

Fonctionnement écologiques du réservoir Marne au cours de la dernière décennie

Josette Garnier¹, Séverine Pinault¹ & Dominique Amon-Moreau²

¹UMR Sisyphe 7619, Fonctionnement des Hydrosystèmes, Université P. & M. Curie-CNRS, Boite 105, Tour 56, Etage 4, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

²IIBRBS, Les Grands Lacs de Seine, 8 rue Villiot, 75012 PARIS

FONCTIONNEMENT ÉCOLOGIQUES DU RÉSERVOIR MARNE AU COURS DE LA DERNIÈRE DÉCENNIE.....	1
1. INTRODUCTION.....	2
2. CONSTRUCTION DU JEU DE DONNÉES	2
2.1. LES DONNÉES HYDROLOGIQUES ET DE LA QUALITÉ DE L'EAU	2
2.2. LES CARACTÉRISTIQUES DES SÉDIMENTS DU RÉSERVOIR	3
3. CARACTÉRISTIQUES MORPHOLOGIQUE ET HYDROLOGIQUES DU RÉSERVOIR MARNE DE 1993 À 2003	3
3.1. CARACTÉRISTIQUES MORPHOLOGIQUES	3
3.2. CARACTÉRISTIQUES HYDROLOGIQUES.....	4
4. CARACTÉRISTIQUES ÉCOLOGIQUE DU RÉSERVOIR MARNE	7
4.1. VARIATIONS INTER-ANNUELLES DES PRINCIPALES VARIABLES DE LA QUALITÉ DE L'EAU	7
4.2. QUALITÉ DE L'EAU EN VIDANGE DÉCENNALE.....	11
4.3. CARACTÉRISTIQUES DES SÉDIMENTS	11
5. CONCLUSIONS.....	13
6. RÉFÉRENCES	14

Résumé

Dans un contexte de mise ne œuvre de la directive cadre sur l'eau, et de protection du bon état écologique des masses d'eau, y compris stagnantes, cette étude avait pour double objectif i) d'évaluer une éventuelle évolution du fonctionnement écologique du réservoir Marne depuis 1992, incluant les deux dernières vidanges décennales, ii) de servir de tremplin pour une mise à jour de l'outil de modélisation.

Ce travail avait été financé en 2004, mais n'avait pas abouti, en raison des difficultés à rassembler les données, alors fortement dispersées. Bien que le jeu de données soit encore incomplet, cette étude nous permet désormais de démarrer la réactualisation du modèle réservoir, que nous voulons le plus générique possible pour être appliqué au réservoir Marne, mais aussi aux autres réservoirs de Champagne.

Cette étude a non seulement permis d'analyser l'évolution de la qualité de l'eau, mais aussi celle des sédiments, puisque de nouvelles campagnes ont été réalisées en 2003, en complément d'investigations menées en 1994 et 1995 qui n'avaient pas encore été exploitées.

A ce stade de notre interprétation, il n'apparaît pas de changement majeur du fonctionnement écologique global du réservoir Marne, au niveau ni de la qualité de l'eau, ni du sédiment. Les dysfonctionnements marginaux par rapport à l'ensemble du réservoir -aux 350 Mm³ et 48 km²- n'ont pas été analysés ici, car ils ne peuvent être pris en compte par le schéma conceptuel du modèle.

1. Introduction

Avec une capacité totale de 750 Mm³, les réservoirs de Champagne en dérivation sur la Marne, la Seine et l'Aube sont, à environ 200 km de Paris, les principaux réservoirs du bassin de la Seine. On mentionnera aussi le barrage-réservoir de Pannecière-Chaumard sur l'Yonne (80 Mm³) et d'autres réservoirs dans le Morvan (100 Mm³ au total), dont les ouvrages des Settons (23 Mm³), du Crescent, du Bois-Chaumençon. L'IIBRBS (Institution Interdépartementale des Barrages-Réservoirs du Bassin de la Seine) gère la majeure partie de l'eau stockée (830 Mm³ au total) pour la régulation des cours d'eau aval, le soutien des débits d'étiage et l'écrêtement des crues. D'une manière générale, ces réservoirs ont des rôles multiples. Destinés essentiellement à soutenir les débits d'étiage et écrêter les crues hivernales, ils ont en outre une vocation touristique (baignade, promenade et pêche de plaisance, ornithologie). Si les quantités d'eau stockées dans les réservoirs au moment de la période des soutiens (1^{er} juillet) sont un enjeu majeur, la qualité de l'eau des réservoirs a toujours été une préoccupation importante de l'IIBRBS (Rizzoli, 1996), qui prend désormais tout son sens avec la mise en place de la directive cadre sur l'eau (DCE).

Depuis les débuts du PIREN-Seine en 1989, différentes études ont été menées sur les réservoirs, en particulier i) l'impact hydraulique des lâchures (Tajar, 1993; Malatre et al., 1990; Malatre & Gosse, 1995), ii) la détermination des bilans entrée-sortie des principaux éléments des grands cycles biogéochimiques du carbone (C), de l'azote (N), du phosphore (P) et de la silice (Si), (Garnier et al., 1999), iii) des études fines des processus ayant conduit à l'élaboration d'un modèle mathématique du fonctionnement biogéochimique du réservoir Marne (Barman; Garnier et al., 2000), appliqué aux autres réservoirs (BarSe et BarAu pour les réservoirs Seine et Aube respectivement). Couplés avec le modèle du réseau hydrographique développé aussi dans le cadre de ce programme (RIVERSTRAHLER, Billen et al., 1994, Garnier et al., 1995), ces modèles permettent de réellement simuler et quantifier le rôle des réservoirs sur les rivières (exemple de la Marne: Garnier et al. 2005).

Il s'agit désormais d'examiner une série de données récentes pour appréhender le fonctionnement écologique des réservoirs sur une période assez longue, afin d'anticiper de leur possible évolution. Le réservoir Marne est ici choisi comme exemple, car la Marne est un affluent soumis à d'importantes contraintes anthropiques (agriculture, population): le réservoir Marne est analysé sur une durée couvrant deux vidanges décennales, celle de 1993 et de 2003. A ce stade de l'étude, nous nous attacherons à définir l'état de ce système et à identifier les changements éventuels, mais l'objectif à court terme est de réactualiser le modèle du fonctionnement des réservoirs, dans une version informatique compatible avec celle de Riverstrahler doté de son application Senecque (Ruelland et al., soumis), afin d'explorer quantitativement son état et son fonctionnement futurs, compte tenu des évolutions prévues dans le bassin, à l'horizon 2015 par exemple.

2. Construction du jeu de données

2.1. Les données hydrologiques et de la qualité de l'eau

Dans une perspective de synthèse des données acquises depuis la dernière vidange de 1993 du réservoir Marne, nous avons rassemblé les données hydrologiques et de qualité de l'eau. Les données acquises sur les sédiments ont été également collectées.

Les données hydrologiques proviennent toutes de l'IIBRBS (D. Amont Moreau, Comm. Pers.). Il s'agit de la pluviométrie, des débits en amont (Marne et Blaise) et en aval du réservoir, ainsi que des volumes et débits dérivés et restitués (Tableau 1).

Les données de qualité de l'eau des rivières à l'amont, à l'aval et dans les réservoirs pour les années 1993, 1994 et 1995 proviennent du programme Piren-Seine (Garnier et al., 1998; Garnier et al., 1999; Garnier et al., 2000), (Tableau 1).

Les autres données de qualité nous ont été fournies par l'IIBRBS (D. Amont Moreau, Comm. Pers), (Tableau 1). Quelques unes ont été extraites de la base de données élaborées au sein du programme Piren-Seine, à partir du RNB et des données propres au programme.

2.2. Les caractéristiques des sédiments du réservoir

Dans le cadre du programme Piren-Seine, deux campagnes de carottage ont été effectuées i) au cours de la période du travail de thèse de Nathalie Sanchez (1997, période 1993-1996) et en 2003. Outre le carbone, des analyses de phosphore total et d'azote total ont été effectuées.

Tableau 1. Constitution et contenu du jeu de données du réservoir Marne depuis 1992

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Hydrologie														
Pluviométrie	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Débits rivières amont	x	x	x	x	x Fin Blaise	x	x	x	x	x	x	x	x	
Débits rivières aval	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Débits dérivés/ restitués	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Volume		x	x	x				x	x	x	x			
Qualité Rivières														
Chla	x	x	x	x										
Si	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
NH ₄ ⁺	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
P-tot		x	x	x										
MES	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Qualité Réservoir														
Chla	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Si	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
NH ₄ ⁺	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
P-tot		x	x	x										
MES	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

3. Caractéristiques morphologique et hydrologiques du réservoir Marne de 1993 à 2003

3.1. Caractéristiques morphologiques

Le bassin amont de la Seine comporte trois réservoirs principaux en dérivation sur les rivières de même nom, les Réservoirs Seine, Marne et Aube. L'occupation du sol des bassins amont est essentiellement agricole et forestière. Alors que le Réservoir Seine comprend un bassin unique, avec un canal de dérivation situé près du canal de restitution, les Réservoirs Marne et Aube sont "composés" de deux bassins.

Le Réservoir Marne englobe les anciennes installations du réservoir de Champaubert-aux-Bois (datant de 1938), initialement en dérivation sur la Blaise (Figure 1). La communication est libre et le niveau constant entre les deux lacs. La sortie du réservoir Marne (comme celles des deux autres mentionnés ici) est effectuée par le fond. Les profondeurs moyennes sont faibles: 3.5 – 4.5 m pour le petit lac de Champaubert et de 8 - 10 m pour le grand Lac de der au niveau maximum de remplissage. Les parties les plus profondes atteignent 15 - 20 m au droit des restitutions.

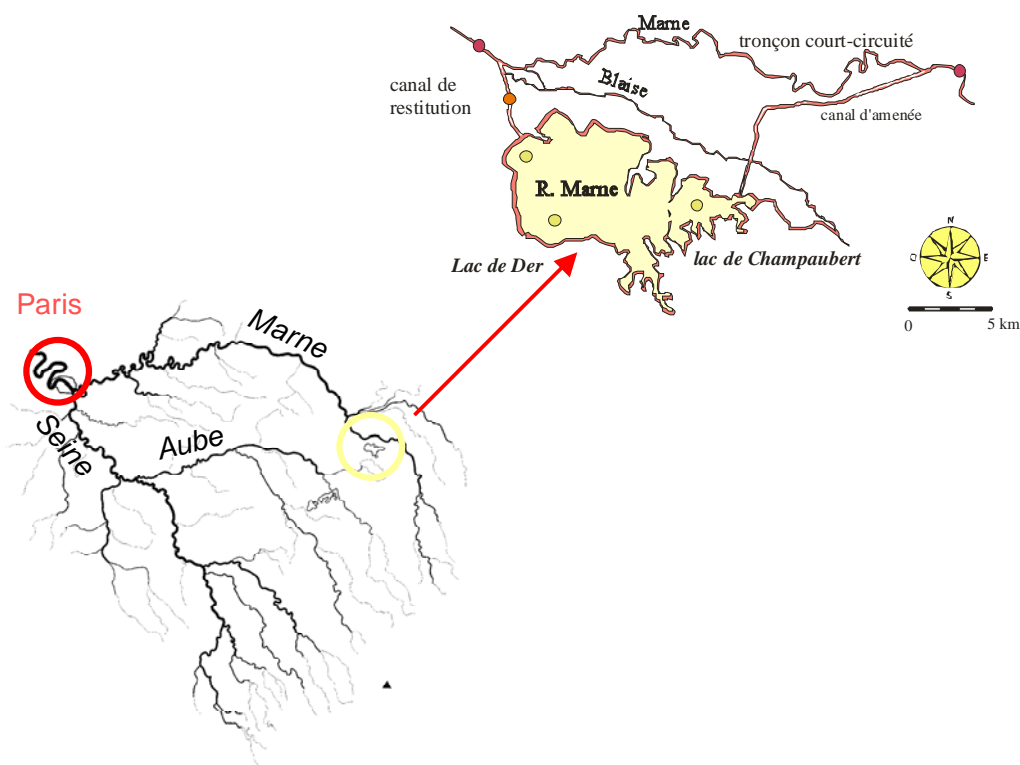


Figure 1. Situation et représentation du réservoir Marne dans le bassin Amont de la Seine. Les points sur la carte du réservoir Marne indiquent les stations de prélèvements.

3.2. Caractéristiques hydrologiques

La Marne a un régime pluvio-océanique avec un maximum de débit en hiver et un minimum en été a). Les règlements d'eau sont définis de manière à remplir les réservoirs pour soutenir l'étiage estival tout en respectant une courbe théorique des objectifs de remplissage et de vidange. D'une manière générale, le remplissage s'effectue du 1er novembre au 30 juin et la vidange du 1er juillet au 31 octobre ce qui conduit à des courbes de variations du volume de formes semblables d'une année à l'autre, bien que les volumes totaux soient différents selon la pluviométrie et les objectifs (vidange décennale, par exemple), (

Figure 2b). Le soutien d'étiage est défini par rapport au débit de la Seine à Paris.

Les temps de séjour dans les réservoirs, calculés comme le rapport entre le volume moyen annuel et le débit entrant annuel sont de l'ordre d'une demi-année (Tableau 1). Les temps de séjour sont évidemment plus courts en années humides (1999, 2001, ...) qu'en année sèche (2002 et sans doute 1996 et 2003, pour lesquelles les données ne sont encore introduites).

Tableau 2. Temps de séjour moyen des eaux dans le réservoir Marne (les lac de Champaubert et de Der, n'ayant à ce stade pas été distingués, toutes les données n'étant pas disponibles).

	Volume d'eau 10^6 m^3	Débit dérivé $10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$	Temps séjour an
1993	140	289	0.48
1994	224	490	0.46
1995	217	457	0.47
1999	200	610	0.33
2000	178	407	0.44
2001	196	587	0.33
2002	168	297	0.57

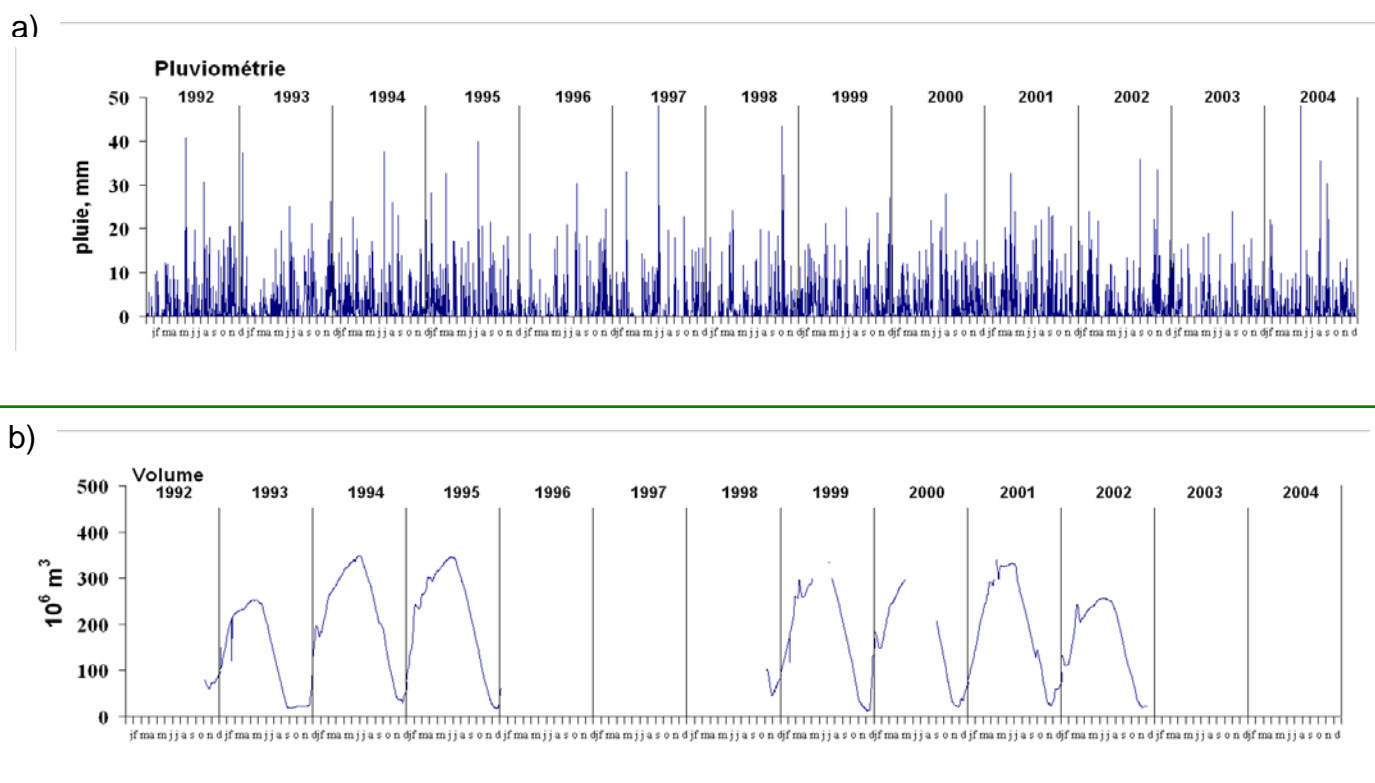


Figure 2. Variations inter-annuelles (1992-2004) a) de la pluviométrie journalière (mm) dans la région du réservoir Marne, b) du volume de remplissage du réservoir Marne.

Les valeurs journalières des débits des rivières à l'amont des prises d'eau du réservoir et à l'aval de la restitution en Marne ont été rassemblées (Figure 3). Ces chroniques permettent de mettre en évidence les années humides (1994, 1995, 2001, notamment) et les années sèches (1992, 1993, 1996, 2002, 2003). Il apparaît à la Figure 3c, qu'au cours des années humides, une stratégie de dérivation-restitution est menée destinée à faire jouer un rôle tampon au réservoir, les crues étant stockées temporairement, puis restituées pour absorber la suivante. En saison sèche, afin de permettre maintenir le débit d'étiage prolongé en automne, les restitutions apparaissent plus faibles en été et ainsi réparties (Figure 3c). Lors des années de vidange (1993 et 2003), les restitutions sont plus précoces pour permettre la réalisation des travaux avant la saison des pluies.

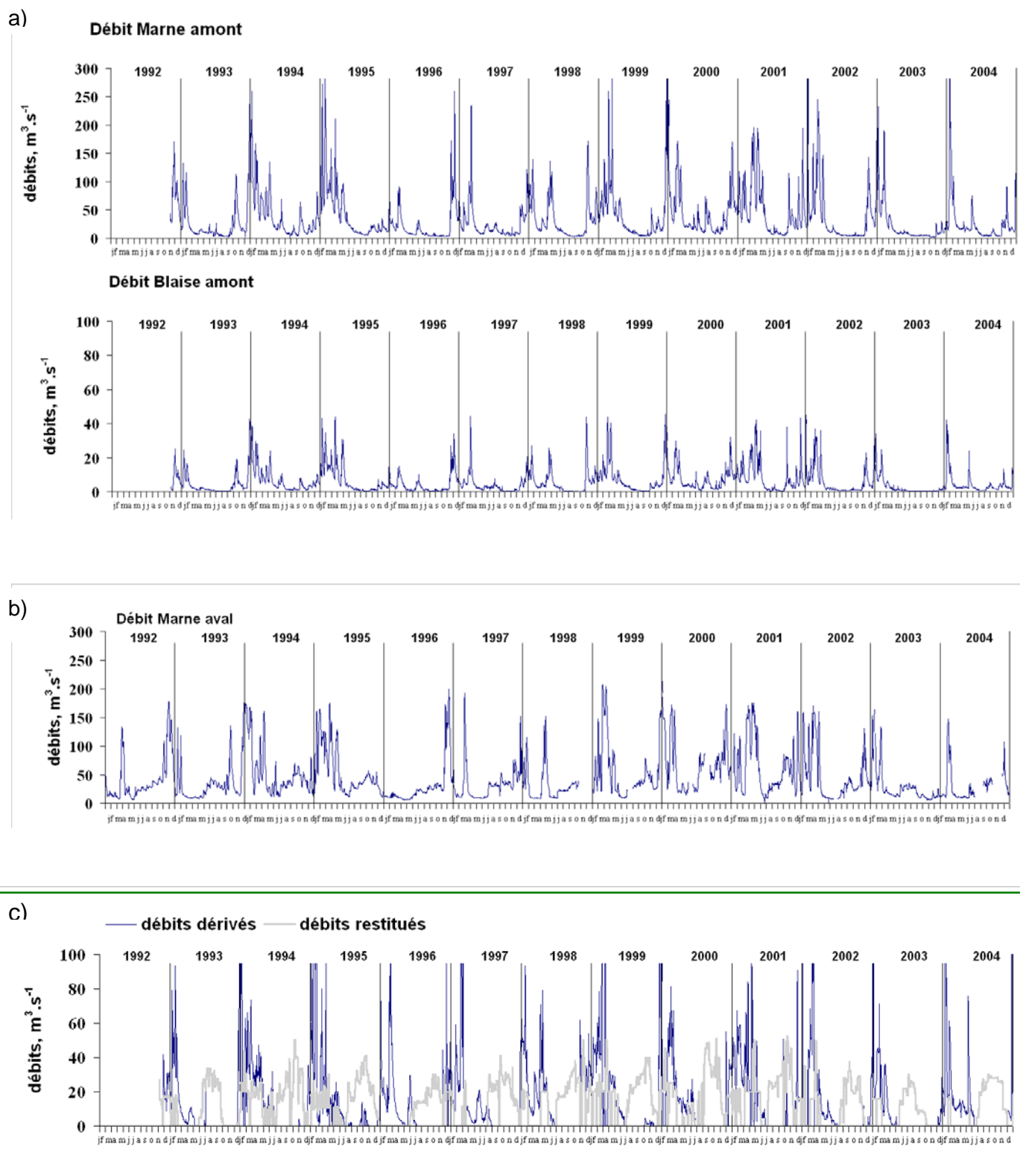


Figure 3. Variations interannuelles (1992-2004) a) des débits des rivières à l'amont des prises d'eau des réservoirs (Marne et Blaise) et b) à l'aval de la restitution en Marne. c) Variations interannuelles (1992-2004) des débits de dérivation et de restitution du réservoir

4. Caractéristiques écologique du réservoir Marne

4.1. Variations inter-annuelles des principales variables de la qualité de l'eau

Les variations saisonnières des variables de la qualité de l'eau ont un comportement différent dans les rivières et les réservoirs mais présentent les mêmes tendances d'une année à l'autre.

Dans les réservoir, la diminution des concentrations en nitrate est régulière dès le début de l'hiver, de 6-8 mgN.L⁻¹ à des concentrations très faibles, inférieures à 1 mgN.L⁻¹ (Figure 4). La dénitrification, plus que l'utilisation par la biomasse phytoplanctonique, est à l'origine des pertes d'azote (Sanchez, 1997; Garnier et al., 1999, 2000). L'ammonium augmente en été en période de forte minéralisation de la matière organique (Figure 4). Ces variations sont reproductibles d'une année à l'autre, dans chacun des réservoirs (Figure 4).

Dans la rivière, la dénitrification apparaît malgré l'approvisionnement continue en eau, par le débit d'amont et par les nappes aquifères. Dans la Marne, à l'amont du réservoir, les valeurs en ammonium semblent avoir significativement augmenté à partir de 1998, ce qui pourrait, après validation des données, être lié à une augmentation de rejets domestiques (St Dizier ?), (Figure 4).

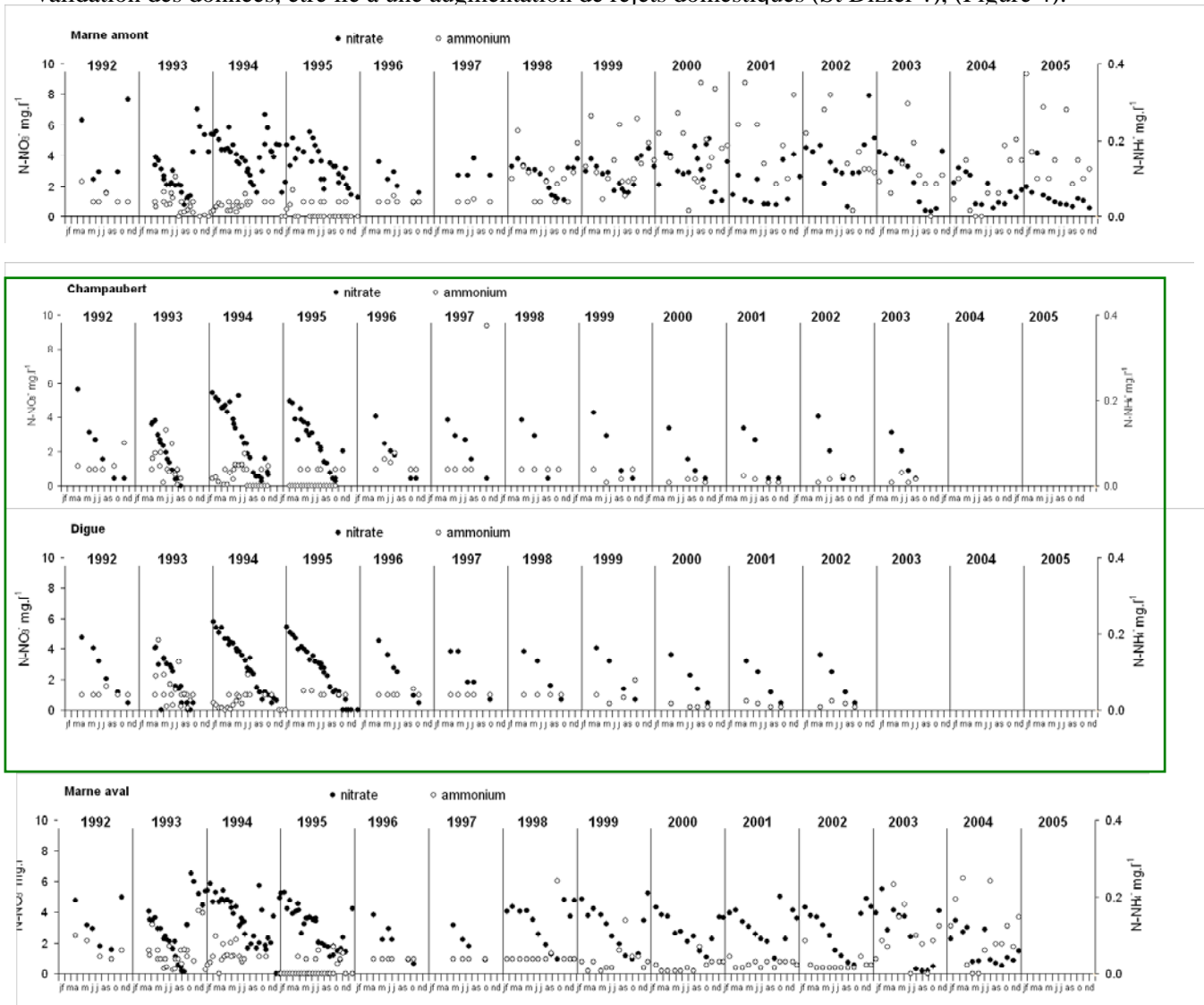


Figure 4. Variations inter-annuelles des concentrations en nitrate et en ammonium dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Digue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005. Les données encore manquantes, sont en cours d'acquisition.

D'une manière générale, les concentrations en phosphates sont plus faibles dans le réservoir que dans la rivière tant à l'amont qu'à l'aval. Dans le réservoir, les phosphates sont utilisés par le phytoplancton dès le printemps et sont maintenus à des concentrations limitantes ($<5\mu\text{gP.L}^{-1}$). Dans le réservoir, les valeurs constantes des phosphates montrent les limites du seuil de détection de la méthode, différente après l'étude du PIREN-Seine de 1993 à 1995. Pour ce qui concerne le phosphore total, le phosphore total des réservoirs n'aurait plus été mesuré, alors que dans les rivières, des données pourraient être trouvées dans la base de données du RNB (Réseau National de Bassin).

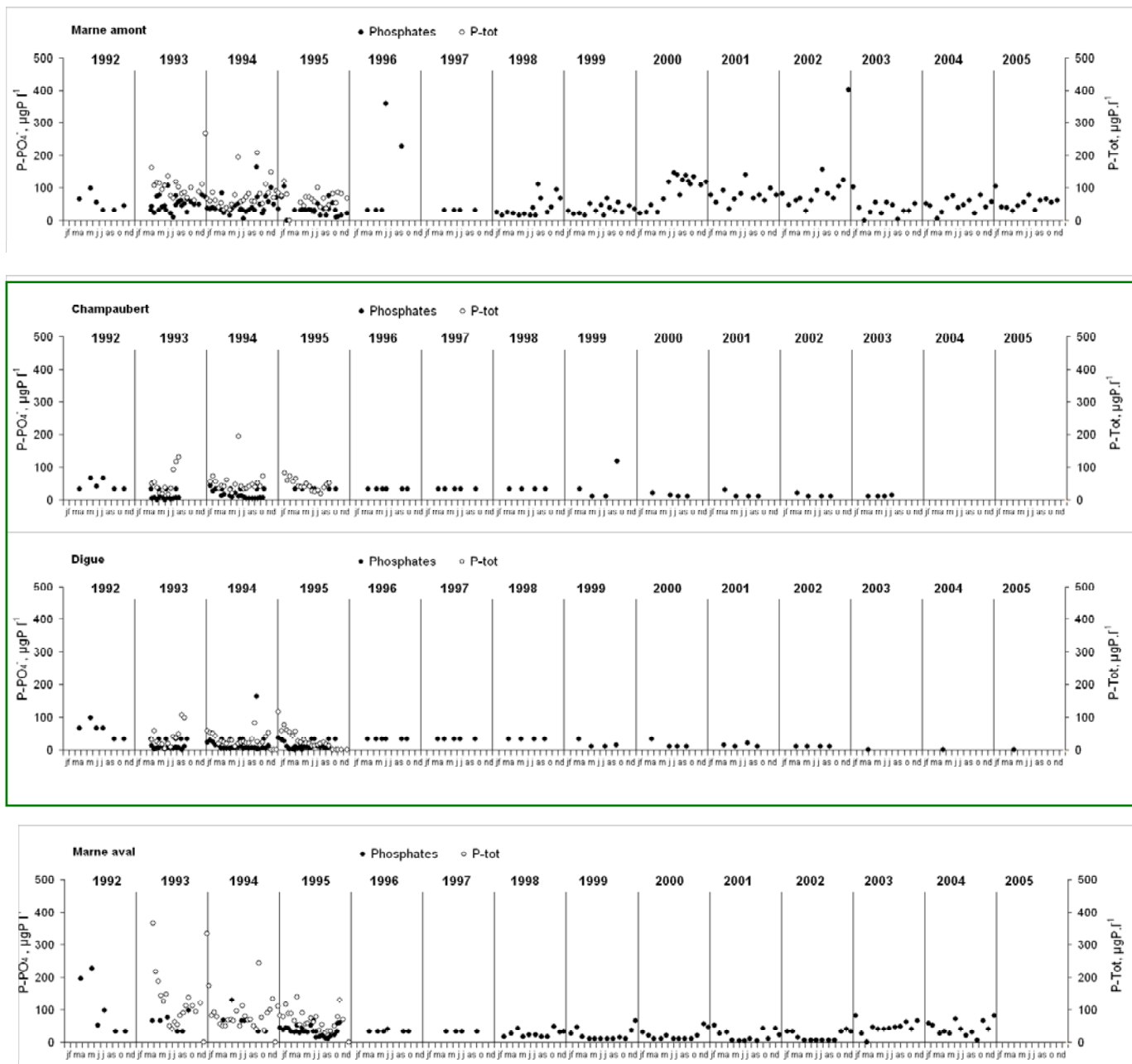


Figure 5. Variations inter-annuelles des concentrations en phosphate et en phosphore total dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Digue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005. Les données encore manquantes des concentrations en phosphates sont en cours d'acquisition. Pour le phosphore total, il semblerait que les analyses n'aient pas été poursuivie après la phase d'étude fine par le Piren-Seine de 1993 à 1995 (Garnier et al., 1998; 1999, 2000).

Dans les réservoirs, la silice dissoute *-incorporée par les diatomées sous une forme biogénique-* décroît régulièrement de 4 à moins de 1 mgSi.L⁻¹ au printemps; le stock se reconstitue partiellement en été et diminue à nouveau à l'automne au moment du second développement de diatomées (Figure 6). Cette tendance est particulièrement visible sur les données récoltées (1993-1995) par le programme PIREN-Seine à une fréquence suffisante. Dans les rivières, les tendances sont les mêmes mais moins marquées en raison des apports par le débit. Il semble que les concentrations en silice soient plus faibles par bas débit (2004 et 2005), (Figure 6). Notons en 2004, des valeurs élevées en rivière (Marne amont) qui, sauf problème analytique pourraient être liées à une pointe de crue printanière; il manque par ailleurs les données de la Marne à aval, pour confirmer cette tendance.

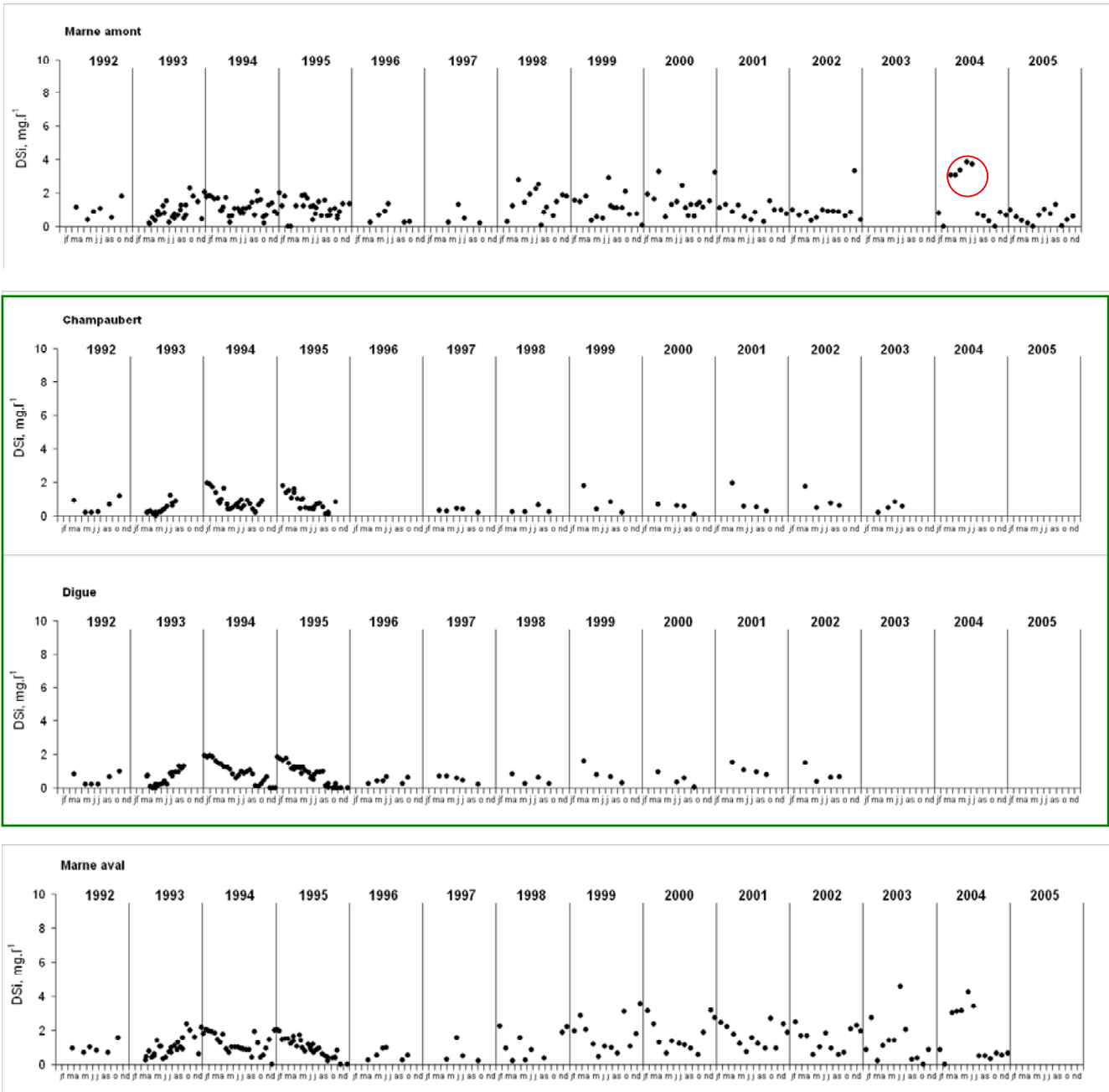


Figure 6. Variations inter-annuelles des concentrations en silice dissoute (DSi) dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Digue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005. Les données encore manquantes, sont en cours d'acquisition.

Dans le réservoir, le phytoplancton présente généralement deux phases de développement: une au début du printemps (février à avril: 10 à 15 $\mu\text{g chla.L}^{-1}$) dominée par des diatomées, l'autre en fin d'été, voire en automne, composée d'une population mixte de Chlorophycées et de diatomées notamment (20 à 80 $\mu\text{g chla.L}^{-1}$), (Figure 7). Les niveaux de biomasse phytoplanctonique sont plus élevés dans le petit bassin amont du réservoir Marne (lac de Champaubert) que dans les grands lacs à l'aval. Ceci est dû, en fin de période de vidange, à la diminution du volume par rapport à la surface, favorisant un recyclage des nutriments à l'interface eau-sédiment, phénomène particulièrement visible en vidange décennale (Figure 7).

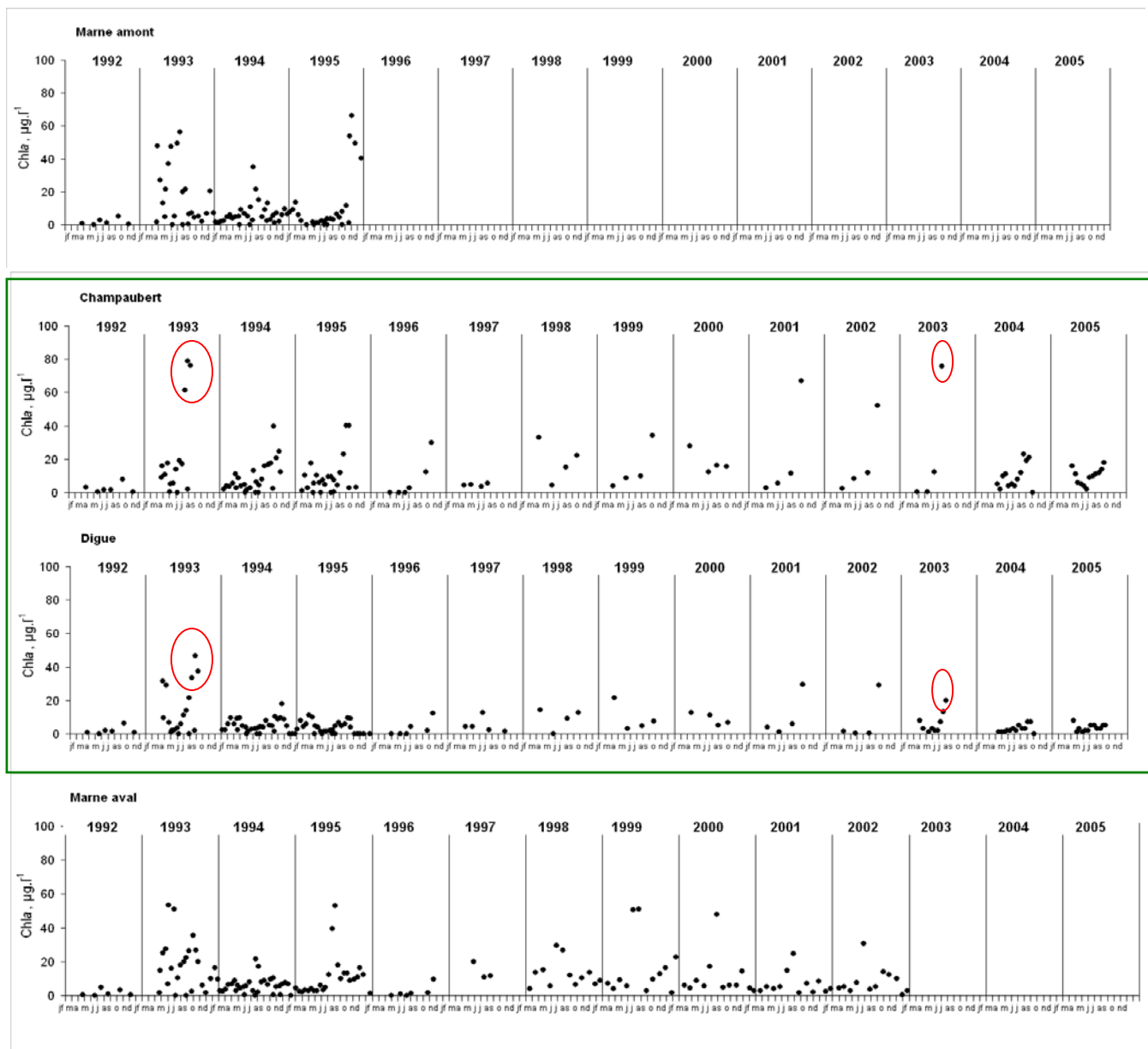


Figure 7. Variations inter-annuelles des concentrations en chlorophylle a, considérées comme un estimateur de la biomasse phytoplanctonique, dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Digue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005. Les données encore manquantes, sont en cours d'acquisition.

Dans la rivière, le développement du phytoplancton est caractérisé par des biomasses plus élevées, intervenant après la diminution du débit hivernal (Figure 7). La date d'apparition de ce bloom algal et son intensité dépend de l'année hydrologique, c-à-d dès le printemps en année sèche comme 1993, plus tardif en 1994 en raison d'un débit hivernal élevé jusqu'en mai, et repoussé en automne en 1995, en raison des débits estivaux maintenus élevés. Cette dynamique est spatio-temporelle est le

résultat d'un compromis entre le temps de séjour des eaux dans la rivière et le temps de génération des organismes, plus faibles en été aux températures élevées, variant aussi en fonction des espèces (Cf. Garnier et al., 1995).

4.2. Qualité de l'eau en vidange décennale

Nous devons encore finir de rassembler les données de 2003 pour interpréter le rôle des vidanges sur la qualité de l'eau.

Inévitablement, la vidange décennale conduit dans le réservoir, surtout dans le petit lac de Champaubert, à une eutrophisation progressive du volume restant en raison du rapport surface/volume qui augmente considérablement et favorise le recyclage interne (cf. Ci-dessus). Les vidanges décennales conduisent en outre à un accroissement de l'ammonium dans le réservoir, la matière organique accumulée étant dégradée sur place, dégradation consommatrice d'oxygène. Dans le lac de Champaubert, ces effets en cascade peuvent temporairement être préjudiciables à la vie biologique, les poissons notamment pour lesquels l'habitat est réduit; dans le lac de Der, où le volume d'eau rest encore relativement important pour le déplacement des poissons, les impacts de la vidange se manifeste par l'eau restituée dans la rivière; puisque la vidange s'effectue en effet par le fond, l'eau restituée est plus pauvre en oxygène, plus riche en ammonium et/ou carbone organique, et en matière en suspension (Vörösmarty et al. 1997; cf. Garnier et al. 1998, car nous n'avons pas exploité ici les matière en suspension).

L'impact des vidanges des réservoirs de Champagne est variable selon l'échelle géographique considérée, selon l'année hydrologique (sèche ou humide), et le type d'impact retenu (baignade, vie aquatique, etc.). On peut signaler au passage que les deux dernières vidanges décennales ont été effectuée en année sèche (1993 et 2003), situation certainement favorable du point de vue de la sécurité des travaux.

A l'échelle du bassin de la Marne, l'impact sera, par exemple, limité en saison humide car l'eau de la rivière jouera alors un rôle tampon; en saison sèche, les processus sont plus intenses dans le réservoir mais également dans la rivière, la vidange accentuant alors les effets naturels, dans un secteur toutefois limité en aval de la restitution. Toutefois, l'avantage des réservoirs en dérivation est de permettre une maîtrise de la gestion des débits de manière à respecter les normes de qualité de l'eau.

Pour ce qui concerne le réservoir en vidange, quelques soient les caractéristiques de l'année hydrologique, les travaux de surveillance de l'ouvrage impose une réduction exceptionnelle du volume d'eau. On ne peut donc pas attendre d'un réservoir en période de vidange décennale qu'il soit aussi un site de loisirs aquatiques. L'important est de protéger les habitats biologiques pour maintenir la richesse et diversité biologique du milieu, afin que le réservoir puisse retrouver ses fonctions et fonctionnalités en dehors des périodes de vidanges décennales.

4.3. Caractéristiques des sédiments

D'après l'étude réalisée par Aquascope en juin 2002, les sédiments de la retenue ont une texture de fine à très fine, avec une composition argilo-limoneux. Le sédiment le plus grossier se trouve dans la partie amont du réservoir (station n°1), reflétant le granuloclasement des particules associé à la perte de charge (Aquascope, 2002); la fraction sableuse est marginale dans le Der.

Tableau 3. Caractérisation granulométrique des sédiments (en %) des échantillons recueillis en 2002 (Aquascope, 2002). Pourcentage moyen, les extrêmes sont indiqués en italique.

échantillon	Argile 0 - 2 µm (%)	Limon fin 2 - 20 µm (%)	Limon grossier 20 - 50 µm (%)	Sable fin 50 - 200 µm (%)	Sable grossier 200 -2000 µm (%)
Valeur moyenne	40.1	30.7	22.7	3.7	2.8
extrêmes	<i>18.,2- 61.1</i>	<i>14.8-36.7</i>	<i>12.7-31.5</i>	<i>0.3-26.7</i>	<i>0.0-21.8</i>

Ces échantillons de surface, prélevés à la benne, ont une teneur moyenne en carbone organique de 15 mg kg⁻¹ de sédiment sec (écart-type de 4 mg kg⁻¹), celles de Champaubert étant de 17 et 22 mg kg⁻¹ pour les 2 échantillons prélevés dans ce lac amont; ces valeurs sont du même ordre que celles obtenues en moyennant les valeurs obtenues sur la hauteur des 4 carottes (12 cm) échantillonnées; cette hauteur correspond en effet à la profondeur d'enfoncement d'une benne Ekman. Il est intéressant de noter que les points 1 à 4 correspondent à un gradient longitudinal Champaubert (1, 2)- Der (3, 4). Les prélèvements effectués en 2003 montrent un appauvrissement en carbone dans le Der par rapport à Champaubert, ce qui correspond bien aux observations faites sur l'état trophique de la colonne d'eau.

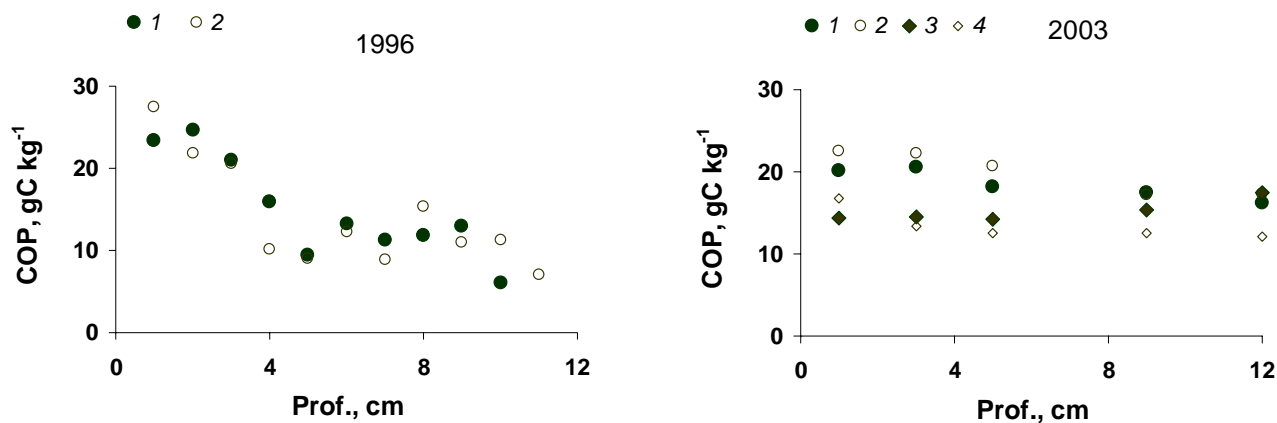


Figure 8. Contenu en carbone des carottes de sédiment effectuées dans le lac de Champaubert en 1996 et en 2003 (données non publiées, Garnier et coll.). Les points 1 à 4 correspondent à un gradient longitudinal Champaubert (1, 2)- Der (3, 4).

Les teneurs en azote observées tant en 2002 (Aquascope) qu'en 2003 (Garnier et al., non publié) sont de l'ordre de 1.7 g/kg MS), relativement faibles (Figure 9). Le rapport C/N, de 9 en 2002 (Aquascope, 2002) et 9.7 en 2003, est supérieur au rapport de Redfield (5.7 en g:g), indiquant que la matière organique est en voie de dégradation, si l'on considère qu'elle est d'origine autochtone (phytoplanctonique): les protéines sont plus vite dégradées que les composés membranaires carbonés. Il n'apparaît pas de différence notable entre les lacs de Champaubert et du Der (Figure 9).

Les teneurs en phosphore sont en moyenne de 0.67 gP/kg en 2003, très proches de celles obtenues par Aquascope l'année précédente (0.6 gP/kg en moyenne), très proches aussi de celle obtenues en 1994, 0.52 et 0.64 gP/kg, en avril et juillet respectivement (prélèvements à la benne en une 15aine de stations, Sanchez, 1997)

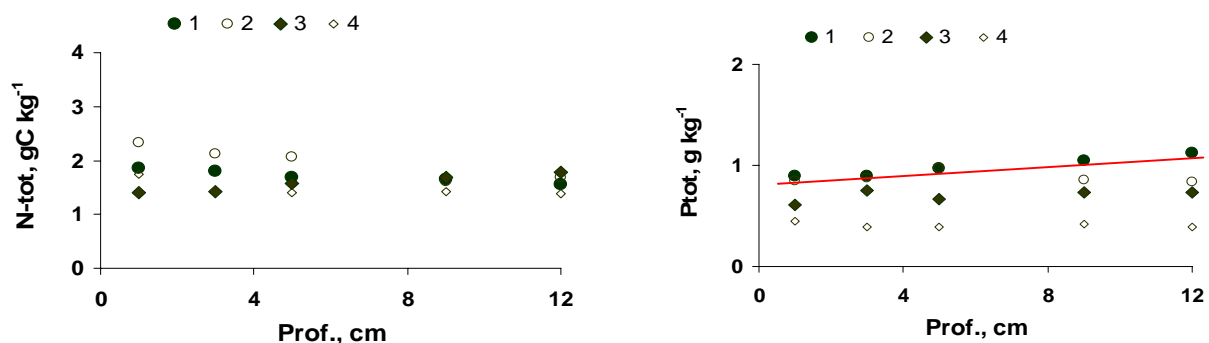


Figure 9. Contenu en azote et en phosphore des carottes de sédiment effectuées dans le lac de Champaubert en 2003 (données non publiées, Garnier et coll.). Les points 1 à 4 correspondent à un gradient longitudinal Champaubert (1, 2)- Der (3, 4).

Les valeurs obtenues en 2003 sont assez faibles du même ordre de celles que l'on obtient dans les sédiments de fond de rivières en têtes de bassin (Némery et al., 2005); toutefois la valeur moyenne obtenue dans la Blaise en période de développement phytoplanctonique (de mai à octobre 2002) était de 2.1 gP/kg (Némery et al., 2005). On peut ainsi mentionner que les matières en suspension recueillies dans des trappes à sédiment en 1994 avait un contenu en phosphore de 1.5 gP/kg à Champaubert, 0.9 gP/kg à Giffaumont et 0.7 gP/kg à la Tour de restitution, montrant que la matériel frais en cours de sédimentation, en partie d'origine phytoplanctonique, est plus riche en phosphore. Enfin, en considérant séparément les points 1, 2, 3 et 4 prélevés en 2003, on observe une décroissance de 0.99, 0.88, 0.7 à 0.41 gP/kg dans le gradient amont-aval du réservoir.

L'ensemble de ces données révèle une relative hétérogénéité spatiale (horizontale, et verticale) et temporelle, importante à prendre en compte. Avec l'évolution des moyens techniques, il semble que des campagnes de carottage puissent désormais être réalisées en utilisant un GPS par exemple, ce qui permettrait de mieux se positionner pour comprendre l'évolution des empreintes du fonctionnement trophique au niveau des sédiments. Notons qu'en se basant sur la carotte n° 1 de Champaubert, il apparaît une diminution du contenu en phosphore de la profondeur vers la surface, ce qui pourrait montrer, compte tenu des taux de sédimentation (de quelques mm/an), une diminution des apports en phosphore dans le réservoir; cette hypothèse, qui reste à vérifier, serait en concordance avec les efforts de traitement des eaux usées dans le bassin de la Marne (Garnier et al., 2005).

5. Conclusions

Une étude précédente du PIREN-Seine, de 1993 à 1997, a montré le rôle de rétention des flux d'azote, de phosphore et de silice qu'exerce le lac-réservoir MARNE. Cette même étude avait en même temps conduit à l'élaboration d'un modèle de fonctionnement écologique des réservoirs. En raison des besoins nouveaux et pressants de modèles, suscités par la mise en œuvre de la nouvelle Directive Cadre Européenne sur l'eau, il est important de remettre à jour les modèles construits il y a dix ans, et notamment de le rendre compatible au modèle du réseau hydrographique de la Seine, qui a considérablement évolué dans sa forme, puisqu'il est désormais couplé à un SIG, ce qui lui donne une convivialité qui peut être mise à profit par les utilisateurs. Les réservoirs nécessitent également le développement d'un outil opérationnel de modélisation, destiné à répondre aux besoins des gestionnaires en matière d'évaluation et d'optimisation de politiques publiques.

Une étape importante de la mise à jour des modèles, objet de ce rapport, est de rassembler l'ensemble des données sur une chronique de 10 années de données, incluant les deux dernières vidange décennales (1992-2005).

Cet exercice n'a pas été facile; les données acquises sont en effet formatées de manière différentes d'une année à l'autre, d'une étude à l'autre, les variables de base n'ont pas été forcément toutes analysées, pas toujours à une fréquence intéressante, pas forcément par les mêmes laboratoires et donc avec des méthodes analytiques parfois différentes. Les données issues des rapports des bureaux d'étude doivent parfois être re-saisies. Comme le montrent les figures de ce rapport, si le jeu de données est encore incomplet les données manquantes semblent accessibles (*certaines sont en même en notre possession, mais nous sont parvenues trop tardivement, pour y être incluses*), elles seront alors facilement incluses dans les fichiers prévus à cet effet, la réalisations des figures étant alors automatique. L'étape requise pour la modélisation est donc réalisée.

A ce stade, les données ne montrent pas de modification importante du fonctionnement écologique du réservoir Marne, considéré dans son ensemble, les variations étant plus liées aux variations des conditions hydrologiques. Ceci semble valable pour la colonne d'eau et le sédiment. Toutefois, à une échelle locale (celle des bassins Sud et Nord par exemple) qui n'a pas été ici analysée, il est tout à fait possible que des rejets locaux puissent avoir des impacts négatifs qui contrarient les usages nautiques et de baignade, sans que soit affecté le fonctionnement global du réservoir. Généralement, ces disfonctionnement locaux peuvent être facilement résolus s'il s'agit d'apports ponctuels, par exemple par un petit ru chargé en effluent domestique, ou effluents d'élevage.

6. Références

- AQUASCOP, 2002. analyses des sédiments du lac-Réservoir Marne. Rapport C3741, juillet 2002, 10 pp+ Annexes
- Akopian M., Garnier J. & Pourriot R. (1999a). A large reservoir as a source of zooplankton for the river. structure of the populations and influence of fish predation. *J. Plankton Res.*, 21:285-297.
- Barillier A., Garnier J. & M. Coste (1993). Experimental reservoir water release: impact on the water quality on a river 60 km downstream (upper Seine River, France). *Water Research*, 27:635-643.
- Billen G., Garnier J. & Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289:119-137.
- Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J. Billen G., Levassor A. (1998a). Fonctionnement et impacts écologiques des réservoirs de Champagne. Chapitre 6. In: *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* (Meybeck M., De Marsily G & Fustec F. eds). Elsevier, Paris. p 263-300.
- Garnier J., Leporcq B. Sanchez N. & Philippon (1999c)- Biogeochemical budgets in three large reservoirs of the Seine basin (Marne, Seine & Aube reservoirs). *Biogeochemistry*, 47: 119-146
- Garnier J., Billen G., Sanchez N. & Leporcq B (2000). Ecological functioning of a large reservoir in the upstream basin of the river Seine (Marne reservoir, France). *Regulated River*, 16:51-71.
- Garnier J., Némery J., Billen G. & Théry S. (2005). Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *J. Hydrol.* 304: 397-412.
- Malatre K., Gosse Ph. & Fauchon N. (1990). Influence thermique des lâchures du réservoir Seine. Rapport PIREN-Seine II/90/04. 14p + figures et annexes
- Malatre K. & Gosse Ph. (1995). Is it possible to influence water temperature and quality in the river Seine upstream Paris in summer by managing the upstream reservoirs. *Wat. Sci. Tech.* 31: 67-77.
- Némery J., Garnier J. & Morel C. (2005). Phosphorus budget in the Marne watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry*, 72(1):35-66
- Rizzoli J.-L. (1996). Analyse empirique d'une crue centennale. C.R. Colloque "La gestion des inondations: la responsabilité des élus en question. Compiègne, 5 & 6 juin 1996.
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D. & Garnier, J. (submitted) SENEQUE 3 : a GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *Ecological Modelling* (soumis)
- Sanchez N. (1997). Le processus de dénitrification dans les sédiments du barrage-réservoir de la Marne. Etude de sa cinétique et modélisation. Thèse Doct. Sci. Eau, Université. P. & M. Curie, Paris 6, 151p.
- Tajar M.H. (1993). Modélisation hydrodynamique des échanges nappe-rivière. Simulation d'une lâchûre expérimentale en Seine en période d'étiage. Thèse Doct. Ecole de Mines de Paris, 174p.
- Vörösmarty C.J., Meybeck M., Fekene B. & Sharma K. (1997). The potential impact of neo-Castorization on sediment transport by the global network of rivers. In: *Human impact on erosion and sedimentation* (Proceedings of the Rabat Symposium, April 1997), IAHS Publ, n° 245.