

**Crues artificielles et gestion intégrée des basses vallées des fleuves africains
Les exemples du fleuve Sénégal (Afrique de l'Ouest) et du fleuve Rufiji (Afrique de l'Est)**

**Stéphanie Duvail ¹
Olivier Hamerlynck ²**

**1 : Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, Crowmarsh Gifford, Oxfordshire, UK
puis IRD, UR 026, MNHN, 57 rue Cuvier, 75231 Paris Cedex 05, France. stephanie.duvail@ird.fr
2 : UICN-REMP, PO Box 13513, Dar Es Salaam, Tanzanie. olivier.hamerlynck@wanadoo.fr**

Résumé :

La construction de grands barrages pour des objectifs agricoles ou hydroélectriques modifie le fonctionnement des basses vallées des fleuves africains. A un agencement des paysages et une organisation des modes de vie rythmés par la crue annuelle, se substitue une logique de stockage et de lâchers d'eau. Au delà des choix techniques d'aménagement, qui peuvent se révéler contradictoires, ce sont plusieurs modèles de développement qui s'opposent, menant parfois à des conflits d'usage entre nouvelles activités d'agriculture irriguée et activités traditionnelles de pêche, d'élevage et d'agriculture de décrue.

Cet article met l'accent sur les effets des grands barrages sur les activités de pêches estuariennes et côtières à partir de deux exemples : en Afrique de l'Ouest, le fonctionnement de l'estuaire du fleuve Sénégal, a été fortement modifié depuis la construction du barrage de Diama. La restauration d'une partie de la plaine inondable et la création d'un estuaire artificiel a permis d'atténuer certains impacts négatifs du barrage. En Afrique de l'Est, la basse vallée du Rufiji, est un hydrosystème encore relativement naturel mais où un grand barrage hydro-électrique est prévu. Les liens entre inondations et pêche sont à étudier de façon à définir des régimes artificiels qui puissent minimiser les éventuels impacts négatifs d'un barrage.

Mots Clés : Estuaires - Deltas - Crue - Barrages - Productivité halieutique - Conflits d'usages - Négociations - Scénarios hydrologiques - Gestion intégrée – Mauritanie - Sénégal - Tanzanie - Rufiji.

Abstract:

Large dams, built to improve agriculture or to produce hydropower, are increasingly impacting on the lower valleys of African rivers. Prior to the dams the annual floods structured the downstream landscapes and strongly determined local livelihoods. In the post-dam situation new development models, often with contradictory goals, are imposed and may lead to use conflicts e.g. between traditional uses such as fishing, livestock keeping and recession agriculture and new uses such as irrigated agriculture.

The impacts of such alterations on estuarine and coastal fisheries are illustrated using two examples. In West Africa, the Senegal River estuary was strongly affected by the construction of the Diama dam. The restoration of part of the deltaic floodplain and the creation of an artificial estuary by managed flood releases has mitigated these negative impacts. In East Africa, the Lower Rufiji Valley is still largely intact but a major hydro-electric dam is in the planning stages. Managed flood release scenarios that could reduce the negative impacts of such a dam on estuarine and coastal fisheries are discussed.

Key Words: Estuaries - Deltas - Flood - Dams - Fisheries Productivity - Land Use Conflict - Stakeholders negotiations - Hydrological scenarios - Integrated management - Mauritania - Senegal - Tanzania- Rufiji

Introduction

A l'interface entre bassin versant et zone côtière, les estuaires et deltas des grands fleuves sont considérés parmi les milieux les plus productifs de la planète (Barbier 1994, Constanza *et al.* 1997). Le volume et la qualité des eaux douces alimentant ces milieux productifs est déterminée par un ensemble de processus ayant lieu sur le bassin versant. Toute modification des transferts d'eau et de matière sur ce bassin versant a des répercussions sur le fonctionnement des basses vallées et sur les zones côtières attenantes (Rosenberg *et al.* 2000).

Le récent rapport de la Commission Mondiale des Barrages a estimé, à partir d'une étude approfondie de 125 grands barrages de part le monde, que la modification du régime d'écoulement liée à la construction de grands barrages a fortement perturbé le fonctionnement des écosystèmes fluviaux, estuariens et marins situés en aval et est à l'origine d'une perte de biodiversité (World Commission on Dams 2000). Parallèlement, le constat est fait que les impacts sociaux et sanitaires de ces ouvrages ont été sous-estimés, l'aménagement du bassin versant ayant souvent été à l'origine d'une redistribution des bénéfices des écosystèmes, au détriment des usagers traditionnels. L'une des recommandations de cette même commission est de mettre en œuvre des "débits sanitaires et environnementaux". Ces crues artificielles déclenchées à partir des ouvrages hydrauliques ont pour double fonction de préserver les écosystèmes en aval et de conserver les moyens de subsistance des communautés qui en vivent (World Commission on Dams 2000).

Au delà de ce principe, en apparence simple, qui consiste à recréer une pointe de crue telle qu'elle existait dans le système naturel, en l'adaptant à la fois aux objectifs de production hydroélectrique ou agricole du barrage et aux besoins en eau des écosystèmes et des sociétés en aval du barrage, de nombreuses questions se posent telles que : Quel hydrogramme de crue choisir et pour quels besoins spécifiques ? Qui décidera d'un scénario de crue ? Quels seront les effets des différents scénarios sur les écosystèmes en aval ?

Cet article s'intéresse aux conditions de réalisation de crues artificielles et aux possibilités de gérer de façon intégrée les basses vallées, à partir de deux exemples : le fleuve Sénégal en Afrique de l'Ouest, où les débits arrivant à la mer sont entièrement contrôlés et où des crues artificielles ont déjà été testées en rive droite du fleuve, et la basse vallée du fleuve Rufiji en Afrique de l'Est, en amont de laquelle la construction d'un barrage est prévue (Figure 1).

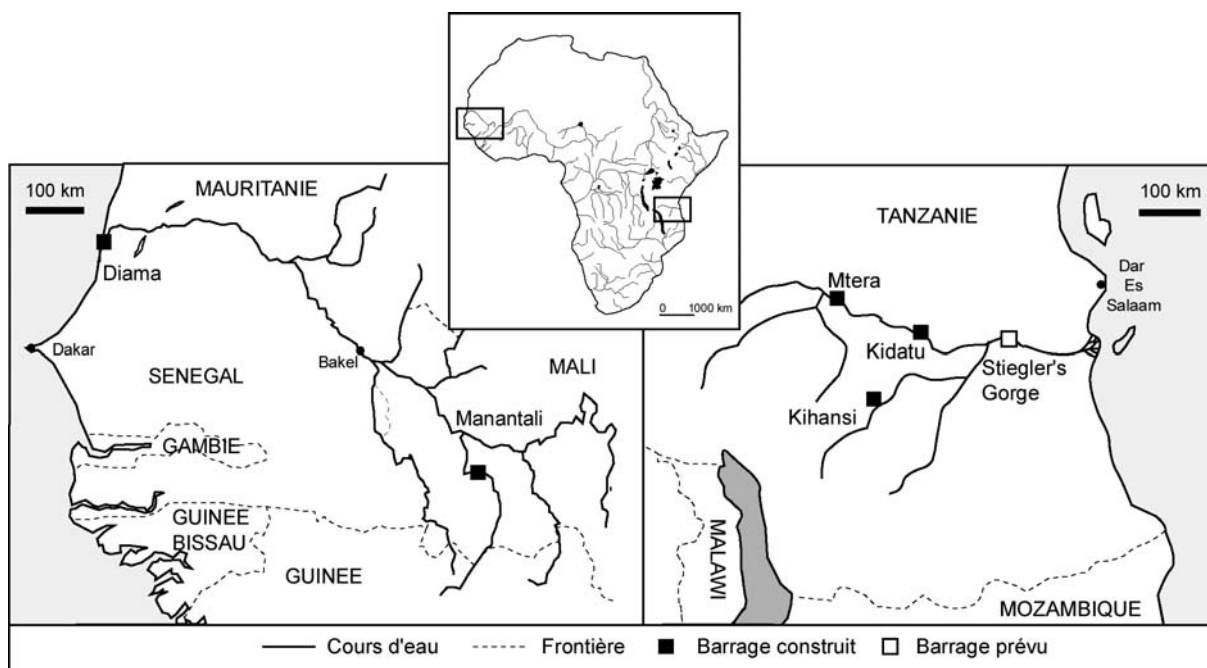


Figure 1 : Localisation des bassins versants étudiés

1 – Le rôle de l'eau douce pour les basses vallées

1.1 – La crue comme élément structurant des milieux et sociétés des basses vallées

Bien que les aspects catastrophiques des crues soient plus souvent décrits, en milieu tropical les crues annuelles jouent un rôle économique et écologique important (Bergkamp *et al.* 2000, Acreman, 2003). L'inondation de vastes superficies a des effets positifs pour l'agriculture (dépôt de limons fertiles), pour la pêche (augmentation de la productivité halieutique) ainsi que pour l'élevage (régénération de pâturages). Les fonctions des crues sont aussi importantes pour la recharge des nappes phréatiques, pour le recyclage des éléments nutritifs (Acreman 2003) et favorise la circulation de matériaux et de ressources vivantes au sein de l'hydrosystème (Mitsch & Gosselink 2000).

Cette importance de la crue est renforcée sous des climats à fort contraste saisonnier. Ainsi par exemple, en milieu saharo-sahélien, les écosystèmes et les activités socio-économiques de la vallée du fleuve Sénégal étaient, avant construction des barrages, rythmées par la crue annuelle du fleuve. En aval de Bakel, une agriculture de décrue était pratiquée sur les terres basses de la plaine alluviale, fertilisées chaque année (*Walo*) en complémentarité d'une agriculture pluviale sur les levées sablo-argileuses (*Fonde*). La pêche pratiquée toute l'année était une activité importante, particulièrement avant la succession de crues déficitaires des années 1970 qui ont eu pour effet une réduction considérable de la reproduction du poisson (Lericollais 1981).

A proximité de l'embouchure, le bas-delta mauritanien était alternativement inondé par les eaux salées marines à partir du mois de mai et par les eaux douces de la crue à partir du mois d'août (Baillargeat 1964). Ce fonctionnement de type estuarien favorisait le développement de mangroves à *Avicennia germinans* et à *Rhizophora racemosa*. Les pâturages de qualité (*Echinocloa colona*), les herbacées annuelles telles que *Sporobolus robustus* et les peuplements d'*Acacia nilotica* étaient abondants dans la plaine inondable. Ce milieu saumâtre était une zone de frayère pour les poissons et les crevettes (Reizer 1971) et un important lieu de nidification d'oiseaux piscivores tels que cormorans, hérons, aigrettes et spatules (Naurois 1969). La diversité des activités pratiquées alors par les populations locales témoigne bien des fortes potentialités de ce milieu. La pêche en cuvette était la principale activité des populations maures Taghrédient de la dune de Ziré. Elle se pratiquait à la décrue au moyen de petits barrages équipés de nasses en *Sporobolus robustus*. L'élevage bovin et le petit commerce étaient alors les principales sources de revenus des Maures Tendgha de la dune côtière. Les Wolofs de Ndiago avaient d'importantes relations commerciales avec le Sénégal, surtout avec la ville de Saint Louis très proche, mais vivaient plutôt de maraîchage dunaire pratiqué en complémentarité d'une pêche côtière (Vazart 1957). D'autres activités importantes étaient le tissage de nattes en *Sporobolus robustus* et la cueillette pour consommation de graines de nénuphar (*Nymphaea lotus*), activités pratiquées par l'ensemble des femmes du bas delta.

Le Rufiji, principal fleuve de Tanzanie avec un débit moyen annuel d'environ 800 m³ par seconde à son embouchure, a également un régime hydrologique saisonnier avec une crue annuelle de mars à mai. Quelques kilomètres en aval de la confluence des trois cours d'eau constituant le haut bassin (le Great Ruaha, le Luwegu et le Kilombero), le fleuve Rufiji traverse une gorge étroite (Stiegler's Gorge), puis sa vallée s'élargit considérablement, le lit majeur du Rufiji pouvant atteindre une quinzaine de kilomètres par endroits. Au delà des levées alluviales, les eaux de la crue annuelle alimentent aussi un réseau de lacs, témoins probables d'anciens cours du fleuve. Bien que la pluie entre pour une part plus importante dans le bilan hydrologique annuel, les activités économiques de la basse vallée du Rufiji, sont, comme dans le cas de la vallée du fleuve Sénégal, fortement dépendantes de la crue annuelle du fleuve.

Jusque dans les années 1970, les populations de la basse vallée du Rufiji, soumises à de fortes pressions esclavagistes jusqu'au XIX^{ème} siècle, étaient organisées par unités familiales et occupaient des maisons sur pilotis dispersées dans la plaine inondable. Puis entre 1968 et 1972, la région du Rufiji a servi de zone-test pour la politique d'*Ujaama* de Julius Nyerere. Sur le terrain, cette politique s'est traduite par un déplacement forcé des familles et leur regroupement dans des villages sur les terrasses du fleuve, autour des lacs. Abandonnant leurs cultures traditionnelles (association de maïs et de riz), les paysans du Rufiji ont été

contraints de défricher les abords de leurs nouveaux villages et convertir leur économies aux cultures de rente (noix de cajou, coton, sésame) et à la culture de kassava et de sorgho pour l'alimentation.

Les agriculteurs ne se sont que partiellement adaptés à ce nouveau milieu et face aux mauvais résultats économiques de cette politique de "villagisation" dans le Rufiji, nombre de familles sont retournées cultiver les riches terres de la plaine inondable à partir des années 1980. Cependant au regard de la loi, ce retour n'est pas légal. Les populations du Rufiji se trouvent donc dans une situation de grande insécurité foncière (et économique). Elles effectuent des migrations saisonnières entre les lacs et la plaine inondable qu'elles occupent pendant la saison agricole. L'agriculture pratiquée sur les terres fertiles de la plaine inondable permet deux à trois saisons agricoles par an : une première récolte (maïs) a lieu vers le mois de février, après la première saison des pluies, et une seconde en juin (riz, maïs), après la grande saison des pluies. Eventuellement, si la crue a été importante, du maïs, des légumineuses et cucurbitacées sont plantés à la décrue et récoltés en septembre (Hamerlynck 2003). Les stratégies paysannes sont bien adaptées à l'irrégularité des volumes de la crue du Rufiji et reposent sur une utilisation des caractéristiques hydro-pédologiques des unités agricoles afin de minimiser le risque de perdre des récoltes (à l'échelle de la saison hydrologique). Pendant la saison des grandes pluies et dans la perspective d'une crue importante (ce qui arrive en moyenne en quatre années sur dix), les bas-fonds, sont plantés en riz, les levées en maïs et les bordures des cuvettes de ces deux céréales mélangées (Hamerlynck 2003). La crue joue aussi un rôle essentiel pour la pêche, en alimentant en eau les lacs adjacents à la plaine et en favorisant l'entrée des poissons géniteurs et des alevins.

Dans le delta, le mélange des eaux de la crue et des eaux salées marines favorise le développement de la plus grande mangrove d'Afrique de L'Est avec une superficie de 500 km².

1.2. – Les relations entre productivité halieutique et apports en eau douce

Des corrélations ont été établies entre d'une part les superficies inondées par la crue et la productivité halieutique des plaines inondables africaines (Welcomme 1995) et d'autre part les apports en eau douce et la productivité des lagunes côtières (Laë 1997).

Bien que la relation n'ait pas été formellement établie, de nombreuses données anecdotiques permettent de penser que les apports en eau douce et en matières en suspension par les grands fleuves déterminent aussi la production halieutique dans les estuaires et les zones côtières. Il existe par exemple une bonne corrélation entre les apports en eau douce et les captures de crevettes pénaeides, autant au Sénégal (Lhomme & Garcia 1984) qu'au Mozambique (Gammelsrød 1996). Souvent l'effondrement des captures des pêches côtières coïncide avec la mise en place de barrages : l'effondrement des pêches de petits pélagiques à l'embouchure du Nil (Halim *et al.* 1995), la baisse de la production halieutique à l'embouchure du Niger (Moflat & Linden 1995) et de l'Indus (Meynell & Qureshi 1995), la quasi-disparition des pêches estuariennes dans le fleuve Sénégal (Bouso 1997), etc. sont tous fortement liées à la mise en place de barrages.

Certaines hypothèses ont été émises sur l'origine de ces effondrements de pêcheries. Elles sont globalement liées à une altération des fonctions nourricières des estuaires et des deltas (Blaber 1997). Ainsi la diminution des apports en matériel détritique, les perturbations des schémas migratoires des larves et alevins et la réduction des zones à haute turbidité et des zones d'eau saumâtre (qui dans le système naturel jouent un rôle de protection des alevins contre les prédateurs) peuvent contribuer au déclin de la productivité halieutique. Cependant, les mécanismes complexes qui entrent en jeu n'ont pas été décrits de manière précise et nécessiteraient un passage de l'écologie descriptive à une approche expérimentale. On ne connaît pas, par exemple, la contribution respective de la réduction des apports en eau douce et de la réduction des matières en suspension. Les interférences avec l'évolution de l'effort de pêche, variable non maîtrisée, sont aussi à étudier.

2 – Les modifications récentes de l'alimentation en eau douce des zones côtières

2.1 – Les effets des barrages sur les zones côtières

La tendance générale, tant en Afrique de l'Ouest qu'en Afrique de l'Est, dans les cinquante dernières années est à la diminution des apports en eau douce aux zones côtières, sous les effets conjugués d'une réduction de la pluviométrie sur le bassin versant (sécheresses) et/ou d'une augmentation de la demande en eau notamment pour l'irrigation et la satisfaction des besoins en eau des centres urbains.

En Afrique de l'Ouest, par exemple, les apports en douce aux zones côtières ont diminué de 17,6% entre la période 1951-1970 et la période 1971-1989 (Mahé & Olivry 1999). En Afrique de l'Est, on estime par exemple que le débit moyen actuel du Pangani, bassin versant du Nord de la Tanzanie, et alimenté par les eaux en provenance du mont Kilimanjaro, représente seulement 10% du débit moyen enregistré dans les années 1960 (UICN 2002). Le fleuve Tana au Kenya est aussi confronté à une réduction drastique de ses débits suite à l'aménagement de cinq barrages hydro-électriques sur son bassin versant (Emerton 2003).

En plus de diminuer les volumes d'eau apportés aux zones côtières, les barrages modifient l'hydrogramme de crue. En effet, les barrages stockent de l'eau pendant la saison des pluies pour ensuite la relâcher en saison sèche. Plus précisément, les barrages à vocation agricole (construits dans le cadre plus vaste de schémas de développement de l'irrigation) ont tendance à réduire l'amplitude des crues : les pointes de crues sont écrêtées tandis qu'un débit minimal est assuré en saison sèche pour soutenir l'étiage. Les barrages hydro-électriques peuvent avoir un effet plus radical encore en supprimant la crue annuelle, les turbines ayant besoin d'un débit continu pour fonctionner. La gestion de certains barrages tient compte des écosystèmes en aval, avec notamment un débit de soutien aux écoulements fluviaux en saison sèche. Néanmoins, dans la très grande majorité des cas, ces débits de soutien se limitent au lit mineur du fleuve (Acreman 2003). Les barrages ont donc pour effet, en régulant ou en supprimant la crue annuelle, de réduire les superficies inondées en aval, avec les incidences précédemment décrites sur la productivité halieutique.

Les barrages ont également un effet sur le transport sédimentaire : en diminuant la vitesse et donc la compétence des eaux, ils agissent comme un piège à sédiments, causant de fait un déficit sédimentaire pour les zones côtières. Enfin, ils modifient la qualité des eaux arrivant à la zone côtière : les changements physico-chimiques et biologiques liés au réservoir sont répercutés sur le cours aval et affectent la productivité primaire et la faune invertébrée des basses vallées.

2.2 – Les modifications induites par les barrages dans le delta du fleuve Sénégal

Le delta du fleuve Sénégal est un bon exemple d'hydrosystème littoral dont le fonctionnement a été fortement modifié par l'aménagement de son bassin versant.

Dans le contexte de péjoration climatique des années 1970, le choix a été fait de développer l'agriculture irriguée dans la vallée du fleuve Sénégal pour améliorer la situation alimentaire des pays riverains. Les gouvernements du Mali, du Sénégal et de la Mauritanie ont créé l'Organisation pour la Mise en Valeur du Fleuve Sénégal (O.M.V.S.) et ont lancé la construction de deux grands barrages. Le barrage anti-sel de Diama, opérationnel depuis 1986, avait pour fonction initiale d'empêcher la remontée des eaux salées marines. D'une capacité de stockage réduite (500 millions de m³) il est néanmoins utilisé comme barrage réservoir en saison sèche pour minimiser les frais de pompage de l'agriculture irriguée. En amont, le barrage réservoir de Manantali au Mali, mis en service en 1988, sur le Bafing qui apporte près de 50% des écoulements du bassin versant du fleuve Sénégal, a une capacité de stockage de 11 milliards de m³ ce qui correspond à 116% du volume annuel apporté par cet affluent. Quinze ans après la mise en service de ces barrages, le constat est que les effets négatifs de ces grands aménagements sur les plans sanitaire (Handschemacher *et al.* 1992) et sociaux (Adams 2000) ont été sous-estimés alors même que les objectifs agricoles affichés initialement sont loin d'être atteints (OMVS *et al.* 1998).

La construction du barrage anti-sel de Diama a en particulier fortement modifié le fonctionnement du système estuarien. La construction d'une digue en rive droite a coupé la plaine inondable de son alimentation par les eaux douces de la crue. Le barrage de Diama est par ailleurs resté quasiment fermé de 1985 à 1994. En l'absence de lâchers d'eau douce, les eaux de l'estuaire du Ntiallakh situé en aval du barrage sont devenues hypersalines et les anciennes cuvettes inondables ont eu tendance à évoluer en sebkhas. La ressource halieutique a fortement diminué tandis que la végétation estuarienne a quasiment disparu (Hamerlynck 1997). Ces perturbations du milieu naturel ont eu un impact d'autant plus négatif sur les

économies villageoises qu'elles interviennent après une période de péjoration climatique qui a décimé les troupeaux bovins et compromis les cultures pluviales et qu'elles précèdent une période de tensions frontalières entre le Sénégal et la Mauritanie qui a ruiné le petit commerce maure pratiqué au Sénégal (Duvail 2001). A partir des années 80, les migrations de la population active vers Nouakchott et Nouadhibou sont devenues importantes.

2.3 – L'aménagement du bassin versant du fleuve Rufiji

En comparaison, le bassin versant du fleuve Rufiji est relativement peu aménagé avec sur l'un de ses affluents, le Great Ruaha, deux barrages (Mtera et Kidatu) qui contrôlent 20% des écoulements et sur un autre affluent, en amont du Kilombero, un barrage (Upper Kihansi) qui contrôle 3% des écoulements. Ces trois barrages sont tous situés sur la partie amont du fleuve (Figure 1). Cette situation est cependant amenée à changer avec la construction en cours d'autres barrages en amont (Lower Kihansi, Ruhudji), le développement de l'agriculture irriguée dans les plaines inondables du Ruaha et du Kilombero, et surtout avec la construction prévue d'ici 10 à 20 ans d'un très grand barrage hydro-électrique de 1200 MW à Stiegler's Gorge. Le coût de ce barrage est estimé à 1,2 milliard de \$US. Cet ouvrage contrôlerait quelques 95% des écoulements et pourrait stocker 22 milliards de mètres cubes, soit quelques 87% du volume annuel.

Les impacts du futur barrage de Stiegler's gorge ont été synthétisés par Mwalyosi (1988). L'amont du barrage se situe dans la réserve de chasse du Selous, site du patrimoine mondial de l'UNESCO d'une superficie de 50000 km² avec la plus grande population d'éléphants d'Afrique (estimée à 80000 individus). La création d'un chantier de plus de 10000 personnes avec routes d'accès et infrastructures de logement puis l'enneigement de 1200 km² de savane, auraient un impact important sur la faune sauvage. Il est en particulier estimé que les zones de plus grande densité du rhinocéros noir (*Diceros bicornis*), du lycaon (*Lycaon pictus*) et de lions (*Panthera leo*) disparaîtraient dans le réservoir.

Les impacts en aval, bien que moins bien étudiés, seraient plus importants encore. Le barrage, tel qu'il est prévu, empêchera le passage des quelques 25 millions de tonnes de sédiments transités par an, fertilisants naturels de la plaine inondable en aval, qui perdra ainsi son potentiel pour l'agricole traditionnelle. Le lit mineur du fleuve se creusera de plus de 5 m et les nappes phréatiques baisseront de quelques dizaines de mètres, causant l'assèchement des lacs et des forêts attenants à la plaine inondable. Le delta, soumis à une forte tendance érosive, perdra d'importantes superficies de mangrove et la Tanzanie se trouvera privée d'une partie des exportations de crevettes (estimées à 15 M\$US), de crabes et de poissons. Enfin, l'écrêtement des crues affectera l'ensemble des écosystèmes et des moyens de subsistance des populations locales qui dépendent fortement de la crue (Mwalyosi 1988).

Bien que les études techniques pour le barrage aient été entamées il y a plus de 25 ans, à l'image d'autres barrages hydro-électriques (Faure 2003), il n'y avait pas eu, jusqu'en 2001, d'initiative d'information des conséquences possibles d'un tel barrage, ni d'étude sur les besoins en eau des utilisateurs en aval.

3 - Crues artificielles et gestion intégrée des basses vallées

3.1 - Le concept de crues artificielles

Il est théoriquement possible de gérer l'eau sur le bassin versant en tenant compte à la fois des objectifs de production du barrage et des besoins en eaux des utilisateurs et des écosystèmes à l'aval. Dans bien des cas une gestion intégrée (intégrant les divers besoins en eau sur le bassin versant) passe par un maintien de la crue et de ses fonctions écologiques. Les crues artificielles (ou "managed flood releases") sont des lâchers d'eau, contrôlés à partir d'un réservoir de barrage, dont l'objectif est d'inonder une zone spécifique d'une plaine inondable ou d'un delta en aval, afin d'y restaurer ou d'y soutenir les processus écologiques et les ressources naturelles dont dépendent les populations. Elles sont à distinguer des lâchers contrôlés qui servent uniquement à tester les vannes ou à optimiser la gestion du réservoir, ainsi que des lâchers non contrôlés faites en prévention d'une rupture du barrage (Acreman 2003). Les crues artificielles ne sont pas une solution miracle mais s'avèrent être un moyen approprié dans les cas spécifiques où elles peuvent contribuer au maintien des fonctions des écosystèmes et des moyens de subsistance des populations en aval.

La définition d'un, voire d'une série d'hydrogramme(s) pour la réalisation de ces crues artificielles nécessite au préalable que soient identifiés les besoins en eau des différents groupes d'utilisateurs et mieux décrits les relations entre crues et écosystèmes. Le choix d'un scénario doit intégrer ces différents besoins en eau et doit être de préférence le résultat d'une concertation voire d'une négociation entre acteurs, bien informés des différentes options. Enfin, ce processus de choix du scénario optimal doit, dans l'idéal, précéder la conception technique du barrage afin d'y inclure les vannes nécessaires à la réalisation du scénario choisi.

3.2 – Les expériences de crues artificielles dans la vallée du fleuve Sénégal

Dans la vallée du fleuve Sénégal, la période nécessaire pour passer d'une culture de décrue à une agriculture irriguée avait été évaluée par l'OMVS à dix années. Au cours de cette période de transition, une crue artificielle annuelle, garantissant l'inondation de 50000 hectares de plaine inondable, était programmée (Hollis 1996).

La réalisation des crues artificielles a été émaillée de nombreux incidents (insuffisance des lâchers pendant la phase de remplissage du barrages, retards des lâchers par rapport à la pointe de crue dans les affluents non contrôlés par le barrage, doubles pointes de crue ayant détruit les jeunes plants, lâchers non programmés pour protéger le barrage, etc.) (Hollis 1996) mais l'expérience a été suffisamment positive pour que les crues artificielles deviennent le mode de gestion choisi pour l'avenir et non plus une seule mesure transitoire. Une étude récente a fait le point sur les différentes options possibles pour la répartition de l'eau entre production d'hydroélectricité, agriculture irriguée et agriculture de décrue (Bader *et al.* 2003). Néanmoins, ces scénarios ne tiennent compte ni de l'élevage, ni de la pêche fluviale, ni des besoins en eau des écosystèmes du delta, en aval du barrage anti-sel de Diama.

Dans le delta du fleuve Sénégal, en rive gauche du fleuve, la possibilité d'étendre les superficies inondées grâce à la remise en eau de la cuvette du Ndiaël, asséchée par la construction du barrage de Diama, a été étudiée (Mietton & Humbert 1991, Kotschoubey 2000) sans toutefois être mise en œuvre.

Côté mauritanien, une expérience grandeur nature a été menée à partir de 1994 avec la remise en eau de la plaine inondable du bas-delta et la création d'un estuaire artificiel. Ce projet financé par la coopération néerlandaise et française a été mis en œuvre sur les conseils de l'UICN, dans le cadre de la création du Parc National du Diawling. L'idée du projet était d'utiliser l'eau de la retenue de Diama grâce à des ouvrages d'alimentation construits dans la digue de retenue du barrage pour recréer de manière artificielle les inondations de la plaine et régénérer l'écosystème estuarien. Les objectifs d'une telle restauration d'une zone humide étaient écologiques mais aussi et surtout socio-économiques, le projet misant sur la reprise des activités traditionnelles de pêche, d'élevage et d'artisanat et sur le développement de nouvelles activités, en particulier les activités liées au tourisme (Hamerlynck & Duvail 2003).

Autour de cette expérience de remise en eau, une analyse des interactions entre inondations, écosystèmes et sociétés a été réalisée par une équipe pluridisciplinaire franco-mauritanienne. Un modèle hydraulique a été construit sur la base de données hydrologiques recueillies de 1996 à 1999. Les effets de la remise en eau sur la productivité halieutique et végétale ont été quantifiés et les stratégies spatio-temporelles des usagers de la zone humide cartographiées. La confrontation entre ces différentes données, intégrées dans un SIG, ont permis de décrire les conditions hydrologiques optimales de renouvellement des ressources halieutiques et végétales (Duvail *et al.* 2001).

Parallèlement à cet exercice de modélisation, un processus de concertation entre les différents utilisateurs des bassins (pêcheurs, éleveurs, cueilleuses, gestionnaires du Parc, gestionnaires du barrage) a été initié à partir de 1994. Les besoins en eau de ces différents acteurs se sont avérés être contradictoires dans un premier temps. Un cadre de négociation entre acteurs a alors été mis en place avec des réunions régulières. Au cours de ce processus, les échanges entre chercheurs et populations locales se sont avérés très fructueux et ont permis de construire une base de donnée intégrant les savoirs locaux et les connaissances scientifiques. Des expérimentations de terrain (par exemple une comparaison entre les techniques de coupe du *Sporobolus robustus*) ont été organisées en commun entre chercheurs, gestionnaires du Parc et populations locales. Des inondations pilotes ont été réalisées à partir de 1995 et les avis des différents acteurs recueillis. L'utilisation

d'un modèle hydrologique pour simuler des scénarios de gestion inédits et les premiers résultats acquis sur le fonctionnement de la zone humide ont été particulièrement utiles pour alimenter la réflexion des différents usagers sur le choix d'un scénario de crue artificielle (Duvail & Hamerlynck 2003). Au terme de ce processus, les différents usagers se sont mis d'accord sur des scénarios d'inondation, formalisés dans un plan de gestion (Hamerlynck 1997).

Les scénarios d'inondation choisis pour chacun des bassins (Diawling et Bell) ont été appliqués à partir de 1997 et améliorés chaque année sur la base des observations des différents utilisateurs et des résultats de la modélisation. Ils ont eu très rapidement des effets positifs sur les ressources halieutiques et sur la régénération du couvert végétal, et ont été à l'origine d'une reprise des activités de pêche, d'élevage et de cueillette et d'un retour des populations d'oiseaux d'eau (Hamerlynck *et al.* 2002).

La réussite de cette expérience de crue artificielle tient à un certain nombre de facteurs locaux :

- Sur le plan institutionnel, le nombre limité d'acteurs impliqués (la population du bas-delta était estimée au début du projet à environ 5000 habitants), la petite taille des unités hydrauliques, la forte cohésion des communautés socio-professionnelles, le soutien du projet au processus de négociation, les échanges d'informations entre chercheurs et communautés locales, sont autant de facteurs qui ont permis de dépasser les divergences initiales et favorisé le consensus autour d'un scénario.
- En terme de recherche, une démarche de modélisation spatialisée, s'appuyant sur une modèle numérique de terrain à maille fine, sur une série de données hydrologiques non lacunaire, et sur une collecte d'informations sur les effets écologiques et socio-économiques des inondations, s'est avérée utile pour mieux décrire les interactions entre inondation, écosystème et société et simuler des évolutions possibles du milieu.
- Sur le plan écologique, la régénération rapide des ressources renouvelables s'est faite dans un contexte saharo-sahélien, caractérisé par des écosystèmes très résilients, composés d'espèces opportunistes qui dépendent fortement des inondations. Il convient cependant de noter qu'il sera nécessaire de suivre l'évolution du système à long terme, l'un des risques étant en particulier de mettre plutôt trop d'eau que pas assez et de favoriser le développement de plantes invasives.
- Sur le plan technique, la mise en œuvre des crues artificielles a pu être réalisée avec des infrastructures (digues en terre, petits ouvrages vannés) relativement peu coûteuses si on les compare au coût de construction d'un barrage. Cependant la question de la pérennité de ces infrastructures se pose et en particulier du coût de leur maintenance. Il est actuellement pris en charge par une institution nationale, le Parc National du Diawling. Le bon fonctionnement du système hydraulique artificialisé, tant sur le plan technique que sur le plan institutionnel (et en particulier le bon fonctionnement du processus de concertation) suppose une continuité institutionnelle au sein de ce Parc.

Compte tenu de ces facteurs locaux, la question se pose de savoir si ce type d'expérience est transposable à d'autres milieux et à d'autres échelles.

3.3 – Discussions autour de la construction d'un barrage à Stiegler's Gorge

La même démarche a été appliquée dans la basse vallée du Rufiji, dans un contexte très différent puisque le barrage n'y ait pas encore construit. Les enjeux se jouent aussi à une autre échelle car ce sont 200000 personnes qui vivent en aval du site de Stiegler's Gorge. Le contexte historique complique encore les discussions autour de la crue. L'une des conséquences de la politique d'*Ujaama* dans le Rufiji réside dans la très forte différence de perception du rôle et des fonctions de la crue. Pour les fonctionnaires du District, qui s'inscrivent dans la continuité de la logique d'expulsion des populations de la plaine inondable réalisée dans les années 1970, la crue est un risque. Elle est aussi perçue comme un risque pour les constructeurs et utilisateurs du pont, nouvelle infrastructure qui permet de traverser le Rufiji en toute saison. Au contraire, des entretiens sociologiques que nous avons menés, il ressort que pour les populations du Rufiji, le véritable risque réside en l'absence de crue. En plus du risque pour les récoltes, une faible crue a une influence sur l'alimentation des lacs (sites actuels des pêches). Or les plans de construction du barrage prévoient d'écarter la crue pour qu'elle ait un débit maximum de 2500 m³/s, c'est à dire qu'elle reste contenue dans le lit mineur du fleuve. Dès lors la compréhension du fonctionnement de l'hydrologie des lacs (et en particulier l'analyse de leur risque d'assèchement en cas de barrage) s'avérait nécessaire.

Un processus de concertation sur les effets d'un éventuel barrage à Stiegler's Gorge a été initié dans le cadre du projet REMP (Rufiji Environmental Management Project), financé par la coopération néerlandaise et mis en oeuvre par le District du Rufiji sur les conseils de l'UICN. Il associe une information large des différents acteurs et leur implication dans des activités de recherche. Plusieurs ateliers de travail ont réunis les différents usagers et acteurs de l'eau (populations locales, fonctionnaires du District, fonctionnaires du ministère, Chercheurs d'universités tanzaniennes et européennes, ONG, etc.) et ont servi de cadre à première discussion autour des impacts possibles du barrage. Sur le terrain, des échelles limnimétriques ont été installées en 2001 dans les principaux lacs ainsi que quatre stations automatiques de mesure sur le fleuve. Des villageois se sont portés volontaires pour des lectures journalières. Les stations pluviométriques existantes ont été réhabilitées et le réseau a été étendu. Ces données sont recueillies par les élèves des écoles primaires et transmises par leurs enseignants aux fonctionnaires du District. Parallèlement à ce suivi hydro-climatique, un suivi des débarquements de pêche a été initié à partir de 1999, avec des équipes composées de fonctionnaires du District, de pêcheurs et conseillées par des universitaires. Enfin les équipes multi-institutionnelles ont entrepris un suivi des pratiques agricoles (date de plantation et de récolte), et une cartographie des terroirs fonctionnels. Les résultats de ces différents suivis (hydro-climatique, halieutique et agricole) sont mis en commun et analysés lors d'ateliers de travail réunissant tous les acteurs, avec une fréquence bi-annuelle.

Les premiers résultats de cette recherche participative ont mis en valeur l'importance de la crue pour le remplissage et la productivité halieutique des lacs. Des simulations ont permis de définir un degré de vulnérabilité des lacs. Ainsi par exemple selon le scénario d'un pic de crue limité à 2500 m³/s, la plupart des lacs s'assècheront, et seuls deux lacs (Lugongwe et Weme) resteront connectés.

De ces premières discussions, il ressort qu'un seul hydrogramme de crue artificielle ne serait pas une option durable à long terme et que dans l'idéal, la crue devrait être variée et inclure :

- Une baisse suffisante du niveau d'eau du réservoir en début de saison des pluies pour assurer l'écrêtement des pics de crue précoces (décembre-janvier) pour qu'ils ne dépassent pas 2500 m³/s et ainsi éviter qu'ils n'interfèrent avec les premières récoltes de maïs pluvial.
- un pic d'au moins 3000 m³/s en mars-avril afin de connecter les principaux lacs et inonder les zones les plus basses de la plaine inondable et ainsi favoriser l'agriculture de décrue. Dans l'idéal les pointes de crues devraient être programmées de façon à atteindre le delta au moment des marées de vives eaux pour assurer l'inondation d'une superficie maximale de mangrove.
- tous les 3 à 4 ans, en mars-avril, la réalisation d'une crue qui couvre l'ensemble des plaines inondables à forte potentialité agricole. La magnitude d'une telle crue est encore mal définie mais se situe probablement autour de 4500 à 5000 m³/s. Essentiellement basée sur le savoir empirique des agriculteurs selon lequel des champs n'ayant pas été inondés pendant 3 ans perdent quelques 50% de leur rendement, la définition précise de son amplitude nécessitera un suivi des étendues d'inondations d'une série de crues naturelles par une combinaison d'images satellitaires radar (Sandberg *et al.* 2003) et de vérification par GPS des limites des inondations, notamment sur des zones où la topographie est relativement bien définie (trajet des routes d'accès au pont sur le Rufiji)

En l'état actuel des connaissances, la série d'hydrogrammes proposée pour la crue artificielle est encore basée essentiellement sur les besoins de l'agriculture et de la pêche dans la plaine inondable et ne prend pas en compte les besoins des mangroves et des pêcheries estuariennes et côtières (dont l'étude est prévue). L'amplitude des crues artificielles proposées est, en terme de volume et de hauteur d'eau, du même ordre que les crues naturelles jugées les plus favorables par l'ensemble des acteurs en aval et l'on peut donc supposer qu'elle répondra aussi aux besoins des mangroves et des pêcheries estuariennes et côtières. Ceci est cependant à vérifier et en particulier l'importance de la durée d'inondation pour les écosystèmes deltaïques : en effet, une pointe de crue de quelques jours seulement, suffisante pour remplir les lacs et fertiliser les plaines, pourrait s'avérer insuffisante pour une bonne inondation de la mangrove. Pour comprendre ces interactions, l'équipement du delta avec un dispositif de suivi des marées et des niveaux d'eau s'impose.

Indépendamment de la construction ou non d'un barrage à Stiegler's Gorge, un effort particulier devrait aussi être consenti pour l'équipement en matériel d'enregistrement hydrologique et pluviométrique du bassin du Luwegu, actuellement non équipé. Ce fleuve, un des trois qui forment le Rufiji, draine une grande partie de la Réserve du Selous et est quasiment inaccessible. Les équipements doivent donc, par nécessité, être

automatiques et capables de transférer leurs données par satellite ou par radio. Ce bassin est vraisemblablement à l'origine de la pointe de crue très tardive et meurtrière de mai 1974, mais aussi des crues précoces néfastes de janvier 1963, 1964, 1968, 1970, 1973 et 1979. Ce bassin devra probablement être équipé d'infrastructures de ralentissement et d'écêtement des crues, par exemple par des petits barrages submersibles qui créeraient des plaines inondables artificielles. Si l'origine des pointes de crue précoces ou excessives se situe dans le haut bassin, la restauration des forêts sur les collines pourrait améliorer aussi la situation. Plus encore, un barrage hydro-électrique sur le Luwegu pourrait présenter tous ces avantages cumulés et permettre de soutenir l'onde de crue bénéfique en provenance du Kilombero en mars-avril pour réaliser l'essentiel de l'hydrogramme de crue proposée pour Stiegler's Gorge. Un tel barrage produirait moins d'hydroélectricité mais aurait beaucoup moins d'impacts négatifs qu'un grand barrage à Stiegler's Gorge et pourrait éventuellement constituer une alternative à ce grand projet.

En résumé et si l'on reprend la grille d'analyse utilisée pour l'exemple du bas-delta mauritanien, les constats suivant peuvent être faits quand aux conditions de réalisation de crues artificielles dans le Rufiji :

- Sur le plan institutionnel, les premières discussions autour d'une future crue artificielle ont donné des résultats positifs avec notamment la constitution de groupes multi-institutionnels de recherche et concertation.
- En terme de recherche, il y est beaucoup plus difficile de décrire les interactions entre crues et écosystèmes. Il s'agit d'un contexte climatique où la pluie intervient pour une part plus importante dans le bilan hydrologique. De plus, les précipitations sont caractérisées par une très forte variabilité spatio-temporelle. Les relations entre eaux souterraines et eaux de surface y sont également plus importantes. L'exercice de modélisation qui a donné de bons résultats sur de petits hydrosystèmes comme les lacs du Rufiji est plus difficile à appliquer à l'échelle de toute la basse vallée du Rufiji. L'exercice de modélisation est compliqué par le fait que les données sont lacunaires: contrairement au fleuve Sénégal, où une longue série de données pluviométriques et hydrologiques quasi ininterrompue et relativement fiable existe, les données historiques sur le fleuve Rufiji ne sont que très partielles et limitées à la période 1957 à 1984 (WREP-UDSM 2003). En outre, il n'existe ni base cartographique ni levé topographique de la plaine inondable.
- Sur le plan écologique, il s'agit d'écosystème à très forte diversité biologique avec de nombreuses espèces endémiques (Myers *et al.* 2000). Des modifications dans l'hydrologie de la plaine inondable comportent de modifier de façon irréversible le couvert végétal, caractérisé par une mosaïque complexe de prairies, de mangroves et incluant des îlots de forêt ("coastal forest") sur les terrasses.
- Sur le plan technique, les couts estimés de la construction du barrage de Stiegler's Gorge, sont élevés (estimés à plus d'un milliard de \$US). De plus, il s'agit d'un fleuve très chargé en sédiments: ce sont 25 millions de tonnes de sédiments par an qui risquent d'être piégées dans le retenue. Ces sédiments devront être remobilisés pour éviter les risques d'érosion et alimenter la basse vallée. Des tests prometteurs ont été faits sur le barrage de Tarbela au Pakistan (Acreman 2003) mais les solutions techniques pour remobiliser de telles quantités de sédiments à partir d'une retenue n'existent pas encore.

Conclusion

Une gestion intégrée d'un barrage doit théoriquement concilier les objectifs de production hydroélectrique ou agricole et les besoins en eau des écosystèmes et des sociétés en aval de ce barrage.

Sa mise en œuvre passe par :

- une analyse des demandes en eau des différents utilisateurs du bassin
- la mise en place d'un processus de concertation entre usagers
- une bonne description des relations entre crue et fonctionnement des écosystèmes des basses vallées, de façon à pouvoir adapter l'hydrogramme de la crue artificielle aux besoins en eau des écosystèmes en aval.

Une démarche de modélisation avec une bonne description spatiale des phénomènes étudiés est bien adaptée à la synthèse et à la mise en relation des observations. Même dans des contextes où elle est parfois difficile à mettre en œuvre du fait de données lacunaires, elle permet d'initier un processus de collecte et de confrontations de données scientifiques, qui, lorsqu'il est intégré au processus de concertation, s'avère être un précieux outil d'aide à la négociation entre acteurs de l'eau.

Bibliographie

- Acreman, M.C. 2003. Case studies of managed flood releases. Environmental Flow Assessment Part III. World Bank Water Resources and Environmental Management Best Practice Brief n° 8, World Bank, Washington DC, 20 p.
- Adams A., 2000. Social impacts of an African dam : equity and distributional issues in the Senegal river valley. Report for the World Commission on Dams (WCD). 35 p. + annexes 13 p.
- Bader, J.-C., Lamagat, J.-P. & Guiguen, N. 2003. Gestion du barrage de Manantali sur le fleuve Sénégal : analyse quantitative d'un conflit d'objectifs. Hydrological Sciences – Journal des Sciences Hydrologiques 48(4) : 525-538.
- Baillargeat J.P. 1964. Hydrologie du delta du Sénégal (Rive droite du fleuve), Rapport de synthèse des campagnes 1961,1962,1963 entre Rosso et Saint-Louis, SOGREAH, Grenoble, 83 p. + annexes.
- Barbier, E.B., 1994. Valuing environmental functions : tropical wetlands. Land Econ. 70 : 155-173.
- Bergkamp G., McCartney M., Dugan P., McNeely J. & Acreman M., 2000. Dams, Ecosystem functions and Environmental Restoration. Thematic Review II.1, prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town, www.dams.org, 187 p.
- Blaber, S.J.M. 1997. Fish and fisheries of tropical estuaries. Chapman & Hall, London, 367 p.
- Bouso, T. 1997. in Remane, K. (Ed.) African Inland Fisheries, Aquaculture and the Environment. Fishing News Books : 45-65.
- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & Van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387 : 253-260.
- Duvail S., 2001. Scénarios hydrologiques et modèles de développement en aval d'un grand barrage. Les usages de l'eau et le partage des ressources dans le delta mauritanien du fleuve Sénégal. Thèse en Géographie de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, 313 p.
- Duvail S., Mietton M. & Gourbesville P., 2001. Gestion de l'eau et interactions Société-Nature. Le cas du delta du Sénégal en rive mauritanienne, Natures Sciences Sociétés, vol. 9, n°2 : 5-16.
- Duvail S. & Hamerlynck O., 2003. Mitigation of negative ecological and socio-economic impacts of the Diama dam on the Senegal River Delta wetland (Mauritania), using a model based decision support system, Hydrology and Earth System Sciences, 7 (1) : 133-146
- Emerton L., 2003. Tana River, Kenya : integrating downstream values into hydropower planning, Case Studies in Wetlands Valuation, n°6, IUCN, 6 p.
- Faure, A. 2003. Improving public information about large hydroelectric dams : case studies in France and West Africa. Natural resources forum 27 : 32-41.
- Gammelsrød, T.1996. Effect of Zambezi River management on the prawn fishery of the Sofala Bank. In: Acreman M.C. & Hollis G.E., (Eds.) Water management and Wetlands in Sub-Saharan Africa, IUCN, Gland, Switzerland & Cambridge, U.K. : 119-123.
- Halim, Y., Morcos, S.A., Rizkalla, S. & El-Sayed, M.Kh. 1995. The impact of the Nile and the Suez Canal on the living marine resources of the Egyptian Mediterranean waters. FAO Fisheries Technical paper No 349 ; Rome, 144 p.
- Hamerlynck O., 1997, Plan de Gestion du Parc National du Diawling et de sa zone périphérique 1996 - 2001, UICN- PND, Nouakchott, 63 p.
- Hamerlynck, O., Messaoud, B. ould, Braund, R., Diagana, C.H., Diawara, Y. & Ngantou, D., 2002. Crues artificielles et cogestion : la réhabilitation des plaines inondables au Sahel. Le Waza Logone (Cameroun) et le bas-delta du fleuve Sénégal (Mauritanie). In Orange et al., "Gestion Intégrée des Ressources Naturelles dans les Zones Inondables Tropicales", IRD éditions, Paris, Collection Colloques & Séminaires : 475-500

In : Chaussade, J. & Guillaume, J. (Coord.). "Pêche et aquaculture, pour une exploitation durable des ressources vivantes de la mer et du littoral", Presses Universitaires de Rennes, collection Espace et Territoires, pp. 471-485.

Hamerlynck O., 2003. Management Plan for the Lower Rufiji Valley, Agricultural chapter IUCN-REMP, Utete, Tanzania 16 p.

Hamerlynck O. & Duvail S., 2003. La restauration du delta du fleuve Sénégal en Mauritanie, Une application de l'approche écosystémique. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume Uni, 88 p.

Handschumacher P., Hervé J.P. & Hebrard G., 1992. Des aménagements hydroagricoles dans la vallée du fleuve Sénégal ou le risque des maladies hydriques en milieu sahélien, Sécheresse, 1992, 3 : 219-226.

Hollis, 1996. Hydrological inputs to management policy for the Senegal River and its floodplain, In Acreman M.C. et Hollis G.E., Water Management and Wetlands in Sub-Saharan Africa, IUCN Wetlands Programme : 155-184.

Kotschoubey N., 2000. Rehabilitation of the ecological function in the Senegal River, Final report., Banque Mondiale, 57 p.

Laë, R. 1997. Effects of climatic changes and developments on continental fishing in West Africa : the examples of the central delta of the Niger in Mali and coastal lagoons in Togo. In: Remane, K. (Ed.). African Inland Fisheries, Aquaculture and the Environment. Fishing News Books, : 66-86.

Lericollais, 1981. La vallée du fleuve Sénégal, In la vallée du fleuve Sénégal et ses aménagements. Etudes Scientifiques : 5-13

Lhomme F. & Garcia S. 1984. biologie et exploitation de la crevette pénaeide au sénégâl. In Gulland J.A. & Rothschild B.J. (Eds.) Penaeid shrimp - their biology and management. Fishing News Books, U.K. pp. 111-114.

Mahé, G. & Olivry, J-C., 1999. Assessment of freshwater yields to the ocean along the intertropical Atlantic coast of Africa. (1951-1989). Earth & Planetary Sciences 328 : 621-626.

Meynell P-J. & Qureshi, M.T. 1995. Water Resources Management in the Indus River Delta, Pakistan. In: Acreman, M.C. & Lahmann, E. (Eds) Managing Water Resources. Parks Special Issue 5 (2) : 15-23.

Mietton M. & Humbert J., 1991. Le projet de remise en eau du Ndiel (Sénégal) ; préféabilité hydraulique, bilan hydrologique et impacts, Strasbourg, contrat ULP/CEREG, 73 p.

Mitsch J. M. & Gosselink J. G., 2000. Wetlands, John Wiley & Son Inc. Third edition, 915 p.

Moflat D. & Linden O. 1995. Perception and reality : assessing priorities for sustainable development in the Niger River delta. Ambio 24 (7-8): 527-538.

Mwalyosi R.B.B. 1988. Environmental impacts of the proposed Stiegler's Gorge hydropower project. Environmental Conservation 15 (3) : 250-254.

Myers N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca G.A.B. & Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 : 853-858.

Naurois, R. de, 1969. Peuplement et cycle de reproduction des oiseaux de la côte occidentale d'Afrique. Mémoires du Musée d'Histoire Naturelle série A. Zoologie 57, 312 p.

OMVS - SOGREAH - Coyne & Bellier, 1998. Etude complémentaire des endiguements du fleuve Sénégal. Première phase. Rapport d'inventaire - diagnostic, OMVS, Dakar, Senegal, 64 p. + annexes 12 p.

Reizer, 1971. Contribution à l'étude hydrobiologique du bas Sénégal : premières recommandations d'aménagements halieutiques. Centre Technique Forestier Tropical, 142 p.

Rosenberg, D.M., McCully P. & Pringle, C.M. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations : Introduction. Bioscience 50 (9) : 749-751.

Sandberg, I., Fog, B., Lô M., Bocoum O. & Rasmussen K. 2003. Remote sensing techniques for flood monitoring in the Senegal River valley. Danish Journal of Geography 103(1) : 71-81.

UICN, 2002. Activities in Eastern Africa, Water and Nature Initiative, 2 p.

Vazart, 1957. Etude humaine de la région de N'Diago, Mission d'Aménagement du Sénégal, Rapport n°81, Saint-Louis, 9 p.

In : Chaussade, J. & Guillaume, J. (Coord.). "Pêche et aquaculture, pour une exploitation durable des ressources vivantes de la mer et du littoral", Presses Universitaires de Rennes, collection Espace et Territoires, pp. 471-485.

Welcomme, R.L. 1995. Relationships between fisheries and the integrity of river systems. *Regulated Rivers* 11(1) : 121-136.

World Commission on Dams 2000. *Dams and development. A new framework for decision-making.* Earthscan, London, 448 p.

WREP-UDSM 2003. *Development of a Computerised Flood Warning Model and Study of Hydrological Characteristics of the Lower Rufiji Floodplain and Delta*, WREP, University of Dar Es Salaam, IUCN, 3 volumes.