

République Algérienne Démocratique & Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة باجي مختار - عنابة
Université Badji Mokhtar-Annaba



Laboratoire des Analyses Biogéochimiques
& Ecologique des Environnements Aquatiques



Faculté des Sciences
Département des Sciences de la Mer

T H È S E

Présentée en vue de l'obtention de diplôme de :

DOCTORAT EN SCIENCES DE LA MER

Option : Environnement littoral

**TRANSFERTS ET GEOCHIMIE DE L'AZOTE, DU PHOSPHORE ET DU
SILICIUM DES BASSINS DES OUEDS KEBIR-RHUMEL, KEBIR OUEST
ET SAF-SAF AU LITTORAL**

Par
Noureddine BOUCHARB

Devant le jury suivant :

Directeur de thèse :	OUNISSI. M	Professeur	Université Badji Mokhtar-Annaba
Président :	DERBAL. F	Professeur	Université Badji Mokhtar-Annaba
Examineurs :	BOULAHIDID. M	Professeur	ENSSMAL, Alger
	SAUTOUR. B	Professeur	Université de Bordeaux 1, France
	REMINI. B	Professeur	Université, Blida
	CHAAB. S	MC _A	Université Badji Mokhtar-Annaba

Année 2013

*A ma mère, mon père,
mes frères et mes sœurs
pour leurs soutiens et leurs encouragements souvent au bord de
l'Oued ou du barrage juste à côté de chez-moi, à quelques dizaines de
mètres, qu'on fréquentait pour les besoins de subsistance*

Avant-propos

Au terme de ces quatre années de travail j'aimerais d'abord vivement remercier Monsieur M. OUNISSI, Professeur à l'Université Badji Mokhtar-Annaba (UBMA) pour avoir dirigé de façon infaillible ma thèse n'ayant pas cessé de m'orienter tout au long de ces années de recherche. Il m'a toujours énormément aidé lors de la rédaction de la thèse malgré les difficultés que j'éprouve en langue française. Aussi, ses conseils, sa large culture scientifique en géoscience et son esprit critique m'ont été d'une grande utilité à bien d'égards. J'en suis très reconnaissant pour m'avoir accueilli dans son Laboratoire d'Analyses Biogéochimiques et Ecologiques des Environnements Aquatiques (ABEEA) depuis presque six années.

Je remercie tout particulièrement Messieurs les membres du jury qui ont accepté de participer à mon jury de thèse.

Monsieur le Professeur F. DERBAL, notre chef de Département n'arrête pas à m'encourager mais en même temps n'arrête pas de grommeler évoquant et revenant à la bonne veille génération bien cultivée de H. Boumediene. Je le remercie beaucoup surtout pour avoir révisé mon manuscrit avec la rigueur reconnue chez l'enseignant, le Chef et l'expert. Je suis particulièrement heureux de l'avoir en tant que président de mon jury.

Je connais Monsieur le Professeur B. SAUTOUR à travers ses articles de biogéochimie, mais Monsieur OUNISSI m'avait dit qu'il s'agit d'un fonctionnaliste, de l'école du fonctionnelle, n'aimant pas trop le structural et le descriptif. Je souhaite qu'il trouve ici quelque peu de matière du fonctionnel. Je suis vraiment sensible à son déplacement depuis Bordeaux jusqu'à Annaba et j'espère qu'il trouvera matière de d'inspiration ou de comparaison que se soit au titre de la thèse ou au titre de l'environnement social. Je suis honoré par sa présence à Annaba et je le remercie vivement pour avoir accepté de faire partie de mon jury.

Je suis heureux de pouvoir recevoir les remarques du géochimiste, Monsieur le Professeur M. BOULAHIDJ, ESSMAL (Alger) ; je le remercie d'avoir accepté de faire partie de ce jury.

Monsieur le Professeur. B. REMINI, en acceptant de se déplacer à Annaba, il emmène l'avis et les critiques de l'hydrologue. Je suis également content de sa présence au jury.

J'ai eu le Docteur. S. CHAAB en tant qu'enseignant lors des enseignements de l'Unité 'Analyses de prélèvements écologiques' et j'en ai profité déjà de ses compétences en cartographie et en hydrogéologie. J'espère profiter d'avantage de ses remarques en guise de ma soutenance.

Madame Meriem KHELIFI-TOUHAMI, enseignante au Département des sciences de la mer, UBMA m'a toujours offert les conditions les meilleures, par sa gentillesse, ses encouragements mais avec son sérieux nécessaire pour assurer un travail de qualité. La preuve, c'est qu'elle m'a corrigé la première version de mon manuscrit de thèse et en a éliminé quelques centaines de fautes. Je lui suis très reconnaissant.

Je remercie également le Docteur AHCÈNE HARIDI, enseignant au Département des sciences, UBMA pour m'avoir aidé et encouragé pendant toute la période du travail afin d'achever mon travail dans les meilleures conditions. Son esprit humoristique ajoute une ambiance agréable dans notre laboratoire ABEEA.

Je remercie aussi tous et toutes mes collègues chercheurs de ma promotion de formation doctorale en environnement littoral et bien d'autres collègues doctorants en Bio-ressources Marines, Biologie Végétale et Aménagement de l'Environnement pour leurs soutiens et encouragements.

Mes profonds remerciements vont également à mon compagnon et doctorant Youcef BELHADI pour m'avoir aidé et pour sa gentillesse exprimée et maintenue depuis notre arrivée ensemble de l'OUEST à l'Université Badji Mokhtar-Annaba en septembre 2004.

Résumé

La distribution et les flux de nutriments entrant et sortant des barrages et à l'embouchure de trois rivières côtières (Kebir-Rhumel, Kebir Ouest et Saf-Saf) ont été évalués durant un cycle annuel à partir de trois stations aux embouchures et de deux stations représentant l'amont et l'aval de chacun des trois barrages (Beni-Haroun, Zit-Amba et Zerdaza). Les rivières se caractérisent principalement par des fortes teneurs en NH_4 et en PO_4 , même avant d'aboutir aux barrages, à la différence de SiO_4 dont la teneur est déjà réduite en amont. A partir du flux minéral reçu à l'amont, les barrages retiennent annuellement 42 à 93 %, selon l'élément, mais libèrent à leurs avals des eaux fortement chargées en matières organiques dissoutes (NOD, POD). A l'échelle du bassin versant, les flux spécifiques de l'azote dissous atteignent 338 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$, au sein duquel la fraction organique représente jusqu'à 34 %, cependant que celui du phosphore dissous n'excède pas 172 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$, avec une dominance de la fraction organique. Aux embouchures, Si/N diminue, mais N/P s'accroît, indiquant d'importants apports en N relativement au P dans le bas des bassins. Les rivières introduisent à la mer d'importantes masses de sédiments en suspension correspondant à un taux d'érosion des sols de bassins de 64 à 374 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$. Les apports à la mer de sels (TDS) à travers les embouchures des rivières s'élèvent à 12 000 et 70 000 t/an induisant une perte en sels des sols des bassins atteignant 9 et 40 t/ km^2/an . On considère ainsi que l'ensemble des bassins est fortement anthropisé à plusieurs titres : fortes teneurs en NH_4 , PO_4 , réduction des teneurs en SiO_4 , déséquilibre des rapports Si/N/P, faibles débits à l'aval des barrages, fortes érosions des sols, salinisation des barrages et des sols des bassins, faibles apports en nutriments à la mer. Ces modifications multiples auront de sévères impacts sur fonctionnement et la productivité de l'ensemble du système continent-mer.

Mots-clés : Rivière, bassin versant, barrage, azote, phosphore, silicium, flux, biogéochimie, littoral

Abstract

Nutrient distribution and fluxes into and from dams and into coastal waters from three rivers (N-E Algeria) were assessed during a one-year period in three stations for each river (Kebir-Rhumel; Kebir Ouest and Saf-Saf): at the entrance and the exit of their respective dams (Beni-Haroun; Zit-Amba and Zerdaza) and at the outlet. The main characteristics of the rivers were the high levels of NH_4 and PO_4 , even in dam entrances, contrarily to SiO_4 levels that still low upstream the dams. From the inorganic nutrient incoming fluxes, the dams trapped annually 42 to 93%, depending on the nutrient, but released in great levels dissolved organic forms (DON and DOP) at their exits. At catchment scale, dissolved nitrogen loadings reach $338 \text{ kg/km}^2/\text{yr}$, in which the organic fraction forms up to 34%; while those of dissolved phosphorus reach $172 \text{ kg/km}^2/\text{yr}$, with a great organic fraction. The Si:N ratios decreased while N:P ratios increased at river outlets, indicating large inputs of N over P in the lower catchments. At the rivers 'outlets, Si:N decreased but N:P increased indicating large inputs in N over P in lower catchments. The rivers introduced into the neighboring coastal water high masses in suspended sediments corresponding to 64 to $374 \text{ kg/km}^2/\text{y}$ of soil erosions. Loadings in continental salts (TDS) via rivers' outlets reached 12,000 to 70,000 t/yr inducing a loss rate of soil salts of 9 to $40 \text{ t/km}^2/\text{yr}$. We consider that the catchments were heavily impacted in several ways: high levels in NH_4 and PO_4 ; lowering of SiO_4 levels; lowering of water flow behind dams, high soil erosion rates and salinisation of dams despite the lowering of nutrient inputs to coastal waters. These multiples biogeochemical change will have severe impact on the functioning and the productivity of the marine-continent system.

Key-words: *River, catchment, dam, nitrogen, phosphorus, silicates, flux, biogeochemistry, coastal waters.*

ملخص

تناولت هذه الدراسة توزيع وتدفق النيتروجين، الفسفور و السيليسيوم وكذلك المواد الرسوبية الهائلة و الأملاح في المياه التي تدخل السدود (بني هارون، زيت العنبة و زرداظة) عبر الوديان (كبير الرمال، الكبير الغربي والصفصاف) وعند خروجها مباشرة، وكذلك عند مصبات تلك الأنهار. تتميز هذه الأنهار أساسا بتركيز على من الأمونية (NH_4) و الفوسفات (PO_4) حتى قبل أن تصل إلى السد، على عكس السيليسيوم (SiO_4) الذي يبدو ضعيف التركيز. وتلعب السدود دورا بيوجيوكيائيا محوريا حيث تخزن نسبا هائلة من الأملاح المغذية (N، P، Si) التي تحملها الوديان، بينما تصدر عند مخارجها المواد العضوية المغذية (NOD و POD). وتجر الوديان عند مصباتها إلى البحر كميات هائلة من الأملاح المعدنية خاصة منها النيتروجين المذاب، حيث تمثل هذه القيم ما يعادل 338 كغم/كلم²/سنة كتدفق نسبي على مستوى الأحواض الوديانية الساحلية. وتشكل المواد العضوية المنحلة ثلث تلك التدفقات و تزداد تلك النسبة في مكونات الفسفور. من جهة أخرى، وعند مصب الأنهار نلاحظ تدني نسبة السيليسيوم: النيتروجين، بينما تزيد نسبة النيتروجين: الفسفور. ويرجع ذلك إلى حمولة المياه المرتفعة بالنيتروجين نتيجة للنشاطات السكانية قرب مصبات الوديان. على صعيد آخر، تجر الأنهار إلى البحر كميات هامة من المواد الرسوبية الهائلة، حيث يصل معدل إنجراف التربة من 64 إلى 374 كغم/كلم²/سنة، في حين كمية تدفق الاملاح (TDS) إلى البحر تصل إلى ما بين 12 000 و 70 000 طن/سنة مما أدى إلى خسارة في املاح التربة و التي تتغير من 9 إلى 40 طن / كلم²/سنة. وتبدو هذه الأحواض الوديانية الساحلية أنها متأثرة بقوة لعدة أسباب: تركيزات عالية من NH_4 ، PO_4 ، ونقص في SiO_4 وتبدد في نسبة السيليسيوم: النيتروجين: الفسفور، انخفاض تدفق المياه عند مخرج السدود، انجراف كبير للتربة، ملوحة كبيرة للسدود وتربة الأحواض و انخفاض تدفق الماء والأملاح المعدنية إلى البحر. وستكون لهذه التغييرات المتعددة تأثيرات وخيمة على أداء وإنتاجية النظام البيئي والمحيطات.

الكلمات المفاتيح: نهر، الأحواض الوديانية الساحلية، سد، النيتروجين، الفسفور، السيليسيوم، تدفق، البيوجيوكيما، الساحل

Table des matières

Avant-propos.	01
Résumés.	04
Table des matières.	07
Introduction générale.	09
Références introduction générale.	16
Chapitre I : Matériel et méthodes.	19
1. Présentation et rôles biogéochimiques des matières minérales et organiques objets d'études.	19
1.1. L'eau et les rivières.	19
1.2. Matières en suspension (MES).	21
1.3. Substances dissoutes solides (TDS).	22
1.4. Les nutriments.	23
1.4.1. L'azote.	23
1.4.2. Phosphore.	24
1.4.3. Le silicium.	25
2. Présentation des bassins versants.	28
2.1. Le bassin du Kebir-Rhumel.	28
2.2. Le bassin du Kebir Ouest.	31
2.3. Le bassin du Saf-Saf.	32
3. Méthodes de prélèvements hydrologiques et d'analyses biogéochimiques.	34
3.1. Prélèvements hydrologiques.	34
3.2. Evaluation des flux en nutriments, en sels (TDS) et en matières en suspension (MES).	36
3.3. Méthodes d'analyse biogéochimiques.	37
• Dosage de l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$).		
• Dosage du Nitrates (NO_3^-).		
• Dosage du Nitrites (NO_2^-).		
• Dosage de l'azote organique dissous (NOD).		
• Dosage des phosphates (PO_4^{3-}).		
• Dosage des poly-phosphates (P_2O_5).		
• Dosage du phosphore total dissous (PTD).		
• Détermination du phosphore organique (POD).		
• Dosage des silicates $\text{Si}(\text{OH})_4$ ou SiO_4 .		
4. Analyse statistique.	42
Références chapitre I.	43

RESULTATS

Chapitre II : Environnement physique.	47
Introduction.	47
1. Variations des débits en amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières.	48
2. Variations des teneurs en TDS en amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières.	50
3. Variations des teneurs en MES en amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières.	51
4. Evaluation des bilans en eau, en TDS et en MES à l'amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières.	53
Conclusion.	55
Références chapitre II.	56
Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et a l'aval des barrages.	57
Introduction..	57
1. Distribution de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages.	58
1.1. Kebir-Rhumel aux stations barrage Beni-Haroun.	58
1.2. Kebir Ouest aux stations barrage Zit-Amba.	61
1.3. Saf-Saf aux stations barrage Zardaza.	63
2. Flux des nutriments en amont et à l'aval des barrages.	65
Conclusion.	67
Références chapitre III.	69
Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures.	71
Introduction..	71
1. Distribution de N, P et Si aux embouchures.	72
1.1. Embouchure Kebir-Rhumel (KR-M).	72
1.2. Embouchure Kebir Ouest (KW-M).	74
1.3. Embouchure Saf-Saf (SF-M).	76
2. Flux des nutriments aux stations aux embouchures.	77
Conclusion.	78
Références chapitre IV.	80
Discussion et conclusion générales.	82
Discussion générale.	82
Conclusion générale.	89
Références de la discussion.	90

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

Au cours des dernières décennies l'activité humaine a considérablement changé l'hydrologie et le chimisme des eaux des rivières méditerranéennes par suite de la rétention d'eau dans les barrages (Lehner et al., 2011) et d'introduction d'importantes masses d'azote et de phosphore issues des rejets agricoles, industriels et domestiques (EEA, 1999 ; Margat, 2004). Ces apports massifs ont des impacts directs sur la chimie des eaux de surface, le flux des nutriments au littoral et le fonctionnement des écosystèmes côtiers (Howarth et al., 1996 ; Liu et al., 2008 ; Meybeck, 2003 ; Nixon et al., 2003 ; Turner et al., 2003). Margat et Treyer (2004) soulignent le fait que les ressources en eau en Méditerranée sont rares et les pressions anthropiques sur les rivières deviennent particulièrement importantes. Par ailleurs, la construction des barrages sur les rivières et les prélèvements d'eau pour l'irrigation ont évolué depuis les années 1960 et ont largement réduit le débit des rivières d'au moins 20% ce qui a profondément modifié le fonctionnement naturel des cours d'eau méditerranéens (Humborg et al., 2008 ; Ludwig et al., 2009). Or, rien n'est plus important au fonctionnement du littoral que les quantités et la durée des apports d'eau douce, rapportent Montagna et al. (2002). En outre, le transfert des nutriments à la mer joue un rôle clé dans l'équilibre hydrologique, du carbone, des nutriments dissous (azote, phosphore et silicium), des sédiments et de la biodiversité des eaux de surface (Meybeck, 2003). Malgré le rôle hydrologique clé qu'elles ont occupé, les rivières sont également connues pour jouer un rôle particulier dans le soutien à la production de la Méditerranée où les zones de production sont limitées aux côtes adjacentes (Bosc et al., 2004). Pourtant, Turley (1999) souligne le fait que les ressources côtières représentent l'immensité du revenu des résidents locaux tandis que les systèmes aquatiques méditerranéens sont très sensibles et leur avenir ne semble pas 'rose'. L'auteur ajoute que la préservation de la productivité et l'état de l'écosystème côtier est une priorité pour la stabilité du développement socio-économique de la région Méditerranéenne.

Conjointement à la réduction des débits et du Silicium (Si) retenu en grandes proportions dans les barrages, les flux en azote (N) et en phosphore (P) ont de 3 à 5

Introduction générale

fois augmenté (Dürr et al., 2009 ; Ludwig et al., 2009 ; Meybeck, 2003) et les rapports Si/N/P sont ainsi modifiés. Ludwig et al. (2009) pensent que la diminution du flux de Si des rivières à la Méditerranée est plutôt reliée à la réduction des débits des rivières fortement soumises à la régulation par les barrages ; parallèlement, les apports anthropiques ont fait plus que 5 fois augmenter les flux à la mer de N et de P. Les apports des rivières en nutriments jouent un rôle décisif pour la productivité et le fonctionnement des eaux côtières. La figure 1 schématise les modifications du chimisme des rivières par suite des activités humaines et leurs répercussions sur la biogéochimie et le fonctionnement des systèmes côtiers.

Ces modifications biogéochimiques sont responsables de nombreux impacts négatifs : perte d'habitat et de la biodiversité, augmentation de la prolifération d'espèces phytoplanctoniques nuisibles, eutrophisation, hypoxie (Billen et Garnier, 2007 ; Cloern et al., 2001 ; Howarth et al., 1996 ; Rabalais et Turner, 2001 ; Rabalais, 2002 ; Ragueneau et al., 2006 ; Turner et al., 2003). Dans le même contexte, Turner et al. (2003) rapportent que la diminution du rapport Si/N occasionne de sévères modifications du réseau trophique côtier y compris les ressources halieutiques. En Méditerranée, il est admis que le Si peut non seulement réduire la productivité, mais induire aussi des changements de communautés phytoplanctoniques avec dominance d'espèces nuisibles non-siliceuses. De même, il a été démontré que la diminution des diatomées et des copépodes dans les zones côtières est reliée à la réduction des apports en Si des rivières (Cloern, 2001 ; Turner et al., 1998 ; Turner et al., 2003). Ces modifications dans la composition du phytoplancton se répercutent sur l'ensemble du système côtier y compris la baisse des ressources halieutiques côtières.

Introduction générale

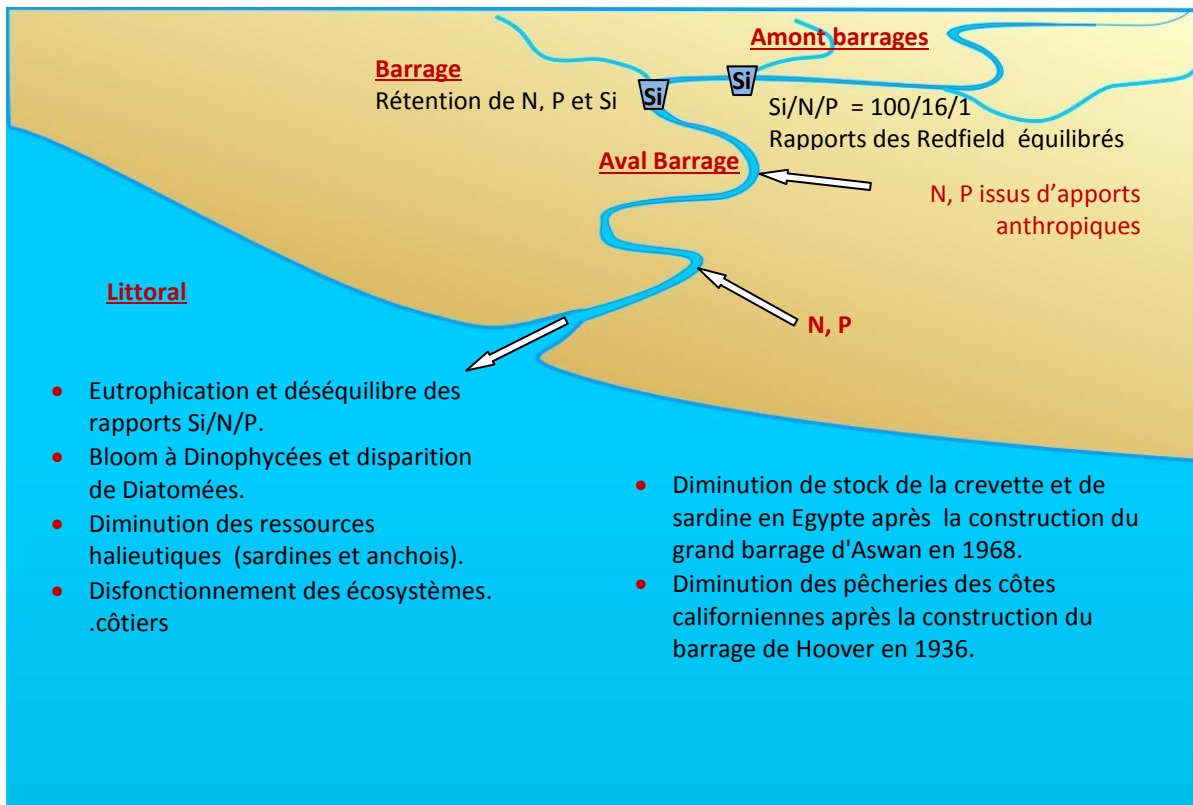


Figure 1 : Schéma des impacts d'activités anthropiques dans les bassins versants (barrages ; rejets domestiques et industriels) sur le chimisme des eaux continentales et ses répercussions sur le fonctionnement et la productivité côtières. A l'amont des barrages, dans les hauts bassins, par suite des faibles apports anthropiques, la chimie des eaux n'est pas affectée et l'on y trouve des rapports de Redfield équilibrés (Si/N/P de l'ordre de 100/16/1). Ici le Si est plus abondant que l'azote et subvient largement aux besoins des diatomées ($Si/N \geq 1$). Les barrages ont un effet direct sur la rétention de N, P et Si. A l'aval des barrages, les rejets anthropiques introduisent dans les estuaires et les embouchures d'importantes masses de N et de P cependant que la perte de Si (restant tributaire seulement des lessivages des sols), n'est pas compensée à l'aval des barrages. Le chimisme des eaux d'estuaires introduites aux eaux côtières est altéré avec des rapports de Redfield modifiés. Le rapport Si/N souvent < 1 occasionne d'importants impacts sur le fonctionnement et la productivité des eaux côtières. Il s'agit en particulier de développement d'espèces nuisibles de dinophycées phytoplanctoniques, non exigeantes vis-à-vis du Si alors que l'abondance des diatomées diminue. Le réseau trophique se trouve affecté par la diminution des copépodes zooplanctoniques, élément clés dans les réseaux trophiques marins. En conséquence, les pêcheries côtières soumises à des apports continentaux réduits en eau et en Si, connaissent d'importantes baisses de débarquements (Cloern, 2001 ; Howarth et al., 1996 ; Wahby et Bishara, 1981 ; Turner et al., 2003). En Turquie, par exemple le stock d'Anchois, patrimoine précieux de la nation, est réduit d'une façon inquiétante. De même, la construction du barrage d'Assouan sur le Nil a eu de graves conséquences sur la production côtière pélagique et démersale. Wahby et Bishara (1981) rapportent que le débarquement des sardines a diminué de 95% et les prises de Crevettes ont connues une baisse dramatique dans les côtes adjacentes au Nil. De même, on rapporte des baisses de débarquements de poissons dans les côtes californiennes à la suite de la construction du barrage du Hoover en 1936 (Turner et al., 2003), pour ne citer que ces exemples.

Introduction générale

Sur un autre plan biogéochimique, l'azote organique dissous (NOD) et le phosphore organique dissous (POD), même s'ils sont des composants importants des apports fluviaux et atmosphériques et des bassins versants côtiers (Paerl et al., 1998 ; Paerl et al., 2002 ; Purvina et al., 2010 ; Seitzinger et Sandres 1997 ; Weigner et al., 2006), ils sont curieusement rarement pris en compte dans l'évaluation des flux de nutriments à la mer. Par exemple, Wieigner et al. (2006) ont signalé que le NOD domine souvent au sein de l'azote total dissous (NTD), mais n'est pas considéré comme élément affectant la qualité des eaux côtières en raison de son caractère supposé réfractaire. Les auteurs ajoutent que le NOD doit être considéré dans les budgets de N et de P considérant leur rapide biodisponibilité. Selon Whitall et Paerl (2001), le NOD forme environ 15-30% de l'azote total dissous des eaux de rivières. Pourtant, même à l'échelle mondiale, le NOD et le POD n'ont jamais été considérés dans les études de budgets de barrage.

En outre, les données sur le flux de nutriments des rivières méditerranéennes sont également limitées et manquent cruellement dans les pays d'Afrique du Nord (AEE, 2005 ; Ibanez et Prat, 2008 ; Ludwig et al., 2009 ; Milliman, 2007). De même, les données sur la distribution et les flux de N, P et Si dans les bassins versants côtiers de l'Algérie sont inexistantes à l'exception du travail de Khelifi-Touhami et al. (2006) qui avait seulement considéré les flux saisonniers de N inorganique et des PO_4 à l'embouchure de l'estuaire du Mafragh.

Sur un autre plan hydrologique, l'Algérie dispose de ressources naturelles limitées, irrégulières et très inégalement réparties. Environ 90 % de la totalité des écoulements superficiels estimés à 12,4 Milliards de m^3 /an, se trouvent sur la région littorale (Benblidia, 2011). Les investissements consacrés aux grandes infrastructures de mobilisation et aux ouvrages d'adduction et de transfert représentent actuellement 2% du PIB (environ 200 Milliard de \$ en 2012). La construction de plus de 30 barrages au cours de la dernière décennie a haussé la capacité de stockage d'eaux superficielles à environ 7 milliards de m^3 (Benblidia, 2011 ; Remini, 2010). Cependant, seulement la moitié de ce volume mobilisé est exploité pour les besoins

Introduction générale

d'irrigation et de consommation domestique. En raison des besoins d'irrigation de culture et d'alimentation en eau potable de la population, il est encore prévu de stocker dans les quelques années à venir, environ 7,65 milliards de m³ (Remini, 2010), ce qui représentent 61% des écoulements des rivières côtières. On comprend en conséquence qu'en quelques années, les quantités mobilisées et écoulées se sont inversées ce qui a réduit fortement le débit des rivières et aura certainement de graves conséquences sur la fertilité, le fonctionnement et la productivité des eaux côtières.

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'un projet visant l'évaluation des apports en N, P et Si à la mer à travers onze principaux bassins de rivières couvrant 70% des bassins côtiers algériens. Ce projet fait partie intégrante du programme national Environnement et Promotion du Développement Durable contracté sous le N° 4/u23/523. Il répond également partiellement aux objectifs d'un autre projet se focalisant sur les changements biogéochimiques des écosystèmes côtiers soumis à la réduction des apports du Si à l'aval des barrages dans les bassins côtiers algériens soutenu par l'Observatoire de l'Environnement et du Développement durable (contrat ONEDD/44/2010).

Dans cette étude, on tente de répondre à quatre questions fondamentales :

- Quels sont les niveaux des teneurs de N, P et Si et quelles sont les proportions de leurs formes spécifiques, minérales et organiques, dans le système rivière (depuis le haut des bassins, les barrages jusqu'aux embouchures) ?
- Est-il possible de relier les variations de leurs teneurs aux activités de l'homme ?
- Quelles sont les masses des apports des nutriments à la mer relativement à celles retenues ou produites dans les barrages ?
- Les barrages peuvent-ils être considérés comme producteurs de matières organiques dissoutes (NOD et POD) ?

D'autres questions connexes mais anecdotiques peuvent aussi être considérées :

Introduction générale

- Quels sont les taux d'érosion, d'envasement des barrages, et des transferts à la mer des matières en suspension (MES) ?
- Quel est le taux d'altération des sols en termes de sels (TDS) et combien sont les masses de sels continentaux transportées à la mer?

Cette étude vise donc à évaluer le flux d'éléments de N, P et Si à la mer et se focalise sur les effets des barrages sur la biogéochimie de ces éléments nutritifs des trois bassins versants côtiers étudiés (Kebir-Rhumel, Kebir Ouest et Saf-Saf). L'analyse des données est en particulier centrée sur la rétention/production des nutriments et leur budget pour les barrages. Un autre objectif connexe challenge pour la première fois le fait que les barrages jouent le rôle de producteur d'azote organique dissous (NOD) et de phosphore organique dissous (POD) et que ces structures de mobilisation des eaux agissent comme de véritables usines biogéochimiques. Il est attendu de ce travail qu'il ait des résultats au niveau pratique : gestion du capital en eau des bassins versants, taux d'érosion et de salinisation et fertilité des sols, niveau d'enrichissement et gestion intégrée du système rivière-littoral, rôle des barrages dans le cycle biogéochimique des barrages et à l'échelle du bassin versant, flux en N, P et Si et niveau d'enrichissement du littoral récepteur.

Conformément à ces objectifs, et après une introduction qui pose le problème, nous passerons en revue l'essentiel de l'état des connaissances sur l'hydrologie et la chimie des eaux superficielles en Méditerranée en particulier, le manuscrit est en conséquence structuré en quatre chapitres. Le premier chapitre présente d'abord un premier paragraphe (strictement documentaire) qui définit et donne les grands caractères biogéochimiques de l'ensemble des éléments étudiés (Eau et rivières, MES, TDS, N, P, Si). Dans le deuxième paragraphe, sont consignés les grandes caractéristiques géographiques des bassins étudiés et la stratégie d'échantillonnage. Il présente également les méthodes d'analyses biogéochimiques et d'estimation des flux des nutriments ainsi que l'analyse statistique des données utilisées. Le deuxième chapitre analytique présente dans son premier paragraphe, les résultats des

Introduction générale

fluctuations saisonnières de l'environnement physique à savoir, les débits (Q) aux embouchures, à l'amont et à l'aval de chaque barrage, les matières en suspension (MES) et les matières solides dissoutes (TDS). Le deuxième paragraphe du même chapitre est plutôt analytique, il donne les résultats d'estimation des flux en eau, en MES et en TDS à la mer et dresse des budgets pour ces éléments dans les barrages et évalue les flux à la mer de ces facteurs physiques. On insistera sur les taux d'érosion et de salinisation spécifiques des sols des bassins versants. Après une introduction posant le problème des barrages, le troisième chapitre, également analytique, expose d'abord les variations saisonnières des teneurs en N, P et Si à l'amont et à l'aval des barrages et montre ensuite l'effet des barrages sur les modifications biogéochimiques de ces éléments, piégeage des formes minérales dissoutes et production des formes organiques dissoutes. Le deuxième paragraphe du troisième chapitre est consacré à l'évaluation des flux de N, P et Si entrant et sortant des barrages et dresse des budgets pour ces éléments. Le quatrième et le dernier chapitre expose les variations saisonnières de N, P et Si aux embouchures ainsi que les flux annuels correspondants introduits au littoral. En fait, ces deux derniers chapitres ont fait l'objet d'un article ci-inclus à la fin du manuscrit. La thèse se poursuit par une discussion générale qui fournit les résultats fondamentaux essentiels, pondère et situe l'ensemble des résultats dans l'esprit de la problématique de départ, celle du transfert des matières du continent à la mer et des répercussions écologiques et biogéochimiques qu'ils génèrent. On se focalisera sur le rôle des barrages dans les modifications biogéochimiques des nutriments : modifications des rapports de Redfield, rétention des matières minérales et production des matières organiques dissoutes, réduction des flux des nutriments à la mer. Enfin, la thèse s'achève par une conclusion générale qui donne les points fondamentaux essentiels auxquels ce travail a aboutit.

Introduction générale

Références

- Benblidia, M., 2011. L'efficacité d'utilisation de l'eau et approche économique. Etude nationale, Algérie. CAR/PNUE/PAM, Plan Bleu, Sophia Antipolis, 24pp.
- Billen, G., Garnier, J., 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Mar. Chem.* 106: 148-160.
- Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D., 2004. Seasonal and inter-annual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of Sea WiFS observations. *Global Biogeochem. Cy.* 18, GB1005, doi: 10.1029/2003GB002034.
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 223-253.
- Dürr, H.H., Meybeck, M., Hartmann, J., Laruelle, G.G., Roubéix, G.G., 2009. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosc. Discuss.* 6: 345-401.
- European Environment Agency EEA., 1999. State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment. Environmental assessment series. Office for Official Publications/EE, L-2985 Luxembourg. 5: 137p.
- European Environmental Agency (EEA), 2005. Priority issues in the Mediterranean environment. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 5, 92pp.
- Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, D., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, E., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P., Zhao-Liang, Z., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35: 75-139.
- Humborg, C., Rahm, L., Conley, D.J., Tamminen, T., Bodungen, V.o.n., 2008. Silicon and the Baltic Sea. Long-term Si decrease in the Baltic Sea-A conceivable ecological risk? *J. Mar. Syst.* 73: 221-222.
- Ibanez, C., Prat, N., Duran, C., Pardos, M., Munne, A., Andreu, R., Caiola, N., Cid, N., Hampel, H., Sanchez, R., Trobajo, R., 2008. Changes in dissolved nutrients in the lower Ebro River: Causes and consequences. *Limnetica* 27(1): 131-142.
- Khélifi-Touhami, M., Ounissi, M., Saker, I., Haridi, A., Djorfi, S., Abdenour, C., 2006. The hydrology of the Mafragh estuary (Algeria): transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coastal. *J. Food. Agric. Environ.* 4: 340-346.
- Lehner, B., Reidy Liermann, C., Revenga, C., Vorosmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Doll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rodel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. Global Reservoir and Dam Database, Version 1 (GRanDv1): Reservoirs, Revision 01, <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grand-v1-reservoirs-rev01>.

Introduction générale

- Liu, K.K., Seitzinger, S., Mayorga, E., Harrison, J., Ittekkot, V., 2008. Fluxes of nutrients and selected organic pollutants carried by rivers, Chapter 8 in: E. Urban & S. Greenwood (Eds.) PACKMEDS - Dynamics and vulnerability of semi-enclosed marine systems: the integrated effects of changes in sediment and nutrient input from land. Scientific Committee on Progress in the Environment (SCOPE), New York, 141-167.
- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., Heussner, S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades. *Prog. Oceanogr.*, doi: 10.1016/j.pocean.2009.02.001.
- Margat, J., 2004. L'eau dans le bassin méditerranéen : situation et prospective. Les fascicules du Plan Bleu. MAP Technical Report Series No. 158, Athena, 366p.
- Margat, J., Treyer, S., 2004. L'eau des méditerranéens : situation et perspectives. Plan Bleu PNUE/PAM, Sophia-Antipolis.
- Meybeck, M., 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 358: 1935-1955.
- Milliman, J.D., 2007. Impact of human activities on present-day Mediterranean rivers. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 38.
- Montagna, P.A., Alber, M., Doering, P., Connor, M.S., 2002. Freshwater inflow: Science, policy and management. *Estuaries* 25: 1243-1245.
- Nixon, S.W., 2003. Replacing the Nile: are anthropogenic nutrients providing the fertility once brought to the Mediterranean by Great River? *Ambio* 32: 30-39.
- Paerl, H.W., Dennis Robin, L., David, R.W., 2002. Atmospheric deposition of nitrogen. Implications for Nutrient over-enrichment of coastal waters. *Estuaries* 25(4b): 677-693.
- Paerl, H.W., Pinckney, J.L., Fear, J.M., Peierls, B.L., 1998. Ecosystem responses to internal and watershed organic matter loading: consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 166: 17-25.
- Purvina, S., Béchemin, C., Balode, M., Verite, C., Arnaud, C., Maestrini, S.Y., 2010. Release of available nitrogen from river discharged dissolved organic matter by heterotrophic bacteria associated with the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Est. J. Ecol.* 59(3): 184-196.
- Rabalais, N.N., 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio* 31: 102-112.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E., 2001. Coastal hypoxia. *Coastal Estuary Studies* 52. Washington DC: American Geophysical Union.
- Ragueneau, O., Conley, D.J., Leynaert, A., Longphuir, S.N., Slomp, C.P., 2006. Responses of coastal ecosystems to anthropogenic perturbations of silicon cycling. In: Unger D, Humborg C, Tac Ad N, Ittekkot V (eds). The silicon cycle. Human Perturbations and Impacts on aquatic systems. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) Series 66, p296.

Introduction générale

- Remni, B., 2010. Le problème de l'eau en Algérie du Nord. Larhyss journal, 8 : 27-46.
- Seitzinger, S.P., Sanders, R.W., 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. Mar. Ecol. Prog. Ser. 159: 1-12.
- Turner, R.E., Qureshi, N., Rabalais, N., Dortch, Q., Justic, D., Shaw, R.F., Cope, J., 1998. Fluctuating silicate: nitrate ratios and coastal plankton food webs. Prog. Nat. Sci. 95: 13048-13051.
- Turner, R.E., Rabalais, N., Justic, D., Dortch, Q., 2003. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. Biogeochemistry 64: 297-317.
- Turley, C. M., 1999. The changing Mediterranean Sea. A sensitive ecosystem? Prog. Oceanogr. 44: 387-400.
- Wahby, S.D., Bishara, N.F., 1980. The effect of the River Nile on Mediterranean water, before and after the construction of the High Dam at Aswan. In: River inputs to ocean systems. pp. 311-318. UNESCO/IOC/UNEP.
- Whitall, D.R., Paerl, H.W., 2001. Importance of atmospheric nitrogen deposition to the Neuse River estuary, North Carolina. J. Environ. Qual. 30: 1508-1515.
- Wiegner, T.N., Sybil, P., Seitzinger, S.P., 2006. Bioavailability of dissolved organic nitrogen and carbon from nine rivers in the eastern United States. Aquat. Microb. Ecol. 43: 277-287.

CHAPITRE I

MATERIEL ET METHODES

1. Présentation et rôles biogéochimiques des matières minérales et organiques

1.1. L'eau et les rivières

Dans un contexte global, le cycle de l'eau continentale joue un rôle décisif pour le climat, l'écologie et la biogéochimie du système terrestre. Cependant, ce cycle est modifié par les activités anthropiques telles que l'irrigation, les barrages et bien d'autres besoins de la population (Vörösmarty and Sahagian, 2002). De part la réduction du capital en eau terrestre à partir des années 1970 (Shiklomanov, 2000), l'usage global de l'eau a exponentiellement augmenté avec la croissance de la population mondiale et de son développement économique. Les barrages construits pour les différents besoins (irrigation, énergie hydroélectrique, consommation humaine), conduisent à l'emprisonnement des écoulements des eaux douces dans les continents au lieu d'atteindre leur milieu naturel, la mer. Ce stockage des eaux des rivières, augmente l'évaporation, modifie ainsi le budget de l'eau à l'échelle du bassin versant et augmente la durée de l'écoulement vers la mer.

Dans un contexte régional, le climat méditerranéen se caractérise par une longue période sèche s'étendant souvent sur plus de 6 mois (printemps et été). Durant cette période, le bilan hydrique est négatif puisque l'évapotranspiration potentielle est inférieure à l'apport des pluies. En outre, la variabilité interannuelle des précipitations entre mars et septembre est très importante alors que les pluies, surviennent à 90% en saison froide. Ces précipitations peuvent être violentes atteignant 100 mm/h, provoquant alors des ruissellements considérables (PNUE/PB, 2003) responsables. Ces ruissellements peuvent entraîner des érosions diffuses en nappes et concentrée dans les torrents ou les rivières.

D'un point de vue écologique, les apports des rivières méditerranéennes jouent un rôle clé dans la fertilisation et la productivité des côtes adjacentes. Cependant, il est certain que les apports en eau et les éléments associés (nutriments et sédiments) à la Méditerranée ont connu d'importants changements tant qualitatifs que quantitatifs durant ces décennies (Ludwig et al., 2009). Les ressources en eau sont

limitées et la pression sur les rivières devient particulièrement importante sous l'effet de la construction des barrages et l'irrigation des terres agricoles (Margat and Treyer, 2004). De plus, lorsque les eaux de rivières sont interceptées dans les barrages, leur vitesse d'écoulement diminue, ce qui favorise la sédimentation des particules, diminue la turbidité et fait augmenter ainsi la production primaire. Ceci conduit à l'apparition d'efflorescences phytoplanctoniques qui sédimentent entraînant les testes de diatomées plus rapidement que les autres formes phytoplanctoniques (Humborg et al., 2000). Par ailleurs, avant d'aboutir à la mer, les nutriments d'origine continentale transitent le continuum aquatique de zones humides, rivières, estuaires où ils subissent d'intenses transformations physico-chimiques et biologiques de piégeage, d'élimination ou de rétention (Billen et al., 1991 ; Telesh, 2004). Il constituent donc de véritables zones filtres (Conley et al., 2000 ; Lisitzin, 1999) en piégeant les nutriments et les contaminants et en transformant les matières introduites à la côte. Sur un plan écologique, des relations directes entre l'importance des apports en eaux douces et les nutriments qui en sont issus et la production biologique littorale sont maintenant bien établis (Budgen et al., 1982 ; Daskalov, 1999 ; Deegan et al., 1986 ; El-Sayed et van Gert, 1995 ; Estrada, 1996 ; Postel et al., 1998 ; Tsai et al., 1997). L'environnement côtier peut donc être hautement contrôlé par les enrichissements en nutriments d'origines fluviale et estuarienne.

Le capital en eau de surface en Algérie est très limité, de l'ordre seulement de 12 Km³ dont 7 Km³ sont retenus dans les barrages (Fig. 2). Ce capital est soumis à de fortes pressions anthropiques en particulier la pollution par les eaux usées domestiques, l'usage multisectoriel non coordonné des barrages (irrigation, lâchers, débit environnemental) et le dragage des sédiments de rivières. Malgré les nombreuses agences relevant du domaine de la gestion de l'eau (ANRH, ONIT, ABH, ONA, ADE) et les dispositions juridiques en particulier la Loi 0512 du 4 août 2005, la ressource en eau se dégrade, diminue en particulier la fraction écoulée à la mer. Ici encore, comme le soulignent Vörösmarty and Sahagian (2002), en plus de la dégradation, la construction incessante des barrages, l'irrigation d'environ un Million

d'hectares de terres (ce qui suppose salinisation, dégradation même de la qualité des sols, augmentation de l'évaporation, [Benblidia et Thivet, 2010](#)), le cycle de l'eau à l'échelle des bassins est fortement modifié.

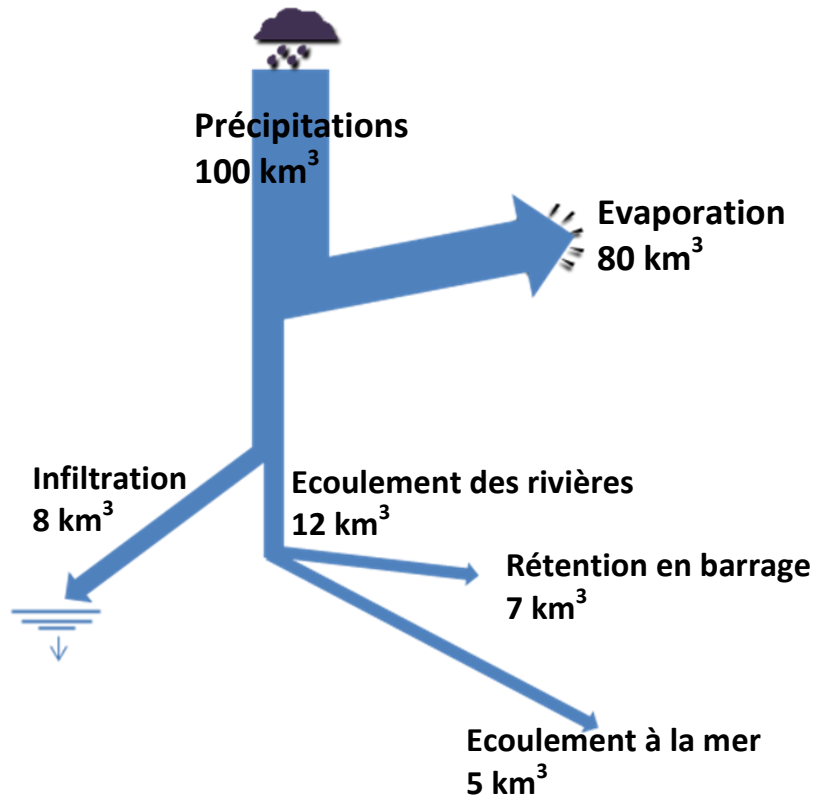


Figure 2 : distribution des ressources hydriques en Algérie (source : [Benblidia, 2011](#) ; [Remini, 2010](#)).

1.2. Matières en suspension

Les matières solides dans les rivières sont sous forme dissoutes (TDS) ou en suspension (MES). Les MES sont retenus dans le filtre alors que les TDS passent à travers celui-ci. Les MES incluent une large variété de matières : sédiments, plancton, débris de végétaux et d'animaux et de rejets domestique et industriel. Dans les rivières, les barrages ou les zones côtières, les MES jouent le rôle de modulateurs des matières transportées (polluants, nutriments) sous forme dissoute ou particulaire. Elles régulent, la transparence des eaux, la profondeur de la zone photique et régulent ainsi la production primaire et secondaire. Elles régulent aussi la production du bactérioplancton (auquel il s'attache) et donc influence la minéralisation et la

consommation de la teneur d'oxygène (Håkanson, 2005). Plusieurs facteurs sont connus pour influencer les MES en milieu aquatique (Boulion, 1994, 1997; Wetzel, 2001) dont les plus importants sont la production autochtone (plancton et ses excréments), les matières allochtone d'origine atmosphérique et la resuspension des matières.

En outre, les MES dans les rivières reflètent aussi l'importance de l'érosion des terres drainées et la fertilité des sols. L'érosion signifie un transfert de matières (ablation de matériaux), et parfois de fertilité, d'un lieu à un autre. Les impacts sont de natures différentes, d'une part sur le lieu même où se produit l'érosion et d'autre part sur les lieux où ces matériaux sont accumulés. L'érosion due au ruissellement de l'eau constitue ainsi une grave menace pour les sols méditerranéens (PNUE/PB, 2003). Lorsque l'action de l'eau se concentre dans les ravines et les rivières, la charge solide devient importante (5 à 130 g/l) et l'érosion devient significative (Roose, 1991). La fertilité d'un sol est à la fois sa fertilité en sels, biologique et physique. Elle exprime la capacité qu'a le sol à fournir également un bon ancrage, de l'eau et de l'oxygène aux racines des plantes ; elle dépend de sa texture, de sa structure, de sa composition, de sa perméabilité, de sa porosité, de sa profondeur, de sa capacité de réserve en eau (Roose, 1991). Lorsque certains éléments chimiques sont lessivés et exportés, ceci entraîne un épuisement des sols en sels (N, P, K en particulier) ou à l'inverse, deviennent surabondants ce qui conduit à la salinisation, acidification, eutrophisation ou pollution par des substances toxiques. Le rapport PNUE/PB (2003) démontre qu'il suffit d'une perte des MES de 12 à 15 t/ha/an pour dépasser la vitesse moyenne d'altération des roches, ce qui déséquilibre le rapport morphogénèse et pédogénèse des sols.

1.3. Substances dissoutes solides (TDS)

Les substances solides dissoutes ou total des solides dissous (TDS) sont par définition les sels minéraux, les matières organiques et d'autres matières dissoutes dans l'eau (US/EPA, 2001). Dans la littérature, très souvent les TDS sont assimilés ou

confondus avec la salinité de l'eau. En eau douce, les TDS incluent les sels solubles comme Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , SiO_2 , PO_4^{3-} , NO_3^- . Les TDS regroupent les matières solides qui peuvent passer un filtre de porosité 0,45 μm et mesure donc la quantité de matières dissoute dans l'eau. Selon [Wetzel \(1983\)](#) l'eau douce à une teneur en TDS inférieure à 1000 mg/l. Les TDS sont parfois utilisées en tant que "watchdog" dans les suivis de la qualité de l'environnement aquatique. Un changement quelconque de la composition ionique entre le site test dans la rivière peut être rapidement détecté par les conductimètres. La relation conductivité électrique (CE) et les TDS varie fortement selon la rivière (TDS = 0,4 à 0,93 CE). Par défaut, les conductimètres sont conçu pour convertir une unité de CE en $\frac{1}{2}$ unité de TDS. Or, c'est juste une approximation car le facteur de conversion varie selon les eaux du simple au double (0,4 à 0,9). En effet, en plus de la nature géologique des terrains lessivés, la charge des eaux de pluies, les eaux d'irrigation (chargés en fertilisants) qui retournent aux rivières, les rejets domestiques peuvent modifier la composition et la teneur en TDS des eaux de rivières. La concentration moyenne mondiale des TDS dans les eaux de rivière est 120 mg/l selon [Wetzel \(1983\)](#).

1.4. Les nutriments

1.4.1. L'azote

L'azote en milieu aquatique existe sous trois formes : inorganique (NID), organique dissous, et particulaire organique et détritique (ou seston). Le NID est formé par l'ammonium (NH_4), les nitrates (NO_3) et nitrites (NO_2). L'azote organique dissous (NOD) est composé essentiellement de l'urée, les acides aminés dissous libres, les acides aminés dissous complexes, les protéines, les acides nucléiques et leurs dérivés, les enzymes et les acides humiques ([Le Gal, 1989](#)). En milieu aquatique, le NOD provient du métabolisme des micro-organismes, de la lyse des cellules, de la décomposition de la matière organique et des eaux de pluie ([Meybeck, 1982](#)). Il est utilisé par les bactéries comme source d'azote et régénéré sous forme minérale (NID) assimilables par les végétaux. Au sein du NID, l'azote ammoniacal (NH_4) dans les eaux superficielles provient principalement des rejets domestiques et agricoles, et dans

une moindre mesure des rejets industriels. En milieu faiblement oxygéné l' NH_4 domine par suite de la réduction des nitrates. Les conditions de réductions et d'hypoxie sont le signe d'une pollution. Les nitrates proviennent souvent de la nitrification de l'azote organique, des terrains drainés par les eaux superficielles, des engrais chimiques issus de rejets agricoles, de collectivités, de certaines industries et de zones d'élevage. Les nitrites présentent souvent de faibles teneurs dans les eaux naturelles, représentant une fraction du NID de l'ordre de 10% (Aminot et chaussepied, 1984). Soit qu'ils proviennent d'une oxydation incomplète de l'ammonium (la nitrification n'étant pas conduite à son terme), soit d'une réduction de nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiant ou minéralisation. L'azote nitrique et ammoniacal des eaux de pluie participe aussi à augmenter les quantités dans les eaux superficielles.

Les formes assimilables pour les producteurs primaires comme le phytoplancton et d'autres organismes photosynthétiques sont les NO_3 , NH_4 mais aussi le NOD. Cependant, l'ammonium est la forme préférentielle pour le phytoplancton car énergétiquement moins coûteux et directement convertit en acides aminés à l'aide de l'enzyme glutamate déshydrogénase (Bougis, 1974). Or l'assimilation des NO_3 nécessite leurs conversion en NO_2 puis NH_4 ce qui exige l'intervention de deux enzymes (nitrate réductase et nitrite réductase).

1.4.2. Le phosphore

Le phosphore est un composant essentiel de la matière vivante puisqu'on le rencontre sous forme de nombreuses formes jouant un rôle clés dans le métabolisme des organismes vivants (Monaghan and Ruttenberg, 1999): phospho-sucre, adénosine, acides nucléiques (ADN et ARN), phospholipides, phosphonates, réactifs biochimiques intermediares (phosphocréatinine, phsphoenolpyruvate). La présence d'éléments phosphorés dans l'eau est liée à la nature des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Le phosphore présent dans les cours d'eau peut être subdivisé en fraction dissoute ($< 0,45\mu\text{m}$) inorganique formée par les

orthophosphates et polyphosphates inorganiques, et une fraction organique, à l'état colloïdal. La fraction particulaire ($\geq 0,45\mu\text{m}$) comprend le phosphore organique particulaire, phosphore inorganique particulaire apatitique ou non apatitique. Seul le phosphore inorganique directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans la productivité aquatique. Le phosphate inorganique comprend principalement les orthophosphates (PO_4) assimilés par les plantes.

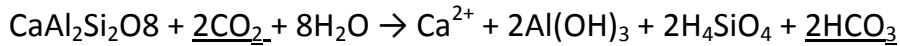
La plupart, des géochimistes ([Meybeck, 1982](#) ; [Redfield, 1958](#)) admettent que les apports du P des rivières à la mer détermine le niveau de leur production. Cette constatation est basée sur la différence fondamentale entre le cycle de N et P dépendant des conditions d'oxydoréduction de l'environnement. Puisque l'azote provient du réservoir atmosphérique, un déficit quelconque peut être compensé par la fixation atmosphérique à l'inverse du P qui est un sous produit du lessivage chimique est transporté à la mer presque exclusivement par les rivières ([Froelich, 1982](#) ; [Meybeck, 1982](#)).

1.4.3. Le silicium

Le silicium est l'élément le plus abondant de l'écorce terrestre (après l'oxygène) formant 28,8% ; il est présent dans plus de 370 minéraux composants les diverses roches ([Wedepohl, 1995](#) ; [Wollast and McKenzie, 1983](#)). Il est donc d'intérêt majeur pour les biogéochimistes. A la différence du carbone et de l'azote, son cycle biogéochimique a été peu étudié, probablement parce qu'il était supposé moins soumis à des perturbations directes d'origine anthropique et ne constitue pas un facteur limitant eu égard à son abondance dans les eaux douces. Cet élément retient de nouveau l'attention des biogéochimistes, depuis la mise en évidence de son rôle majeur dans le contrôle du CO_2 atmosphérique consommé par les algues planctoniques. Le silicium dissous de l'eau est présent sous différentes formes chimiques éventuellement disponibles pour les diatomées. L'acide orthosilicique $\text{Si}(\text{OH})_4$ est la forme soluble du silicium ayant une biodisponibilité particulièrement élevée. Le silicium joue un rôle primordial dans le cycle global de la matière en

particulier dans le cycle du carbone. Il contribue doublement à l'élimination du carbone atmosphérique par :

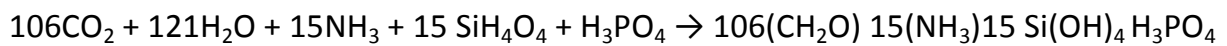
(1) Lessivage selon la réaction :



où le carbone est transféré et stocké dans les biogéosystèmes marins (Berner, 1995 ; Kemp et al., 2001).

(2) Élimination dans les fonds marins sous forme de boues à diatomées.

Rousseau et al. (2002) montrent expérimentalement que les espèces de diatomées sont différemment silicifiées où le rapport Si/C varie entre 0,2 et 0,74 (Fig. 3). En fait, le rôle de la mer dans l'archivage global du Carbone est directement couplée au cycle global du silicium, car les diatomées (plancton végétal de taille microscopique), utilisant le Si dans leurs carapaces, forment actuellement 60% du phytoplancton global (Ragueneau et al., 2000 ; Tréguer et al., 1995 ; Yool and Tyrrell, 2003). Les diatomées absorbent le CO₂ atmosphérique dissous dans l'eau de mer et les sels nutritifs (N, P et Si) pour fabriquer leur propre matière organique et leur enveloppe formée essentiellement de Si selon la réaction :



L'élimination biologique du carbone par les diatomées se fait à raison de 1 mole de Si pour 7 moles de C. En conséquence, toute augmentation des apports en Si à la mer s'accompagne d'une augmentation du flux du Carbone dans les sédiments marins et implique donc l'élimination de quantités importantes de Carbone atmosphérique (comme le montre la réaction 2).

Les variations des flux de Si des rivières à la mer sont dépendant de la lithologie, du taux d'érosion, du climat et de la production des diatomées (Conley, 1997).

Enfin, on a pu dire en effet que "*What Carbon is to biosphere, Silica is to lithosphere*" (Sommer et al., 2006).

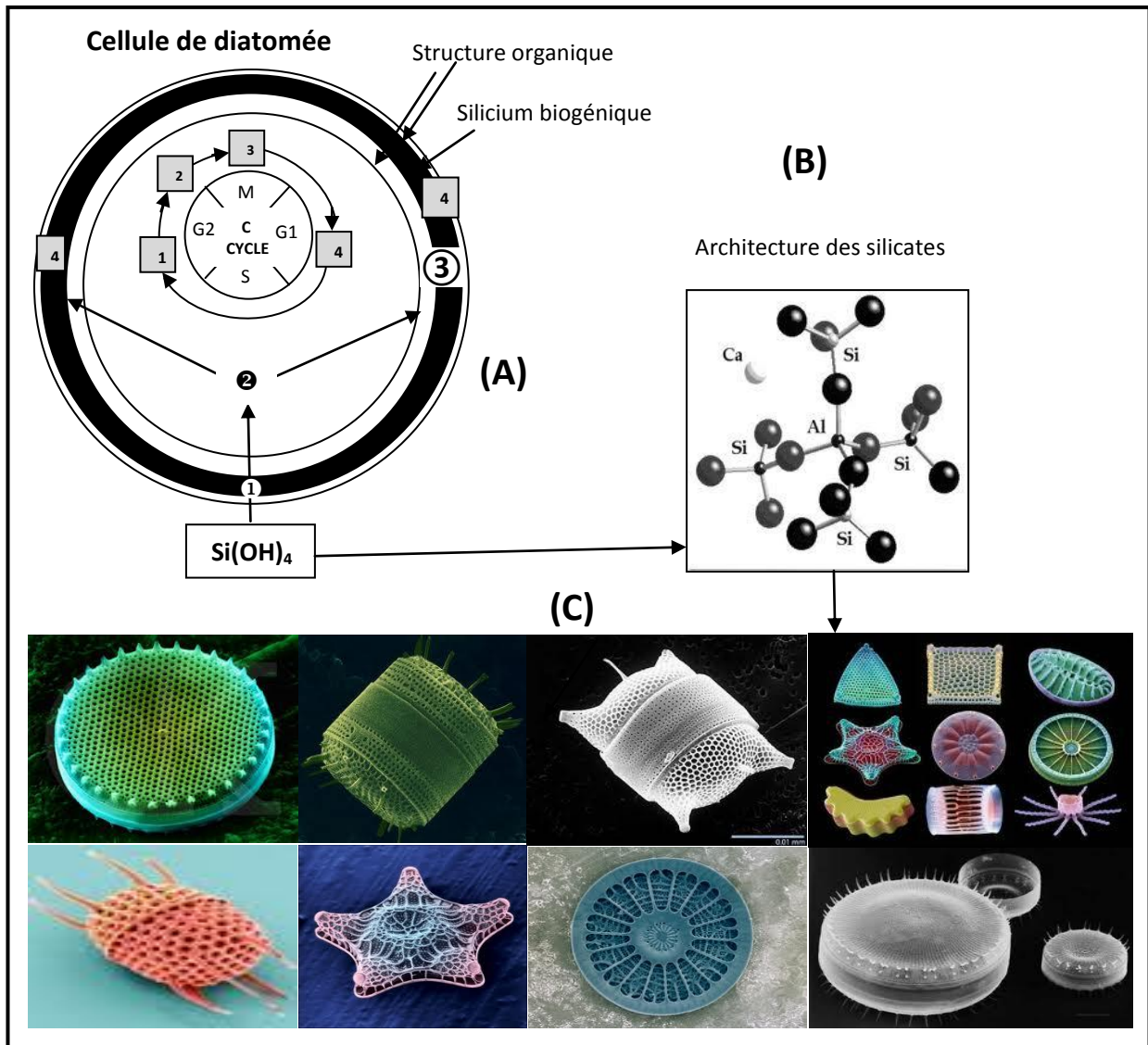


Figure 3 : A : assimilation du silicium sous forme de silicates [Si(OH)₄] par la cellule de diatomée lors de sa croissance. ❶ : absorption de Si(OH)₄ ou Si(OH)₃⁻, Na⁺ et co-transporteur, ❷ : assimilation, ❸ : constitution d'enveloppe par polycondensation, ❹ : croissance et déposition de Si en ceintures, bandes ou épines, S : réplication d'AND, G1 & G2 : phases intermédiaires; M: mitose ; B : architecture des silicates ; C : exemple des formes d'enveloppes siliceuses de diatomées repris et modifié de Heip, C., and Middelburg, J., Netherlands Institute of Ecology, Yerseke.

2. Présentation des bassins versants

Les trois bassins versants des rivières étudiées ont une surface totale de 11 168 km² avec une population de plus trois millions. Ils sont principalement soumis aux rejets domestiques et agricoles diffus (Fig. 4) et fortement interceptés par les barrages qui retiennent plus de la moitié du capital d'écoulement.

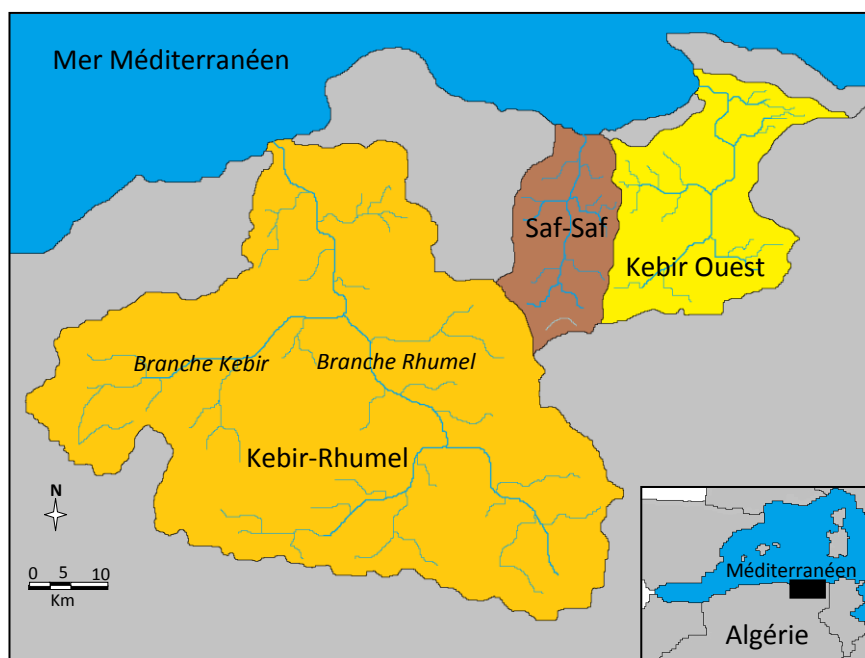


Figure 4 : Carte géographique des bassins étudiés (Kebir-Rhumel, Kebir Ouest et du Saf-Saf).

2.1. Le bassin du Kebir-Rhumel

Le bassin de la rivière Kebir-Rhumel ayant une superficie d'environ 8 110 km² (ABH, 1999), s'étend sur des marges septentrionales des hauts plateaux constantinois au Sud, la mer méditerranéenne au Nord, le bassin de la Seybouse à l'Est et le bassin de la Soummam à l'ouest (Fig. 5). Le bassin de Kebir-Rhumel résulte de la jonction de deux cours d'eaux le Rhumel et le Kebir, drainant respectivement une superficie de 5 315 km² et de 2 160 km² et dont la confluence donne naissance à Kebir-Rhumel.

Dans ce bassin, la végétation est influencée par de nombreux facteurs tels que le climat, le relief, la lithologie et l'activité humaine. Ces facteurs permettent en permanence un couvert forestier plus ou moins dense. Le climat varie légèrement du nord au sud, passant d'un domaine subhumide à un domaine semi-aride, mais d'une

manière générale c'est le climat méditerranéen qui y règne : humide et tempéré, caractérise par un hiver doux et un été chaud, avec d'assez riches ressources hydriques d'origine déférentes (pluie, grêle neige). Généralement la neige fait son apparition sur les massifs de hautes altitudes. Les précipitations constituent le facteur essentiel qui gouverne l'écoulement des cours d'eau. En effet, ils ont un effet direct sur le débit. La précipitation moyenne inter-annuelle sur le bassin versant Kebir-Rhumel est estimée entre 500 à 630 mm.

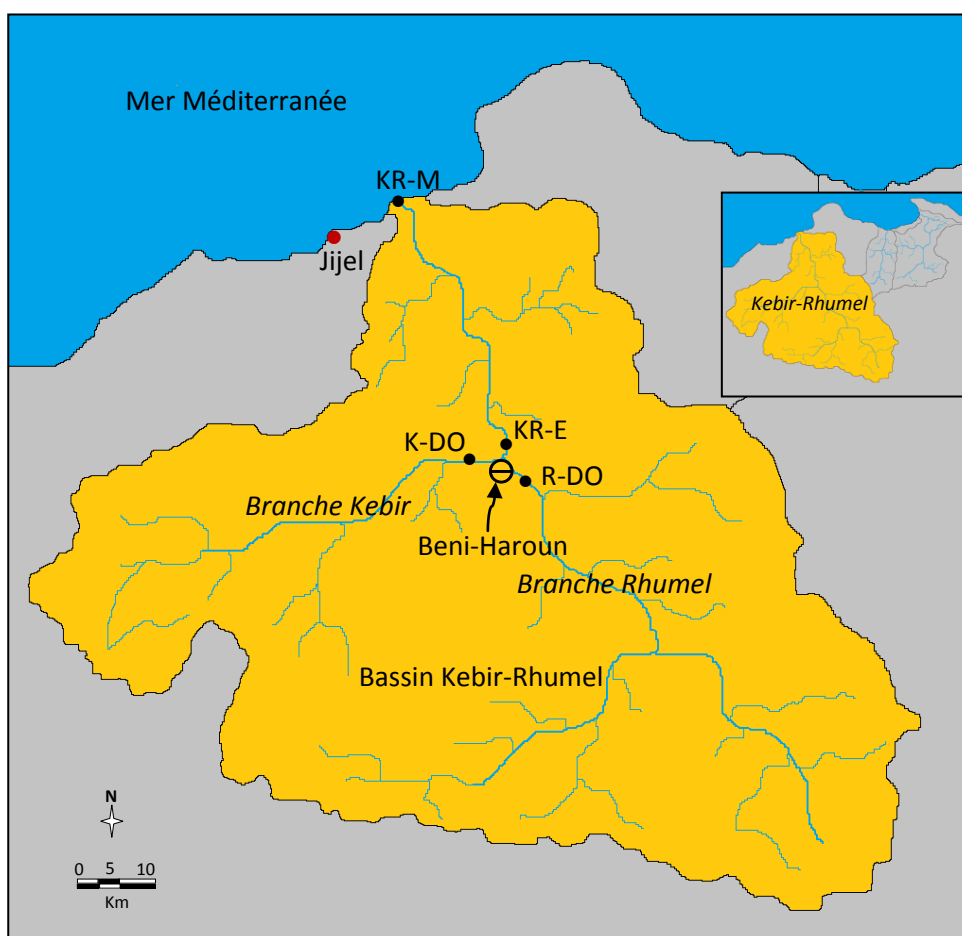


Figure 5 : stations échantillonnées dans le bassin du Kebir-Rhumel (KR). \ominus : Barrage ; R-DO : entrée de la branche Rhumel au barrage KR ; K-DO : entrée de la branche Kebir au barrage KR ; KR-E : station aval barrage (confluence) ; KR-M : embouchure du KR.

Les eaux du Rhumel recèlent un mélange d'apports pluviométriques, domestiques, industriels et agricoles. Plus de 2 500 000 habitants selon l'estimation de 2002, dont l'agglomération de Constantine représente 40% de la population (ABH, 2002). Le bassin du Kebir-Rhumel se caractérise par une agriculture mixte, traditionnelle

Chapitre I : Matériel et méthodes

(irrigation gravitaire) et moderne (irrigation par canaux d'aspersion). La superficie actuellement irriguée dans le bassin est de 2 679 ha consommant un volume annuel de 27,65 hm³ d'eau. Les principales activités des périmètres irrigués sont essentiellement les cultures maraichères et l'arboriculture. Les engrais les plus utilisés en agriculture sont les ammo-nitrates (NH₄-NO₃ 33%) et les superphosphates (45%). Le tissu industriel est surtout concentré autour des grandes agglomérations (Constantine, El Khroub, Chelghoum Laid, Hamma Bouziane, Mila).

Dans le bassin versant Kebir-Rhumel, le barrage de Beni-Haroun a été construit en 2005 pour intercepter le ruissellement à partir des deux principales branches Rhumel et Kebir. Le barrage a été seulement exploité à partir de 2007, principalement pour la consommation de la population et l'irrigation. Le barrage de Beni-Haroun s'impose comme le plus grand d'Algérie par rapport à sa profondeur (118 m) ayant une capacité de 960 millions de m³. Ce gigantesque ouvrage comporte une station de pompage d'une puissance totale de 180 mégawatts, située à 50km au Nord-Ouest de Constantine et à 100 km de Jijel. Cette station permet de refouler, selon une estimation de l'ANB, un débit global de 22,5 m³/s jusqu'à un bassin d'expansion situé à une hauteur de 880 m transférant l'eau jusqu'au barrage d'Oued Athmenia. A partir du barrage (réservoir) d'Oued Athmenia, dont le volume avoisine 20 millions m³, seront directement alimentées les villes de Constantine, d'El Khroub, de Aïn Smara, de Chelghoum Laïd, d'Oued Athmenia, d'Oued Seguin et de Téléghma.



Figure 6 : Station de pompage dans le barrage Beni-Haroun.

Le débit de la branche Rhumel (Fig. 5) est plus supérieur à celui de Kebir, mais il est fortement soumis aux rejets d'eaux usées non traitées en provenance de la ville

du Constantine (1 million équi-hab.) de Mila (100 milles équi-hab) en plus de nombreux autres villages contigus. Le sous-bassin versant de Kebir est faiblement peuplée et plus boisée par rapport à la branche Rhumel. Le temps de séjour de l'eau dans le barrage Beni-Haroun est de l'ordre de 40 mois.

2.2. Le bassin du Kebir Ouest

Le bassin versant du Kebir Ouest est une région côtière du Nord-Est algérien faisant partie du grand bassin constantinois, il occupe une superficie d'environ 1 900 km², caractérisé par un réseau hydrographique dense. Il comprend deux petits oueds, l'oued Kebir Ouest et l'oued Magroun. L'oued Kebir est le plus important d'entre eux, aussi bien en longueur qu'en débit aussi huit ruisseaux débouchent sur la plage d'El-Marsa et se situent sur les terres de deux wilaya de Skikda et d'Annaba (Fig. 7).

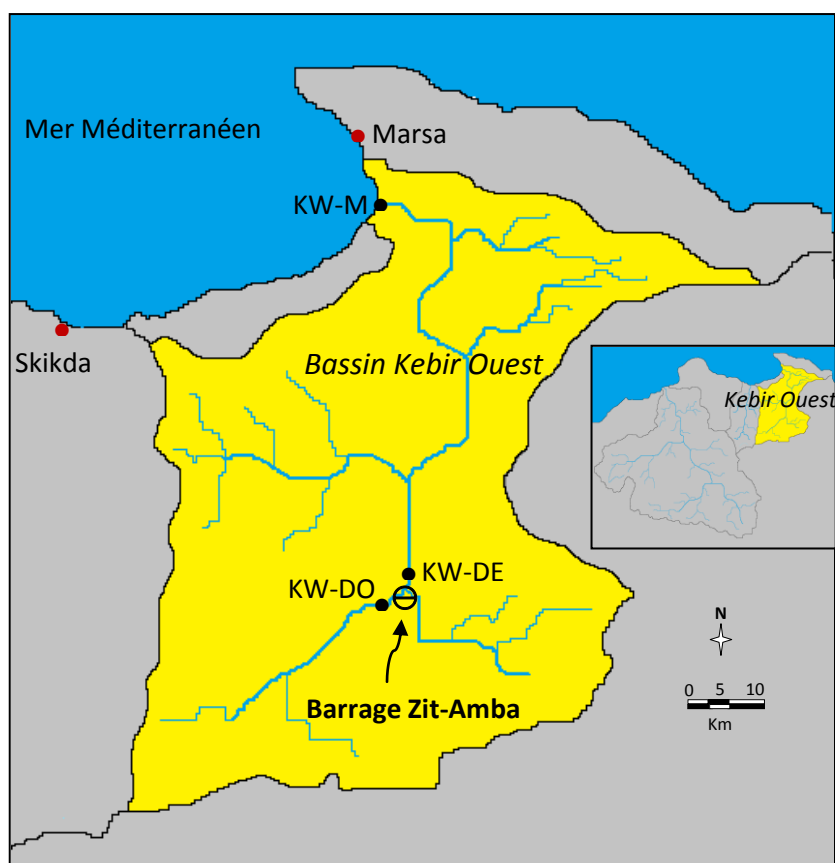


Figure 7 : stations échantillonnées dans le bassin du Kebir Ouest (KW). ⊖ : Barrage ; KW-DO : entrée au barrage KW ; KW-DE : station aval barrage ; KW-M : embouchure du KW.

Les caractéristiques géographiques et le climat méditerranéen ont permis l'installation de conditions favorables à l'emmagasinement d'une réserve d'eau importante. Les zones humides de Guerbes-Samahdja sont des habitats de grandes importances, de part les innombrables variétés de la faune et les différentes espèces floristiques. Elles présentent aussi une grande richesse du point de vue hydrologique, biologique et touristique. La précipitation moyenne annuelle reçue sur le bassin versant du Kebir Ouest est estimée à 742 mm. Les terrains agricoles occupés par les cultures dans le bassin Kebir englobent les céréalicultures, les jachères, les cultures industrielles et surtout maraîchères. Ils occupent une superficie de 170 km² soit près de la moitié de la superficie totale du sous bassin versant ce qui indique la vocation agricole de la zone. Ces terrains se localisent surtout le long de la rivière. Le tissu industriel dans le bassin versant du kebir Ouest est limité à deux usines, la conserverie de Ben Azzouz et la cimenterie de Bekouche Lakhdar, deux usines consommatrices d'eau. A l'opposition de la plupart des communes algériennes qui connaissent une forte concentration de la population au chef lieu, la région du bassin Kebir Ouest montre un déploiement de sa population en zones éparses plutôt que dans le chef lieu. Le bassin versant de la rivière Kebir Ouest (KW) est très faiblement peuplé avec seulement 30 habitants par km² et il est aménagé par un barrage du Zit-Amba d'environ 120 Millions de m³. Le barrage de Zit-Amba (Wilaya de Skikda) récemment construit, n'a fait l'objet d'aucune étude détaillée sur la qualité des eaux mobilisées, sachant que ce barrage alimente actuellement le chef lieu de la wilaya ainsi que la daïra d'Azzaba (Fig. 7). Le temps de séjour de l'eau dans le barrage Zit-Amba est de l'ordre de deux ans.

2.3. Le bassin du Safsaf

Le bassin versant du Saf-Saf, appartient au bassin côtier constantinois centre et se situe entre le bassin de l'oued Guebli à l'Ouest et celui de l'oued Kebir ouest à l'Est. Il est limité au Sud par Djebel El Hadjar et Djebel Oucheni, à l'Est par Djebel El Alia et Djebel Tengout, à l'Ouest par les massifs de Collo et Djebel Boukhallouf, et la

Mer Méditerranée au Nord où se déverse le principal cours d'eau de ce bassin à l'Est de la ville de Skikda, drainant une surface de 1 158 km² (Fig. 8). La géologie de la région est très complexe. Ce tell oriental algérien est constitué par un empilement de nappes où on observe du Nord vers le Sud le Socle Kabyle et la Dorsale Kabyle, la série des Flyschs (Mauritanien, Massylien, Numidien et ultra Tellien), la série des grès numidiens et la nappe néritique du Constantinois.

La température moyenne annuelle modérée dans le bassin du Saf-Saf est de l'ordre de 18°C. En matière de potentialités hydrauliques, la moyenne pluviométrique atteint les 660 mm/an sur l'ensemble du bassin, traduisant un apport globalement très significatif de l'ordre de 765 millions de m³ an⁻¹. Ce potentiel se trouve malheureusement confronté à d'énormes contraintes de gestion et de la maintenance des ouvrages hydrauliques mis en place, réduisant le volume de mobilisation à moins de 50 millions de m³ an⁻¹.

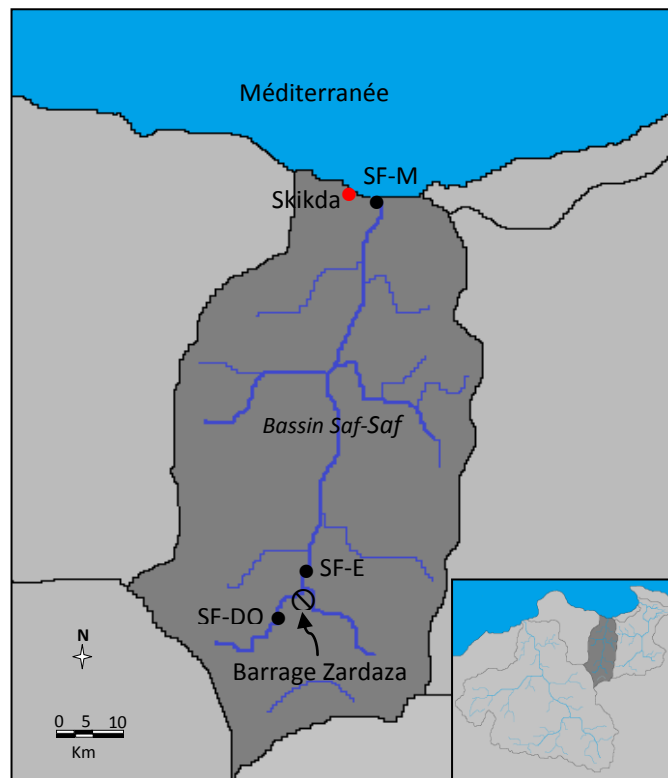


Figure 8 : stations échantillonnées dans le bassin du Saf-Saf (SF). ⊖ : Barrage ; SF-DO : entrée au barrage SF ; SF-E : station aval barrage ; SF-M : embouchure du SF.

La population du bassin du Saf-Saf est d'environ 500 mille habitants, soit 49% de la population totale de la wilaya de Skikda. Le barrage Zerdaza est alimenté par Saf-Saf qui s'écoule faiblement mais de manière permanente contrairement aux ruisseaux de l'Est, temporaire et ne coulent pas franchement à part pendant les inondations. Ce barrage, construit entre 1929 et 1945, et surélevé en 1974, est destiné à l'alimentation en eau potable des communes de Zerdaza, Aïn Bouziane, El Harrouch, Salah Bouchaour et Emjez Edd Chich, ainsi que la ville de Skikda et sa zone industrielle par l'adduction sur la station de pompage de Guénitra. La capacité théorique de stockage de réservoir est de 32hm^3 , tandis que l'envasement de ce dernier ne permet finalement que de régulariser 18hm^3 . Les apports excessifs de sédiments avaient fortement réduit la capacité de stockage initiale. Par conséquent, la lame d'eau a été considérablement diminuée et le temps de séjour de l'eau a ensuite été limité à quelques semaines.

La partie supérieure du bassin versant Saf-Saf est toutefois en grande partie boisée alors que la partie inférieure est principalement occupée par des terres agricoles. En période estivale tous les ruisseaux tombent presque à sec à l'entrée de barrages, tandis que la sortie des barrages continue à fournir des débits d'étiage. Irrigué à partir du barrage, le bas bassin soutient d'importantes activités agricoles intensives et l'occupation de l'espace devient essentiellement dominée par les terres agricoles cependant que la forêt occupe généralement moins de 15%.

3. Méthodes de prélèvements hydrologiques et d'analyses biogéochimiques

3.1. Prélèvements hydrologiques

Les paramètres hydrologiques et les différents nutriments ont été échantillonnés deux fois par mois de Mars 2010 à Février 2011 dans quatre stations dans le bassin KR et trois stations pour chacune des bassins SF et KW (Fig. 5, 7 et 8). A l'exception, l'échantillonnage du bassin SF ont été effectué chaque mois à cause de certaines contraintes pratiques. Les stations ont été situées aux entrées, aux sorties des barrages et aux embouchures de chaque rivière (Fig. 5, 7 et 8). Le bassin KR a

toutefois été échantillonné à partir de l'entrée de la branche Rhumel et de la branche Kebir (Fig. 5).

Tableau 1 : Positionnement (latitude, longitude) des stations étudiées des différents bassins de rivières.

Bassin de rivière	Dénomination	Positionnement
Kebir–Rhumel	KR	
Rhumel à l'entrée du barrage Beni-Haroun	R-DO	N36°35'04.53' E6°16'35.01'
Kebir à l'entrée du barrage Beni-Haroun	K-DO	N36°45'43.80' E6°15'.15.24'
Kebir-Rhumel l'aval du barrage Beni-Haroun	KR-DE	N36°50'21.29' E6°06'54.39'
Embouchure du Kebir-Rhumel	KR-M	N36°29'45 .51' E6°06'14 .48'
Kebir Ouest	KW	
Kebir Ouest à l'entrée du barrage Zit-Amba	KW-DO	N36°41'57.98'E 7°18'38.14'
Kebir Ouest à l'aval du barrage Zit-Amba	KW-DO	N36°38'12.90'E 7°20'14.74'
Embouchure du Kebir Ouest	KW-M	N 36°57'10.79 E7°15'39.55'
Saf-Saf	SF	
Safsaf à l'entrée du barrage Zerdaza	SF-DE	N36°35'30.90 E 6°53'54.90
Safsaf à l'aval du barrage Zerdaza	SF-DO	N36°33'55.90 E 6°56'00.43
Embouchure du Safsaf	SF-M	N36°51'32.94 E 6°56'14.94

Cette stratégie d'échantillonnage à choix raisonné, permet de suivre les modifications des nutriments (N, P et Si) et des facteurs physiques (débits d'eau, MES, TDS) qu'ils subissent depuis l'amont des barrages, en transitant les barrages, jusqu'aux points de déversements en mer, aux embouchures. Ceci permet de dresser des bilans pour ces différents nutriments et ces facteurs physiques à la fois dans les barrages et entre l'aval de ceux-ci et les embouchures de rivières d'autre part. Cette stratégie à choix raisonné représente un suivi eulérien du chimisme des eaux. L'observateur fixe l'espace et fait varier le temps en suivant le défilement devant lui des espaces d'eaux qui décrivent leur histoire dans leur progression dans l'espace. En choix raisonné, en recherche des gradients de distribution à partir de points stratégiques (amonts et avals des barrages et embouchures des rivières). Bien qu'il s'agit d'une stratégie économiste maximisant l'information relativement à l'effort d'échantillonnage fournis, la moyenne des différents estimateurs (à l'échelle du bassin entier) n'étant pas représentative (Sherrer, 1984). En effet, les stations ont été structurées afin de pouvoir déceler des tendances spatiales ou gradient et tout

estimateur que se soit est sujet à des biais (y compris les corrélations, la moyenne, etc.). En revanche, les données qui en sont issues se prêtent cependant bien aux analyses statistiques factorielles et donnent des résultats spectaculaires : diagnostic d'état, co-variations, gradients (Sherrer, 1984).

Les vitesses d'écoulement de l'eau aux points de relevés, au moment des prélèvements de la masse d'eau même, ont été mesurées avec un courantomètre type CM-2 (Toho Dentan Co.Ltd, Tokyo), lorsque la profondeur le permet en période humide. En saison d'étiage, étant donné la faible profondeur, la vitesse du courant est approximée en suivant plusieurs fois un objet lâché sur un trajet de 100 m. Le débit ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) a été calculé en multipliant la vitesse de l'eau ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) par la surface totale (m^2) de la section mouillée aux 9 points de prélèvements. La conductivité électrique (CE) et le total des solides dissous (mg l^{-1}) ont été relevés à l'aide du multiparamètre de terrain type WTW 197i. Deux litres d'eau prélevées au milieu de la section mouillée ont été collectées pour l'analyse des éléments nutritifs. Les échantillons d'eaux destinés aux analyses des éléments nutritifs sont mis dans des flacons en verre sauf pour le silicium qui a nécessité l'usage de flacons en polyéthylène. La filtration des échantillons s'effectue le jour même de prélèvement et les analyses chimiques se font dans les deux jours qui suivent.

3.2. Evaluation des flux en nutriments, en sels (TDS) et en matières en suspension (MES)

Les flux instantanés de nutriments, des MES (mg l^{-1}) et des TDS (mg l^{-1}) ont été calculés en multipliant leurs concentrations par les débits des rivières. Les flux annuels de nutriments ont été estimés en utilisant la méthode de la moyenne des flux instantanés (Preston et al., 1989) :

$$F = K \sum_{i=1}^n \frac{C_i Q_i}{n}$$

où F est le flux annuel (tonnes par an), C_i est la concentration de nutriments (μM ou micromole par litre, converti en kg m^{-3}), Q_i est le débit concomitant instantané ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

convertis en $\text{m}^3 \text{ jour}^{-1}$), n est le nombre de jours des données de concentrations et K est le facteur de conversion considérant la période (365 jours) et l'unité de l'estimation.

Les flux des nutriments, du transport solide en suspension (MES) et des TDS vers et à partir des barrages ont également été calculés afin d'évaluer leurs budgets à partir des taux de rétention ou de la production. Les estimations des flux au niveau des entrées et sorties des barrages ont été commencées seulement en juin 2010 et les calculs ont donc été effectués pour la période juin 2010-Février 2011. Or, en régime méditerranéen le débit est maximum en période humide, ce qui laisse à supposer que l'estimation des flux de nutriments sera sous-estimée. Par ailleurs, le flux entrant dans le barrage KR représente la somme des branches Rhumel et Kebir.

La rétention (R %) des éléments nutritifs, MES et TDS ont été calculés comme suit: **$R \% = - (E-S)/E \cdot 100$**

Où E est la teneur à l'entrée du barrage et S la teneur à la sortie du barrage. La valeur négative indique une rétention ou élimination dans le barrage et la valeur positive dénote plutôt une production par le barrage. Les apports atmosphériques aux barrages ont été négligés, car il ne serait pas supérieure de 1 à 3 tonnes/an/barrage : l'azote dissous par exemple (données non présentées).

3.3. Méthodes d'analyses biogéochimiques

Au laboratoire, après filtration des échantillons à travers des filtres en microfibrilles de verre Whatman GF/C (0,45 μm de porosité), les nutriments inorganiques et organiques ont été déterminés selon les méthodes standards colorimétriques décrites dans les différents manuels d'analyses des eaux ([Tableau 2](#)).

Chapitre I : Matériel et méthodes

Tableau 2 : résumé des méthodes d'analyse des éléments chimiques et biochimiques. 1 : Parsons et al. (1989) ; 2 : Aminot et Chaussepied (1983) ; 3 : Rodier (1996).

Eléments	Méthodes	Références
Azote ammoniacal (NH ₃ + NH ₄)	Dosage spectrophot. : $\lambda = 630$ nm	1
Nitrates (NO ₃)	Dosage spectrophot. : $\lambda = 543$ nm	1
Nitrites (NO ₂)	Réduction des NO ₃ en NO ₂ et dosage spectrophot. des nitrites : $\lambda = 543$ nm)	1
Azote Organique Dissous (NOD)	Minéralisation en milieu basique et dosage indirecte spectrophoto. de l'équivalent en NO ₃ . Dosage : $\lambda = 543$ nm	1
Phosphate (PO ₄)	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 885$ nm	2
Polyphosphates (P ₂ O ₅)	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 885$ nm	3
Phosphore total dissous (PTD)	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 885$ nm	3
Phosphore organique dissous (POD)	Déduit à partir de la différence entre PTD et PID : POD = PTD - (PO ₄ + P ₂ O ₅).	3
Orthosilicates Si(OH) ₄ ou SiO ₄	Dosage spectrophoto. : $\lambda = 810$ nm + λ	2
Matières en suspension (MES)	Pesées différentielles	2

L'azote inorganique dissous NID (NH₄, NO₃, NO₂), l'azote organique dissous (NOD), silicates (SiO₄), phosphore total dissous (PTD), polyphosphate (P₂O₅), phosphore organique dissous (POD) et le total des solides en suspension (MES) ont été mesurés selon les méthodes standards de [Parsons et al. \(1989\)](#) et [Rodier \(1996\)](#).

- **Dosage de l'azote ammoniacal (NH₄⁺ + NH₃)**

Principe

En milieu légèrement basique, l'ammonium forme une monochloramine avec l'acide dichloroisocyanurique. Cette dernière réagit avec le phénol pour former un composé de couleur bleu d'indophénol dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en ammonium. La réaction est accélérée par le nitroprussiate. Cette technique de mesure a été appliquée pour le dosage des faibles concentrations où l'erreur reste inférieure à 5%.

Réactifs

- Réactif 1: Solution de phénol-nitroprussiate

Dissoudre à froid : 3,5 g de phénol et 40 mg de nitroprussiate de sodium dans 100 ml d'eau distillé ; ce réactif n'est stable qu'après quelques semaines au frais et à l'abri de la lumière.

- Réactif 2: Solution de dichloroisocyanurate

Dissoudre à froid : 28 g de citrate trisodique, 500 mg de dichloroisocyanurate et 1,4g de soude dans 100 ml d'eau distillée. Ce réactif se conserve au frais pendant 1 à 2 mois.

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable puis on ajoute dans une cuve de spectrophotomètre :
2 ml de réactif 1,

100 ml ± 1 ml d'échantillon ou d'étalon,

2 ml de réactif 2,

Après 8h d'attente à l'obscurité, l'absorbance est lue avec un spectrophotomètre à 630 nm.

Les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, ayant pour équation linéaire :

Chapitre I : Matériel et méthodes

$DO = aC + b$ ou DO est la densité optique ; C la concentration ; a est la pente = 0,0166 ; b l'ordonnée à l'origine = 0,0223 et R^2 (0,9982) le coefficient de détermination mesurant la qualité de l'ajustement de la droite au nuage des couples de points DO et C .

• Dosage du Nitrates (NO_3)

Principe

L'échantillon, tamponné par une solution de chlorure d'ammonium, passe dans une colonne de cadmium traitée au cuivre qui sert à réduire les nitrates en nitrites. C'est donc la somme des nitrites présents dans l'échantillon plus ceux formés par la réduction des nitrates qui est mesurée à l'aide des mêmes réactifs que ceux indiqués dans le dosage des nitrites. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 10%.

Réactifs

- Réactif 1 : Solution de sulfanilamide

Dissoudre à froid : 2,5 g de sulfanilamide avec 13 ml de HCl concentré et 250 ml d'eau distillé

- Réactif 2 : Solution de N-Naphtyl-1-éthylène diamine

Dissoudre à froid : autant de milligrammes de N-Naphtyl-1-éthylène diamine que de millilitres d'eau distillée. Cette solution est instable et ne peut pas être conservée longtemps.

- Solution de chlorure d'ammonium

Dissoudre à froid : 10 g de NH_4Cl dans 1 L d'eau distillée

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. L'échantillon ou l'étalon est injecté dans une boucle, préalablement rincée par l'échantillon ou l'étalon, et qui connectée au circuit via un système de valves. L'absorbance est mesurée en continu par un spectrophotomètre à la longueur d'onde 543nm.

Les absorbances maximales sont relevées et les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire $DO = aC + b$ dont $a=0,0429$, $b=0,022$ et $R^2=0,9992$.

• Dosage du Nitrites (NO_2)

Principe

En milieu acide ($pH < 2$), les ions nitrites forment de l'acide nitreux HNO_2 qui réagit avec de la sulfanilamide pour former un complexe diazoïque. En présence de N-Naphtyl-1-éthylène diamine, il se forme un complexe rose dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 5%.

Réactifs

- Réactif 1: Solution de sulfanilamide

Dissoudre à froid: 2,5 g de sulfanilamide avec 13 ml de HCl concentré et 250 ml d'eau distillé

- Réactif 2: Solution de N-Naphtyl-1-éthylène diamine

Dissoudre à froid: autant de milligrammes de N-Naphtyl-1-éthylène diamine que de millilitres d'eau distillée. Cette solution est instable et ne peut pas être conservée longtemps.

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. Puis, dans une cuve pour spectrophotomètre, on ajoute:

1 ml de réactif 1,

50 ml d'échantillon ou d'étalon,

8 minutes d'attente,

1 ml de réactif 2,

Après 15 minutes d'attente, l'absorbance est lue avec un spectrophotomètre à 543 nm.

Les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire $DO = aC + b$ dont $a=0,0421$, $b=0,0237$ et $R^2=0,9959$.

• Dosage de l'azote organique dissous (NOD)

Réactifs

Solution tampon

- 75 g de NH_4Cl dans 400 ml d'eau distillé,

- Ajusté le PH avec NH_4OH jusqu'à 8,5,

- Compléter avec l'eau distillée jusqu'à 500 ml.

Solution de l'oxydant

- 120 g $NaOH$ dans 2L d'eau distillé (A).

Chapitre I : Matériel et méthodes

- Ajouter 6 g de $K_2S_2O_8$ pour chaque 100 ml de la solution (A) pour obtenir l'oxydant.
- 40 ml ED +6 ml oxydant puis le titrer par l'acide chlorhydrique jusqu'à ce que le pH atteigne la valeur entre 2,6 et 3,2. Le volume d'acide chlorhydrique ajouté c'est le X ml.

NTD= NOD+NID avec NID = $NO_3 + NO_2 + NH_4$

Dosage

- 4 ml de l'échantillon + 36 ED + 6 ml oxydant et chauffé 30 min et en plus laisse refroidir
- On fait le titrage (on ajoute X ml (200 ml HCl dans 1,7L ED).
- On ajoute 3 ml de la solution tampon.
- Faire passer par la colonne et récupérer 25 ml.
- On ajoute 0,5 sulfanilamide et 0,5 de NED.
- Spectrophotomètre (543 nm).

Les concentrations d'azote organique dissous sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire **DO = aC + b** dont a= 0,0429, b= 0,022 et $R^2=0,9992$.

- **Dosage des phosphates (PO_4^{3-})**

La température des échantillons doit être comprise entre 15 et 30°C.

On procède comme suit :

- Préparer le mélange-réactif.
- Mesurer 50 ml d'échantillon.
- Ajouter 5 ml de mélange-réactif et homogénéiser aussitôt.
- Attendre 5 min et mesurer l'absorbance à 885 nm en cuves de 3 cm de trajet optique, par rapport à l'eau distillée.

Les concentrations des phosphates sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire **DO = aC + b** dont a= 0,0227, b= 0,013 et $R^2=0,9974$.

- **Dosage des poly-phosphates (P_2O_5)**

Réactifs

- Solution d'acide sulfurique 20%(v/v)
- Le mélange-réactif
- Solution d'hydroxyde de sodium NaOH (40 g dans un 500 ml d'eau distillée).

Mode opératoire

- Prélever 50 ml d'eau (eau de mer ou eau résiduaire).
- Ajouter 5 ml d'acide sulfurique.
- Chauffer 30 min à ébullition.
- Laisser refroidir.
- Amener le pH à 2 avec NaOH.
- Ramener s'il faut le volume à 50 ml avec l'eau distillée.
- Puis effectuer la détermination des polyphosphates sur la solution ainsi obtenue selon la méthode suivante :

- Mesurer 50 ml d'échantillon.
- Ajouter 5 ml du mélange-réactif.
- Attendre 5 min et mesurer l'absorbance à 885 nm.

Les concentrations des phosphates sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire **DO = aC + b** dont a= 0,0227, b= 0,013 et $R^2=0,9974$.

- **Dosage du phosphore total dissous (PTD)**

Principe

Les ions phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium, en milieu acide et en présence d'antimoine, pour former un complexe que l'on réduit par l'acide ascorbique en complexe bleu. L'intensité du bleu formé est proportionnelle à la concentration en phosphates et peut donc être mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 5%.

Réactifs

- Acide perchlorique d=1,67 ou acide sulfurique
- Acide ascorbique 5% (5 g dans un 100 ml d'eau distillée).
- Acide chlorhydrique d=1,16.
- Le mélange-réactif : mélanger les réactifs ci-dessus dans les proportions suivantes

Chapitre I : Matériel et méthodes

- * 50 ml de solution d'oxyde tartrate de potassium et d'antimoine (0,068 g dans un 50 ml d'eau distillée).
- * 100 ml de solution de molybdate d'ammonium (3 g dans un 100 ml d'eau distillée).
- * 250 ml d'acide sulfurique 2,5 mol.l⁻¹.
- * 100 ml de solution d'acide ascorbique (10.5 g dans un 100 ml d'eau distillée).
- Solution d'hydroxyde de sodium NaOH (40 g dans un 500 ml d'eau distillée).

Mode opératoire

- Introduire 50 ml d'eau dans une fiole (eau de mer ou eau résiduaires),
 - Puis 3 ml acide perchlorique,
 - Chauffer (apparition des fumées blanches),
 - Placer un verre de montre,
 - Chauffer 5 à 10 min,
 - Retirer la fiole,
 - Ajouter 1 ml d'acide ascorbique,
 - Ajouter 3 ml acide chlorhydrique,
 - Remettre sur la plaque,
 - Laisser refroidir,
 - Amener le pH à 7 avec NaOH (N),
 - Ajuster le volume à 50 ml par l'eau distillée,
 - Puis effectuer la détermination de phosphore total sur la solution ainsi obtenue selon la méthode suivante :
 - Mesurer 50 ml d'échantillon,
 - Ajouter 5 ml du mélange-réactif,
 - Attendre 5 min et mesurer l'absorbance à 885 nm en cuve de 3 cm de trajet optique.
- Les concentrations des phosphates sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire $DO = aC + b$ dont $a = 0,0227$, $b = 0,013$ et $R^2 = 0,9974$.

- **Détermination du phosphore organique (POD)**

Les composés phosphorés d'origine organique dans l'échantillon total et dans la phase soluble sont obtenus par différence entre le phosphore total et la somme du phosphore des orthophosphates et des polyphosphates : $POD = PTD - PID$ avec $PID = PO_4 + P_2O_5$.

- **Dosage des silicates $Si(OH)_4$ ou SiO_4**

Principe

La solution d'heptamolybdate forme avec la silice dissoute (acide silicique) un complexe silicomolybdique qui donne, après réduction, une coloration bleue intense. Le pourcentage d'erreur en analyse flux continu est inférieur à 1%.

Réactifs

Solution de molybdate d'ammonium

Dissoudre à chaud (50°C): 20 g de molybdate d'ammonium $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ dans 500 ml d'eau distillé. A conserver à l'abri de la lumière.

Solution d'acide sulfurique à 4,5 M.

- R1 : Mélanger 12 ml de (2) et 120 ml de (1) et compléter à 500 ml avec de l'eau distillé

Ce réactif doit être préparé chaque jour.

- R2 : Solution d'acides oxalique et sulfurique

Introduire 800 ml d'eau distillé dans une fiole, ajouter avec précaution 100 ml d'acide sulfurique concentré.

Ajouter 30 g d'acide oxalique $((COOH)_2 \cdot 2H_2O)$ et compléter à 1L.

Ce réactif est stable 1 mois à température ambiante

Solution d'acide ascorbique

Dissoudre à froid: 7,5 g d'acide ascorbique $C_6H_8O_6$ dans 250 ml d'eau distillé

La dérive du signal dans un gradient de salinité est de -4 % entre l'eau douce et l'eau de mer.

Les concentrations des silicates sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage, l'équation linéaire

$DO = aC + b$ dont $a = 0,0097$, $b = 0,008$ et $R^2 = 0,9986$.

- **Matières en suspension (MES)**

En terme de transport solide en suspension les échantillons prélevés ont été filtrés sur des filtres Whatman GF/C (0,5 µm de porosité), afin de retenir toutes les particules de taille supérieures de 0,5-1 µm le filtre est

séché et pesé avant et après filtration. La concentration en MES est le résultat du rapport entre la différence de poids des filtres pour le volume filtré correspondant.

4. Analyse statistique

L'analyse factorielle des correspondances (ou AFC) est une technique de statistique multivariée utilisée pour déterminer de possibles co-variations entre les nutriments organiques et inorganiques le long du continuum aquatique des systèmes fluviaux, de l'ouverture des barrages jusqu'aux embouchures des rivières. L'AFC présente plusieurs avantages par rapport aux autres techniques multivariées telles que l'analyse en composantes principales (ACP) et elle est plus appropriée aux données collectées selon un plan d'échantillonnage à choix raisonné. La présentation des variables et des objets ensemble dans un même graphique, facilite l'interprétation des nuages de points et des associations possibles. Non seulement, l'AFC est une double ACP sur les variables (colonnes) et les objets (lignes), mais permet également une comparaison des lignes ou des colonnes avec une distance de Khi-deux qui pondère bien les données. En outre, la normalisation des données (qui déforme souvent la réalité) n'est pas aussi nécessaire comme pour l'ACP (Dervin, 1988). Le logiciel de statistiques Minitab 16 Inc, 2010 a été utilisé pour effectuer cette analyse de correspondances. Le tableau de contingence analysé avec AFC est une matrice des moyennes annuelles des flux de nutriments 11 (variables) observés sur 9 sites (objets) représentant les trois amonts et les trois avals des barrages respectifs et les embouchures des trois rivières correspondantes.

Références

- Agence des Bassins hydrographiques Seybouse-Mellag-constantinois (ABH), 1999. Cahiers de l'agence N°2, 25p.
- Agence de Bassins hydrographiques Seybouse-Mellag-constantinois (ABH), 2002. Cahiers de l'agence N°7, 32p.
- Aminot, A., Chausspiéd, M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin., 395p.
- Benblidia, M., Thyvet, G., 2010. Gestion des ressources en eau : les limites d'une politique de l'offre. CIHEAM., 58 : 15p.
- Benblidia, M., 2011. L'efficacité d'utilisation de l'eau et approche économique. Etude nationale, Algérie. CAR/PNUF/PAM, Plan Bleu, Sophia Antipolis, 24p.
- Berner, E.K., Berner, R.A., 1995. Global Environment: Water, Air and Geochemical Cycles. Prentice Hall, 376p.
- Billen, G., Lancelot, C., Meybeck, M., 1991. N, P, and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In: Mantoura, R.F.C., Martin, J.M., Wollast, R., (Eds). Ocean Margin Processes in Global Change. Wiley & Sons, Chichester, pp. 19-44.
- Bougis, P. 1974. Ecologie du plancton marin, Tome I le phytoplancton. Masson & Cie, Paris, 192p.
- Boulion, V.V., 1994. Regularities of the primary production in limnetic ecosystems. St Petersburg, Russia. in Russian.
- Boulion, V.V., 1997. General characterization of some lakes in southern Karelia differing in the acidity and humic state. The response of lake ecosystems to changes in biotic and abiotic conditions, (Edited by Alimov, A.F., Boulion, V.V.), Proceedings of the Zoological Institute, St. Petersburg, 272: 5-28.
- Budgen, G.L., Hargrave, B.T., Sinclair, M.M., Tang, C.J., Therriault, J.C. & Yeats, P.A., 1982. Freshwater runoff effects in the marine environment: the Gulf of St Lawrence example, Canadian Technical Reports on Fisheries and Aquatic Sciences, 1078: 1-89.
- Conley, D. J., 1997. Riverine contribution of biogenic silica to the oceanic silica budget. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 774-777.
- Conley, D.J., Stalnacke, P., Pitkanen, H., Wilander, A., 2000. The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland. *Limnol. Oceanogr.*, 45(8): 850-853.
- Deegan, L.A., Day, J.W., Gosselink, J.G., Yáñez-Arancibia, A., Soberón, G., Sánchez-Gil, P., 1986. Relationships among physical characteristics, vegetation distribution and fisheries yield in Gulf of Mexico estuaries, in: D.A. Wolfe (Eds.). *Estuarine Variability*. Academic Press, New York.

Chapitre I : Matériel et méthodes

- Dervin, C., 1988. Comment interpreter les résultats d'une analyse factorielle des correspondances? ITCF-INAPG., 105p.
- Daskalov, G., 1999. Relating fish recruitment to stock biomass and physical environment in the Black Sea using generalized additive models. *Fisheries Research*, 41: 1-23.
- El-Sayed, S.Z., Gert, L.V., 1995. The south-eastern Mediterranean ecosystem revisited: thirty years after the construction of the Aswan high dam, *Quarterdeck*, 3(1): 4-7.
- Estrada, M., 1996. Primary production in the north-western Mediterranean. *Scientia Marina*, 60(2): 55-64.
- Froelich, P.N., Bender, M.L., Luedtke, N.A., Heath, G.R., Devries, T., 1982. The marine phosphorus cycle. *Am. J. Sci.*, 282: 474-511.
- Håkanson, L., 2006. A dynamic model for suspended particulate matter (SPM) in rivers. *Global. Ecol. Biogeogr.*, 15: 93-107.
- Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A., Ittekkot, V., 2000. Silicon retention in river basins: Far-reaching effects on Biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio*, 29(1): 45-50.
- Kemp, W.M., Brooks, M.T., Hood, R.R., 2001. Nutrient enrichment, habitat variability and trophic transfer efficiency in simple models of pelagic ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 223: 73-87.
- Le Gal, Y., 1989. *Biochimie marine*. Ed. Masson, Paris, 222p.
- Lisitzin, A.P., 1999. The continental-ocean boundary as a marginal filter in the World Oceans. In: Gray, J.S., Ambrose, J.r.W., Szaniawska, A., (Eds.), *Biogeochemical Cycling and Sediment Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 9-103.
- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., Heussner, S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades. *Prog Oceanogr*, doi:10.1016/j.pocean.2009.02.001.
- Margat, J., Treyer, S., 2004. *L'eau des méditerranéens : situation et perspectives*. Plan Bleu PNUE/PAM, Sophia-Antipolis.
- Meybeck, M, 1982. Carbon, nitrogen, phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, 282: 401-450.
- Monaghan, E.J., Ruttenberg, K.C., 1999. Dissolved organic phosphorus in the coastal ocean: Reassessment of available methods and seasonal phosphorus profiles from the Eel River Shelf. *Limnol. Oceanogr.*, 44(7): 1702-1714.
- Preston, S.D., Bierman, J.R.V.J., Silliman, S.E., 1989. An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resour. Res.*, 25(6): 1379-1389.
- PNUE/ P.b., 2003. *Les menaces sur les sols dans les pays méditerranéens*. Sophia Antipolis, Plan Bleu, ISBN : 2-912081-13-0. 70p.

Chapitre I : Matériel et méthodes

- Postel, S.L., Morrison, J.I., Gleick, P.H., 1998. Allocating fresh water to aquatic ecosystems: the case of the Colorado River delta. *Water International*, 23: 119-125.
- Ragueneau, O., Tréguer, P., Anderson, R.F., Brzezinski, M.A., 2000. Understanding the silicon cycle in the modern ocean: a prerequisite for the use of biogenic opal as a paleoproductivity proxy. *Global Planet Change*, 26: 317-365.
- Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Science*, 46: 205-222.
- Remni, B., 2010. Le problème de l'eau en Algérie du Nord. *Larhyss journal*, 8 : 27-46.
- Rodier, J., 1996. *L'analyse de l'eau : eaux naturelles : eaux résiduaires, eaux de mer*. Dunod, Paris.
- Roose, E.O., 1991. Conservation des sols en zones méditerranéennes. Synthèse et proposition d'une nouvelle stratégie de lutte antiérosive : la GCES-Cahiers ORSTOM, Série Pédologie, 24 : 145-181.
- Rousseau, V., Leynaert, A., Daoud, N., Lancelot, C., 2002. Diatom succession, silicification and silicic acid availability in Belgian coastal waters (southern North Sea). *Mar. Ecol. Progr. Series*, 236: 61-73.
- Scherrer, B. 1984. *Biostatistique*. Ed. Boucherville, Gaëtan Morin, 850p.
- Shiklomanov, I.A., 2000. World water resources and water use: Present assessment and outlook for 2025. In: Rijsberman FR, ed. *World Water Scenarios*. London: Earthscan, pp. 160-203.
- Sommer, M., Kaczorek, D., Kuzyakov, Y., and Breuer, J., 2006. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes. *J. Plant. Nutr. Soil. Sci.*, 169: 582-582.
- Telesh, I.V., 2004. Plankton of the Baltic estuarine ecosystems with emphasis on Neva Estuary: a review of present knowledge and research perspectives. *Mar. Poll. Bull.*, 49: 206-219.
- Tréguer, P., Nelson, D. M., van Bennekom, A. J., DeMaster, D. J., Leynaert, A., Quéguiner, B., 1995. The silica balance in the world ocean: a reestimate. *Science*, 268: 375-379.
- Tsai, C.F., Chen, P.Y., Chen, C.P., Lee, M.A., Shiah, G.Y., Lee, K.T., 1997. Fluctuation in abundance of larval anchovy and environmental conditions in coastal waters off south-western Taiwan as associated with the El Niño southern oscillation. *Fish. Ceanogr.*, 6: 238-249.
- Unated statesese Environmental Protection Agency (US/EPA), 2001. *Ecological Risk. Assessment Bulletins*, accessible au site internet:
<http://www.epa.gov/region4/superfund/programs/riskassess/ecolbul.html>
- Vörösmarty, C.J., Sahagian, D., 2000. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *BioScience*, 50 (9): 753-765.
- Wedepohl, K.H., 1995. The composition of the continental crust. *Geoch.Cosmoch. Acta.*, 59(7): 1217-1232.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. Ed. Saunders, Philadelphia, 860p.

Chapitre I : Matériel et méthodes

Wetzel, R.G., 2001. Lake and River Ecosystems, 3rd Edition, Academic Press, San Diego., 1006p.

Wollast, R., Mackenzie, F.T., 1983. The global cycle of silica, in: Silicon geochemistry and biogeochemistry, edited by: Aston, S. E., Academic Press, London, pp. 39-76.

Yool, A., Toby Tyrrell, T., 2003. Role of diatoms in regulating the ocean's silicon cycle. *Global Biogeochem. Cy.*, 17(4): 1103. DOI: 10.1029/2002GB002018.

CHAPITRE II

ENVIRONNEMENT PHYSIQUE

Introduction

Les matières en suspension ou MES du fait de leurs composantes organique et minérale sont au centre des cycles biogéochimiques. Les études du transport du sédiment en suspension renseignent sur les transferts d'éléments d'un site à l'autre et retracent les mouvements des nutriments et des polluants qui y sont adsorbés. Le suivi de la cinétique des transferts des MES des rivières aux barrages et au littoral récepteur traduit le taux d'envasement des barrages et les changements qui affectent la configuration du proche littoral. De même, les sels (TDS) transportés par les rivières, après avoir été arrachées aux roches et aux sédiments des terrains qu'elles traversent, sont d'une utilité capitale pour le contrôle de la qualité des sols et des eaux continentales. Les informations disponibles sur l'érosion hydrique sont particulièrement éparses à l'échelle même des bassins Méditerranéens ([Boukeir et al., 2001](#) ; [Roose, 1999](#)).

L'objectif de ce chapitre est de décrire la cinétique des écoulements de l'eau, des transports des MES et des TDS dans lesquels évoluent les nutriments. Il s'agit en fait d'un chapitre tout à fait anecdotique mais nécessaire pour expliquer certaines situations biogéochimiques et hydrologiques.

Ce chapitre présente d'abord dans son premier paragraphe, les résultats des variations saisonnières des facteurs physiques à savoir, les précipitations mensuelles, les débits (Q) aux embouchures à l'amont et à l'aval de chaque barrage, les matières en suspension (MES) et les matières solides dissoutes (TDS). Le deuxième paragraphe, présente les résultats d'évaluation des flux entrant et sortant des barrages en eau, en MES et en TDS ainsi que les flux des mêmes éléments introduits à la mer. Les budgets pour ces éléments dans les barrages sont également approximés. On insiste sur les taux d'érosion et de salinisation spécifiques des sols des bassins versants.

1. Variations des débits en amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières

La variabilité du débit des rivières est directement liée aux conditions météorologiques et à la régulation par les barrages. Le débit à l'embouchure de Kebir-Rhumel (KR-M) a varié entre 3 et 125 m³ s⁻¹. Deux grandes crues sont enregistrées en novembre 2010 et février 2011 (Fig. 9) à la suite d'importantes précipitations (Tableau 3). Dans la branche Kebir (K-DO), le débit a fluctué seulement dans une faible fourchette (0,8 et 6 m³ s⁻¹). Par contre dans la branche Rhumel (R-DO) le débit est un peu plus élevé variant entre 0,2 et 8 m³ s⁻¹. A l'aval du barrage (KR-DE), les valeurs des débits sont toujours faibles (Fig. 9).

Le débit à l'embouchure de Kebir Ouest (KW-M) est fortement variable selon la pluviométrie de l'année avec des valeurs extrêmes de 1 m³ s⁻¹ en période sèche jusqu'à 225 m³ s⁻¹ lors des périodes de crues (Fig. 9). Trois grandes crues sont enregistrées : mars 2010, novembre 2010 et février 2011 (Tableau 3). Les fortes précipitations sont enregistrées entre octobre 2010 et février 2011.

A l'amont du barrage Zit-Emba (KW-DO), le débit varie entre 0,1 et 3,5 m³ s⁻¹ avec un débit moyen de 1,3 m³.s⁻¹ alors qu'à l'aval du barrage (KW-DE), le débit moyen n'est que de l'ordre de 0,90 m³.s⁻¹ (Fig. 9). À l'embouchure de l'oued Saf-Saf (SF-M), le débit est fortement variable avec des valeurs extrêmes de 1 m³ s⁻¹ en période sèche jusqu'à 145 m³ s⁻¹ lors des périodes de crues avec une moyenne annuelle de 26 m³ s⁻¹.

Tableau 3 : somme des précipitations mensuelles (mm) reçues par les bassins des rivières KR, KW et SF durant la période mars 2010-février 2011. (Source : www.tuTiempo.net /en/climate/Africa/Algeria).

	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F
KR	150	58	82	49	2	1	52	13	192	130	137	143
KW	60	32	31	19	0	2	27	89	122	44	56	113
SF	84	28	79	18	1	0	0	165	164	75	51	154

Au cours de l'année, la somme des précipitations mensuelles a fluctué entre 1,5-122 mm avec un capital annuel de 594 mm. Le débit moyen atteint 5,3 m³ s⁻¹ à l'amont du

Chapitre II : Environnement physique

barrage Zerdaza (SF-DO) et diminue à l'aval (SF-DE) de celui-ci pour atteindre $3,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ¹. La somme des précipitations annuelle reçue par le bassin du Saf-Saf atteint ainsi 819 mm (Tableau 3).

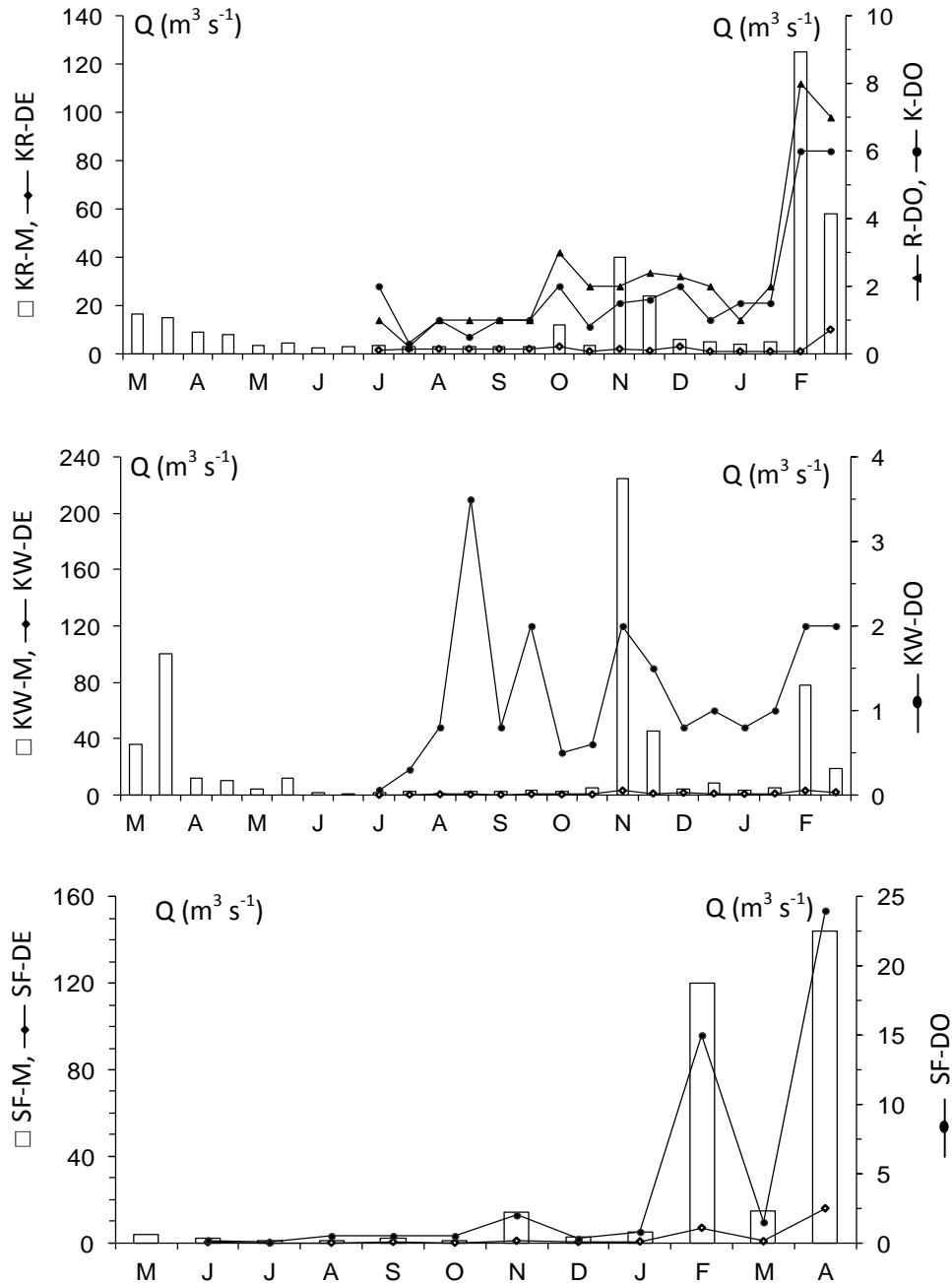


Figure 9 : variations des débits en amont et en aval des barrages et aux 'embouchures des trois rivières étudiées au cours de la période mars 2010-février 2011 pour KR et KW et durant la période mai 2010 et avril 2011 pour SF.

2. Variations des teneurs en TDS en amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières

Les teneurs moyennes des TDS dans les rivières étudiées ont fluctué d'une station à l'autre. À l'embouchure de Kebir-Rhumel (KR-M), les teneurs des TDS varient entre 278 et 1 724 mg l⁻¹ avec une moyenne de 1000 mg l⁻¹ (Fig. 10).

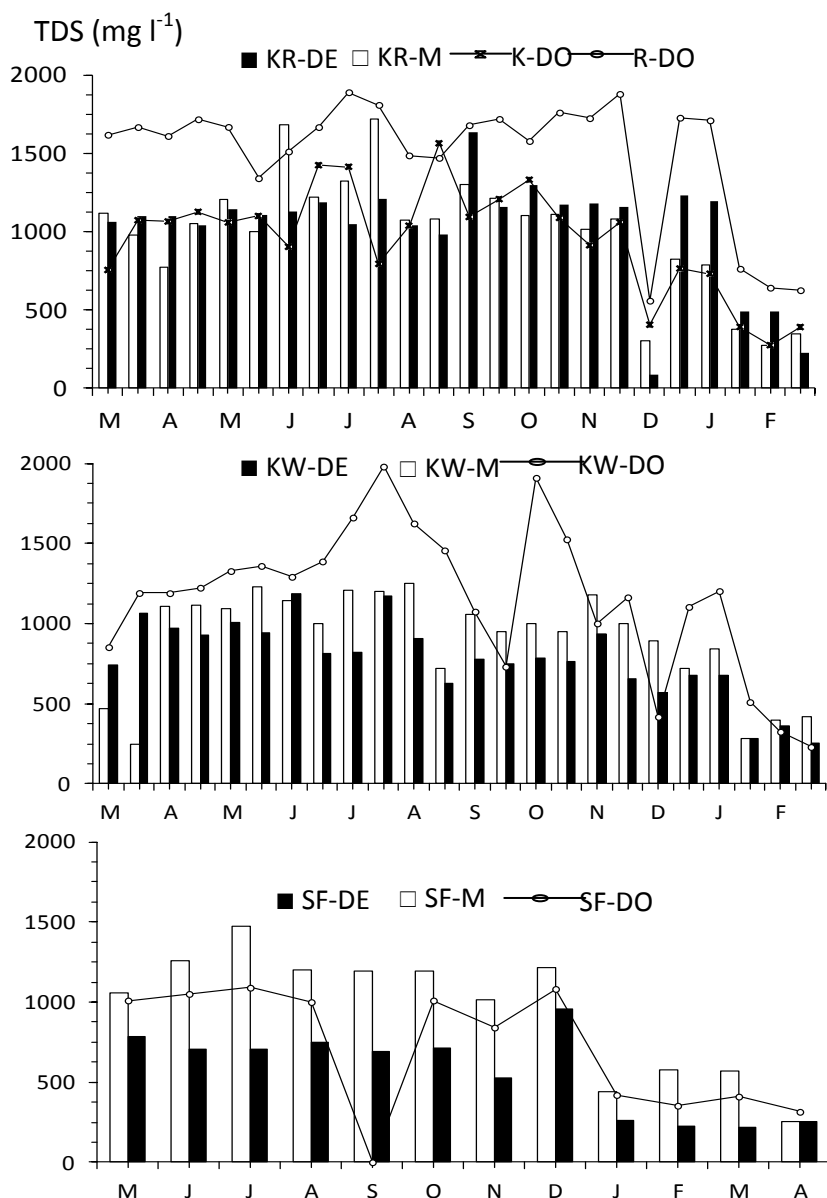


Figure 10 : variations des teneurs en matières totales solides dissoutes (TDS) en amont et en aval des barrages et aux embouchures des trois rivières étudiées au cours de la période mars 2010-février 2011 pour KR et KW et durant la période mai 2010 et avril 2011 pour SF.

A l'embouchure de Kebir Ouest (KW-M), les concentrations en TDS sont pratiquement comparables avec celles de KR-M et du SF-M, avec une moyenne annuelle de l'ordre de 884 mg l^{-1} dans le bassin Kebir Ouest et 941 mg l^{-1} dans le bassin Saf-Saf (Fig. 10). A l'amont du barrage Beni-Haroun les teneurs sont comprises entre 276 et 1567 mg l^{-1} avec une moyenne annuelle est de 955 mg l^{-1} . La branche du Rhumel (R-DO) est plus salinisée où les valeurs fluctuent entre 561 et 1894 mg l^{-1} avec une moyenne annuelle de 1496 mg l^{-1} .

L'amont du barrage Zerdaza représente les valeurs les plus faibles par rapport à l'amont du barrage Beni-Haroun et Zit-Emba où les teneurs se situent seulement entre 315 et 1090 mg l^{-1} avec une moyenne de 768 mg l^{-1} (Fig. 10). Les concentrations en TDS à l'aval des barrages sont toujours faibles comparées aux amonts des barrages (Fig. 10). Par suite de rétentions dans les barrages. On comprend que l'eau stockée dans ces réservoirs se salinise chaque année.

3. Variations des teneurs en MES en amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières

Au niveau du bassin Kebir-Rhumel, la teneur moyenne des MES à l'amont du barrage Beni-Haroun (K-DO) est de 77 mg l^{-1} mais oscille dans une large fourchette, variant entre $0,1$ et 393 mg l^{-1} . La branche du Rhumel (R-DO) montre des teneurs bien plus faibles fluctuant seulement entre 2 et 67 mg l^{-1} avec une moyenne de 22 mg l^{-1} . A l'aval du barrage, les teneurs moyennes ne dépassent pas 19 mg l^{-1} . Le barrage Beni-Haroun retient donc 63% des MES reçues par les branches Rhumel et Kebir. Les concentrations à l'embouchure fluctuent tout au long des saisons entre 2 et 87 mg l^{-1} avec une moyenne de 27 mg l^{-1} .

Dans le bassin Kebir Ouest la teneur moyenne des MES à l'amont du barrage (KW-DO) est comparable à celle de R-DO et KR-DE (Fig. 11). A l'aval du barrage Zit-Amba (KW-DE), la concentration moyenne ne dépasse pas 9 mg l^{-1} . Ici le barrage retient 55% de l'apport total (Fig. 11). Dans la station embouchure (KW-M), les

teneurs sont sensiblement comparables aux valeurs des MES dans les eaux d'amont barrage (KW-DO).

Le bassin de Saf-Saf présente les plus faibles concentrations pour l'ensemble des stations comparées aux stations des bassins Kebir-Rhumel et Kebir Ouest. La variabilité amont-aval de (SF) se traduit par la rétention de 42% de l'apport total en MES dans le barrage. A l'embouchure de SF (SF-M) la concentration moyenne est de l'ordre de 16 mg l⁻¹ (Fig. 11).

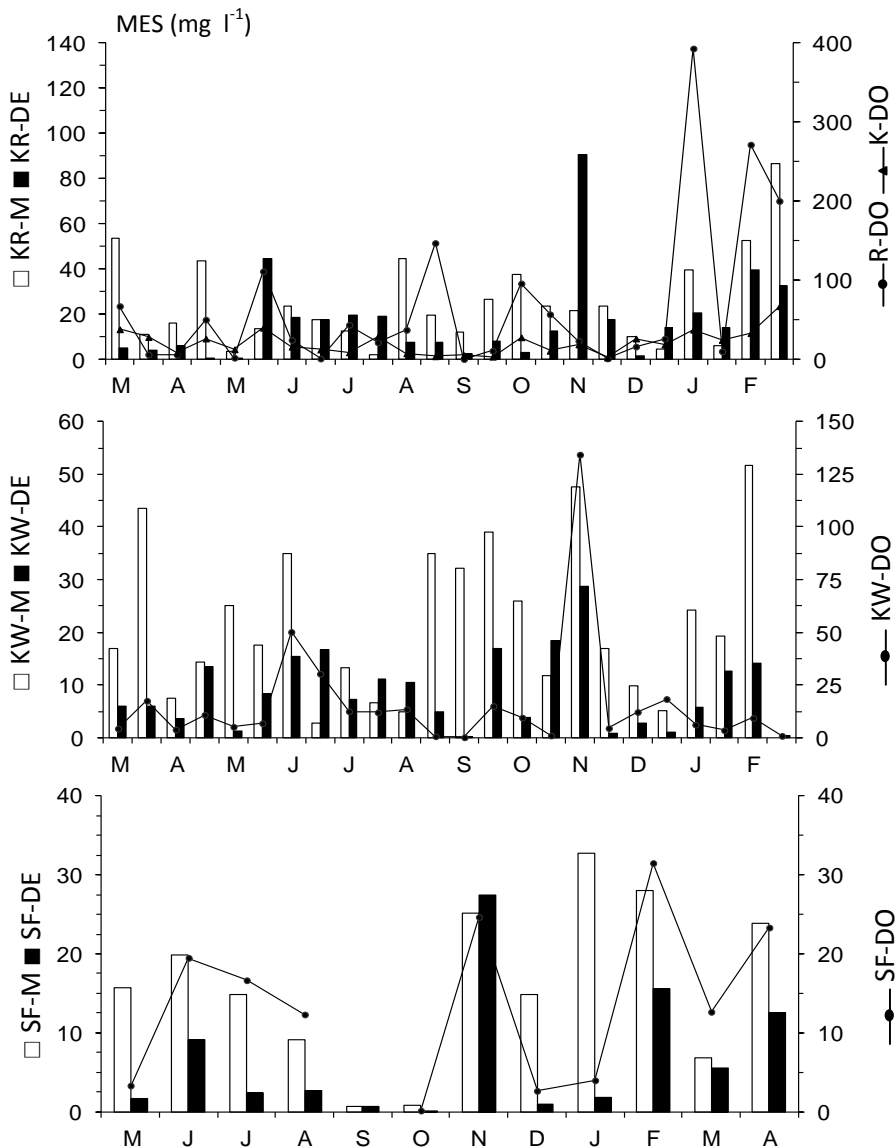


Figure 11 : variations des concentrations des matières en suspension (MES) en amont et en aval des barrages et aux embouchures des trois rivières étudiées au cours de la période mars 2010-février 2011 pour KR et KW durant la période mai 2010 et avril 2011 pour SF.

4. Evaluation des bilans en eau, en TDS et en MES à l'amont et à l'aval des barrages et aux embouchures des rivières

La quantité d'eau douce déchargée à la mer varie selon la rivière entre 765.10^6 et 999.10^6 m³/an (Tableau 4). La fraction d'eau retenue dans les barrages est comprise entre 17 et 33% de l'apport total d'eau, correspondant à des temps de renouvellement variant entre 1 et 43 mois. On estime que Kebir-Rhumel entraîne au barrage 180 000 t/an en MES dont 92% de cette décharge est retenue dans le barrage. L'aval du barrage Beni-Haroun, en refoule ainsi seulement 15 t/an. Les masses en MES transférées à la mer à partir de l'embouchure du KR s'élèvent à 517 000 t/an (Tableau 4). On comprend que depuis l'aval du barrage Beni-Haroun jusqu'à l'embouchure, la rivière KR se recharge en MES à raison de 515 000 t/an.

Tableau 4 : flux en eau, en sédiments et sels aux barrages et aux embouchures des rivières étudiés au cours d'un cycle annuel (mars 2010-février 2011). Le temps de renouvellement des barrages et les flux ou érosions spécifiques sont également données. Tr : temps de résidence ; Q : débit moyen annuel ; V : volume annuel reçu ou libéré par les barrages et celui introduit à mer ; R% : taux de rétention.

		Q (m ³ /s)	V (10 ⁶ m ³ /an)	Tr (mois)	MES (10 ³ t/an)	MES (t/km ² /an)	TDS (10 ³ t/an)	TDS (t/km ² /an)	TDS/MES (%)
Barrage KR	Amont	6,5	205		180	64	10	8,6	5,56
	Aval	2,7	85	43	15		1		6,67
	R %		61		92		90		
Rivière KR	Embouchure	31,7	999		517		70		13,54
Barrage KW	Amont	1,44	45		26	374	0,7	6,3	2,69
	Aval	0,95	30	29	6		0,3		5,00
	R %		33		78		57		
Rivière KW	Embouchure	24,3	765		710		12		1,69
Barrage SF	Amont	4,1	129		38	192	0,5	40	1,32
	Aval	2,5	79	1	12		0,25		2,08
	R %		39		69		50		
Rivière SF	Embouchure	26	820		240		50		20,83

Les décharges en MES reçues par le barrage Zit-Amba (KW-DO) atteignent seulement 26 000 t/an dont 78% de la masse se trouve piégée dans ce réservoir. L'embouchure du Kebir Ouest transfère à la mer annuellement de considérables masses de sédiments en suspension s'élevant à 710 000 tonnes (Tableau 4).

Chapitre II : Environnement physique

En raison de la faible lame d'eau réduite à la suite d'un envasement déjà avancé, la rétention de MES dans le barrage Zardaza n'est que de 69% de l'apport total à l'amont 38 000 t/an. Le flux annuel en MES introduit à la mer atteint 240 000 t/an. Les plus fortes dégradations spécifiques en MES sont observées aux bassins du KW et du SF : 374 et 192 t/km²/an, respectivement, contre 64 t/km²/an à l'embouchure du KR (Tableau 4).

En terme de TDS, les barrages reçoivent entre 500 et 10 000 tonnes/an. Le barrage Beni-Haroun retient 90% de la masse de sels reçue, soit 9 000 tonnes/an et semble se saliniser ainsi rapidement (Tableau 4). Les deux autres barrages sont moins affectés par les apports en sels en raison probablement de la texture et de la nature géologique des terrains drainés par les réseaux hydrographiques. A partir des embouchures les côtes adjacentes reçoivent entre 12 000 et 70 000 tonnes/an (tableau 4). Les sols des bassins du KR et du SF sont les plus salés et sont soumis à des érosions spécifiques en sels atteignant 40 t/km²/an à SF et près de 9 t/km²/an à KR.

D'autre part, si l'on compare le transport dissous (TDS) au transport solide (MES), on s'aperçoit clairement que les eaux se salinisent davantage (Tableau 4) au fur et à mesure de le progrès à la mer. Le rapport TDS/MES s'accroît en effet d'amont en aval jusqu'à l'embouchure en particulier dans les bassins KR et SF. Dans le bassin KW, à l'inverse, il y a plutôt une perte de sédiments que de sels. Ceci implique que les barrages Beni-Haroun et Zerdaza retiennent plus de sels que sédiments alors que celui de Zit-amba retient plus de sédiment que de sels. Il en ressort que les premiers se salinisent plus rapidement et le second s'envase plus rapidement. Les eaux arrivant aux embouchures de KR et SF recèlent respectivement 21 et 13,5% de sels relativement au transport total (solide et dissous). Il semble qu'on transite le continuum aquatique, les eaux de ces rivières se chargent d'avantage en sels d'origine anthropique dans une certaine mesure car les activités agricoles et les rejets domestiques directes augmentent dans le bas des bassins.

Conclusion

Les barrages interceptent 30 à 60% des eaux de rivières avec un temps de résidence particulièrement élevé atteignant 43 mois à Beni-Haroun et 29 mois à Zit-Amba. Le barrage de Zerdaza, à faible lame d'eau due à son fort taux d'envasement, se renouvelle cependant chaque mois. Ces réservoirs sont le siège d'importants dépôts de sédiments variant entre 165 000 t/an à Beni-Haroun à 20 000 t/an à Zit-Amba. Les embouchures des rivières introduisent à la mer entre 240 000 et 710 000 t/an, ce qui induit des érosions spécifiques des sols des bassins versants allant jusqu'à 347 t/km²/an à Zit-Amba. Ils occasionnent d'importantes pertes de terres et diminuent leurs fertilités. Les eaux des bassins étudiés sont aussi considérées comme salées en particulier pour les eaux en provenance de la branche Rhumel. Les teneurs en TDS dépassent largement la moyenne mondiale qui est de l'ordre de 220 mg l⁻¹. Pourtant les sols des bassins perdent leurs sels à raison de 9 à 40 t/km²/an, selon le bassin. Dans leurs progressions à la mer, depuis les haut des bassins jusqu'aux embouchures la fraction du transport dissous augmente relativement au transport total (MES +TDS) traduisant ainsi la salinisation des eaux dans le bas des bassins à la suite d'apports supplémentaires issus des activités anthropiques dans cet espace maritime des rivières. Aussi, les eaux sortant des barrages entraînent un peu plus de sels dissous que de matières solides en suspension, ce qui signifie qu'elles se salinisent plus vite qu'elles en s'envasement.

Références

- Boukeir, R., Gerard, M. Cl., Khawlie, M., Abadallah, C. Erosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens. Etudes bibliographique. Etude et Gestion des sols, 8(4) : 231-245.
- Roose, E., 1999. Evolution historique des stratégies de lutte anti-érosives : vers la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols. (GCES): Erosion Etude et Gestion des sols, 19 : 11-25.

CHAPITRE III

DISTRIBUTION ET FLUX DE N, P ET SI EN AMONT ET A L'AVAL DES BARRAGES

Introduction

Au sein du système rivière, les barrages sont connus pour le piégeage et le recyclage des nutriments. Si dans les systèmes terrestres, P est considéré comme facteur limitant, N joue un rôle crucial dans l'eutrophisation des eaux côtières (Howarth and Marino, 2006). Ces constatations ont suscité de nombreux travaux sur la rétention de N dans les barrages en zones tempérées en particulier (David et al., 2006 ; Harrison et al., 2009 ; Saunders and Kalff 2001 ; Seitzinger et al., 2002 ; Tomaszek and Koszelnik, 2003). Cependant, peu de travaux ont été consacrés à la rétention de Si par comparaison à N et P, mais montrent clairement qu'une fraction substantielle de Si est retenue dans les barrages (Humborg et al., 2006 ; Koszelnik and Tomaszek 2008 ; Triplett et al., 2008). D'autre part, si la rétention de N et P dans les barrages peut être considérée comme positive au regard de l'eutrophisation, le piégeage de Si est généralement vu comme un fait négatif en raison de son rôle dans le développement des diatomées dans les eaux marines (Humborg et al., 2000). Il est par ailleurs surprenant de pouvoir constater le nombre d'études limitées ayant considéré simultanément la rétention de N, P et Si dans les barrages (Garnier et al., 1999). La régulation des rivières par les barrages ainsi que l'eutrophisation des bassins de rivières ont sensiblement réduit le flux de silicium à la mer (Humborg et al., 2008 ; Turner et al., 1998). Si la rétention de N et P dans les barrages peut être compensée à l'aval des barrages par les apports anthropiques (fertilisants agricoles, rejets domestiques), il n'en n'est pas de même pour le Si. Les eaux marines reçoivent en conséquence des eaux complètement par le déséquilibre du rapport de Redfield (Si/N/P), ce qui conduit aux modifications des peuplements phytoplanctoniques avantagent ainsi les diatomées non exigeantes vis-à-vis du Si, comme le rapportent Humborg et al. (2000) pour la Mer Noire. En effet, la proportion des diatomées au sein du phytoplancton printanier a diminué à l'avantage d'espèces nuisibles de dinophycées par les efflorescences et par les toxines qu'elles produisent (Cloern, 2001 ; Nixon 1995). Avec la construction incessante des barrages, la réduction des flux de Si à la mer ayant des impacts sur les cycles biogéochimiques et

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

la structure du réseau trophique côtier, serait aujourd'hui généralisée à l'ensemble des côtes mondiales (Humborg et al., 2000 ; Turner et al., 1998 ; 2003).

Ce chapitre expose l'effet des barrages sur le cycle des nutriments et se focalise sur la rétention des formes minérales de N, P et Si. Il est d'abord rare que l'on rencontre des études simultanées de N, P et S, mais aussi les formes organiques dissoutes de N et P sont oubliées dans les budgets et les flux de ces éléments que se soit au niveau des barrages ou aux embouchures. Il est démontré pour la première fois que les barrages jouent le rôle de véritables usines biogéochimiques transformant les nutriments minéraux, qu'ils reçoivent à partir des rivières, en matières organiques dissoutes élaborées. On insiste sur le fait que les barrages jouent le rôle de producteurs de matières organiques dissoutes (ici NOD et POD) et sont le siège d'importants recyclages et piégeage de nutriments. La première partie expose les variations des teneurs en N, P et Si à l'amont et à l'aval des barrages et fait ressortir le niveau de rétention de ces éléments. La seconde partie (ou paragraphe) est consacrée aux estimations de flux en N, P et Si reçus et refoulés par les barrages. Il s'agit d'approximation des flux annuels entrants et sortants des trois barrages étudiés.

1. Distribution de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

1.1. Kebir-Rhumel aux stations barrage Beni-Haroun

À l'entrée du barrage Beni-Haroun, la branche Kebir (K-DO) montre des teneurs faibles par rapport à la branche du Rhumel (R-DO) (Fig. 12). À K-DO, les teneurs de l'azote total dissous (NTD) ont varié entre 17 et 90 μM avec une moyenne de 48,5 $\mu\text{M} \pm 4,9$ où la forme organique NOD en représente près de 50% (21,8 $\mu\text{M} \pm 3,9$). Les nitrates représentent une fraction majoritaire avec 36%, contre seulement 12% pour les ions NH_4 . Paradoxalement, R-DO montre des fortes valeurs en NTD où les teneurs fluctuent entre 25 μM et 289 μM avec une moyenne de 110 $\mu\text{M} \pm 14,2$, doublement riche que K-DO. À l'inverse de K-DO, la branche R-DO est fortement riche en NH_4 où il y domine à 54%, avec une teneur moyenne de 57,9 $\mu\text{M} \pm 11,7$. Ici les ions NO_3 restent

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

peu abondants ne dépassant pas en moyenne $17,8 \mu\text{M} \pm 3,8$ (Tableau 5). En terme de PTD, les concentrations à K-DO ont varié entre 2 et $37 \mu\text{M}$ avec une moyenne de $11,9 \mu\text{M} \pm 1,9$. Les teneurs des phosphates PO_4 sont élevées fluctuant au cours de l'année entre 0,02 et $13 \mu\text{M}$ avec une moyenne de $3,6 \mu\text{M} \pm 0,8$, soit une fraction de 33% du PTD. Le phosphore organique dissous (POD) représente toujours la fraction majoritaire atteignant 83%. La branche R-DO montre des teneurs importantes tout au long des saisons pour les différents éléments azotés et phosphorés comparée à la branche Kebir. La branche R-DO apporte des eaux fortement chargées en NH_4 et en PO_4 durant toutes les saisons (Fig. 12a), ce qui traduit la mauvaise qualité des eaux introduites dans le barrage. Les concentrations de SiO_4 dans la branche K-DO fluctuent entre $9 \mu\text{M}$ et $142 \mu\text{M}$ avec une moyenne de $64 \mu\text{M} \pm 8,7$, par contre, la branche R-DO montre des fluctuations similaires (29 et $168 \mu\text{M}$) mais avec une moyenne atteignant $90 \mu\text{M} \pm 8,4$ (Fig. 12a). Les teneurs des différentes formes d'azote inorganique et de phosphore inorganique dissous ont diminué de l'amont (KR-DO) vers l'aval du barrage de 19 à 97% selon l'élément (Fig. 12a). Les concentrations en NID et en PID ont en effet diminué pour seulement atteindre respectivement à la sortie du barrage (KR-DE) de $15 \mu\text{M} \pm 3,2$ et $1,6 \mu\text{M} \pm 0,3$. En revanche, la matière organique dissoute sous forme de NOD et POD a augmenté respectivement de $36,4 \mu\text{M} \pm 5,7$ et $13,9 \mu\text{M} \pm 2,7$ à la sortie du barrage. En effet, les teneurs en NH_4 à l'entrée du barrage ont augmenté comparées à celles des NO_3 , alors qu'à la sortie, la tendance s'inverse en faveur de NO_3 (Tableau 5). Le taux élevé de rétention des ions NH_4 dans le barrage par rapport aux ions NO_3 suggère qu'il y a une certaine transformation endogène de NH_4 en NO_3 . La fraction de NO_3 a en effet augmenté au sein du NID à la sortie du barrage (Tableau 5). On constate en outre, que le barrage retient les éléments inorganiques et exporte la matière organique à l'aval, produite à partir de ces mêmes formes minérales (Fig. 12b).

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

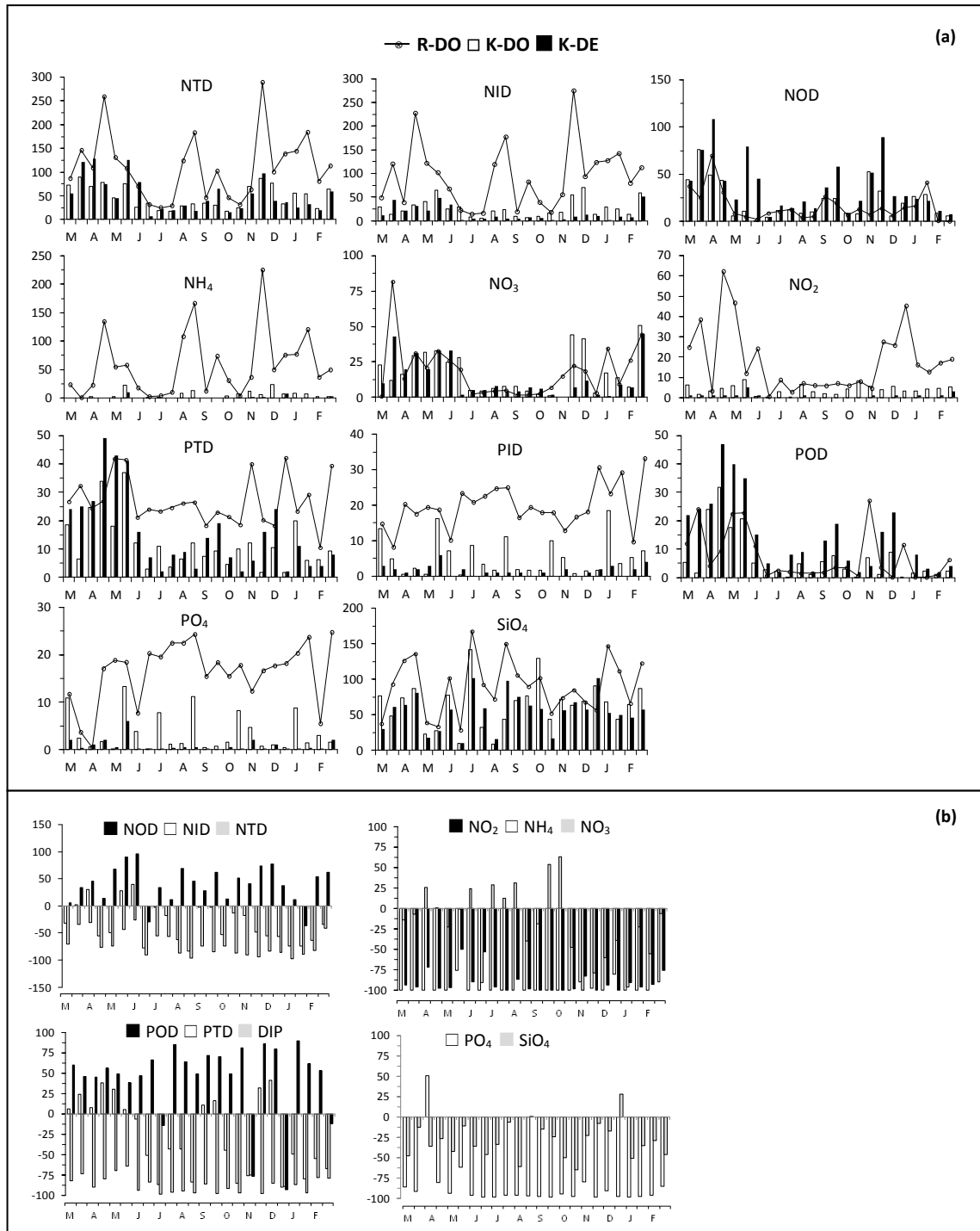


Figure 12 : (a) : variations des teneurs en nutriments (μM) et (b) taux de rétention (%) pour le barrage de Kebir-Rhumel (KR). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives une production.

1.2. Kebir Ouest aux stations barrage Zit-Amba

Les teneurs des eaux introduites au barrage Zit-Amba montrent la même tendance que dans le bassin versant de KR, mais avec de faibles valeurs en NTD et en PTD et des valeurs plus élevées en SiO_4 (Fig. 13). Les variations des teneurs en SiO_4 ne suivent aucune tendance saisonnière, par contre les concentrations en NTD et en PTD ont augmenté durant la période humide. Exceptionnellement, à la fin du mois d'août les teneurs en nutriments inorganiques ont remarquablement augmenté, à la suite d'une tempête qui a sévi en cette période orageuse de l'année. A KW-DO, les eaux de KW ont des teneurs plus élevées de nutriments dissous organiques au printemps et en automne (Fig. 13a) avec une moyenne annuelle de $14,6 \mu\text{M} \pm 2,8$. La fraction de NOD était de l'ordre de 25%, et celle du POD représente cependant 50% ($7,9 \mu\text{M} \pm 2,2$) de PTD. On constate que tous les éléments nutritifs inorganiques ont été soumis à une forte rétention dans le barrage en particulier pour les ions NH_4 et PO_4 qui ont été réduits à environ 79 à 71% respectivement. Leurs teneurs à KW-DE chutent à un minimum de $3,9 \mu\text{M} \pm 1,2$ et $1,7 \mu\text{M} \pm 0,4$ respectivement (Fig. 13b). Au niveau de KW-DE, les teneurs des SiO_4 ont diminué de moitié comparées aux valeurs d'entrée du barrage ($100 \mu\text{M} \pm 16$), restant seulement de l'ordre de $53 \mu\text{M} \pm 5,8$. Les eaux relâchées à partir du barrage ont été ainsi fortement modifiées à la fois au titre de la réduction des teneurs que sur le plan des rapports de Redfield. Les valeurs de Redfield augmentent ainsi avec $\text{Si}/\text{NID} = 9$; $\text{NID}/\text{PO}_4 = 90$ (Tableau 5).

Contrairement aux éléments minéraux, à l'aval du barrage Zit-Amba (KW-DE), on assiste à d'importantes productions de formes organiques où le NOD s'accroît en teneurs de 34% et le POD de 24%. Cette production s'accroît en particulier au printemps, lorsque les teneurs s'élèvent à 28 et 22 μM respectivement comparées aux valeurs moyennes en NOD ne dépassant pas $22,2 \mu\text{M} \pm 3,5$ pour le NOD et $10,4 \mu\text{M} \pm 2$ pour le POD. Ces transformations biogéochimiques dans le barrage de Zit-Amba s'expriment aussi par une forte rétention de NID (48%) et de PID (67%) dont les teneurs moyennes à l'aval du barrage ne sont que de l'ordre de $24,1 \mu\text{M} \pm 4,3$ et $2,6 \mu\text{M} \pm 0,5$ respectivement (Fig. 13a, b ; Tableau 5).

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

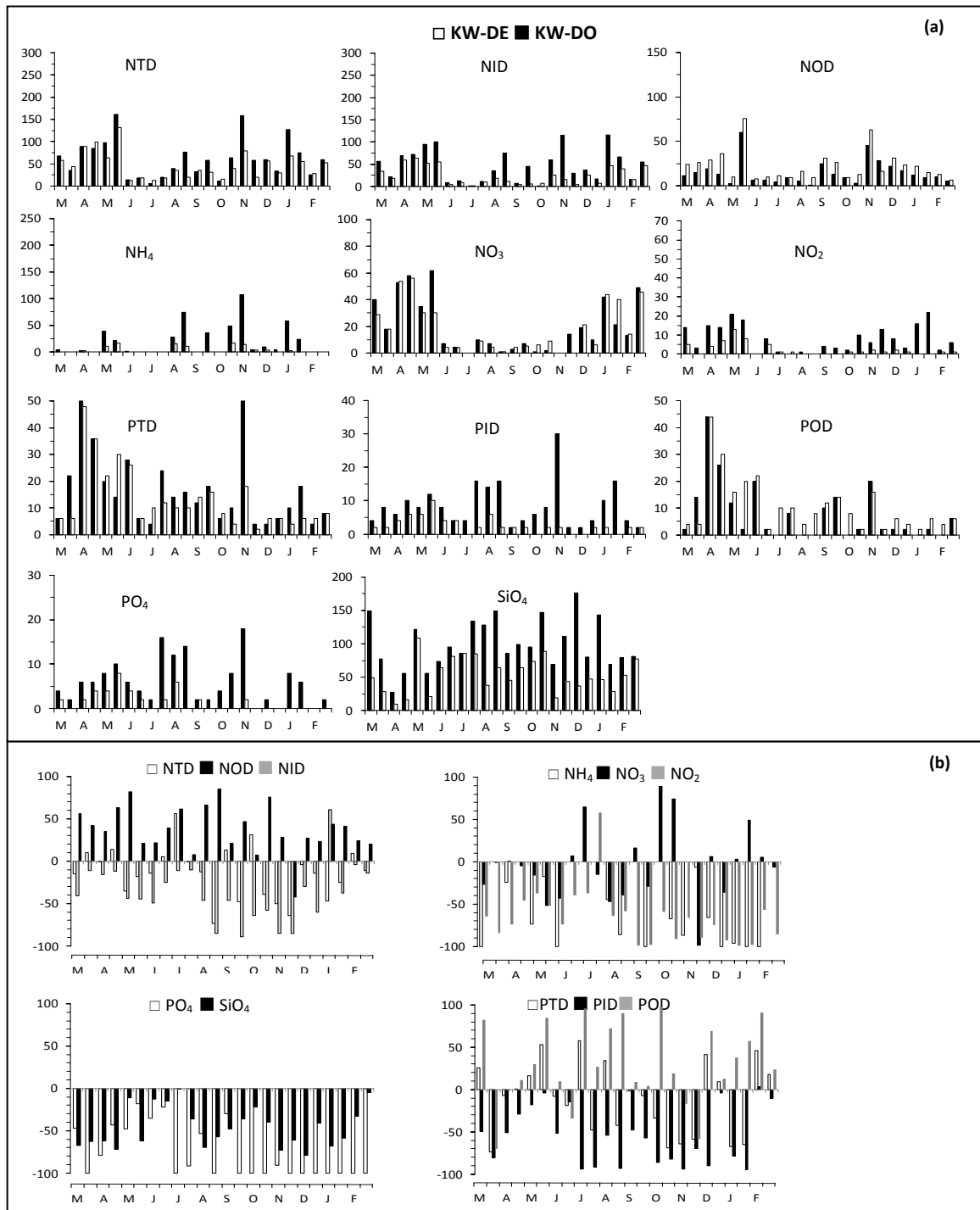


Figure 13 : (a) : variations des teneurs en nutriments (µM) et (b) taux de rétention (%) pour le barrage de Kebir Ouest (KW). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives une production.

1.3. Saf-Saf aux stations barrage Zardaza

L'exutoire du Safsaf (SF-DO) aboutissant au barrage Zerdaza entraîne de faibles teneurs en NTD variant entre 12 à 80 μM avec une moyenne de $29,4 \mu\text{M} \pm 2,2$. Les fractions du NID et NOD sont sensiblement comparables (Fig. 14) où les teneurs en NOD fluctuent entre 0,1 et 46 μM avec une moyenne de $14 \mu\text{M} \pm 2,2$. Les teneurs du NID oscillent moins vivement au cours des saisons avec une moyenne de $15 \mu\text{M} \pm 2,2$. Durant la période humide les teneurs en NO_3 augmentent à 16,9 μM (38% du NTD). En revanche, la période sèche est plutôt marquée par des teneurs un peu plus élevées du NOD (13 μM). A l'entrée du barrage (SF-DO), les teneurs de PTD varient entre 0,01 et 34,2 μM avec une moyenne de $10,9 \mu\text{M} \pm 2$; (Fig. 14a). On constate que la fraction des PO_4 présente seulement 15% du PTD ou $1,7 \mu\text{M} \pm 0,4$. Cependant, le POD abonde toujours le long de l'année avec une teneur moyenne de $8,4 \text{ M} \pm 1,8$, soit 81% de PTD. Il est important de souligner que la rivière SF décharge des teneurs SiO_4 s'élevant en moyenne à $101 \mu\text{M} \pm 12$ (Tableau 5). En amont du barrage à la station SF-D, le rapport SiO_4 /NID ou Si/N est remarquablement élevé atteignant 9 ; moins bien évident est celui du rapport NID/ PO_4 qui avoisine 19 (Fig. 14a).

A la sortie du barrage (SF-DE), l'ensemble des nutriments se trouve modifié comme pour les autres barrages. Les taux de rétentions restent un peu plus faibles pour les SiO_4 avoisinant seulement 30% (Fig. 14b). Ce comportement est lié à la configuration du barrage, devenu exagérément envasé et rapidement renouvelé, ne permettant pas ainsi un temps de séjour suffisant à l'élimination de cet élément. En effet, des 103 μM reçu le barrage en rejette seulement à la sortie $71 \mu\text{M} \pm 9$ (Tableau 5). On constate cependant une rétention de plus de la moitié des ions PO_4 et NH_4 en raison, probablement, de leur usage biologique plus rapide et généralisé à l'ensemble des végétaux, à l'inverse des SiO_4 pour lequel seulement les diatomées sont exigeantes. A l'apposé des nutriments minéraux, les teneurs en NOD et en POD ont augmenté dans les eaux libérées à la sortie du barrage. Cette production de matière organique dissoute atteint un taux de 64% pour le NOD et 84% pour le POD; ce qui hausse les teneurs à $23 \mu\text{M} \pm 3,2$ et $8,8 \mu\text{M} \pm 1$ respectivement (Fig. 14b ; Tableau 5).

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

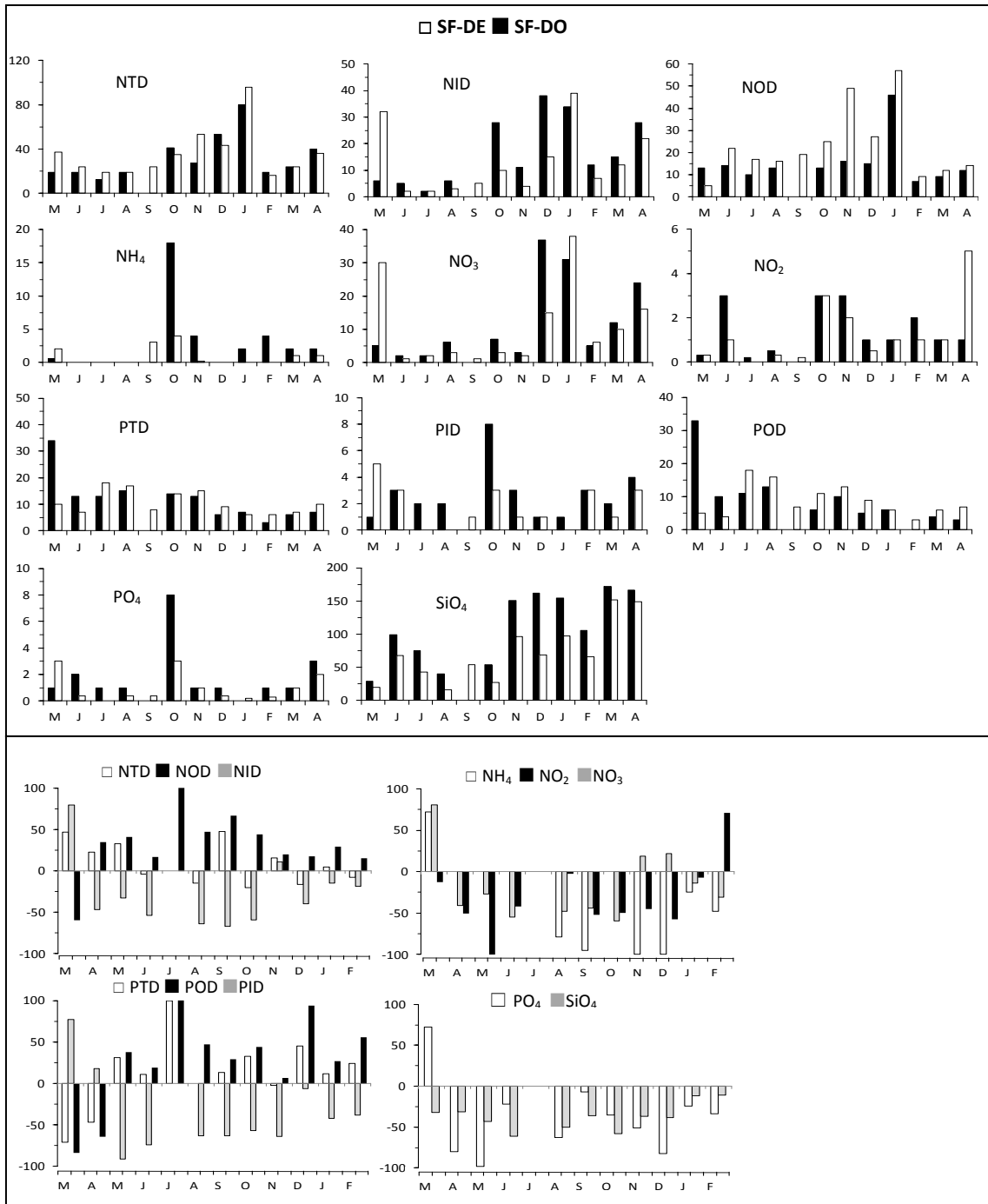


Figure 14 : (a) : variations des teneurs en nutriments (μM) et (b) taux de rétention (%) pour le barrage de Saf-Saf (SF). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives une production.

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

Tableau 5 : teneurs moyennes annuelles (\pm erreur standard) des nutriments (μM) en amont et en aval des barrages et taux de rétention (R%). Rétention (-) ; production (+).

		NTD	NID	NOD	NH ₄	NO ₃	NO ₂	PTD	PID	POD	PO ₄	SiO ₄	N/P	Si/N	Si/P
KR	R-DO	110 \pm 14	93,7 \pm 13	16,3 \pm 3	58 \pm 12	17,8 \pm 4	18 \pm 3,3	26,8 \pm 2	19,6 \pm 1	7,2 \pm 1,7	16,4 \pm 1	90 \pm 8,4	10	2	17
	K-DO	48,5 \pm 4,9	26,7 \pm 3,8	21,8 \pm 3,9	5,4 \pm 1,4	17,3 \pm 3,1	4 \pm 0,5	11,9 \pm 1,9	5,4 \pm 1,9	6,5 \pm 1,7	3,6 \pm 0,8	64 \pm 8,7	19	4	81
	KR-DE	51,4 \pm 7,4	15 \pm 3,1	36,4 \pm 5,7	1 \pm 0,5	13,2 \pm 2,8	0,8 \pm 0,2	15,5 \pm 2,8	1,6 \pm 0,3	13,9 \pm 2,7	0,8 \pm 0,3	55 \pm 5,3	41	8,5	76,3
	R%	-35	-75	+91	-97	-25	-93	-20	-87	+103	-92	-28			
KW	KW-DO	61,3 \pm 9	46,7 \pm 7	14,6 \pm 2,8	19 \pm 6	19,8 \pm 4,2	7,9 \pm 1,4	15,7 \pm 2,8	7,8 \pm 1,4	7,9 \pm 2,2	5,9 \pm 1	100 \pm 8	12,5	8,5	41
	KW-DE	46,3 \pm 6	24,1 \pm 4	22,2 \pm 3,5	3,9 \pm 1	17,9 \pm 4	2,3 \pm 0,7	13 \pm 2,3	2,6 \pm 0,5	10,4 \pm 2	1,7 \pm 0,4	53 \pm 5,4	36	8,5	51
	R%	-24	-48	+52	-79	-10	-71	-17	-67	+20	-71	-47			
SF	SF-DO	29,4 \pm 4,4	15,4 \pm 2,7	14 \pm 2,3	2,9 \pm 1	11,1 \pm 2,5	1,4 \pm 0,2	10,9 \pm 1,8	2,5 \pm 0,5	8,4 \pm 1,8	1,7 \pm 0,4	101 \pm 12	19	10	60
	SE-DE	35,8 \pm 4,5	12,8 \pm 2,5	23 \pm 3,2	1 \pm 0,3	10,6 \pm 2,5	1,2 \pm 0,3	10,5 \pm 0,8	1,7 \pm 0,3	8,8 \pm 1	1 \pm 0,2	71 \pm 9,3	31	11	96
	R%	+22	-17	+64	-66	-5	-14	-4	-32	+5	-41	-30			

2. Flux des nutriments en amont et à l'aval des barrages

L'ensemble des résultats en terme de flux, montre clairement qu'on règle générale les barrages agissent comme des filtres en piégeant de grandes masses de nutriments inorganiques dissous (Tableau 6). Il faut d'autre part souligner que le barrage Zerdaza retient les plus faibles masses comparé aux deux autres barrages en raison de son renouvellement rapide à la suite d'un fort taux d'envasement. On peut constater que le NID subit un fort piégeage avec un taux variant entre 50 et 93% selon le barrage. Parmi les formes minérales azotées, l' NH_4 est largement préférentiellement retenu à des taux supérieurs à 85% (Tableau 6). De même au sein du phosphore total dissous, les ions PO_4 ont été éliminés dans une large mesure en particulier dans les barrages de Beni-Haroun et Zit-Amba où le taux de rétention est supérieur à 88%. On peut relever que Zerdaza se distingue aussi par la faible rétention de PTD où la masse retenue ne dépasse pas 70 t/an, soit 15% seulement d'élimination du stock reçu à l'entrée.

Les masses de SiO_4 déjà réduites naturellement dans nos rivières et par le faible écoulement et par la nature géologique des roches et sédiments pauvres en Si. Le Si est d'avantage amoindri par de fortes éliminations dans les barrages à des taux dépassant 50% (Tableau 6). Les plus fortes rétentions des SiO_4 se rencontrent aux barrages Beni-Haroun (67%) et Zit-Amba (64%) qui en retiennent en moyenne chaque jour 2 et 1 tonne respectivement.

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

Si les barrages jouent le rôle de filtres en retenant les formes minérales, ils se comportent également comme des producteurs des formes organiques dissoutes de l'azote (NOD) et du phosphore (POD). Ces matières organiques ont été produites à des taux différents selon le barrage. Le barrage de Zit-Amba produit des masses élevées en NOD de l'ordre de 23 t/an, celui de Beni-Haroun en rejette à l'aval seulement 1 t/an. Ici encore le barrage de Zerdaza se singularise paradoxalement par un budget négatif du NOD (Tableau 6). Le budget négatif du barrage Zerdaza peut être lié à son renouvellement en hiver exceptionnellement élevé. La production de POD dans tous les barrages peut être considérée comme règle générale, où les flux libérés à l'aval variaient entre 50 et 114 t/an selon le barrage, ceci implique que les barrages renouvellent ces matières en moyenne d'une tonne chaque 3 à 7 jours. Ces rapides régénérations de produits organiques reflètent la forte activité biologique dans les réservoirs. Il s'agit principalement du cycle du phytoplancton et du métabolisme zooplanctonique dynamique et rapide dans ces milieux fermés et hautement productifs.

Sur le plan quantitatif, les barrages reçoivent 275 à 840 t/an d'azote total dissous dont la masse de NH_4 contribue pour 11 à 51%, NO_3 pour 10 à 26% et le NOD pour 11 à 21%. Les introductions de NOD sont quelque peu élevées aux barrages Beni-Haroun et Zerdaza relativement à Zit-Amba ne recevant qu'environ une tonne par semaine, soit 58 t/an (Tableau 6).

En terme de phosphore total dissous (PTD), les barrages reçoivent des teneurs fluctuant entre 132 t/an et 554 t/an où la fraction inorganique (PID représente 64 à 78% et les PO_4 22 à 59%. Par contre, les barrages récupèrent entre 46 t/an et 81 t/an de POD ce qui représente 21 à 36% du stock de PTD reçu.

Sur un autre plan biogéochimique, on peut remarquer que les rapports de Redfield ont été profondément modifiés dans les eaux sortant des barrages. Les rapports NID/ PO_4 Si/NID et Si/ PO_4 (g/g) ont sensiblement augmenté dans les eaux libérées des barrages Beni-Haroun et Zit-Amba (Tableau 6). Le barrage de Zerdaza ne semble pas affecter ces rapports qui restent remarquablement inchangés, comme si

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

ce réservoir, semble fonctionner plutôt comme une rivière ouverte. Si les rapports augmentaient à l'aval des barrages, ceci signifierait une rétention sélective des éléments en dénominateur : sélection de P relativement à N, Si relativement à N et P relativement à Si.

Tableau 6 : Flux annuel des nutriments en amont et en aval des barrages. %(R) : rétention ; (-) : rétention ; (+) : production.

		NH ₄ (t/y)	NO ₂ (t/y)	NO ₃ (t/y)	NID (t/y)	NOD (t/y)	NTD (t/y)	PO ₄ (t/y)	PTD (t/y)	POD (t/y)	PID (t/y)	SiO ₄ (t/y)	N/P (g/g)	Si/N (g/g)	Si/P (g/g)
KR	KR-DO	261	150	275	686	153	840	329	554	54	434	2184	3	4	7
	KR-DE	3,6	40	3,6	47,3	154	201,3	8	124	110	14	680	31	23	180
	DO-DE	-257	-110	-271	-639	+1	-638,3	-321	-430	+56	-420	-1504			
	%(R)	-99	-73	-99	-93	+1	-75	-98	+78	+104	-97	-67			
KW	KW-DO	141	23	53	217	58	275	62	132	46	84	927	12	22	91
	KW-DE	14	3,63	53	70,6	80,5	151,1	8	62	50	14	333	53	20	133
	DO-DE	-127	-19,4	0	-146	+22,5	-123,9	-54	-70	+4	-70	-594			
	%(R)	-90	-84	0	-67	+39	-45	-88	-53	+9	-83	-64			
SF	SF-DO	47	25	214	286	149	435	48	190	81	142	3861	25	20	146
	SF-DE	7	26	106	139	127	266	22	158	114	45	1943	29	25	159
	DO-DE	-40	+1	-108	-147	-22	-169	-26	-32	+33	-97	-1918			
	%(R)	-85	+4	-50	-51	-15	-39	-54	-16	+41	-68	-50			

Conclusion

En terme de concentrations, les barrages Beni-Haroun et Zit-Amba reçoivent les eaux des rivières hautement chargées en NH₄ et en PO₄, indicateur d'une pollution d'origine domestique. Ces barrages jouent le rôle d'épurateurs, réduisant à plus de 90% les teneurs de ces éléments. Inversement, le silicium est introduit aux barrages à de faibles teneurs mais y est éliminé à seulement 28-47%. Il s'y produit une élimination sélective puisque le rapport N/P augmente à la sortie des barrages, indiquant qu'il y a plus de rétention de phosphore que d'azote. A l'opposé, s'il ne change pas comme dans le barrage de Zit-Amba, le rapport Si/N augmente dans les deux autres barrages mais reste sensiblement du même ordre (8,5 à 11). Ceci traduit une rétention plutôt plus importante d'azote que de silicium. De même, le rapport Si/P augmente à la sortie de tous les barrages. S'ils retiennent les nutriments minéraux, les barrages libèrent en revanche des eaux très chargées en NOD et en

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

POD où la fraction du NOD augmente de 64 à 91% relativement aux eaux reçues en amont. La fraction du POD augmente de 103% à la sortie de Beni-Haroun mais elle reste relativement faible à Zit-Amba (20%) et à Zerdaza (5%).

En terme de flux, les rivières introduisent aux barrages d'importantes masses de NTD, de PTD et de SiO_4 mais elles y sont élimées dans une large mesure. Ces éléments se trouvent fortement réduits à la sortie des barrages. Cependant, si la production du POD au sein des barrages est bien évidente, celle du NOD y est moins prononcée. D'autre part, les rapports de Redfield y sont remarquablement modifiés ; tous les rapports augmentent sensiblement sauf dans le barrage Zerdaza qui semble fonctionner comme une rivière eu égard à sa faible lame d'eau, due à son envasement avancé.

Enfin, cette étude montre clairement que les barrages jouent un rôle crucial dans le cycle biogéochimique de la matière, en retenant les formes minérales, en produisant les formes organiques, en modifiant les rapports de Redfield, en réduisant leurs flux en direction de la mer. Ces modifications profondes devraient avoir de sérieuses répercussions sur la productivité et le fonctionnement des systèmes côtiers.

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

Références

- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Series*, 210: 223-253.
- David, M.B., Wall, L.G., Royer, T.V., Tank, J.L., 2006. Denitrification and the nitrogen budget of a reservoir in an agricultural landscape. *Ecol. Appl.*, 16: 2177-2190.
- Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., Philippon, X., 1999. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochemistry*, 47: 119-146.
- Harrison, J.A., Maranger, R.J., Alexander, R.B., Giblin, A.E., Jacinthe, P.A., Mayorga, E., Seitzinger, S.P., Sobota, D.J., Wollheim, W.M., 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 93: 143-157.
- Howarth, R.W., Marino, R., 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 364-376.
- Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A., Ittekkot, V., 2000. Silicon retention in river basins: far reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio*, 29: 45-50.
- Humborg, C., Pastuszak, M., Aigars, J., Siegmund, H., Morth, C.M., Ittekkot, V., 2006. Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment-significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*, 77: 265-281.
- Humborg, C., Rahm, L., Conley, D.J., Tamminen, T., Bodungen, V.o.n., 2008. Silicon and the Baltic Sea. Long-term Si decrease in the Baltic Sea-A conceivable ecological risk? *J. Mar. Syst.*, 73: 221-222.
- Kozelnic, P., Tomaszek, J.A., 2008. Dissolved silica retention and its impact on eutrophication in a complex of mountain reservoirs. *Water. Air. Soil. Pollut.*, 189: 189-198.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Boyer, E.W., Alexander, R.B., Billen, G., Howarth, R.W., Mayer, B., Van Breemen, N. 2002. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern USA. *Biogeochemistry*, 57: 199-237.
- Tomaszek, J.A., Kozelnic, P., 2003. A simple model of nitrogen retention in reservoirs. *Hydrobiologia.*, 504: 51-58.
- Triplett, L.D., Engstrom, D.R., Conley, D.J., Schellhaass, S.M., 2008. Silica fluxes and trapping in two contrasting natural impoundments of the upper Mississippi River. *Biogeochemistry*, 87: 217-230.

Chapitre III : Distribution et flux de N, P et Si en amont et à l'aval des barrages

Turner, R.E., Qureshi, N., Rabalais, N.N., Dortch, Q., Justic, D., Shaw, R.F., Cope, J., 1998. Fluctuating silicate: nitrate ratios and coastal plankton food webs. Proceedings of the National Academy of Science USA., 95: 13048-13051.

CHAPITRE IV

DISTRIBUTION ET FLUX DE N, P ET SI AUX EMBOUCHURES

Introduction

Le phosphore, l'azote et le silicium sont des sels nutritifs qui contrôlent la production et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Avant d'aboutir à la mer, les nutriments d'origine continentale, transitent par un continuum aquatique diversifié incluant zones humides, rivières, barrages, apports ponctuels anthropiques et aboutissent aux embouchures où se produisent d'intenses transformations biogéochimiques et physico-chimiques d'immobilisation, de rétention et d'échanges avec l'atmosphère (Billen and Garnier, 1997, 2007 ; Conley et al., 1993 ; Turner et al., 1998, pour ne citer que ces exemples). Il est admis en outre que la productivité des écosystèmes continentaux aquatiques est contrôlée par la disponibilité du P alors que les écosystèmes marins sont plutôt contrôlés par la disponibilité de N (Howarth and Marino, 2006). En revanche, les apports de rivières à la mer contribuent substantiellement à l'augmentation des apports de nutriments, provoque des enrichissements et de sévères situations d'eutrophisations côtières (Cloern, 2001 ; Conley et al., 2000 ; Nixon, 1995 ; Seitzinger et al. 2005).

En outre, les apports en N et P aux zones côtières ont plus que doublé à l'échelle mondiale (Meybeck, 1998) par suite des activités humaines introduisant d'importantes masses de fertilisants. A l'opposé, la tendance à la diminution du Si dans les systèmes aquatiques semble se généraliser comme le rapportent de nombreux travaux (Conley et al., 1993 ; Humborg et al., 1997 ; 2008 ; Rageneau et al., 2002). Humborg et al. (2000) soulignent le fait que ces modifications des apports en nutriments et de leurs compositions (rapports Si/N/P) auront des impacts considérables sur les écosystèmes côtiers. La diminution des teneurs de Si conjointe à l'augmentation de P et N, favorise donc le développement du phytoplancton non siliceux, ce qui conduit à une modification de la composition du phytoplancton qui affecte l'ensemble du réseau trophique marin (Egge and Aksnes, 1992 ; Humborg et al., 2000 ; Turner et al., 1998). Pourtant, Humborg et al. (2008) soulignent le fait qu'il n'y a pas encore de suivis sérieux de la tendance du Si sur de longues séries alors que

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

de nombreux travaux se sont consacrés aux changements des teneurs et des flux de N et P. En conséquence, des suivis réguliers et des plans d'aménagement doivent être engagés pour limiter les effets des déséquilibres des apports continentaux en nutriments en aval des bassins versants (Conley et al., 2009) et dans les zones côtières.

En Algérie, ces études manquent cruellement, peut être par 'effet de mode', les recherches se centrent sur des problématiques inappropriées aux besoins de connaissances en hydrologie marine et continentale. Ce chapitre qui traite des flux de N, P, Si et de transports solide en suspension (MES) et dissous (TDS) au littoral à travers les embouchures des trois rivières étudiées devrait répondre à trois questions fondamentales : (1) Quels sont les flux en nutriments transférés aux côtes adjacentes via les embouchures ?, (2) quel est l'impact des barrages sur les teneurs, la composition spécifique et les flux de ces nutriments ? et (3) quelle est l'importance des matières organiques dissoutes au sein des formes dissoutes totales, par ailleurs souvent oubliées dans les études biogéochimiques et les budgets de N, P et Si? En conséquence, ce chapitre expose d'abord dans le premier paragraphe la distribution de teneurs en N, P et Si aux embouchures des trois rivières objets d'études et tente dans le deuxième paragraphe d'approximer les flux en ces nutriments à la mer. On insiste sur les modifications des rapports de Redfield dans les eaux introduites au littoral et sur les flux spécifiques de nutriments pour les bassins versants considérés.

1. Distribution de N, P et Si aux embouchures

1.1. Embouchure du Kebir-Rhumel (KR-M)

Comme le montre la [figure 15](#), la teneur maximale de l'azote dissous à l'embouchure de KR a été observée en période humide (novembre à avril) où les valeurs de NID ont augmenté de 28% par rapport à la valeur moyenne de $33 \mu\text{M} \pm 5$ ([Tableau 7](#)), les teneurs de NID à la station KR-M varient entre 3,7 et $81 \mu\text{M}$. Toutefois, le PID et les SiO_4 n'ont montré aucune tendance claire. Au cours de l'année les teneurs en SiO_4 fluctuent entre 10 à $100 \mu\text{M}$ avec une moyenne de $65 \mu\text{M} \pm 5,5$,

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

ne montrant pas de rapport avec le cycle hydrologique et le débit de la rivière. La même tendance peut être observée pour les composés phosphorés dissous (Fig. 15). Les teneurs en PO_4 pendant la période d'étude sont comprises entre 0,1 à 7 μM avec une moyenne de 2 $\mu\text{M} \pm 0,4$ (Tableau 7). Les teneurs de NTD atteignent en moyenne 55 $\mu\text{M} \pm 6$ à l'embouchure KR (Fig. 15) où les teneurs fluctuent entre 11 et 109 μM . Le NOD représente 39% de l'azote total dissous, 32% sous forme de NO_3 et 26% sous forme de NH_4 . Les teneurs du PTD fluctuent au cours de l'année entre 1,4 à 45 μM avec une moyenne annuelle de l'ordre de 16 $\mu\text{M} \pm 2,6$. Le POD présente toujours la principale composante du PTD formant 78% (12 $\mu\text{M} \pm 2,6$) et la fraction KR le rapport de PO_4 ne dépasse pas 13% (2 $\mu\text{M} \pm 0,3$). A l'embouchure les rapports molaires NTD/PTD est d'environ 7, NO_3/PO_4 atteint 32 et NID/PO_4 est très élevée, de l'ordre de 51. Dans la plupart des cas, NID/PO_4 s'écarte de la valeur de Redfield : 50% des cas supérieurs à 17 et 21% des cas inférieurs à 4. Les teneurs de SiO_4 n'excèdent pas en moyenne 64 μM . Ici le rapport Si/NID augmente à 3,7 et Si/PID est d'environ 42 (Tableau 7).

Tableau 7 : concentrations moyennes des nutriments (μM) à l'embouchure de Kebir-Rhumel durant la période mars 2010-février 2011.

	TDN	DIN	NOD	NH_4	NO_3	NO_2	PTD	PID	POD	PO_4	SiO_4	N/P	Si/N	Si/P
KR-M	54	33	21	14	17	2	16	4	12	2	65	51	3.7	53
	± 6	± 5	$\pm 4,3$	$\pm 3,4$	$\pm 2,9$	$\pm 0,3$	$\pm 2,6$	$\pm 0,4$	$\pm 2,6$	$\pm 0,4$	$\pm 5,5$			

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

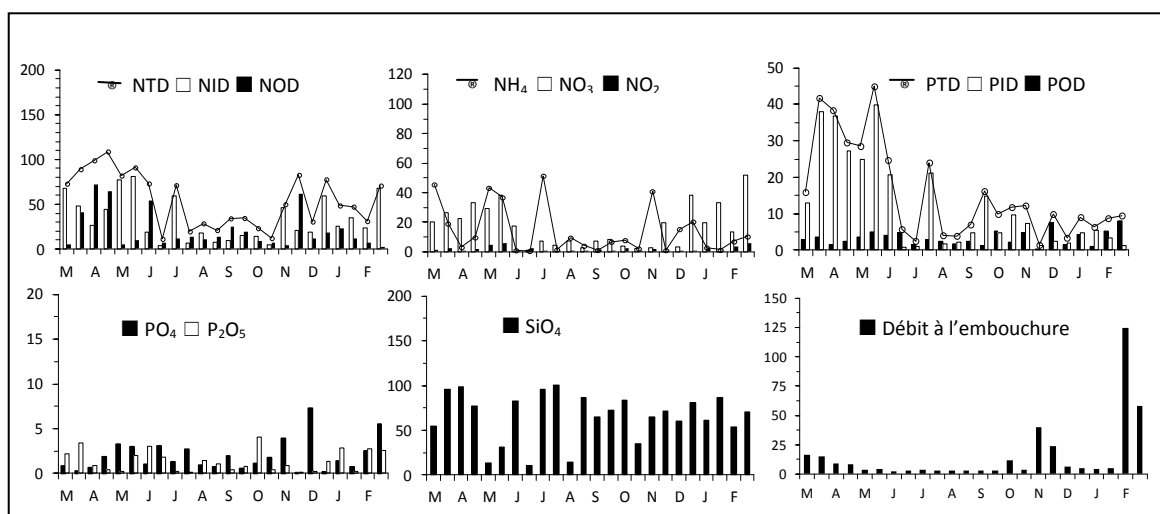


Figure 15 : variations des teneurs en nutriments (μM) durant la période mars 2010-février 2011 à l'embouchure de bassin Kebir-Rhumel.

1.2. Embouchure du Kebir Ouest (KW-M)

Les formes d'azote dissous à l'embouchure de KW suivent des variations saisonnières claires atteignant des valeurs élevées en période humide et de plus faibles teneurs depuis la fin du printemps jusqu'au début de l'automne (Fig. 16). Contrairement le P et les SiO_4 ne montrent aucune tendance saisonnière claire. Par rapport aux valeurs moyennes annuelles, le NID et les ions NO_3 ont diminué de 60%, les ions NH_4 et le NOD ont aussi diminué de 30% pendant la saison sèche. Les fortes teneurs des composés azotés en période humide semblent être liées, dans une certaine mesure, aux dépôts atmosphériques eu égard à leur cycle gazeux à la différence de P et Si qui sont liés au cycle des sédiments locaux (Fig. 16).

A l'embouchure de KW, les teneurs de NTD au cours de période d'étude sont comprises entre 14 à 184 μM avec une moyenne de $57 \mu\text{M} \pm 8$. La fraction organique forme seulement 31%, 40% pour NO_3 et NH_4 représente 16% (Tableau 8). Au sein du phosphore total dissous, la forme organique domine avec une portion de 67% tout le temps où la valeur moyenne annuelle est de $9.4 \mu\text{M} \pm 2,3$. Le PO_4 ne représente que 24%. Les concentrations de silicium dans la station embouchure fluctuent entre 28 à 143 μM avec une valeur moyenne de $77 \mu\text{M} \pm 6$. Les eaux provenant de la sortie de

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

KW ont été fortement perturbée en termes de rapports de Redfield que NID/PO₄ et Si/PO₄ augmenté respectivement de 20 et 41 (Tableau 8). Même si le rapport Si/NID était en moyenne d'environ 4, il était toutefois inférieur à 2 pour 42% des échantillons. Comme pour les autres rivières, le NTD suit des variations saisonnières claires à l'embouchure de SF (Fig. 16), les teneurs sont importantes dans la période humide et de faibles valeurs dans la période sèche, qui s'étend de la fin du printemps au début de l'automne. Durant la période pluvieuse, les concentrations NID, NO₃ et NH₄ ont augmenté de 55% par rapport à la valeur moyenne annuelle. La même tendance peut être observée pour les ions SiO₄ où les teneurs ont augmenté de 23%. Il n'y avait pas de tendance saisonnière apparente dans les formes de phosphore, à l'exception des concentrations du POD qui ont augmenté de 20% (Fig. 16) par rapport à la valeur moyenne annuelle (Tableau 8).

Tableau 8 : concentrations moyennes des nutriments (µM) à l'embouchure de Kebir Ouest durant la période mars 2010-février 2011.

	TDN	DIN	NOD	NH ₄	NO ₃	NO ₂	PTD	PID	POD	PO ₄	SiO ₄	N/P	Si/N	Si/P
KW-M	57	39	18	9	23	7	15	5	10	4	77	20	4	41
	±8	±6	±3,1	±2	±5,3	±1,2	±2	±0,7	±2,3	±0,6	±6,2			

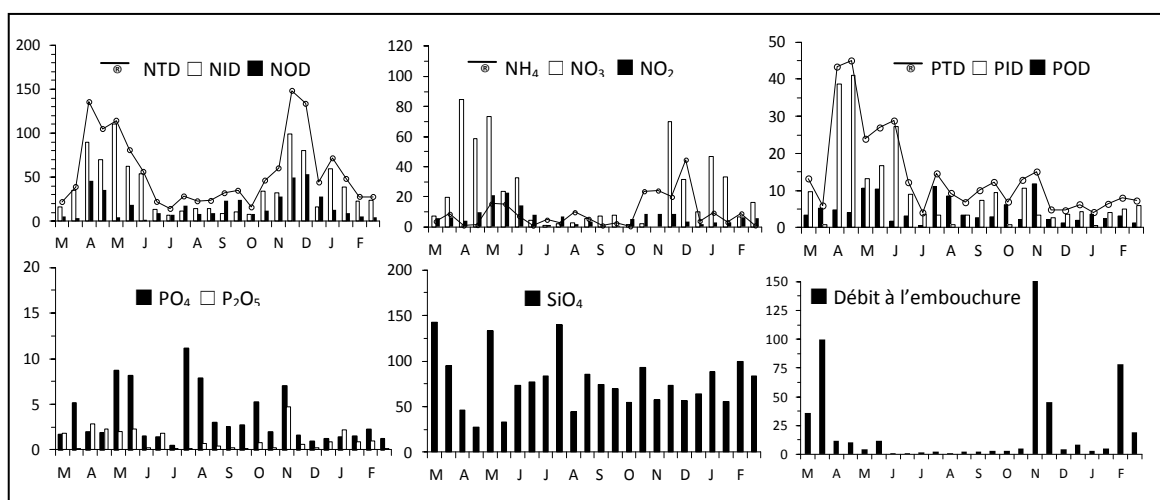


Figure 16 : variations des teneurs en nutriments (µM) durant la période mars 2010-février 2011 à l'embouchure de bassin Kebir Ouest.

1.3. Embouchure du Saf-Saf (SF-M)

A l'embouchure de la rivière SF-M, les concentrations de NTD varient entre 18 et 181 μM avec une moyenne annuelle de 65 μM (Fig. 17). Le NID représente une fraction majoritaire de 68%, l' NH_4 en représente 40% et les NO_3 20%. Les eaux transitant l'embouchure de SF sont appauvries en NOD où les valeurs moyennes ne dépassent pas 15 μM par rapport aux autres bassins versants. En terme de PTD, les teneurs varient entre 4 et 24 μM avec une moyenne de 12 μM . Au sein du PTD, le POD représente 38% et les PO_4 représentent 46%. L'autre particularité des eaux de l'embouchure de SF est la concentration élevée de PO_4 (5,4 μM) par rapport aux autres rivières. S'agissant des rapports de Redfield (Tableau 9), les rapports connexes sont les suivants: $\text{NTD}/\text{PTD} = 5,4$; $\text{NO}_3/\text{PO}_4 = 3$; $\text{NOD}/\text{POD} = 5$ et $\text{NID}/\text{PO}_4 = 13$; $\text{NID}/\text{PID} = 8,7$. Les teneurs en SiO_4 fluctuent entre 17 et 154 μM avec une moyenne de 94 μM .

Tableau 9 : concentrations moyennes des nutriments (μM) à l'embouchure de Saf-Saf durant la période mai 2010-avril 2011.

	TDN	DIN	NOD	NH_4	NO_3	NO_2	PTD	PID	POD	PO_4	SiO_4	N/P	Si/N	Si/P
SF-M	59	44	15	26	12	6	12	8	4	6	96	13	5	35
	± 20	± 9	± 2	$\pm 6,1$	± 3	$\pm 1,3$	$\pm 1,5$	$\pm 1,4$	$\pm 0,7$	$\pm 1,1$	$\pm 10,7$			

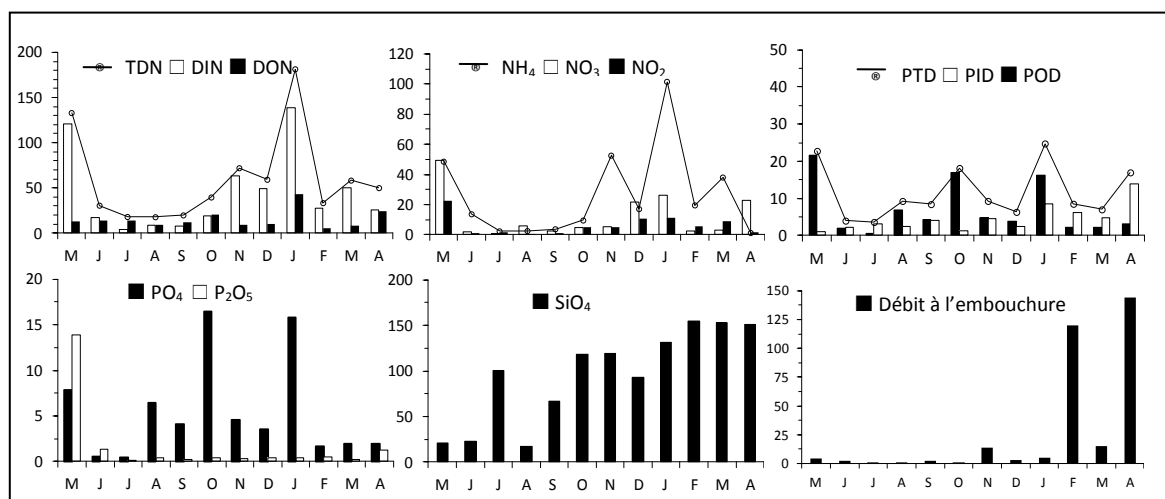


Figure 17 : variations des teneurs en nutriments (μM) durant la période mai 2010-avril 2011 à l'embouchure de bassin Saf-Saf.

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

On observe une fluctuation saisonnière claire à l'exception de la valeur de juillet. Le rapport Si/NID atteint en moyenne 5 et Si/PID est d'environ 40 indiquant la dominance de N par rapport à SiO₄ (Fig. 17).

2. Flux des nutriments aux stations aux embouchures

Les flux spécifiques de nutriments aux embouchures des rivières étudiées sont présentés dans le [tableau 10](#). Les valeurs les plus élevées des flux s'observent aux embouchures des rivières KW et SF. Les flux de NTD dans l'ensemble des rivières fluctuent entre 353 et 628 t/an. Le NID représente la fraction majoritaire de l'azote total dissous (66-87%) par opposition aux valeurs exprimées en terme de concentration. La fraction de NH₄ varie entre 26 et 40%, NO₃ entre 27 et 38%. Egalement, la fraction du NOD fluctue dans une faible fourchette : 13 et 24% en terme de flux correspondant à 53 et 212 t/an ([Tableau 10](#)). En terme de flux spécifique, le plus grand bassin qui est celui du KR, entraîne de faibles masses en NTD par rapport aux petits bassins versants SF et KW où les flux spécifiques s'élèvent de 44 et 338 t/km²/an respectivement. En terme de NH₄ la rivière de SF décharge des flux importants par rapport aux autres rivières ([Tableau 10](#)). La rivière KW paraît la principale source d'apport de P et de N. La masse en PTD entraînée à l'embouchure de KW est très importante par rapport aux apports de KR et SF où les flux fluctuent seulement entre 158 et 280 t/an avec un flux spécifique variant entre 22 et 172 t/km²/an. L'embouchure de KW décharge d'importantes quantités de PO₄ (110 t/an), contrairement aux apports de KR ne dépassant pas 40 t/an avec un flux spécifique de 6 t/km²/an. La même tendance a été observée pour les SiO₄ où ses flux à l'embouchure des rivières sont très variables : 901 à 3 368 t/an. En terme de flux spécifique de SiO₄, l'altération des bassins se fait à raison de 111 à 2 694 kg/km²/an ([Tableau 10](#)) selon le bassin. L'altération spécifique en SiO₄ est très forte dans le bassin du Saf-Saf atteignant 2 694 kg/km²/an. Aux embouchures, par suite d'apports supplémentaires issus des activités humaines dans le bas des bassins, tous les rapports de Redfield ont été ainsi modifiés, relativement aux valeurs d'aval

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

barrages. On constate une diminution du rapport N/P et une augmentation des rapports Si/N et Si/P. L'impact des rejets anthropique se traduit ici par l'augmentation de P par rapport aux masses de N introduites dans le milieu marin. La zone côtière recevra par conséquent des eaux altérées principalement en termes de rapport de Redfield N/P et Si/P. De même, le rapport Si/N s'écarte dans 70 % des échantillons du Rapport de Redfield, même s'il paraît en moyenne équilibré.

Tableau 10 : flux (F en t/an) et flux spécifique (Fs en kg/km²/an) des nutriments aux embouchures KR-M, KW-M et SF-M pour la période mars 2010-février 2011.

		NH ₄	NO ₂	NO ₃	NID	NOD	NTD	PO ₄	P ₂ O ₅	PID	POD	PTD	SiO ₄	Si/N	N/P	Si/P
KR-M	F	95	19	136	251	102	353	40	30	70	112	180	901	8	29	75
	F _s	12	17	2	31	13	44	6	4	10	14	22	111			
KW-M	F	162	82	172	416	212	628	110	56	166	124	290	2122	9	20	76
	F _s	85	92	45	222	112	331	58	29	88	65	152	1117			
SF-M	F	170	48	152	370	53	423	60	12	72	86	158	3368	34	9	63
	F _s	136	122	38	296	42	338	48	10	58	67	172	2694			

Conclusion

Les eaux des bassins des rivières aboutissant aux embouchures et introduites ensuite au littoral récepteur respectif paraissent différemment chargées en nutriments. L'embouchure de SF entraîne à la mer des eaux fortement enrichies en NH₄ et en PO₄ et dans une moindre mesure celle de KW. Si les teneurs en NTD sont comparables dans l'ensemble des embouchures, les fractions NID et NOD et NH₄ diffèrent cependant sensiblement. Dans les eaux du KR le NOD domine alors que dans celles de KW et SF, la fraction NID y est prépondérante. Il en est de même pour la composition en PID et en POD de ces mêmes eaux d'embouchures. Très généralement, les teneurs en SiO₄ restent faibles (55 à 96 µM) et sont bien inférieures aux valeurs mondiales se situant autour de 150 µM. Ceci est indéniablement le fait de la rétention des barrages en plus des effets des érosions et de la désalinisation des sols déjà démontrées plus antérieurement. D'autre part, les eaux déchargées à la mer paraissent également altérées en termes de rapports N/P et Si/P. En terme de flux, les embouchures de KW et SF paraissent plus chargées en

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

SiO₄, P et N avec des flux spécifiques pour le SiO₄ de 1,11 et 2,7 t/km²/an respectivement. Il est clair que le grand barrage de Beni-Haroun aura remarquablement réduit les flux de l'ensemble des nutriments minéraux en direction de la mer. Il apparaît aussi que les formes organiques dissoutes (NOD et POD) constituent une proportion importante au sein des flux des pools dissous introduits à la mer. On y compte en effet 30 et 33% de NOD dans les masses transférées respectivement par KR et KW à la mer. La fraction du POD est encore plus importante constituant entre 43 à 62 % du flux total dissous phosphoré. Ici encore l'effet barrage se traduit par une hausse des formes organiques des nutriments.

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

Références

- Billen, G., Garnier J., 1997. The Phison River plume: Coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquat. Microbial. Ecol.*, 13: 3-17.
- Billen, G., Garnier, J., 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Mar. Chem.*, 106: 148-160.
- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210: 223-253.
- Conley, D.J., Schelske, C.L., Stoermer, E.F. 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 101: 179-192.
- Conley, D.J., 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, 410: 87-96.
- Conley, D. J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., Likens, G.E., 2009. Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus, *Science*, 323, 1014-1015, doi:10.1126/science.1167755.
- Egge, J.K. and Aksnes, D.L., 1992. Silicate as a regulating nutrient in Phytoplankton competition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 83: 281-289.
- Howarth, R.W., Marino, R., 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 364-376.
- Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A., von Bodungen, B., 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386: 385-388.
- Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A., V. Ittekkot, V., 2000. Silica retention in river basins: farreaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs. *Ambio*, 29: 45-50.
- Humborg, C., Smedberg, E., Medina, M. R., and Mörth, C.,M., 2008. Changes in dissolved silicate loads to the Baltic Sea-The effects of lakes and reservoirs, *J. Marine Syst.*, 73(3-4): 223-235.
- Meybeck, M., 1998. The IGBP water group: a response to a growing global concern. *Global Change Newsletters*, 36: 8-12.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- Ragueneau, O., Lancelot, C., Egorov, V., Vervlimmeren, J., Cociasu, A., Déliat, G., Krastev, A., Daoud, N., Rousseau, V., Popovitchev, V., Brion, N., Popa, P., Cauwet, G., 2002. Biogeochemical transformations of inorganic nutrients in the mixing zone between the Danube River and the northwestern Black Sea. *Estuar., Coast. Shelf S.*, 54(3): 321-336.

Chapitre IV : Distribution et flux de N, P et Si aux embouchures

Turner, R.E., Qureshi, N., Rabalais, N.N., Dortch, Q., Justic, D., Shaw, R.F., Cope, J., 1998. Fluctuating silicate: nitrate ratios and coastal plankton food webs. *Proceedings of the National Academy of Science USA.*, 95: 13048-13051.

Seitzinger, S.P., Harrison, J.A., Dumont, E., Beusen, A.H.W., Bouwman, A.F., 2005. Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global. Biogeochim. Cy.*, 19: GB4S01, doi: 10.1029/2005GB002606.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Discussion et conclusion générales

Discussion générale

Ce travail vise principalement à estimer le transfert de N, P et Si des bassins de rivières Kebir-Rhumel, Kebir Ouest et Saf-Saf aux eaux côtières et déterminer les effets des barrages sur les transformations biogéochimiques de ces éléments nutritifs depuis l'amont des barrages jusqu'aux embouchures. Dans le continuum aquatique du système rivière, à partir de leurs intrusions dans les barrages jusqu'aux embouchures, tous les éléments nutritifs minéraux et organiques subissent d'importantes transformations biogéochimiques. Avant d'aboutir aux barrages (à l'entrée), les eaux de KR et de KW paraissent fortement chargées en NID et en PID mais bien moins concentrées à SF. A la sortie des barrages, les teneurs se réduisent sensiblement mais se rechargent de nouveau lors de leur transit vers la mer, depuis les avals des barrages, par suite d'apports anthropiques. Dans les eaux des rivières étudiées les SiO_4 semblent naturellement faiblement chargées (moyennes mondiale $150 \mu\text{M}$, [Tréguer et al., 1995](#)) avant même de se déverser dans les barrages. En amont des barrages, les teneurs en SiO_4 ne sont que d'ordre de $90\text{-}100 \mu\text{M}$ et baissent jusqu'à $55\text{-}90 \mu\text{M}$ aux embouchures. Pareillement aux fluctuations de NID et PID, les teneurs en SiO_4 chutent sensiblement en transitant par les barrages de KR et de KW mais se concentrent quelque peu de nouveau lorsqu'ils aboutissent aux embouchures par suite d'apports supplémentaires des ruisseaux dans le bas des bassins.

Il apparaît que les barrages agissent comme de véritables usines biogéochimiques, en transformant les nutriments inorganiques reçus (NID et PID) en nutriments organiques dissous (POD et NOD). Ces nutriments organiques sont le fait essentiellement de l'activité métabolique d'organismes planctoniques (déchets métaboliques, lyses de microorganismes, décomposition de matières organiques, [Le Gal, 1989](#)). Le rôle des barrages semble crucial dans les transformations biogéochimiques des éléments nutritifs. Ces effets sont largement exprimés par :

- (i) la rétention des nutriments inorganiques dissous ;
- (ii) la production des matières organiques dissoutes ;

Discussion et conclusion générales

- (iii) la modification de l'équilibre des rapports de Redfield (N/P/Si) ;
- (iv) l'oxydation de NH_4 en NO_3 (nitrification) ;
- (v) la modification des cycles biogéochimiques de N, P et Si ;
- (vi) la limitation des flux à la mer de N, P et Si ;
- (vii) la rétention de sels et de sédiments provenant des hauts des bassins.

En terme de concentrations, les nutriments inorganiques sont en grande partie retenus dans les barrages à des taux de rétention variant entre 65 et 97% pour le NH_4 et 38 à 93% pour les PO_4 . En terme de flux, ces taux de rétention augmentent d'avantage dans les barrages Beni-Haroun et Zit Amba mais restent plus faibles dans le barrage Zerdaza en raison peut-être de son temps de séjour permettant un renouvellement rapide de l'eau. Ce barrage s'envase en effet à raison de 1% de son volume chaque année et peut être abandonné en quelques années (Remini, 2010). Il est vrai que certains barrages ont des durées de vie limitées en raison de leur rapidité d'envasement et de détérioration de leurs matériaux, ce qui rend leurs restaurations coûteuses (Leroy Poff and Hart, 2002). Ils doivent être abandonnés ou éliminés mais les techniques d'élimination constituent en elles même une science qui commence à se développer depuis deux décennies (Leroy Poff and Hart, 2002).

Les masses de SiO_4 entrant aux barrages sont retenues à des proportions variant entre 50% à Zerdaza, 64% à Zit-Amba et 67% à Beni-Haroun. Ces piégeages sont bien inférieurs à ceux de NID (51 à 93%) et de PID (68 à 97%). Il est important de souligner par ailleurs que ces taux de rétentions sont remarquablement comparables en terme des concentrations avec ceux d'un barrage sous climat méditerranéen semi-aride en Australie (Cook et al., 2010), où les PO_4 ont été retenues à 77%, les NO_3 à 92% et le SiO_4 à 39%. Dans les réservoirs tempérés de la Marne, la Seine et de l'Aube, (Garnier et al., 1999), il est observé de faibles rétentions de NO_3 (40%) mais des taux plus élevés pour le SiO_4 (50%) et 60% pour les PO_4 . Dans un autre réservoir tempéré d'Iron Gate I construit sur le Rhin, Humborg et al. (2000) rapportent que plus de 80% de la réduction du Si est liée à la rétention dans ce grand réservoir d'Europe.

Discussion et conclusion générales

D'un autre point de vue, bien que l'importance écologique du NOD dans les systèmes aquatiques n'est pas à démontrer (Mortazavi et al., 2001 ; Paerl et al., 1998 ; Seitzinger et Sanders, 1997 ; Wieigner et al., 2006), les informations sur sa distribution du NOD dans les barrages est pratiquement inexistante. Si l'on s'inquiète davantage pour l'impact des barrages sur les modifications du cycle des nutriments inorganiques (Conley et al., 2000 ; Cook et al., 2010 ; Hambourg et al., 2000 ; Thieu et al., 2009), il est surprenant de pouvoir noter qu'aucune attention n'a été accordée aux matières organiques dissoutes des barrages. Les résultats obtenus montrent clairement que les barrages produisent d'importantes masses de NOD et de POD, quantités qui devraient être considérées dans les budgets des éléments nutritifs. En fait, les nutriments inorganiques retenus auraient servi à induire des productions équivalentes en NOD et en POD dans les barrages de KR et de KW. Cependant, le barrage SF semble fonctionner différemment en ce sens qu'il consomme plutôt 15% du flux du NOD reçu. Il est important d'autre part de souligner les fortes valeurs du POD enregistrées dans cette étude comparées à celles des eaux continentales qui généralement fluctuent autour de 0,5 μM . Cependant, Prasad et al. (2008) ont enregistré dans les mangroves en régime post-mousson et en été, des valeurs comparables de l'ordre 6 μM .

L'autre rôle négatif des barrages serait la modification des rapports de Redfield. A l'aval des barrages, les valeurs des rapports de Redfield augmentent fortement, s'écartant ainsi des valeurs d'équilibre ($\text{Si/N/P} = 20/16/1$). Le rapport NID/PO_4 se situant entre 9 à 19 en amont des barrages passe à l'aval à 31 et 95 respectivement. En revanche, le rapport Si/NID augmente à la sorties des barrages avec des valeurs élevées (>8) indiquant la rétention importante de N par rapport à Si.

Outre ces changements biogéochimiques, l'effet des barrages est également traduit par l'oxydation de NH_4 en NO_3 . La rétention importante de NH_4 dans les barrages parallèle à la faible rétention de NO_3 (relativement à NH_4), suggère fortement qu'il y a eu une nitrification. En effet, à l'aval des barrages, la fraction des NO_3 augmente au sein du NID, ce qui peut être considéré comme un rôle positif des

Discussion et conclusion générales

barrages. Aux embouchures, l'augmentation du NID et du PID peut être principalement liée aux activités agricoles intensives s'étendant dans le vaste bassin maritime de la rivière SF. Malgré les grandes pertes d'éléments nutritifs inorganiques dans les barrages, il y a des apports supplémentaires importants après les barrages, jusqu'embouchures. A titre indicatif, les intrusions à l'aval des barrages en NID augmentent de 38% dans le KW, 70% dans la SF et celles du PID ont augmenté de 50-75%. Contrairement à N et P, provenant surtout des apports anthropiques, SiO_4 issus de l'altération des roches et de l'érosion des sédiments, les flux reçus aux embouchures, augmentent seulement de 15 à 30% par rapport aux masses évacuées par les barrages. D'autre part, les grandes masses de matières organiques dissoutes (NOD et POD) libérées par les barrages sont en grande partie consommées en aval, le long de leur progression vers les eaux côtières. Cette élimination peut être expliquée par la consommation bactérienne ([Purvina et al., 2010](#) ; [Weigner et al., 2006](#) ; [Wolfe et al., 1999](#)).

En terme de flux spécifique, les petits bassins versants de KW et SF libèrent de grandes quantités de PO_4 (48 à 58 kg P- $\text{PO}_4/\text{km}^2/\text{an}$) à la mer par rapport au grand bassin versant de KR recelant le plus grand barrage d'Algérie. Ces flux peuvent être considérés parmi le plus importants des rivières méditerranéennes (voir par exemple [Ludwig et al., 2009](#)). En raison encore de la forte rétention dans les barrages, les flux spécifiques du NID sont considérés comme faibles dans tous les bassins versants étudiés variant selon le bassin entre 30 et 300 kg N/ km^2/an . En effet, 70% des grandes rivières méditerranéennes ([Ludwig et al., 2009](#) ; [Meybeck et al., 2007](#)) ont des flux spécifiques supérieurs aux valeurs rencontrées dans les bassins de la présente étude. D'autre part, les grandes quantités de NOD introduites au littoral (jusqu'à 212 t/an), souvent omises dans le pool de l'azote total dissous, suggèrent que cet élément peut contribuer sensiblement à l'eutrophisation marine, comme l'avait déjà remarquée [Seitzinger and Sanders \(1997\)](#).

Pour décrire au mieux les correspondances, les co-variations et le comportement des formes minérales et organiques des nutriments dans le continuum aquatiques des

Discussion et conclusion générales

systèmes rivières, une analyse des correspondances (AC) a été appliquée sur une matrice comprenant en lignes (observations) les 9 stations d'études et en colonnes (variables) les 11 nutriments (voir chapitre II, paragraphe 4). Le plan factoriel (F1 x F2) apporte 91% de l'inertie (de l'information) dont le facteur F1 en explique 62,5% et F2 contribue à 28,5%. Il apparaît que le facteur 1 de l'analyse de correspondance (Fig. 16), peut indiquer un gradient d'enrichissement des bassins versants opposant l'azote et le phosphore d'origine anthropique (NID, NH_4 et PO_4) aux SiO_4 résultant de l'érosion naturelle des sols. Ce facteur est principalement formé par les variables SiO_4 , NH_4 , NID et PO_4 et les stations amont barrages (KR-DO, SF-DO et KW-DO), comme cela apparaît sur le tableau 11. Le facteur 2 semble représenter les effets des barrages qui reçoivent et transforment les nutriments inorganiques en matières organiques dissoutes plus élaborées. Il est principalement expliqué par les variables NOD, POD et NH_4 et les stations d'aval barrages (KR-DE, SF-DE et KW-DE) (Tableau 11). Ces associations sont bien identifiées sur le plan factoriel F1 x F2 (Fig. 18) et confortent les interprétations ultérieures, appuyées sur les données brutes de la matrice de départ.

Sur un autre plan biogéochimique, les eaux déchargées à la mer se caractérisent par des rapports DIN/PO_4 et Si/PO_4 souvent supérieurs aux valeurs de Redfield, ce qui suggère que P peut être le facteur limitant pour la croissance du phytoplancton. L'intensification des pratiques agricoles conjointement à la réduction récente des phosphates dans les lessives ont contribué à augmenter considérablement le rapport N/P. Par conséquent, la production du phytoplancton marin côtier serait principalement contrôlée par P. En outre, dans plus de 30% des cas, le rapport Si/NID est en dessous des exigences de diatomées (Redfield et al., 1963), ce qui implique que N est offert en excès par rapport à Si ($\text{Si}/\text{N} < 1$). A l'échelle des rivières mondiales, la baisse du rapport Si/N devient problématique comme le rapportent de nombreux travaux (Bernard et al., 2010 ; Humborg et al., 2008 ; Ragueneau et al., 2006).

Dans un autre contexte biogéochimiques, il est admis que les MES constituent une composante centrale dans le cycle des nutriments (Meybeck, 1982). Or, les barrages

Discussion et conclusion générales

étudiés jouent indéniablement le rôle de pièges à MES retenant 70 à 90% des masses reçues en amont correspondant à 20 000 à 165 000 t/an.

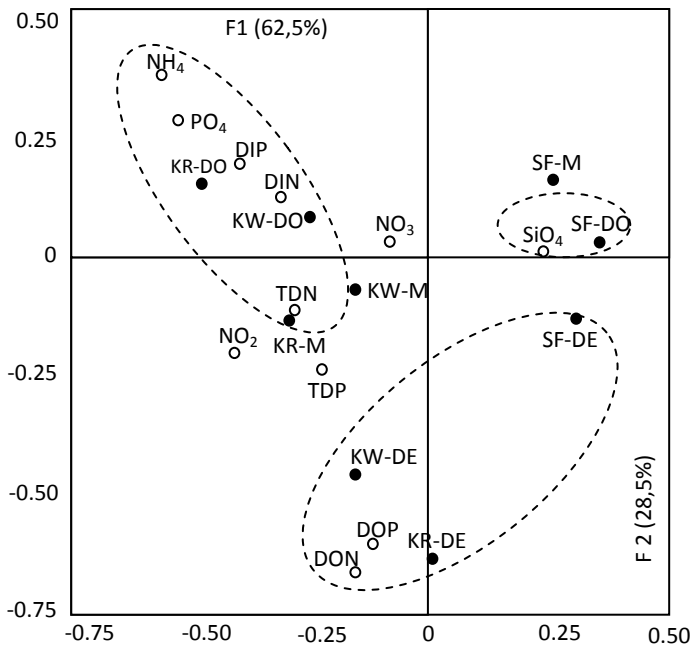


Figure 18 : projection dans le plan factoriel F1 x F2 des variables (nutriments ○ : NH₄, NO₂, NO₃, DIN, NOD, TDN, PO₄, DIP, POD, PTD, SiO₄) et des observations (stations ● : KR-DO, KW-DO, SF-DO, KR-DE, KW-DE, SF-DE, KR-M, KW-M, SF-M) de l'analyse factorielle des correspondances.

Tableau 11 : contributions à la formation des axes F1 et F2 des variables et des observations dans le plan factoriel F1 x F2 et qualité de représentation des observations lors de leurs projections sur les axes F1 et F2. CI-F1/CI-F2 : contribution (%) à l'inertie du facteur F1/F2 ; qr-F1 : qualité de représentation sur F1 des observations (O) sur l'axe F1 mesurée par le cosinus carré de l'angle que fait O sur F1 lors de la projection).

	CI-F1	CI-F2	qr-F1
NH ₄	27	8	0,95
NO ₂	3,1	2,5	0,56
NO ₃	1,5	0	0,20
DIN	22,8	1,7	0,98
NOD	0,6	59,1	0,98
TDN	7,3	0,9	0,92
PO ₄	4,9	5,6	0,97
PID	0,2	17,7	0,89
POD	6	0,7	0,82
TDP	26,6	3,8	0,99
SiO ₄	26,6	3,8	0,99
KR-DO	7,3	2,4	0,68
KW-DO	40	4,2	0,98
SF-DO	0,7	52,3	0,90
KR-DE	4,6	1,9	0,90
KW-DE	7,8	2,3	0,83
SF-DE	0,5	14,8	0,75
KR-M	6,2	16,4	0,89
KW-M	22,1	3,3	0,95
SF-M	10,5	2,3	0,97

De fait, ces matières particulières modifient le cycle des nutriments à l'échelle du bassin, de part l'envasement qu'elles occasionnent aux barrages. Le transfert à la mer de sédiments en suspension est de l'ordre de 40 000 à 500 000 t/an selon le bassin, ce qui représente un taux d'érosion variant entre 64 t/km²/an pour le bassin KR, 374 t/km²/an pour le bassin KW et 192 t/km²/an. Ces taux sont largement supérieurs à la moyenne méditerranéenne (60t/km²/an, [Meybeck et al., 2007](#)). Ceci suppose que les sols des bassins subissent de fortes altérations, perdants leurs équilibres et leurs fertilités. En effet, l'équilibre entre morphogénèse et pédogénèse est rompu lorsqu'il y a une perte des terres à raison de 1 à 12 t/km²/an ([PNUE/PB, 2003](#)). On comprend ainsi que ce taux est largement dépassé pour l'ensemble des bassins étudiés. Dans le même contexte, les eaux des barrages se salinisent (en terme de TDS) annuellement à raison de 500 à 10 000 tonnes cependant que les eaux marines reçoivent entre

Discussion et conclusion générales

12 000 et 70 000 tonnes de sels d'origine continentale. Les sols des bassins subissent là encore un autre aspect d'altération sous forme de perte de sels à un taux variant entre 9 et 40 t/km²/an. En revanche, même avec ce taux d'altération, les sols restent salinisés, puisque les eaux qui les drainent, en particulier dans le bas des bassins, ont des TDS de l'ordre de 900-1000 mg l⁻¹, alors que la moyenne mondiale est de l'ordre de 220 mg l⁻¹ (Meybeck, 1976). La salinisation à la fois des barrages et des sols des bassins est non seulement due au climat semi-aride régnant le haut des bassins (soumis à une forte évaporation), mais aussi aux rejets d'eaux usées domestiques brutes et aux apports en engrais chimiques d'origine agricole.

On considère ainsi que l'ensemble des bassins sont fortement anthropisés à plusieurs titres : fortes teneurs en NH₄, PO₄, réduction des teneurs en SiO₄, déséquilibre des rapports Si/N/P, faibles débits à l'aval des barrages, fortes érosions des sols, salinisation des barrages et des sols des bassins versants, faibles apports en nutriments à la mer. L'ère anthropocène, au sens de Meybeck, s'exprime ainsi fortement dans les bassins côtiers de l'Est algérien.

Enfin, ce travail souffre indéniablement du manque de données sur les formes particulières des nutriments étudiés en particulier pour le phosphore (qui domine souvent la fraction dissoute) et dans une moindre mesure, pour le silicium biogénique. Aussi les débits instantanés relevés seulement 2 fois par mois, peuvent ne pas refléter la réalité des écoulements (en particulier pour les embouchures qui deviennent à partir d'avril des estuaires où l'eau salée est mélangée avec l'eau douce) et représentent donc une simple approximation. Les études complémentaires actuellement en cours sur les mêmes sites, tiendront le plus grand compte des formes particulières de l'azote, du silicium (silicium biogénique), du phosphore et du carbone. De plus, les apports atmosphériques par les eaux de pluies de ces mêmes éléments sont actuellement également suivis. Ces données complémentaires devront en particulier refléter les effets des barrages et les interactions atmosphère-continent-mer.

Discussion et conclusion générales

Conclusion générale

Les principales caractéristiques des rivières étudiées se traduisent par les teneurs élevées en NH_4 et en PO_4 contrairement aux SiO_4 déjà réduits naturellement à l'amont des barrages en plus de leur large élimination à leur niveau. On considère que les eaux des bassins étudiés, sont en revanche faiblement chargées en SiO_4 , particulièrement aux embouchures des rivières. L'autre particularité est que les barrages sont fortement pollués par les rejets directs d'eaux usées domestiques provenant des grandes villes et des villages contigus. Les rivières se déversant dans les barrages Rhumel et Kebir Ouest, sont particulièrement fortement polluées par les apports de NH_4 et de PO_4 . L'ensemble des nutriments minéraux dissous subit d'importantes rétentions dans les barrages, dépassant constamment 50% du flux reçu à l'amont. L'azote et le phosphore inorganiques sont particulièrement retenus à des taux allant jusqu'à 98% pour N et 93% pour P. En raison des piégeages de nutriments dans les barrages, les flux à la mer se trouvent sensiblement réduits, restant de l'ordre de quelques centaines de tonnes par an pour l'azote minéral et quelques milliers pour le silicium.

Les eaux de rivières interceptées et stockées dans les barrages ont sensiblement réduit leur débit à l'aval des barrages de 30 à 60%. De même, les barrages jouent le rôle de pièges à sédiments retenant 70 à 90% des masses reçues en amont. Les rivières transportent d'importantes masses de sédiments en suspension correspondant à un taux d'érosion des bassins versants variant entre 64 et 374 $\text{t}/\text{km}^2/\text{an}$ selon le bassin. Ces valeurs se situent au-delà de la moyenne méditerranéenne (60 $\text{t}/\text{km}^2/\text{an}$). Si les eaux des barrages se salinisent annuellement à raison de 500 à 10 000 tonnes, les eaux marines reçoivent en revanche 12 000 à 70 000 t/an de TDS correspondant à une perte de sels des sols des bassins allant jusqu'à 40 $\text{t}/\text{km}^2/\text{an}$. D'un autre point de vue biogéochimique, les barrages se sont révélés comme de véritables producteurs de matières organiques dissoutes, ce qui laisse à penser que ces réservoirs devraient jouer un rôle crucial dans les modifications des cycles biogéochimiques des nutriments. Enfin, ces conditions hydrologiques et

Discussion et conclusion générales

biogéochimiques devraient avoir de sévères impacts sur le système rivière et sur le fonctionnement et la production du littoral récepteur.

Références

- Bernard, C.Y., Dürr, H.H., Heinze, C., Segschneider, J., Maier-Reimer, E., 2010. Contribution of riverine nutrients to the silicon biogeochemistry of the global ocean—a model study. *Biogeosci. Discuss*, 7: 4919-4951, <http://dx.doi.org/10.5194/bgd-7-4919-2010>.
- Conley, D.J., Stalnacke, P., Pitkanen, H., Wilander, A., 2000. The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland. *Limnol. Oceanogr.*, 45(8): 850-853.
- Cook, P.L.M., Aldridge, K.T., Lamontagne, S., Brookes, J.D., 2010. Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system. *Biogeochem.*, 99: 49-63.
- Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., Philippon, X., 1999. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochem.*, 47(2): 119-146.
- Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A., Ittekkot, V., 2000. Silicon retention in river basins: Far-reaching effects on Biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio*, 29(1): 45-50.
- Humborg, C., Rahm, L., Conley, D.J., Tamminen, T., Bodungen, V.o.n., 2008. Silicon and the Baltic Sea. Long-term Si decrease in the Baltic Sea—A conceivable ecological risk? *J. Mar. Syst.*, 73: 221-222.
- Le Gal, Y., 1989. *Biochimie marine*. Ed. Masson, Paris, 222 p.
- Leroy Poff, N., Hart, D.D., 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience*, 52(8): 659-691.
- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., Heussner, S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades. *Prog. Oceanogr.*, doi:10.1016/j.pocean.2009.02.001.
- Meybeck, M., 1976. Total mineral dissolved transport by world major rivers. *Hydrol. Sci. Bull.*, 21(2): 265-284.
- Meybeck, M., 1982. Carbon, nitrogen, phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, 282: 401-450.
- Meybeck, M., Dürr, H.H., Roussennac, S., Ludwig, W., 2007. Regional seas and their interception of riverine fluxes to oceans. *Mar. Chem.*, 106: 301-325.
- Mortazavi, B., Iverson, R.L., Huang, W., 2001. Dissolved organic nitrogen and nitrate in Apalachicola Bay, Florida: spatial distributions and monthly budgets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 214: 79-91.

Discussion et conclusion générales

- Paerl, H.W., Pinckney, J.L., Fear, J.M., Peierls, B.L., 1998. Ecosystem responses to internal and watershed organic matter loading: consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 166: 17-25.
- Prasad, M.B.K., Ramanathan, A.L., 2008. Dissolved organic nutrients in Pichavaram mangrove waters of east coast of India. *Indian J. Mar. Sci.*, 3(2): 141-145.
- PNUE/ P.b., 2003. Les menaces sur les sols dans les pays méditerranéens. Sophia Antipolis, Plan Bleu, ISBN : 2-912081-13-0. 70p.
- Purvina, S., Béchemin, C., Balode, M., Verite, C., Arnaud, C., Maestrini, S.Y., 2010. Release of available nitrogen from river discharged dissolved organic matter by heterotrophic bacteria associated with the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Est. J. Ecol.*, 59(3): 184-196.
- Ragueneau, O., Conley, D.J., Leynaert, A., Longphuir, S.N., Slomp, C.P., 2006. Responses of coastal ecosystems to anthropogenic perturbations of silicon cycling. In: Unger, D., Humborg, C., Tac Ad, N., It-tekkot, V. (Eds.), *The silicon cycle. Human Perturbations, Impacts on aquatic systems.* SCOPE Series, 66, pp. 296.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In: H111, M.N, (Eds.), *The sea*, John Wiley, New York, pp. 11: 26-77.
- Remini, B., 2010. Le problème de l'eau en Algérie du Nord. *Larhyss journal* 8 : 27-46.
- Seitzinger, S.P., Sanders, R.W., 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 159: 1-12.
- Thieu, V., Billen, G., Garnier, J., 2009. Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: The Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model. *Water. Res.*, 43: 1740-1754.
- Tréguer, P., Nelson, D. M., van Bennekom, A. J., DeMaster, D. J., Leynaert, A., Quéguiner, B., 1995. The silica balance in the world ocean: a reestimate. *Science*, 268: 375-379.
- Wiegner, T.N., Sybil, P., Seitzinger, S.P., 2006. Bioavailability of dissolved organic nitrogen and carbon from nine rivers in the eastern United States. *Aquat. Microb. Ecol.*, 43: 277-287.
- Wolfe, L., Kroeger, K.D., Valiela, I., 1999. Increased lability of estuarine dissolved organic nitrogen from urbanized watersheds. *Biol. Bull.*, 197: 290-292.

Liste des Figures

- Figure 1 :** schéma des impacts d'activités anthropiques dans les bassins versants (barrages ; rejets domestiques et industriels) sur le chimisme des eaux continentales et ses répercussions sur le fonctionnement et la productivité côtières. 11
- Figure 2 :** distribution des ressources hydriques en Algérie (source : Benblidia, 2011 ; Remini, 2010). 21
- Figure 3 :** A : assimilation du silicium sous forme de silicates $[Si(OH)_4]$ par la cellule de diatomée lors de sa croissance. 27
- Figure 4 :** carte géographique des bassins étudiés (Kebir-Rhumel, Kebir Ouest et du Saf-Saf). 28
- Figure 5 :** stations échantillonnées dans le bassin du Kebir-Rhumel (KR). \ominus : Barrage ; R-DO : entrée de la branche Rhumel au barrage KR ; K-DO : entrée de la branche Kebir au barrage KR ; KR-E : station aval barrage (confluence) ; KR-M : embouchure du KR. 29
- Figure 6 :** station de pompage dans le barrage Beni-Haroun. 30
- Figure 7 :** stations échantillonnées dans le bassin du Kebir Ouest (KW). \ominus : Barrage ; KW-DO : entrée au barrage KW ; KW-E : station aval barrage ; KW-M : embouchure du KW. 31
- Figure 8 :** stations échantillonnées dans le bassin du Saf-Saf (SF). \ominus : Barrage ; SF-DO : entrée au barrage SF ; SF-E : station aval barrage ; SF-M : embouchure du SF. 33
- Figure 9 :** variations des débits en amont et en aval des barrages et aux 'embouchures des trois rivières étudiées au cours de la période mars 2010-février 2011 pour KR et KW et durant la période mai 2010 et avril 2011 pour SF. 49
- Figure 10 :** variations des teneurs en matières totales solides dissoutes (TDS) en amont et en aval des barrages et aux embouchures des trois rivières étudiées au cours de la période mars 2010-février 2011 pour KR et KW et durant la période mai 2010 et avril 2011 pour SF. 50
- Figure 11 :** variations des concentrations des matières en suspension (MES) en amont et en aval des barrages et aux embouchures des trois rivières étudiées au cours de la période mars 2010-février 2011 pour KR et KW durant la période mai 2010 et avril 2011 pour SF. 52
- Figure 12 :** (a) : variations des teneurs en nutriments (μM) et (b) taux de rétention (%) pour le barrage de Kebir-Rhumel (KR). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives une production. 60
- Figure 13 :** (a) : variations des teneurs en nutriments (μM) et (b) taux de rétention (%) pour le barrage de Kebir Ouest (KW). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives une production. 62
- Figure 14 :** (a) : variations des teneurs en nutriments (μM) et (b) taux de rétention (%) pour le barrage de Saf-Saf (SF). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives une production. 64

Figure 15 : variations des teneurs en nutriments (μM) durant la période mars 2010-février 2011 à l'embouchure du bassin Kebir-Rhumel. 74

Figure 16 : variations des teneurs en nutriments (μM) durant la période mars 2010-février 2011 à l'embouchure du bassin Kebir Ouest.. . . . 75

Figure 17 : variations des teneurs en nutriments (μM) durant la période mars 2010-février 2011 à l'embouchure du bassin Saf-Saf. 76

Figure 18 : projection dans le plan factoriel F1 x F2 des variables (nutriments \circ : NH_4 , NO_2 , NO_3 , DIN, NOD, TDN, PO_4 , DIP, POD, PTD, SiO_4) et des observations (stations \bullet : KR-DO, KW-DO, SF-DO, KR-DE, KW-DE, SF-DE, KR-M, KW-M, SF-M) de l'analyse factorielle des correspondances. . . . 87

Liste des Tableaux

- Tableau 1** : positionnement (latitude, longitude) des stations étudiées des différents bassins de rivières. 35
- Tableau 2** : résumé des méthodes d'analyse des éléments chimiques et biochimiques. 1 : Parsons et al. (1989) ; 2 : Aminot et Chaussepied (1983) ; 3 : Rodier (1996). 38
- Tableau 3** : somme des précipitations mensuelles (mm) reçues par les bassins des rivières KR, KW et SF durant la période mars 2010-février 2011. (Source : www.tuTiempo.net/en/climate/Africa/Algeria). 48
- Tableau 4** : flux en eau, en sédiments et sels aux barrages et aux embouchures des rivières étudiés au cours d'un cycle annuel (mars 2010-février 2011). 53
- Tableau 5** : teneurs moyennes annuelles (\pm erreur standard) des nutriments (μM) en amont et en aval des barrages et taux de rétention (R%). Rétention (-) ; production (+). 65
- Tableau 6** : flux annuel des nutriments en amont et en aval des barrages. %(R) : rétention ; (-) : rétention ; (+) : production. 67
- Tableau 7** : concentrations moyennes des nutriments (μM) à l'embouchure de Kebir-Rhumel durant la période mars 2010-février 2011. 73
- Tableau 8** : concentrations moyennes des nutriments (μM) à l'embouchure de Kebir Ouest durant la période mars 2010-février 2011. 75
- Tableau 9** : concentrations moyennes des nutriments (μM) à l'embouchure de Saf-Saf durant la période mars 2010-février 2011. 76
- Tableau 10** : flux (F en t/an) et flux spécifique (Fs en $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$) des nutriments aux embouchures KR-M, KW-M et SF-M pour la période mars 2010-février 2011. 78
- Tableau 11** : contributions à la formation des axes F1 et F2 des variables et des observations dans le plan factoriel F1 x F2 et qualité de représentation des observations lors de leurs projections sur les axes F1 et F2. CI-F1/CI-F2 : contribution (%) à l'inertie du facteur F1/F2 ; qr-F1 : qualité de représentation sur F1 des observations (O) sur l'axe F1 mesurée par le cosinus carré de l'angle que fait O sur F1 lors de la projection). 87

Liste des abréviations

NH₄⁺ : ion ammonium noté également NH₄

NO₃⁻ : ion nitrate noté également NO₃

NO₂⁻ : ion nitrite noté également NO₂

NID: Azote inorganique dissous

NOD : Azote organique dissous

PO₄³⁻ : ion Phosphate (PO₄)

P₂O₅ : ion Polyphosphate

PID : Phosphore inorganique dissous (PO₄+ P₂O₅)

PTD : Phosphore total dissous

POD : Phosphore organique dissous [PTD – (PO₄ + P₂O₅)]

Si(OH)₄ = SiO₄ : ion silicium

Na⁺ : ion sodium

Ca²⁺ : ion calcium

K⁺ : ion potassium

Mg²⁺ : ion magnesium

HCO₃⁻ : ion bicarbonate

SO₄²⁻ : ion sulfate

Cl⁻ : ion chlore

N : Azote

P : Phosphore

Si : Silicium

CO₂ : Dioxyde de carbone

Si/C : Rapport silicium sur carbone

Si/N/P : Rapport standard de Redfield de la composition atomique de l'eau et des organismes aquatiques

KR : Rivère Kebir-Rhumel (Wadi ou Oued)

R-DO : Branche Rhumel (Amont barrage Beni-Haroun)

K-DO : Branche Kebir (Amont barrage Beni-Haroun)

KR-DE : Aval barrage Beni-Haroun (sortie du barrage)

KR-M : Embouchure de Kebir-Rhumel (Exutoire ou débouché de la Rivière à la mer)

KW : Rivère Kebir Ouest (Wadi ou Oued)

KW-DO : Amont barrage Zit-Amba

KW-DE : Aval barrage Zit-Amba (sortie du barrage)

KW-M : Embouchure de Kébir Ouest (Exutoire ou débouché de la Rivière à la mer)

SF : Rivère Saf-Saf (Wadi ou Oued)

SF-DO : Amont barrage Zerdaza

SF-DE : Aval barrage Zerdaza (sortie du barrage)

SF-M : Embouchure de Saf-Saf (Exutoire ou débouché de la Rivière à la mer)

ABH : Agence des Bassins Hydrauliques

ANRH : Agence National des Ressources Hydriques

ONIT : Office National de l'Irrigation et du Transfert

ONA : Office National d'Assainissement

ADE : Agence de Distribution de l'Eau

PIB : Produit Intérieur Brut

ANB : Agence National des Barrages

ONEDD : Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable

AFC : Analyse Factorielle des Correspondances

ACP : Analyse en Composantes Principales

MES : Matières En Suspension (mg l^{-1} ou mg/l)

TDS : Substances dissoutes solides ou salinité des eaux douces (mg l^{-1} ou mg/l)

Q : Débit : mètre cube par seconde ou $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ou m^3/s

CE : Conductivité électrique (micro-simens ou $\mu\text{S/cm}$)

mg/l : Milligramme par litre

μM : Micromole par litre ou $\mu\text{mole l}^{-1}$ ou $\mu\text{atg. l}^{-1}$

λ : Longueur d'onde en nanomètre (nm).

Article

Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming



ELSEVIER

Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Comptes Rendus Geoscience

www.sciencedirect.com



Hydrology, environment

Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming

Distribution et flux des sels nutritifs dans trois rivières côtières méditerranéennes (NE de l'Algérie) fortement soumises aux effets de barrage

Makhlouf Ounissi*, Nouredine Bouchareb

Department of marine science, Faculty of science, Badji Mokhtar Annaba University, PO box 12, Annaba 23000, Algeria

ARTICLE INFO

Article history:

Received 19 June 2012

Accepted after revision 1 February 2013

Available online 22 March 2013

Presented by Michel Petit

Keywords:

Coastal rivers

Dam

Nitrogen

Phosphorus

Silica

Nutrient fluxes

Mediterranean

ABSTRACT

Nutrient distribution and fluxes into and from dams and into coastal waters from three rivers (NE Algeria) were assessed during a one-year period in three stations for each river: at the entrance and the exit of dam and at the outlet. The main characteristics of the rivers were the high levels of NH_4 and PO_4 , even in dam entrances, contrarily to SiO_4 levels that are still low upstream the dams. From the inorganic nutrient incoming fluxes, the dams trapped annually 42 to 93%, depending on the nutrient, but released in great levels dissolved organic forms at their exits. At catchment scale, dissolved nitrogen loadings reach $338 \text{ kg/km}^2/\text{yr}$, in which the organic fraction forms up to 34%; while those of dissolved phosphorus reach $172 \text{ kg/km}^2/\text{yr}$, with a great organic fraction. The Si:N ratios decreased while N:P ratios increased at river outlets, indicating large inputs of N over P in the lower catchments.

© 2013 Académie des sciences. Published by Elsevier Masson SAS. All rights reserved.

R É S U M É

La distribution et les flux de nutriments entrant et sortant des barrages et à l'embouchure de trois rivières côtières ont été évalués durant un cycle annuel à partir de trois stations aux embouchures et de deux stations représentant l'amont et l'aval de chacun des trois barrages. Les rivières se caractérisent principalement par les fortes teneurs en NH_4 et en PO_4 , même avant d'aboutir aux barrages, à la différence de SiO_4 , dont la teneur est déjà réduite en amont. À partir du flux minéral reçu à l'amont, les barrages retiennent annuellement 42 à 93 %, selon l'élément, mais libèrent à leurs avals des eaux fortement chargées en matières organiques dissoutes. À l'échelle du bassin versant, les flux spécifiques de l'azote dissous atteignent $338 \text{ kg/km}^2/\text{an}$, au sein desquels la fraction organique représente jusqu'à 34 %, cependant que celui du phosphore dissous n'excède pas $172 \text{ kg/km}^2/\text{an}$, avec une dominance de la fraction organique. Aux embouchures, le rapport Si:N diminue, cependant que le ratio N:P s'accroît, indiquant d'importants apports en N relativement au P dans le bas des bassins.

© 2013 Académie des sciences. Publié par Elsevier Masson SAS. Tous droits réservés.

* Corresponding author.

E-mail address: makhlouf.ounissi@univ-annaba.dz (M. Ounissi).

1. Introduction

In recent decades, human activity has significantly changed the hydrology and chemistry of catchments by retaining rivers water in dams and by introducing large masses of fertilizers from agricultural, industrial and household wastes. Agricultural nutrient inputs and urban wastes are strong and increase with population growth. In the Mediterranean catchments, water river discharge is low and decreases with irrigation and climate change (Garcia-Ruiz et al., 2011; Ludwig et al., 2010). This context leads to an increase of river nitrogen and phosphorus concentrations (Abdelkader et al., 2012; Guasmi et al., 2010; Maane-Messai et al., 2010; Mouni et al., 2009). To fulfill the growing water needs, many dams have been built all around the Mediterranean Sea (see Lehner et al., 2011 for dam inventory). Dams may have a strong impact on the water and nutrient river discharge due to silicate and phosphorus retention within sediments and, but not always, due to nitrogen removing (Avilés and Niell, 2007; Dürr et al., 2009). Also, for specific irrigation dams, river nutrient discharge decreases with the increasing rate of water and nutrient uptake by crops (Wahby and Bishara, 1980). On another hand, nowadays in Algeria, the intercepted runoff in dams and weirs hold about 5.2 billion m³, which form 42% of total runoff. Because of the growing irrigation needs and population intake, it is yet planned to store in the few coming years about 7.5 billion m³, which represent 60% of the precipitation received in coastal catchments. Urban and agricultural nutrient inputs and water residence time within dams also lead to a change on the nutrients ratios, as the Redfield ratio (Ludwig et al., 2009). River nutrient discharge and nutrient ratios are known to play a special role in supporting the Mediterranean production (Béthoux et al., 2002) where the productive areas are limited to the adjacent coast (Bosc et al., 2004). However, there are few studies for the southern Mediterranean basins. In addition, data on river nutrient loading to the Mediterranean watersheds are also scarce and are missing in North-African countries and can bias the general picture (Ibáñez et al., 2008; Ludwig et al., 2009). Moreover, data on the distribution and fluxes of N, P and Si in coastal catchments of Algeria are inexistent, except the work of Khélifi-Touhami et al. (2006) that had only considered seasonal fluxes of inorganic N and PO₄ from the Mafragh estuary outlet. In addition, most studies about impacts of dams and river export of nutrients to the sea do not take into account organic compounds. However, some studies reveal that, even if the dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic phosphorus (DOP) are important components of riverine inputs and coastal catchments (Purvina et al., 2010; Wiegner et al., 2006), they are rarely considered within nutrient loadings pool. For example, Wiegner et al. (2006) reported that DON often dominates the total dissolved nitrogen (TDN), but yet it is not considered to affect coastal water quality because of its assumed refractory nature. The authors add that DON needs to be considered into coastal nitrogen loading budgets, because of its rapid bioavailability as well as its atmospheric deposition in watersheds that forms about 15–30% of the total bioavailable dissolved nitrogen

(Whitall and Paerl, 2001). Again, even on a worldwide scale, DON and DOP have never been considered in dam budgeting studies and it is here the first attempt to consider these forms along the aquatic continuum of river systems.

Considering the severe lack of geochemical data for coastal river, this study aims to evaluate nutrient fluxes and dam effects on the biogeochemistry of N, P and Si in three representative coastal catchments of Algeria. Data analysis will focus on the effects of dams on nutrient retention and dissolved organic nutrient production and budgeting. The study on hand will consider, for the first time, the role of dams in producing DON and DOP and challenges to reveal that function.

2. Sampling sites

The three catchments have a total surface of 11 160 km² with a population of about 2 million people. They are mainly submitted to household and agricultural wastes (Fig. 1) and heavily managed by several dams that retain about half of the precipitation wealth. The largest dam is Beni-Haroun (960 million m³ storage capacity) built on the Kebir-Rhumel River (KR; with a catchment of 8110 km²). It is mainly used for water transfer to specific drinking water and irrigation reservoirs. But currently, only one reservoir (20 million m³) is functional; it is allocated to drinking water. The diverted water is pumped irregularly, depending on water needs, at mid-distance from the two tributaries input areas within the upper dam. The water abstraction for irrigation is today limited to subsistent agricultural activities, even if it was planned to large-scale irrigation. The catchment of the Kebir western River (KW; 1900 km²) is very weakly populated, with only 30 inhabitants per km² and it is managed by a dam that retains about 120 million m³. This dam is used for irrigation and drinking water. The lower part is affected by marine intrusion and functions in the dry period as a core estuarine environment. This estuarine area does not exceed several kilometers. The Zardaza dam (50 million m³) built on the Safsaf River (SF; with a catchment of 1250 km²) is mainly used for drinking water. In the KR catchment, the great dam of Beni-Haroun was built in 2005 to intercept runoffs from the two main branches of Rhumel and Kebir. The Rhumel branch (Fig. 1) flow is more important than that of Kebir, but it is heavily submitted to direct untreated wastewater originating from Constantine city (about 1 Million people). The KR dam receives at its south side direct wastewater from the surrounding city of Mila and several other villages. Downstream the dam, the catchment is mainly forested and very weakly urbanized. By contrast to the eastern branch that is a temporary stream, the western branch of KW is a permanent stream receiving relative large urban wastes from used hydro-thermal sources. The lower area of KW catchment is weakly populated, but relatively occupied by agricultural lands. The SF dam is alimeted by the western stream that flows weakly but permanently. The upper part of the SF catchment is however largely forested and the lower part, relatively urbanized, is mainly occupied by agricultural lands. The catchments receive an annual precipitation

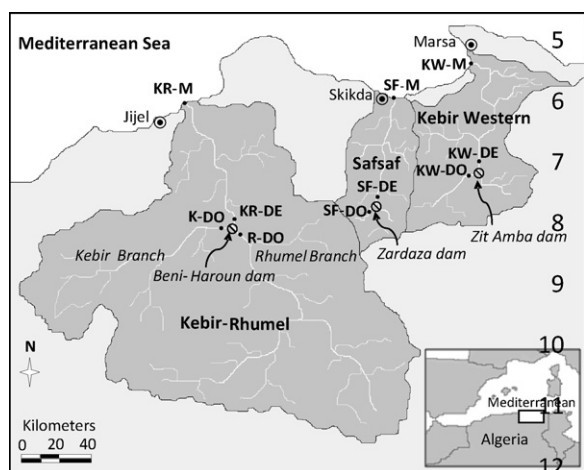


Fig. 1. Sampling stations in the coastal rivers of Kebir-Rhumel (KR), Kebir West (KW) and Safsaf (SF). ⊕: dam. R-DO: Rhumel branch of KR dam opening; K-DO: Kebir branch of KR dam opening; KW-DO: opening of KW dam; SF-DO: opening of SF dam; KR-DE: exit of KR dam, KW-DE: exit of KW dam; SF-DE: exit of SF dam; KR-M: outlet of KR River; KW-M: outlet of KW River; SF-M: outlet of SF River.

Fig. 1. Stations échantillonnées des différentes rivières côtières du Kebir-Rhumel (KR), Kebir ouest (KW) et Safsaf (SF). ⊕: barrage; R-DO: entrée de la branche Rhumel au barrage KR; K-DO: entrée de la branche Kebir au barrage KR; KW-DO: entrée du barrage KW; SF-DO: entrée du barrage SF; KR-DE: sortie du barrage KR, KW-DE: sortie du barrage KW; SF-DE: sortie du barrage SF; KR-M: embouchure du KR; KW-M: embouchure du KW; SF-M: embouchure du SF.

yield of about 400–700 mm, inducing large fluctuation in river flow. In summer period, all rivers fall almost dry at the entering of dams, while their exits continue to deliver low flows. The residence time, which has an important role in the impact of dams on water chemistry, was estimated (storage capacity/discharge; Rueda et al., 2006). The water residence time of the studied dams is largely variable according to the tributaries input, storage capacities and clogging rates: about 3.6 years in KR dam; 2.4 years in KW dam and only 0.08 year in SF dam because of its advanced clogging rate.

3. Analytical methods

Flow velocities of the streams, at the moment of water sampling, were assessed with the current meter CM-2 (Toho Dentan Co. Ltd, Tokyo). The flow rate ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) was calculated by multiplying the water velocity (m s^{-1}) by the total surface area (m^2) of the rivers' transecting at the sampling stations. Measurements of water velocity were taken at several points (three to 40) depending on the river section size and depth. These measurements allow computing the average current velocity.

All hydrological parameters and nutrients were measured twice a month from March 2010 to February 2011 in three stations for KW and SF Rivers and four stations in KR catchment (Fig. 1). Measurements in the SF River were performed monthly because of some practical constraints. Stations were located at the entrances and exits of dams and at the outlets of the respective rivers. KR River was

however sampled from the entrances of the Rhumel and Kebir branches (Fig. 1).

Two liters of water from the middle of the flow were collected for nutrient analysis. Water samples for nutrient analyses were frozen in polyethylene bottles and processed within two days from collection. In the laboratory, after filtration of the sample through Whatman GF/C glass filters ($0.5 \mu\text{m}$ porosity), dissolved inorganic nitrogen DIN (ammonia: NH_4 ; nitrate: NO_3 ; nitrite: NO_2), dissolved organic nitrogen (DON), phosphates PO_4 and silicates (SiO_4) were determined by means of standard colorimetric methods described in Parsons et al. (1989). Total dissolved phosphorus (TDP), polyphosphate (P_2O_5), and dissolved organic phosphorus DOP were measured following the standard method of Rodier (1996). In this study, only the dissolved inorganic phosphorus (DIP) was considered as the sum of PO_4 and P_2O_5 .

The instantaneous fluxes of nutrients were calculated by multiplying their concentrations by the river flow. The annual loads of nutrients were estimated using the method of average instantaneous loads (Preston et al., 1989):

$$F = K \sum_{i=1}^n \frac{C_i Q_i}{n}$$

where F is the annual load (t/yr), C_i is the concentration of nutrients (μM converted to kg m^{-3}), Q_i is the concomitant instantaneous flow ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ converted into $\text{m}^3 \text{day}^{-1}$), n is the number of days with concentration and flow data and K is the conversion factor needed to consider the period (365 days) and the unit of estimation. Nutrient fluxes into and from dams were also computed in order to assess their budgets from the rates of retention or production. Since the flows measures at the entrances and exits were begun only in June 2010, calculations were thus made for the period June 2010–February 2011. Nutrient retention was calculated as follows:

Retention = inflow flux [mainstream + wet atmospheric deposition] – outflow flux from dam storage. The atmospheric deposition to dams was neglected, as it would not exceed 1 to 3 t/yr/dam , for dissolved nitrogen for example (data not shown). Calculation of average loads of nutrients upstream to the Kebir-Rhumel dam was weighted for each tributary (Kebir and Rhumel branches) by their respective water discharge. Nutrient retention in the KR dam represents the mean values of Rhumel and Kebir branches compared to the exit dam ones.

4. Results

4.1. Nutrient levels and retention/production and discharges upstream and downstream the dams

At the entrance of KR dam, the levels of all nutrients were maximal in the wet period and peaked in April and January, as it can be observed in Fig. 2a. Among dissolved nitrogen forms, NH_4 fraction dominated at 40% with an average value of about $32 \mu\text{M}$ in contrast to NO_3 that did not exceed $18 \mu\text{M}$. The opening of the KR dam was paradoxically highly polluted with NH_4 along the year.

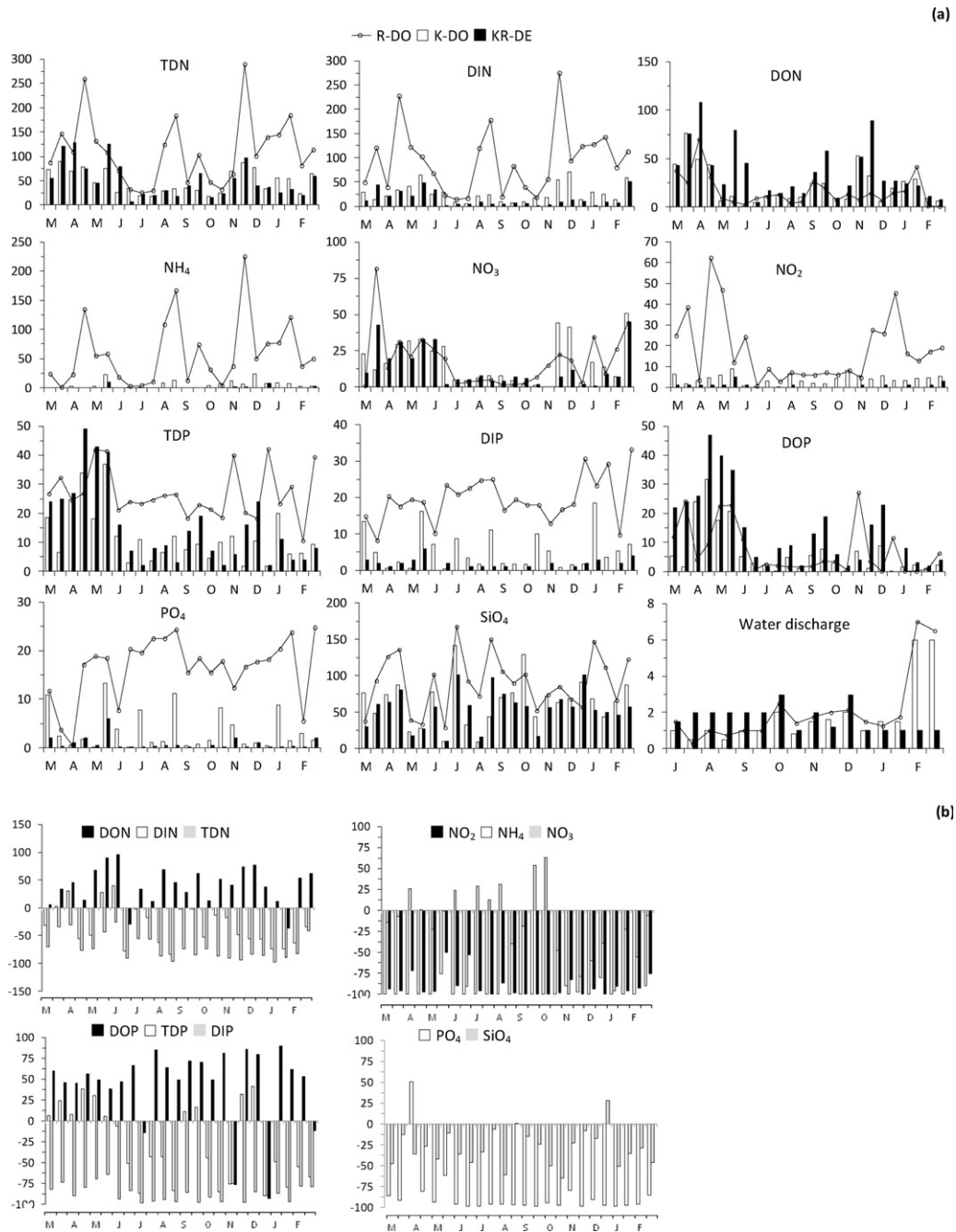


Fig. 2. Variations in nutrient levels (μM) and water discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) (a) and retention rates (%) at the Kebir-Rhumel (KR) dam (b). Negative values denote retention and positive ones denote release.

Fig. 2. Variations des teneurs en nutriments (μM) et des débits d'eau ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) (a) et taux de rétention (%) pour le barrage de Kebir-Rhumel (KR) (b). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives une production.

Fortunately, the dam acts here as a real sink reducing the levels of NH_4 by 97% at its exit (Fig. 2b). The bad conditions characterizing the introduced water into the dam were also expressed by the high PO_4 levels that were reduced by the dam in the same magnitude of NH_4 . At the opening of the KR dam, not only SiO_4 levels were found low, but have experienced large reductions (29%), being lowered to

55 μM in average. At the exit of the KR dam, inorganic nutrients levels followed remarkably those found at the entrance, but decreased, depending on the element, by 19 to 97% (Fig. 2b). In fact, DIN and DIP levels decreased by 75% and 86% respectively compared to the entrance ones. Paradoxically, the organic dissolved nutrients DON and DOP increased however by half at the outlet of KR dam. The

levels of dissolved organic nutrients at dam entrance and exit vary differently globally according to the hydrological season with low values at the dam entrance and high values at the dam exit in dry period. They however follow the same tendency in the wet period (Fig. 2a).

The introduced waters into KW dam showed the same seasonal cycle as in the KR catchment, but with low levels in TDN and TDP and higher values of SiO₄ (Fig. 3a). If SiO₄ levels did not follow any seasonal variation, TDN and TDP

levels increased in the wet period, except for the late August sample when local storm had carried large amounts of different inorganic nutrients. At the dam opening, waters of KW showed higher levels in dissolved organic nutrients in spring and in late autumn (Fig. 3a). The fraction of DON was in the order of 25% and reached 50% for DOP. All inorganic nutrients were submitted to large retention in the KW dam, in particular for NH₄ and PO₄, which were lost at about 70 to 80%, reducing their levels at

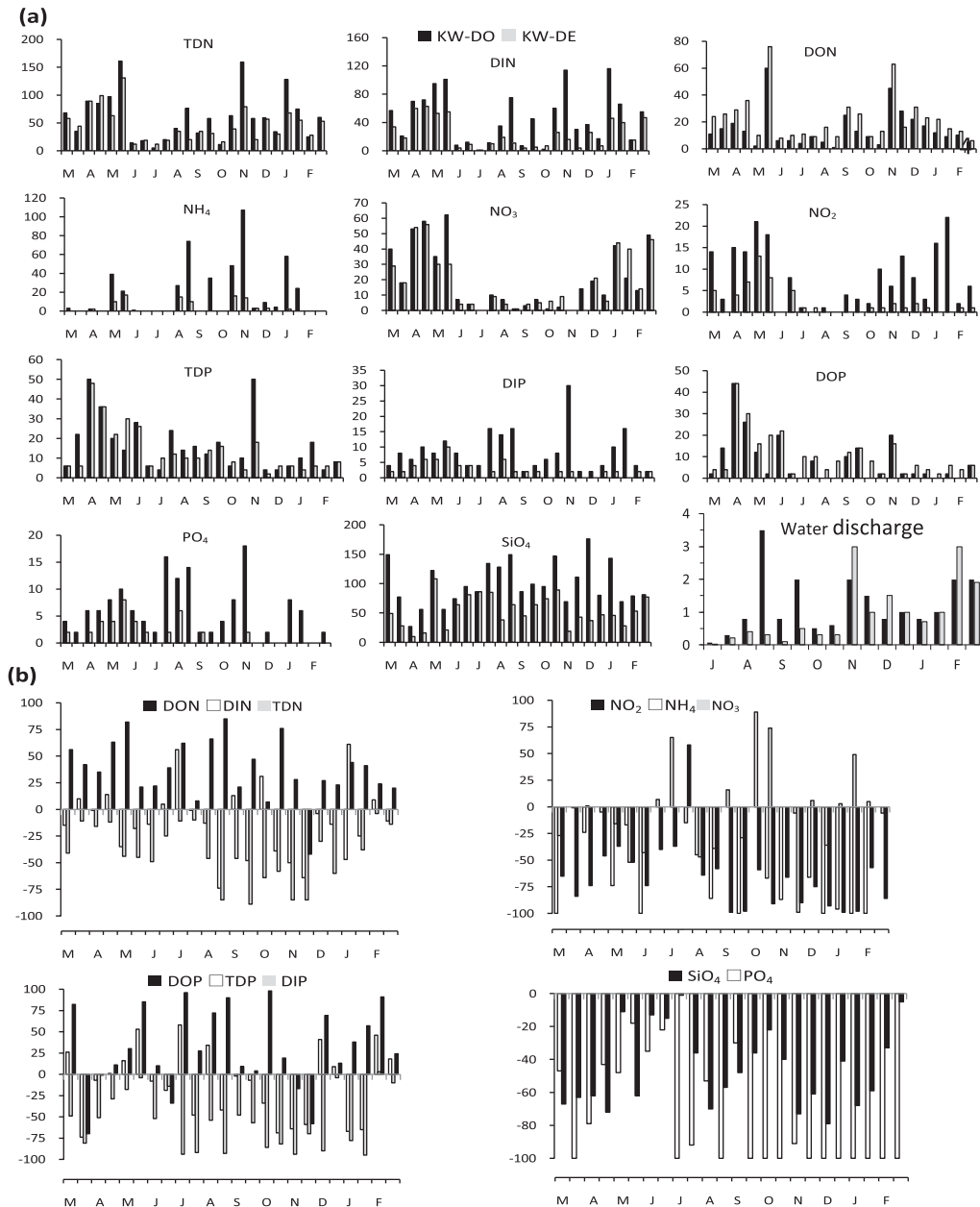


Fig. 3. Variations in nutrient levels (μM) and water discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) (a) and retention rates (%) at the Kebir western (KW) dam (b). Negative values denote retention and positive ones denote release.

Fig. 3. Variations des teneurs en nutriments (μM) et des débits d'eau ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) (a) et taux de rétention (%) pour le barrage Kebir Ouest (KW) (b). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives une production.

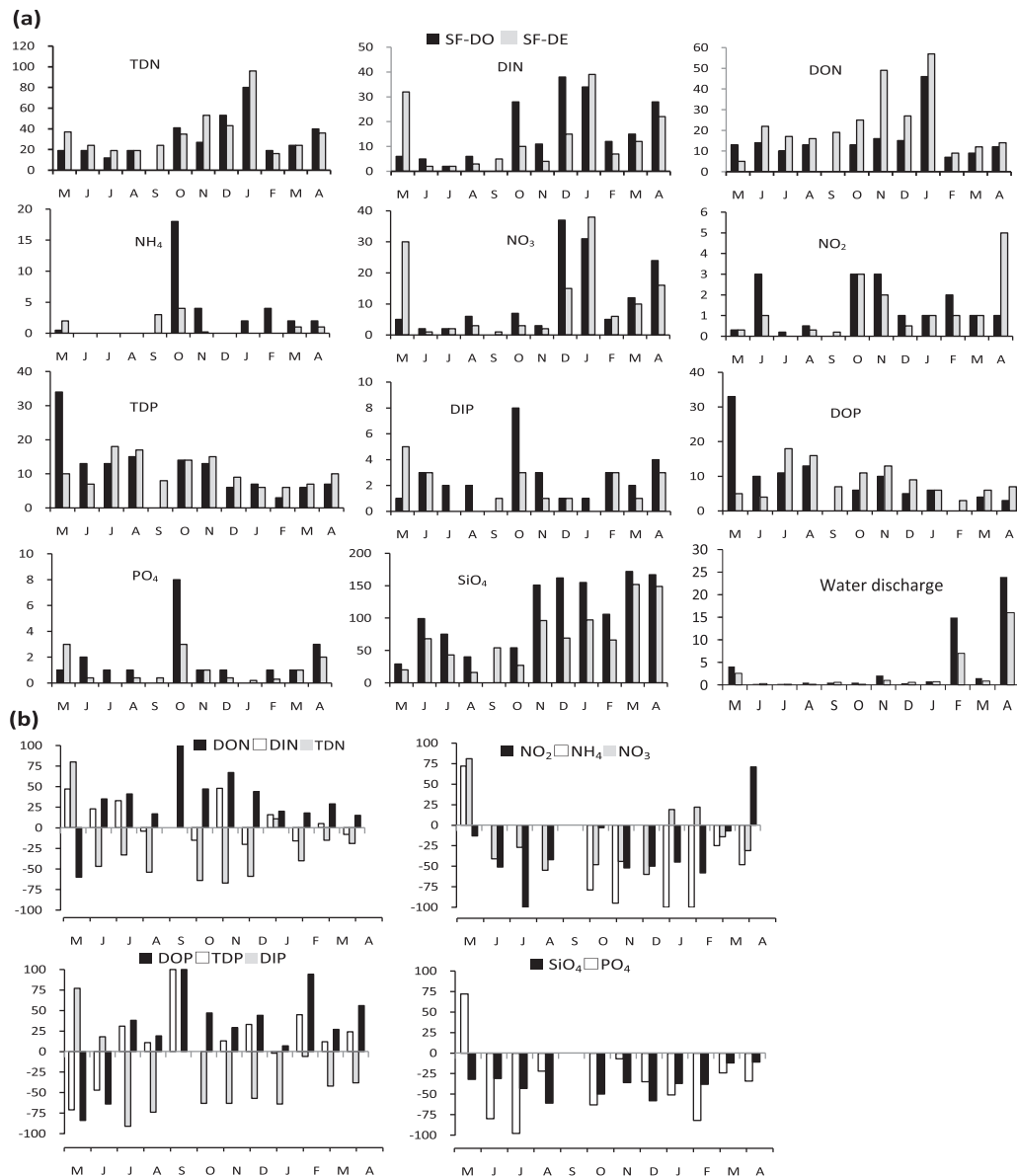


Fig. 4. Variations in nutrient levels (μM) and water discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) (a) and retention rates (%) at the Safsaf (SF) dam (b). Negative values denote retention and positive ones denote release.

Fig. 4. Variations des teneurs en nutriments (μM) et des débits d'eau ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) (a) et taux de rétention (%) pour le barrage Safsaf (SF) (b). Les valeurs négatives indiquent une rétention et les valeurs positives indiquent une production.

the exit of the dam to 4 μM and 2 μM , respectively (Fig. 3a, b). At the exit of the KW dam, the levels of SiO_4 decreased by half, remaining at only about 50 μM . In contrast to mineral elements, there were large releases of DON (34%) and DOP (24%) in the dam, especially in spring, when production reached over 50% of dissolved nitrogen. Biogeochemical transformations within the KW dam were expressed by strong retention of DIN (48%) and DIP (67%) parallel to the relative large production of DON (34%) and DOP (24%), as it can be seen in Fig. 3b.

The SF dam receives low levels in TDN varying in the 12–80 μM range, with an average of 30 μM , where DIN

and DON were in average equally represented (Fig. 4a). The main characters were the dominance of NO_3 at 38% in the wet period and the dominance of DON (51%) in the dry season (relatively to NO_3). Waters entering the SF dam were also impoverished in TDP, in particular the PO_4 fraction that forms only 15% within the TDP (Fig. 4a). Here, the DOP abounds along the year, with an average level of 4.2 μM (78%). The SF River delivered into the dam high levels of SiO_4 , exceeding 150 μM in winter and spring. Upstream the dam, the Si:DIN was remarkably elevated, reaching 9, and DIN: PO_4 was about 19, indicating the near-pristine water characteristics

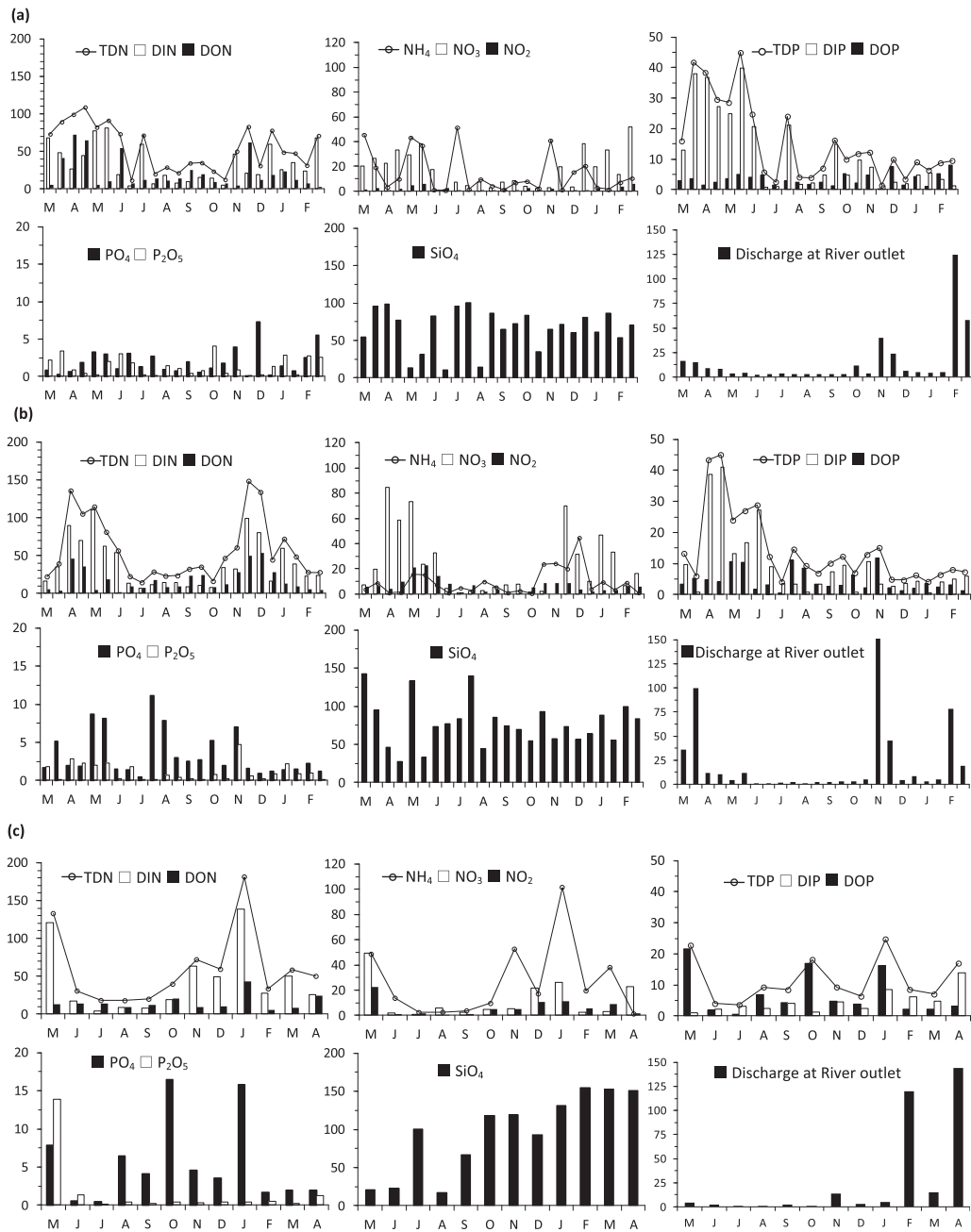


Fig. 5. Variations in nutrient levels (μM) during the period between March 2010 and February 2011 in the different river outlets: Kebir-Rhumel (KR) (a); Kebir western (KW) (b) and Safsaf (SF) (c). The water discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) is also given for each river outlet.

Fig. 5. Variations des teneurs en nutriments (μM) durant la période entre mars 2010 et février 2011 dans les différentes embouchures des rivières : (KR) : Kebir-Rhumel (KR) (a) ; Kebir ouest (KW) (b) et Safsaf (SF) (c). Les débits d'eau ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) à chaque embouchure sont également indiqués.

entering the dam in this period of the year. Downstream the dam, not all biogeochemical parameters were modified as for the other dams, but only PO_4 and SiO_4 have been reduced to about 30% and NH_4 decreased to more than a half (Fig. 4b). Compared to their levels upstream the SF dam, the DON and DOP fractions increased however downstream the dam by 64% and 84%, respectively.

4.2. Nutrient distribution and discharge at river outlets

As can be seen in Fig. 5a, the maximum levels in the KR River outlet of all dissolved nitrogen were observed in the wet period extending from November to April, when DIN values increased by 28% compared to their average value. However, SiO_4 and dissolved phosphorus components did

Table 1
Annual nutrient fluxes from and into the different dams and at the respective river outlets.

Tableau 1
Flux annuel des nutriments à l'amont, à l'aval de chaque barrage et aux embouchures des rivières de bassins respectives.

		Flow (m ³ s ⁻¹)	NH ₄ (t/yr)	NO ₂ (t/yr)	NO ₃ (t/yr)	DIN (t/yr)	DON (t/yr)	TDN (t/yr)	PO ₄ (t/yr)	TDP (t/yr)	DOP (t/yr)	DIP (t/yr)	SiO ₄ (t/yr)	N:P ^a (g/g)	Si:N ^a (g/g)	Si:P ^a (g/g)
KR dam	Entrance	6.5	261	150	275	686	153	840	329	554	54	434	2184	3	4	7
	Exit	2.7	3.63	40	3.63	47.3	154	201.3	8	124	110	14	680	31	23	180
	R/P (%)		-98	-73	-98	-93	+1	-70	-98	-78	+51	-97	-67			
KR River	Outlet	31.7	95 (12)	19 (17)	136 (2)	251 (31)	102 (13)	353 (44)	40 (6)	180 (22)	112 (14)	70 (10)	901 (111)	29	8	75
	R/P (%)															
KW dam	Entrance	1.44	141	23	53	217	58	275	62	132	46	84	927	12	22	91
	Exit	0.95	14	3.63	53	70.6	80.5	221.7	8	62	50	14	333	53	20	133
	R/P (%)		-90	-84	0	-67	+28	-19	-88	-53	+9	-83	-64			
KW River	Outlet	24.3	162 (85)	82 (92)	172 (45)	416 (222)	212 (112)	628 (331)	110 (58)	290 (152)	124 (65)	166 (88)	2122 (1117)	20	9	76
	R/P (%)															
SF dam	Entrance	4.1	47	25	214	286	149	435	48	190	81	142	3861	25	20	146
	Exit	2.5	7	26	106	139	127	266	22	158	114	45	1943	29	25	159
	R/P (%)		-85	+4	-50	-51	-14	-39	-54	-16	+29	-68	-50			
SF River	Outlet	26	170 (136)	48 (122)	152 (38)	370 (296)	53 (42)	423 (338)	60 (48)	158 (172)	86 (67)	72 (58)	3368 (2694)	9	34	63
	R/P (%)															

R/P (%) is retention rate (R: negative values) or release (P: positive values) of nutrients for each dam. Specific fluxes of nutrients (kg/mk²/yr) for different catchments are given between parentheses.

^a Different loading Redfield ratios expressed as N:P: DIN:PO₄; Si:N: SiO₄:DIN and Si:P: SiO₄:PO₄.

not show any clear tendency. Over the year, SiO_4 levels fluctuated in the 10–100 μM range, showing surprisingly no clear relationship with the hydrological cycle and the river flow. The same seasonal cycle may be observed for dissolved phosphorus compounds (Fig. 5a). The TDN reaches in average 55 μM in the KR outlet (Fig. 5a), where DON forms 39% and 32% was in the form of NO_3 and 26% in the form of NH_4 . The major component of TDP was DOP, which represents 78% (12 μM); the PO_4 fraction did not exceed 13%. At the outlet of KR River, the molar ratio of TDN:TDP was about 7, NO_3 : PO_4 reached 32 and DIN: PO_4 increased in average to 51. In most cases, DIN: PO_4 ratios deviated from Redfield values, 50% of cases above 20 and 21% of cases below 4. The SiO_4 levels were found low, not exceeding in average 64 μM ; here the Si:DIN ratio increased to 3.7 and Si: PO_4 was about 54.

As shown in Fig. 5b, the dissolved nitrogen forms in KW outlet follow clear seasonal variations reaching high values in wet period and lower levels in dry season (late spring and summer) in contrast to PO_4 and SiO_4 , which did not show any seasonal trend. When compared to annual average values, levels of DIN and NO_3 decreased by 60% and NH_4 and DON decreased by 30% in the dry season. In the KW outlet, the levels of TDN were found elevated, with an average of 57 μM and oscillated within the 14–148 μM range. The organic fraction forms only 31%, NO_3 : 40% and NH_4 : 16%. Within the dissolved phosphorus, the organic form dominated (67%) all the time, with a mean value of 9.4 μM and PO_4 represents only 24%. SiO_4 levels varied in the 28–143 μM range, with an average value of 77 μM . The delivered waters from the KW outlet were highly disturbed in terms of Redfield ratios as DIN: PO_4 and Si: PO_4 that were increased respectively to 20 and 41. Even if Si:DIN was in average about 4, it was however below 2 for 42% of samples.

As for the other rivers, the TDN followed clear seasonal variation in the SF River (Fig. 5c) showing large levels in the wet period and low values in the dry one. In the wet season, levels of DIN, NO_3 and NH_4 increased by 55% in comparison to the annual mean value. The same seasonal cycle may be observed in SiO_4 variations where levels in the wet period enhanced by 23%. There was no seasonal apparent tendency in P forms, except the DOP levels which were increased by 20% (Fig. 5c) relative to the annual mean value. In the SF River outlet, the levels of TDN ranged between 18 and 181 μM , with an average of 59.5 μM (Fig. 5c). The DIN represents a majority fraction of 74% and NH_4 accounts for 43.5%, forming the double of the NO_3 one. The discharged waters from the SF mouth were impoverished in DON; the average level declines to 15 μM there. In terms of TDP, the levels were in average of 12 μM , in which DOP represents 38% and the PO_4 represents 46%. The other particularity of the SF outlet waters was the high level of PO_4 (5.4 μM) relative to the other rivers. Considering the Redfield N:P ratio, the related ratios were: TDN:TDP = 5.4; NO_3 : PO_4 = 3; DON:DOP = 5 and DIN: PO_4 = 13. Since NH_4 dominates the dissolved nitrogen components as a particularity of the SF River, the DIN:DIP ratio reached 8.7. The SiO_4 levels fluctuated between 17 and 154 μM , with an average of 94 μM . The Si:DIN ratio reached in average 5 and Si:DIP was about 40, indicating the dominance of N relative to SiO_4 .

4.3. Nutrient fluxes into and from dams and at river outlets

All dams act as filters retaining large masses of dissolved inorganic nutrients, especially the DIN, which was strongly trapped at the rate of 150 to 640 t/yr and the Si– SiO_4 that was trapped at the rate of 500 to 1918 t/yr, depending on the dam (Table 1). Even if P– PO_4 appears to be trapped in low masses (26–320 t/yr), this loss represents however more than half of the incoming flux. By contrast to the mineral fraction, DON and DOP were produced at different rates according to the dam. The KR and KW dams produced low rates of DON, reaching only 1 and 23 t/yr respectively compared to the SF one, which seems to be weakly productive, presenting paradoxically a negative budget as it can be remarked in Table 1. The negative budget of SF dam may be related to its exceptionally high winter renewing. The production of DOP in all dams may be considered as a general rule; where fluxes delivered downstream, they were in the order of 9–50% or 4–56 t/yr. The loading ratios of Redfield were found profoundly modified (Table 1). The dams regulate the ratios from high and unbalanced values to low and near-balanced ones. In the same way, Si:DIN loading ratios increased to more balanced values (Table 1).

Nutrient fluxes and specific loadings from the studied rivers are shown in Table 1. The highest values of nutrient fluxes were found at the outlets of KW and SF Rivers. The TDN fluxes varied in the range of 2 folds, from 353 t/yr in KR to 628 t/yr in SF where DIN forms 66–87% in contrast to values expressed in terms of levels. When evaluated in specific fluxes, the largest watershed of KR delivers low masses compared to the little watersheds of SF and KW. The KW River was the major diffusive source in P delivery, similarly to the N inputs. The DOP accounts for more than half and P– PO_4 accounts for more than third of TDP. The specific P loading in the relative large watershed of KR was several times lesser than that of the KW and SF. The same tendency was observed in Si– SiO_4 delivery, as it can be seen in Table 1. All the Redfield loading ratios have been changed, decreasing in N:P and increasing in Si:N and Si:P. There was excessive amount of P relative to N masses introduced into the adjacent marine environment. At the opposite of inorganic nutrients that largely increased behind dams (by 1.5 to 5 fold depending on the element), there was some perceptible loss of organic nutrient reaching the river outlets of KR and SF. However, as an estuarine part, the outlet of the KW River produces, on the contrary, large amounts of DON and DOP (Table 1).

5. Discussion

It seems that dams act as biogeochemical transformers; they partially convert the received inorganic nutrients into dissolved organic nutrients (DOP and DON) released from plankton metabolism. This is clear in terms of levels but it is less evident for fluxes estimations. Yet, at their entrances, KR and KW were heavily charged in DIN and DIP; they were always higher in the entrance compared to the downstream dams. The SF River, in contrary, penetrates the dam at low concentrations, but was charged in high inorganic nutrient when reaching the outlet. Dam

effects on biogeochemical transformations were largely expressed by:

- retaining dissolved inorganic nutrients;
- producing dissolved organic matter;
- modulating the balance of Redfield ratios.

The inorganic nutrients were greatly trapped in dams at 65 to 97% for NH_4 and 38 to 93% for PO_4 in terms of levels or fluxes. The most important retention rates were found in KR and KW dams, while the SF has the lowest retention rates because perhaps of its little residence time that allows rapid renewing. In terms of loading, the incoming flux of Si– SiO_4 was submitted to relative great retention compared to the N and P, varying between 67% in KR dam to 64% in KW dam. In the temperate reservoirs of Marne, Seine, and Aube, Garnier et al. (1999) reported relative low retention of N– NO_3 (40%) and more elevated rates for Si (50%) and (60%) for P– PO_4 . In the other temperate reservoir of Iron Gate I built on the Rhine River, Humborg et al. (2000) demonstrated that over 80% of dissolved Si reduction can be related to the retention by Iron Gate I.

From another point of view and considering the growing concern about the impact of dams on inorganic nutrient cycling (Conley et al., 2000; Humborg et al., 2000; Thieu et al., 2009), surprisingly no attention has been given to dissolved organic matter released from dams. Despite the ecological importance of DON in aquatic systems (Mortazavi et al., 2001; Seitzinger and Sanders, 1997; Wiegner et al., 2006), information on the spatial and temporal distribution of DON in dams is lacking. The results on hand show clearly large releases of DON and DOP in terms of levels at dam exits that should be considered in nutrient budgeting over the catchment system. The release of dissolved organic matter (DOM) in terms of flux is not more evident because of the shifting between nutrient levels and water discharges upstream and downstream the dams. Globally, the high DOM values coincide with low discharges and, on the contrary, the low values rise with high water inputs. Moreover, the high residence time of dam water (2.4 yr in KW dam and 3.6 yr in KR dam) encourages the development of plankton organisms that maintain the release of DOM. When the water renewing is fast, as in the SF dam (12 times a year or 0.07 year), the DOM was retained. Therefore, a fraction of the retained inorganic nutrients would have served to induce releases on DON and DOP in the KR and KW dams. However, removing of nitrogen is not often observed within reservoirs (Friedl and Wüest, 2002; Taleb et al., 2004). Besides the elimination in water bodies of DIN by denitrification (Seitzinger et al., 2006) and the removal of phosphorus by storage in sediments (Straskraba et al., 2007), these inorganic nutrients would partially be converted into dissolved organic matter from plankton metabolism and then released to the water layer. This transformation may be specific to warm environments, as the Mediterranean dams where the warm waters allow maintaining the plankton productivity along the extended dry period. Indeed, this study confirms that a part of DON is bioavailable, but that bioavailability depends on its origin. Notably, DON from urban waste is mostly bioavailable,

DON from agricultural sources is also bioavailable but with a lower bioavailability rate and natural DON remains refractory (Petroni et al., 2009).

It is important, on the other hand, to point out the high DOP values found in this study compared to values recorded in continental waters that usually fluctuate around 0.5 μM . However, Prasad and Ramanathan (2008) recorded comparable values reaching in average 6 μM in a mangrove estuarine system under post-monsoon and summer conditions.

The other negative role of dams would be the modification of the loading Redfield ratios, changing from relative balanced values to high and altered ones. The delivered waters from the dam were highly disturbed in terms of Redfield ratio. The loading ratios of DIN: PO_4 change from 9 to 19 upstream to 31 to 95 downstream respectively. Furthermore, the loading ratios Si:DIN increase in dam outflows to elevated values (>8), indicating the large retention of N relative to Si. Downstream the dam, at the lower catchment part, the increase of DIN and DIP may be mostly related to intensive agricultural activities spreading in this area of the SF River. Despite the large inorganic nutrient losses in dams, there were additional inputs behind dams; the DIN rate delivery was important, varying from 38% in the KW to 70% in the SF and rate of DIP releases increased by 50–75% (Table 1). In contrast to N and P, derived mostly from anthropogenic inputs, SiO_4 originated from rock weathering and entered streams downstream the dams, increased only in the range of 15–30% compared to their levels at dam exits. On the other hand, the release of dissolved organic matter in dams was in large part consumed downstream along with their progress to coastal waters. This in-stream elimination may be explained by bacterial consumption as reported by numerous works (Bustillo et al., 2011; Purvina et al., 2010; Wiegner et al., 2006; Wolfe et al., 1999).

In terms of specific fluxes, the small catchments of KW and SF deliver to the sea large masses of P– PO_4 (48 to 58 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yr}$) in comparison to the large catchment of KR that comprises the biggest dam of Algeria. These amounts may be considered among the highest one in Mediterranean rivers (eg., Ludwig et al., 2009). Again, because of the large retention in dams, the specific fluxes of DIN were low in all catchments (30 to 300 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yr}$) in comparison to the Mediterranean rivers. The large amount of the DON that was introduced to coastal water (up to 212 t/yr) suggests that this fraction may contribute noticeably to marine eutrophication, as already demonstrated by Seitzinger and Sanders (1997). In the same way, the fluxes introduced to the coastal zone showed that DIN: PO_4 and Si: PO_4 ratios were often superior to the Redfield ratios values, suggesting that P may be the limiting factor for phytoplankton growth. Also, the Si:DIN ratios were in more than 30% of the cases below the diatoms requirements (Redfield et al., 1963), implying that N was delivered in excess over silica (Si:N < 1). Worldwide, the alteration of Si:N ratios become problematic, as reported in numerous works (Bernard et al., 2010; Ragueneau et al., 2006). In fact, silica is known to play a major role in earth systems by sustaining diatom productivity and by the elimination of atmospheric carbon dioxide (Conley, 2002). Also, the decrease in Si:N can result

in Si limitation and may lead to drastic modifications of phytoplankton composition and marine ecosystems productivity (Turner et al., 1998).

In conclusion, it can be retained that the major characteristics of the studied rivers are the high values of NH_4 and PO_4 , unlike SiO_4 levels that were remarkably lowered because of its retention in dams. All inorganic nutrients experienced large removal in dams, constantly exceeding 50% relatively to the incoming flux. The inorganic N and P were more trapped (up to 98% for N and up to 93% for P). The intercepted runoff in dams has largely reduced the river flow, where about 30–60% of the incoming water was stored annually in these artificial impoundments. The other particularity is that the dams were heavily polluted by direct wastewater inputs from the neighboring big cities and several villages. Surprisingly, the KR and KW dams' entrances, supposed to be protected, were heavily polluted by strong inputs of NH_4 and PO_4 . Furthermore, the delivered waters from the dams were highly charged in dissolved organic matter, which let us assume that these artificial impoundments would play a crucial role in nutrient biogeochemical cycling. These hydrological and biogeochemical conditions would have severe impacts on the river systems and on the functioning and the productivity of the receiving coasts.

Acknowledgments

This study was supported by the National Research Program 4 (contract N° 4U/23/253). We feel really indebted to the anonymous reviewers who have spent a lot of time to peel and vivify our paper. We are indebted to Dr C. Abdenour and Dr M. Khélifi-Touami from the Annaba University Badji Mokhtar, who have carefully polished up our English writing.

References

- Abdelkader, B., Abhelhak, M., Abdeslam, K., Ahmed, M., Brahim, Z., 2012. Estimation of pollution load of domestic sewage to Oued Bechar (SW Algeria) and its impact on the microbiological quality of groundwater. *Procedia Eng.* 33, 261–267.
- Avilés, A., Niell, F.X., 2007. The control of a small dam in nutrient inputs to a hypertrophic estuary in a Mediterranean climate. *Water Air Soil Pollut.* 180 (1–4), 97–108.
- Bernard, C.Y., Dürr, H.H., Heinze, C., Segsneider, J., Maier-Reimer, E., 2010. Contribution of riverine nutrients to the silicon biogeochemistry of the global ocean—a model study. *Biogeosci. Discuss* 7, 4919–4951, <http://dx.doi.org/10.5194/bgd-7-4919-2010>.
- Béthoux, J.P., Morin, P., Ruiz-Pino, D.P., 2002. Temporal trends in nutrient ratios: chemical evidence of Mediterranean ecosystem changes driven by human activity. *Deep Sea Res. Part II* 49 (11), 2007–2016.
- Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D., 2004. Seasonal and inter-annual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochem. Cycles* 18, <http://dx.doi.org/10.1029/2003GB002034>.
- Bustillo, V., Victoria, R.L., Sousa de Moura, J.M., 2011. Factors driving the biogeochemical budget of the Amazon River and its statistical modeling. *C. R. Geoscience* 343, 261–277.
- Conley, D.J., 2002. Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. *Global Biogeochem. Cycles* 16 (4), 8, <http://dx.doi.org/10.1029/2002gb001894>.
- Conley, D.J., Staltnacke, P., Pitkanen, H., Wilander, A., 2000. The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland. *Limnol. Oceanogr.* 45 (8), 850–853.
- Dürr, H.H., Meybeck, M., Hartmann, J., Laruelle, G.G., Roubeix, G.G., 2009. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosci. Discuss.* 6, 345–401.
- Friedl, G., Wüest, A., 2002. Disrupting biogeochemical cycles—consequences of damming. *Aquat. Sci.* 64, 55–65.
- García-Ruiz, J.M., Lopez-Moreno, J.L., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta-Martínez, T., Beguería, S., 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth Sci. Rev.* 105, 121–139.
- Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., Philippon, X., 1999. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochem.* 47 (2), 119–146.
- Guasmi, I., Kherici-Bousnoubra, H., Kherici, N., Hadji, F., 2010. Assessing the organic pollution of surface water of Medjerda watershed (NE Algeria). *Environ. Earth Sci.* 60, 985–992.
- Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A., Ittekkot, V., 2000. Silicon retention in river basins: far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio* 29 (1), 45–50.
- Ibáñez, C., Prat, N., Duran, C., Pardos, M., Munne, A., Andreu, R., Caiola, N., Cid, N., Hampel, H., Sanchez, R., Trobajo, R., 2008. Changes in dissolved nutrients in the lower Ebro River: causes and consequences. *Limnologia* 27 (1), 131–142.
- Khélifi-Touami, M., Ounissi, M., Saker, I., Haridi, A., Djerf, S., Abdenour, C., 2006. The hydrology of the Mafrag estuary (Algeria): transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coastal. *J. Food Agric. Environ.* 4, 340–346.
- Lehner, B., Reidy Liermann, C., Revenga, C., Vorosmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Doll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rodel, R., Sindorf, N. and Wisser, D., 2011. Global Reservoir and Dam Database, Version 1 (GRanDv1): Reservoirs, Revision 01, <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/grand-v1-reservoirs-rev01>.
- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., Heussner, S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and future decades. *Prog. Oceanogr.* 80, 199–217, <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2009.02.001>.
- Ludwig, W., Bouwman, A.F., Dumont, E., Lespinas, F., 2010. Water and nutrient fluxes from major Mediterranean and Black Sea rivers: past and future trends and their implications for the basin-scale budgets. *Global Biogeochem. Cycles* 24, GB0A13, <http://dx.doi.org/10.1029/2009GB003594>.
- Maane-Messai, S., Laignel, B., Motelay-Massei, A., Madani, K., Chibane, M., 2010. Spatial and temporal variability of water quality of an urbanized river in Algeria: the case of Soummam wadi. *Water Environ. Res.* 82 (8), 742–749.
- Mouni, L., Merabet, D., Arkoub, H., Moussaceb, K., 2009. Study and physicochemical characterization of Soummam water river (Algeria). *Secheresse* 20 (4), 360–366.
- Mortazavi, B., Iverson, R.L., Huang, W., 2001. Dissolved organic nitrogen and nitrate in Apalachicola Bay, Florida: spatial distributions and monthly budgets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214, 79–91.
- Parsons, T.R., Maita, Y., Lalli, C.M., 1989. A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Pergamon Press, Oxford, 173p.
- Petrone, K.C., Richards, J.S., Grierson, P.F., 2009. Bioavailability and composition of dissolved organic carbon and nitrogen in a near coastal catchment of south-western Australia. *Biogeochem.* 92, 27–40.
- Prasad, M.B.K., Ramanathan, A.L., 2008. Dissolved organic nutrients in Pichavaram mangrove waters of east coast of India. *Indian J. Mar. Sci.* 37 (2), 141–145.
- Preston, S.D., Bierman, J.R.V.J., Silliman, S.E., 1989. An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resour. Res.* 25 (6), 1379–1389.
- Purvina, S., Béchemin, C., Balode, M., Verite, C., Arnaud, C., Maestrini, S.Y., 2010. Release of available nitrogen from river discharged dissolved organic matter by heterotrophic bacteria associated with the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Est. J. Ecol.* 59 (3), 184–196.
- Ragueneau, O., Conley, D.J., Leynaert, A., Longphuir, S.N., Slomp, C.P., 2006. Responses of coastal ecosystems to anthropogenic perturbations of silicon cycling. In: Unger, D., Humborg, C., Tac Ad, N., Ittekkot, V. (Eds.), *The silicon cycle. Human Perturbations, Impacts on aquatic systems.* SCOPE Series 66, p. 296.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In: H111, M.N. (Eds.), *The sea*, vol. 11. John Wiley, New York, pp. 26–77.
- Rodier, J., 1996. *L'analyse de l'eau : eaux naturelles : eaux résiduaires, eaux de mer.* Dunod, Paris.
- Rueda, F., Moreno-Ostos, E., Armengo, J., 2006. The residence time of river water in reservoirs. *Ecol. Model.* 191 (2), 260–274.

- Seitzinger, S.P., Sanders, R.W., 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 159, 1–12.
- Seitzinger, S., Harrison, J.A., Böhlke, J.K., Bouwman, A.F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., Van Drecht, G., 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecol. Appl.* 16, 2064–2090.
- Straskraba, M., Dostalkova, I., Hejzlar, J., Vyhnanek, V., 2007. The effect of reservoirs on phosphorus retention. *Int. Rev. Hydrobiol.* 80 (3), 403–413.
- Taleb, A., Belaidi, N., Gagneur, J., 2004. Water quality before and after dam building on a heavily polluted river in semi-arid Algeria. *River Res. Applic.* 20, 943–956.
- Thieu, V., Billen, G., Garnier, J., 2009. Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: the Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model. *Water Res.* 43, 1740–1754.
- Turner, R.E., Qureshi, N., Rabalais, Q., Dortch, D., Justic, D., Shaw, R.F., Cope, J., 1998. Fluctuating silicate: nitrate ratios and coastal plankton food webs. *Prog. Nat. Sci.* 95, 13048–13051.
- Wahby, S.D., Bishara, N.F., 1980. The effect of the River Nile on Mediterranean water, before and after the construction of the High Dam at Aswan. In: *River inputs to ocean systems*, pp. 311–318. (UNESCO/IOC/UNEP).
- Whitall, D.R., Paerl, H.W., 2001. Importance of atmospheric nitrogen deposition to the Neuse River estuary, North Carolina. *J. Environ. Qual.* 30, 1508–1515.
- Wiegner, T.N., Sybil, P., Seitzinger, S.P., 2006. Bioavailability of dissolved organic nitrogen and carbon from nine rivers in the eastern United States. *Aquat. Microb. Ecol.* 43, 277–287.
- Wolfe, L., Kroeger, K.D., Valiela, I., 1999. Increased lability of estuarine dissolved organic nitrogen from urbanized watersheds. *Biol. Bull.* 197, 290–292.