Évolution de la qualité physico-chimique des eaux de la retenue et du tronçon aval depuis le début de la mise en eau du barrage de Petit-Saut

Evolution in physico-chemical water quality in the reservoir and downstream following the filling of Petit-Saut dam (French Guiana)

S. Richard⁽¹⁾, A. Arnoux⁽²⁾ et P. Cerdan⁽³⁾

(1) HYDRECO – Laboratoire Environnement de Petit-Saut, BP 823, 97388 Kourou cedex.

(2) Laboratoire d'hydrologie et de molysmologie aquatique, Faculté de Pharmacie, 27, boulevard J.-Moulin, 13388 Marseille cedex 5.

Résumé. – L'aménagement hydroélectrique de Petit-Saut sur le Sinnamary a fait l'objet d'une étude physico-chimique de la qualité des eaux, avant, pendant et après les 18 mois de mise en eau. La mise en eau a abouti à un lac stratifié dont l'épilimnion oxygéné est passé progressivement de 2 m à plus de 5 m d'épaisseur. Les périodes où les concentrations en oxygène dissous sont élevées correspondent à la saison sèche, l'ensoleillement étant maximum et la photosynthèse active.

L'hypolimnion anoxique est enrichi par un flux permanent de produits de dégradation de la matière organique noyée (N ammoniacal, phosphates, acides humiques, méthane) et de matériaux relargués par le substrat géologique (fer, manganèse, silice).

L'établissement d'un gradient entre le fond et la surface est commandé par des phénomènes de dilution, d'oxydation et de consommation bactérienne.

La qualité de l'eau dans le tronçon aval du fleuve est assurée artificiellement par oxygénation forcée des eaux issues de la retenue. Son maintien jusqu'à l'estuaire relève d'un équilibre fragile entre les conditions hydrologiques dans le bassin versant, les contraintes de gestion de la retenue et l'efficacité des dispositifs assurant le dégazage et l'aération des eaux évacuées.

Parallèlement à cette étude, un suivi du mercure a été réalisé dans la chair des poissons pêchés en amont de Petit-Saut, avant et pendant la mise en eau. Il semblerait que la formation du lac ait entraîné, durant cette phase de remplissage et de stratification, une baisse significative des taux de ce métal dans les poissons carnivores. Actuellement, la stratification limite les échanges entre le fond où le mercure est présent et la surface où la vie aquatique se développe.

Mots clés. – Petit-Saut, Sinnamary, Guyane, Qualité physico-chimique des eaux, Barrage hydroélectrique.

Abstract. – Physico-chemical water quality characteristics were studied at Petit Saut hydroelectric dam on the Sinnamary river, before, during and after the 18-month filling period. During the filling phase, a stratified lake was formed in which the oxygenated epilimnion increased gradually in thickness from two to more than seven meters (at Petit-Saut station). High levels of dissolved oxygen are found during the dry season, when sunlight is maximum and photosynthesis is strong.

The hypolimnion is anaerobic and enriched by a permanent flow of reduced compounds (ammoniacal nitrogen, phosphates, humic acids, methane) due to organic degradation and matter released from the geological substrate (iron, manganese, silicon).

The gradient between the bottom and the top of the lake is induced by dilution, oxidation and bacterial consumption.

Water quality in the downstream stretch of the river is ensured artificially by forced oxygenation of the water released from the dam. It is maintained down to the estuary thanks to a fragile equilibrium between hydrological conditions in the watershed, reservoir management constraints and efficient degassing and aeration systems for evacuated water.

Parallel to this study, mercury concentrations were measured in the flesh of fish caught upstream of Petit-Saut before and during filling of the reservoir. It would appear that formation of the lake led during this filling and stratification phase to a significant decrease in amounts of mercury in carnivorous fish. At the present time, stratification limits the exchanges between the bottom, where mercury is present, and the surface, where aquatic life develops.

Key words. – Petit-Saut, Sinnamary, French Guiana, Physico-chemical water quality, Hydroelectric dam.

1 INTRODUCTION

Le barrage de Petit-Saut destiné à assurer les besoins en énergie de la Guyane française, a été construit sur le cours inférieur du fleuve Sinnamary, à 50 km en amont de son débouché sur l'Océan Atlantique.

Réalisé en pleine forêt équatoriale, cet aménagement a eu pour conséquence la création d'un nouveau milieu aquatique par transformation d'un système fluvial en système lacustre et par modification de la qualité de l'eau aussi bien en amont qu'en aval du barrage. L'évolution spatio-temporelle de la qualité des eaux dans l'ensemble du bassin versant a pu être suivie

grâce à une étude systématique commencée en 1991, c'est-à-dire 3 ans avant la mise en eau de la retenue, poursuivie pendant toute la durée de la mise en eau et après la mise en service effective du barrage.

Avant la mise en eau, les apports dans l'ensemble du bassin versant sont représentés par une qualité assez uniforme des eaux, à l'inverse de la qualité biologique qui est discontinue (Horeau, 1996). Les eaux sont chaudes, acides, peu conductrices, riches en oxygène dissous et pauvres en éléments nutritifs (tableau I). Les éléments les plus représentatifs sont la matière organique dissoute et particulaire ainsi que le fer et la silice. Les eaux sont oligotrophes et répon-

Tableau I. – Valeur moyenne minimale et valeur moyenne maximale pour chaque paramètre étudié dans les différentes stations du fleuve Sinnamary avant la mise en eau.**Table I.** – Average minimal and maximal values for each study parameter in the stream before the filling phase.

Paramètres étudiés	Valeur moyenne minimale et valeur moyenne maximale	
Température	25,07-26,06	(°C)
pH	5,95-6,23	(u.pH)
Conductivité	22,13-23,46	($\mu\text{S.cm}^{-1}$)
Oxygène dissous	6,81-8,01	($\text{mgO}_2.\text{l}^{-1}$)
Turbidité	12,78-35,79	(NTU)
Secchi	0,55-1,05	(m)
M.E.S.	7,45-25,73	(mg.l^{-1})
NH ₄	16,93-25,87	($\mu\text{molN.l}^{-1}$)
NO ₂	0,04-0,07	($\mu\text{molN.l}^{-1}$)
NO ₃	16,67-29,45	($\mu\text{molN.l}^{-1}$)
o.PO ₄	0,16-0,62	($\mu\text{molP.l}^{-1}$)
Silicium	4,90-5,62	(mgSi.l^{-1})
Fer dissous	0,12-0,24	(mg.l^{-1})
D.B.O. (Demande Biologique en Oxygène)	0,36-0,70	($\text{mgO}_2.\text{l}^{-1}$)
D.C.O. (Demande Chimique en Oxygène)	14,89-17,21	($\text{mgO}_2.\text{l}^{-1}$)
C.O.P. (Carbone Organique Particulaire)	499-794	($\mu\text{gC.l}^{-1}$)

dent à la définition des eaux claires selon la classification de Sioli (1950, 1984) applicable aux eaux amazoniennes.

L'étude sur plusieurs cycles annuels a permis d'évaluer la variabilité saisonnière dont l'amplitude et le rythme sont essentiellement commandés par la pluviométrie :

— la saison sèche correspond à une phase de concentration et d'accumulation de produits de dégradation,

— la saison des pluies se caractérise par une dilution qui atténue les effets de l'intense lessivage des terrains avoisinants (Horeau et Richard, 1992; Richard, 1991 et 1996; Richard *et al.*, 1996a).

A partir de cet état de référence, le suivi réalisé de manière régulière,

depuis le début de la mise en eau en janvier 1994, a permis d'établir un bilan des phénomènes chimiques essentiels qui se sont déroulés sur une période de plus de deux ans, au cours de la montée des eaux proprement dite et durant la première année après le remplissage de la retenue.

Les données présentées pour la retenue et le tronçon aval concernent la période janvier 1994 – mai 1996. Des données obtenues ultérieurement peuvent être utilisées afin d'expliquer certains processus.

Cette phase est essentielle puisqu'elle correspond non seulement au passage du système fluvial au système lacustre, mais aussi et surtout, à la période de submersion de la végétation. On assiste à l'enrichissement des eaux en matières organiques et en produits de dégradation,

à l'individualisation et à la distribution d'eaux de qualités différentes dans l'ensemble du domaine dépendant de la retenue, aussi bien en aval qu'en amont du barrage.

Le remplissage du réservoir résulte du bilan entre les entrées commandées par la pluviométrie et les sorties soumises aux exigences d'un débit réservé en aval (Sissakian, 1997), ainsi qu'aux contraintes administratives qui, pour des raisons de sécurité, réglementent la vitesse de montée des eaux. Celle-ci s'effectue d'une manière irrégulière avec, pour conséquence, des variations notables des équilibres s'établissant entre l'eau persistant plus ou moins longtemps dans la retenue et la masse de matériel organique et minéral noyé.

La courbe de remplissage se caractérise par une alternance de phases de montées plus ou moins

rapides séparées par des paliers de durée variable (figure 1).

A la cote 19 m, atteinte en 2 mois, 30 % de la surface totale de la retenue sont recouverts. Après un palier technique de 15 jours, la reprise de la montée des eaux permet d'atteindre, fin juin 1994, la cote 31 m et le recouvrement de 80 % qui se maintient pendant près de 6 mois en raison de l'arrêt du remplissage. Le niveau 35 m et l'inondation maximale de 310 km² sont atteints en juin 1995, soit 18 mois après le début de la mise en eau.

L'année suivante se caractérise par des fluctuations de niveau liées à la gestion du plan d'eau et aux variations de la pluviométrie. Il s'amorce une baisse de niveau progressive en saison sèche par déstockage de l'eau entraînant une diminution d'environ 20 % de la surface inondée.

Fig. 1. – Niveau de la retenue (m) depuis le début de la mise en eau.

Fig. 1. – Water level of the reservoir during the filling phase.

Fig. 2. – Temps de rétention moyen mensuel, pluviométrie moyenne mensuelle et surface cumulée.
Fig. 2. – Monthly mean retention time, monthly mean rainfall and cumulative surface area.

Les entrées et sorties d'eau permettent le calcul d'un temps de rétention mensuel moyen à Petit-Saut (figure 2). Augmentant progressivement de janvier à septembre 94, il évolue ensuite entre 80 et 330 jours, avec alternance de phases de stagnation et de renouvellement suivant le régime des pluies et le débit relâché au niveau des différents ouvrages de restitution.

Le temps de rétention en 1995 est de 7,2 mois.

En complément du bilan effectué sur la qualité générale des eaux, une étude du mercure dans différents compartiments environnementaux et, plus particulièrement dans la chaîne alimentaire, est réalisée depuis 1990. Le mercure, résidu d'orpaillage, est rejeté sous forme métallique et se dis-

tribue de manière très hétérogène dans les sols, l'eau et les organismes et, plus particulièrement dans les poissons. Indépendamment d'une enquête générale réalisée sur l'ensemble du réseau hydrographique de la Guyane, dans le cadre de l'étude de l'état initial (Arnoux, 1993; Richard et Cerdan, 1993a et b; Richard *et al.*, 1996b), nous présentons ici les résultats du suivi effectué sur des poissons pêchés dans le bassin du Sinnamary, avant et pendant la période de mise en eau.

2 MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Choix des stations

Indépendamment de la station de Saut-Dalles constituant une référence

Carte n° 1. – Localisation des sites d'étude.
Carte n° 1. – Localisation of the study sites.

des apports du bassin versant alimentant la retenue, le suivi physico-chimique de la retenue est effectué en 3 sites (Carte n° 1) caractéristiques retenus après une investigation plus large :

— Roche-Génipa situé en zone boisée, à 20 km du barrage, est représentatif des phénomènes généraux se produisant dans la majeure partie de la retenue,

— Petit-Saut situé dans une zone défrichée sur 300 hectares, en amont immédiat du barrage, est alimenté par des apports provenant de l'amont et subit directement les conséquences hydrauliques de la mise en service des divers évacuateurs. Par ailleurs, la connaissance de la qualité de l'eau à ce niveau permet la compréhension des phénomènes se produisant à l'aval du barrage,

— Crique-Bonne-Nouvelle est un site confiné, à temps de renouvellement relativement long (27 mois), de

faible profondeur et fortement découpé par d'anciennes activités d'orpaillage.

D'une manière générale, chaque site comprend une station axiale dans l'ancien lit du fleuve et des stations en zones littorales boisées ou déboisées (figure 3 et planche photographique 1).

A l'aval du barrage, les stations s'échelonnent le long du cours d'eau, jusqu'à la ville de Sinnamary. A proximité du barrage, les prélèvements sont effectués au niveau des différentes sorties : les turbines, l'évacuateur de fond, le clapet et le déversoir de surface (planche photographique 2).

Les mesures sont effectuées, soit directement dans la colonne d'eau avec des sondes simples ou multiparamétriques, soit sur des échantillons prélevés en surface par remplissage manuel de flacons et en profondeur, à l'aide d'une pompe péristaltique Masterflex.

Fig. 3. — Représentation schématique de la zone axiale et de la zone de forêt inondée.
Fig. 3. — Schematic representation of the axial zone and of the inundated forest zone.

Planche photographique 1. – (A) : Vue aérienne du barrage (de gauche à droite, l'usine et le seuil oxygénant, le clapet de surface, l'évacuateur de fond et le déversoir de surface), (B) : Vue aérienne du plan d'eau à proximité du barrage, (C) : Vue aérienne du plan d'eau en queue de retenue, (D) : Détail de la forêt inondée.

Photographic plate 1. – (A) : Aerial view of the dam (from left to right, power station and honeycomb-shaped weir for water oxygenation, surface flat gate, bottom outlet and surface spillway), (B) : Aerial view of the lake at proximity of the dam, (C) : Aerial view at the bottom of the reservoir, (D) : Detail of the flooded forest.

Planche photographique 2. – (A) : Le seuil oxygénant en nids d'abeille (à droite, le clapet de surface est en fonctionnement), (B) : L'évacuateur de fond.

Photographic plate 2. – (A) : Honeycomb-shaped weir (at right, the surface flat gate is functioning), (B) : Bottom outlet.

2.2 Les paramètres

Les paramètres ont été choisis afin de déterminer la qualité générale des eaux.

Les méthodes d'analyses utilisées étant pour la plupart normalisées ou d'usage courant, nous avons résumé, ci-après, sous forme schématique la liste des paramètres étudiés ainsi que les principales caractéristiques des méthodes utilisées (tableau II).

Le mercure est dosé dans la chair lyophilisée des poissons après miné-

ralisation nitrique de l'échantillon dans des nacelles Téflon en gaine d'acier inoxydable (deux heures à l'étuve à 150 °C). Le minéralisé est analysé par absorption atomique par la technique des vapeurs froides (analyseur de mercure Perkin-Elmer).

3 RÉSULTATS – DISCUSSION

L'évolution des eaux dans le système lacustre est en relation étroite avec la diminution de la turbulence,

Tableau II. – Paramètres étudiés et méthodes utilisées.

Table II. – Study parameters and used methods.

Mesures in situ

Paramètre	Matériel	Technique	Unité
Température	Sonde	Thermistance	°C
pH	WTW pH 196	Verre/Calomel	Unité pH
Potentiel redox	«	Platine/Calomel	mV
Conductivité	WTW LF 196		$\mu\text{S.cm}^{-1}$ à 25 °C
Oxygène dissous	WTW Oxy 196 ou WINKLER	NF T90-106	mg $\text{O}_2.\text{l}^{-1}$ et % saturation
Turbidité	Turb.bicellule HACH	Néphélémétrie	NTU
Transparence	Disque de SECCHI		m

Mesures sur eau non filtrée

Paramètre	Matériel	Technique	Unité
MEST	WHATMAN GFC	Filtration	mg.l^{-1}
MESO	sur MEST	Oxydation chromique	mg C.l^{-1}
DCO	Réacteur TECATOR	NF T90-010	mg $\text{O}_2.\text{l}^{-1}$
DBO	2 jours/temp. ambiante	NF T90-103	mg $\text{O}_2.\text{l}^{-1}$
Fer total	Eau totale+ H^+ +Persulfate Ebull. 20 minutes	Red. ac. ascorbique + o.Phénanthroline/510 nm	mg Fe.l^{-1}
Fe particulaire	Filtration 0,45 μm + H^+ Ebull. 5 minutes	«	«
Méthane	GC H.P.5890A	CPG-détecteur FID	mg $\text{CH}_4.\text{l}^{-1}$

Tableau II (suite).**Table II** (Following).*Mesures sur eau filtrée à 0,45 μm (R = Réactif)*

Paramètre	Matériel	Technique	Unité
N ammoniacal	R de Nessler/420 nm	NF T90-015	$\mu\text{molN.l}^{-1}$
N nitreux	R de Griess/543 nm	NF T90-013	$\mu\text{molN.l}^{-1}$
N nitrique	R sulfosalicylique/420 nm	ISO 7890 :3	$\mu\text{molN.l}^{-1}$
P o.phosphate	R molybdique/690 nm	NF T90-023	$\mu\text{molP.l}^{-1}$
Silicates	R molyddique/632 nm	NF T90-007	mg Si.l^{-1}
Sulfates	Néphélémétrie	NF T90-040	$\text{mg SO}_4.\text{l}^{-1}$
Aluminium	SAA UNICAM/309,2 nm	Electrothermie	mg Al.l^{-1}
Manganèse	SAA UNICAM/279,5 nm	Flamme $\text{C}_2\text{H}_2/\text{Air}$	mg Mn.l^{-1}
Fer total dissous	Filtration immédiate	«	mg Fe.l^{-1}
Fer ferreux	Filtration immédiate	o.phénanthroline sans réduction préalable	«

l'inondation d'une surface croissante du domaine terrestre, la mobilisation et la décomposition de la matière organique noyée.

3.1 La retenue

Profils longitudinaux

Des profils longitudinaux de l'oxygène dissous effectués en juin 95 (pris pour exemple), depuis la queue de la retenue jusqu'à Petit-Saut, permettent de mettre en évidence (figure 4) :

— une zone de rivière dans la partie la plus distale, où les concentrations en oxygène sont comparables à celles mesurées avant la mise en eau,

— une zone de transition, d'environ 10 km, où l'oxygène dissous présente un gradient de la surface au fond où persistent de faibles concentrations,

— une zone lacustre, de 50 km, où s'établit une couche anoxique dont l'épaisseur augmente jusqu'au barrage.

Stratification

Les conditions climatiques sous ces latitudes provoquent l'installation rapide (environ en deux mois) d'une stratification thermique et d'une thermocline bien marquée en saison chaude (août à novembre) s'atténuant en janvier-février.

D'une manière générale, on assiste à un échauffement progressif de la totalité de la couche d'eau, phénomène illustré par le passage des courbes d'isothermes de 25 °C et 26 °C de niveaux supérieurs à -5 m au fond (figure 5). Les fortes pluviométries suivant les périodes de stratification marquée, entraînent des phénomènes rapides de dilution et d'homogénéisation aboutissant à un

Fig. 4. – Profil longitudinal de l'oxygène dissous (mg/l) en juin 95.
Fig. 4. – Longitudinal profile of dissolved oxygen (mg/l) in June 95.

Fig. 5. – Courbes d'isotempérature (°C) à Roche-Génipa.
Fig. 5. – Isotemperatures (°C) at Roche-Génipa.

refroidissement marqué, mais transitoire.

Les variations nycthémérales en surface présentent une amplitude de 1,2 à 2 °C.

La stratification conduit à un épilimnion oxygéné et à un hypolimnion anoxique.

En prenant en compte les 28 mois de la période d'observation, les teneurs en oxygène des eaux superficielles varient, à Roche-Génipa, de 0,5 (février 94) à 7 mg.l⁻¹ (octobre 94) (figure 6). L'oxygénation augmente en saison sèche où l'ensoleillement est maximal, la photosynthèse active et les apports du bassin versant extrêmement réduits. Inversement, en saison des pluies, la stratification est fragilisée par la dilution. La demande en oxygène s'accroît avec les apports du lessivage de la litière, notamment en avril-mai 94 et en janvier-février 95. Toutefois, en considérant l'évolution de l'oxygène durant les deux années, il apparaît une nette tendance à un enrichissement et à un accrois-

sement progressif et quasi-continu de la couche oxygénée. Celle-ci passe de -1 m à -4 m entre 1994 et 1995. En même temps, la fréquence des concentrations supérieures à 5 mg.l⁻¹ augmente, les maximums étant atteints en juillet-août 95 et mars-avril 96, avec des taux supérieurs à 7 mg.l⁻¹ jusqu'à plus de deux mètres de profondeur.

Il est sans doute prématuré d'attribuer à des causes précises cette nette amélioration de la qualité des eaux superficielles. Il est possible d'émettre que la clarification des eaux a pour conséquence une meilleure activité photosynthétique (moyenne annuelle de la transparence déterminée à l'aide d'un disque de Secchi : 0,80 m en 1994 ; 1,20 m en 1995 ; 1,80 m en 1996) (Vaquer, 1994 a, b, et c ; Vaquer *et al.*, 1997). Par ailleurs, les effets immédiats de la mobilisation d'un matériel réducteur provenant de la litière et de la matière organique facilement dégradable s'atténuent : on passe progressive-

Fig. 6. – Courbes d'isoconcentration en oxygène dissous à Roche-Génipa.

Fig. 6. – Isoconcentrations of dissolved oxygen (mg/l) at Roche-Génipa.

ment à une situation chronique en équilibre avec un flux moins abondant de dérivés réducteurs (cf. « Modifications de la composition chimique des eaux », ci-après).

Toutefois, l'anoxie persiste dans l'hypolimnion dont l'épaisseur atteint environ 30 mètres à Roche Génipa comme à Petit-Saut. La composition de cet hypolimnion est directement sous la dépendance des phénomènes de minéralisation se produisant sur les fonds de la retenue.

Modifications de la composition chimique des eaux

La matière organique provient :

- de la litière, riche en matériel végétal et animal en voie de décomposition. Sa contribution à l'enrichissement des eaux est immédiate mais elle s'épuise avec le temps,

- des feuilles des arbres dont la chute ne se produit qu'après environ 6 mois d'inondation. La dégradation de ce matériel est donc retardée et progressive,

- des troncs qui conduisent à un flux continu mais très ralenti dont les effets se prolongent sur plusieurs dizaines années.

Les autres sources proviennent :

- de la production primaire et secondaire du lac essentiellement cantonnée dans l'épilimnion,

- des eaux entrant dans la retenue,

- de la zone de marnage en cas de repousse.

La dégradation de l'ensemble de la matière organique conduit à un enri-

chissement des eaux en N et P minéraux.

Une part de la minéralisation des eaux de fond est liée à la mobilisation d'éléments du substrat géologique (Al, Fe, Si, Mn) dépendante des conditions physico-chimiques du milieu, et plus particulièrement, du pH et du potentiel d'oxydo-réduction.

La conductivité constitue un des meilleurs témoins de la minéralisation globale des eaux et de la cinétique du processus.

La comparaison des courbes illustrant l'évolution de ce paramètre dans les niveaux les plus profonds des stations Petit-Saut et Roche-Génipa (figure 7) fait apparaître un phénomène général d'enrichissement dont l'expression la plus forte s'observe à Roche-Génipa, d'octobre 94 à février 95. Après ce paroxysme, la conductivité revient à une valeur relativement modérée, s'accroît sensiblement en fin 95 pour redescendre en février-mars 96 à une valeur proche de celle du fleuve, avant la mise en eau.

Les valeurs observées révèlent donc un compromis entre des phénomènes de production en relation avec la mobilisation progressivement décroissante de produits solubilisables et la dilution variable imposée par la pluviométrie. Même si certaines modalités spécifiques à chaque station entraînent des différences d'évolution, la tendance générale est identique et aboutit à des situations analogues dans les différents sites.

Des phénomènes hydrauliques liés à la gestion du barrage entraînent des

Fig. 7. – Conductivité des eaux de fond à Petit-Saut et Roche-Génipa.

Fig. 7. – Bottom water conductivity at Petit-Saut and at Roche-Génipa.

modifications provisoires mais importantes de la qualité de l'eau. Par exemple, en novembre 94, l'évacuation d'un très fort débit pendant une semaine, en période de crue, a entraîné l'expulsion de 1/7 du volume de la retenue. Le suivi de la station Petit-Saut montre que l'expulsion a concerné des eaux situées en dessous du niveau - 20 m. Cette chasse brutale a provoqué, à Petit-Saut, un appel immédiat d'eau de surface et une chute brutale de la conductivité des eaux profondes, rapidement compensée par effet de drain dans l'axe de la retenue, par un transfert d'eau à forte

minéralisation provenant de l'amont, bien au-delà de Roche-Génipa. Des observations effectuées sur ce site confirment ce phénomène. Cet événement souligne l'intérêt de la connaissance des transferts de masses d'eau pour la compréhension de l'évolution de la qualité de l'eau dans la retenue.

Après l'arrêt des turbines et la stabilisation du plan d'eau en 1994, le turbinage redémarre en mars 95. Les observations effectuées sur le site de Petit-Saut montrent que les turbines sont alimentées par des eaux passant au-dessus de la prédigue située en amont immédiat de la prise d'eau. Le

turbinage mobilise des couches d'eau intermédiaires, sans atteindre le fond où s'est formée provisoirement une lame d'eau à très forte minéralisation, assimilable à une couche morte. Ce phénomène a duré deux mois et il est absent à Roche-Génipa. Il confirme les possibilités d'accumulation d'eau à forte minéralisation dans le fond de la retenue et la précarité des situations créées, d'une part, par les conditions climatiques, mais aussi par les modalités de gestion du barrage.

Les réactions de dégradation prédominent dans le fond de la retenue. L'ammonium est un des meilleurs témoins de la minéralisation de la matière organique : au fond, son évolution est comparable à celle de la conductivité (figure 8).

Dans la colonne d'eau, des phénomènes de dilution, d'hydrolyse et d'oxydation ont lieu. Ainsi, Gadel et

Serve (1994, 1997) mettent en évidence des gradients de qualité de la matière organique. Des processus de production sont observés (Dumestre et Labroue, 1995; Dumestre *et al.*, 1997; Horeau, 1996; Horeau *et al.*, 1997; Vaquer, 1994 a, b et c; Vaquer *et al.*, 1997). Un des témoins démonstratif de cette évolution est fourni par le rapport N organique/N ammoniacal qui passe dans tous les sites de faibles valeurs au fond à des valeurs élevées en surface (tableau III).

Si l'essentiel des mesures effectuées concernent la zone axiale, des profils réalisés entre l'axe de la retenue jusqu'aux berges n'ont pas permis de mettre en évidence l'existence d'une zone littorale.

Le mercure

Le problème posé par le mercure n'est pas spécifique du bassin du Sin-

Fig. 8. – Ammonium dans les eaux de fond à Crique-Bonne-Nouvelle et Roche-Génipa.

Fig. 8. – Ammonium content of bottom water at Crique-Bonne-Nouvelle and at Roche-Génipa.

Tableau III. – Evolution du rapport N organique / N ammoniacal dans les stations lacustres pour la période de janvier 1994 à avril 1996.**Table III.** – Trends of N organic / N ammoniacal ratio within lake stations from January 1994 to April 1996.

Station	Petit-Saut	Roche-Génipa	Crique-Bonne-Nouvelle
Profondeur (m)	Moyenne (écart type)	Moyenne (écart type)	Moyenne (écart type)
– 0,1	5,34 (3,19)	6,02 (4,5)	5,73 (3,21)
– 5	3,34 (3,15)	2,38 (1,52)	1,72 (1,25)
– 10	1,08 (0,88)		
– 15	0,87 (0,67)		
– 20	0,41 (0,48)		
– 25	0,34 (0,33)		
Fond	0,52 (0,46)	1,03 (0,90)	0,81 (0,51)

namary. Il est essentiellement lié à l'activité d'orpaillage qui s'est développée dans l'ensemble de la Guyane depuis le siècle dernier (Puaux et Philippe, 1997). Son introduction dans le milieu s'est donc produite progressivement et d'une manière très variée en fonction des zones prospectées, des techniques d'orpaillage utilisées et des méthodes d'élimination, parfois très rudimentaires, du mercure après amalgamation avec l'or. Sa présence dans le territoire guyanais se caractérise donc par une très grande diversité de distribution géographique, un enfouissement et une disponibilité dans les sols extrêmement variables.

Une grande partie de ce mercure, rejeté exclusivement sous forme métallique, a dû être entraînée par le ruissellement et l'écoulement des eaux. Cette situation persiste encore puisque de nombreux sites sont encore exploités à l'heure actuelle. Cependant, une partie non négligeable des rejets de ce métal a dû rester piégée dans les sols et les sédiments

dans lesquels il constitue une forme chronique de pollution. Ce mercure résiduel, associé aux apports directs actuels, peut être transféré dans les différents compartiments du milieu aquatique (eau – sédiments – matière vivante) (Arnoux, 1993; Richard et Cerdan, 1993a et b) pour conduire par bioaccumulation à des concentrations critiques (en cas de consommation) de ce toxique dans certains poissons.

Dans le cas du bassin du Sinnamary qui a été et est encore le siège d'une intense activité d'orpaillage, l'envahissement par les eaux de la zone d'emprise du barrage a dû contribuer à la mobilisation générale du mercure présent en surface du sol, à son passage et à sa dispersion dans la masse d'eau surnageante.

Afin de juger des conséquences de ce phénomène et de son impact éventuel sur la faune aquatique, nous avons réalisé des campagnes de prélèvements de poissons dans le Sinnamary avant, pendant et après la mise en eau, jusqu'à fin 95.

Les résultats de l'analyse du mercure dans la chair de ces poissons sont présentés en établissant une distinction en fonction de leur mode d'alimentation.

Avant la mise en eau, 8,94 % des poissons carnivores présentent des taux supérieurs aux normes européennes de consommation (1 mg.kg^{-1} , poids frais), 0 % pendant et après la mise en eau (tableau IV).

Si les résultats moyens et leur comparaison statistique montrent que, pour l'ensemble des poissons, la mise en eau n'a eu aucun effet néfaste, on observe, par contre, une diminution significative du mercure dans la chair des poissons carnivores pendant et après la mise en eau. Cette amélioration peut être attribuée à la progressivité de la mobilisation du mercure dans le fond de la retenue, à l'importante dilution imposée par le volume d'eau accumulée et à la stratification limitant fortement les échanges entre

le fond et la surface où se localise la vie aquatique (Richard, 1996).

Le pronostic pour les années à venir doit cependant être très prudent, car la mobilisation et l'accumulation du mercure dans l'hypolimnion peuvent augmenter tandis que l'épilimnion a tendance à occuper un volume beaucoup plus important. La convergence de ces facteurs pourrait amener un accroissement de la contamination des poissons de la retenue. Il faut également tenir compte de l'expérience acquise dans d'autres lacs de barrage où le problème s'est posé. Les observations à plus long terme ont montré que les concentrations en mercure ont tendance à augmenter pendant plusieurs années, voire plusieurs décennies, après leur mise en eau. La matière organique noyée joue un grand rôle dans les relargages de mercure (Porvari et Verta, 1995), comme au Brésil (Lacerda, 1992; Lacerda *et al.*, 1991; Lacerda et Salo-

Tableau IV. – Le mercure dans les poissons carnivores et non-carnivores prélevés avant la mise en eau et de janvier 94 à décembre 95 (Moyenne en $\mu\text{g.g}^{-1}$ en poids frais).

Table IV. – Mercury in flesh of carnivorous and non-carnivorous fishes sampled before the filling phase and during 1994 and 1995 (Mean $\mu\text{g.g}^{-1}$, wet weight).

Situation	CARNIVORES				NON-CARNIVORES			
	Avant		Pendant et après		Avant		Pendant et après	
géographique	M	s	M	s	M	s	M	s
Amont	0,612	(88)	0,490	(263)	0,066	(32)	0,049	(189)
Lac	0,606	(35)	0,444	(71)	0,032	(179)	0,098	(94)
Aval	0,443	(11)	0,597	(77)	0,050	(44)	0,123	(56)

(M = Moyenne ; s = nombre d'échantillons)

mons, 1991) et au Canada (Bodaly *et al.*, 1984; Hecky *et al.*, 1987).

Bien que l'on ne puisse affirmer que les circonstances soient comparables, il importe de suivre l'évolution de ce métal avec la plus grande vigilance dans les années à venir.

3.2 L'aval

La qualité de l'eau à l'aval de la retenue est directement liée aux variations temporelles de la qualité de l'eau de la retenue ainsi qu'à sa gestion.

Ce tronçon de 60 km de long, se caractérise par une absence de turbulence, à l'exception d'une accélération du courant à Kerenroch. L'onde de marée remonte jusqu'à Petit-Saut.

A partir de 1993 et durant toute la période de la mise en eau, l'alimentation est assurée par un débit réservé de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ évacué d'abord par l'évacuateur de fond, puis par les turbines.

Ces eaux provenant, pour l'essentiel, de la partie profonde de la retenue sont anoxiques et fortement chargées en composés réducteurs fixes ou volatils, responsables d'une forte demande immédiate ou progressive en oxygène.

Cet élément étant indispensable à l'équilibre biologique du milieu, il a été décidé d'assurer une réaération de l'eau dès sa sortie du barrage, de manière à maintenir une concentration minimale d'oxygène dissous de $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ à Pointe-Combi. Cette teneur

limite a été choisie en concertation entre les gestionnaires et la communauté scientifique à la suite d'observations effectuées sur la résistance des poissons à l'hypoxie en milieu tropical.

Pour atteindre ce résultat, deux dispositifs ont été utilisés.

Le premier consiste à créer un jet creux au débouché de l'évacuateur de fond, provoquant un contact intense et instantané entre l'eau et l'atmosphère. Les échanges turbulents provoquent une élimination quasi complète des produits réducteurs immédiats, de la majeure partie des composés volatils et une sursaturation en oxygène des eaux suffisante pour maintenir la concentration de $2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ à Pointe-Combi.

Après la mise en service des turbines, il s'est avéré difficile de maintenir, d'une manière constante, en aval, un taux suffisant d'oxygène par simple mélange de ces eaux avec celles provenant de l'évacuateur de fond.

Depuis mars 95, en aval des turbines, un seuil alvéolaire à deux étages (Gosse et Grégoire, 1997) a été construit. Il assure l'élimination des composés réducteurs immédiats et la réoxygénation des eaux.

Grâce à ces dispositifs, seuls devraient persister dans l'eau des composés réducteurs à action progressive. Leur oxydation totale ou partielle durant les 48 heures environ du transfert de l'eau entre le barrage et l'estuaire peut être assurée par l'oxygène artificiellement apporté en sortie de barrage, mais aussi par les apports

Fig. 9. – Evolution de l'oxygène dissous (mg.l⁻¹) du pied du barrage jusqu'à la ville de Sinnamary (juin 95).

Fig. 9. – Dissolved oxygen (mg.l⁻¹) development from the dam to Sinnamary town (june 95).

naturels atmosphériques par diffusion ou par les arrivées d'eaux d'un bassin versant aval de petite dimension.

Profils longitudinaux

La consommation de l'oxygène se traduit par une courbe décroissante (figure 9) dont le minimum se situe entre Roche-Bravo et Degrad et le maintien de taux supérieurs à 2 mg.l⁻¹ d'oxygène dissous, à Pointe-Combi. Les rares périodes où cette concentration limite n'est pas respectée sont liées à une perte d'efficacité du seuil par remontée du niveau lors de l'ouverture des vannes de fond.

La responsabilité de la consommation de l'oxygène dans le tronçon aval doit être attribuée, d'après les études de Galy-Lacaux (1996), Lacaux *et al.* (1994 a et b), Lacaux et Delmas (1995), Galy-Lacaux *et al.* (1996 et 1997), Gosse (1994), et Gosse et

Grégoire (1997), à la présence de méthane provenant de la dégradation anaérobie de la matière organique dans la retenue et de la persistance d'une concentration résiduelle dans l'eau, malgré la mise en place des dispositifs décrits plus haut. Ce processus a été peu ou pas étudié dans les eaux à l'aval de la plupart des barrages construits dans les régions équatoriales (Darwich, 1982; Eletro-norte, 1993). Il revêt cependant une importance particulière puisqu'il conditionne les relations entre la gestion de la retenue et la qualité de l'eau et le maintien d'un équilibre biologique en aval.

Evolution temporelle de la qualité de l'eau à Kerenroch

L'eau expulsée vers l'aval provient de niveaux variables du lac, suivant le débit imposé et le (ou les) type(s)

Fig. 10. – Evolution de la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) à Kerenroch et à Pointe-Combi.

Fig. 10. – Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$) at Kerenroch and Pointe-Combi.

de dispositifs d'évacuation mis en service. A Kerenroch, station distante de 8 km du barrage, l'homogénéisation de la qualité de l'eau est assurée. L'influence des variations physico-chimiques de l'eau transitant dans le tronçon aval est étudiée au niveau de cette station. Les variations de la conductivité (figure 10) suivent de façon assez étroite celles de l'eau de la retenue, au dessous de - 10 m. La minéralisation augmente progressivement jusqu'en juin 94. L'infléchissement de novembre 94 est en relation avec les phénomènes se produisant dans le lac. La décroissance de janvier 95 ainsi que la stabilisation de mars à juin 95 est le reflet des mécanismes décrits pour ces mêmes périodes dans la retenue. L'augmen-

tation des concentrations en produits réducteurs dans la retenue à partir d'octobre 95 se répercute sur le tronçon aval, ainsi que leur dilution par les précipitations des 6 premiers mois de 1996.

Les moyens de restitution des eaux au niveau de l'ouvrage et les variations observées dans le lac en amont immédiat du barrage conditionnent le devenir de la qualité des eaux à l'aval de la retenue. Une grande part de cette évolution se produit dans la partie du fleuve comprise entre le barrage et Kerenroch : dans ce tronçon, se réalise l'homogénéisation des eaux provenant de différents niveaux du lac, selon les dispositifs d'évacuation utilisés.

Transformation de la qualité des eaux de Kerenroch à Pointe-Combi

Ces deux stations sont distantes de 30 km à vol d'oiseau. Dans cette partie du fleuve, le régime est très peu turbulent, aucun saut ou rapide ne modifie l'hydrodynamisme. Par contre, plusieurs criques de faible importance débouchent sur le fleuve et lui apportent en période de pluviosité importante des eaux susceptibles de diluer et d'améliorer les capacités d'autoépuration du Sinnamary. On observe entre ces deux stations un échauffement des eaux. La conductivité (figure 10) diminue. Cette baisse traduit en partie la poursuite des processus de biodégradation, à associer à des phénomènes plus irréguliers ou sporadiques de dilution par les eaux

moins chargées du bassin versant aval.

L'oxygène dissous est consommé au fil du cours d'eau (figure 9). La consommation est variable au fil du temps. Le pourcentage d'oxygène consommé entre Kerenroch et Pointe-Combi varie de 20 à 85% (figure 11). Avant la construction du seuil oxygénant, des pics de consommation sont caractéristiques des séquences de turbinage en juin, août et septembre 94. A partir de la mise en service des turbines en mars 95, l'évacuateur de fond est fermé. Le pourcentage d'oxygène consommé est alors de 40 à 50%, ce qui démontre l'efficacité du seuil. L'amélioration de la qualité de l'eau dans la retenue à partir de début 1996 est également observée dans la

Fig. 11. – Pourcentage d'oxygène dissous consommé entre Kerenroch et Pointe-Combi.
Fig. 11. – Rate of dissolved oxygen consumption between Kerenroch and Pointe-Combi.

détermination du pourcentage de consommation qui est de 30%.

La détermination de la D.B.O. sur 2 jours (48 heures) ($D.B.O._2$) à Kerenroch nous permet d'obtenir une valeur plus représentative de la consommation biologique d'oxygène puisque le transfert de l'eau entre ces deux stations est estimé à 2 jours pour un débit sortant de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Avant la mise en place du seuil, la $D.B.O._2$ est en moyenne de $3,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ (mélange d'eaux sortant de l'évacuateur et des turbines). Après la mise en place du seuil, la moyenne est de $3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Si l'on considère la valeur moyenne de la concentration en oxygène dissous ($6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) et la $D.B.O._2$ à Kerenroch, la charge biodégradable véhiculée par le fleuve jusqu'à Pointe-Combi devrait se situer à environ

$3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, en admettant qu'aucune modification de la qualité des eaux ne se produise dans la retenue et qu'aucun apport n'intervienne entre ces deux stations. Ces considérations montrent l'importance que prennent les facteurs saisonniers dans le maintien de l'oxygène au dessus du seuil limite des $2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ à Pointe-Combi. Les variations temporelles de l'oxygène dissous à Pointe-Combi sont représentées par la figure 12.

Ce tronçon est fragile et doit faire l'objet d'une attention particulière. S'il se trouve sous la dépendance directe des processus physico-chimiques et hydrodynamiques se produisant dans le lac et de la qualité d'eau qui en découle, il est également tributaire de la gestion de la retenue, du choix du niveau d'évacuation des eaux et de

Fig. 12. – Evolution dans le temps de l'oxygène dissous (mg/l) à Pointe-Combi.

Fig. 12. – Dissolved oxygen (mg/l) at Pointe-Combi.

l'efficacité des ouvrages de réaération. Suivant les exigences énergétiques et les conditions climatiques, des situations différentes peuvent se présenter et créer, parfois, des situations critiques qui doivent être prévues et corrigées en temps utile. Si, d'ores et déjà, plusieurs cas de figures ont pu être envisagés, une meilleure connaissance des processus et des cinétiques de production et de consommation des composés réducteurs doit permettre de trouver un compromis acceptable entre les intérêts écologiques et énergétiques.

4 CONCLUSION

La mise en eau du barrage de Petit-Saut provoquant l'ennoiment de 310 km² de forêt primaire a entraîné une mobilisation et un flux permanent d'éléments dissous provenant de la décomposition de la matière organique et du substrat géologique. Cet accroissement de la minéralisation en grande partie liée à des produits réducteurs responsables d'une forte demande en oxygène, a rapidement conduit à la création d'un lac stratifié avec formation d'un épilimnion de faible épaisseur et d'un hypolimnion anoxique.

Des comparaisons et l'extrapolation avec d'autres retenues amazoniennes moins récentes sont très difficiles car les caractéristiques de ces retenues sont en général différentes de celle de Petit-Saut. Le temps de rétention paraît être le facteur le plus important conditionnant

l'évolution de la qualité de l'eau dans ces milieux artificiels.

L'étude de la qualité physico-chimique des eaux avant, durant et après la mise en eau, a permis de suivre les différentes étapes de la mise en équilibre du système lacustre depuis les phénomènes intenses de libération des constituants très dégradés de la litière, jusqu'à l'établissement d'une situation chronique évoluant en fonction de la nature des matériaux en place (feuilles, branches, troncs) et des circonstances climatiques saisonnières.

Si des transformations apparaissent déjà dans la retenue avec, principalement, l'augmentation de l'épilimnion pouvant atteindre plus de sept mètres d'épaisseur, un stock important d'eaux fortement réductrices persiste dans l'hypolimnion atteignant en amont immédiat du barrage plus de 25 mètres. Cette eau alimentant le fleuve à l'aval de Petit-Saut est incompatible avec toute vie aérobie, ce qui impose une oxygénation artificielle à la sortie même de l'ouvrage. Les dispositifs mis en œuvre (jet creux, seuil alvéolaire) s'avèrent efficaces pour éliminer tout ou partie des composés à action réductrice immédiate ou volatils (fer ferreux, sulfures, méthane). Cependant la persistance de composés à action plus progressive (par exemple méthane et autres produits de dégradation de la matière organique) crée une demande en oxygène très variable en fonction des conditions hydrologiques et climatiques et des modalités de gestion de la retenue.

Il est donc important de maîtriser l'ensemble des phénomènes et des processus régissant le fonctionnement aussi bien de la retenue que du tronçon aval du fleuve.

Si de nombreuses études spécifiques (étude de la formation de gaz, de la spéciation de la matière organique, des bactéries, du phytoplancton, du zooplancton, des macrophytes, des poissons...) nous ont souvent permis de bien identifier la plupart des causes du déséquilibre, il paraît nécessaire de mieux connaître les processus physiques, chimiques qui vont évoluer dans le système lacustre qui s'est définitivement mis en place.

Nous retiendrons plus particulièrement :

- la détermination des flux de sels nutritifs et de métaux sur le fond,

- l'étude hydrodynamique pour une meilleure connaissance des courants et des déplacements de masses d'eau dans la retenue et au niveau des ouvrages d'évacuation,

- l'étude des phénomènes liés au marnage : indépendamment des phénomènes liés aux variations de la masse d'eau dans la retenue, il importe de suivre l'évolution et l'impact général du recouvrement intermittent des zones de marnage qui représentent environ 1/3 de la surface totale de la retenue,

- la cinétique de la consommation et de la production de l'oxygène dans le tronçon aval,

- les relations entre l'évolution chimique et biologique.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été financée par EDF dans le cadre d'un contrat HYDRECO/EDF-CNEH. Nous tenons à remercier toutes les personnes qui y ont participé, notamment l'équipe technique du Laboratoire Environnement de Petit-Saut.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Amoux A., 1993. Bilan actuel de la recherche du mercure dans l'environnement de Petit-Saut. *Actes des Journées de l'Environnement*, 24-26 juin 1993, 37-48.
- Bodaly R.A., Hecky R.E. & Fudge R.J.P., 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill river diversion, Northern Manitoba. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41 : 682-691.
- Darwich A.J., 1982. Estudos limnológicos na represa hidrelétrica de Curuá-Una (Santarém P.A.). *Para obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas*. Manaus, Brasil, 207 p.
- Dumestre J.F. & Labroue L., 1995. Bilan des respirations aérobies et anaérobies dans un lac de barrage équatorial. Conséquences sur la désoxygénation de l'eau, l'émission de gaz traces et de composés toxiques. *Rapport E.D.F.*, 30 p.
- Dumestre J.F., Labroue L., Galy-Lacaux C., Reynouard C. & Richard S., 1997. Biomasse et activité bactérienne dans la retenue et à l'aval de Petit-Saut (Guyane) : influence sur les émissions de méthane et la consommation d'oxygène. *Hydroécol. appl.*, 9 (1/2) : pp. 139-167.
- Eletronorte, 1993. Diagnósticos da qualidade da água. Fases rio, enchimento

- e reservatório. *Rapport Eletronorte*, Brasília, DF, 28 p.
- Gadel F. & Serve L., 1994. Etude de la matière organique particulaire et dissoute. *Rapport E.D.F.*, 30 p.
- Gadel F. & Serve L., 1997. Source et évolution de la matière organique dans la retenue de Petit-Saut (Guyane). *Hydroécol. appl.*, 9 (1/2) : pp. 115-137.
- Galy-Lacaux C., 1996. Modifications des échanges de constituants mineurs atmosphériques liées à la création d'une retenue hydroélectrique. Impact des barrages sur le bilan du méthane dans l'atmosphère. *Thèse de l'Université de Toulouse*, 210 p.
- Galy-Lacaux C., Jambert C., Delmas R., Dumestre J.F., Labroue L., Cerdan P. & Richard S., 1996. Emission de méthane et consommation d'oxygène dans la retenue hydroélectrique de Petit-Saut en Guyane. *C. R. Acad. Sci.* 322, 1013-1019.
- Galy-Lacaux C., Delmas R., Dumestre J.F. & Richard S., 1997. Evolution temporelle des émissions gazeuses et des profils de gaz dissous. Estimation du bilan de carbone de la retenue de Petit-Saut deux ans après sa mise en eau. *Hydroécol. appl.*, 9 (1/2) : pp. 85-115.
- Gosse P., 1994. Hypothèse d'une influence des gaz formés en anaérobiose dans le réservoir de Petit-Saut sur les baisses d'oxygène dissous dans le Sinnamary aval. *Rapport EDF-DER*, 25 p.
- Gosse P. & Grégoire A., 1997. Disposition de réoxygénation artificielle de l'eau à l'aval du barrage de Petit-Saut (Guyane). *Hydroécol. appl.*, 9 (1/2) : pp. 23-56.
- Hecky R.E., Bodaly R.A., Strange N.E., Ramsey D.J., Anema C. & Fudge R.J.P., 1987. Mercury bioaccumulation in yellow perch in limnocorrais simulating the effects of reservoir formation. In : *Summary Report, Canada-Manitoba Agreement of the study of mercury in the Churchill and Nelson Diversion*. Publ. by the Government of Canada and Manitoba.
- Horeau V., 1996. La mise en eau de la retenue hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane). Hydrobiologie 1 – du fleuve Sinnamary avant la mise en eau 2 – de la retenue pendant la mise en eau 3 – du fleuve en aval. *Thèse de l'Université d'Aix-Marseille*, 250 p.
- Horeau V., Cerdan P. & Champeau A., 1997. La mise en eau de la retenue hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane) : ses conséquences sur les peuplements d'invertébrés aquatiques et sur la nourriture des poissons. *Hydroécol. appl.*, 9 (1/2) : pp. 213-240.
- Horeau V. & Richard S., 1992. Etat d'avancement des travaux sur l'hydrobiologie du bassin versant du fleuve Sinnamary (chimie et biologie). *Rapport final HYDRECO-E.D.F.-C.N.E.H.*, contrat GP 7522, 90 p.
- Lacaux C., Delmas R. & Labroue L., 1994a. Aménagement hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane). Modification des échanges biosphère-atmosphère de constituants mineurs atmosphériques. *Rapport CNRS-EDF n° 1*, 46 p.
- Lacaux C., Jambert C., Delmas R. & Labroue L., 1994b. Aménagement hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane). Modification des échanges biosphère-atmosphère de constituants mineurs atmosphériques. *Rapport CNRS-EDF n° 2*, 52 p.
- Lacaux C. & Delmas R., 1995. Aménagement hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane). Modification des échanges biosphère-atmosphère de constituants mineurs atmosphériques. *Rapport CNRS-EDF*, 12 p.
- Lacerda L.D., 1992. Trace metals distribution in sediment profiles from remote lakes in the Pantanal swamp, central Brazil, *Geochim. Brazil*, 6 : 103-109.
- Lacerda L.D., Pfeiffer W.C., Marins R.V., Rodrigues S., Souza C.M.M. & Bastos W.R., 1991. Mercury dispersal in wa-

- ter, sediments, and aquatic biota of a gold mining tailing deposit drainage in Poconé, Brazil. *Water, Air and Soil Pollut.*, 5 : 283-294.
- Lacerda L.D. & Salomons W., 1991. Mercury in the Amazon. A chemical time bomb? A report sponsored by the Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, 46 p.
- Porvari P. & Verta M., 1995. Methylmercury production in flooded soils : A laboratory study. *Water, Air and Soil Pollut.*, 80 : 765-773.
- Puaux O. & Philippe M., 1997. Archéologie et histoire du Sinnamary du XVII^e au XX^e s. (Guyane). *D.A.F.*, 227 p.
- Richard S., 1991. Etat d'avancement des travaux sur la qualité des eaux et des sédiments du bassin versant du fleuve Sinnamary. *Rapport HYDRECO-E.D.F.-C.N.E.H.*, contrat GP 7510, 60 p.
- Richard S., 1996. La mise en eau de la retenue hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane). Hydrochimie 1 – du fleuve Sinnamary avant la mise en eau 2 – de la retenue pendant la mise en eau 3 – du fleuve en aval. *Thèse de l'Université d'Aix-Marseille*, 278 p.
- Richard S. & Cerdan P., 1993a. Le mercure et l'environnement en Guyane. *Rapport HYDRECO-E.D.F.-C.N.E.H.*, 27 p.
- Richard S. & Cerdan P., 1993b. Or et environnement. Orpaillage et mercure. Synthèse des sites, des méthodes et de l'incidence sur l'environnement. *Rapport HYDRECO-E.D.F.-C.N.E.H.*, 12 p.
- Richard S., Arnoux A. & Cerdan P., 1996a. La qualité physico-chimique des eaux d'un fleuve (Sinnamary) en milieu tropical humide (Guyane française) avant la mise en eau du barrage de Petit-Saut. *Soumis pour publication*.
- Richard S., Arnoux A., Cerdan P. & Reynouard C., 1996b. Le mercure dans les poissons du bassin versant du fleuve Sinnamary (Guyane française), avant et pendant les neuf premiers mois de mise en eau du barrage de Petit-Saut. *Soumis pour publication*.
- Sioli H., 1950. Das Wasser im Amazonasgebiet. *Forsch. Fortschr.*, 26 : 274-280.
- Sioli H., 1984. The Amazon and its main affluents : Hydrology, morphology of the river courses, and river types. In : *The Amazon, limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*, Dr W. Junk (ed.), 127-186.
- Sissakian C., 1997. Impact sur l'environnement de la mise en eau de la retenue de Petit-Saut : présentation générale. *Hydroécol. appl.*, 9 (1/2) : pp. 1-21.
- Vaquer A., 1994a. Etude du phytoplancton dans le lac de Petit-Saut : mission du 7 au 17 avril. *Rapport C.N.R.S.-E.D.F.*, Montpellier, 9 p.
- Vaquer A., 1994b. Etude du phytoplancton dans le lac de Petit-Saut : mission du 30 juin au 12 juillet. *Rapport C.N.R.S.-E.D.F.*, Montpellier, 12 p.
- Vaquer A., 1994c. Etude du phytoplancton dans le lac de Petit-Saut : mission du 8 au 20 novembre. *Rapport C.N.R.S.-E.D.F.*, Montpellier, 29 p.
- Vaquer A., Pons V. & Lautier J., 1997. Distribution spatio-temporelle du phytoplancton dans le réservoir de Petit-Saut (Guyane française). *Hydroécol. appl.*, 9 (1/2) : pp. 169-193.