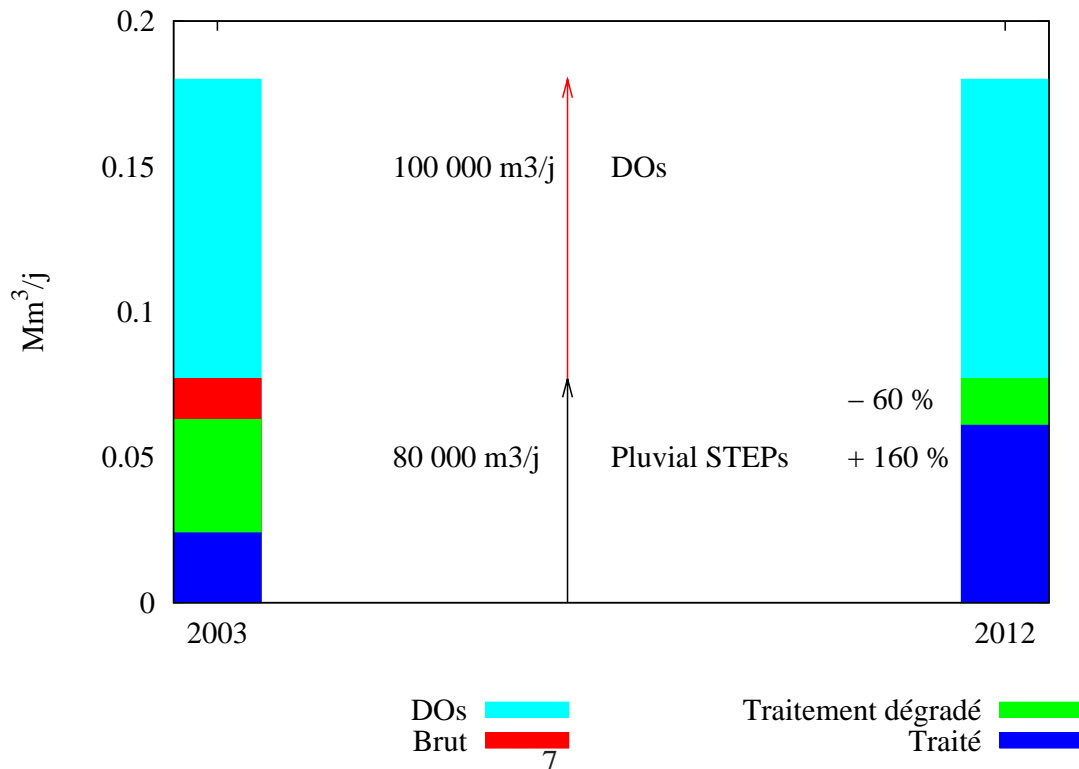


Figure 3: Répartition des eaux pluviales (STEPS et eaux brutes hors STEPS) entre les différents traitements en 2003 et 2012.

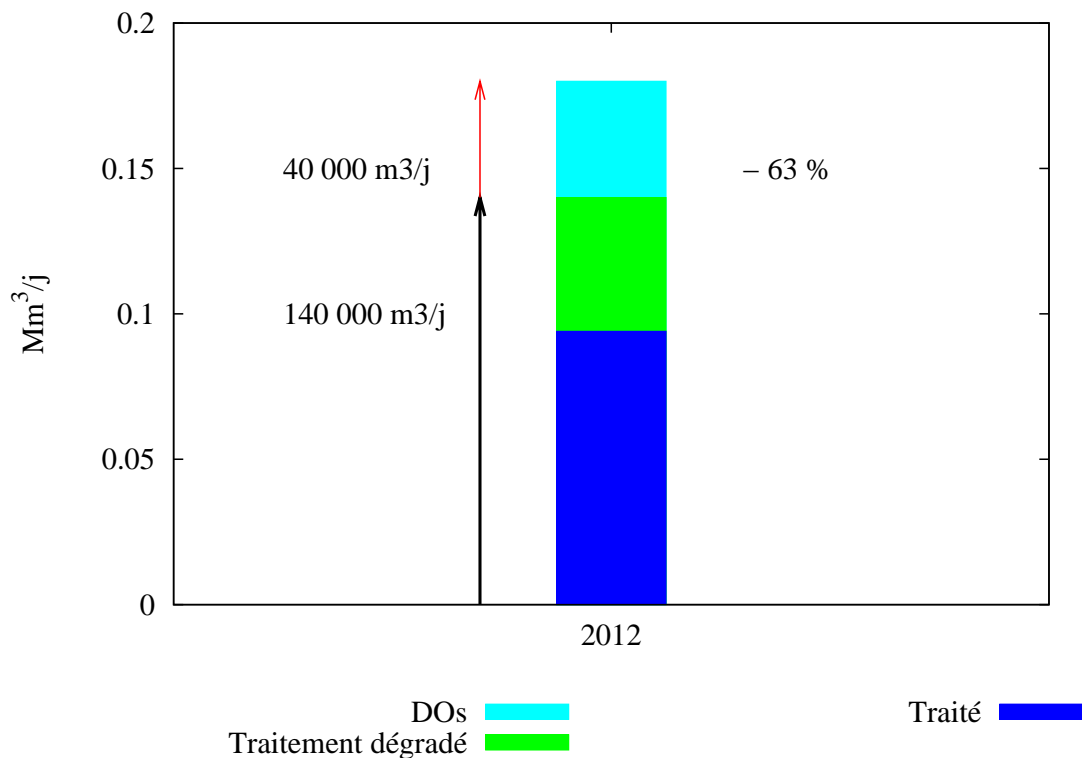


Figure 4: Répartition des eaux pluviales (STEPS et eaux brutes hors STEPS) entre les différents traitements en 2012 en tenant compte de la possibilité des traiter les excédents d'eaux brutes des déversoirs d'orage (DOs).

des déversoirs d'orage sont diminués d'autant. Compte tenu des hypothèses adoptées pour le fonctionnement des STEPS, on montre qu'il est alors possible de réduire de plus de 60 % les eaux brutes déversées sur l'année. Cette réduction n'est cependant pas uniforme : pour les petits évènements, les déversements sont entièrement supprimés ; pour les plus gros évènements, la réduction varie de 30 à 70 % (figure 5).

3. Le modèle ProSe

Les développements d'un modèle bi-couches ont été réalisés en 2005 et les aspects conceptuels ont été publiés dans (Even 2006; ?). La principale modification concerne le remplacement de la couche de vase homogène par un modèle bi-couche qui comprend :

- une couche superficielle de vase fluide, d'âge inférieur à un jour. Cette couche est toujours considérée comme homogène et échange directement avec la colonne d'eau. Les micro-organismes y continuent leur activité.
- une couche de vase compactée. Le stock de MES et de MOP sont comptabilisés et peuvent être remis en suspension lors d'évènements majeurs (crues). Un modèle diégénétique per-

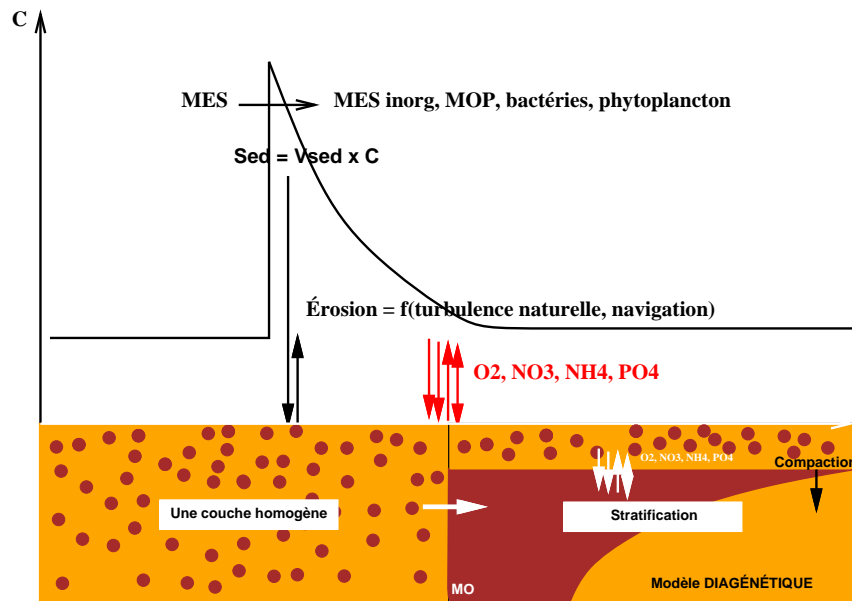


Figure 5: Conceptualisation du modèle benthique dans ProSe, v3 (gauche) et ProSe, v4.

met de calculer les flux en éléments dissous en fonction de la quantité moyenne de carbone sédimentée.

La modification majeure porte donc sur l'introduction de la stratification au niveau benthique, via le modèle diagénétique. Dans un esprit de simplification, la couche de vase fluide est toujours considérée comme homogène. Nous supposons que le remaniement permanent par la navigation justifie cette hypothèse. Cependant, certains secteurs sont non navigués et les conséquences de cette hypothèse devrait, à l'avenir, être testées Thouvenot et al. (2005).

À l'issu des développements réalisés en 2005, le modèle n'avait été testé que pour les MES et un traceur particulaire passif. En 2006 nous proposons de tester le modèle complet pour les différentes variables du modèle RIVE.

4. Résultats

Le modèle PROSE est mis en œuvre entre Choisy le Roi, Neuilly sur Marne et Méry sur Oise (sites de prélèvement de la CGE) jusqu'à Poses (figure 6).

4.1. La validation en 2003

La validation des modèles pour l'année 2003 présente un grand intérêt : c'est une année sèche (débit moyen annuel de 386 m³/s), comparable à celui de l'année 1996, qui servait jusqu'à présent d'année sèche de référence ; les bases de données de rejets mais également les suivis dans le milieu ont beaucoup progressés en près de 10 ans. Nous disposons notamment de suivis

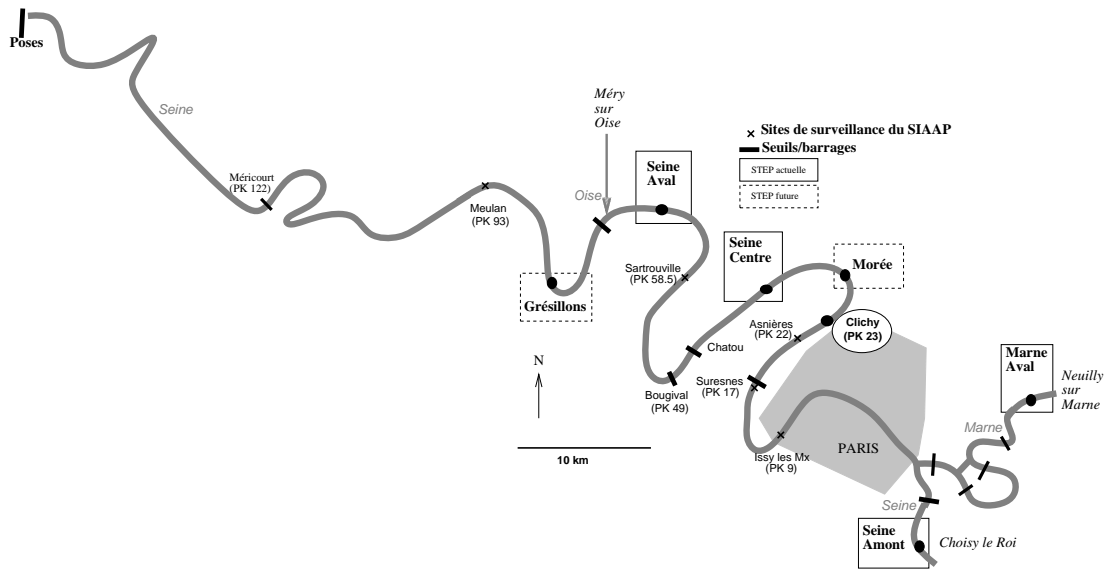


Figure 6: Domaine simulé à l'aide du modèle ProSe.

en continu de l'oxygène à Andrésy, Meulan et Méricourt pour le secteur aval, données qui étaient inexistantes en 1996 et qui nous ont permis de mieux évaluer les résultats du modèle dans ce secteur. Des suivis en continu de la chlorophylle *a* à Poses, effectués par le SNS nous permettent également une meilleure compréhension des variations du niveau d'oxygène.

4.1.1. Le modèle hydraulique

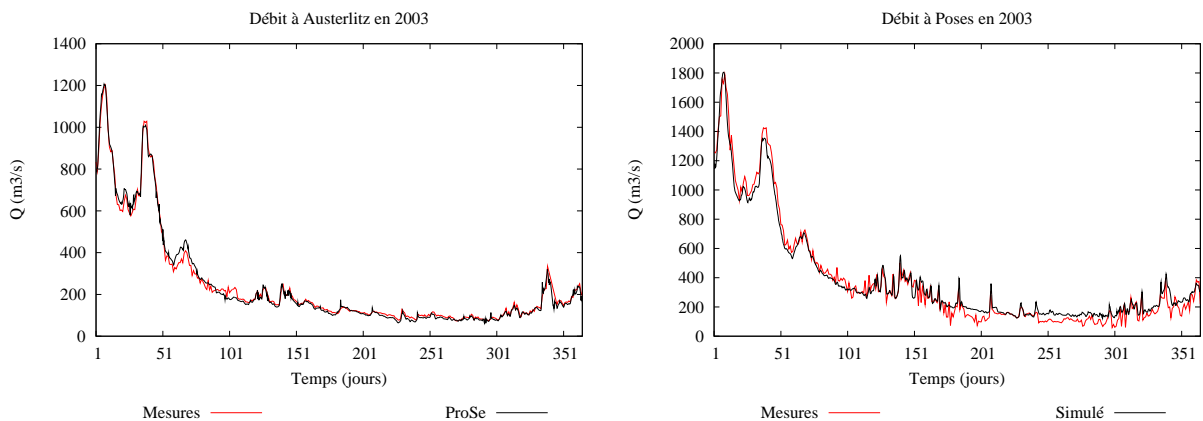


Figure 7: Comparaison des débits simulés par ProSe et les mesures du Service de la Navigation de la Seine, en 2003.

L'année 2003 est une année sèche, avec un débit moyen annuel de $386 \text{ m}^3/\text{s}$. Les résultats du modèle hydraulique sont comparés aux mesures de débits à Austerlitz et à Poses (figure 7).

Les cotes déterminent les hauteurs d'eau et les vitesses. Les cotes de la surface libres sont déterminées par les cotes imposées aux barrages de navigation et les coefficients de frottement, calibrés en fonction du débit. Pour les barrages simples au fil de l'eau, un fonctionnement de type cote imposée constante est fixé au niveau de la retenue normale. Certains barrages ont un fonctionnement complexe car situés de part et d'autre des bras d'une île. Dans ce cas, le débit transitant dans chaque bras est calculé en fonction des niveaux relatifs des seuils et les cotes de surface libre sont calculées en fonction du niveau du seuil et du débit. Plusieurs barrages sont dans cette situation à la traversée de Paris : Suresnes, Chatou/Bougival et Andrésy/Dénouval.

Nous ne disposons pas, *a priori* de l'historique du niveau des seuils pour l'année 2003. La collecte de cette information est fastidieuse car elle n'est pas centralisée ni informatisée, et souvent vaine, dans la mesure où les barragistes oublient de noter certains mouvements. Nous avons donc reconstitué le fonctionnement des barrages afin de respecter, durant l'année, la consigne d'un niveau de plan d'eau constant. Les résultats du modèle ProSe avec les seuils reconstitués sont reportés sur les figures 8 et 9.

4.1.2. Le modèle bio-chimique

Le modèle est initialisé à l'amont à l'aide des mesures de la CGE (oxygène, ammoniacque, nitrate, orthophosphates, COT) et du SIAAP (chlorophylle *a* à Choisy le Roi et Conflans sur Oise). La chlorophylle *a* sur la Marne, non mesurée, est reconstituée à partir des mesures en Seine amont et aval (Suresnes) et d'un calcul de dilution. Les biomasses bactériennes et zooplanctoniques sont initialisées à partir des résultats du modèle SENEQUE.

Deux scénarios ont été testés et sont comparés :

- le premier scénario ne comporte pas d'initialisation ; on suppose alors que le compartiment benthique est vierge à l'issue des crues hivernales et que le stock se reconstitue pendant l'année ;
- le deuxième scénario est initialisé avec les stocks issus de la première simulation (stocks en décembre 2003).

L'oxygène Les résultats pour l'oxygène (concentrations moyennes journalières) en différents sites depuis l'aval immédiat de Paris jusqu'à Poses sont présentés sur les courbes de la figure 10. Les tendances globales saisonnières sont bien rendues en tout point. À l'aval immédiat de Paris (Colombes, Chatou et Bougival), les résultats avec ou sans initialisation sont sensiblement différents. Cette intercomparaison permet d'identifier les secteurs où les échanges benthiques jouent un rôle prépondérant. Les résultats sont généralement meilleurs « sans initialisation ». Le modèle diagénétique étant alimenté par un stock moyen, la mémoire sur le long terme est sans doute surestimée. Ce constat est conforté par le fait que les niveaux d'oxygène en fin de période (décembre) sont souvent sousestimés de près de 1 mg/L par le modèle (Suresnes, Chatou). Le paramétrage du stock « moyen » doit être amélioré pour permettre des simulations correctes sur le long terme (plusieurs années).

À Méricourt et Poses les niveaux d'oxygène sont surtout gouvernés par la nitrification. Un déficit de nitrification au printemps (figure 14) explique que l'oxygène soit surestimé en mai et

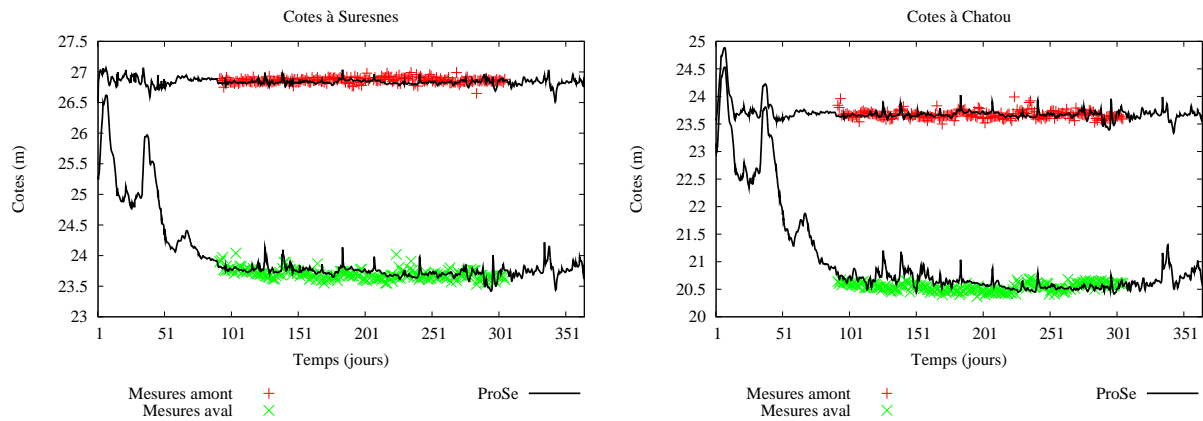


Figure 8: Comparaison des cotes simulées par ProSe et les mesures du Service de la Navigation de la Seine (en 1996) à Suresnes et Chatou.

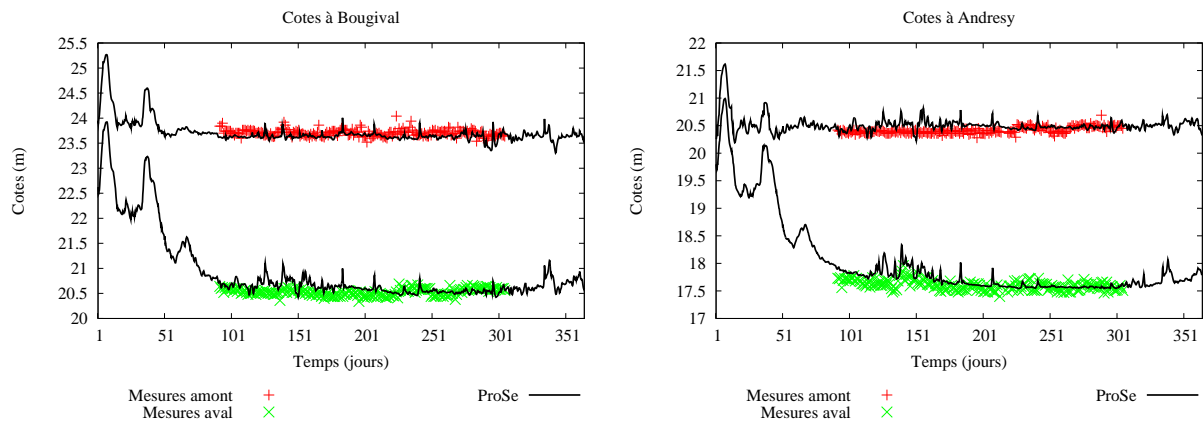


Figure 9: Comparaison des cotes simulées par ProSe et les mesures du Service de la Navigation de la Seine (en 1996) à Bougival et Andrésy.

juin. À Poses, des variations importantes de l’oxygène à l’échelle du mois (l’oxygène passe d’un maximum de 12 mgO₂/L à un minimum de 1 mgO₂/L en juin) s’expliquent notamment par les niveaux de chlorophylle *a* très variables (figure 11). Le modèle rend compte, quant à lui, d’un niveau moyen de la chlorophylle *a*.

Concernant les impacts des rejets d’eaux brutes par temps de pluie, nous rappelons que les scénarios sont a priori « réalistes » mais pas réels. Ainsi, pour l’évènement pluvieux majeur ayant eu lieu début juillet 2003 le coefficient appliqué est de 9 % du volume total annuel (figure 2). Cette estimation conduit à un déversement d’eaux brute à la STEPS de Seine Aval dix fois supérieur au déversement réel. Cet état de fait permet d’expliquer le déficit en oxygène simulé à Poses en juillet et non observé. Malgré ces désaccords visibles, nous avons choisi de conserver notre approche car :

- nous ne disposons pas de la chronique complète des déversements à la STEP Seine Aval ;

- l'application d'une chronique unique pour tous les points de rejets permet de simplifier les calculs ;
- aucune hypothèse ne peut être considérée comme plus valide que l'autre vis à vis de scénarios prospectifs.

Le premier impact majeur à l'aval de Paris et observable fin avril à Colombes et Chatou est sousestimé par le modèle. La situation est inverse pour l'évènement suivant, début mai. Ces résultats soulèvent la question de la qualité des eaux brutes déversées qui doivent être variables dans le temps. Dans notre cas, une qualité moyenne annuelle est adoptée. On peut cependant noter que l'ampleur des impacts sont généralement du bon ordre de grandeur et qu'ils donnent une représentation correcte du phénomène.

La chlorophylle *a* Les concentrations en chlorophylle *a* aux différents sites sont correctement estimés, compte tenu des mesures relativement ponctuelles dont nous disposons (figure 11).

Les MES Les concentrations en MES sont correctement restituées tout au long de l'année (figure 12).

Les nitrates et l'ammoniaque Les concentrations de nitrate à Poses sont sensibles à l'initialisation des stocks de sédiments où se produit la majeure partie de la dénitrification (figure 13). Un profil en long en juillet 2003 nous permet de voir que la dénitrification a surtout lieu dans Paris et à l'aval immédiat d'Achères. D'après les observations, en période estivale, jusqu'à 3 mgN/L sont éliminés par dénitrification, soit 75 % du niveau amont.

La dénitrification reste par contre sousestimée par le modèle pendant la période estivale. À Poses, l'erreur approche 1 mgN/L en été. En octobre l'excédent de nitrate à Poses est de l'ordre de 2 mgN/L. Il s'explique par une surestimation de la nitrification (figure 14).

Les orthophosphates Les orthophosphates sont largement surestimés par le modèle (figure 14). Les simulations ne prennent pas en compte l'adsorption du phosphore sur les particules. Le coefficient de partage liquide-solide estimé par Andrieux-Loyer (1997) pour des sédiments de l'estuaire de Seine à salinité nulle est de l'ordre de 1 L/g. Les concentrations estivales en MES varient de 10 à 20 mg/L. Au total seulement 1 à 2 % des orthophosphates sont susceptibles d'être adsorbés sur des particules. De plus les particules arrivant à l'amont sont très probablement à l'équilibre, ce qui réduit la capacité réelle d'adsorption supplémentaire. Dans tous les cas, ce processus ne peut expliquer, à lui seul, le fait que le modèle surestime d'au moins un facteur deux les niveaux des orthophosphates à Poses.

4.2. Les scénarios

Pour la réalisation de scénarios, l'hydraulique et la météo en 2003 sont maintenues constantes. Les conditions limites aux sites amont sont par contre initialisées à l'aide du modèle SENEQUE.

Trois scénarios ont été réalisés :

- un scénario de la situation actuelle 2003, initialisé avec le modèle SENEQUE ; la réalisation de ce scénario n'a qu'une valeur exploratoire afin d'évaluer les variations possibles qui sont liées à la prise en compte des résultats du modèle SENEQUE par rapport aux mesures. pour plus de d'information sur les incertitudes liées au modèle SENEQUE, nous renvoyons le lecteur au rapport correspondant.
- un scénario à l'échéance 2012 qui ne prend en compte que l'amélioration et l'augmentation des traitements aux STEPS du SIAAP pour le traitement du pluvial. Les déversements d'eaux brutes aux déversoirs d'orage dans Paris sont identiques à la situation 2003 (figure 3). Ce scénario sera par la suite nommé H1.
- un scénario à l'échéance 2012 qui envisage le traitement d'une partie des eaux brutes actuellement déversées à la traversée de Paris (figure 5). Ce scénario sera par la suite nommé H2.

4.2.1. Le scénario 2003 avec SENEQUE

L'objectif de ce scénario est 1) d'évaluer l'incertitude liée à la prise en compte des apports calculés par SENEQUE aux points limites amont, 2) évaluer la sensibilité aux conditions limites amont. Les résultats sont illustrés pour deux sites particuliers : Chatou et Poses (figures 15 et 16).

Concernant l'oxygène à Chatou, les différences entre les deux simulations sont sensibles jusqu'en juillet et davantage en mai (figure 15). Elles s'expliquent par des différences notables sur les concentrations en chlorophylle *a* pendant cette période (figure 16).

À Poses les différences sont très faibles. On peut considérer que les conditions limites amont sont globalement peu sensibles et que les processus internes prévalent.

4.2.2. Le scénario 2012-H1

Les résultats de l'intercomparaison des scénarios actuel (2003) et 2012-H1 (pas de traitement des eaux brutes des déversoirs d'orage) sont présentés sur les figure 17 à 23. Pour l'évaluation de la qualité de l'eau, les classes du SEQ-EAU ont été retenues.

L'oxygène à Chatou est quasiment inchangé (figure 17). L'effet de l'augmentation des rejets de temps sec à l'usine Seine Amont (Valenton) reste limité à l'amont de la confluence avec la Marne (figure ??). Dans ce secteur, le déficit d'oxygène croit de plus de 1 mgO₂/L. L'amélioration sensible de l'oxygène à Poses est quant à elle due à la réduction drastique de la nitrification dans la rivière (figures 19 et 22).

Les niveaux d'ammoniaque à Poses sont dans la classe « bonne » (figure 22). La courbe de nitrates suit alors une simple courbe de dilution (figure 19), mais la classe à Poses reste passable (figure 23) à cause de niveaux à l'amont qui demeurent élevés. À l'amont (résultat SENEQUE), l'amélioration est très faible.

Le traitement des orthophosphates dans les STEPS permet de réduire sensiblement les apports, notamment à Seine Amont et Seine Aval. D'après les simulations, le classement à Poses reste passable (figure 21). Si l'on tient compte d'une sur-estimation systématique par le modèle d'un

facteur 2, le classement pourrait en réalité être « bon ». On notera une amélioration du niveau des orthophosphate de près de 0,5 mgP/L dès l'amont (résultat de SENEQUE).

L'effet sur l'eutrophisation est quant à lui peu sensible, les concentrations en éléments nutritifs restant très supérieurs aux seuils de limitation (figure 18).

4.2.3. Le scénario 2012-H2

Les résultats du scénario 2012-H2 pour lequel on envisage un traitement partiel des eaux brutes déversées aux exutoires d'orage actuellement, sont présentés sur les figures 24 à 27. Nous présentons les résultats pour l'oxygène et les nitrates uniquement. À Chatou on notera la réduction des minima d'oxygène lors des événements pluvieux (figures 24). Cependant la réduction des déversements, de 60 % en total annuel, n'est pas uniforme pour les événements. Elle va d'une élimination totale des déversements pour les plus petits événements à seulement 30 % pour les événements majeurs. Concernant les évolutions générales de l'oxygène, fortement influencées par les consommations benthiques, l'amélioration est faible ; la concentration moyenne en oxygène à Chatou entre mai et novembre augmente de 0,45 mgO₂/L. En effet, si la quantité de sédiment importe, le facteur de surface est un autre élément majeur. Dans notre cas, le nombre des déversoirs n'a pas été réduit. Une simulation sans aucun déversement d'eaux brutes a été réalisée pour estimer le gain maximal que l'on peut attendre. Il est alors de +1,1 mgO₂/L en moyenne à Chatou de mai à début novembre (figure 24). Une réduction de 63 % des déversements d'eaux brutes génère donc 40 % du gain maximal que l'on peut attendre. Le bras de Chatou n'est pas celui où les améliorations sont les plus importantes (figure 26).

L'évolution longitudinale pour un mois de juillet montre que l'amélioration concerne près de 30 km à la traversée de l'agglomération parisienne, mais également l'aval immédiat de l'usine Seine Aval, soit près de 70 km au total (figure 26).

Nous pouvons cependant supposer que l'amélioration estimée par le modèle est sous-estimée dans la mesure où nous avons pu constater le fait que le modèle, dans sa version actuelle, sur-estimait sans doute la prise en compte de stocks anciens.

L'effet sur la dénitrification (réduction de la dénitrification) à la traversée de Paris est également très sensible (figure 27).

5. Conclusion

Une des premières applications opérationnelles du logiciel ProSe a été en 1996 lors de l'étude Zone Centrale Île de France. Les confrontations du modèle avec les suivis en continu de l'oxygène à l'aval de Paris ont alors montré que le modèle ne simulait pas correctement les concentrations observées. L'erreur atteignait plusieurs mgO₂/L. Des travaux successifs ont porté sur la quantification et l'amélioration des échanges benthiques au sein du modèle ProSe ainsi que sur la prise en compte des rejets urbains de temps de pluie, généralement négligés dans les modèles de qualité d'eau.

En 2003, lors de l'étude DCE menée dans le cadre du PIREN SEINE nous avons alors pu monter l'importance des processus benthiques dans la consommation d'oxygène à la traversée de Paris et le rôle que jouaient les rejets urbains de temps de pluie comme source de sédiments

(Even et al. 2005). Les améliorations ont alors été poursuivies pour

- améliorer la prise en compte des processus benthiques dans le modèle ProSe. La prise en compte d'un modèle diagénétique a très notablement amélioré les résultats du modèle ;
- vérifier les résultats du modèle sur d'autres situations que l'année 1996. Ce travail a également été réalisé avec la validation pour l'année 2003.

Les résultats du modèle ProSe sont aujourd'hui très satisfaisants pour rendre compte des processus affectants l'oxygène depuis Paris jusqu'à Poses. Les processus sensibles sont nombreux : l'activité phytoplanctonique y est importante (Even et al. 2005), ainsi que la consommation hétérotrophe (dégradation de la matière organique) ou autotrophe (nitrification). Les concentrations d'oxygène résultent alors d'un très fragile équilibre entre tous ces processus. Le fait que le modèle ProSe en rende compte correctement est en soit un résultat majeur.

À la vue de nos résultats sur 2003, non seulement l'oxygène, mais également les nitrates sont fortement affectés par les processus benthiques. Ce résultat conforte donc les résultats précédents.

Certains processus restent cependant encore imparfaitement représentés. La nitrification à l'aval de Seine Aval est bien estimée pendant la période estivale. Cependant elle reste largement sous-estimée en période printanière. Les débits sont encore trop élevés pour permettre le développement des bactéries dans la colonne d'eau. Les températures sont encore peu favorables. Nous n'avons à ce jour, pas d'explication.

Les concentrations en orthophosphates sont quant à elle largement sur-estimées. Nous ne savons s'il s'agit d'une sur-estimation des apports ou bien d'un processus mal estimé ou manquant.

Des améliorations doivent également être apportées au modèle benthique pour

- améliorer le comportement sur le long terme
- tester l'effet de la stratification de la vase fluide

L'amélioration constante des données pour décrire les rejets et des suivis *in situ* ont permis un travail de validation sans précédent. Notamment les suivis d'oxygène à Andrésy, Meulan, Méricourt n'existaient pas lors des précédents exercices. Ils ont apporté des informations très précieuses. Ce travail doit être poursuivi pour continuer de valider les processus.

Concernant les rejets urbains de temps de pluie, nous avons d'une part pu montrer leur contribution aux déficits permanents en oxygène à la traversée de Paris. Malgré des hypothèses simplifiées, les impacts à court terme sont également bien simulés. La confrontation avec les observations *in situ* permettent cependant de soulever la question de la qualité éventuellement très variable de ces rejets. La question se pose, pour l'avenir, de l'effet d'une réduction des rejets. Ne doit-on pas envisager une dégradation importante de la qualité des eaux brutes rejetées ? En effet si les eaux pluviales drainent les dépôts des réseaux, ne doit-on plutôt avec des charges annuelles constantes mais réparties sur moins d'évènements ?

Finalement, le modèle s'avère être un outil très utile pour quantifier l'impact de rejets permanents et transitoires de temps de pluie et leur effet différé. Ces impacts sont difficiles, voire impossibles, à estimer directement.

Bibliographie

- Andrieux-Loyer, F., 1997. Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier. Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange. Ph. D. thesis, IFREMER.
- Bacq, N. et G. Billen, 2003. Le scénario tendanciel de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau District Seine-Normandie. Modélisation de la qualité de l'eau des grands sous-bassins amont Eure / Oise / Marne / Seine-Amont Modèle SENEQUE 3.1 (Piren-Seine). Rapport technique, PIREN Seine. <http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/>.
- BPR, SOGREAH, et HYDRATEC, 1997. Étude de l'assainissement en zone centrale de la région Île de France. Rapport technique, Agence de l'Eau Seine Normandie - Ministère de l'Environnement - Région Île de France - Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne.
- 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., 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, et B. Thouvenin, 2003. Evolution prospective de la qualité des eaux de surface. Scénario tendanciel de la Directive Cadre Européenne de l'agglomération parisienne à l'estuaire. Rapport technique, PIREN Seine. <http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/>.
- AESN et DIREN de bassin, 2003. État des lieux du district Seine et côtiers normands. Version 2.
- Thouvenot, M., G. Billen, et J. Garnier, 2005. Modelling nutrient exchange at the sediment water interface in River Systems. *Ecological Modelling*. Submitted.

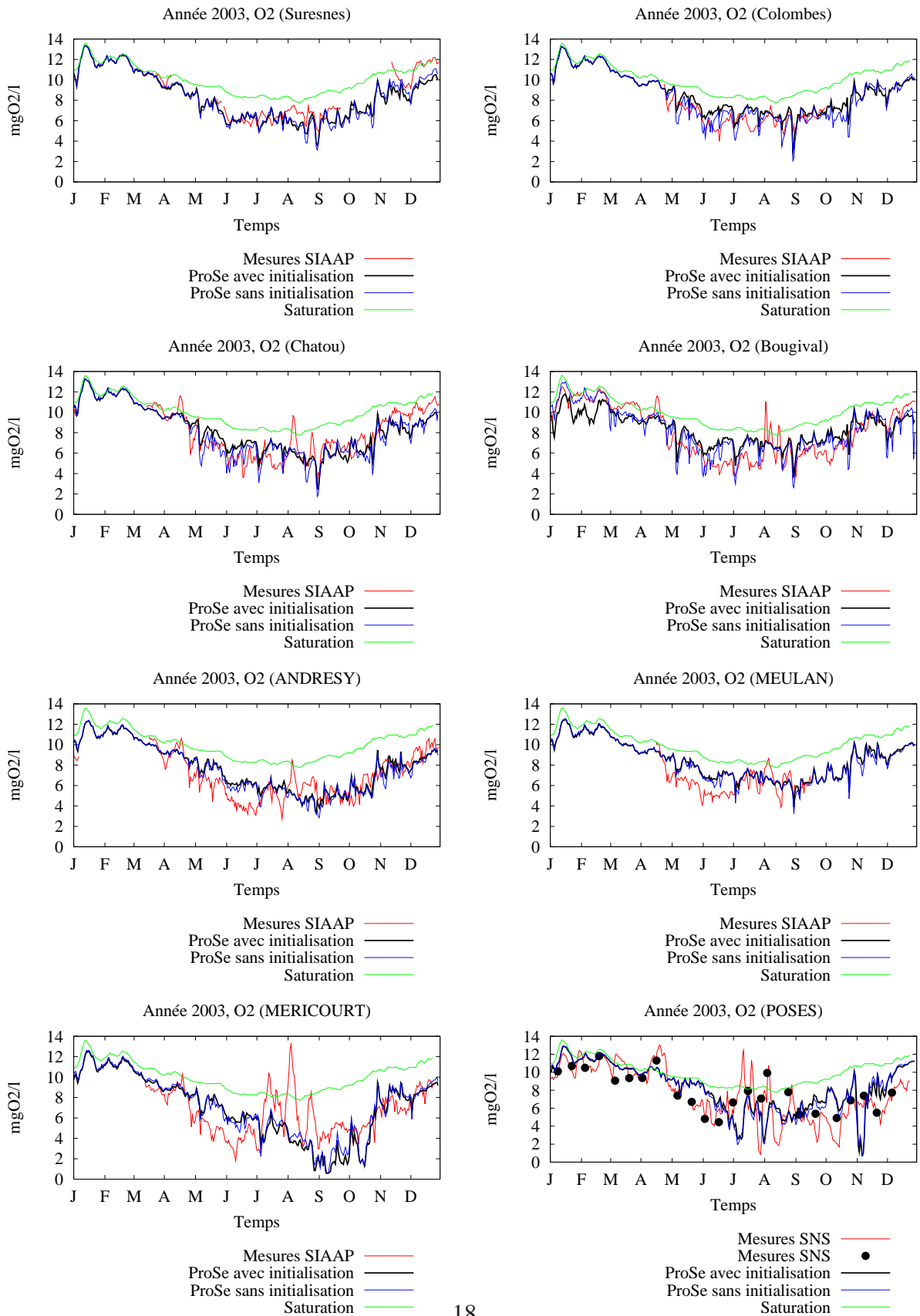


Figure 10: Comparaison des mesures et résultats de simulation avec ProSe pour l'année 2003 en différents sites de suivi de l'oxygène (SIAAP, Service de la Navigation de la Seine).

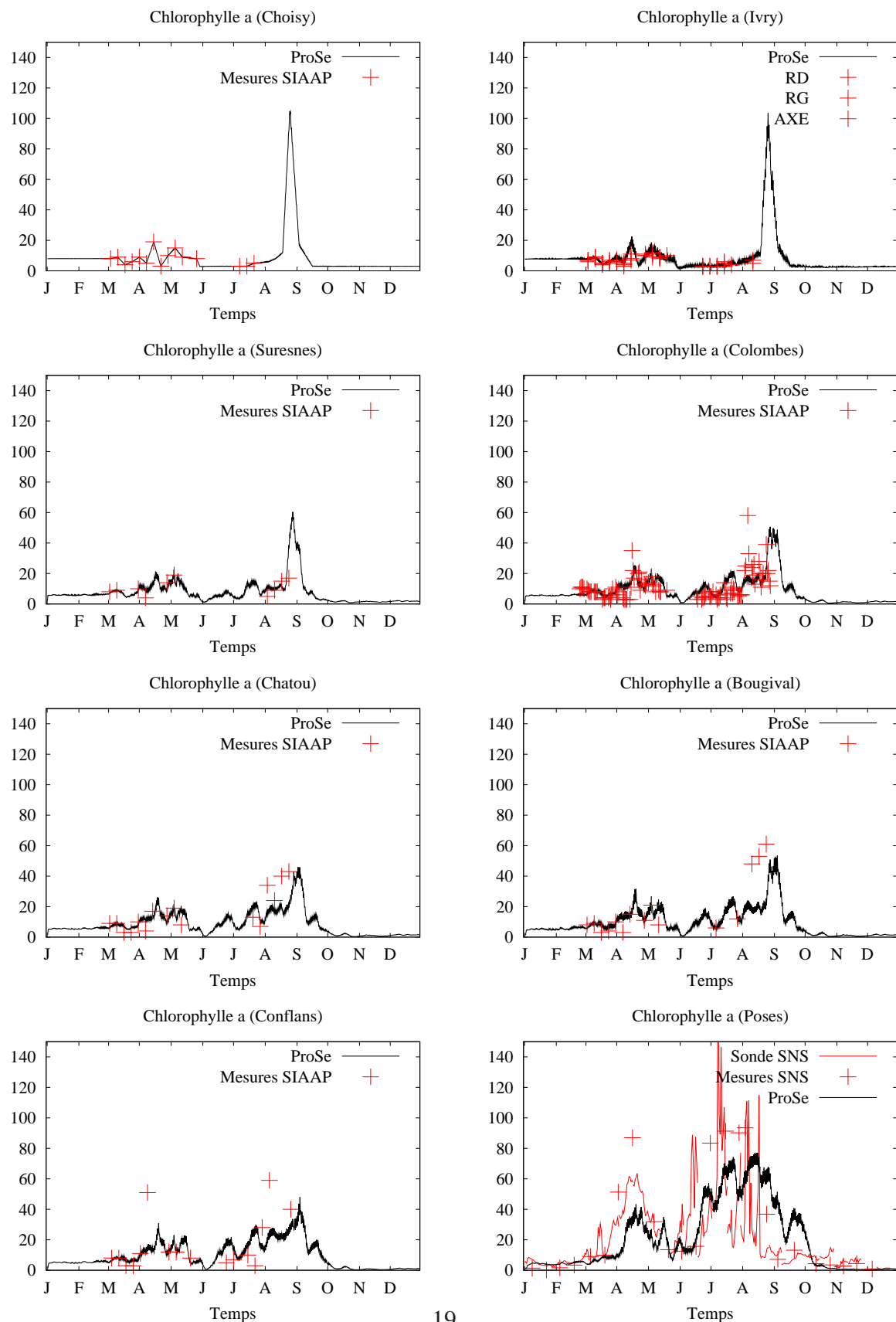


Figure 11: Comparaison des mesures et résultats de simulation avec ProSe pour l'année 2003 en différents sites de suivi de la Chlorophylle a (SIAAP, Service de la Navigation de la Seine).

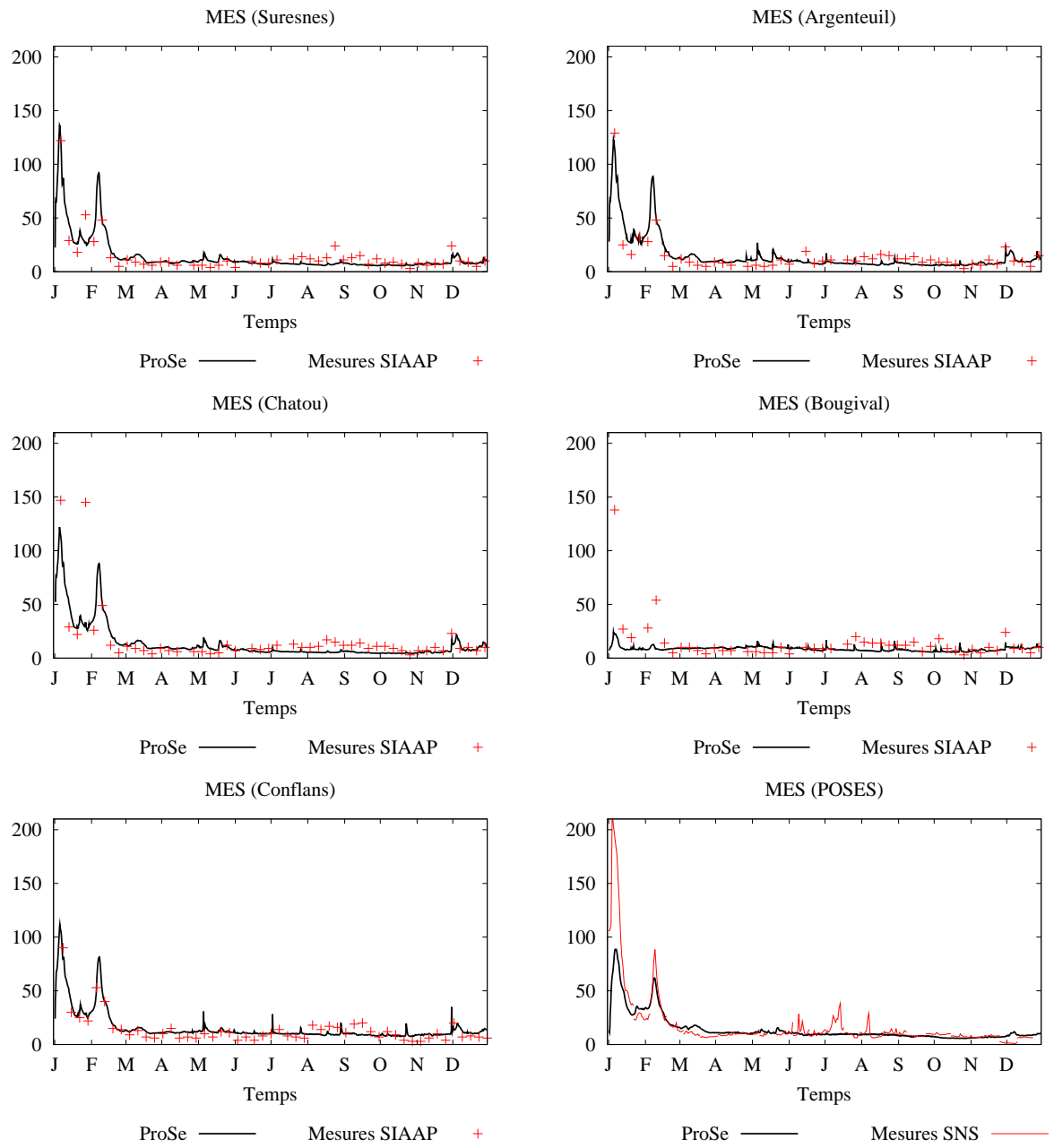


Figure 12: Comparaison des mesures et résultats de simulation avec ProSe pour l'année 2003 en différents sites de suivi des MES (SIAAP, Service de la Navigation de la Seine).

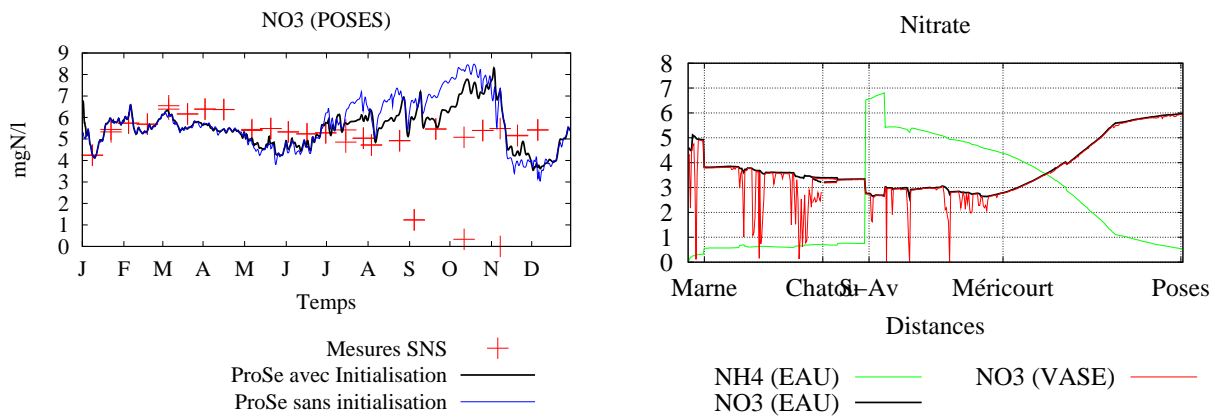


Figure 13: Comparaison des mesures (Service de la Navigation de la Seine) et résultats de simulation avec ProSe pour l'année 2003 à Poses pour les nitrates (courbe de gauche. Évolutions longitudinales pour le mois de Juillet.

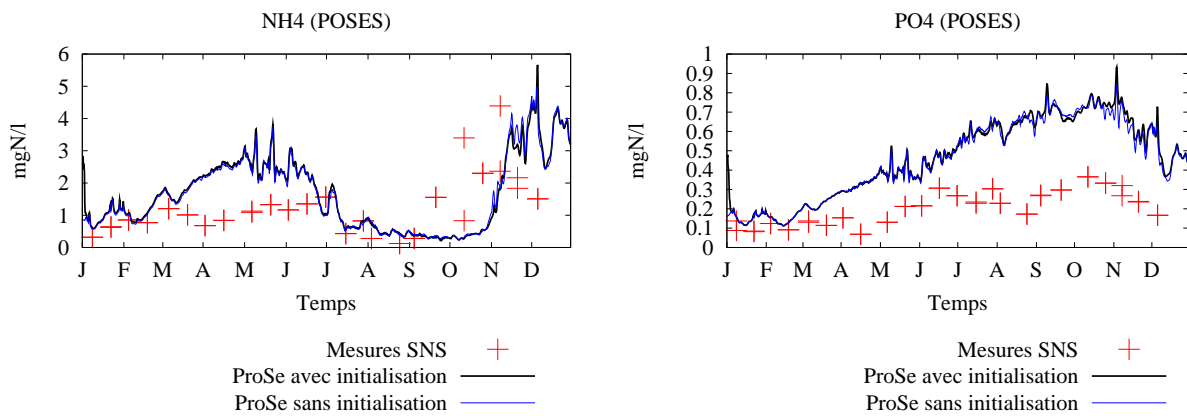


Figure 14: Comparaison des mesures (Service de la Navigation de la Seine) et résultats de simulation avec ProSe pour l'année 2003 à Poses pour l'ammoniaque et les orthophosphates.

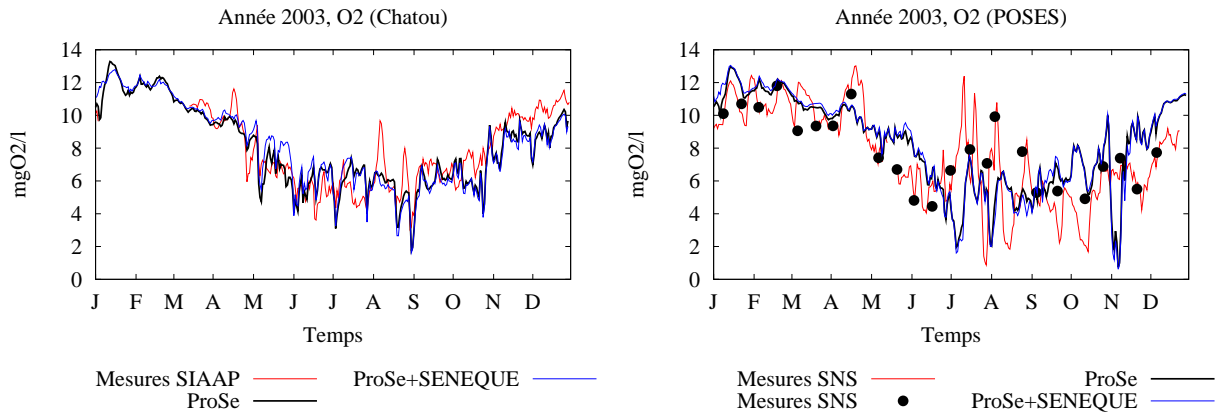


Figure 15: Intercomparaison des résultats de simulation avec ProSe pour l'oxygène à Chatou et Poses pour l'année 2003 pour des initialisations amont avec des mesures ou à partir des résultats de SENEQUE.

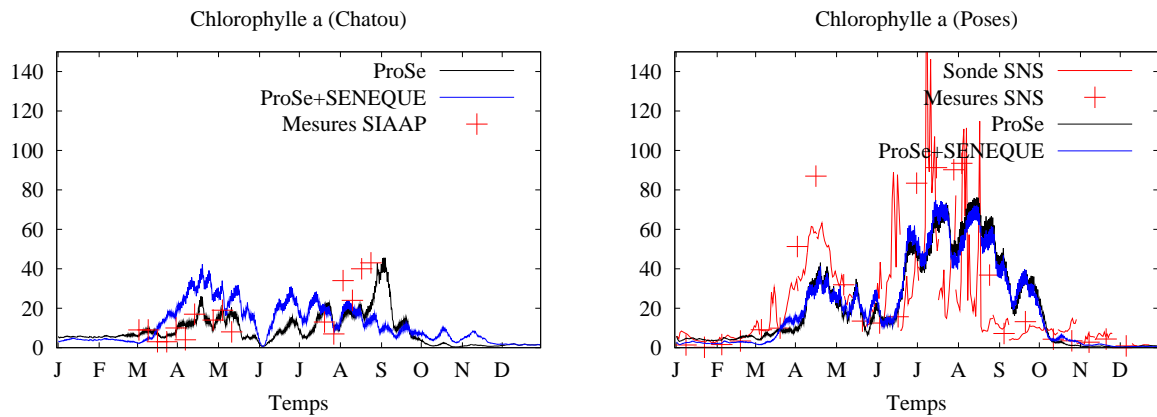


Figure 16: Intercomparaison des résultats de simulation avec ProSe pour la chlorophylle a à Chatou et Poses pour l'année 2003 pour des initialisations amont avec des mesures ou à partir des résultats de SENEQUE.

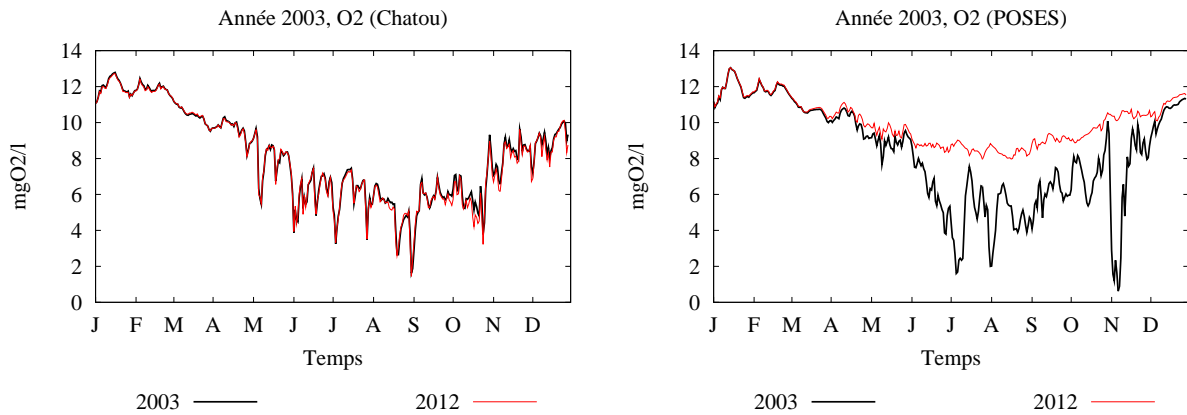


Figure 17: Résultats de simulation avec ProSe pour l'oxygène à Chatou et Poses (initialisations amont à partir des résultats de SENEQUE) ; intercomparaison des situations actuelle (2003) et future (2012 H1).

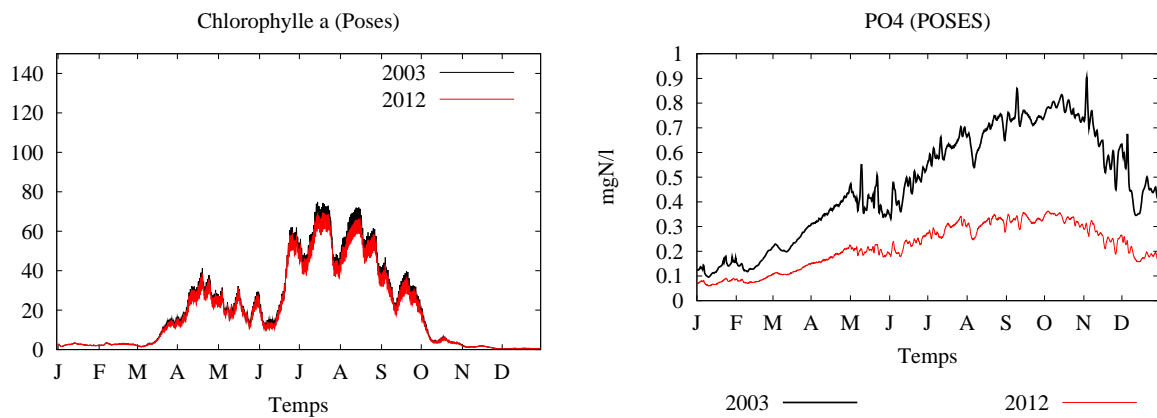


Figure 18: Résultats de simulation avec ProSe pour la chlorophylle a et les orthophosphates à Poses (initialisations amont à partir des résultats de SENEQUE) ; intercomparaison des situations actuelle (2003) et future (2012 H1).

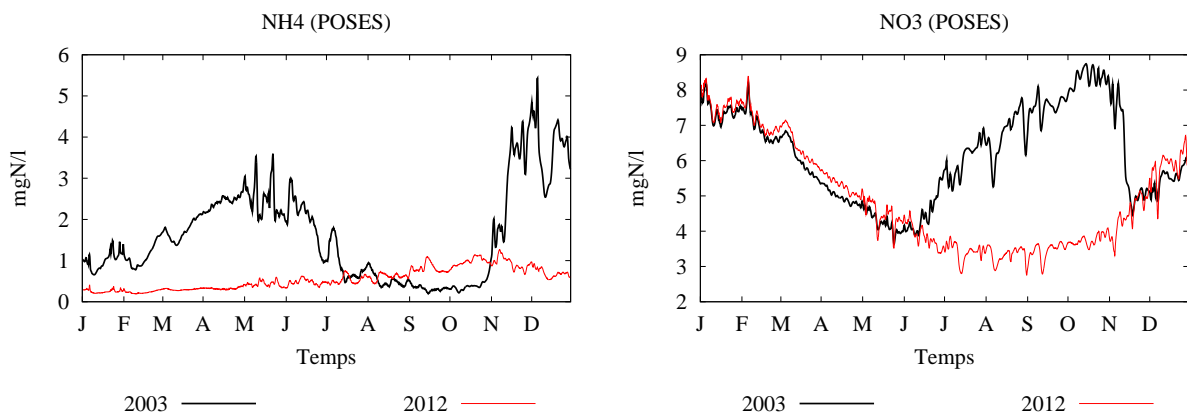


Figure 19: Résultats de simulation avec ProSe pour l'ammoniaque et les nitrates à Poses (initialisations amont à partir des résultats de SENEQUE) ; intercomparaison des situations actuelle (2003) et future (2012 H1).

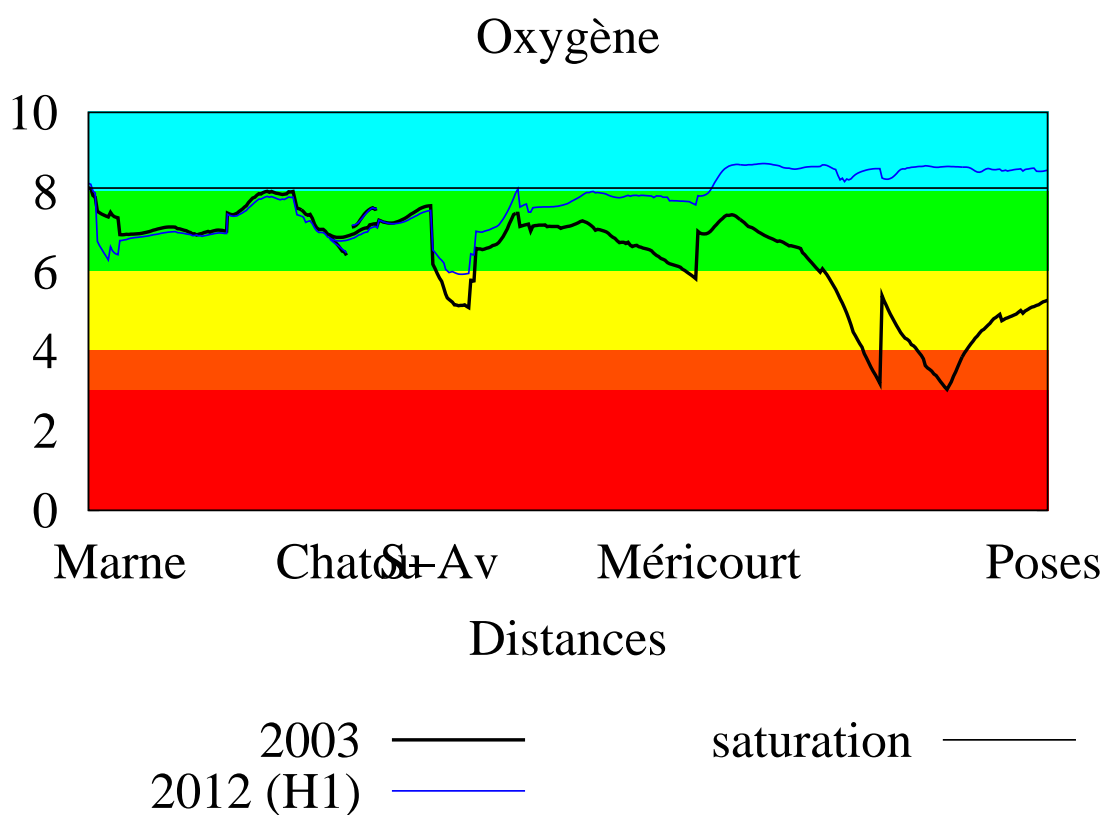


Figure 20: Évolutions longitudinales de l'oxygène typiques d'un mois de juillet et intercomparaison des scénarios 2003 et 2012-H1.

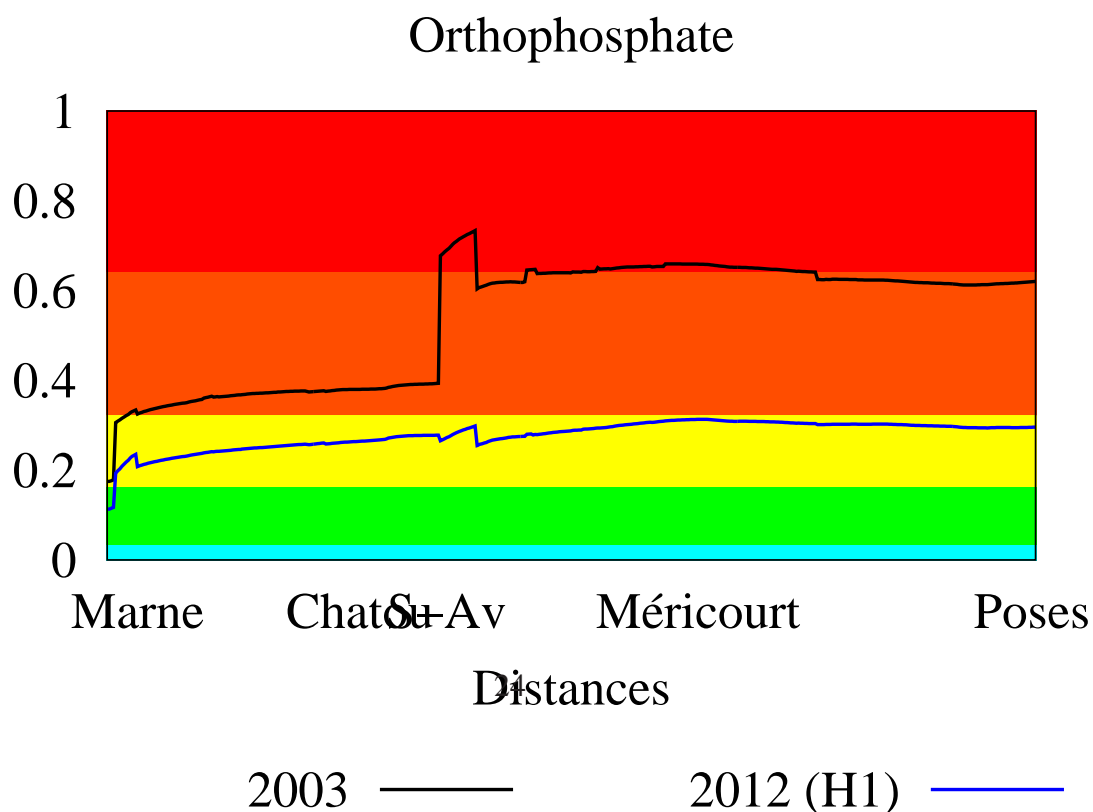


Figure 21: Évolutions longitudinales des orthophosphates typiques d'un mois de juillet et intercomparaison des scénarios 2003 et 2012-H1.

Ammoniaque

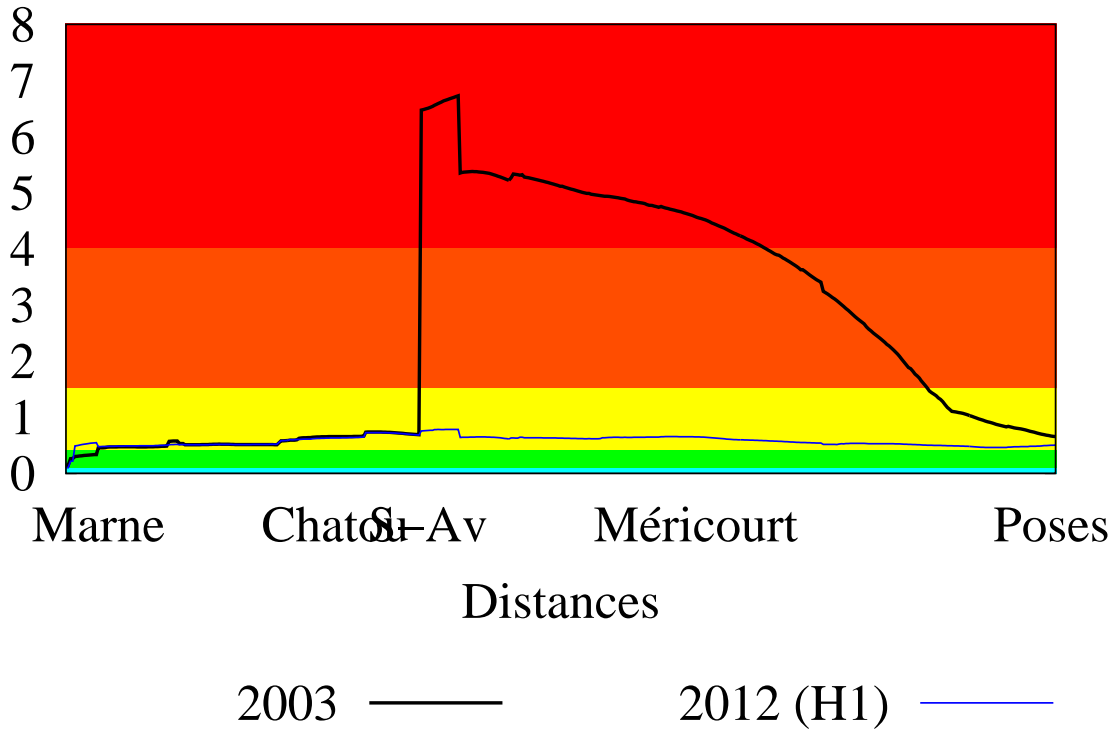


Figure 22: Évolutions longitudinales de l'ammoniaque typiques d'un mois de juillet et intercomparaison des scénarios 2003 et 2012-H1.

Nitrate

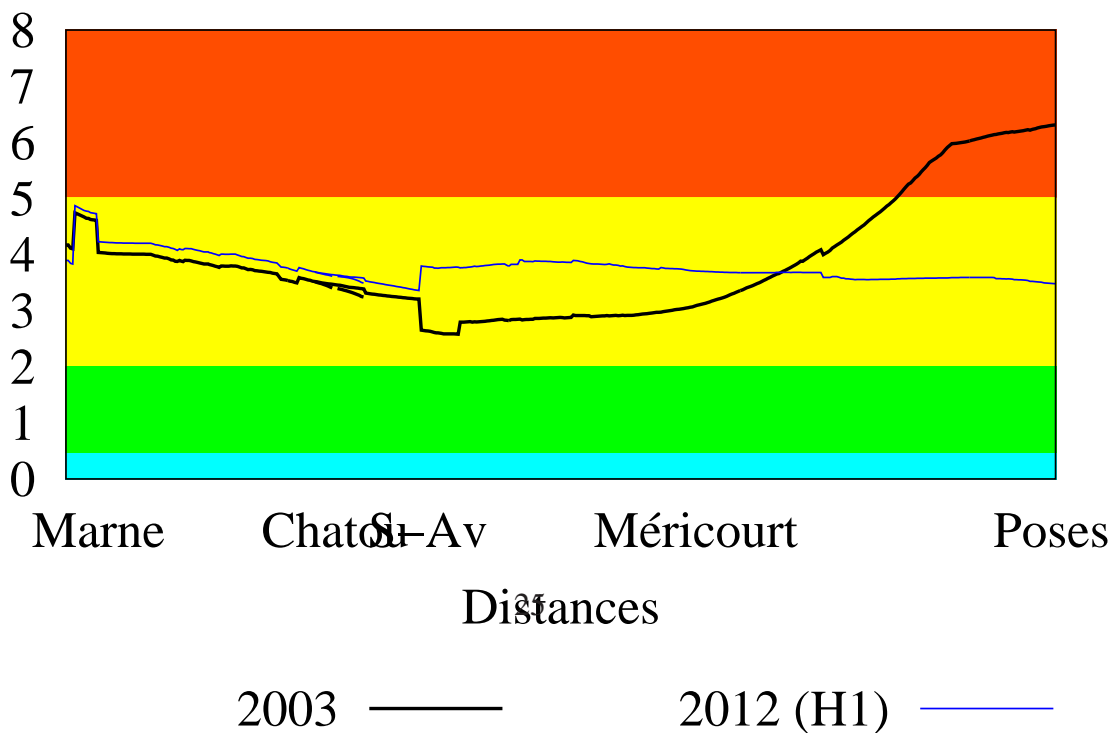


Figure 23: Évolutions longitudinales des nitrates typiques d'un mois de juillet et intercomparaison des scénarios 2003 et 2012-H1.

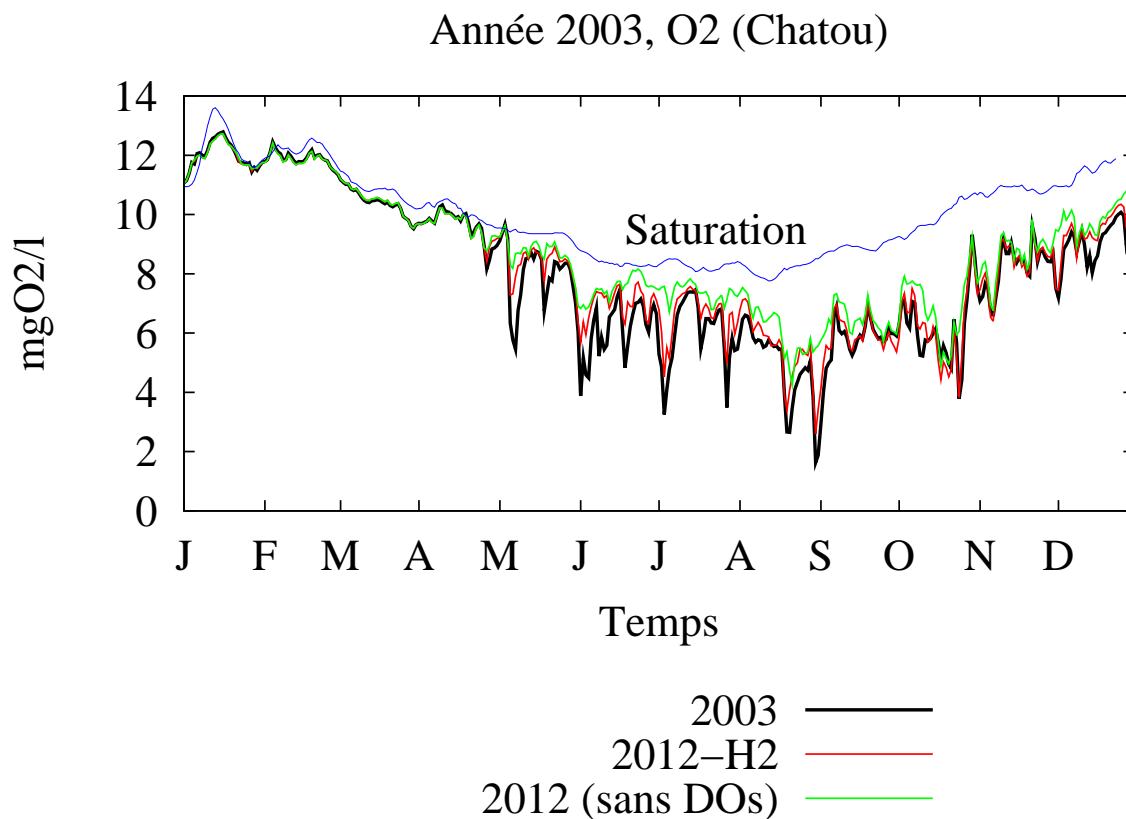


Figure 24: Résultats de simulation avec ProSe pour l'oxygène à Chatou (initialisations amont à partir des résultats de SENEQUE) ; intercomparaison des situations actuelle (2003) et future (2012 H1 et H2).

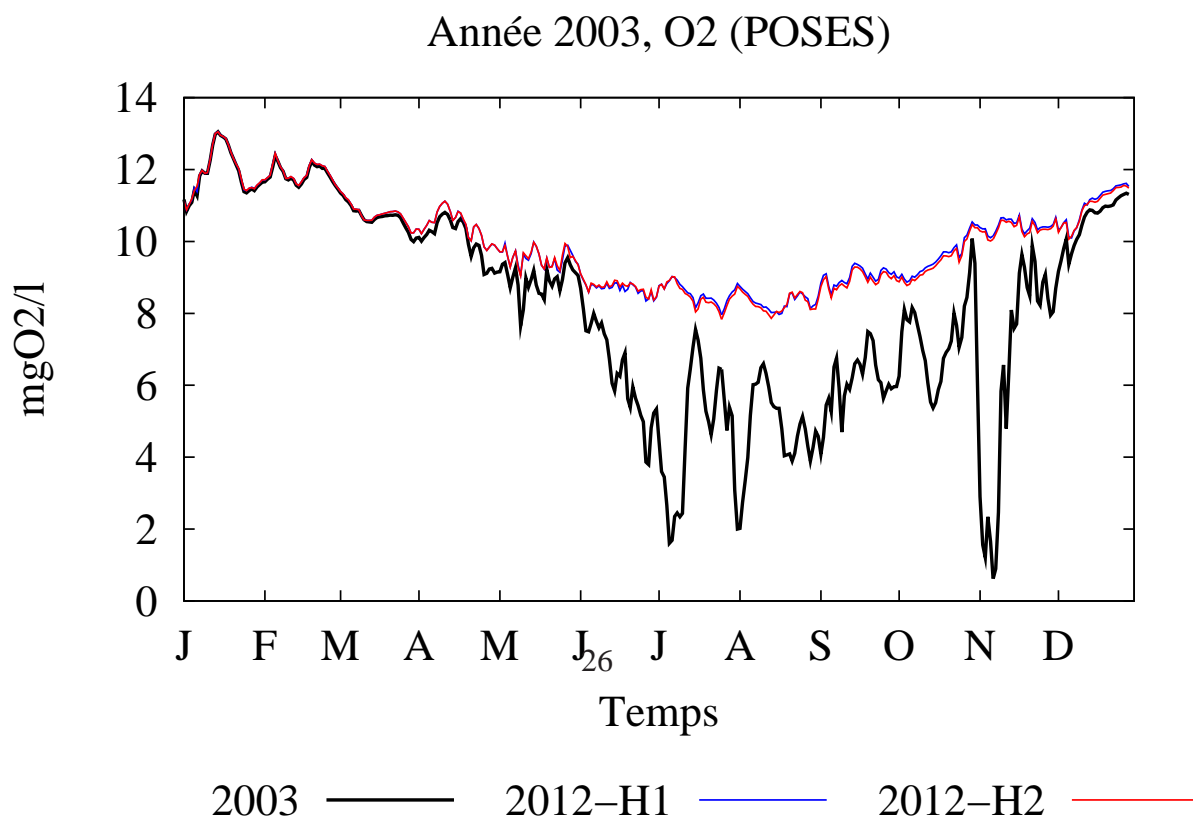


Figure 25: Résultats de simulation avec ProSe pour l'oxygène à Poses (initialisations amont à partir des résultats de SENEQUE) ; intercomparaison des situations actuelle (2003) et future (2012 H1 et H2).

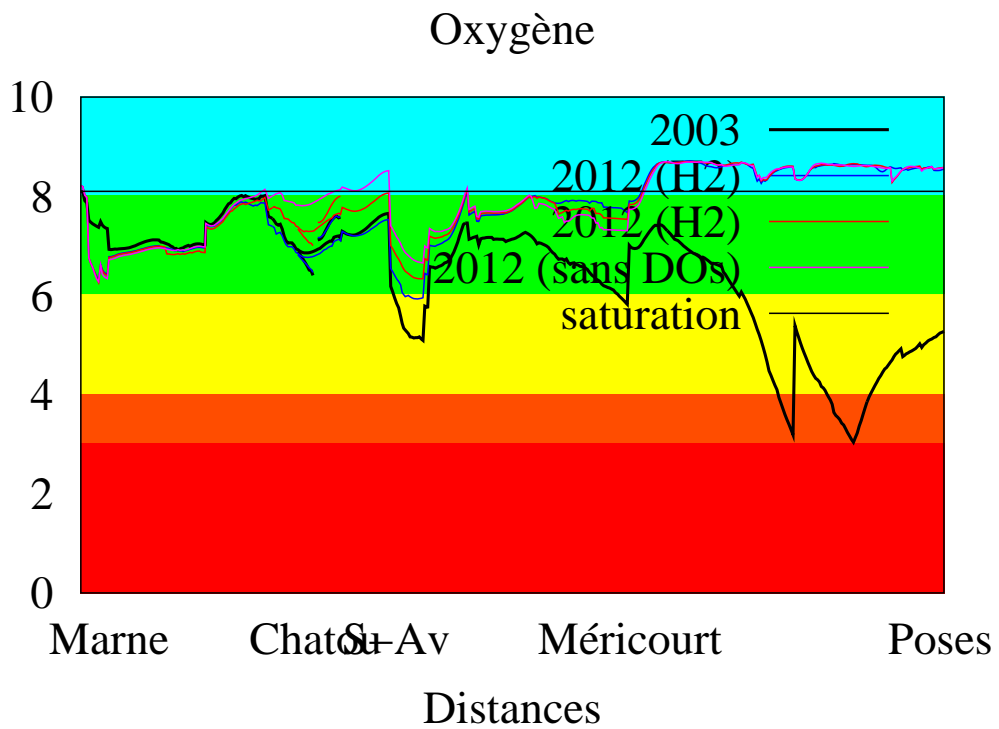


Figure 26: Évolutions longitudinales de l'oxygène typiques d'un mois de juillet et intercomparaison des scénarios 2003 et 2012 H1 et H2.

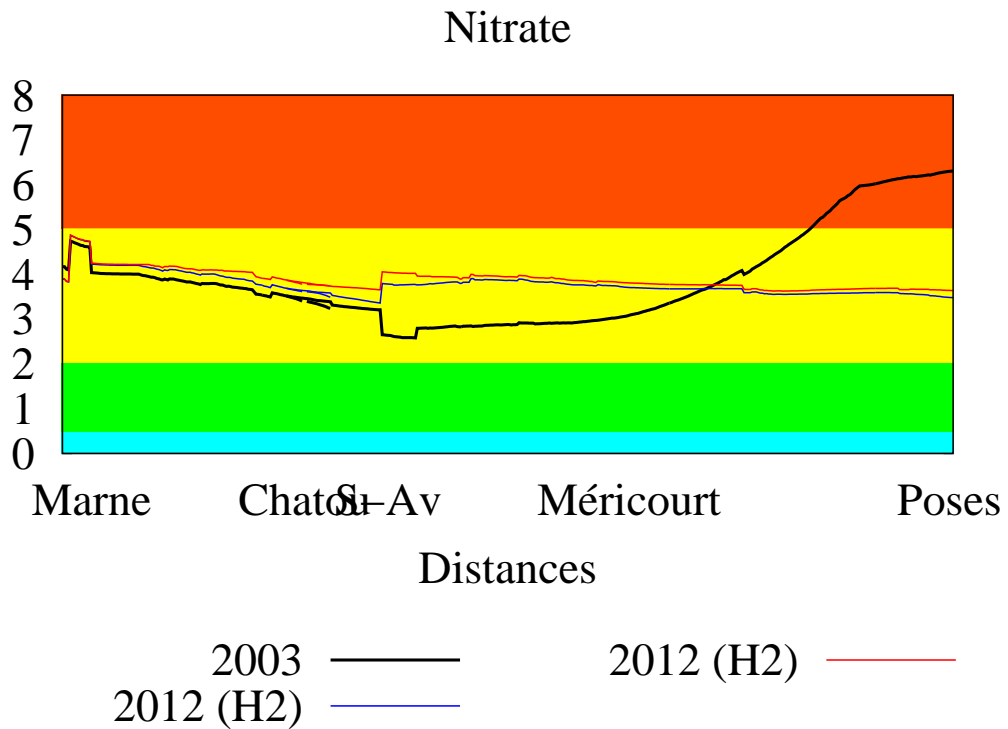


Figure 27: Évolutions longitudinales des nitrates typiques d'un mois de juillet et intercomparaison des scénarios 2003 et 2012 H1 et H2.