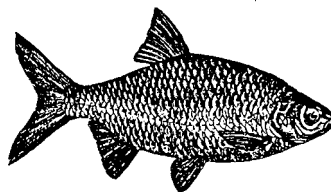
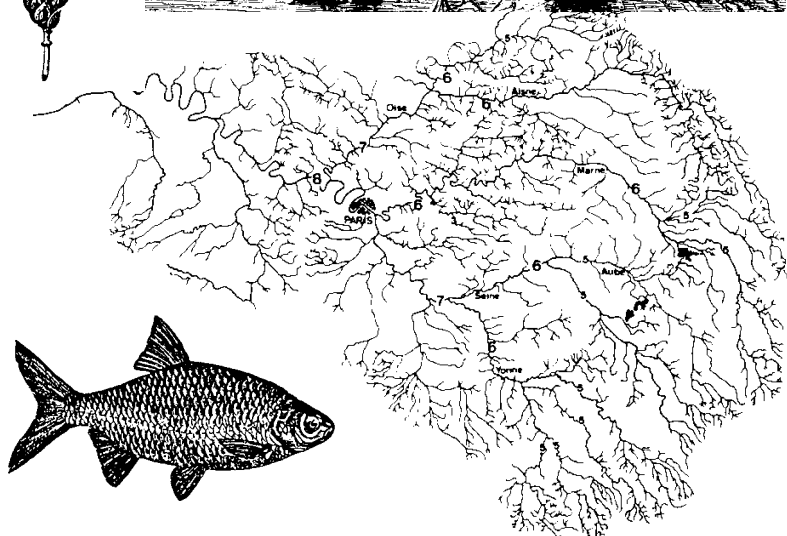
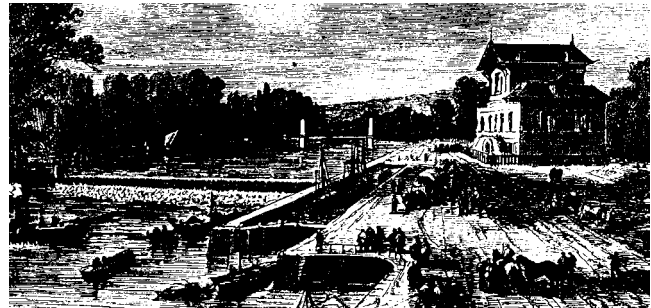
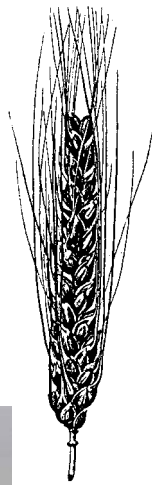


Programme PIREN-Seine 1998-2001

La maîtrise des débits en situation d'étiage

Direction et secrétariat:
UMR CNRS 7619 Sisyphe
Université P&M Curie
Tour 26, 5e étage, boîte 123
4, place Jussieu
75005 Paris



Rapport de Synthèse, Février 2002

La maîtrise des débits en situation d'été

S. Even¹, G.Billen¹, J. Garnier¹, J.M. Mouchel², D. Tican¹

¹UMR Sisyphe,
Ecole de Mines de Paris, Fontainebleau
Université Pierre et Marie Curie, Paris VI

²CEREVE, Champ s/Marne

Sommaire

1.	Introduction	4
2.	La gestion en étiage des barrages réservoirs	6
2.1.	Les barrages réservoirs et leur gestion	6
2.2.	Analyse rétrospective de l'effet des réservoirs sur la qualité de l'eau	7
2.2.1	Qualité à l'aval de Paris	8
2.2.2	Qualité de l'eau en amont de Paris	14
2.3.	Exploration de l'effet de la régulation du débit sur la dynamique algale	21
2.4.	Simulation de l'effet du barrage Marne dans une large gamme de conditions hydrologiques	23
2.4.1	Proliférations algales	24
2.4.2	Contamination ammoniacale	24
3.	La gestion des barrages de navigation par temps de pluie	27
3.1.	Les barrages de navigation	27
3.2.	Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP)	29
3.3.	L'impact des RUTP	30
3.4.	Pour une gestion « écologique » des barrages de navigation	32
3.5.	Conclusion	37
4.	Références	38

1. Introduction

Les conditions estivales de faible débit sont les plus critiques pour la qualité de l'eau de la plupart des fleuves anthropisés d'Europe occidentale. Les débits et les vitesses faibles conduisent à une dilution moindre des apports polluants ponctuels, ainsi qu'à des temps de séjour plus longs, permettant le développement des populations de microorganismes et l'exacerbation de leur impact sur la qualité de l'eau. La coïncidence des faibles débits avec des conditions météorologiques favorables (température élevée, lumière intense) renforcent également la fragilisation des systèmes en période estivale.

Parmi les événements écologiques majeurs dont l'impact est considérable en situation d'étiage, figurent les blooms algaux, se produisant chaque année dans les eaux eutrophes, enrichies en éléments nutritifs (d'origines agricole ou urbaine) (Garnier et al., 1995). Ces productions de biomasses importantes, outre la dégradation immédiate de la qualité de l'eau brute devant servir à la production d'eau potable, posent également de sérieux problèmes pour le fonctionnement général du système. En effet la biomasse produite en amont est susceptible d'être rapidement dégradée plus en aval, provoquant une consommation d'oxygène et la libération d'éléments minéraux, notamment sous forme d'ammonium. Les événements de mortalité algale, généralement très brutaux, se traduisent par des dysfonctionnements importants, pouvant être problématiques lorsqu'ils se produisent simultanément à des épisodes pluvieux.

Les rejets urbains constituent le deuxième facteur de dégradation de la qualité de l'eau en étiage. Ils ont été largement étudiés dans le cadre du PIREN Seine (Seidl et al., 1998b, Seidl et al., 1998a, Servais et al., 1999, Even et al., 1996, Even et al., 2001). De gros efforts ont été effectués et se poursuivent pour assurer le traitement de la majorité des eaux usées domestiques, conduisant à une amélioration sensible de la qualité des milieux en aval des rejets de station d'épuration. Les pollutions urbaines de temps de pluie apparaissent aujourd'hui comme un problème majeur. La plupart des eaux de temps de pluie ne pouvant être traitées en stations, elles sont directement rejetées dans le milieu récepteur. Si l'on considère qu'une grande partie du réseau d'assainissement de l'agglomération parisienne est unitaire, ces eaux brutes correspondent à des charges polluantes importantes (Chestérikoff et al., in Meybeck et al., 1998a).

Depuis plus d'un siècle, des aménagements considérables ont été effectués dans le réseau hydrographique de la Seine afin de modifier les conditions d'écoulement à l'étiage : il s'est agi tout d'abord de la régulation des niveaux d'eau par les barrages de navigation, pour assurer en toutes circonstances les profondeurs nécessaires au passage des bateaux dans les grands axes navigués. Si ces aménagements ne conduisent pas à modifier le régime de débit de la Seine, ils aboutissent néanmoins à stocker d'importants volumes d'eau dans les biefs et à en accroître le temps de séjour. Il s'est agi ensuite de la régulation des débits proprement dits, avec la construction des grands barrages-réservoirs, permettant non seulement l'écrêtement des crues hivernales ou printanières, mais aussi et surtout le soutien des débits d'étiage estival et automnal.

La question se pose alors d'optimiser la gestion de ces ouvrages pendant les périodes critiques d'étiage. Peut-on minimiser l'impact d'événements polluants majeurs en situation d'étiage par une gestion adaptée des ouvrages de régulation de débit dont est doté le bassin de la Seine ?

Le PIREN-Seine s'attache depuis sa création à mieux comprendre les processus complexes qui conditionnent le comportement hydrologique et biogéochimique des cours d'eau. Les processus biogéochimiques qui gouvernent l'évolution des constituants au sein du système se développent dans les limites fixées par le système physique : la vitesse de l'eau détermine le temps de séjour des constituants dans le milieu et donc le temps de développement des organismes ; les hauteurs d'eau déterminent l'influence plus ou moins notable des processus benthiques sur l'ensemble de la colonne d'eau ainsi que le développement de communautés benthiques. Des processus tels que

l'adsorption/désorption, l'agrégation/désagrégation, la sédimentation/remise en suspension, largement conditionnés par la turbulence de l'écoulement, participent également aux transformations et influencent notablement les modes de transfert des constituants dans le milieu. Les différents modèles de la 'Boîte à Outils' du PIREN-Seine permettent de prendre en compte l'ensemble de ces interactions complexes entre l'hydraulique du système, les processus chimiques et biologiques et la qualité de l'eau qui en résulte. Nous avons voulu montrer ici, en tentant d'appliquer ces outils de modélisation à la question de l'optimisation de la gestion des débits en étiage, comment ils peuvent être utilisés pour l'aide à la réflexion et à la prise de décision.

Les deux aspects envisagés concernent l'un et l'autre une augmentation temporaire de débit en comptant sur l'effet de dilution pour atténuer les pollutions.

1. Nous étudierons tout d'abord comment, en étiage ou en période de bloom algal, le soutien des débits par les restitutions d'eau stockée dans les barrages réservoirs affecte la qualité de l'eau.

2. Nous analyserons ensuite dans quelle mesure l'utilisation des volumes d'eau stockés en amont des barrages de navigation peut permettre de diminuer l'impact de pollutions accidentelles telles que celles générées par les déversements de temps de pluie.

Les réponses, on le verra, sont nuancées. Elles montrent (et ce résultat n'est pas neuf) que la gestion des débits n'est pas la panacée en matière de restauration de la qualité de l'eau. Elles mettent surtout en évidence la complexité du comportement du système et la difficulté qu'il peut y avoir à prédire sa réponse à une perturbation par un raisonnement intuitif basé sur la prééminence des effets de dilution.

2. La gestion en étiage des barrages réservoirs

2.1. Les barrages réservoirs et leur gestion

Le bassin de la Seine est doté de grands ouvrages de retenue d'une capacité totale de 830 Mm³ permettant à la fois d'écrêter les crues hivernales ou printanières, et de soutenir les débits d'étiage en été et en automne. L'IIBRBS (Institution Interdépartementale des Barrages-Reservoirs du Bassin de Seine ou 'Grands Lacs de Seine'), gère les 4 principaux de ces ouvrages, et notamment les trois lacs de Champagne, d'une capacité totale de 730 Mm³, en dérivation sur la Marne, sur la Seine et sur l'Aube (figure 1). En période d'étiage, ces trois ouvrages peuvent assurer ensemble un soutien de débit de 120 m³/sec, et permettent ainsi de maintenir un débit suffisant à l'amont de l'agglomération parisienne, notamment pour les prélèvements destinés à l'approvisionnement en eau potable.

Les principes de la gestion de ces ouvrages font l'objet de négociations entre les différents acteurs publics et privés impliqués dans la gestion des ressources en eaux, qui aboutissent à définir pour chaque réservoir une courbe d'objectif de remplissage et de vidange annuelle (figure 2).

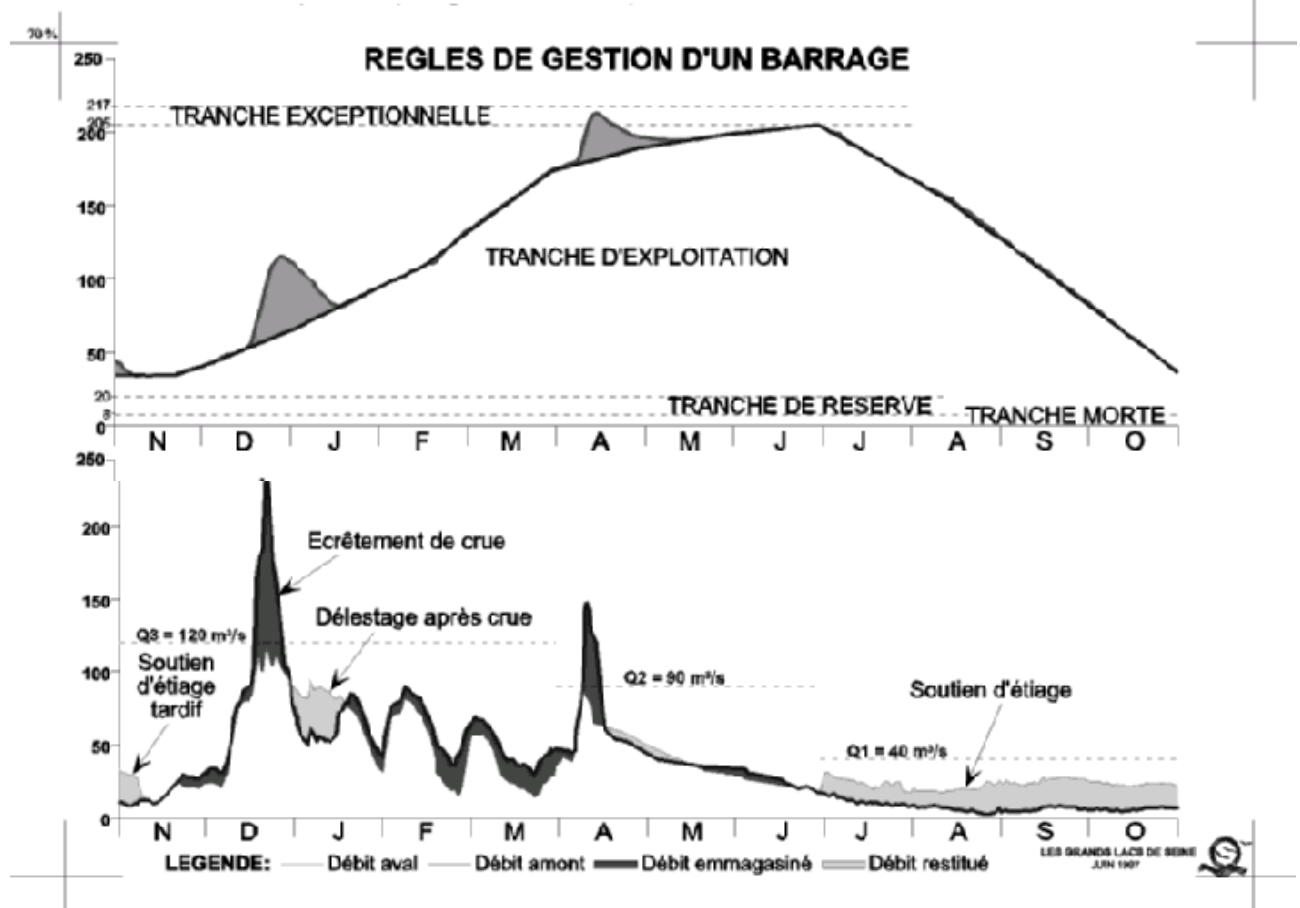


Figure 2. Représentation théorique des règlements d'eau des réservoirs de Champagne **a)** Courbes des objectifs de remplissage et de vidange ; **b)** Variations saisonnières des débits à l'amont et à l'aval des rivières, des débits emmagasinés (trame noire) et restitués (trame pointillée) (IIBRBS et PIREN Seine)

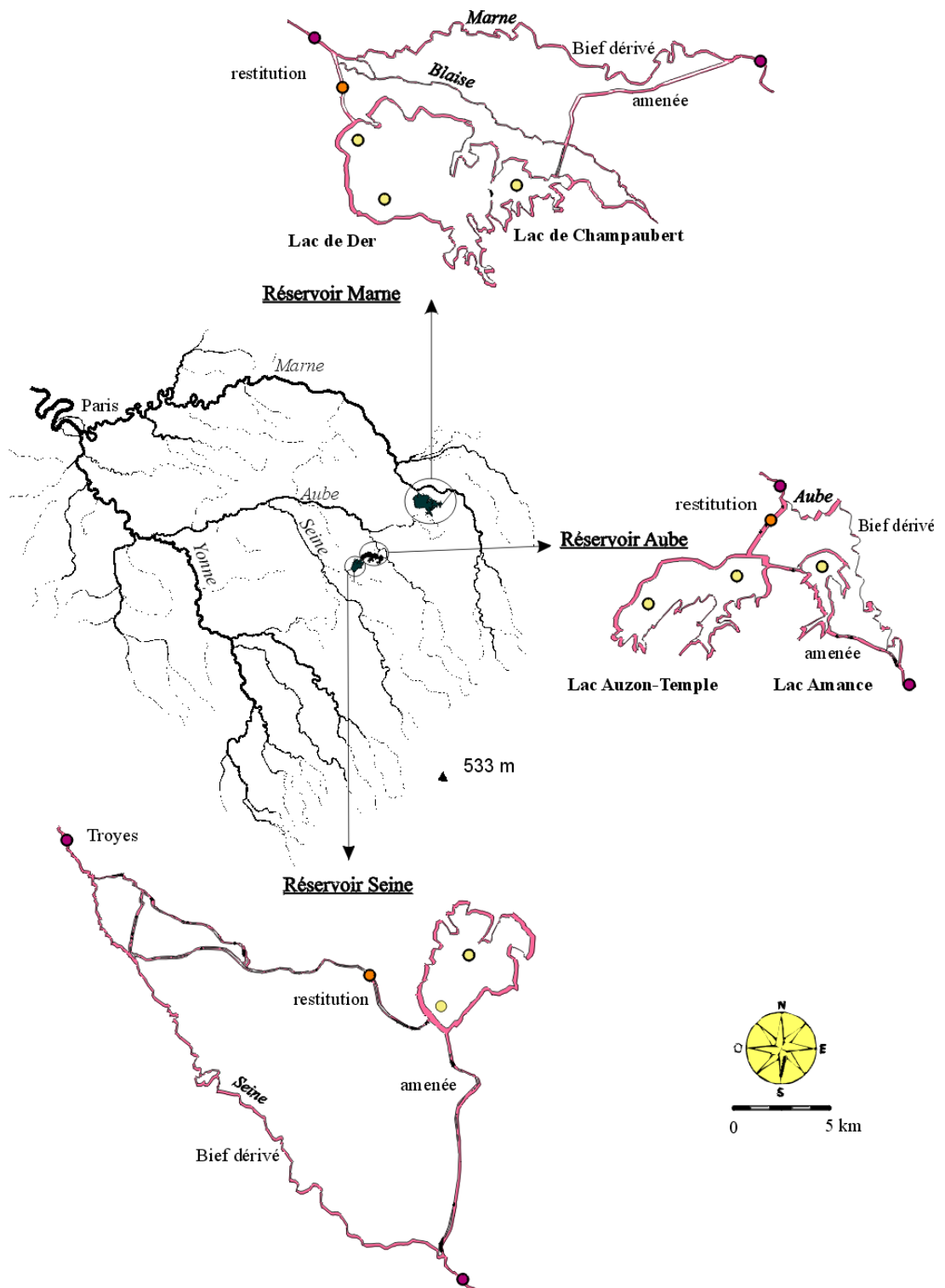


Figure 1: Situation et représentation des réservoirs de Champagne dans le bassin de la Seine..

2.2. Analyse rétrospective de l'effet des réservoirs sur la qualité de l'eau

Les grands barrages réservoirs de Champagne ont été mis en service progressivement depuis 35 ans (Barrage Seine en 1966, barrage Marne en 1974, barrage Aube en 1991). Durant la même période, de très profondes modifications ont eu lieu dans la gestion quantitative et qualitative des ressources en eau du bassin (Billen et al., 2001), de sorte qu'il est relativement malaisé de mettre en évidence la part de responsabilité de ces ouvrages dans les modifications de qualité de l'eau observées sur cette période. Seule la modélisation permet cette reconstitution.

Le modèle SENEQUE 1.3, mis au point dans le cadre du PIREN-Seine, a permis de synthétiser l'évolution du fonctionnement écologique et de la qualité de l'eau durant les 50 dernières années tout en reliant cette évolution aux variations connues des contraintes naturelles et humaines auxquelles est soumis l'hydrosystème (Billen et al., 2001). Nous avons extrait ici le rôle des barrages réservoirs en calculant la qualité de l'eau qui aurait résulté, durant ces 35 années, de l'absence des ouvrages de régulation des débits.

2.2.1 Qualité à l'aval de Paris

Les figures 3 à 7 montrent ainsi, à Suresnes (en aval de Paris) et à Conflans (en aval de la station d'épuration d'Achères et en amont de la confluence de l'Oise), les variations saisonnières et interannuelles du débit, de la concentration en oxygène et en ammonium calculées par le modèle pour la période 1965-1998, dans la situation réelle d'une part, et selon un scénario où les 3 barrages-réservoirs de Champagne auraient été absents, d'autre part. Les courbes différentielles correspondantes montrent clairement que le gain de qualité obtenu par le soutien d'étiage estival dépasse très largement la dégradation de qualité que l'on peut observer épisodiquement lors des périodes de remplissage des ouvrages au printemps.

Le gain d'oxygénation à l'aval de la station d'épuration d'Achères a été particulièrement important (plus de 4 mgO₂/l) durant les étés secs du début des années 90, quand les barrages-réservoirs ont permis d'éviter des situations durables de déficit d'oxygène qui auraient pu être particulièrement critiques. L'effet bénéfique du soutien d'étiage se manifeste moins dans les années les plus récentes à cause de l'augmentation générale de l'hydraulicité, ainsi que de l'amélioration du traitement des eaux usées de l'agglomération parisienne.

Les mêmes observations peuvent être faites en ce qui concerne l'ammonium, dont les teneurs ont pu être réduites de plus de 5 mgN/l à Conflans durant les étiages sévères du début des années 1990, par rapport à ce qu'elles auraient été sans soutien de débit.

A l'aval immédiat de Paris, l'effet le plus spectaculaire d'amélioration de l'oxygénation et de la contamination ammoniacale par le soutien d'étiage estival est observé durant les années 70, époque où la qualité de l'eau dans ce secteur était encore très dégradée. Le rejet des eaux usées parisiennes, plus à l'aval depuis la mise en opération des 3^{ème} et 4^{ème} tranches d'Achères a rendu aujourd'hui ce secteur beaucoup moins sensible aux étiages sévères.

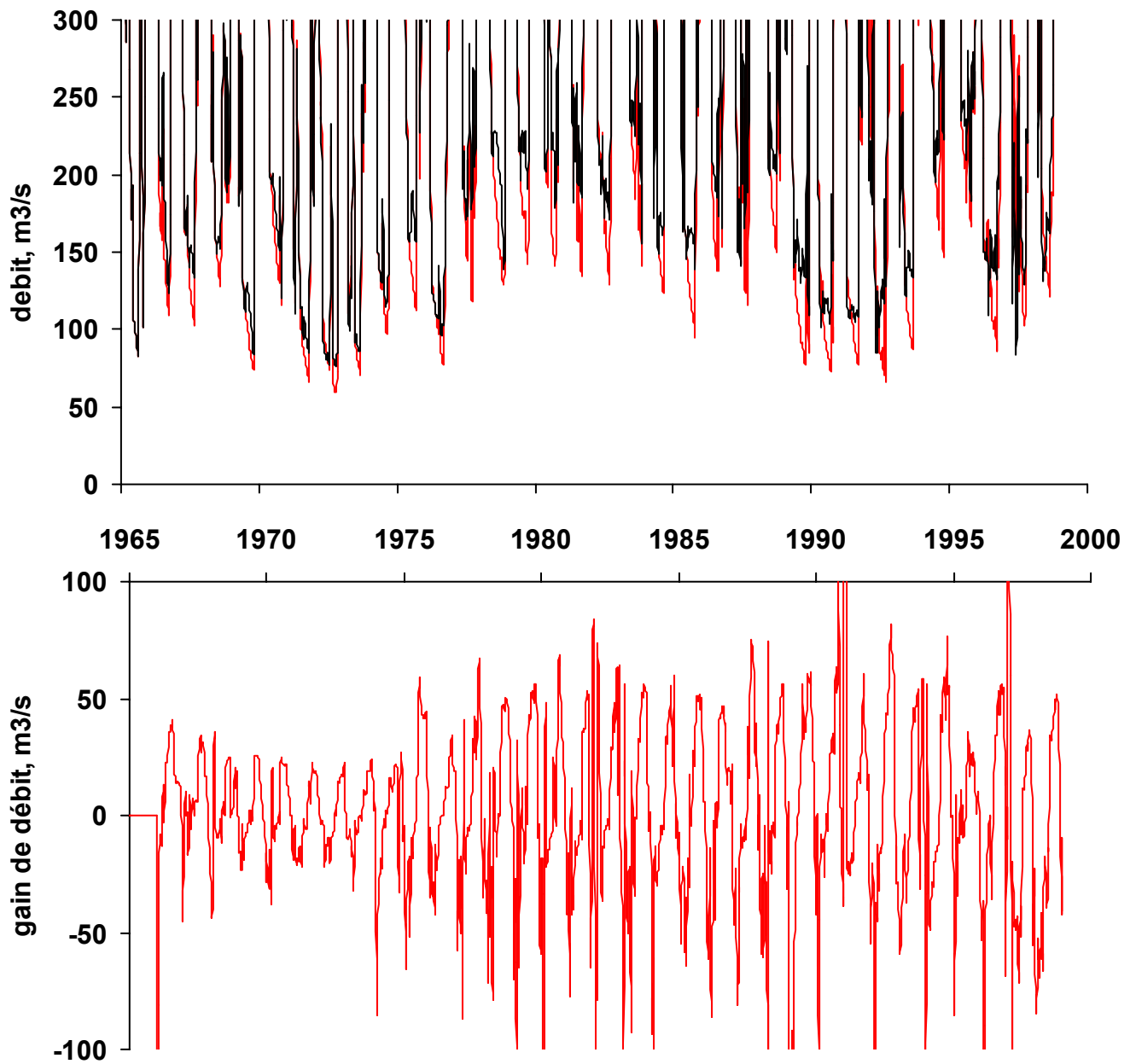


Figure 3. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles du débit de la Seine à Suresnes entre 1965 et 1998, calculé avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel de débit entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent le soutien d'étiage, les valeurs négatives les dérivations).

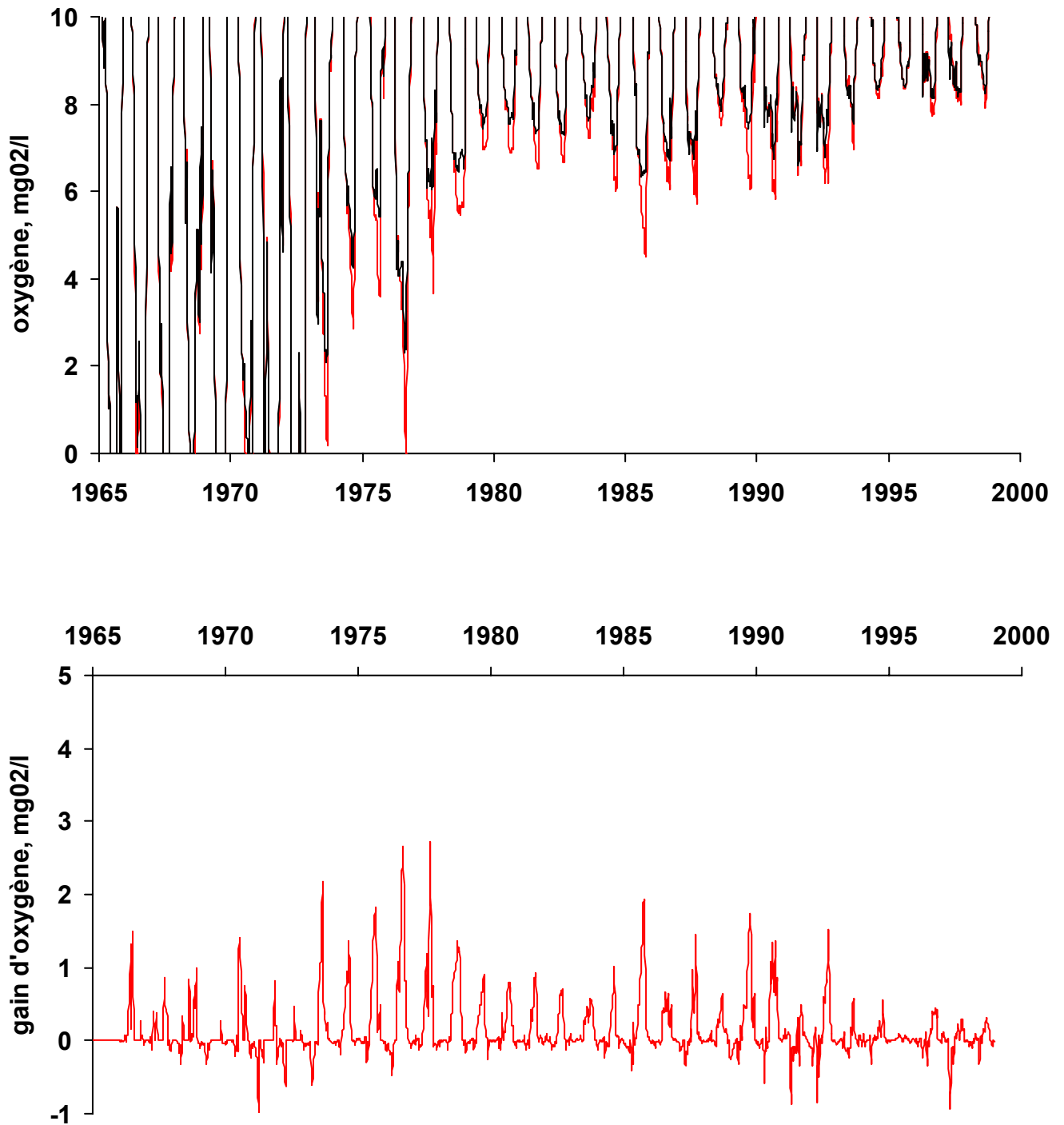


Figure 4. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles de la concentration en oxygène de la Seine à Suresnes entre 1965 et 1998, calculée avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation du débit par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel d'oxygène entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent une amélioration de l'oxygénation), les valeurs négatives une dégradation de l'oxygénation).

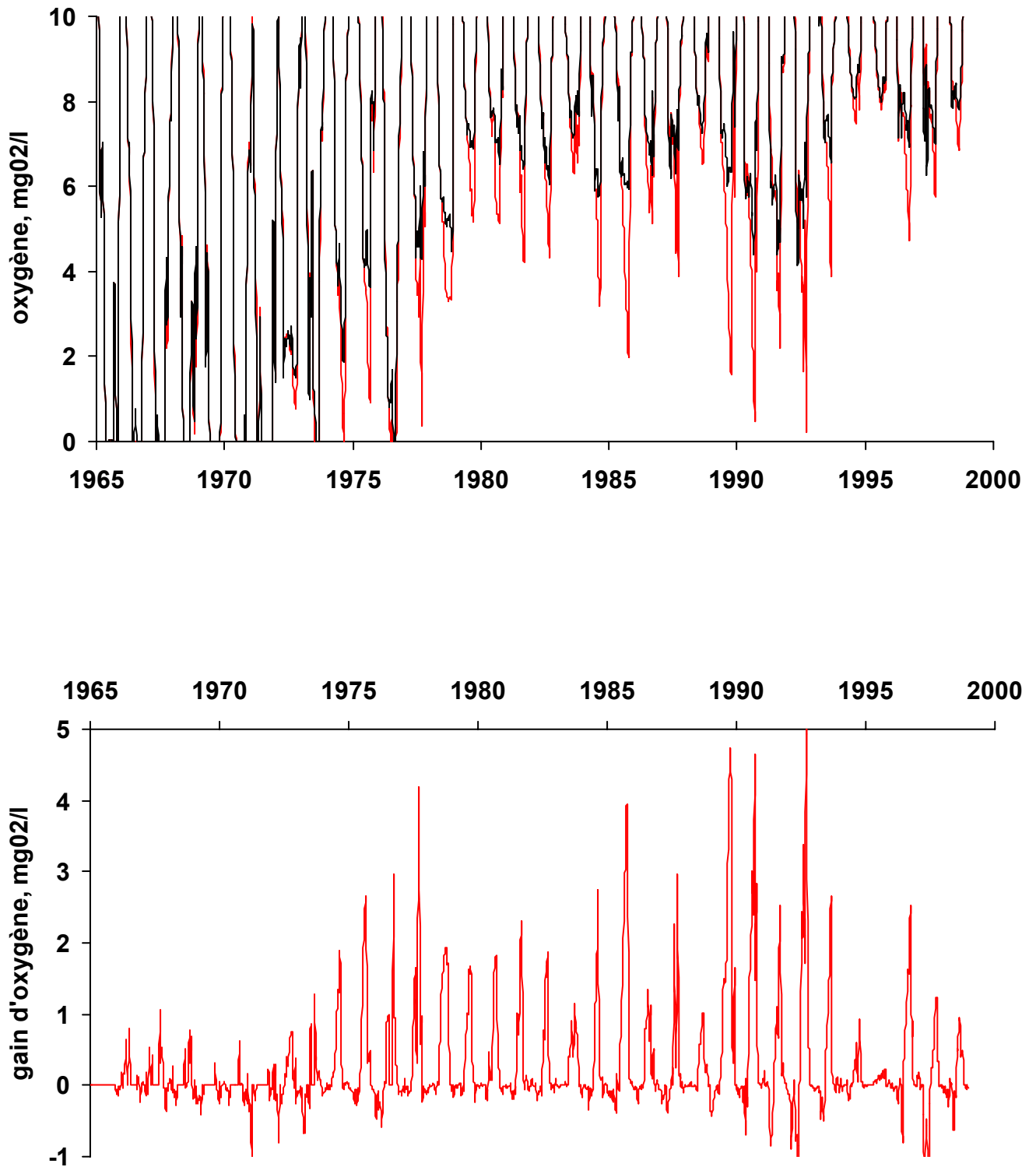


Figure 5. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles de la concentration en oxygène de la Seine à Conflans entre 1965 et 1998, calculée avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation du débit par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel d'oxygène entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent une amélioration de l'oxygénation), les valeurs négatives une dégradation de l'oxygénation).

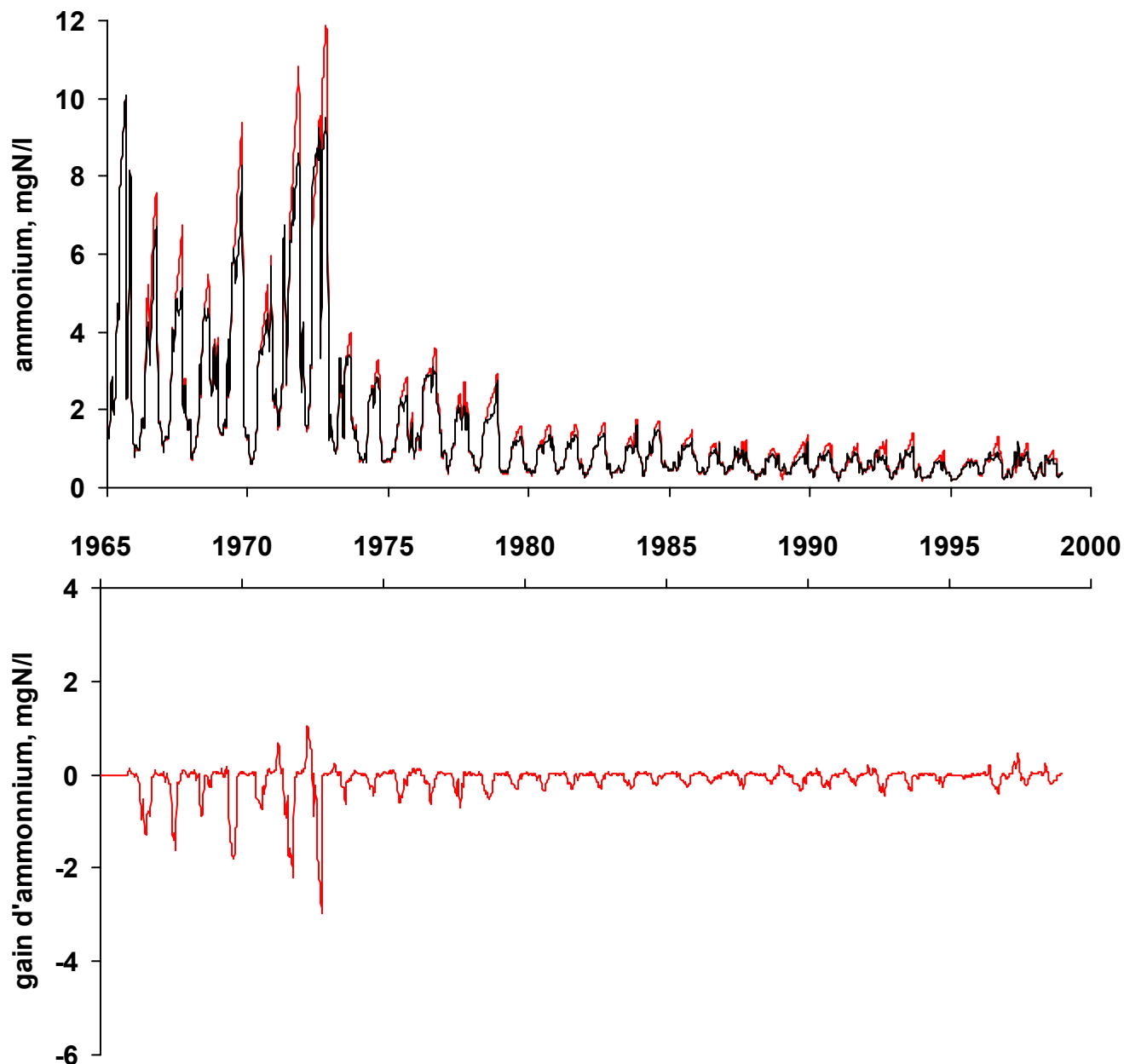


Figure 6. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles de la concentration en ammonium de la Seine à Suresnes entre 1965 et 1998, calculée avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation du débit par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel d'ammonium entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent une aggravation de la contamination en ammonium), les valeurs négatives une amélioration de cette contamination suite au soutien d'étiage).

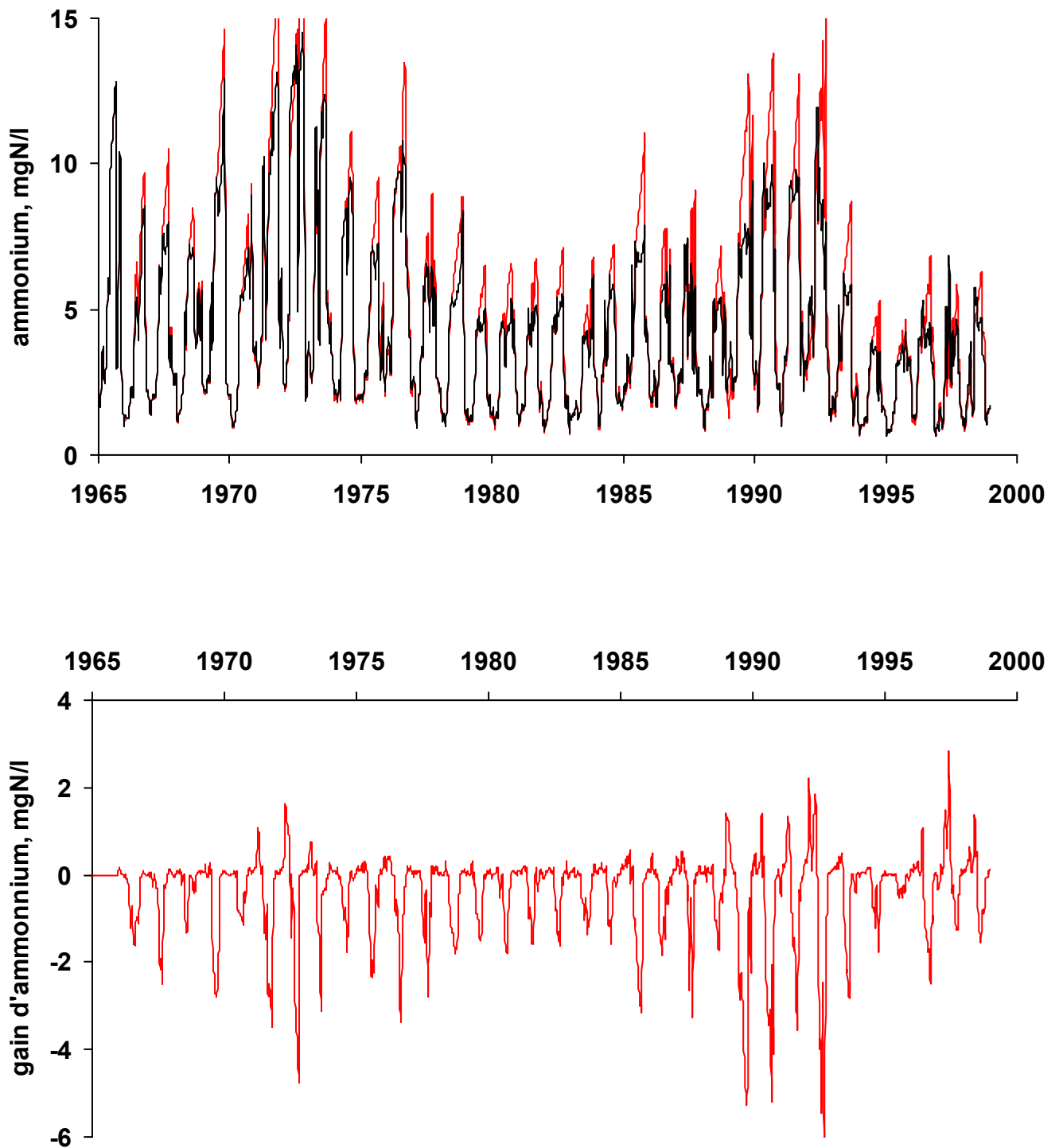


Figure 7. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles de la concentration en ammonium de la Seine à Conflans entre 1965 et 1998, calculée avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation du débit par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel d'ammonium entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent une aggravation de la contamination en ammonium), les valeurs négatives une amélioration de cette contamination, suite au soutien d'étiage).

En aval immédiat de la station d'épuration d'Achères, la relation entre débit et qualité de l'eau obéit raisonnablement à une loi hyperbolique, montrant la prééminence de l'effet de dilution de la charge urbaine ponctuelle (Figure 8). La relation est particulièrement évidente pour l'ammonium, nettement moins rigoureuse pour l'oxygène, dont la teneur dépend de beaucoup d'autres facteurs.

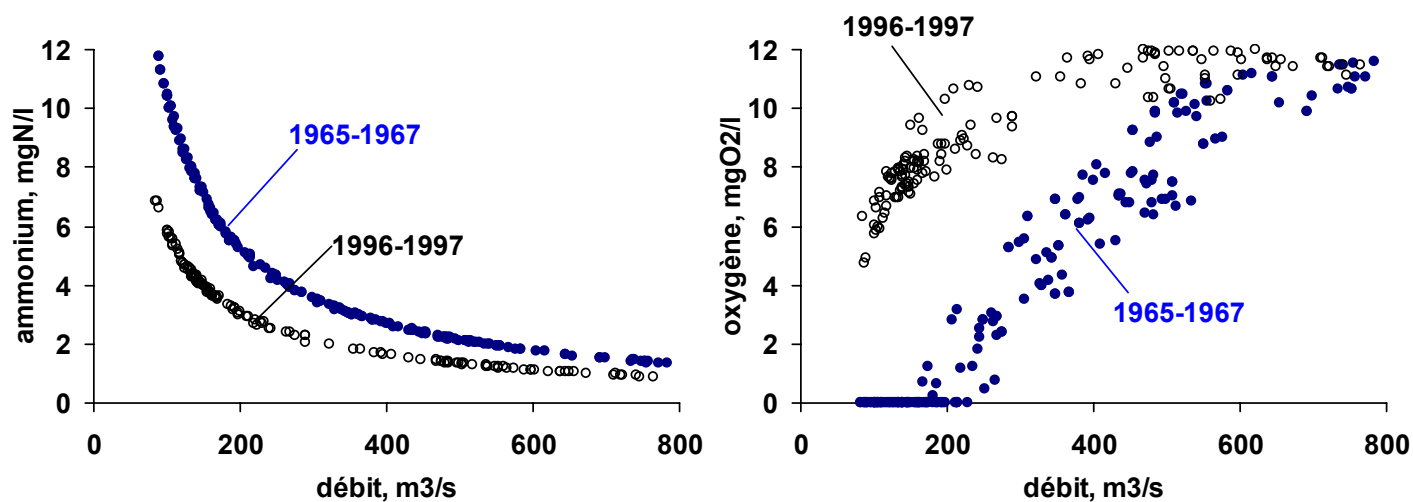


Figure 8. Relation hyperbolique entre le débit et la qualité de l'eau (concentration en oxygène et en ammonium) à Conflans au cours des périodes 1965-67 et 1996-97.

2.2.2 Qualité de l'eau en amont de Paris

L'effet du soutien d'étiage en amont de l'agglomération parisienne, c'est à dire dans la Seine et la Marne avant leur confluence, est plus complexe à évaluer. Ainsi l'oxygénation n'est jamais, dans ces secteurs, un critère sensible de la qualité de l'eau. La teneur en ammonium peut en revanche y être déclassante ; elle est source de problèmes pour la production d'eau potable en période de faible température (automne et hiver) où le rendement de nitrification est moindre. Mais c'est surtout la présence de blooms algaux excessifs qui sont responsables d'une dégradation significative de la qualité de l'eau, en raison de la gêne occasionnée par ces floraisons massives pour la production d'eau potable, ainsi qu'à cause de la charge organique que la biomasse algale représente pour les secteurs aval de la Seine, déjà fragilisés par les effluents parisiens.

Les figures 9 à 14 représentent pour la Seine et pour la Marne à l'amont de Paris, les variations saisonnières et interannuelles du débit, de la concentration en ammonium et de la biomasse phytoplanctonique calculées par le modèle pour la période 1965-1998, dans la situation réelle et selon un scénario où les 3 barrages-réservoirs de Champagne auraient été absents. Les courbes différentielles correspondantes montrent l'effet résultant du soutien d'étiage estival.

D'une manière générale, la contamination ammoniacale est légèrement atténuée, en été, par le soutien d'étiage. Par contre, on constate une tendance à l'accentuation des floraisons algales printanières suite à la mise en oeuvre des barrages réservoirs.

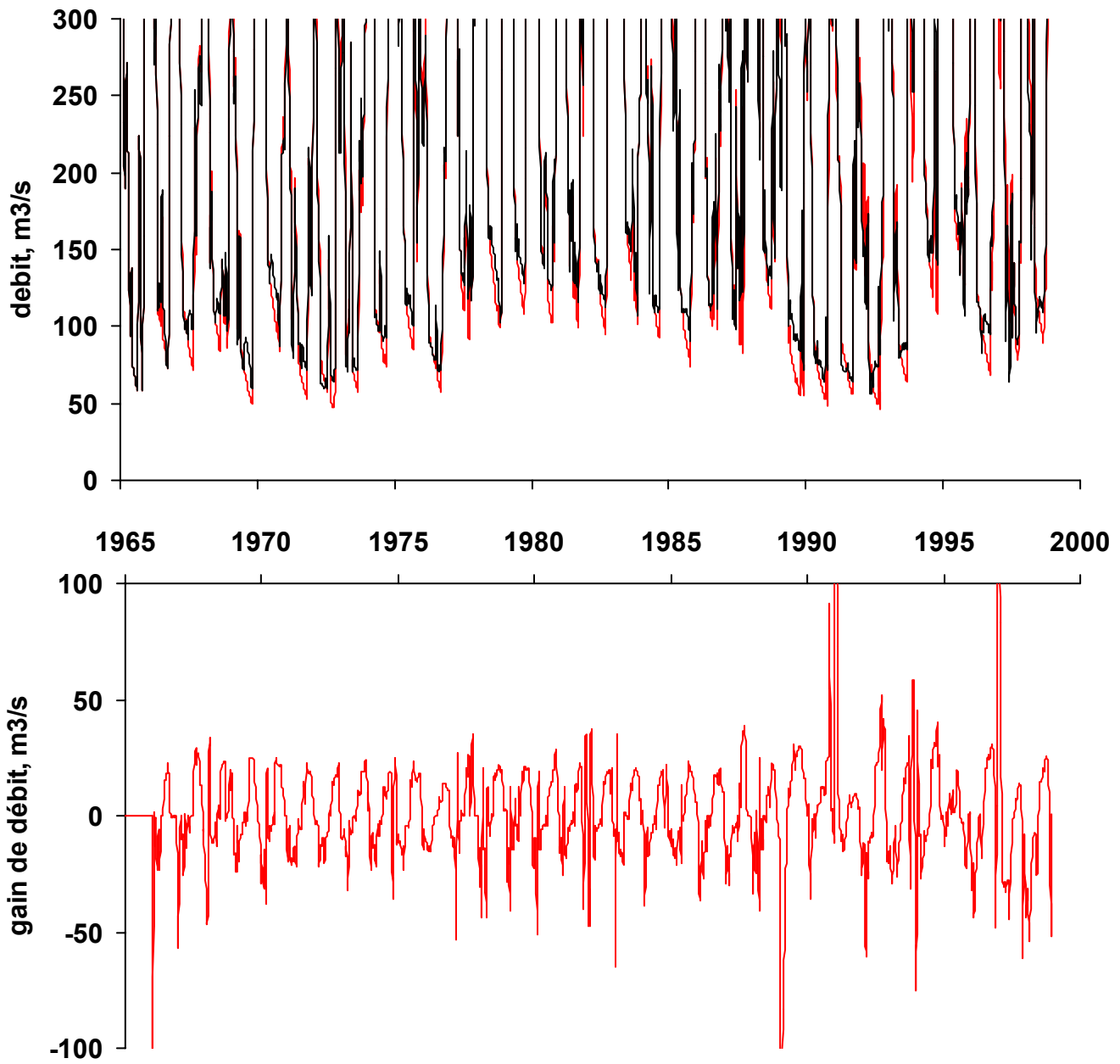


Figure 9. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles du débit de la Seine à l'amont de Paris entre 1965 et 1998, calculé avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel de débit entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent le soutien d'étiage, les valeurs négatives les dérivations).

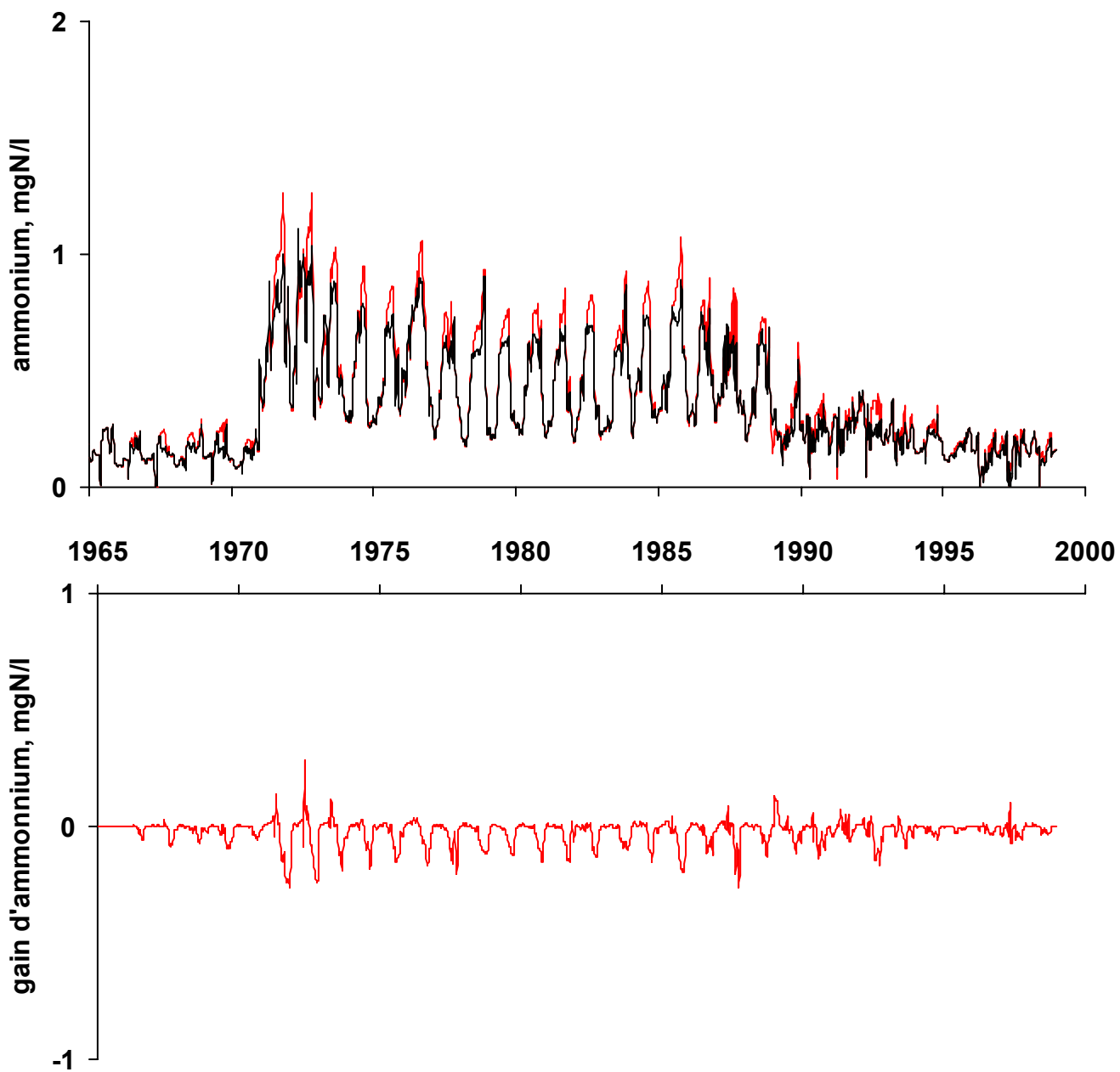


Figure 10. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles de la concentration en ammonium de la Seine à l'amont de Paris entre 1965 et 1998, calculée avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel de concentration entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent une aggravation de la contamination en ammonium, les valeurs négatives une diminution de la contamination).

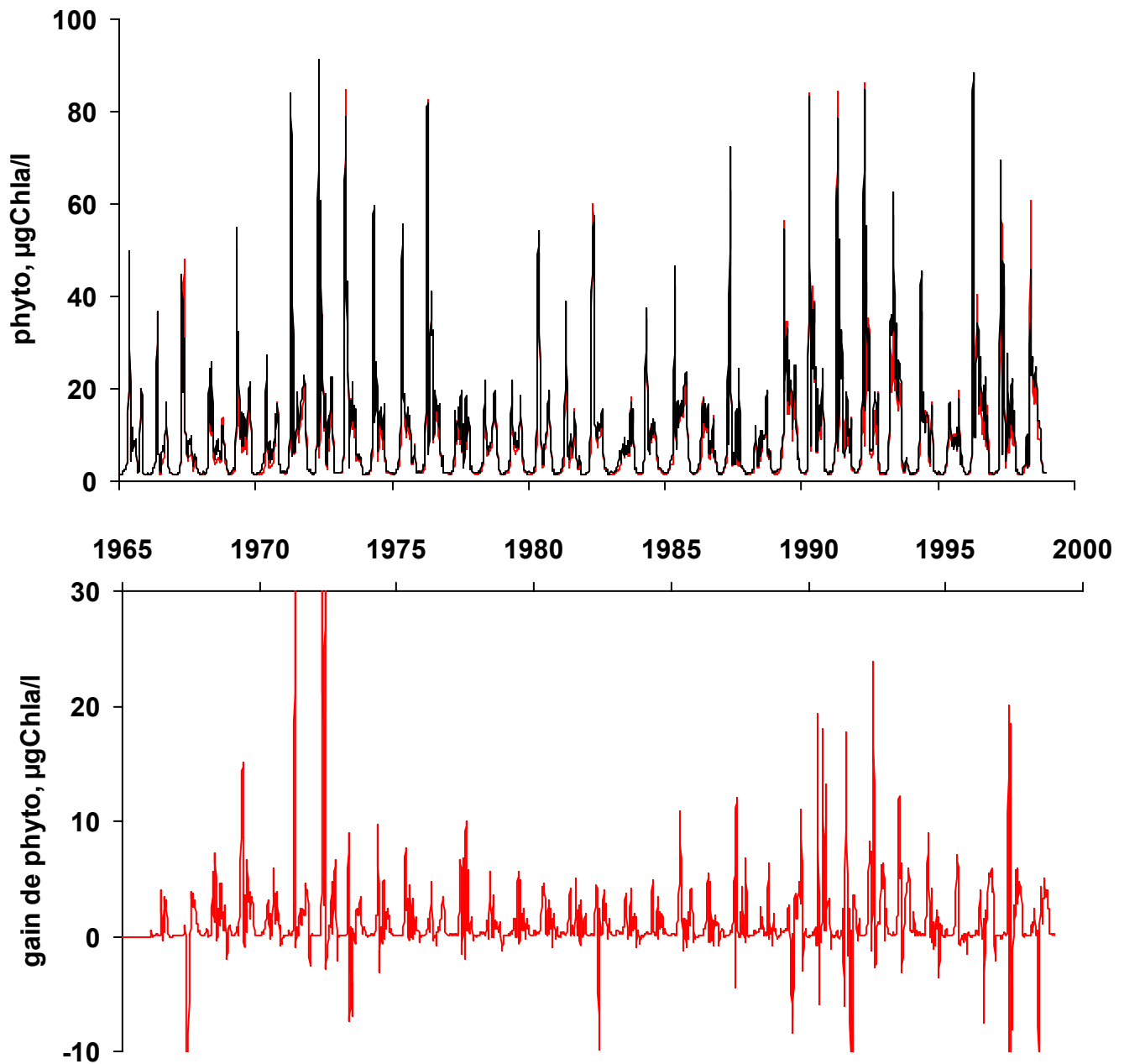


Figure 11. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles de la biomasse phytoplanktonique de la Seine à l'amont de Paris entre 1965 et 1998, calculée avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel de concentration entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent un accroissement des floraisons algales, les valeurs négatives une diminution de leur prolifération suite au soutien d'été).

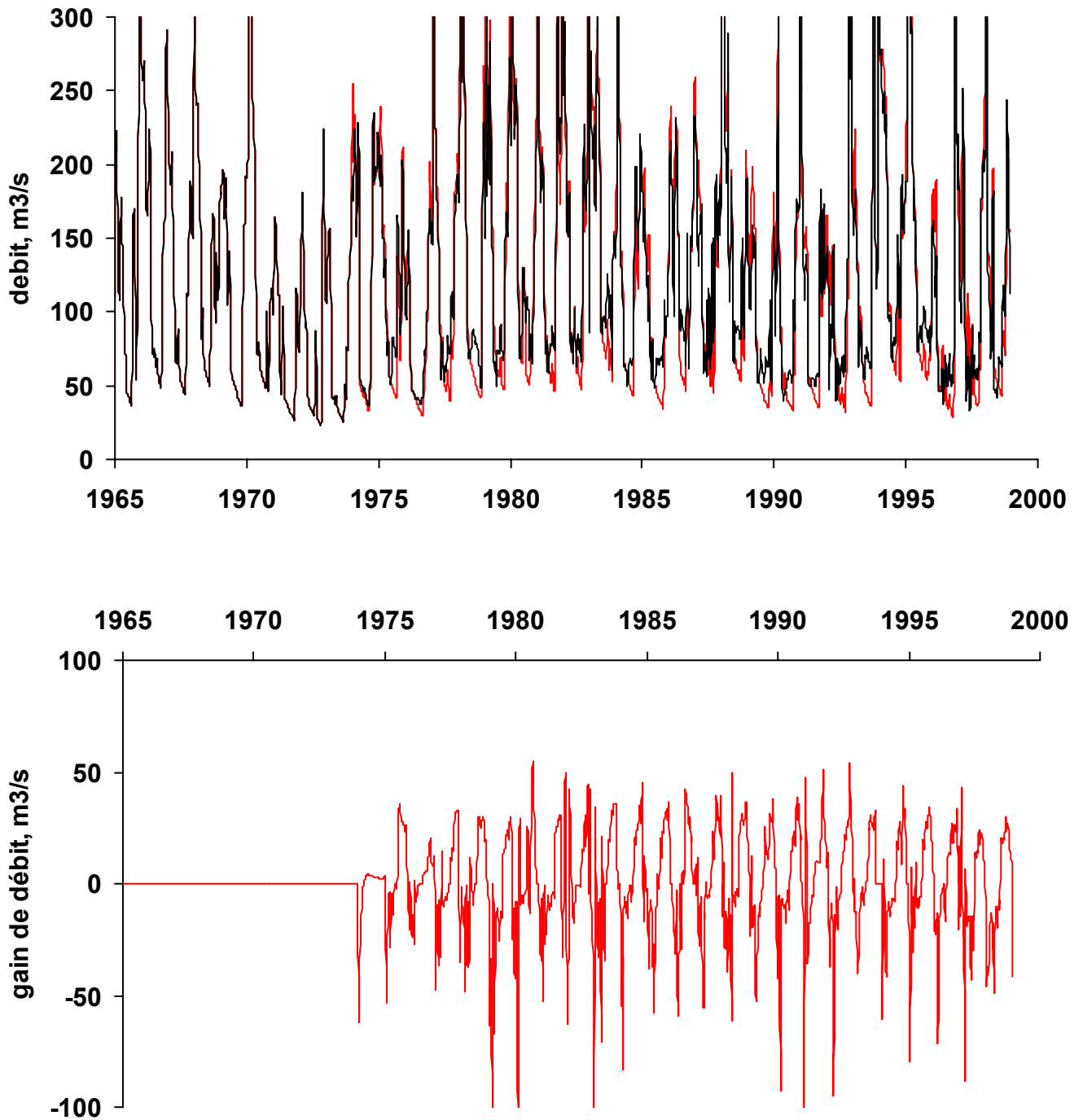


Figure 12. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles du débit de la Marne à l'amont de Paris entre 1965 et 1998, calculé avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation par le barrage Marne. Panneau inférieur : différentiel de débit entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent le soutien d'étiage, les valeurs négatives les dérivations).

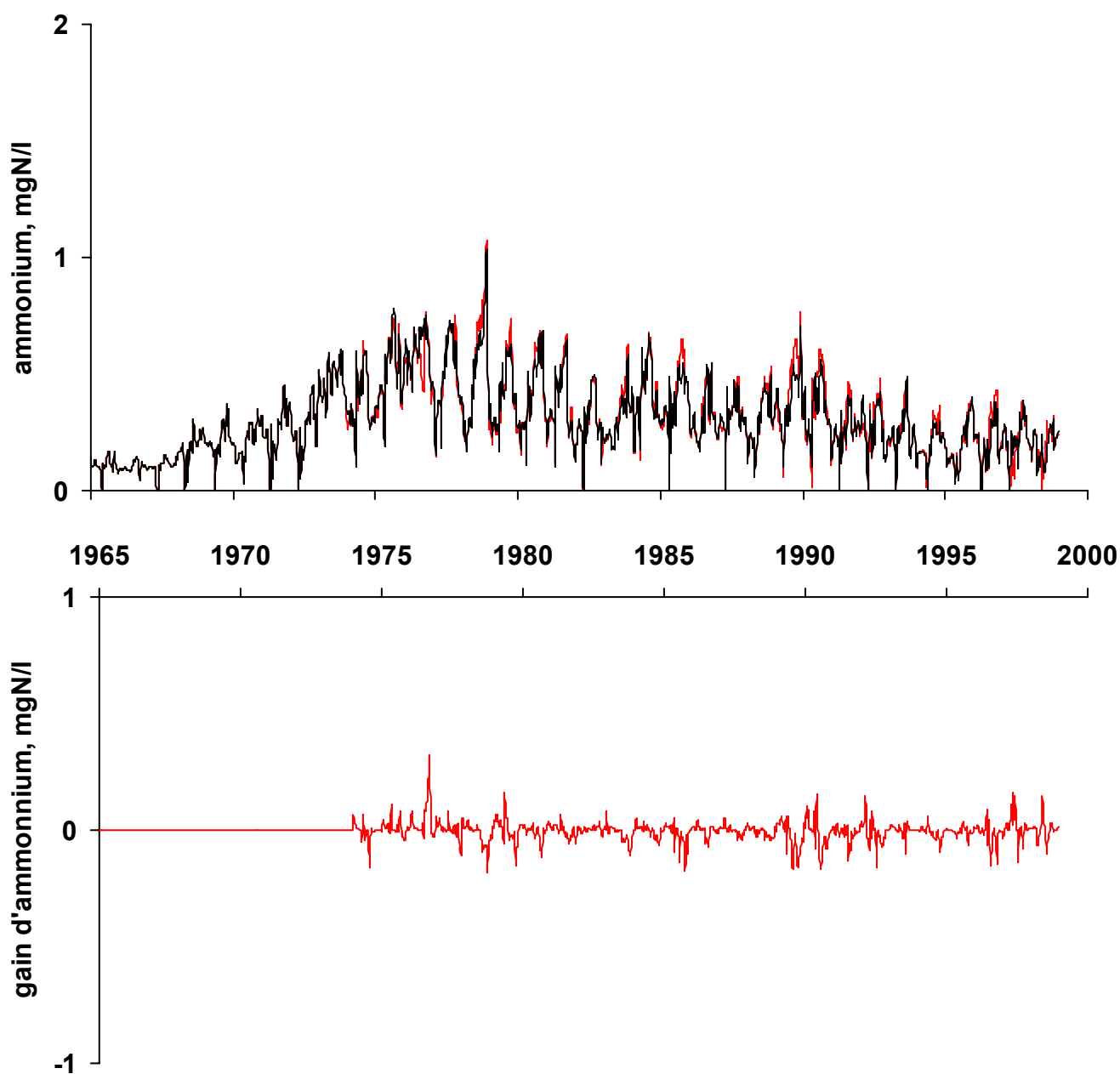


Figure 13. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles de la concentration en ammonium de la Marne à l'amont de Paris entre 1965 et 1998, calculée avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel de concentration entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent une aggravation de la contamination en ammonium, les valeurs négatives une diminution de la contamination).

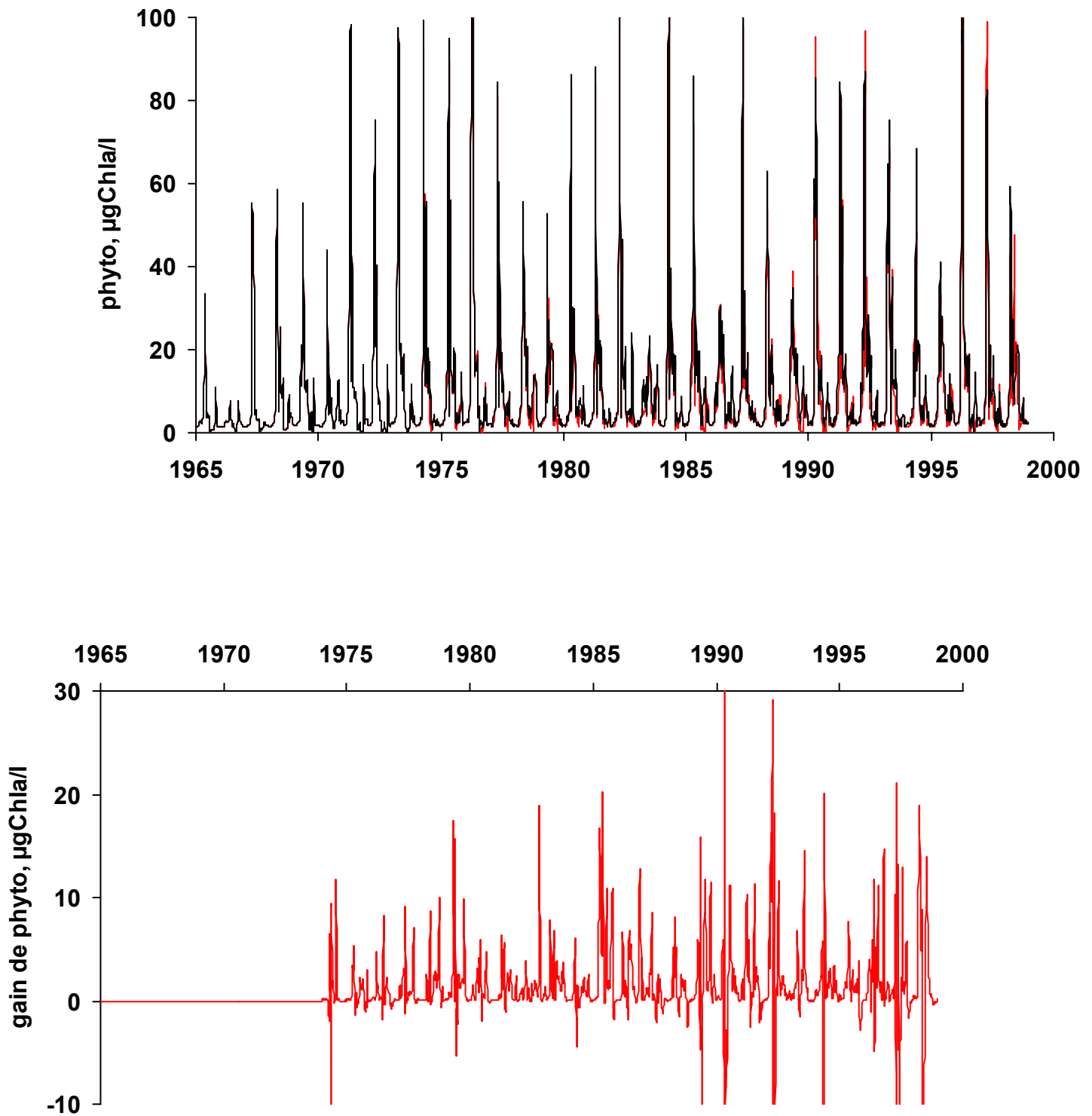


Figure 14. Panneau supérieur : variations saisonnières et interannuelles de la biomasse phytoplanctonique de la Marne à l'amont de Paris entre 1965 et 1998, calculée avec (courbe noire) et sans (courbe rouge) régulation par les barrages réservoirs. Panneau inférieur : différentiel de concentration entre les 2 scénarios (les valeurs positives indiquent un accroissement des floraisons algales, les valeurs négatives une diminution de leur prolifération suite au soutien d'étiage).

2.3. Exploration de l'effet de la régulation du débit sur la dynamique algale

Au contraire de ce qui se passe pour la concentration en ammonium dans les secteurs aval de Paris, l'effet du débit sur le développement algal n'obéit pas à un simple processus de dilution. Pour comprendre la manière complexe dont la régulation des débits interagit avec la dynamique algale, nous avons simulé le développement des populations de phytoplancton dans le cours de la Marne, au moyen du modèle Eustache (application détaillée du modèle SENEQUE 1.3 au réseau hydrographique de la Marne, individualisant l'axe principal et 8 sous-bassins), avec et sans prise en compte des dériviatives et restitutions d'eau par le barrage Marne. La figure 15 montre quelques moments caractéristiques de la dynamique spatiale et saisonnière du développement phytoplanctonique.

La croissance algale débute dans les secteurs amont de l'axe Marne au printemps, généralement en mars, lorsque la baisse des débits fait que le taux de dilution est en dessous du taux de croissance des diatomées (Billen et al., 1994 ; Garnier et al., 1995). Les débits encore importants à cette période de l'année limitent le temps de séjour des masses d'eau dans le cours de la Marne. Une dérivation d'eau vers le barrage réservoir est donc de nature à accroître la biomasse algale formée, par l'allongement du temps de séjour qu'elle induit. C'est ce que l'on observe clairement dans la situation de mi-mars 1996 (Figure 15) : le débit plus faible de la Marne par rapport à son débit naturel accroît, quoique de manière limitée, la biomasse algale développée.

Au mois d'avril, les débits plus faibles permettent un développement plus en amont dans le secteur non navigable de la Marne. Les biomasses très importantes amenées dans le secteur canalisé (au delà du pK 200), plus profond, empêchent alors la poursuite de la croissance algale dans ce secteur, à cause de la mauvaise pénétration lumineuse et donc du faible éclaircissement qu'elles provoquent. L'essentiel de la croissance a donc lieu dès cette époque dans le secteur amont non canalisé. Les règles actuelles de gestion des barrages, et notamment le respect d'un débit réservé du secteur court-circuité de la Marne, font que les modifications de débits sont généralement faibles dans ce type de conditions.

Au mois de juin, les mêmes processus se manifestent, mais l'accroissement de la température et le développement des prédateurs zooplanctoniques ou benthiques dans le secteur canalisé fait qu'une rapide décroissance des populations algales s'y manifeste. Un soutien de débit par restitution dans ces conditions, repousse le pic de biomasse algale plus en aval dans le secteur médian de la Marne, ce qui se traduit paradoxalement par une augmentation la biomasse dans les secteurs aval.

En été, la décroissance dans le secteur canalisé est encore plus rapide. Aucune biomasse ne parvient à l'exutoire de la Marne. Le soutien d'étiage empêche efficacement le développement algal dans la Marne médiane.

On voit donc que les dériviatives d'eau vers le barrage réservoir au printemps ont généralement pour effet d'accroître la biomasse algale dans les secteurs aval de la Marne. Quant aux restitutions, si elles diminuent généralement les proliférations planctoniques dans la Marne moyenne, peuvent les accroître au printemps dans la Marne aval.

Afin d'explorer plus en détail les potentialités de la manipulation des débits pour le contrôle des blooms algaux, nous avons choisi la situation de la fin avril 1996, caractérisée par une forte prolifération phytoplanctonique dans la Marne aval. La figure 15 montre déjà que les dériviatives, limitées à cette époque, sont de faible incidence sur le développement algal. La figure 16 montre par ailleurs que des dériviatives, même de 20 m³/s, seraient sans grand effet sur la biomasse algale dans les secteurs aval.

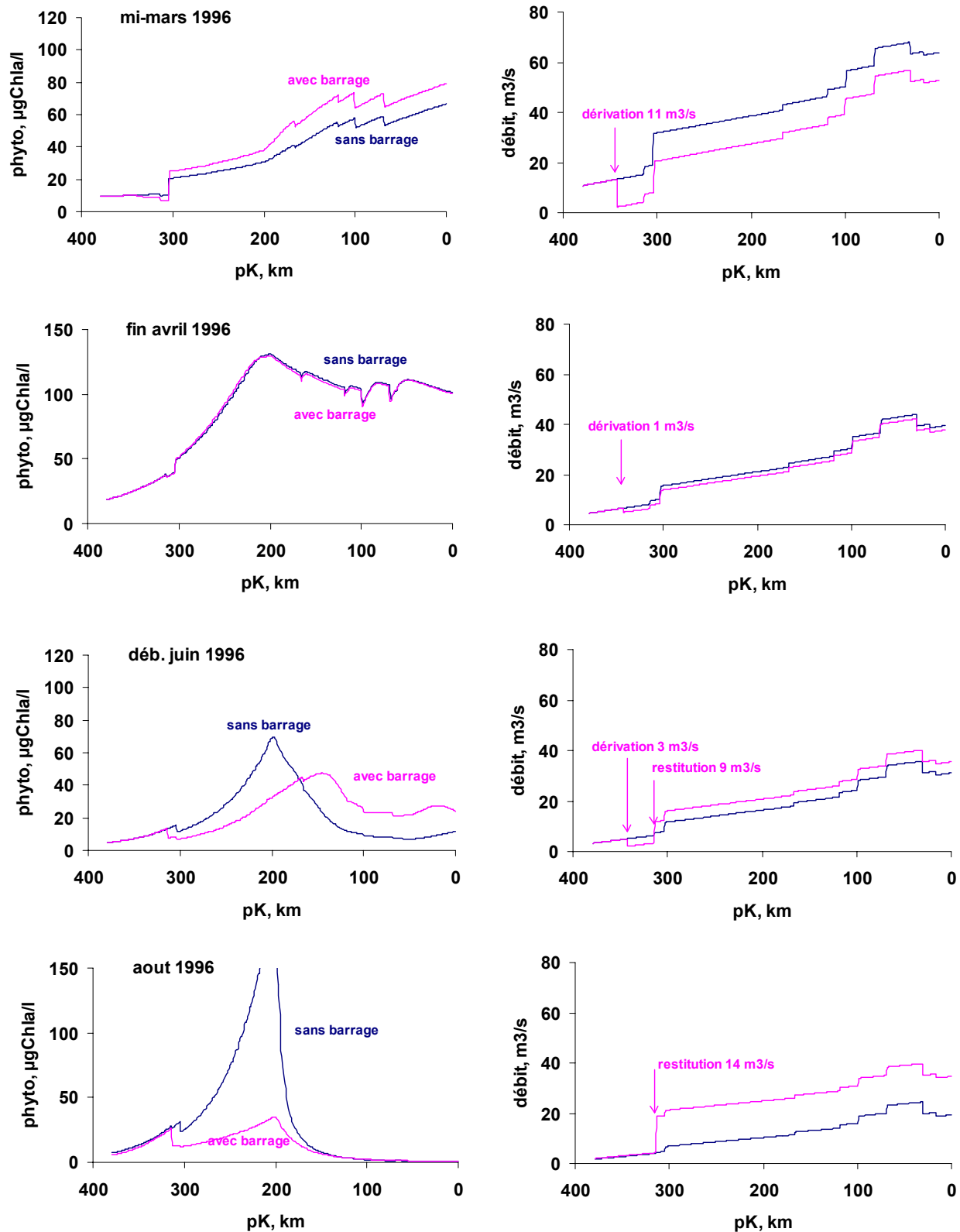


Figure 15. Profils longitudinaux simulés du développement algal et du débit dans la Marne en 1996, avec et sans régulation du débit par le barrage Marne. (pK 0 à la confluence avec la Seine)

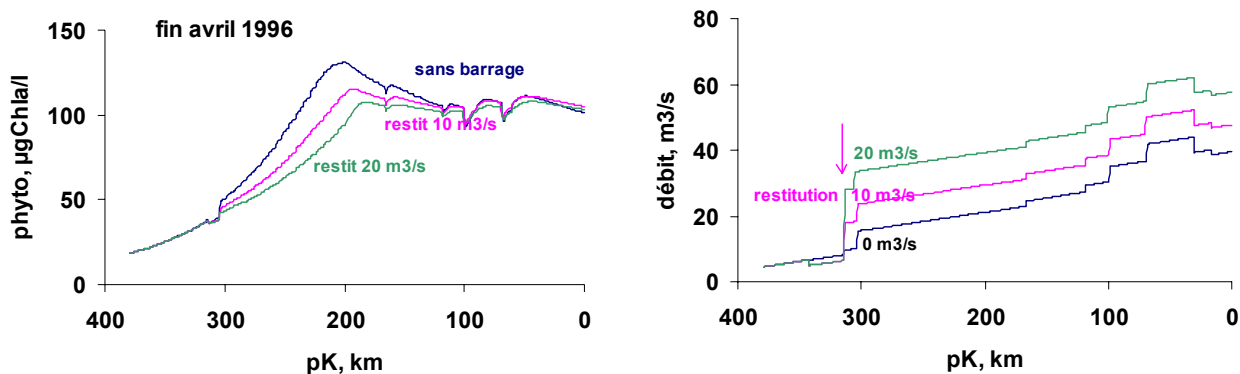


Figure 16. Profils longitudinaux simulés du développement algal et du débit dans la Marne en avril 1996, montrant l'effet à attendre de dérivations d'eau du barrage réservoir à raison de 10 et 20 m³/s respectivement.

2.4. Simulation de l'effet du barrage Marne dans une large gamme de conditions hydrologiques

Afin d'évaluer plus précisément les conséquences des règles actuelles de gestion des barrages réservoirs en matière de développement algal et de contamination ammoniacale dans les secteurs amont de Paris, nous avons cherché à déterminer l'effet de l'application de ces règles sur la qualité de la Marne dans une gamme aussi large que possible de situations hydrologiques.

La démarche adoptée est résumée à la figure 17. A partir de la base de données hydro-météorologiques couvrant la période 1900-1998, rassemblée par Sogréah (88 années disponibles), l'IIBRBS a reconstitué à l'aide de son logiciel PEGASE les débits journaliers de dérivation et de restitution du barrage Marne qui aurait résulté de l'application stricte du règlement d'eau actuel aux conditions hydrologiques de chacune de ces années. Ces données d'entrée ont alors permis de calculer, à l'aide du modèle SENEQUE 1.3 :

1. Les variations saisonnières de la qualité de l'eau de la Marne en régime naturel (sans barrages réservoirs), compte tenu des apports diffus et ponctuels du bassin versant caractéristiques de la période actuelle.
2. L'évolution de la qualité de l'eau du barrage réservoir s'il avait été géré selon le règlement d'eau actuel.
3. Les variations saisonnières de la qualité de la Marne affectée par cette gestion du barrage réservoir.

Nous avons constitué ainsi une base de données de qualité d'eau relative à 88 années fictives de fonctionnement hydrologique varié, mais de mêmes apports polluants diffus et ponctuels, illustrant l'impact des règles de gestion actuelles du barrage réservoir sur la qualité de l'eau de la Marne.

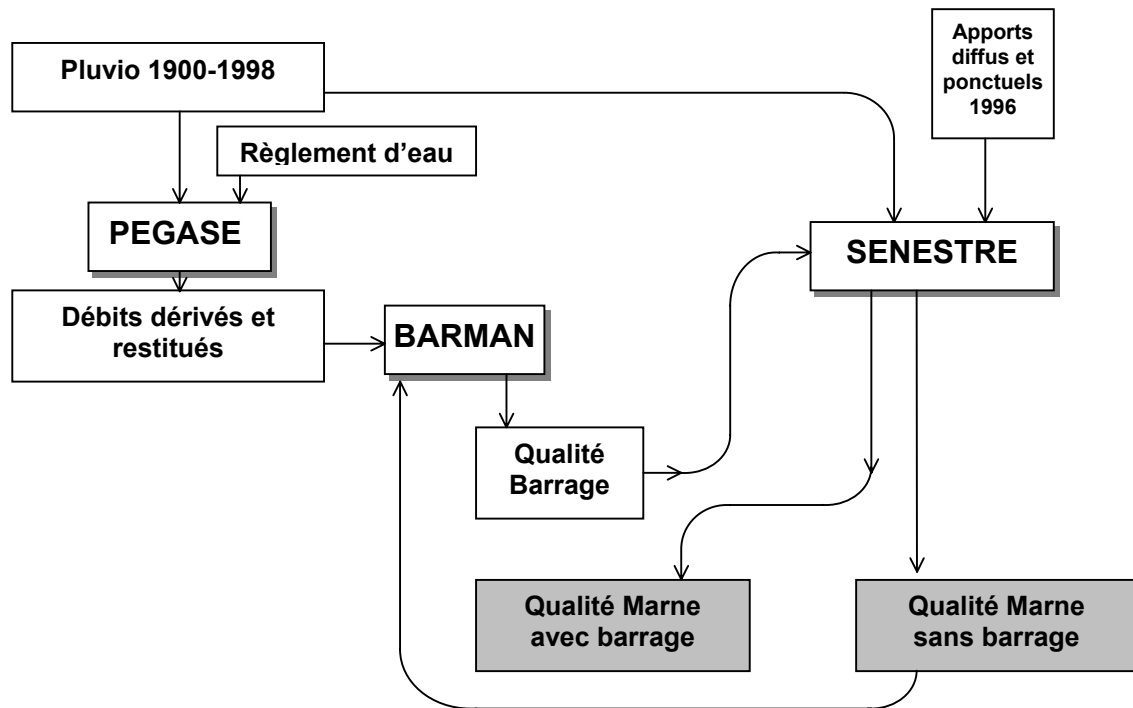


Figure 17: Démarche de modélisation de la qualité de l'eau de la Marne avec et sans barrage pour les 88 situations hydrologiques étudiées.

Il a été alors possible de calculer les fréquences de dépassement de certains seuils de qualité de l'eau de la Marne, en diverses stations, avec et sans régulation des débits.

2.4.1 Proliférations algales

La figure 18 montre ainsi la fréquence de dépassement par la biomasse algale d'un seuil de 40 µgChla/l, considéré comme limite à partir de laquelle des problèmes de traitement peuvent survenir dans les usines de production d'eau potable.

En l'absence de régulation des débits, ces dépassements ne s'observent pratiquement qu'au printemps, de mars et mai, en aval du secteur canalisé de la Marne. Par contre, ils peuvent survenir aussi en période estivale, de juillet à octobre, dans le secteur amont de la Marne. Ces blooms estivaux sont fréquents à Reuil.

L'effet de la régulation des débits selon les règles actuelles de gestion des ouvrages n'est pas très marqué sur les blooms algaux dans le secteur aval de la Marne. Les dérivations induisent le plus souvent un accroissement du phytoplancton en mars-avril, tandis qu'elles provoquent plus souvent une diminution en mai et juin. (figure 18).

Dans les secteurs amont de la Marne, l'effet des dérivations printanières est assez limité. Par contre, les floraisons algales estivales sont presque totalement éliminées par les restitutions (Figure 18).

2.4.2 Contamination ammoniacale

La figure 19 montre de la même façon la fréquence de dépassement d'une teneur en ammonium de 0.5 mgN/l, considérée comme préoccupante pour la production d'eau potable, surtout en période froide (octobre à mars).

Ces dépassements sont rares en ces périodes. Dans la majorité des cas les règles actuelles de gestion des barrages conduisent à en diminuer la fréquence.

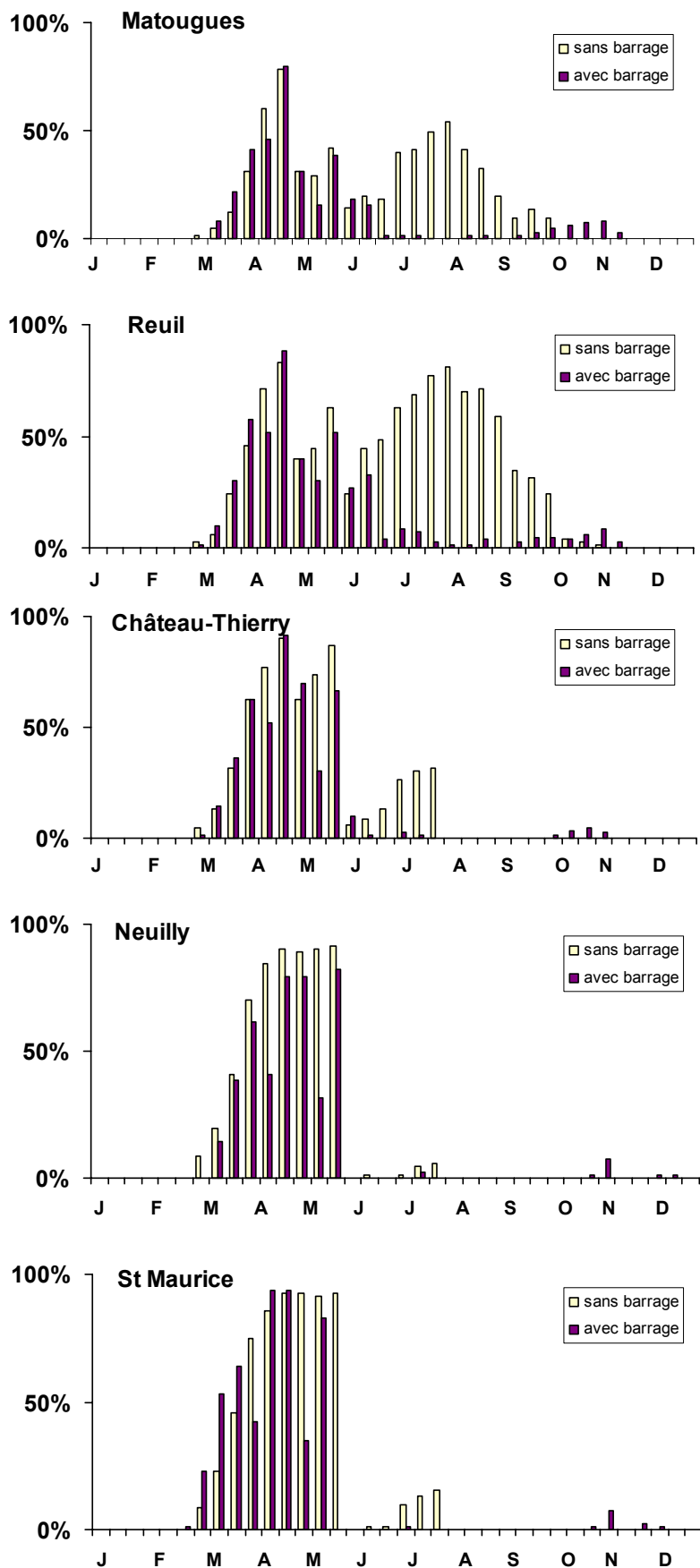


Figure 18: Fréquence de dépassement à chaque décade d'un seuil de biomasse algale de 40 µgChla/l en diverses stations le long de l'axe de la Marne, avec ou sans régulation des débits par le barrage réservoir, calculée sur l'ensemble des situations hydrologiques rencontrées au cours du dernier siècle.

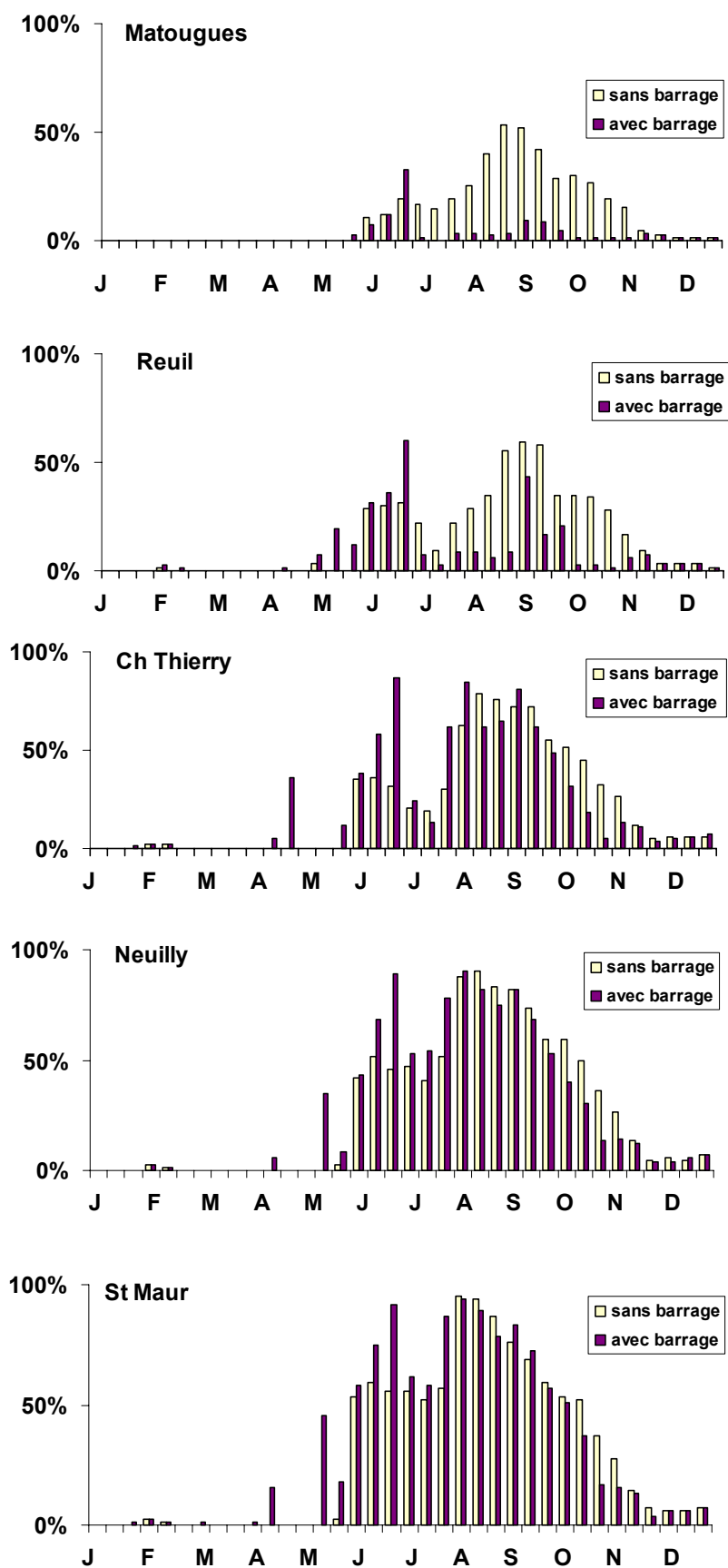


Figure 19: Fréquence de dépassement à chaque décade d'un seuil de concentration en ammonium de 0.5 mgN/l en diverses stations le long de l'axe de la Marne, avec ou sans régulation des débits par le barrage réservoir, calculée sur l'ensemble des situations hydrologiques rencontrées au cours du dernier siècle.

3. La gestion des barrages de navigation par temps de pluie

3.1. Les barrages de navigation

Les seuils qui jalonnent le cours de fleuves navigables comme la Seine, la Marne ou l'Oise ont pour vocation de maintenir des hauteurs d'eau suffisantes pour permettre le passage des bateaux en période de bas débit. En période hivernale les seuils sont généralement « effacés », soit complètement couchés au fond, soit hissés hors de l'eau. Par contre à l'étiage, le fonctionnement écologique du fleuve est largement conditionné par les vitesses d'écoulement très faibles, dues aux hauteurs d'eau artificiellement élevées.

La loi de fonctionnement des barrages correspond à la volonté de maintien d'une cote de plan d'eau (niveau de retenue normale). Les positions de seuils sont donc adaptées en fonction du débit (figures 20 et 21) pour que la cote de plan d'eau demeure à peu près constante au cours du temps. Ainsi pendant un épisode d'augmentation brutale du débit (événement pluvieux) les barrages sont abaissés, parfois sur plusieurs dizaines de centimètres. Des contacts entre barragistes tendent à une gestion coordonnée des mouvements. L'amplitude maximale peut parfois atteindre 1 mètre lors d'évènements pluvieux particulièrement intenses (figure 22 a et b).

On peut donc se poser la question de l'utilisation des volumes d'eau particulièrement importants stockés en amont des seuils dans la gestion de pollutions accidentelles telles que celles générées par les déversements de temps de pluie. En effet sur des distances de l'ordre de 25 à 30 km (distance entre Port à l'Anglais et Suresnes : 25 km, ou entre Suresnes et Chatou : 28 km) et en considérant une largeur moyenne de 100 m, une baisse des seuils de 50 cm libère un volume de 1,25 Mm³. Au reste on compte au moins sept niveaux de barrages sur la Seine depuis Paris jusqu'à Poses.

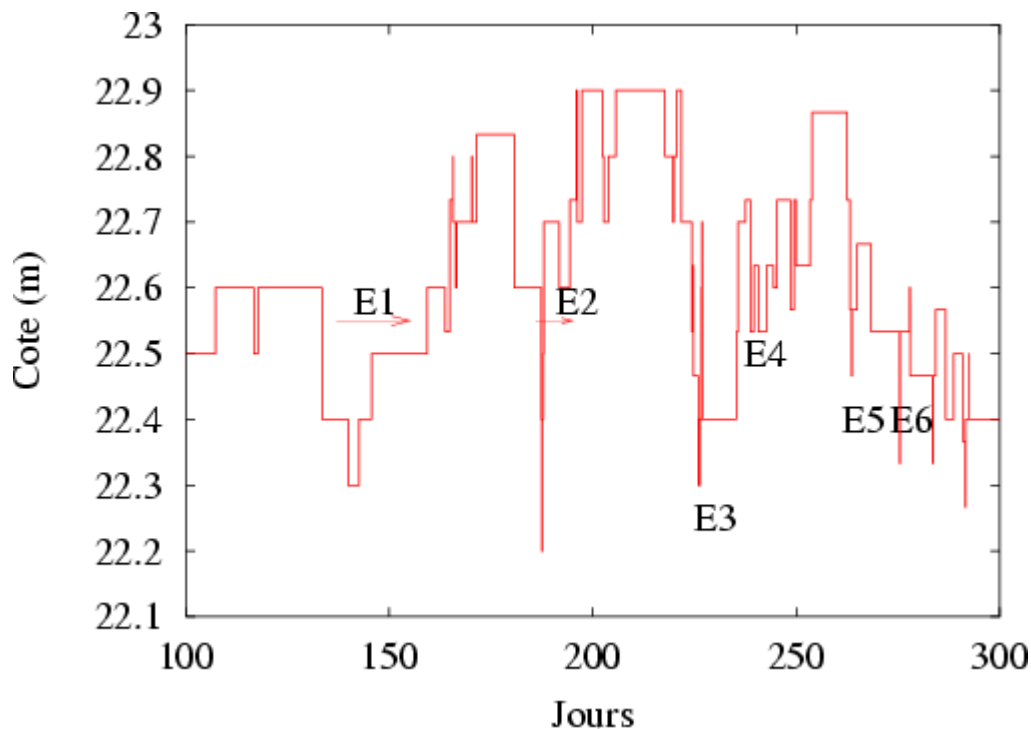


Figure 20. Cotes de seuils moyennes à Chatou pendant l'étiage de 1996. Amplitude maximale des mouvements : 40 cm. Evènements Pluvieux (E1, E2, E3, E4, E5, E6).

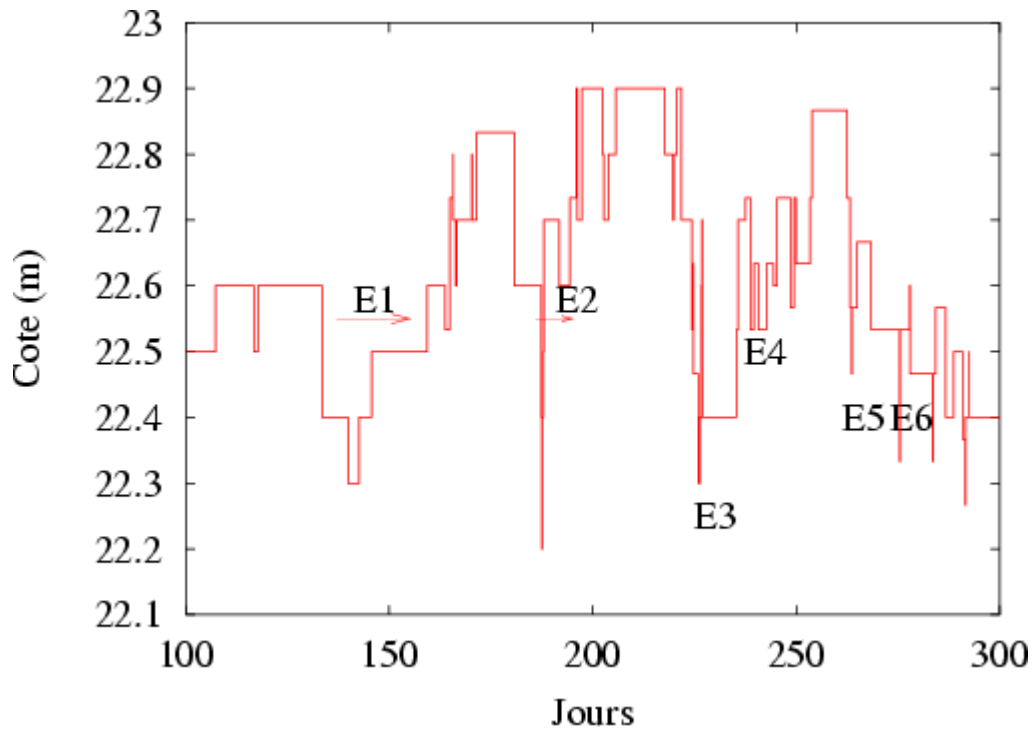


Figure 21: Débit moyen journalier dans Paris pendant l'étiage de 1996. Evènements Pluvieux (E1, E2, E3, E4, E5, E6) répertoriés et mouvements de seuils correspondants (figure 20).

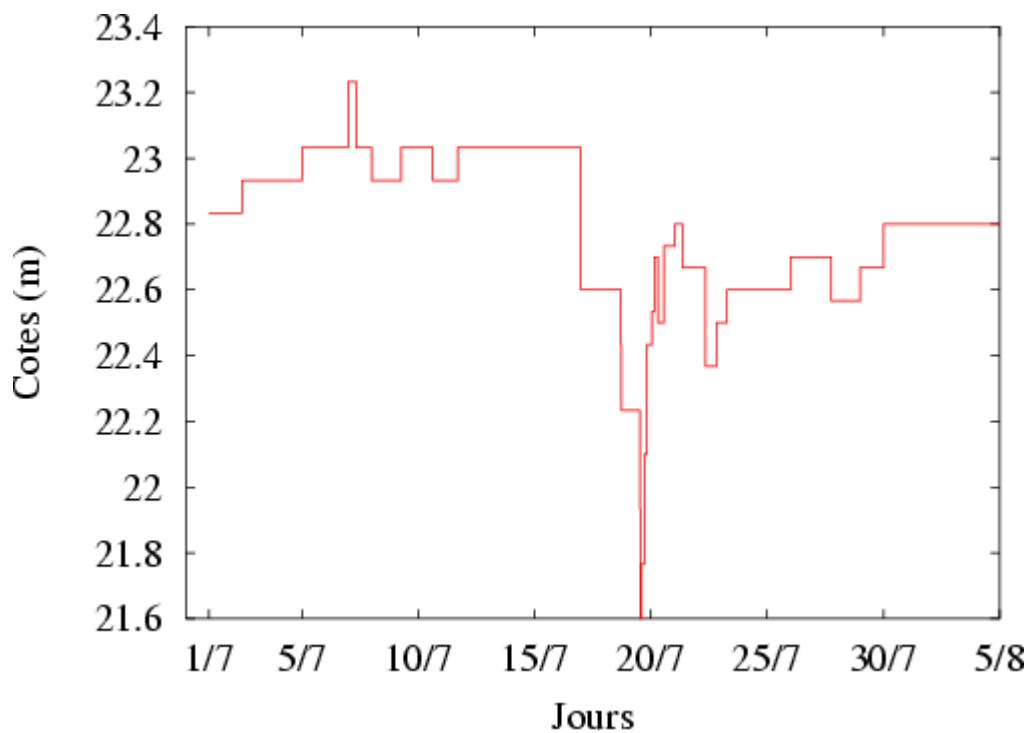


Figure 22 a: Cotes de seuils moyennes à Chatou pendant les mois de juillet 1994 et 1995. Mouvements de seuils pendant les évènements pluvieux du 18/19 juillet 1994. Amplitudes maximales des mouvements de seuils de l'ordre de 1 m.

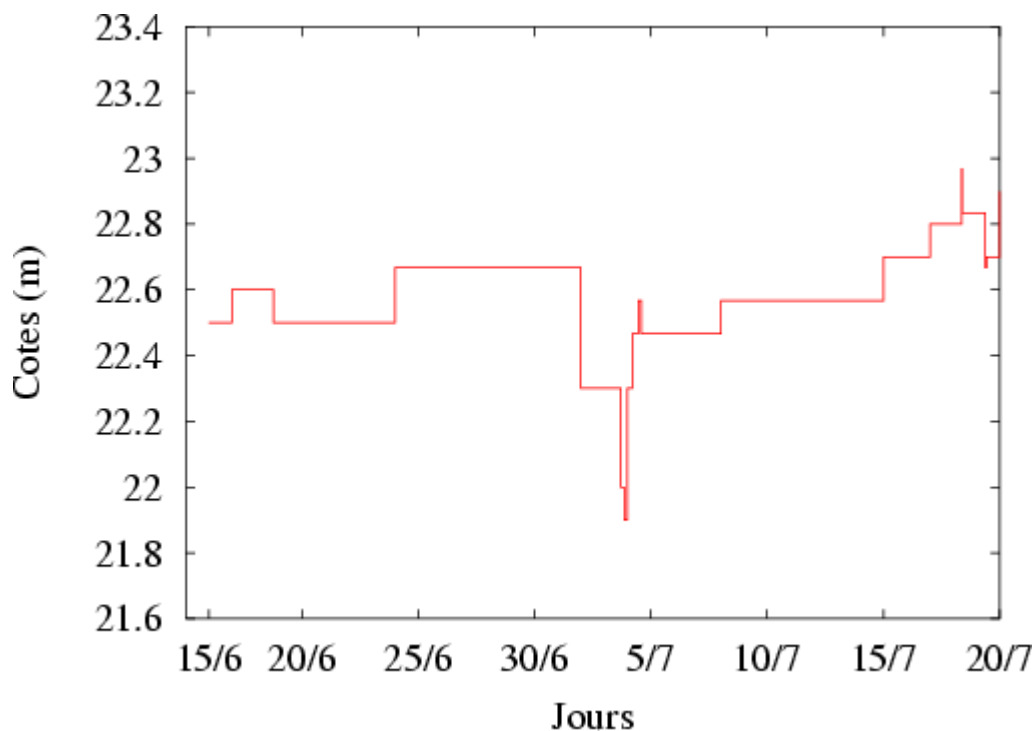


Figure 22 b: Cotes de seuils moyennes à Chatou pendant les mois de juillet 1994 et 1995. Mouvements de seuils pendant les évènements pluvieux du 2 juillet 1995. Amplitudes maximales des mouvements de seuils de l'ordre de 1 m.

3.2. Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP)

Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur l'agglomération parisienne se caractérisent par des volumes d'eau relativement importants. Ainsi on peut considérer que pour une pluie uniforme de temps de retour 6 mois ayant lieu sur l'ensemble de l'agglomération parisienne, près de 4 Mm³ sont rejetés dans le milieu, en grande partie sans traitement ([BPR et al., 1997](#)) (tableau 1). 40 % des eaux sont issues de réseaux séparatifs, 60 % de réseau unitaire ([Chesterikoff et al., 1998](#)). Dans le cas de réseau unitaire, les eaux pluviales sont mélangées aux eaux usées domestiques, riches en matière organique. Les augmentations de débit brutales dans les réseaux favorisent également le curage des réseaux.

Les eaux pluviales, acheminées dans le réseau d'assainissement, ne sont pour la plupart pas traitées. 50 % des volumes déversés sont concentrés en quelques points de surverse situés dans l'agglomération elle-même (voir tableau 1). La charge polluante (en demande biologique d'oxygène, DBO) représentée par ces rejets d'eau non traités et déversés en quelques heures, est cinq fois supérieure à la charge déversée en une journée par les rejets de temps sec (voir tableau 1). La pollution organique ainsi rejetée, sous forme dissoute et particulaire, est alors responsable de désoxygénations importantes dans la Seine à la traversée de Paris, la situation critique pouvant se prolonger pendant une journée. Les RUTP sont également à l'origine d'une contamination en micropolluants métalliques ou organiques adsorbés sur des particules.

Tableau 1: Charges journalières des rejets de temps sec (cumulés en Seine depuis Corbeil jusqu'à Seine Aval) répertoriés pour l'année 2001 et charges spécifiques aux usines de traitement (rapports d'activité 2000 du SIAAP) ; Volumes et charges pour une pluie de temps de retour 6 mois, théorique et uniforme sur l'agglomération parisienne. ([BPR et al., 1997](#)).

	Débit (Mm ³ /j)	DBO (tO ₂ /j)	NH ₄ (tNH ₄ /j)
Rejets cumulés	2,85	71	82,5
dont Seine Amont	0,38	5,7	1,4
dont Seine Centre	0,24	2,6	1,1
dont Seine Aval	2,0	44,2	77,5
	Volume (Mm ³)	DBO (tO ₂)	NH ₄ (tNH ₄)
Total	3,94	370	30
dont Fresnes Choisy+Villejuif	0,34	29,5	1,2
dont Clichy+La Briche+Garges	1,0	65,4	5,7
dont Seine Aval	0,8	137	11

3.3. L'impact des RUTP

Les travaux du PIREN SEINE ont permis une caractérisation précise des différents impacts des RUTP ([Seidl et al., 1998b](#), [Seidl et al., 1998a](#), [Servais et al., 1999](#), [Even et al., 1996](#), [Even et al., 2001](#)). Pour étudier l'impact des RUTP il convient avant tout de pouvoir connaître le devenir des constituants dissous (carbone organique dissous, ammoniacque, oxygène) et particulaires (carbone organique particulaire, bactéries responsables de la dégradation de la matière organique, matières en suspension totales support de pollutions métalliques), ainsi que la réactivité des différents constituants auxquels on s'intéresse. Ce faisant la matrice de transport (eau ou particules) des constituants s'avère être un facteur déterminant pour évaluer le temps de séjour des polluants dans le système.

On peut donc caractériser l'impact d'un rejet transitoire en trois échelles de temps :

1) le premier temps concerne les matières particulaires dans la colonne d'eau. Compte tenu des flux de sédimentation particulièrement élevés dans les panaches ([Meybeck et al., 1998b](#)), le maximum de concentration est observé au plus près du point de déversement et la quasi totalité des MES disparaissent de la colonne d'eau sur quelques kilomètres (voir la figure 23) et en quelques heures. La matière organique particulaire a un comportement très semblable à celui des MES totales. Compte tenu du rapport entre les échelles de temps relativement courtes et les cinétiques d'hydrolyse de la matière organique particulaire (0,005 pour la plus rapide), elle a peut d'effet immédiat sur les déficits en oxygène dans la colonne d'eau. Par contre les bactéries sédimentent moins fortement ([Even et al., 2001](#)) et ont de plus une dynamique de croissance qui leur permet de se développer quelques temps dans l'eau tant que les substrats, apportés en grande partie par les rejets eux-mêmes, sont en quantité suffisante.

2) la deuxième échelle de temps concerne les espèces dissoutes réactives. Il s'agit essentiellement de l'oxygène et des substrats carbonés dissous. Compte tenu des échelles de temps, l'ammoniacque est considéré comme non réactif et subit essentiellement l'effet immédiat d'enrichissement par les rejets. Les processus biologiques de dégradation de la matière organique

dissoute se développent avec le temps jusqu'à épuisement des substrats. La respiration bactérienne est le processus dominant vis à vis de l'oxygène lors de l'impact (voir la figure 24). La durée de l'impact excède largement la durée de l'évènement pluvieux. La localisation des maxima de déficit en oxygène sont très éloignés dans le temps et dans l'espace des déversements initiaux.

3) le troisième temps correspond à l'effet sur le long terme des **processus benthiques**. En effet la sédimentation importante observée dans un premier temps dans les panaches contribue à alimenter de manière significative les stocks de vase réactive au fond de la rivière, soit par la création de nouveaux stocks en des sites non alimentés par les rejets de temps sec, soit une augmentation significative des stock préexistants (figure 23). Ces stocks de vase sont à l'origine de pollutions différées dans le temps, tant du point de vue de l'oxygène dont la consommation benthique double après l'évènement pluvieux (voir la figure 24) que des contaminants métalliques ou organiques, qui se retrouvent relargués progressivement dans la colonne d'eau du fait du passage des bateaux, pressentis comme principal vecteur des remises en suspension en période d'étiage. La récupération définitive du système est alors relativement lente (plusieurs mois).

En plus de ces trois échelles de temps, relativement différentes, on peut distinguer un quatrième temps, qui est le temps de propagation des ondes de débit. La vitesse de propagation de l'onde est à peu près égale à g/h). En Seine elle vaut en moyenne 7 m/s, soit un temps de propagation de l'ordre de 2 heures depuis l'amont de Paris (Port à l'Anglais) jusqu'à Chatou. Ce temps est très rapide par rapport aux temps relatifs aux processus de transport de matière.

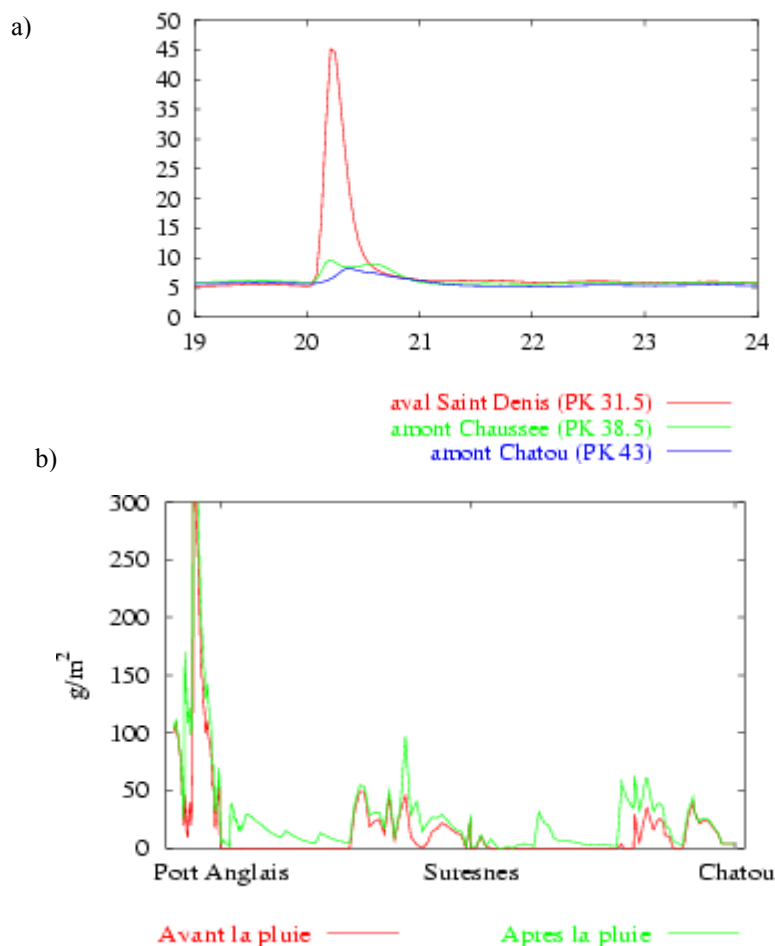
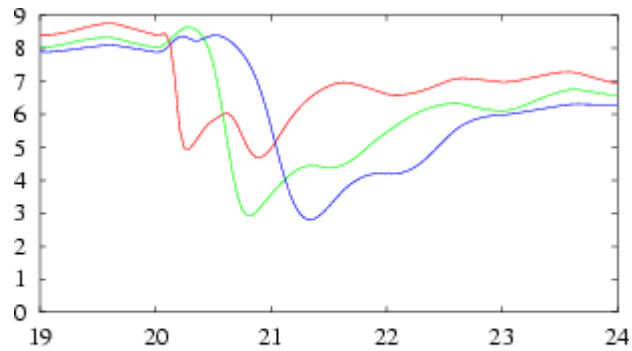


Figure 23: Pluie de temps de retour 6 mois, uniforme sur l'agglomération parisienne, simulée avec le logiciel PROSE. Évolutions temporelles à l'aval de l'île Saint Denis (juste à l'aval des rejets majeurs de Clichy, la Briche et du Garges Epinay) et à l'amont du barrage de Chatou (12 km plus loin) des **a) MES** transportées dans l'eau et **b) évolution longitudinale des stocks de vase**

a)



b)

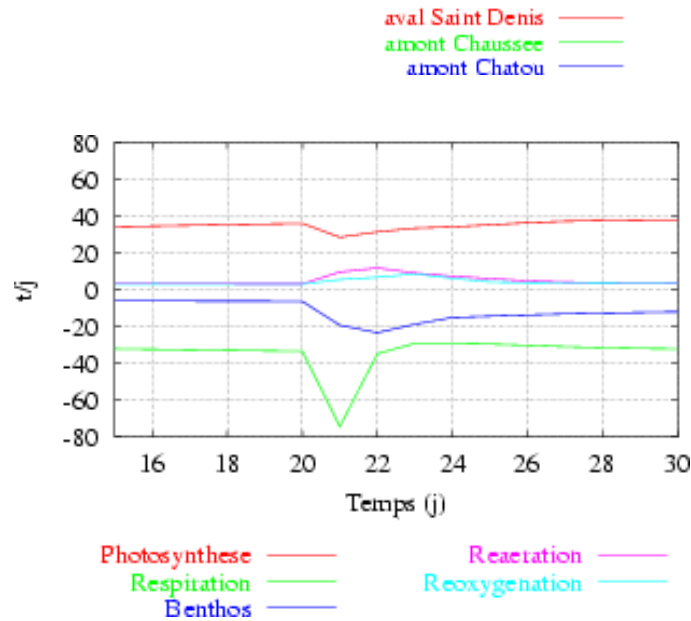


Figure 24: Pluie de temps de retour 6 mois, uniforme sur l'agglomération parisienne, simulée avec le logiciel PROSE. Évolutions temporelles à l'aval de l'île Saint Denis (juste à l'aval des rejets majeurs de Clichy, la Briche et du Garges Epinay) et à l'amont du barrage de Chatou (12 km plus loin) **a)** de l'oxygène dissous ; **b)** flux d'oxygène journalier, cumulés depuis la Marne jusqu'à Chatou.

3.4. Pour une gestion « écologique » des barrages de navigation

La réflexion relative à la recherche d'une gestion optimale des barrages de navigation en vue d'une réduction des impacts de RUTP a été conduite à l'aide du logiciel PROSE. Il permet de simuler des événements très transitoires correspondant à des événements pluvieux sur l'agglomération parisienne. Les aspects transitoires pouvant être pris en compte correspondent tant aux variations de débits qu'aux mouvements de seuils. De plus PROSE permet de représenter le transport bi-dimensionnel grâce à une discrétisation transversale en tubes de courant. Cet aspect est particulièrement important lorsqu'on s'intéresse à l'impact de rejets. Les rejets ayant lieu sur les berges, la représentation des écoulements différenciés transversalement a un effet non négligeable sur la sédimentation des particules en aval des rejets. Or ce phénomène est particulièrement sensible pour estimer correctement l'impact d'un rejet. La représentation d'hétérogénéités transversales est également importante dans le cas de processus fortement non linéaires comme c'est le cas de la plupart des processus biologiques ([Martin, 2001](#)).

La situation ayant servi de base à la réflexion correspond à un étiage assez sévère en Seine (75 m³/s à la traversée de Paris), des rejets de temps sec répertoriés pour l'année 2001 et une pluie

théorique, de temps de retour 6 mois, supposée uniforme sur l'ensemble de l'agglomération parisienne (BPR et al., 1997). Le secteur analysé correspond à la traversée de Paris. La concentration en oxygène dissous étant minimale au droit du barrage de Chatou, en aval des rejets majeurs de Clichy, la Briche et du Garges/Épinay, les résultats ont surtout été analysés dans le secteur aval de l'île Saint Denis jusqu'à Chatou. Au delà de Chatou la réoxygénation au barrage et l'épuisement de la matière organique permettent au système de retrouver des niveaux d'oxygène corrects.

La situation simulée en l'absence de mouvement de seuils (cotes maintenues au niveau de retenue normale) est prise comme situation de référence.

L'idée première ayant été celle d'une dilution des RUTP par les volumes d'eau libérés en amont des seuils, l'effet d'une baisse de 1 m à chaque barrage manœuvrable a tout d'abord été étudié. Une baisse généralisée de 1 m de tous les seuils sur le long terme compromettant l'objectif de ces seuils qui est de maintenir un niveau d'eau suffisant pour la navigation, nous avons prévu une remontée des seuils très rapidement. La manœuvre est initiée au moment des déversements et sa durée totale est identique à celle des déversements. Les seuils sont alors au plus bas au moment du maximum des déversements.

Du point de vue de l'écoulement, cette manœuvre permet de multiplier par 2,5 le débit maximal à Chatou. Le gain de débit est progressif depuis Port à l'Anglais jusqu'à Chatou. Au moment de la remontée des seuils on rend compte d'une diminution notable des débits jusqu'à 25 m³/s. Le système met alors un certain temps avant de retrouver la situation de base (1 à 2 jours).

Au moment où les seuils sont totalement baissés, la tendance générale figurée par les évolutions longitudinales présentées sur la figure 26 montre un effet de dilution, notable pour les rejets de la Briche et du Garges/Épinay situés sur le bras droit de l'île Saint Denis et pour lesquels le rapport de dilution entre les deux situations comparées (avec ou sans mouvement de seuil) est le plus favorable. Cependant l'effet spectaculaire est dilué lors du mélange avec le débit du bras gauche. Compte tenu des rapports de débits aux autres points de rejet situés sur le cours principal, les effets immédiats sont moins spectaculaires.

Concernant les MES, d'autres facteurs viennent en plus amoindrir l'effet de la dilution :

pour des débits plus faibles, une concentration plus forte se traduira par une sédimentation immédiate plus élevée ;

pour des débits plus élevés, la remise en suspension, simultanée à la sédimentation est plus forte ; ainsi la comparaison des flux (érosion, sédimentation) échangés pour les deux situations comparées, montre un gain d'érosion de 10 t/j sur le secteur.

En bilan, le gain est donc inférieur à 10 mg/l en terme de MES.

Il faut alors considérer les effets liés à la généralisation des modifications de l'écoulement. L'augmentation des débits se traduit par une érosion supplémentaire et des concentrations en MES finalement plus élevées sur la majeure partie du cours d'eau. Le bilan est un maximum de MES double à Chatou. Si l'on compare les flux de MES supplémentaires transportés dans la rivière pendant l'évènement pluvieux, ils sont de +12 t et +84 t de MES respectivement pour la situation de référence et le premier scénario, en supposant les concentrations maximales stables sur une journée. Ils sont ainsi largement surestimés et restent malgré tout négligeables par rapport au flux total apporté par les rejets, soit près de 700 t.

En terme d'oxygène l'amplitude des déficits reste du même ordre de grandeur bien que les signaux subissent quelques déformations, qui paraissent minimes devant l'ampleur des impacts. On observe la disparition d'un premier déficit à l'aval de l'île Saint Denis et une amélioration de l'ordre de quelques dixièmes de milligrammes au droit de Chatou. Les temps de développement des déficits en oxygène étant très supérieurs à la vitesse de propagation des ondes de débit, l'effet immédiat de la dilution au moment du maximum de débit joue peu sur l'oxygène. Par contre les modifications de l'écoulement (voir la figure 25) sont suffisamment durables (à l'échelle de la journée) pour influencer les temps de séjour.

L'arrivée retardée dans le temps, du déficit à Chatou par rapport à la situation de référence, ne permet pas de clarifier le bénéfice potentiellement lié à l'effet de dilution de celui l'effet de la

modification de l'écoulement. Deux autres scénarii ont donc été testés afin de clarifier l'importance à accorder aux modifications de l'écoulement : une baisse définitive de 50 cm ou une remontée définitive de 50 cm des seuils.

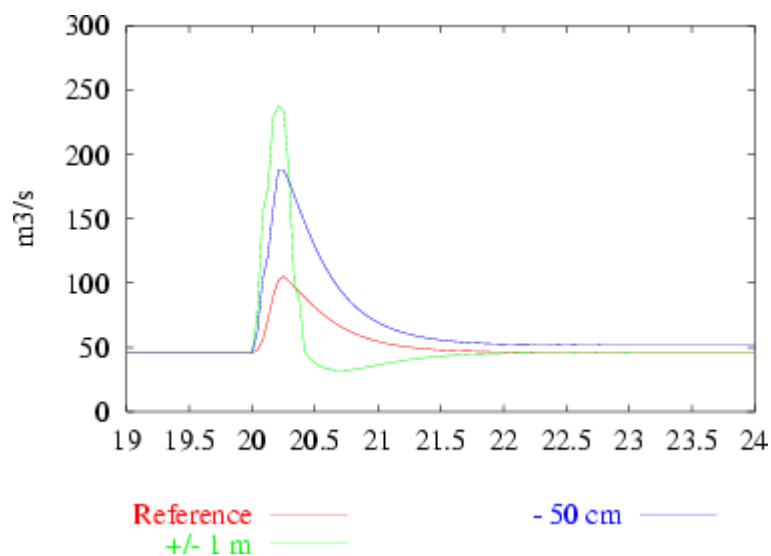


Figure 25: Évolution comparée des débits à Chatou pour trois situations : sans mouvement de seuil (référence), un mouvement de seuil de moins et plus 1 mètre et une baisse définitive des seuils de 50 cm.

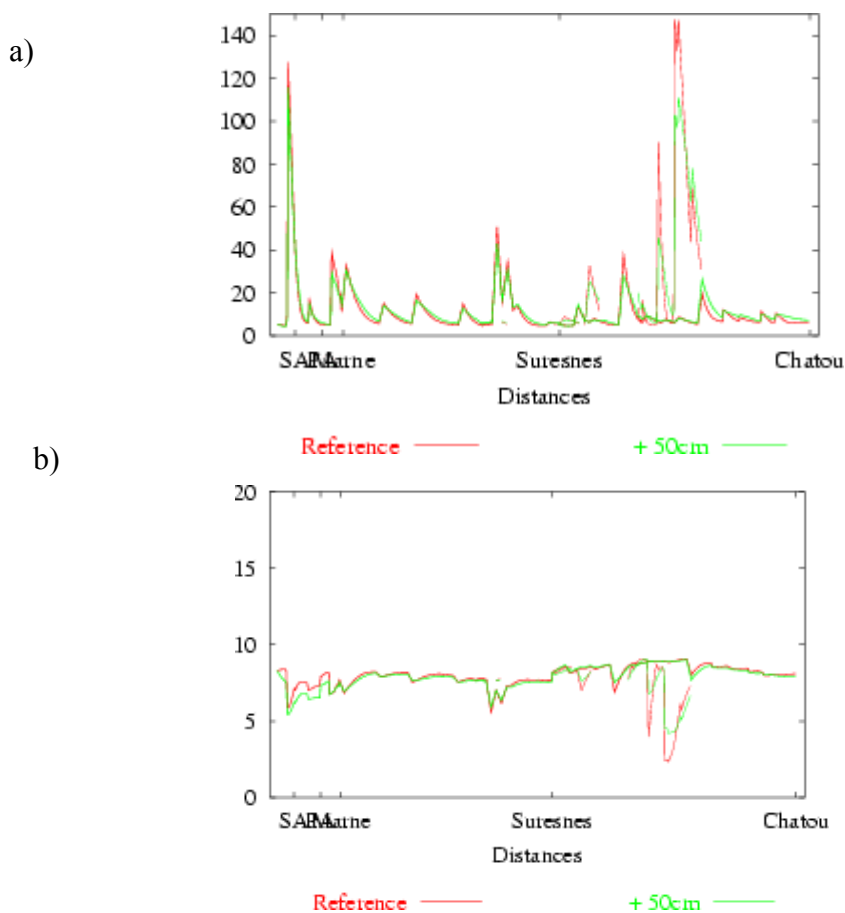


Figure 26: Évolutions longitudinales a) des MES et b) de l'oxygène dissous au moment du maximum des déversements. Comparaison de la situation de référence sans mouvement de seuil et avec baisse et remonté au niveau de des seuils de 1 m.

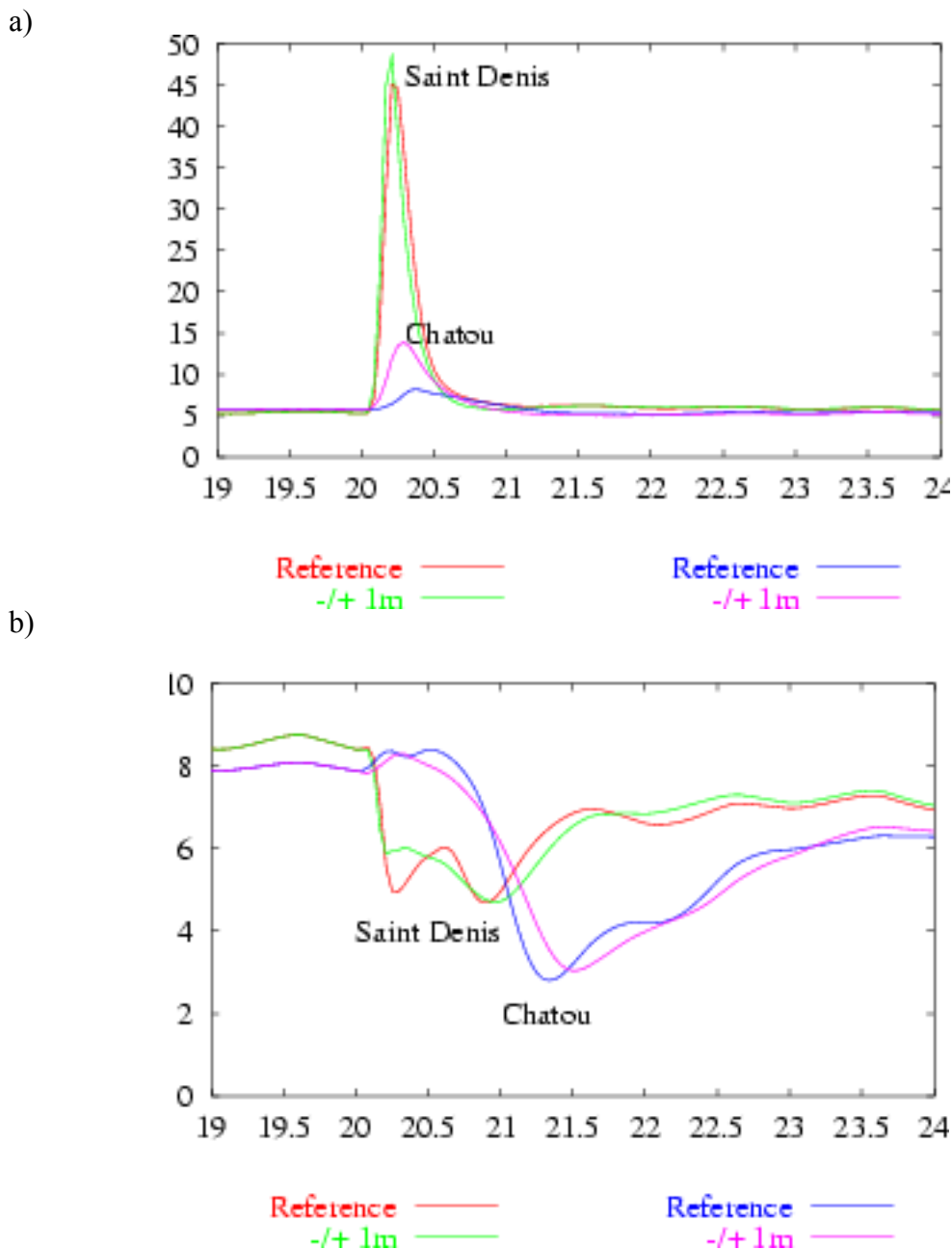


Figure 27: Évolutions temporelles à l'aval de l'île de Saint Denis et de Chatou a) des MES et b) de l'oxygène dissous au moment du maximum des déversements. Comparaison de la situation de référence sans mouvement de seuil et avec baisse et remontée des seuils de 1 m.

Dans le cas d'une baisse définitive des seuils de 50 cm le gain de débit à Chatou reste relativement élevé. Le maximum de débit est de l'ordre de 200 m³/s, soit deux fois la valeur pour la situation de référence (figure 25). Pour ce scénario on représente bien une arrivée accélérée du déficit d'oxygène à Chatou (figure 29) (différentiel de 14 heures).

À l'augmentation durable des débits correspond une modification des temps de séjour provoquant un décalage vers l'aval des déficits en oxygène. Les déficits sont réduits jusqu'à l'amont de l'île de Chatou (+0,5 mgO₂/l à l'aval de l'île Saint Denis) tandis que le minima à Chatou est légèrement plus faible.

A l'inverse, dans le cas d'une remontée définitive des seuils, correspond à une aggravation du déficit à l'aval immédiat de l'île Saint Denis de l'ordre de -0,5 mg/l, tandis qu'une amélioration sensible est attendue au droit de Chatou. Là où pour la situation de référence le minimum d'oxygène passe de

5 mg/l à l'aval immédiat de l'île Saint Denis à 2,9 mg/l au droit de Chatou, l'évolution longitudinale des minima se stabilise autour de 3,5/4 mg/l dans le même secteur pour une situation où les temps de séjour sont rallongés. L'arrivée du déficit d'oxygène à Chatou est alors différée de 18 heures.

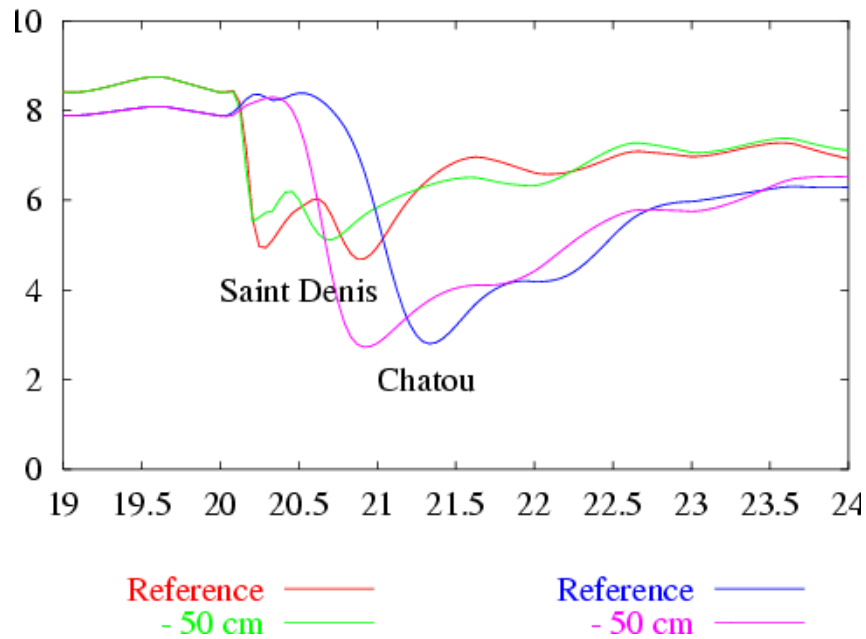


Figure 28: Évolutions temporelles à l'aval de l'île de Saint Denis et de Chatou de l'oxygène dissous au moment du maximum des déversements. Comparaison de la situation de référence sans mouvement de seuil et avec baisse des seuils de 50 cm.

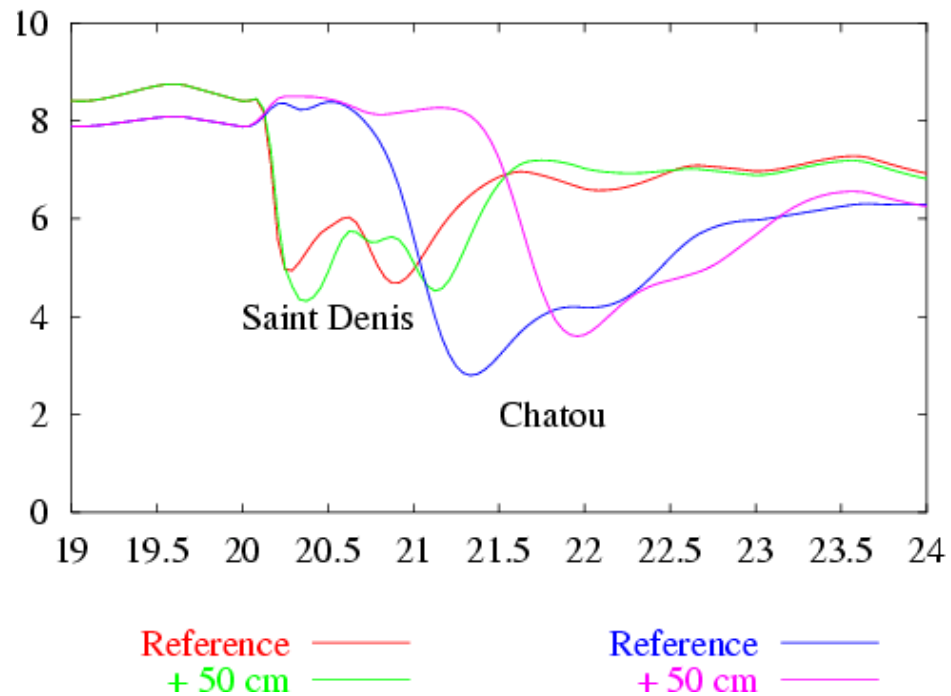


Figure 29: Évolutions temporelles à l'aval de l'île de Saint Denis et de Chatou de l'oxygène dissous au moment du maximum des déversements. Comparaison de la situation de référence sans mouvement de seuil et avec remontée des seuils de 50 cm.

3.5. Conclusion

Il apparaît en réalité que l'effet de dilution, dû à la baisse des seuils, existe, mais qu'il reste très localisé dans le temps et l'espace. En fait, plus que l'effet de dilution, c'est la modification générale de l'écoulement (modification des débits, des cotes de plan d'eau) qui joue un rôle déterminant. Ainsi le bénéfice initialement attendu d'un seul phénomène, ne correspond pas à l'effet final résultant, compte tenu des nombreuses interactions et des multiples échelles de temps mises en jeu.

Ainsi un certain nombre de processus, déterminés par les contraintes physiques soit directement (remises en suspension, intensité des échanges benthiques), soit de manière plus indirecte *via* la modification des temps de séjour, sont déplacés soit en intensité, soit dans leur localisation spatiale.

Du point de vue des MES, étudiés surtout comme principal vecteur et traceur du transport d'un certain nombre de polluants, le comportement général est peu modifié. Les flux de sédimentation, et donc le stockage à plus ou moins long terme dans le bief, restent élevés.

Du point de vue de l'oxygène, des effets sensibles sont possibles, mais au final aucun effet bénéfique généralisé n'a pu être trouvé. Une décision pour une meilleure décision doit donc être ciblée en fonction de critères précis : temps d'arrivée des minima d'oxygène, objectifs en un site précis ou pour un secteur donné, considérer les durées d'exposition ou l'amplitude des déficits.

4. Références

- 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.
- CHESTERIKOFF, A., THÉVENOT, D., MOUCHEL, J.-M., POULIN, M., GARBAN, B., et OLLIVON, D. (1998). « *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* », Chapitre Le fleuve dans la ville, pages 301–344. Elsevier.
- BILLEN G., GARNIER J., FICHT A., CUN C. (2001). Modelling the response of water quality in the Seine Estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries* 24: 977-993
- EVEN, S., MOUCHEL, J.-M., SEIDL, M., SERVAIS, P., et POULIN, M. (2001). « Oxygen deficits in the Seine river downstream of combined sewer overflows : importance of the suspended matter transport ». *Ecological modelling*. Soumis.
- EVEN, S., POULIN, M., MOUCHEL, J.-M., et BILLEN, G. (1996). « Simulating the impact of CSO's from greater Paris on the Seine river using the model ProSe ». Dans *Seventh International Congress on Urban Drainage Storm Water*. IAWQ, EWPCA, IAHR and ATV.
- GARNIER, J., BILLEN, G., et COSTE, M. (1995). « Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the river Seine : Observations and modelling ». *Limnol. Oceanogr.*, 40(4) :750–765.
- MARTIN, L. (2001). « *Fonctionnement écologique de la Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères : données expérimentales et modélisation bidimensionnelle* ». Ph.D.thesis, ENSMP.
- MEYBECK, M., de MARSILY, G., et Éliane FUSTEC (1998a). *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. Elsevier.
- MEYBECK, M., MOUCHEL, J.-M., IDLAFKIH, Z., ANDREASSIAN, V., et THIBERT, S. (1998b). « *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* », Chapitre Transfert d'eau, de matières dissoute et particulaire dans le réseau fluvial, pages 345–389. Elsevier.
- POULIN, M., EVEN, S., BILLEN, G., MOUCHEL, J.-M., GARNIER, J., LEVASSOR, A., et LEVIANDIER, T. (1998). « *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* », Chapitre Modèles : des processus au bassin versant, pages 679–720. Elsevier.
- SEIDL, M., HUANG, W., et MOUCHEL, J. (1998a). « Toxicity of combined sewer overflows on river phytoplankton : the role of heavy metals ». *Environmental Pollution*, 101 :107–116.
- SEIDL, M., SERVAIS, P., et MOUCHEL, J.-M. (1998b). « Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a Combined Sewer Overflow. ». *Water Research*, 32 :3569–3580.
- SERVAIS, P., SEIDL, M., et MOUCHEL, J. (1999). « Comparison of Parameters Characterising Organic Matter in a Combined Sewer during Rain Events and Dry Weather ». *Water Environmental Research*, 71(4) :408–417.