

Impact de la dynamique hydrologique sur les cycles de nutriments en zone inondable tropicale sahélienne

Didier Orange
Hydrogéochimiste

Robert Arfi
Hydrobiologiste

Vincent Bénech
Hydrobiologiste

Marcel Kuper
Agronome

Bertrand Marieu
Hydrologue

Ibrahim Sidibé
Hydrologue

Les paysages sahéliens sont des systèmes pédologiques pauvres en éléments mobilisables utiles à la chaîne trophique (Piéri, 1989 ; Sterk *et al.*, 1996). De nombreuses études ont souligné l'importance de l'organisation des formes du paysage et de son exploitation sur la dynamique spatio-temporelle des flux de nutriments (Feller *et al.*, 1991 ; Coleman et Crossley, 1996 ; Buerkert et Hiernaux, 1998 ; Valentin *et al.*, 1999). Ainsi, il a souvent été souligné que le pastoralisme extensif joue un rôle majeur dans l'organisation spatiale de la productivité des sols en milieu sec sahélien par son action sur la répartition des formes azotées du sol (Breman et de Wit, 1983 ; Mortimore, 1991 ;

de Leeuw *et al.*, 1994 ; Powell et Valentin, 1998 ; Hiernaux *et al.*, 1999). Dans un précédent travail, Orange *et al.* (2000) montre que l'évolution des concentrations en nitrate, phosphate et ammonium dissous dans les eaux de surface du delta intérieur du Niger décrit un cycle annuel basé sur le cycle hydrologique, aussi bien dans les eaux du fleuve Niger que dans celles des chenaux et des mares, pérennes ou non. Aucune influence des systèmes d'exploitation n'a pu être décelée et tout se passe comme si l'inondation homogénéisait l'ensemble. Par ailleurs, des études en milieu tempéré basées sur les bilans de masse entre les apports dissous provenant des écoulements du bassin versant amont et les sorties des zones inondables ont mis en évidence que ces zones inondables pouvaient consommer de façon significative les flux d'azote et de phosphore les traversant (Johnston *et al.*, 1984 ; Brinson *et al.*, 1984 ; Haycock *et al.*, 1997 ; Fustec et Lefevre, 2000), d'où la notion de « zone tampon » donnée à ces écosystèmes particuliers. Qu'en est-il en milieu tropical sahélien inondable ?

L'opération de recherche décrite ci-dessous a été réalisée dans le cadre du projet Gihrex de l'IRD, dont l'objectif était de modéliser de la productivité du delta intérieur du Niger en fonction de la variabilité hydrologique et des stratégies d'exploitation (Orange, ce volume¹). Cela implique, entre autres, d'avoir une meilleure connaissance des flux de matières qui participent au fonctionnement biohydrogéochimique du delta en relation avec son exploitation par l'homme. D'une superficie d'environ 40 000 km², le delta intérieur du Niger est situé au centre du Mali où il désigne un ensemble de plaines inondables, de lacs, de mares et de chenaux alimentés par le fleuve Niger, entre Ségou au sud (l'aval) et Tombouctou au nord (l'amont). Dans cette zone sahélienne, l'arrivée des eaux fluviales à la faveur des crues annuelles est à l'origine d'un fort développement biologique donnant lieu à une forte production en ressources naturelles renouvelables, exploitées par trois systèmes d'exploitation majeurs se partageant l'espace et le temps selon le rythme saisonnier imposé par le cycle hydrologique du fleuve Niger : pêches saisonnières, cycles de culture de riz pluvial et transhumances des troupeaux (Gallais, 1984 ; Poncet et Orange, 1999). Les premières mesures de qualités chimique, organique et biologique de l'eau montrent que cet

¹ Orange D., ce volume – « Projet Gihrex : ambitions et acquis d'un projet de recherche pour le développement durable du delta intérieur du Niger ». In : partie 5.

écosystème d'une grande richesse apparente serait un système plutôt oli-mésotrophe, où toute activité trophique est sous-tendue par l'accès à la ressource primaire (Arfi, 1998, 1999 ; Arfi et Bénech, 1999 ; Arfi, ce volume²). Cette étude de la répartition spatiale au cours du temps des teneurs en nutriments dans une plaine inondable du delta intérieur du Niger se propose d'appréhender le rôle des plaines d'inondation sahéliennes sur le cycle des nutriments en utilisant des bilans de masse sur les exportations dissoutes d'azote et de phosphore.

■ Présentation de la zone d'étude et méthodologie

Une plaine inondable du delta : la plaine de Débaré

La zone d'étude est située à une cinquantaine de kilomètres au nord de Mopti, dans la partie centrale amont du delta intérieur du Niger, près du village de Batamani. Dans ce terroir de 16 km², on s'est particulièrement intéressé à la mare de Débaré et sa plaine, l'ensemble couvrant une superficie de 480 ha (fig 1). Cette mare permanente se remplit lors de la crue *via* le mayo Ninga, défluent du fleuve Niger situé à 150 m. Dans la plaine dont elle dépend – et qui représente l'impluvium de la mare –, se trouvent trois autres mares non pérennes (à savoir : Débaré Ouest, Débaré Fitini et Komina), le tout étant relié par un ensemble complexe de chenaux. Le fonctionnement hydrologique de la mare et ses systèmes d'exploitation sont décrits dans Rousseau (1998), Diarra (1999), Mariéu (2000) et Orange *et al.* (2000).

Principes et protocoles d'échantillonnage

Malgré la diversité des formes d'existence de l'azote et de l'ubiquité de cet élément dans la biosphère, le transport d'azote

² Arfi R., ce volume – « Contrôle environnemental de la productivité planctonique du delta intérieur du Niger ». *In* : partie 2.

dans les bassins versants s'effectue majoritairement sous forme minérale dissoute (Meybeck, 1982 ; Armstrong et Burt, 1993). Dans ce travail, les autres formes d'azote – notamment les transports sous forme organique particulaire ou minérale ammoniacale adsorbée sur les colloïdes argileux ou humiques – ne sont pas prises en compte. Pour le phosphore, bien que cet élément soit conservatif dans les écosystèmes, puisque contrairement à l'azote il n'a pas de perte gazeuse, l'appréciation de son bilan de masse reste difficile à aborder du fait de l'intervention majeure de la biomasse vivante dans son transfert et de ses faibles teneurs (Dorioz *et al.*, 1989 ; Mitsch et Gosselink, 1993). Le phosphore est en effet principalement apporté sous forme solide dans les zones inondables, et un échange permanent entre formes solides et formes dissoutes se réalise ; Fardeau et Dorioz (2000) notent d'après les travaux de Peterjohn et Corell (1984) puis Cooper et Gilliam (1987) que la diminution de la charge de phosphore dans les eaux circulant dans une zone humide ouverte est essentiellement due à la diminution du phosphore particulaire. A partir de cette constatation, il est opportun d'appréhender la biodisponibilité du phosphore dans une plaine inondable en fonction de la seule donnée en phosphore dissous.

Durant une saison hydrologique (du 9 août 1998 au 11 mars 1999), neuf points de prélèvement d'eau de surface (fig. 1) ont fait l'objet d'un suivi régulier (transparence, pH, conductivité, températures de l'eau, nutriments, carbone organique, matières en suspension, chlorophylle ; Arfi, 1998, 1999 ; Diarra, 1999). Un point de mesure est situé sur le Niger en amont du mayo Ninga (point n° 1), ce qui permet de suivre les apports du fleuve à la plaine d'inondation. Le point n° 2 se situe dans le canal d'alimentation – ou de vidange, selon l'époque – de la mare principale, où deux prélèvements sont effectués : le point n° 3 en eau libre et le point n° 8 dans le *bourgou*³ (fig. 1). Trois autres points sont situés dans les trois mares satellites (n° 4 pour Débaré Ouest, n° 5 pour Fitini et n° 6 pour Komina). Le point n° 7, dans le chenal du Shio à l'extrémité sud-ouest de la plaine, est le seul autre point d'entrée ou de sortie des eaux du système « plaine de Débaré ». Enfin le point n° 9 est situé dans une parcelle de riziculture au sud de la mare. Les prélèvements ont été journaliers dans les eaux libres de

³ Macrophyte caractéristique du delta intérieur du Niger, désignant *Echinochloa stagnina* et *Vossia cuspidata*.

la mare de Débaré et du canal et dans le bourgou (points n° 2, 3 et 8) ; cela représente près de 150 échantillons d'eau collectés et analysés par point de prélèvement. Pour les autres stations (n° 1, 4, 5, 6, 7, 9), les prélèvements furent hebdomadaires sur la période précitée. Ici, nous discuterons uniquement de la dynamique spatio-temporelle des concentrations en nitrate (NO_3^-), phosphate (PO_4^{3-}) et ammonium (NH_4^+).

Le protocole d'échantillonnage est le suivant : prélèvement d'un litre d'eau à 30 cm sous la surface, filtration sur le terrain immédiatement après le prélèvement sur filtre acétate de $0,2 \mu\text{m}$ de porosité et 45 mm de diamètre, suivi d'un empoisonnement du filtrat au chlorure mercurique, conservation à l'obscurité sur le terrain puis au frais dès l'arrivée au laboratoire, et dosage par colorimétrie Technicon au laboratoire d'analyse de l'IRD à Bouaké (Côte d'Ivoire), les temps de transferts allant de 1 à 4 mois. L'analyse de toutes les valeurs brutes est disponible dans Diarra (1999) et Paget (1999).

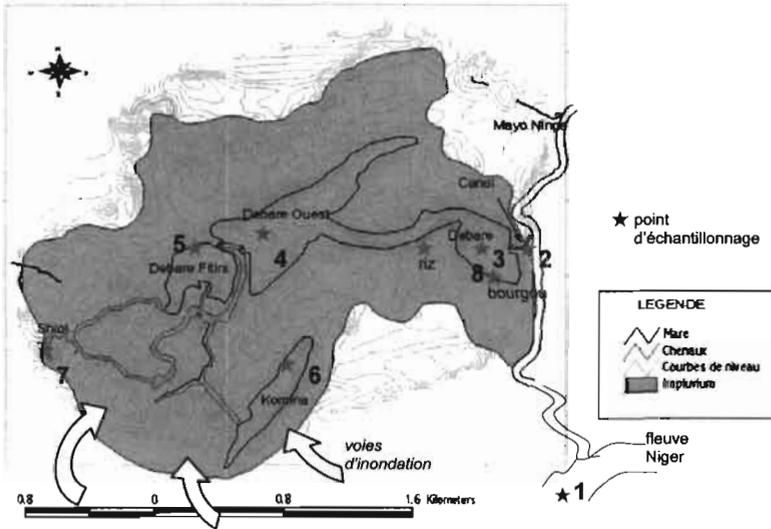


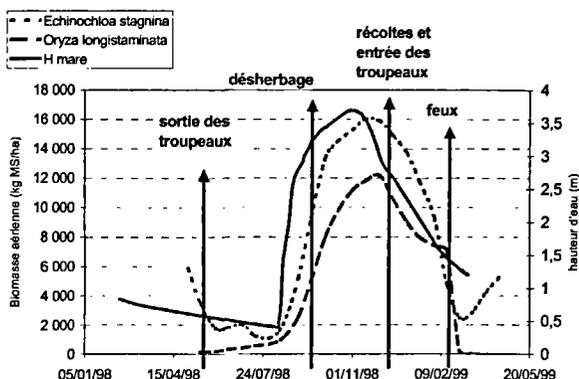
Figure 1
Hypsométrie de la plaine de Débaré, position géographique des points d'échantillonnage des eaux de surface (avec leurs numéros de référence), et indication des voies d'inondation de la plaine par débordement du fleuve Niger.

Un système à inondation rapide et totale

La compréhension des cycles de l'azote et du phosphore au niveau de la plaine d'inondation passe obligatoirement par une évaluation quantitative des flux d'eau qui traversent l'écosystème étudié. Pour cela, l'impluvium de la plaine de Débaré est considéré, à l'égal d'un bassin versant, comme l'unité géographique de référence.

Chaque année, le remplissage de la mare commence début août. La hauteur d'eau au centre de la mare passe de 0,5 m à plus de 2 m d'eau en 15 jours. Cette mise en eau rapide et totale de la plaine représente une caractéristique essentielle de cet écosystème. La superficie inondée passe de quelques hectares le 9 août (début des écoulements dans le canal, et donc du remplissage de la plaine) à 300 ha une quinzaine de jours plus tard, et à la totalité de la plaine (soit 480 ha) un mois seulement plus tard (le 20 septembre). Le maximum d'inondation, correspondant à une hauteur de 3,7 m d'eau au point le plus profond de la mare, est atteint début novembre (fig. 2). Ensuite, la vidange de la plaine est très rapide en décembre (on passe de 2,5 m à 1,5 m d'eau en deux mois, décembre et janvier), puis se ralentit progressivement pour arriver au tarissement complet le 7 mars 1999. La plaine est alors à nouveau isolé en raison de l'existence d'un seuil dans le canal. Les pertes en eau ne se font alors que par évaporation, l'infiltration étant négligeable (Diarra, 1999 ; Marieu, 2000).

Figure 2
Evolution mensuelle de la hauteur d'eau (crue 1998/99) dans la plaine de Débaré et de la biomasse végétale (bourgou ou *Echinochloa stagnina* en pointillé ; riz ou *Oryza longistaminata* en tireté).



Le passage entre remplissage et vidange de la plaine se matérialise par un changement de sens d'écoulement dans le canal reliant la plaine Débaré au mayo Ninga. Mais ce changement de sens n'est pas synchrone de la baisse du niveau d'eau dans la mare : en fait, il s'effectue juste avant la pointe de crue et correspond au début de l'inondation généralisée de la plaine (le 20 septembre 1998). On est alors à l'étalement : l'eau rentre par le Shio et les débordements des bourrelets de berge du sud de la plaine (cf. les « voies d'inondation » indiquées en figure 1), alors que la vidange se fait par le canal.

Tableau 1

Bilan en eau de la plaine d'inondation de Débaré lors du cycle hydrologique 1998/99.

Les valeurs positives indiquent les entrées d'eau dans la plaine, les valeurs négatives indiquent les sorties d'eau de la plaine.

L'ensemble « Shio + inondation » désigne le volume d'eau apporté par les débordements d'inondation du sud de la plaine.

Périodes hydrologiques	Périodes calendaires	Niger à Mopti $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	Débit du canal $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	Volume de la mare 10^3m^3	Flux d'eau écoulé 10^3m^3	
					par le canal	par le Shio+inond
BE <i>basses-eaux</i>	mars - août	226	0	60	0	0
ME <i>montée des eaux</i>	août - septembre	1 950	2,6	2 930	9 200	0
HE <i>hautes-eaux</i>	septembre - novembre	2 600	-1,0	8 800	-5 500	8 600
DE <i>Décrue</i>	novembre - mars	430	-0,6	1 670	-5 200	0

Le bilan de l'eau de la plaine, présenté dans le tableau 1, prend en compte les apports d'eau directs à la mare par la pluie et son ruissellement sur les versants, l'infiltration dans les sols et les pertes par évaporation. L'évaluation du volume d'eau de la mare est calculée à partir d'un relevé topographique au 1/5 000^e réalisé par Marieu (2000). Durant la montée des eaux, 9,2 millions de m^3 d'eau rentrent par le canal (avec un débit moyen de $2,6 \text{m}^3 \text{s}^{-1}$, le pic de débit ayant été atteint le 23 août 1998 avec $5,5 \text{m}^3 \text{s}^{-1}$). En hautes-eaux, correspondant à la période d'inondation généralisée,

8,6 millions de m³ rentrent par les débordements sud de la plaine pendant que 5,5 millions de m³ sortent par le canal. Enfin en décrue, le canal est à nouveau le seul point par où l'eau transite : 5,2 millions de m³ sortent alors de la plaine. Le volume maximum d'eau de la mare est atteint du 29 octobre au 4 novembre 1998 avec 10,5 millions de m³.

A la faveur de cette dynamique hydrologique, le couvert végétal aérien se met très rapidement en place en commençant par le bourgou puis le riz, la biomasse aérienne atteignant son maximum fin novembre, soit un mois environ après le pic d'inondation (fig. 2). Les grands moments d'exploitation de la plaine sont marqués par la sortie des troupeaux en mai-juin juste avant la montée des eaux, le désherbage en août, puis la récolte et le retour des troupeaux en décembre. Il faut aussi évoquer la possibilité de feux en février-mars.

■ Dynamique spatio-temporelle des teneurs en nutriments dissous

Système pauvre en nitrate et phosphate, riche en ammonium

Les teneurs moyennes en nitrate, phosphate et ammonium des eaux du Niger et de la mare de Débaré sont présentées dans le tableau 2. Les concentrations en nitrate ont varié entre 30 et plus de 500 µg l⁻¹ pour les eaux du fleuve, entre 25 et plus de 2 300 µg l⁻¹ pour les eaux libres de la mare. Respectivement, les teneurs en phosphate ont varié dans les intervalles 10 - 50 µg l⁻¹ et 5 - 70 µg l⁻¹, et les teneurs en ammonium 10 - 500 µg l⁻¹ et 0 - 370 µg l⁻¹ (tableau 2). Les teneurs en nitrate et phosphate sont toujours maximales durant les basses-eaux et la montée des eaux, puis une nette diminution est enregistrée en descente des eaux (fig. 3). A partir de novembre jusqu'au retour des pluies de l'année suivante, les teneurs moyennes en nitrate et phosphate sont équivalentes dans les deux systèmes (fleuve et mare), de l'ordre de 70 µg l⁻¹ pour les nitrates et 20 µg l⁻¹ pour les phosphates, correspondant respectivement à 16 µg N-NO₃ l⁻¹ et 4 µg P-PO₄ l⁻¹. Ces valeurs sont très largement

inférieures aux valeurs globales relevées dans la littérature pour des eaux non polluées dites naturelles, à savoir entre 16 et 240 $\mu\text{g N-NO}_3 \text{ l}^{-1}$, et entre 1 et 24 $\mu\text{g P-PO}_4 \text{ l}^{-1}$ (Meybeck, 1982). Nitrates et phosphates peuvent donc constituer des facteurs limitant au développement de la biomasse dans cet écosystème.

Tableau 2

Caractéristiques des teneurs en nitrate, phosphate et ammonium des eaux du fleuve Niger à l'amont de la plaine de Débaré et des eaux de la mare de Débaré (en $\mu\text{g l}^{-1}$).

n : nombre d'échantillons analysés, respectivement du fleuve / de la mare ;

moy. pond. : moyenne pondérée par le débit du fleuve ou le volume d'eau de la mare.

		Fleuve Niger (point n° 1)			Mare de Débaré (point n° 3)		
		NO_3^- ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PO_4^{3-} ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NH_4^+ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NO_3^- ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PO_4^{3-} ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NH_4^+ ($\mu\text{g l}^{-1}$)
Basses-eaux n = 1 / 9	<i>moy. pond.</i>	–	–	–	1 155	51	165
	moyenne	66	16	101	1 200	55	153
	min	–	–	–	510	33	98
	max	–	–	–	2 300	67	220
Montée des eaux n = 6 / 30	<i>moy. pond.</i>	252	41	223	145	30	156
	moyenne	259	41	225	139	30	151
	min	71	27	77	26	13	62
	max	557	52	324	340	51	309
Hautes-eaux n = 9 / 55	<i>moy. pond.</i>	66	22	331	74	19	142
	moyenne	66	23	329	74	19	142
	min	29	11	119	30	10	25
	max	143	48	504	155	44	287
Décruë n = 9 / 64	<i>moy. pond.</i>	51	11	101	57	11	132
	moyenne	61	11	222	61	12	122
	min	37	8	12	20	5	0
	max	95	16	474	151	35	366

Les teneurs en ammonium sont maximales durant les hautes-eaux dans le fleuve, alors que dans la mare il ne semble pas y avoir d'évolution des concentrations au cours de l'année, bien qu'elles fluctuent quotidiennement très fortement (fig. 4). Ces variations journalières rapides et importantes peuvent probablement être attribuées au mode de prélèvement en un seul point de la colonne d'eau, l'ammonium provenant notamment d'apports verticaux. Dans les eaux de la mare, le niveau moyen d'ammonium est de l'ordre de $100 \mu\text{g l}^{-1} \text{N-NH}_4$, ce qui est supérieur à l'encadrement moyen global retenu par Meybeck (1982). pour les eaux de surface naturelles (de 7 à $60 \mu\text{g l}^{-1} \text{N-NH}_4$).

Deux logiques différentes d'évolution des teneurs en nitrate et phosphate

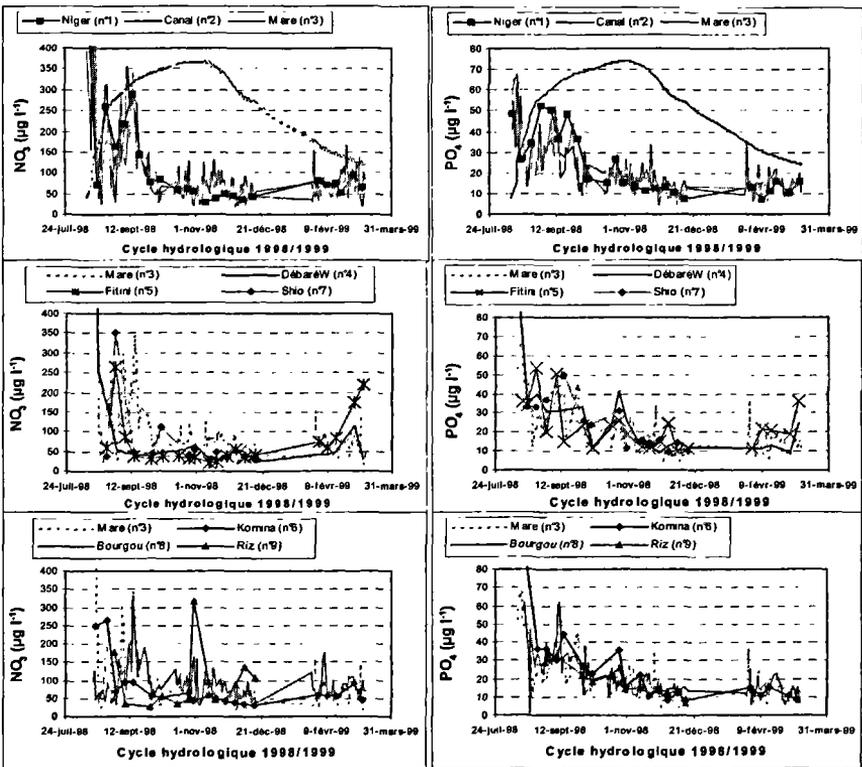
En tous les points prélevés, les teneurs en nitrate et phosphate ont une évolution similaire au cours du cycle hydrologique : fortes concentrations en début d'inondation puis diminution des teneurs au cours du cycle (fig. 3). Mais dans le détail, nitrate et phosphate montrent deux logiques distinctes.

Les teneurs en nitrates sont maximum avant le 20 septembre⁴ – durant la montée des eaux – pour devenir faibles dès le pic de crue puis montrent ensuite de petites fluctuations sans tendance marquée. En fait, les nitrates sont apportés massivement par le fleuve en début de crue (d'où des valeurs identiques entre le Niger, le canal et la mare) à la faveur de la montée des eaux, où les premières vagues d'ondes de crue correspondent aux lessivages des laissés de crue et aux ruissellements sur les versants apportant notamment des eaux très fortement turbides (Diarra, 1999 ; Orange *et al.*, 2000). Ce schéma ne se retrouve pas vraiment dans les autres sites plus éloignés (sauf dans le bourgou mitoyen de la mare) où les valeurs en montée des eaux sont beaucoup plus faibles. Pour conclure, on retiendra que le nitrate rentre dans le système à la faveur de la montée des eaux lorsque l'alimentation se fait par le canal puis tarit brusquement.

Pour les phosphates en revanche, tout semble se passer à peu près de la même manière partout (fig. 3). Encore ne fois, les teneurs sont maximales avant le 20 septembre mais ensuite la diminution

⁴ Date du début de l'inondation généralisée dans la plaine.

est lente jusqu'en décembre. Pour les phosphates, il semble donc y avoir un flux plus ou moins continu avec une diminution d'intensité tant que dure l'écoulement. En effet, les terres mises en eau ont été intensément fréquentées par des troupeaux, enrichies par les déjections qui ont séché sur place, ce qui induit forcément un relarguage local de phosphore pendant toute la durée de l'inondation. Ainsi contrairement aux nitrates dont les teneurs sont très faibles passé le pic de crue, on a une lente décroissance des phosphates bien tracée partout.



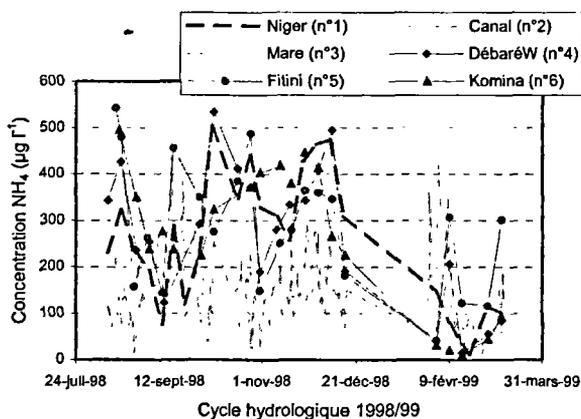
■ Figure 3

Evolution des teneurs en nitrate et phosphate des eaux de surface de la plaine de Débaré, au cours du cycle hydrologique 1998/99 (l'évolution du niveau des eaux de la mare de Débaré est indiquée sur les deux figures du haut).

Dynamique spatiale spécifique de l'ammonium

Dans les eaux du fleuve, la dynamique temporelle de l'ammonium est très différente de celles du nitrate et du phosphate. Le maximum annuel de concentration correspond à la période des hautes-eaux (fig. 4) après une légère « impulsion » au moment de la montée des eaux. En fait, on a un maximum d'ammonium quand nitrate et phosphate sont en constante diminution. De plus, l'évolution des teneurs en ammonium n'est pas la même en tous les lieux : les eaux de la mare et du canal se distinguent des eaux des mares satellites et du fleuve Niger (fig. 4). En effet, si dans la mare et le canal les concentrations en ammonium fluctuent toute l'année autour de la même ligne de base (de l'ordre de $140 \mu\text{g l}^{-1}$), par contre les teneurs augmentent fortement dans les eaux du Niger, passant de $100 \mu\text{g l}^{-1}$ à plus de $300 \mu\text{g l}^{-1}$ entre la mi-septembre et la mi-octobre, évolution enregistrée également dans les eaux des mares satellites (fig. 4). Cette augmentation est concomitante de l'inversion du courant dans la mare (*i.e.* entrée des eaux par le Shio et le débordement sud de la plaine), correspondant aussi à la diminution de la turbidité des eaux (le disque de Secchi passant de 50 à 80 cm et les matières en suspension de 20 mg l^{-1} à 5 mg l^{-1} , Diarra, 1999). A la mi-décembre, soit un mois après le début de la décrue, les concentrations décroissent brusquement partout pour se retrouver aux mêmes teneurs que celles des eaux de la mare et du canal durant toute la phase de tarissement.

Figure 4
Evolution
des teneurs
en ammonium
des eaux de
surface
de la plaine
de Débaré,
au cours du cycle
hydrologique
1998/99.



L'évolution des teneurs en ammonium dans les eaux de la parcelle rizicole (point n° 9) est identique à celle des eaux du Niger, alors que l'évolution des eaux du point n° 8 dans la bourgoutière de la mare, situé non loin du point n° 9 précédent (fig. 1), est identique à celle de la mare (fig. 5). Il semble donc y avoir un mélange parfait entre eaux libres de la mare et les eaux de la bourgoutière.

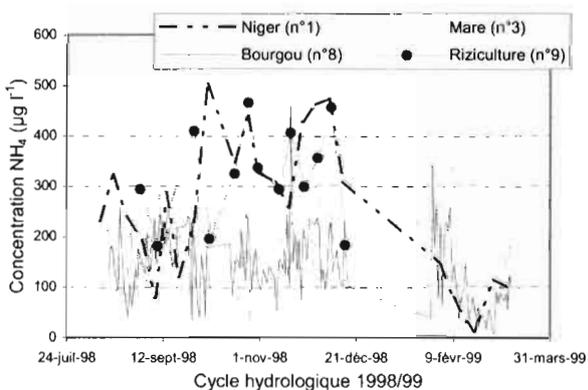


Figure 5

Comparaison de l'évolution des teneurs dissoutes en ammonium entre les eaux de la mare de Débaré et du fleuve Niger, et celles de la bourgoutière et de la plaine rizicole, au cours du cycle hydrologique 1998/99.

Finalement, l'ammonium rentre dans le système à la faveur du débordement du lit du fleuve au début de l'inondation généralisée (après le 20 septembre). L'engorgement de toutes les terres inondables de la plaine induit une remise en suspension des matières organiques du sol et une mise en eau de toute sa biomasse végétale, ce qui provoque une forte libération d'ammonium dans les eaux. L'ammonium se répartit dans les mares temporaires qui se trouvent alors – du fait du changement de sens du courant – situées en amont de la mare de Débaré, transite jusqu'à la mare de Débaré par le bourgou où l'ammonium est piégé, retenu, consommé, avant d'arriver en faible quantité dans le canal : les eaux retournent épurées au Niger. En effet, la diminution relative des teneurs en ammonium entre les eaux du Niger et celles de la mare indique obligatoirement une consommation de cet élément avant et dans les eaux de la mare de Débaré : consommation

directe de l'ammonium par le phytoplancton, nitrification et consommation du nitrate résultant par la biomasse végétale (notamment aux passages dans les bourgoutières). Dans les mares satellites, les concentrations en ammonium sont identiques à celles des eaux du Niger car les eaux y sont encore fortement turbides et ont encore une forte hydraulité, autant de facteurs non favorables à la consommation de l'ammonium. C'est seulement quand les eaux de débordement arrivent au niveau des zones à macrophytes bordant la mare de Débaré (zones à bourgou), qu'elles perdent leur vitesse et une grande partie de leur charge particulaire. A ce moment-là, un développement des algues et donc une consommation de l'ammonium présent dans les eaux est possible. Par contre, les eaux de la parcelle rizicole gardent des teneurs élevées en ammonium à cause du désherbage puis de la récolte qui engendrent un maintien ponctuel de la turbidité et empêchent des conditions favorables à la consommation de l'ammonium.

Bilan des flux dissous de nutriments dans une plaine inondable du delta

Bilans massiques saisonniers : stockage et consommation de la plaine

Le bilan de masse entrée-sortie de la plaine de Débaré est effectué en fonction du bilan de l'eau calculé par phase hydrologique et à partir des teneurs mesurées au niveau des points d'entrées et de sorties de la plaine, à savoir le canal (point n° 2) et le Shio (point n° 7). Le bilan de masse des nutriments ainsi réalisé montre que la plaine de Débaré stocke majoritairement les apports en nutriments durant la période de montée des eaux (au remplissage de la plaine) pour les consommer lors des hautes-eaux (tableau 3). Pendant la période d'inondation généralisée, seul l'ammonium est fortement apporté à la plaine (avec un flux de 2,9 t de N-NH₄), dont 73 % sera stocké dans la plaine pendant ce temps. La consommation en nitrate et phosphate lors de la période des hautes-eaux est telle que le niveau de concentration des eaux atteint devient vite un facteur limitant de la production algale de ce milieu. Cela doit également

participer au fait que l'ammonium ne puisse alors être mieux utilisé par le milieu, ce qui pour l'écosystème se traduit en décrue par une importante perte d'azote sous forme d'ammonium. On enregistre alors une perte d'une tonne d'ammonium, quantité représentant presque la moitié de la masse d'ammonium stockée dans la plaine lors de l'inondation généralisée.

Tableau 3

Bilan de masse entrée/sortie des nutriments (en tonnes) dans la plaine de Débaré, lors du cycle hydrologique 1998/99.
Flux > 0 : flux entrant dans la plaine ; flux < 0 : flux sortant ;
BE : basses-eaux ; ME : montée des eaux ; HE : hautes-eaux ;
DE : décrue.

Période	Signification hydrologique	Date	NO ₃		PO ₄		NH ₄	
			flux	bilan	flux	bilan	flux	bilan
BE	<i>pas écoulem. :</i> <i>syst. isolé</i>	08/03/1998	+0	0	+0	0	+0	0
		09/08/1998	-0		-0		-0	
ME	<i>remplissage :</i> <i>syst. Ouvert</i>	10/08/1998	+2,01	+2,01	+0,30	+0,30	+1,23	+1,23
		19/09/1998	-0		-0		-0	
HE	<i>inondation généralisée :</i> <i>syst. Ouvert</i>	20/09/1998	+0,46	+0,04	+0,17	+0,08	+2,91	+2,13
		24/11/1998	-0,42		-0,10		-0,79	
DE	<i>vidange :</i> <i>syst. Ouvert</i>	25/11/1998	+0	-0,31	+0	-0,07	+0	-0,97
		07/03/1999	-0,31		-0,07		-0,97	
BE	<i>pas écoulem. :</i> <i>syst. isolé :</i>	08/03/1999	+0	0	+0	0	+0	0
		02/06/1999	-0		-0		-0	
<i>Bilan annuel</i>	—	<i>cycle 1998/99</i>	+2,47	+1,74	+0,48	+0,31	+4,14	+2,39
			-0,73		-0,17		-1,75	

Bilan annuel des flux de nutriments

En termes de bilan annuel, 2,47 t de nitrate, 0,48 t de phosphate et 4,14 t d'ammonium entrent dans la plaine de Débaré, ce qui représente un apport de 5,2 kg ha⁻¹ an⁻¹ de NO₃, 1,0 kg ha⁻¹ an⁻¹ de PO₄ et 8,6 kg ha⁻¹ an⁻¹ de NH₄ ; 70 % du nitrate, 65 % du phosphate et 58 % de l'ammonium sont retenus. Cela équivaut à une consommation de 3,6 kg ha⁻¹ an⁻¹ de NO₃, 0,65 kg ha⁻¹ an⁻¹ de PO₄ et 4,98 kg ha⁻¹ an⁻¹ de NH₄. La plaine de Débaré stocke donc plus de 60 % des nutriments qui lui sont apportés par la crue du fleuve lors d'un cycle hydrologique. C'est donc bien une

formidable usine à production de biomasse végétale, à boucle de productivité rapide. Malgré cela, une grande quantité de nutriments ne font que transiter dans la mare et sortent du système. Il y a aussi des effets d'échange depuis le sédiment, non pris en compte ici (libération vers l'eau mais aussi adsorption du phosphate sur des argiles ou immobilisation des nutriments dans un hypolimnion non accessible (cf. Arfi, ce volume⁵).

Conclusion

Dynamique des nutriments et fonctionnement biogéochimique de la plaine

Le schéma général du fonctionnement biogéochimique d'une plaine d'inondation du delta intérieur du Niger peut être établi comme suit. Les eaux du fleuve Niger apportent aux plaines du delta des teneurs importantes en nitrate, phosphate et ammonium dès les premiers écoulements de la crue. En effet, à la mise en eau des plaines, les concentrations en nutriments suivent exactement les concentrations des eaux du Niger, avec une consommation biologique probablement très réduite en raison de la forte turbidité des eaux. Puis quand la turbulence de l'eau diminue et quand la transparence augmente, le cycle de production primaire peut commencer. Nitrate et phosphate sont consommés autant dans la plaine que dans le fleuve, alors que l'ammonium est surtout consommé dans les plaines au niveau des zones à faible turbulence. Enfin, notons que les nitrates et phosphates deviennent vite des facteurs limitant pour l'activité algale, la plaine ne pouvant alors consommer tout l'ammonium à sa disposition. En effet, dès octobre, les concentrations en nitrate et phosphate sont inférieures respectivement à $70 \mu\text{g l}^{-1}$ et $15 \mu\text{g l}^{-1}$. Par contre, le niveau en ammonium reste important, de l'ordre de $130 \mu\text{g l}^{-1}$.

Cette évolution du fonctionnement biogéochimique de la plaine de Débaré met en évidence toute l'importance de l'hydrologie sur la consommation en nutriments de cet écosystème et donc finalement

⁵ Arfi R., ce volume – « Contrôle environnemental de la productivité planctonique du delta intérieur du Niger ». In : *partie 2*.

sur le bilan stock/consommation en azote et phosphore du delta intérieur du Niger. Ainsi, la turbidité et l'hydrodynamisme seraient les principaux paramètres expliquant l'évolution différentielle des teneurs en nutriments de la plaine par rapport aux apports des eaux du fleuve. N-NO₃ et P-PO₄ sont stockés lorsque la turbidité de l'eau est faible indifféremment de la vitesse du courant, alors que N-NH₄ est stocké uniquement lorsque la turbidité et la vitesse de l'eau sont faibles, le tout étant à chaque fois contrôlé par la concentration des apports en nutriments de l'amont. Cela revient à dire que dans les plaines d'inondation du delta intérieur du Niger, l'azote et le phosphore sont stockés en période de montée des eaux, puis consommés en périodes de hautes-eaux et de décrue. Notons que le fleuve ne réunit jamais les conditions favorables à la consommation ou au stockage de l'ammonium, contrairement à la plaine où 83 % de l'azote consommé dans la plaine provient de l'ammonium.

Dans ces conditions, les plaines d'inondation du delta intérieur du Niger sont des usines à produire efficaces, consommant 70 % des apports en N-NO₃ et P-PO₄, mais pouvant être encore largement améliorées puisqu'elles ne consomment encore que 58 % de l'ammonium apporté, nitrate et phosphate étant probablement des facteurs limitant. Les plaines du delta représentent donc des zones tampons potentielles importantes pour les flux d'azote et de phosphore en provenance du bassin amont, et notamment des eaux drainant les bassins agricoles.

Remerciements

Daniel Corbin du laboratoire d'analyse du programme « Petits Barrages » au centre IRD de Bouaké (Côte d'Ivoire) est remercié pour la réalisation des analyses, leur critique et leur interprétation. Les relecteurs sont également vivement remerciés. Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet de recherche Gihrex (IRD) avec la collaboration de la représentation régionale à Mopti de la Direction nationale de l'hydraulique (DNH) et du programme Ressources halieutiques du centre régional de recherches agronomiques de l'IER (Institut d'économie rurale) à Mopti.

Bibliographie

- Amstrong A. C., Burt T. P., 1993 – “Nitrate losses from agricultural land”. In Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. (éd.) : *Nitrate: processes, patterns and control*, Wiley, UK : 239-267.
- Arfi R., 1998 – *Plaine inondable : atlas hydrobiologique Batamani-01, crue 1997*. Rapports de mission Gihrex, RM8, IRD, Bamako, Mali, 55 p.
- Arfi R., 1999 – *Plaine inondable : atlas hydrobiologique Batamani-02, crue 1998*. Rapports mission de Gihrex, RM13, IRD, Bamako, Mali, 35 p.
- Arfi R., Bénech V., 1999 – *Changements écologiques induits par la crue dans un lac tropical de la plaine d'inondation du Niger au Mali*. 4^e congrès international Limnologie – Océanographie, Bordeaux, 7-10 septembre 1999.
- Breman H., Wit C. T. (de), 1983 – Rangeland productivity and exploitation in the Sahel. *Science*, 221 : 1341-1347.
- Brinson M. M., Bradshaw H. D., Kane E. S., 1984 – Nutrient assimilative capacity of an alluvial floodplain swamp. *J. Applied Ecology*, 21 : 1041-1057.
- Buerkert A., Hiernaux P., 1998 – Nutrients in the West African sudano-sahelian zone: losses, transfers and role of external inputs. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161 : 365-383.
- Coleman D. C., Crossley D. A., 1996 – *Fundamentals of soil ecology*. USA, Academic Press, 205 p.
- Cooper J. R., Gilliam J. W., 1987 – Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51 : 1600-1604.
- Diarra R. A., 1999 – *Cycle géochimique du carbone, de l'azote et du phosphore dans un écosystème inondé : cas de la mare de Batamani*. Mémoires Gihrex, M32, IRD, Bamako, Mali, 100 p.
- Dorioz J.-M., Pilleboue E., Fehri A., 1989 – Dynamique du phosphore dans les bassins versants : importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Water Resources*, 23 : 147-158.
- Fardeau J.-C., Dorioz J.-M., 2000 – « La dynamique du phosphore dans les zones humides ». In Fustec E., Lefeuvre J.-C. (éd.) : *Fonctions et valeurs des zones humides*, Paris, Dunod : 143-159.
- Feller C., Fritsch E., Poss R., Valentin C., 1991 – Effet de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques (Afrique de l'Ouest, en particulier). *Cah. Orstom, sér. Pédol.*, 26 (1) : 25-36.
- Fustec E., Lefeuvre J.-C. (éd.), 2000 – *Fonctions et valeurs des zones humides*. Paris, Dunod : 435 p.
- Gallais J., 1984 – *Hommes du Sahel, espaces-temps et pouvoirs, le delta intérieur du Niger, 1960-1980*. Paris, Flammarion, 289 p.
- Haycock N. E., Burt T. P., Goulding K. W. T., Pinay G. (éd.), 1997 – *Buffer zones: their processes and potential in water protection*. *Quest Environmental publ.*, 322 p.

- Hiernaux P., Biédiers C. L., Valentin C., Bationo A., Fernandez-Rivera S., 1999 – Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *J. Arid Env.*, 41 : 231-245.
- Johnston C. A., Dubenzer G. D., Lee G. B., Madison F. W., McHenry J. R., 1984 – Nutrient trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lakeside wetland. *J. Env. Qual.*, 13 : 283-290.
- Leeuw P. N. (de), Reynolds L., Rey B., 1994 – "Nutrient transfers from livestock in West African agricultural systems". In : *Livestock and sustainable nutrient cycling*, Ilca : 371-391.
- Mariou B., 2000 – *Etude hydrologique de la mare de Batamani*. Etudes et rapports Gihrex, ER46, IRD, Bamako, Mali, 28 p.
- Meybeck M., 1982 – Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, 282 : 401-450.
- Mitsch W. J., Gosselink J. G., 1993 – *Wetlands*. New York, Van Nostrand Reinhold Company, 722 p.
- Mortimore M., 1991 – *A review of mixed farming systems in the semi-arid zone of sub-Saharan Africa*. Livestock Economics Division, Working Document 17, Ilca, Addis-Abeba, 181 p.
- Orange D., Paget L., Diarra R., Arfi R., Maïga M. S., Poncet Y., 2000 – « Dynamique des concentrations en nutriments dans un écosystème tropical inondable exploité : cas du terroir de Batamani (delta intérieur du Niger, Mali) ». In : *Séminaire sur les ressources en eau de l'Afrique occidentale et centrale*, projets Friend-AOC et ZTH, Yaoundé, Unesco : 13 p.
- Paget L., 1999 – *Intervention des itinéraires techniques des systèmes d'exploitation sur les flux de nutriments dans un écosystème tropical inondé*. Mémoires Gihrex, M34, IRD, Bamako, Mali, 93 p.
- Peterjohn W. T., Correll D. L., 1984 – Nutrient dynamics in an agricultural watershed : observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65 : 1466-1475.
- Piéri C., 1989 – *Fertilité des terres de savanes, bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara*. Montpellier, Cirad/Irat, 444 p.
- Poncet Y., Orange D., 1999 – L'eau, moteur de ressources partagées : l'exemple du delta intérieur du Niger au Mali. *Aménagement et Nature*, 132 : 97-108.
- Powell J. M., Valentin C., 1998 – "Effects of livestock on soil fertility in West Africa". In : *Soil fertility management in West African land use systems*, Niamey : 319-338.
- Rousseau C., 1998 – *Le système de production halieutique du terroir de Batamani (delta intérieur du Niger)*. Mémoires Gihrex, M24, IRD, Bamako, Mali, 107 p.
- Sterk G., Hermann L., Bationo A., 1996 – Wind-blown nutrient transport and soil productivity changes in southwest Niger. *Land degradation and development*, 7 : 325-335.
- Valentin C., D'herbès J. M., Poesen J., 1999 – Soil and water components of banded vegetation patterns. In Valentin C., Poesen J. (éd.): *The significance of soil, water and landscape processes in banded vegetation patterning*, Catena, 37 (1-2) : 1-24.