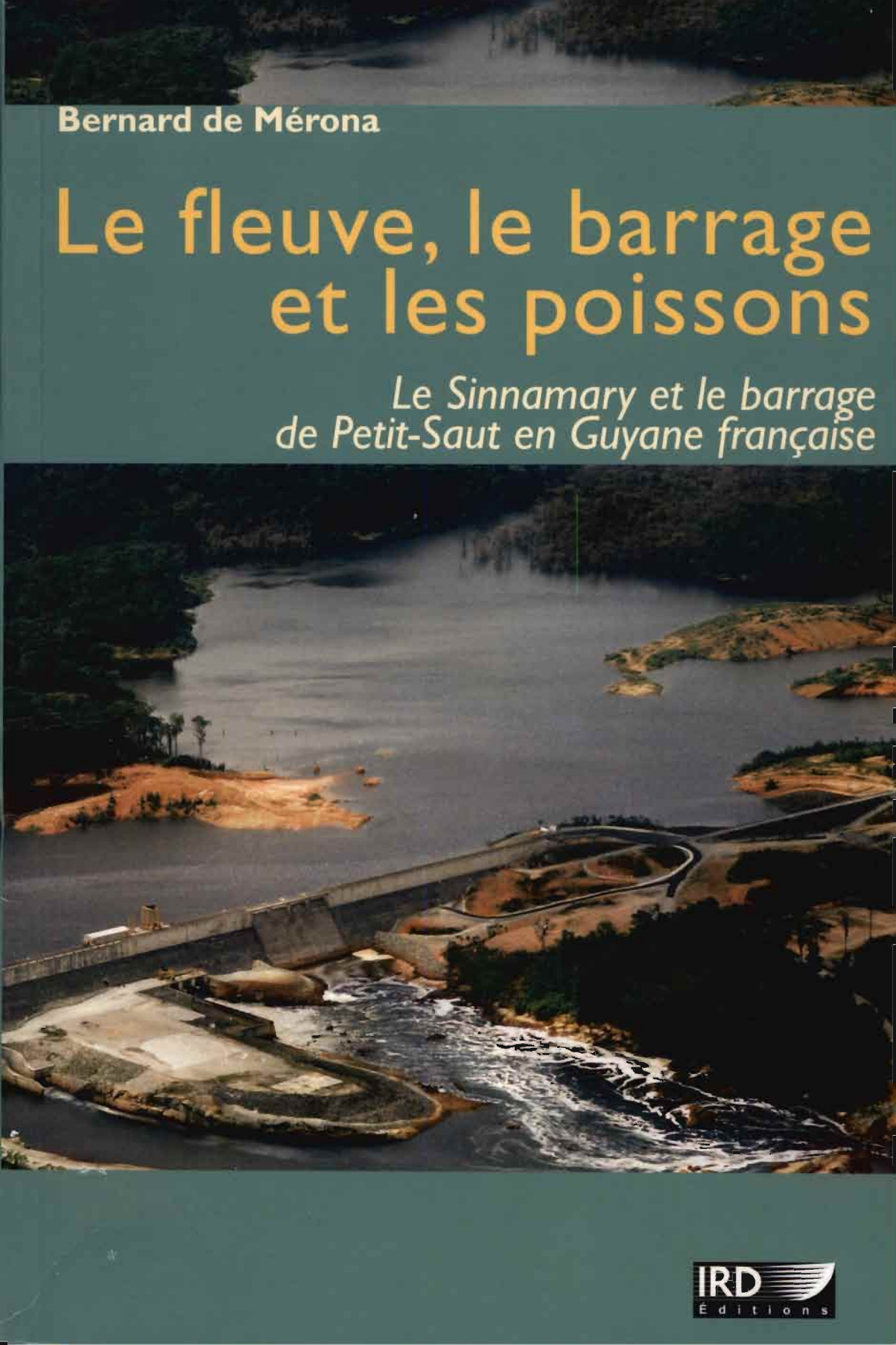


An aerial photograph of a large concrete dam and its reservoir. The reservoir is a vast, calm body of water surrounded by dense tropical forest. The dam is a long, straight structure with a spillway on the left side where water is cascading down. To the right of the dam, there are some smaller islands and a winding road. The overall scene is a mix of natural beauty and human engineering.

Bernard de Mérona

Le fleuve, le barrage et les poissons

*Le Sinnamary et le barrage
de Petit-Saut en Guyane française*

Le fleuve, le barrage et les poissons

Le barrage de Petit-Saut
sur le Sinnamary en Guyane française
(1989-2002)

Le fleuve, le barrage et les poissons

Le barrage de Petit-Saut
sur le Sinnamary en Guyane française
(1989-2002)

Bernard DE MÉRONA

IRD Éditions

INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT

PARIS, 2005

Préparation éditoriale, coordination, fabrication
Corinne Lavagne

Mise en page
Aline Lugand – Gris Souris

Maquette de couverture
Michelle Saint-Léger

Maquette intérieure
Pierre Lopez

Photo de couverture

Le barrage de Petit-Saut sur le Sinnamary en Guyane française.

© IRD/B. de Mérona

Sauf mention contraire, toutes les photos sont de l'auteur.

La loi du 1^{er} juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article L. 122-4). Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© IRD Éditions, 2005

ISBN : 2-7099-1581-2

Sommaire

Préfaces	7
Avant-propos	11
Remerciements	13
Introduction	15
Chapitre 1	
Contexte géographique général	19
Chapitre 2	
Le fleuve Sinnamary	29
Chapitre 3	
La diversité des poissons	37
Chapitre 4	
Les effets immédiats de la mise en eau	65
Chapitre 5	
La phase de stabilisation	85
Chapitre 6	
Conclusions	103
Références bibliographiques	107
Annexe	113
Résumé	129
Abstract	131
Table des matières	133

Préface

C'est un honneur que m'a fait l'auteur de l'ouvrage en me demandant d'en rédiger une préface.

Nos routes se sont croisées un jour de 1994 sur les rives du fleuve Sinnamary en Guyane. Nous étions chargés tous deux, par nos établissements respectifs, de protéger la pérennité du milieu naturel. C'est à l'occasion de discussions longues et passionnées que j'ai eu l'opportunité d'apprécier Bernard de Mérona ; le contexte pourtant était un peu délicat, puisque l'un était le représentant du défenseur de l'environnement et l'autre celui de l'aménageur. La construction d'un barrage avait été entreprise sur ce cours d'eau et la question était de savoir, entre autres, comment la faune piscicole allait réagir. En fait, nos relations empreintes de confiance réciproque et de réalisme ont, je le crois, facilité l'atteinte de l'objectif commun, la protection du milieu en général et des poissons en particulier.

Bernard de Mérona, dès son arrivée en Guyane, a apporté son expérience rare acquise en Afrique et sur les réservoirs d'Amérique du Sud, pour compléter et valoriser les données acquises jusque-là par ses prédécesseurs à l'Orstom devenu depuis IRD.

L'auteur a su s'intégrer avec bonheur à l'activité scientifique initiée par EDF sur le site de Petit Saut en vue d'appréhender l'impact du barrage sur l'environnement. Le pari n'était pas gagné d'avance, car l'éthologie des espèces de poissons tropicaux était mal connue et le retour d'expérience relatif à l'impact des grands barrages dans ces régions était fort limité. Il a exploité judicieusement l'exceptionnel recueil de données acquises sur le site depuis une vingtaine d'années, dans tous les compartiments de l'écosystème aquatique. Les études menées à Petit-Saut

ont en effet généré une masse considérable d'informations, des centaines de publications et de rapports destinés aux spécialistes et aux pouvoirs publics.

Ce livre permet la communication synthétique d'une partie de cette connaissance et non des moindres. La composante poisson est en effet le paramètre le plus sensible sous l'angle médiatique et son pouvoir intégrateur en fait, de plus, un indicateur primordial de l'état du milieu.

Cette situation unique qui recouvre les périodes d'avant et d'après barrage a été exploitée judicieusement par l'auteur pour interpréter le comportement de bon nombre d'espèces de poissons et décrire les mécanismes en jeu dans ce contexte particulier. C'est, à ma connaissance, le premier ouvrage qui traite, objectivement, de l'impact d'un aménagement hydroélectrique sur les peuplements de poissons, en milieu tropical. Un des grands intérêts que j'ai trouvé à ce livre est que les questions qui se posent au cours de sa lecture reçoivent une réponse quelques lignes ou pages suivantes.

Les résultats acquis ont permis de vérifier un certain nombre d'hypothèses d'écologie théorique basées sur les relations entre l'habitat et les stratégies vitales des espèces.

Le mérite de l'auteur est d'avoir avancé des prévisions générales sur le devenir des poissons dans les réservoirs par le biais de cette démarche.

Bien que ce livre soit, en premier lieu, à destination du monde scientifique, les aménageurs eux aussi y trouveront leur compte. Le suivi de l'évolution de la structure des populations piscicoles a permis de préciser les actions raisonnables à entreprendre pour minimiser les impacts. La construction, *a posteriori*, d'un seuil aérateur à l'aval immédiat du barrage destiné à maintenir un niveau d'oxygène compatible avec la vie aquatique en est le meilleur exemple.

In fine, les recherches de ce type ont le mérite de montrer que le milieu aquatique est à la fois fragile et résistant et qu'il n'a pas fini de nous poser des questions intéressantes afin de savoir le respecter et le protéger de mieux en mieux.

Dr Alain GRÉGOIRE

Expert Environnement

Électricité de France

Préface

L'étude de Bernard de Mérona sur le barrage de Petit-Saut et ses conséquences sur le peuplement des poissons prouve une fois de plus que la Guyane est une terre de vie et de recherche extraordinaire en Europe. Il nous faut donc commencer par remercier l'auteur, qui se consacre ici à l'observation d'un phénomène dont l'intérêt – nous l'avons bien compris – dépasse largement le cadre de notre territoire. Beaucoup de pays doivent en effet faire face à deux exigences apparemment contradictoires : renforcer sans cesse le niveau de leurs infrastructures, pour prendre en compte notamment la croissance de leurs populations, tout en préservant l'équilibre de leurs milieux naturels dont l'avenir de la planète est largement tributaire. Si l'ouvrage qu'il soumet à notre vigilance et à notre curiosité est si important, c'est que la conciliation de ces deux exigences s'apparente à une entreprise difficile. Celle-ci ne va pas de soi, et on le comprend bien à travers l'exemple de Petit-Saut. Faut-il prendre en compte les besoins d'énergie sans se préoccuper des dangers que la construction des barrages peut faire courir à l'environnement ? C'est une question importante. Elle risque de se poser de plus en plus alors que la flambée des dépenses énergétiques nous invite plus que jamais à aller vers des moyens alternatifs, à innover continuellement. Face à ce phénomène, l'ouvrage de Bernard de Mérona réintroduit indiscutablement le principe de précaution comme l'un des fondements majeurs de l'action et des politiques publiques. Il est rassurant pour tous que le travail d'un chercheur puisse trouver une telle destination. C'est la preuve que la science et la recherche sont des alliées indispensables à la rationalisation et l'efficacité des décisions publiques, et que nous avons tout intérêt à faciliter les transferts de connaissances, de savoirs et de savoir-faire en les mettant au service du développement global et harmonieux de nos sociétés. Mieux encore,

nous avons tout à gagner à la vulgarisation des connaissances scientifiques aussi bien à l'échelle des individus qu'à l'échelle de la collectivité tout entière. Les temps ont changé. Il ne suffit plus d'entreprendre. À l'action, il convient d'adjoindre la performance et le résultat. N'ayons pas peur de l'expertise ! Elle est vitale dans certains cas. Les travaux de Bernard de Mérona le mettent parfaitement en exergue. Ils appellent un renforcement des moyens appliqués à l'étude de nos milieux naturels et de leur réaction face au changement, aux mutations de toutes sortes. Il s'agit d'une importante démarche, tant nos sociétés sont aujourd'hui soumises à l'obligation de se moderniser. Y-a-t-il encore de la place dans un tel concert pour la conservation et la protection ? Bien sûr que oui ! D'ailleurs, au-delà de la qualité de ses résultats scientifiques, l'auteur fait preuve d'une grande générosité en nous invitant à ne pas opposer modernisation et conservation, mais à les envisager comme les deux faces d'une même pièce. La Région Guyane partage complètement cette vision d'avenir. C'est pourquoi nous avons pris depuis quelque temps le parti de régler la contradiction apparente entre modernisation et conservation ou protection en investissant dans le développement durable. Cela revient à rechercher en permanence le meilleur équilibre entre les hommes, leur milieu et les mutations de notre temps. On comprend bien avec l'ouvrage de Bernard de Mérona combien la recherche est vitale pour la formation et la réussite d'un tel processus. Un ouvrage scientifique qui commet en plus l'exploit de restituer la richesse de l'environnement guyanais.

Antoine Karam

Président de la Région Guyane

Avant-propos

L'ouvrage qui nous est proposé par Bernard de Mérona et les résultats qui y sont présentés peuvent être qualifiés d'exceptionnels en raison de la démarche suivie et du contexte de cette parution.

Les sociétés – et celle de Guyane en particulier – ont pris hautement conscience, au cours de la décennie passée, de la nécessité de prévoir et de prévenir l'impact de leur développement sur l'environnement.

La biodiversité et sa préservation, parties intégrantes de ce souci environnemental, ont ainsi été érigées en priorités au cours des sommets mondiaux de Rio 1992 et Johannesburg 2002. Depuis lors, cette même biodiversité est un thème majeur retenu par les multiples programmes internationaux, européens ou nationaux. Cette démarche de préservation et de prévention anime également les entreprises des secteurs public, parapublic ou privé, à l'instar d'EDF, lorsqu'elles envisagent la construction d'infrastructures qui peuvent affecter l'environnement dans son acception la plus large. Cette préoccupation environnementale favorise le partenariat actif tant attendu entre la recherche publique et ces entreprises.

Le projet de construction du barrage de Petit-Saut sur le Sinnamary en Guyane française a été conçu dès le milieu des années 1970. Dès que le projet s'est concrétisé, la recherche publique a été sollicitée pour mener des études d'inventaires dans un premier temps (1981), études qui se sont poursuivies notamment sur la faune aquatique jusqu'à la fermeture du barrage en 1994, et pendant toute la phase de mise en eau.

Les résultats présentés ici couvrent donc toute cette période, mais ont été prolongés jusqu'en 2002, pour vérifier les hypothèses initiales faites quant à l'impact potentiel de ce barrage sur les peuplements de poissons dans le fleuve Sinnamary.

Comme l'indiquent de manière détaillée les inventaires de la faune ichthyologique avant la construction du barrage, ce fleuve d'une dimension modeste (environ 250 km) présente une biodiversité de poissons particulièrement élevée. Il était donc très pertinent d'évaluer l'impact de la construction que ce barrage pourrait avoir sur cette diversité, compte tenu du bouleversement écologique qu'un tel ouvrage induit.

La biodiversité joue un rôle tout particulier dans cet écosystème du Sinnamary qui supporte les activités de pêche indispensables à la survie de différentes communautés. Ce qui est clairement abordé dans cet ouvrage est donc bien la question de l'impact du barrage sur les fonctions et les services rendus par la diversité ichthyologique dans l'écosystème du Sinnamary, ce dernier incluant les hommes et leurs activités.

Cette démarche scientifique soutenue et financée par les autorités locales et par le maître d'œuvre de la construction du barrage de Petit-Saut est donc aussi novatrice qu'exemplaire. Les résultats qui nous sont présentés ici contribuent à améliorer nos connaissances fondamentales sur les réponses de l'ichtyofaune à la perturbation majeure induite par la construction d'un barrage. Extrapolables à d'autres situations, ils représentent, de ce fait, un intérêt qui va au-delà de ceux réels, mais ponctuels, généralement issus d'une étude d'impact. Cet ouvrage, au-delà de son intérêt intrinsèque, illustre ainsi au mieux ce que peut être une recherche pour le Développement.

Patrice CAYRÉ

Directeur du Département Ressources vivantes
Institut de recherche pour le développement

Remerciements

Le programme de recherche présenté dans cet ouvrage n'aurait pas pu être réalisé sans le travail assidu d'une équipe technique particulièrement enthousiaste et efficace. Je voudrais remercier particulièrement Jean-Claude Bron, Michel Tarcy et Roland Ruffine, qui ont participé à toutes les phases de ce projet avec bonne humeur et conscience.

L'appui du centre Orstom (puis IRD) de Cayenne a été déterminant grâce à ses directeurs successifs : Jean Michotte, Christian Colin, Christian Moretti et Georges-Henri Sala, mais aussi bien sûr grâce à son personnel administratif. Tous méritent ma reconnaissance, mais je voudrais particulièrement remercier Marie-Claude Poumaroux et Florence Ousenie, qui ont accompagné le projet dès son début, facilitant son exécution par leur dévouement.

EDF a, pour la plus grande part, financé ce projet. Je tiens à souligner l'appui sans faille que l'équipe a reçu de cet organisme et, en particulier, de la part de Chantal Sissakian et Alain Grégoire du Centre national d'études hydrauliques. Enfin, je voudrais exprimer ma gratitude aux collègues et au personnel du laboratoire Environnement de Petit-Saut (Hydreco) pour les collaborations multiples et fructueuses, la disponibilité et l'aide tout au long du projet.

Introduction

La construction de barrages n'est pas un phénomène récent. Dès l'Antiquité, des ouvrages ont été élaborés essentiellement à des fins d'irrigation ou de stockage de l'eau (WCD, 2000). Récente, en revanche, est la prolifération de barrages de grande taille observée durant le siècle dernier. À la fin du xx^e siècle, on comptait plus de 45 000 grands barrages dans plus de 140 pays (WCD, 2000). Ces ouvrages et les réservoirs qu'ils génèrent, conçus pour favoriser le développement, induisent de profonds changements dans l'environnement, qui peuvent contrebalancer les effets positifs attendus. Les conséquences négatives de ces impacts sur le développement sont souvent plus profondes en zone intertropicale qu'en zone tempérée. Beaucoup de pays localisés en zone tropicale sont des pays en voie de développement dont une grande partie de la population est concentrée autour des cours d'eau et en dépend pour sa subsistance. Le fleuve fournit les protéines animales, ses crues adoucent les rives utilisées pour les cultures, il apporte une eau sans cesse renouvelée et constitue souvent la seule voie de communication. Il est donc absolument nécessaire dans ces contextes de limiter les impacts ou, au moins, d'imaginer des aménagements permettant aux populations locales de continuer à vivre harmonieusement dans leur environnement.

L'implantation de barrages hydroélectriques, qui vise l'utilisation d'une source d'énergie renouvelable, constitue une agression majeure à l'environnement et, particulièrement, aux écosystèmes aquatiques. La présence du barrage crée des discontinuités dans un milieu qui, auparavant, constituait un continuum régulier entre l'amont et l'aval. Il génère la formation de trois tronçons écologiquement bien distincts. À l'aval, il perturbe le cycle naturel des crues et des étiages en fonction

des opérations de production d'électricité, il modifie profondément la qualité chimique et physique de l'eau, il bloque les déplacements d'organismes vers l'amont et les limite en provenance de l'amont. À l'amont, il provoque la formation d'une retenue qui transforme, sur une portion importante de la rivière, le milieu lotique en milieu lentique¹ aux caractéristiques physico-chimiques bien différentes. Enfin, au-dessus de la retenue, le tronçon le plus à l'amont se trouve isolé du reste du cours d'eau, ce qui limite les possibilités de colonisation des organismes aquatiques à partir de l'aval.

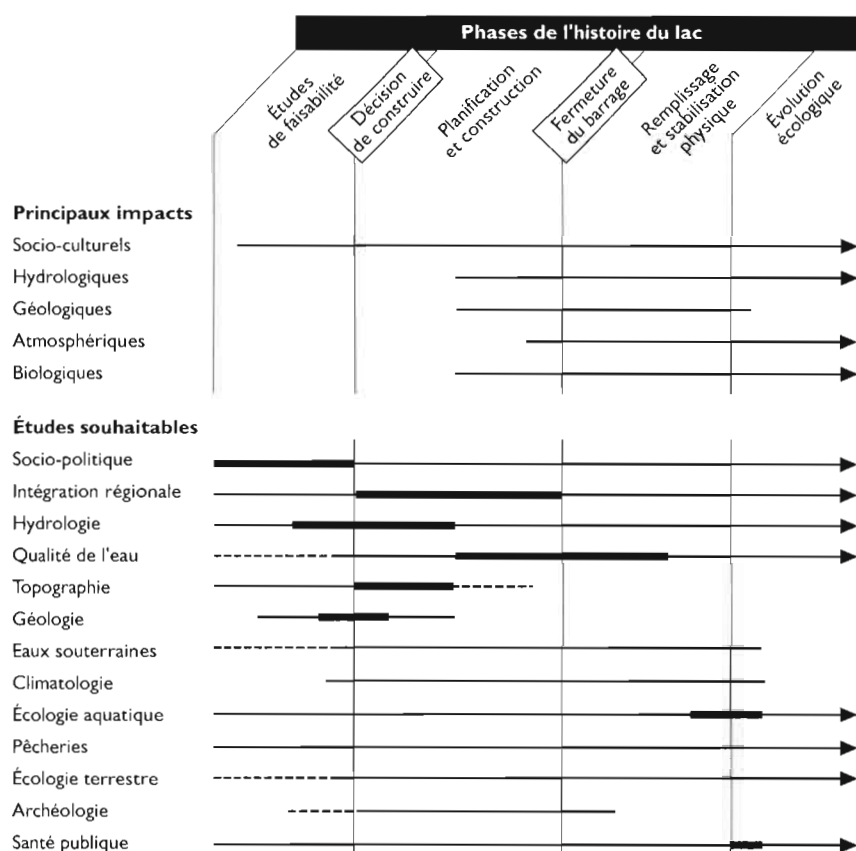
La réalisation d'un barrage peut être décomposée en quatre phases (fig. 1) (SCOPE, 1972 ; ACKERMANN *et al.*, 1973) :

1. les études de faisabilité qui conduisent à la décision de construire en un lieu donné ;
2. la construction elle-même ;
3. le remplissage de la retenue et la stabilisation physique ;
4. l'évolution écologique du système.

Dans ce schéma, il apparaît que les études d'écologie devraient débiter dès le début de la phase de faisabilité, afin que des considérations environnementales soient prises en compte dans l'ensemble du processus de décision. Dans la phase de construction, il s'agit de prévoir les conséquences environnementales de l'ouvrage dans le site choisi, en vue d'intégrer dans la construction d'éventuels aménagements structurels permettant de limiter les impacts négatifs. La phase de mise en eau est essentiellement une période de surveillance. Les phénomènes physiques et chimiques y sont très rapides et les conséquences sur les communautés biologiques peuvent être dramatiques. Il faut donc être en mesure de détecter rapidement d'éventuelles catastrophes, afin de corriger les problèmes en influant sur les opérations de mise en eau et, en particulier, l'établissement de paliers. Il est également du plus grand intérêt de vérifier les hypothèses émises lors de la phase précédente. Enfin, c'est à l'issue de la phase d'évolution écologique qu'il est possible de faire le bilan des effets du barrage sur l'environnement. La possibilité de généraliser les conséquences observées à d'autres situations dépend de plus de la compréhension des mécanismes ayant conduit à une situation de relatif équilibre de l'écosystème transformé.

Au sein de l'ensemble des études d'environnement réalisées dans le cadre d'un aménagement, celles concernant les poissons sont fondamentales pour tout ce qui a trait aux milieux aquatiques. D'une part, il s'agit souvent d'une ressource exploitée par les populations riveraines, et le maintien de la qualité et de la quantité de poissons est une préoccupation sociale et économique de premier plan (MÉRONA, 1985). D'autre part, les poissons ont, dans le milieu aquatique, une position trophique élevée et sont ainsi des intégrateurs de l'ensemble des phénomènes chimiques et biologiques intervenant dans leur environnement (VERNEAUX, 1981 ; KARR *et al.*, 1986). En dépit de leur intérêt, les connaissances sur l'évolution des peuplements de poissons dans les réservoirs et à l'aval des barrages sont encore

1. Lotique = d'eau courante, opposé à lentique = d'eau stagnante.



▽ Fig. 1

Représentation schématique des différentes phases dans l'établissement d'un barrage hydroélectrique.

L'épaisseur des traits est proportionnelle à l'importance relative de chacune des opérations.

très fragmentaires. Dans la plupart des cas, les études sont limitées au réservoir (ACKERMANN *et al.*, 1973 ; BALON et COCHE, 1974 ; VIEIRA, 1982 ; AGOSTINHO *et al.*, 1994), ou ne portent que sur quelques années après la fermeture (MÉRONA, 1985 ; MÉRONA *et al.*, 1987 ; LEITE, 1993).

Le 4 janvier 1994, le barrage de Petit-Saut sur le fleuve Sinnamary a été fermé. Cet événement est l'aboutissement d'un long processus, exigé par la législation française avant la construction de grands aménagements. Dans les années 1970, du fait de la demande croissante d'énergie pour le centre spatial guyanais, le choix fut fait d'utiliser le potentiel hydraulique de la Guyane pour produire de l'électricité. Dès 1975, EDF (Électricité de France) travaille sur l'inventaire hydraulique du

département. Après des études approfondies, le site de Petit-Saut sur le Sinnamary est finalement retenu. La proximité avec les principaux consommateurs d'énergie, mais également la configuration géologique favorable ont été les arguments majeurs de ce choix. En effet, le site constitue un resserrement naturel du fleuve du fait de nombreux affleurements granitiques. L'étude d'impact a débuté en 1983 et l'enquête publique a eu lieu en novembre 1987. Après le Décret de concession et de déclaration d'utilité publique, signé le 18 mai 1989, les travaux de génie civil ont immédiatement commencé pour se terminer fin 1993. Conformément aux conclusions de l'étude d'impact et aux engagements d'EDF, un programme de suivi écologique a été mis en place dès 1989.

Les premiers travaux d'ichtyologie menés par l'Inra dans le cadre de la construction du barrage de Petit-Saut ont couvert la période 1981-1984 (PLANQUETTE *et al.*, 1985). Ces travaux, destinés à être inclus dans la demande de concession, se sont focalisés sur le bassin du Sinnamary. Des études complémentaires ont été effectuées entre 1989 et 1993 conjointement par l'Inra et l'Orstom (TITO DE MORAIS *et al.*, 1991 ; LAUZANNE *et al.*, 1993 ; LAUZANNE *et al.*, 1995). Les études ichtyologiques se sont poursuivies après le début de la mise en eau, à partir de janvier 1994, pendant toute la phase de remplissage et jusqu'au moment présent (LAUZANNE *et al.*, 1995 ; MÉRONA *et al.*, 1996 ; MÉRONA, 1997 ; 1998 ; 1999 ; 2000 ; 2001).

Il est exceptionnel, en milieu tropical, de disposer de données aussi exhaustives sur les conséquences d'un barrage sur les poissons, d'autant plus que des études parallèles fournissent des informations sur les autres compartiments de l'écosystème (invertébrés, végétation, chimie des eaux, hydrologie), qui permettent une interprétation des mécanismes en jeu dans les transformations. Le contexte géographique, tant dans ses composantes physiques qu'humaines, est exposé dans ses grandes lignes (chapitre 1). Ces informations sont essentielles pour resituer la problématique d'un barrage en Guyane française au sein de la grande région géographique des Guyanes. Le Sinnamary est ensuite décrit dans toutes ses composantes (chapitre 2). Les résultats des études avant barrage fournissent une connaissance approfondie de la situation du fleuve (chapitre 3). Un suivi rapproché des modifications rapides induites par la fermeture du barrage et la mise en eau de la retenue fournit les bases pour tenter de comprendre l'évolution ultérieure des communautés de poissons (chapitre 4). Enfin, nous évaluerons si, près de dix ans après la mise en eau, il est possible d'établir des conclusions valides sur le long terme sur les conséquences du barrage en ce qui concerne les peuplements de poissons (chapitre 5). Une clé de détermination des espèces de poissons présentes dans le Sinnamary est proposée en annexe. Elle inclut les noms des auteurs qui ont décrit les espèces ainsi que les dates de description, informations auxquelles le lecteur pourra se référer lorsque les espèces sont signalées dans le texte. La systématique des poissons, et, en particulier, celle des poissons d'Amérique du Sud, évolue sans cesse. Afin d'éviter toute confusion, nous nous sommes référé, pour cet ouvrage, aux trois volumes de *l'Atlas des Poissons de Guyane* publiés en 1996 et 2000 (PLANQUETTE *et al.*, 1996 ; KEITH *et al.*, 2000 ; LE BAIL *et al.*, 2000).

Contexte géographique général



Les Guyanes : une unité géographique et géologique naturelle

Le flanc nord-est de l'Amérique du Sud est constitué d'une vaste entité géographique et géologique de quelque 1,5 million de km² : le bouclier guyanais, limité au nord et à l'est par l'océan Atlantique, au sud par la dépression de l'Amazone, et à l'ouest par la grande boucle de l'Orénoque. Il s'agit d'un socle de roches anciennes datant de l'époque précambrienne, c'est-à-dire d'avant la séparation des continents africain et sud-américain, il y a 2 à 3 milliards d'années. Ce socle est orienté suivant un axe WNW-ESE qui constitue la limite entre le versant atlantique et le versant amazonien du bouclier (fig. 2, cahier couleur).

Cet ensemble est séparé en deux parties par deux échancrures de direction générale NE-SO au niveau du fleuve Essequibo au Guyana et du rio Branco au Brésil. La partie orientale, qui inclut le Guyana, le Surinam, la Guyane française et l'État d'Amapa au Brésil, est un ensemble relativement homogène. C'est le versant atlantique de cet ensemble qu'il est convenu d'appeler « les Guyanes ». On y distingue le relief de socle ancien du bouclier guyanais, prolongé par une plaine côtière. Bien que consolidé depuis quelque 400 millions d'années, le socle est toujours soumis aux mouvements tectoniques qui affectent le nord de l'Amérique tropicale et qui se traduisent par un bombement central et des affaissements dans la zone de l'Essequibo à l'ouest et dans l'Amapa au sud-est. Ces affaissements

sont le siège d'une importante sédimentation d'origine fluviale et marine. À ces phénomènes s'ajoutent les effets d'une érosion qui a vraisemblablement été continue et intense et qui a modelé le relief actuel.

Le socle ancien

Très schématiquement, depuis le centre du Guyana jusqu'à l'Amapa, ce relief du socle ancien est constitué d'une pénéplaine dont l'altitude moyenne diminue du sud au nord de 500 m à 100-150 m, entrecoupée de chaînes montagneuses transversales dépassant rarement 1 000 m d'altitude. La pénéplaine elle-même n'a rien d'un plateau monotone. Elle est formée de hautes collines arrondies qui lui donnent vue du ciel un aspect dit en « peau d'orange » et elle est parsemée çà et là de dômes granitiques souvent dénudés auxquels on a donné le nom d'inselbergs car ils apparaissent comme des îles au milieu de la grande forêt. La chaîne montagneuse la plus méridionale, qui sert de partage des eaux entre le bassin amazonien et les bassins guyanais, est formée à l'ouest de la Serra do Acaraí qui culmine à 1 000 m au Guyana et s'étend jusqu'au Surinam à des altitudes voisines de 700 m. Cette chaîne est prolongée en Guyane française et en Amapa par les monts Tumuc-Humac dont l'altitude décroît vers l'est entre 500 et 250 m. Au centre se rencontrent les sommets les plus élevés. Les monts Kanuku au sud-ouest du Guyana culminent à 1 020 m, les monts Bakhuis et Wilhelmine au Surinam à 1 280 m et le mont Tabulaire en Guyane française à 830 m. Enfin, plus au nord, des reliefs accusés s'observent encore, particulièrement à l'est du Surinam et en Guyane française. Ainsi les monts Lely et Nassau, au Surinam, le massif Lucifer et les montagnes de la Trinité en Guyane française.

Toute cette zone, à l'exception bien sûr des implantations humaines qui restent très limitées, est recouverte de forêts vierges. La majeure partie est constituée de forêts de terre ferme aux arbres de grande taille et au sous-bois relativement aéré, mais on distingue localement d'autres types de forêts. Les abords des cours d'eau sont couverts de forêts ripicoles avec des essences particulières et au sous-bois plus touffu. Dans les bas-fonds, remplis d'eau stagnante, se développe une forêt marécageuse, dominée par le palmier « pinot ». À une altitude supérieure à 500 m, sur les pentes des reliefs la forêt est constituée de grands fûts rectilignes, la diversité floristique y est peu élevée et l'humidité ambiante favorise le développement de mousses et d'épiphytes en grand nombre. Enfin, les cuirasses latéritiques sont recouvertes d'une forêt de faible taille dont le sous-bois est broussailleux, envahi de jeunes pousses, de végétation herbacée et de lianes.

La plaine côtière

La plaine côtière est constituée de sédiments d'origine fluvio-marine d'âges variés, depuis le Pléistocène (1,6 Ma à 540 000 ans BP) jusqu'à l'Holocène récent. Sa largeur est très variable. Maximale aux deux extrémités de la zone, dans la vallée de l'Essequibo et en Amapa où elle atteint 150 km, elle se rétrécit progressivement vers le centre pour ne plus s'étendre que sur 10 km de large en moyenne au

▽ Vue aérienne de l'intérieur de la Guyane française montrant le relief du socle ancien, très vallonné et recouvert d'une épaisse forêt.



▽ La plaine côtière au niveau de Sinnamary : une mosaïque d'habitats et un environnement très anthropisé.



niveau de la Guyane française. En certains points de ce territoire, elle est même inexistante et le socle atteint la côte (Cayenne, Kourou). On y distingue plusieurs types de faciès. Les terres les plus basses sont immergées de manière presque permanente et forment des marais ou des mangroves. Plus haut, des alternances de cordons littoraux sableux et des bassins d'accumulation de vase et d'argile supportent des savanes plus ou moins régulièrement inondées. Enfin, en contact avec le socle, s'accumulent des sédiments détritiques continentaux qui forment des sables blancs recouverts de savane sèche arborée. L'étendue de ce dernier milieu est surtout importante dans la vallée de l'Essequibo et décroît progressivement pour ne plus représenter que quelques taches en Guyane française. Les côtes sont très changeantes sous l'effet de déplacements des dépôts de vase provenant du fleuve Amazone. Ces sédiments amazoniens sont transportés le long des côtes par un courant qui les longe et provoquent localement et temporairement des envasements consolidés par le développement de mangroves.

Cette mosaïque d'habitats donne naissance à une grande diversité de formations végétales : formation herbacée des marais sublittoraux, savane arborée humide et sèche, savane basse sur sable blanc...

Le climat

Le climat des Guyanes est de type équatorial humide. Les températures sont constantes et relativement élevées, de l'ordre de 26 °C en plaine, l'humidité relative est presque toujours supérieure à 80 % et les pluies sont abondantes, dépassant en général 2 m d'eau par an. La répartition des pluies est en moyenne bimodale. En novembre-décembre commence la « petite saison des pluies » qui dure trois mois environ. En mars, il y a le plus souvent une diminution de la pluviosité appelée le « petit été de mars », puis des pluies abondantes reprennent jusqu'aux environs du mois d'août, c'est la « grande saison des pluies ». À partir de la fin du mois d'août et jusqu'à novembre-décembre, c'est la saison sèche, caractérisée par un temps ensoleillé avec des alizés du sud-ouest qui apportent quelques précipitations brusques et éphémères. De subtiles différences existent en fonction du relief. L'influence marine est maximale dans la plaine côtière, qui bénéficie d'un climat plus agréable avec la présence continue des alizés. Dans l'intérieur, la pluviométrie est supérieure, en particulier sur les reliefs, et les périodes de calmes sont fréquentes, rendant l'atmosphère lourde.

Ce schéma général est quelque peu modifié dans l'extrême-ouest de la zone considérée. Sur les pentes des hauts massifs du centre-ouest du Guyana, la pluviométrie est beaucoup plus importante, allant jusqu'à 5 m/an sans saison sèche marquée, alors que dans la vallée du Rupununi, au contraire, on n'observe qu'une seule saison pluvieuse d'avril à août et une grande saison sèche de sept mois.

Le climat, et particulièrement l'abondance des précipitations, présente cependant une importante variabilité interannuelle. Le début des pluies peut être tardif, la petite saison sèche est parfois inexistante. Par ailleurs, le phénomène El Niño entraîne des déficits importants dans la pluviométrie et est en général suivi d'années très humides. Ainsi l'année 1998 a été particulièrement sèche, et l'année 2000 a vu des crues records, conséquences d'abondantes précipitations.

Le réseau hydrographique

L'ensemble de la zone est parcouru par un réseau dense de fleuves et rivières, résultat de l'abondance des précipitations et du caractère imperméable des sols. Les bassins présentent une orientation générale perpendiculaire à la ligne de côte.

Les cours d'eau des Guyanes présentent de nombreux points communs dans leur morphologie générale. Ils prennent leur source à des altitudes modérées, environ 600 m pour les plus grands, ce qui leur confère une pente moyenne inférieure à 0,001 p. 1000. Le profil en long montre une première zone de haut cours où la rivière est très méandreuse, où la pente est relativement élevée, et où les ruptures de pente sont nombreuses mais peu marquées. Cette zone haute est suivie par un long cours moyen de pente plus faible mais présentant des ruptures de pente accusées, appelées en Guyane française des sauts, séparées par de longs biefs calmes. En arrivant dans la plaine côtière, les fleuves s'assagissent, la pente est très faible, il n'y a plus que quelques rares rapides, la marée exerce une certaine influence. La distance sur laquelle s'observe une variation quotidienne de hauteur d'eau sous l'effet des marées est naturellement fonction de la largeur de la plaine côtière. Ainsi, dans le fleuve Corantjin, pendant l'étiage la marée se fait

▽ *Tableau 1*
Caractéristiques des principaux fleuves des Guyanes.

Fleuve	Source	Longueur km	Bassin km ²	Débit m ³ .s ⁻¹	Principaux affluents
Essequibo	Serra do Acaraï (600 m)	970	82 000* 155 000**		Rupununi
Demerara	monts Maccari	320	5 200*		
Berbice		560	12 200*		Canje
Corantjin	Serra do Acaraï	720	67 600	1800	New, Lucie, Kabalebo
Coppename	Wilhelmina mount.	400	21 700	490	Nickerie
Saramacca	Wilhelmina mount.	460	9 400	240	
Suriname	Eilerts de Hann	500	16 500	440	
Maroni	Monts Tumuc Humac	720	68 700	2100	Tapanahoni Tampok
Mana		430	12 090		Cokioco
Sinnamary		262	6 565	300	Courcibo
Approuague		270	10 850		Arataï
Oyapock		370	26 820		Camopi
Araguari		560*			Amapari

(*) Estimations au planimètre à partir d'une carte au 1 000 000^e.

(**) en incluant les bassins des Mazaruni et Cuyoni.

sentir jusqu'à 210 km à l'intérieur des terres, au niveau du dernier saut important, alors que seulement 60 km de cours inférieur du fleuve Sinnamary étaient soumis à l'influence de la marée avant le barrage de Petit-Saut.

Les caractéristiques physico-chimiques des fleuves et rivières des Guyanes sont également très similaires. Les eaux ont une charge minérale très faible car elles drainent des reliefs anciens peu érodables, elles sont souvent légèrement acides du fait de la formation d'acide humique provenant de la décomposition des débris végétaux issus de l'importante couverture végétale qui borde les rivières.

Dans ce contexte, le Sinnamary apparaît comme un fleuve de taille modeste (tabl. 1) sans pour autant qu'il s'écarte des caractéristiques générales des cours d'eau guyanais.

Les Guyanes : une histoire récente mouvementée, marquée par le mirage de l'Eldorado et le colonialisme²

Situation à l'arrivée des premiers Européens

Du fait de l'imprécision et du caractère fragmentaire des relations des premiers explorateurs européens des Guyanes au XVI^e siècle, la situation des populations autochtones des Guyanes à cette période est assez mal connue. De nombreux indices, provenant soit des traditions orales des Amérindiens actuels, soit de découvertes archéologiques ou de recherches linguistiques, permettent cependant d'établir quelques faits avec certitude. Les populations étaient réparties en groupes de petite taille (villages) n'excédant probablement pas 100 personnes. Ces groupes étaient organisés de manière assez lâche en tribus de même origine ethnique. De nombreuses ethnies étaient représentées, fruits de migrations continues, et se trouvaient vraisemblablement en conflit pour l'occupation de l'espace. Le panorama est donc celui d'une situation mouvante et confuse, mais d'une occupation complète de la région avec une densité relativement faible.

Les premiers explorateurs et le mythe de l'Eldorado : XVI^e siècle

Les premiers contacts des Européens avec les Guyanes étaient le fait d'explorateurs motivés par l'aventure et l'appât de l'or. Ce fut à la suite de l'expédition de

2. Informations tirées de J.-C. GIACOTTINO, 1984 – *Les Guyanes*. Paris, Presses Universitaires de France, collection Que sais-je ?

Pinzon en 1500 que naquit de l'imagination fertile de ces aventuriers le mythe de l'El Dorado, une cité prétendument couverte d'or en bordure d'un immense lac dans l'intérieur des terres de Guyane. Plusieurs expéditions eurent lieu par la suite à la poursuite de cette chimère qui n'eurent pour conséquence que des premiers contacts avec les populations amérindiennes. Ces contacts n'eurent que peu d'implications commerciales, tant ces populations n'avaient que peu de choses à proposer en échange des quelques produits manufacturés qu'apportaient les Européens. En revanche, les conséquences sur les populations autochtones furent désastreuses. La contamination par des maladies véhiculées par les Européens et les guerres tribales amplifiées par leur intervention marquèrent le début du déclin démographique des populations indiennes.

La période coloniale et l'esclavagisme : xvii^e, xviii^e et première moitié du xix^e siècle

Les xvii^e et xviii^e siècles virent des luttes continues entre puissances coloniales pour le contrôle des Guyanes. Il s'agissait là d'un véritable processus de colonisation visant la mise en valeur et l'exploitation des terres et l'installation de surplus de population des pays européens. À cette période, les Anglais et les Néerlandais se disputent la région située entre l'Essequibo et le Maroni, tandis que les Français défendent avec acharnement leur implantation sur l'île de Cayenne. C'est pendant cette période troublée que, devant la difficulté à trouver de la main-d'œuvre localement, les colons font appel massivement à l'esclavage. Celui-ci est particulièrement actif et dur au Guyana et au Surinam, moins développé en Guyane française du fait de la moindre implication de la France dans le développement de ce territoire. Il est patent que si cette colonie est, à l'époque, vitale pour la Hollande et importante pour l'Angleterre, elle ne constitue pas pour la France une priorité face aux colonies d'Afrique, des Antilles et de l'Extrême-Orient. Le caractère particulièrement inique de l'esclavagisme hollandais au Surinam provoqua des révoltes et des fuites, donnant naissance à une importante communauté de noirs réfugiés au Surinam et en Guyane française. D'un autre côté, ce furent les Hollandais qui réalisèrent la mise en valeur la plus efficace des terres côtières en mettant en œuvre le procédé des polders, qui avait si bien réussi dans leur pays d'origine.

L'acheminement vers l'ère postcoloniale : fin xix^e, début xx^e siècle

Le processus d'abolition de l'esclavage, entamé par l'Angleterre en 1834 pour le Surinam, suivi par la France en 1848, puis par la Hollande en 1863, a eu des conséquences variées dans les trois colonies. Dans les Guyanes anglaise et hollandaise, les autorités firent immédiatement appel à l'immigration étrangère, particulièrement en provenance de l'Inde, et, de cette manière, parvinrent à maintenir un développement agricole basé sur la canne à sucre (Guyane anglaise), le cacao, le café et le riz (Guyane hollandaise). En revanche, pour pallier la brutale déficience en main-d'œuvre en Guyane française, Napoléon III eut l'étrange idée d'y envoyer

des condamnés avec l'obligation de rester sur le territoire après leur peine pour une durée au moins égale au nombre d'années d'emprisonnement effectuées. L'échec de cette initiative fut patent, la population carcérale fut drastiquement réduite du fait des maladies et des mauvais traitements, et la Guyane française y gagna une réputation déplorable qui découragea les éventuels candidats à l'immigration. Jusqu'au milieu du ^{xx}^e siècle et à leur indépendance, respectivement en 1966 et 1975, Guyana et Surinam vécurent une évolution politique quelque peu chaotique, résultat de conflits interethniques incessants. La Guyane française, quant à elle, fut définitivement amputée du territoire compris entre l'Oyapok et l'estuaire de l'Amazone en 1900, à la suite de l'arbitrage de Genève. Ce territoire de l'Amapa devint en 1988 un état du Brésil. Ce n'est qu'à partir de la fin du ^{xix}^e siècle que la Guyane française connut un certain développement économique, avec l'exploitation de l'or qui attira de nombreux immigrants. En 1947, elle accéda au statut de département français d'outre-mer.

La situation actuelle

Après de nombreux troubles politiques ayant entraîné une dégradation de l'économie, Guyana et Surinam traversent actuellement une phase de relative stabilité avec une reprise certaine, basée sur une libéralisation de l'économie. Les principales activités sont liées d'une part à l'agriculture avec la production de riz, de canne à sucre et d'agrumes, et d'autre part à l'extraction minière, essentiellement de bauxite. En dépit de ces progrès, leur PIB reste bien inférieur à celui de leur voisin (tabl. 2). L'économie de la Guyane française est étroitement liée à l'économie française à travers des aides et un secteur public très développé. À côté du centre spatial de Kourou (qui représente 25 % du PIB), la pêche et l'exploitation forestière sont les principales activités économiques. L'État d'Amapa développe l'extraction minière de manganèse et la pêche, mais il est surtout impliqué dans une politique de développement durable.

On le voit, l'histoire a contribué fortement à différencier les quatre Guyanes. En dépit d'une certaine homogénéité de l'environnement, encore dominé par la grande forêt équatoriale, les évolutions actuelles pourraient bien accentuer ces

▽ *Tableau 2*

Principales données démographiques et économiques des Guyanes.

	Population	Densité	PNB/habitant
Guyana	761 000	3,3	3 800 US\$
Surinam	435 449	2,7	3 400 US\$
Guyane française	186 917	2,1	14 400 US\$
Amapa	475 843	3,3	~2 000 US\$

Amapa : estimation IBGE 2001 ; Surinam : estimation CIA juillet 2003 (pop.) 2002 (PIB) ;

Guyana : estimation CIA juillet 2003 (pop.) 2002 (PIB) ;

Guyane française : estimation CIA juillet 2003 (pop.) 2000 (PIB)

différences. Dans cet ensemble, le milieu naturel de la Guyane française apparaît relativement protégé lorsque l'on compare la situation de son environnement géopolitique à celle de ses voisins. En effet, son statut de département français et, par voie de conséquence, son appartenance à l'Europe la placent dans un cadre juridique favorable à la protection de l'environnement. De plus, et pour les mêmes raisons, des moyens financiers sont disponibles pour assurer la mise en application des directives environnementales. Bien sûr, l'éloignement de la Métropole, le contexte particulier d'un territoire largement inhabité, le manque d'infrastructures limitent dans certains cas la possibilité de mettre en pratique une protection efficace de l'environnement. Cependant, la situation est plus favorable qu'au Surinam ou au Guyana, où la nécessité de développement économique conduit à favoriser une politique ultralibérale propice à une exploitation des ressources naturelles sans grande préoccupation environnementale.

Le fleuve Sinnamary



Géographie physique

Le bassin du Sinnamary occupe une position centrale dans le système hydrographique guyanais (fig. 3, cf. cahier couleur). Le fleuve prend sa source dans les reliefs peu élevés des massifs centraux de la Guyane à quelque 130 m d'altitude et s'écoule du sud au nord jusqu'à la plaine côtière (fig. 4, cf. cahier couleur). Il s'agit d'un fleuve de moyenne importance avec un bassin de 6 565 km² et une extension d'environ 250 km. Il n'a que deux affluents de taille significative, tous deux sur sa rive gauche : le Courcibo et la crique Tigre, mais il reçoit aussi de nombreux petits cours d'eau ou « criques ».

Son débit moyen est de 290 m³.s⁻¹ avec d'importantes variations saisonnières et interannuelles. Sur l'ensemble de son cours, le Sinnamary est bordé de forêts. Cette végétation marginale revêt une importance fondamentale dans le fonctionnement du fleuve. Il y a, d'une part, l'apport de matières organiques provenant du lessivage de la litière dégradée. Il y a, d'autre part, les apports directs de matériel végétal et d'invertébrés terrestres qui tombent de la végétation surplombante. Les principales caractéristiques physico-chimiques de l'eau du Sinnamary traduisent sa dépendance vis-à-vis du substrat géologique et de son couvert forestier (RICHARD, 1996). Coulant sur un socle granitique ancien peu érodable, le fleuve est pauvre en matières en suspension et très faiblement minéralisé. L'eau est relativement transparente et légèrement acide. La présence de silice en quantité non négligeable signe la contribution des latérites à la minéralisation des eaux (tabl. 3).

▽ **Tableau 3**

*Principales caractéristiques physico-chimiques du Sinnamary
au niveau de la confluence avec le Courcibo (Données de RICHARD, 1996)*

Paramètre	Valeur moyenne	Maximum	Minimum
Température (°C)	25,8	27,0	24,6
pH	6,0	4,9	6,7
Conductivité (îS)	22,18	19,00	25,70
Oxygène (mg.l ⁻¹)	8,01	7,40	8,60
Transparence (m)	1,05	0,60	1,40
MES (mg.l ⁻¹)	10,61	5,00	13,60
Ammonium (µmolN.l ⁻¹)	19,65	12,25	32,13
Nitrates (µmolN.l ⁻¹)	20,96	0,00	29,25
Phosphates (µmolP.l ⁻¹)	0,16	0,00	0,56
Silicium (mgSi.l ⁻¹)	4,90	4,36	5,25
Fer total (mgFe.l ⁻¹)	1,77	0,70	4,70

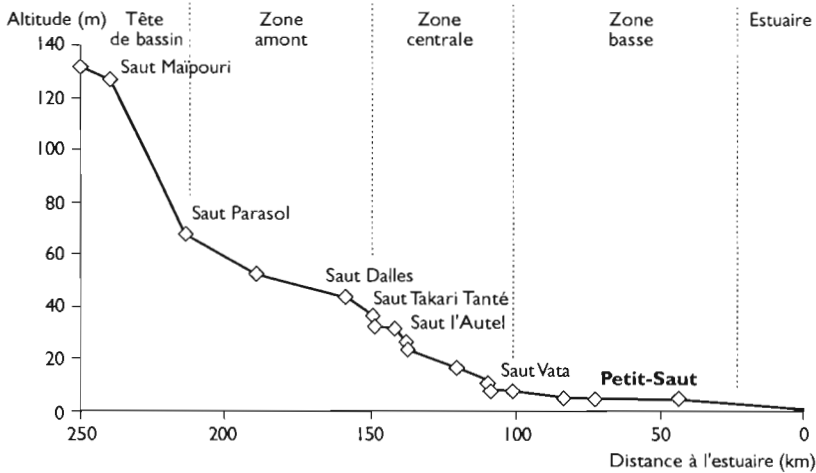
Du point de vue de la conformation de son estuaire, le Sinnamary se place dans la catégorie des fleuves à estuaire fortement inflexé vers l'ouest. Cette structure est le résultat du courant côtier amazonien qui charrie d'importantes quantités de matières en suspension, et des processus de sédimentation variables en fonction de la conformation de la ligne de côte. Ainsi, les fleuves qui ont leur embouchure immédiatement à l'ouest d'une accentuation de la courbure de la côte, comme l'Oyapok et l'Approuague à l'est, le Sinnamary et l'Iracoubo au centre, présentent un estuaire largement inflexé vers l'ouest.

Les bassins fluviaux, du point de vue de leur faune aquatique, constituent des îles biogéographiques (HUGUENY, 1989), dans le sens que les processus d'émigration-immigration sont extrêmement limités, voire impossibles. Ainsi leurs caractéristiques physiques sont-elles très contraignantes pour les communautés animales. Celles-ci peuvent être positionnées dans un cadre spatio-temporel à plusieurs échelles. Du point de vue des poissons, l'hétérogénéité spatiale peut être vue à l'échelle du bassin et à celle du bief, la variabilité temporelle à l'échelle annuelle ou pluriannuelle.

L'hétérogénéité spatiale

Le profil en long du Sinnamary est caractéristique des fleuves de Guyane. TITO DE MORAIS et LAUZANNE (1994) y distinguent 5 zones sur la base de l'analyse des pentes et de la présence de rapides (appelés localement « sauts ») (fig. 5) :

- la tête de bassin présente une pente très forte (0,16 ‰) et des sauts peu accentués (< 2 m) ;
- la zone amont est formée de biefs d'une dizaine de kilomètres de long présentant des aires d'inondation avec des sauts peu marqués (< 2 m pour la plupart) et une pente faible (0,04 ‰) ;



▽ Fig. 5

Profil en long du Sinnamary (adapté de TITO DE MORAIS et LAUZANNE, 1994).

- la zone centrale de pente relativement forte (0,07 ‰) est caractérisée par une succession rapprochée de sauts souvent marqués (> 2 m), séparés par des biefs courts (1 ou 2 km) et encaissés ;
- la zone basse a une pente très douce (0,006 ‰), et elle est constituée de longs biefs avec quelques zones d'inondation et quelques radiers de faible dénivelé ;
- la zone estuarienne est une zone d'environ 40 km où l'influence des oscillations de marée est sensible, d'abord par des inversions journalières de courant, puis, plus près de l'estuaire, par la pénétration d'eau salée (LOINTIER, 1990).

À l'échelle du bief, trois types principaux de milieux sont reconnus.

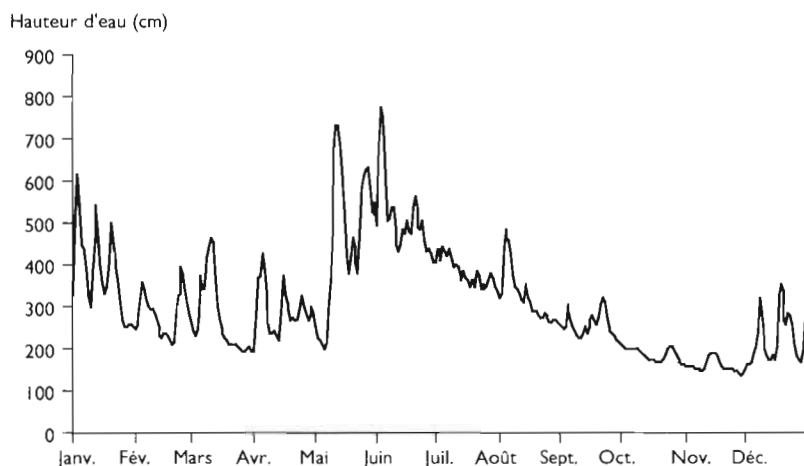
- Les sauts sont les endroits où les ruptures de pente entraînent une accélération brutale du courant. Le substrat est composé de roches et la profondeur moyenne est faible, avec cependant localement de profondes dépressions creusées par le courant violent. Leurs dimensions sont très variables. Parfois, ce sont des petites dénivellations de quelques dizaines de centimètres et l'eau s'écoule sur la roche à nu. À d'autres endroits, il s'agit de chutes de plusieurs mètres de hauteur sur de grandes largeurs.

Bien entendu, l'aspect de ces milieux est très variable selon la saison. En hautes eaux, les rapides peuvent disparaître complètement, recouverts d'une importante lame d'eau. Les grands sauts, quant à eux, sont beaucoup plus torrentiels. Ces structures sont une composante fondamentale de la navigation sur le Sinnamary, comme d'ailleurs sur tous les fleuves de Guyane. Une remontée de fleuve s'accompagne de difficiles passages de sauts avec parfois un portage de l'aval vers l'amont de l'embarcation et du matériel.

- Les biefs sont les portions d'eau relativement calme séparant deux sauts. Le cours d'eau s'élargit et s'approfondit, il est souvent méandreux et bordé partout de forêt primaire. Les fonds sont sableux dans le haut cours et boueux à l'aval. En basses eaux apparaissent de larges bancs de sable.
- Les criques sont les petits affluents étroits dont le lit est totalement recouvert par la végétation surplombante.

La variabilité temporelle

En milieu tropical ou équatorial, les variations saisonnières de température et de nycthémère sont peu marquées. Le facteur essentiel de variabilité saisonnière est la pluviométrie et ses conséquences sur le débit des fleuves et rivières. En Guyane, la saison des pluies commence généralement en décembre et se termine en juin avec une petite interruption en mars, une période appelée localement « le petit été de mars ». En moyenne annuelle, le débit du Sinnamary est de $290 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ mais cette moyenne cache de grandes disparités dans les conditions hydrologiques au cours de l'année. Ainsi, entre le 1^{er} janvier 1989 et le 1^{er} janvier 1994, le débit minimum d'étiage enregistré à la station de Petit-Saut était de $13,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ alors que le maximum en crue était de $984,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, soit près de 100 fois plus élevé ! La crue est le plus souvent bimodale. Un premier pic survient vers décembre ou janvier, et un deuxième, plus ample, aux alentours du mois de juin. L'étiage s'étend d'août à novembre. L'examen de l'hydrogramme des données journalières (fig. 6) nous montre que sur cette évolution régulière saisonnière des niveaux d'eau se superposent des oscillations rapides et de grande ampleur. Cet aspect est lié à une réponse rapide des débits à la pluie et donc à une très faible capacité de rétention des eaux. Les oscillations de hauteur d'eau à Petit-Saut sont pratiquement concomitantes de celles observées à saut Dalles, beaucoup plus en amont. Elles y sont également plus amples, puisque le bassin versant est plus étendu.



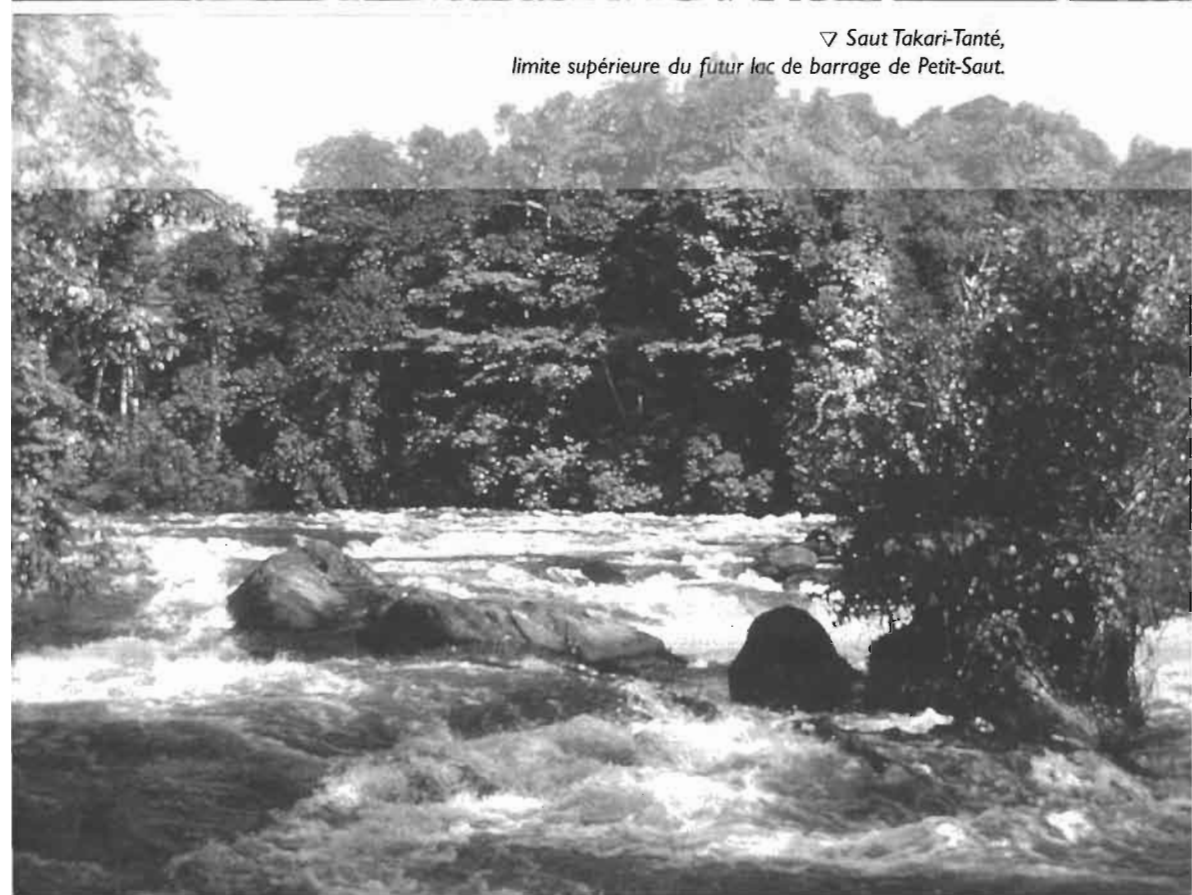
▽ Fig. 6

Variations des hauteurs d'eau journalières au site de Petit-Saut en 1991.

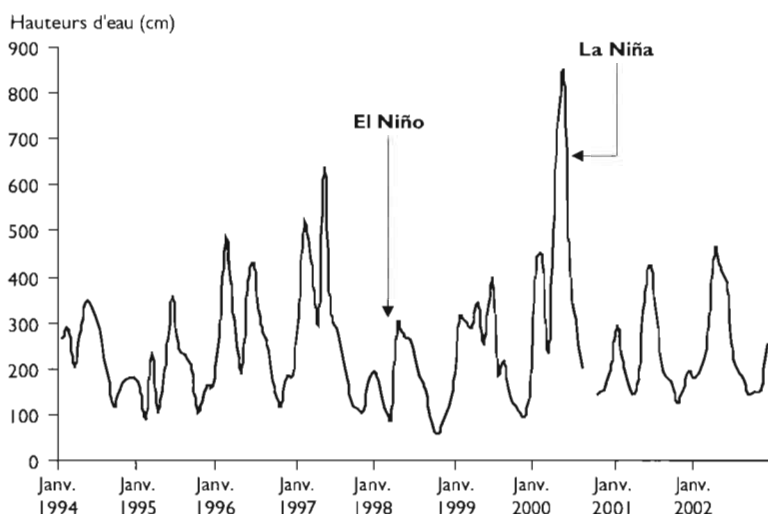
▽ Une crique typique dans le haut Sinnamary.



▽ Saut Takari-Tanté,
limite supérieure du futur lac de barrage de Petit-Saut.



À ces variations saisonnières de débit s'ajoutent d'importantes variations inter-annuelles qui sont dues à la variabilité générale du climat planétaire. On sait que les déplacements de grande ampleur des masses d'eau du Pacifique entraînent des modifications dramatiques du climat. Durant les phases « El Niño », qui correspondent à un réchauffement superficiel de l'eau dans le Pacifique Est, l'ensemble de la zone des Guyanes souffre d'un déficit important de la pluviométrie qui s'accompagne d'une hydrologie très déficitaire. Le phénomène inverse est appelé « la Niña » et correspond à des années d'excédent d'eau dans les bassins. L'examen de longues séries de hauteur d'eau illustre bien ce phénomène (fig. 7).



▽ Fig. 7

Variations interannuelles des débits mensuels moyens de la zone amont du Sinnamary entre 1994 et 2002 (données EDF).

Éléments d'histoire et de géographie humaine

Aujourd'hui le bassin du Sinnamary apparaît pratiquement vide de toute occupation humaine. À l'aval, depuis la bourgade de Sinnamary on ne rencontre que quelques carbets³ inhabités, on ne croise que de rares barques de pêcheurs ou de chasseurs. La traversée de la retenue de Petit-Saut se fait dans le silence de la forêt ennoyée, au milieu des arbres morts. À l'amont, au-delà du saut Takari-Tanté, ce n'est que le long corridor de la grande forêt équatoriale, ponctué de sauts torrentueux.

3. « Carbet » est le nom donné localement à des constructions rudimentaires en bois servant d'abris temporaires.

Pourtant, les expéditions menées par les explorateurs dès le XVI^e siècle et jusqu'à la fin du XVIII^e siècle font état de nombreuses communautés indigènes sur le cours du Sinnamary. Les récentes recherches archéologiques menées sur l'emprise de la retenue de Petit-Saut ont mis en évidence de nombreux sites de plein air et polissoirs qui attestent de cette présence amérindienne (PUAUX et PHILIPPE, 1997 ; VACHER *et al.*, 1998). En 1854, c'est la découverte de l'or en Guyane, et l'exploitation dans le bassin du Sinnamary débute en 1866 sur le site d'Adieu Vat. Jusqu'à vers les années 1950, l'exploitation est intensive. On dénombre, vers 1930, environ 1000 personnes sur la moyenne et basse vallée du Sinnamary. Cette exploitation concerne autant l'or filonien que l'or éluvial et alluvial. Ce sont surtout les deux dernières formes d'exploitation qui ont un impact important sur la qualité de la rivière. En effet, l'une comme l'autre procèdent par lavage de la terre et de grandes quantités de matière sont mises en suspension dans l'eau. De plus, l'extraction de l'or alluvial dans le fond de la rivière utilise la technique du dragage du fond, ce qui a pour effet de déstructurer les milieux benthiques.

Dernier avatar dans l'histoire de l'occupation du bassin du Sinnamary, le bagne des Annamites a été construit dans les années 1930 et a fonctionné jusqu'à son démantèlement en 1945. Situé en rive gauche à la hauteur de la crique Plomb, il a réuni plus de 300 personnes, condamnés et surveillants inclus. Les bagnards ont contribué à la construction d'ouvrages, en particulier un pont inachevé sur le Sinnamary au niveau de saut Vata dont il restait, avant l'inondation de la zone par le réservoir de Petit-Saut, une pile au milieu du fleuve.

Dans le même temps, l'exploitation de l'or était en plein déclin du fait de la baisse des cours et de l'épuisement des gisements alluvionnaires à la portée des moyens rudimentaires des orpailleurs de l'époque. Ce n'est qu'à la fin des années 1980 que l'activité d'orpaillage reprend, grâce à des prospections minières systématiques et à l'introduction de nouvelles méthodes d'exploitation. Aujourd'hui, sur le Sinnamary, le site de St Elie localisé entre la crique Tigre et la crique Leblond est le seul officiellement actif. Cependant, en dehors des entreprises artisanales légalement enregistrées, il existe un certain nombre d'exploitations illégales, clandestines et difficilement contrôlables, qui opèrent sans préoccupation environnementale et peuvent être responsables de contamination des chaînes alimentaires par le mercure.

Le bassin du Sinnamary, au moins dans sa partie moyenne, a donc connu une forte implantation de population, tant sur le Sinnamary lui-même que sur le Courcibo et les criques Tigre et Plomb. Il ne reste aujourd'hui, officiellement, qu'un site d'orpaillage dans les têtes de bassin des criques Tigre et Leblond. Le haut Sinnamary est totalement dépourvu de toute implantation humaine permanente.

La diversité des poissons



Les fleuves et rivières tropicaux, du fait de leur grande richesse faunistique, constituent des laboratoires du plus grand intérêt pour l'étude de l'écologie des communautés animales. Il s'agit, d'une part, d'évaluer la biodiversité, dont l'un des indices les plus simples est le nombre d'espèces ou richesse spécifique. Il s'agit, d'autre part, de tenter de comprendre comment de nombreuses espèces coexistent dans un même lieu. Une population (ensemble des individus d'une même espèce habitant dans un même lieu et donc pouvant échanger du matériel génétique) doit, pour se maintenir, réaliser un certain nombre de fonctions vitales. Ses membres doivent pouvoir grandir et survivre et donc disposer de ressources alimentaires suffisantes. Ils doivent ensuite se reproduire dans les meilleures conditions afin d'assurer la survie des générations suivantes. L'un des principes fondateurs de l'écologie contemporaine est celui d'exclusion compétitive (HARDIN, 1960). Il postule que deux espèces ne peuvent survivre dans le même milieu si elles ont les mêmes exigences vis-à-vis de ce milieu. Il est lié à la notion de niche (HUTCHINSON, 1957), espace théorique multidimensionnel définissant la position de chaque espèce par rapport aux ressources disponibles dans le milieu. Ainsi, en théorie, dans une communauté, les différentes espèces devront se répartir les ressources que sont, par exemple, l'espace et la nourriture. Ce schéma théorique, qui suppose un milieu en équilibre, se complique lorsque l'on considère qu'une multitude de **facteurs externes** à la communauté vient imposer des contraintes aux populations. Le milieu naturel est, en effet, éminemment variable et une tactique profitable pour une population pendant une période peut s'avérer rapidement inadaptée aux conditions. Quelles informations apporte la situation du Sinnamary pour éclairer ces différents points ?

La richesse spécifique

Estimation de la richesse spécifique

Le nombre total d'espèces d'un bassin versant en zone tropicale est toujours difficile à déterminer avec certitude. Il y a à cela plusieurs raisons. La première est qu'il est impossible, dans un bassin entier, de prospecter l'ensemble du volume d'eau. Les parties les plus hautes des bassins sont le plus souvent inaccessibles et les techniques d'échantillonnage ne permettent pas de prélèvement total dans certains sites. La plupart du temps, la liste d'espèces est complétée, au cours du temps, à mesure que des scientifiques, des pêcheurs amateurs ou professionnels, des aquariophiles visitent le bassin.

Par ailleurs, le nombre d'espèces recensées est fonction d'au moins cinq facteurs.

1. *L'intensité d'échantillonnage.* Pour un même engin de capture, opérant dans la même zone, le nombre d'espèces dénombrées augmente avec le nombre de poissons capturés. Ceci est dû au fait que, dans tout peuplement, il existe des espèces rares dont la probabilité de capture est faible. Ainsi, si une espèce est représentée par 1 individu dans un peuplement comprenant 1 000 poissons, un échantillon de 10 poissons aura 1 chance sur 100 de contenir l'individu de cette espèce, mais un échantillon de 100 poissons aura 1 chance sur 10 de la capturer, puisqu'il y a 10 échantillons différents de 100 poissons dans les 1 000. Naturellement, dans la nature, les choses ne sont pas aussi simples : il faut imaginer un peuplement de 1 000 poissons dans lequel 10 sont d'une espèce différente A, et 2 d'une espèce différente B, mais ni A ni B ne sont répartis au hasard dans les 1 000. Dans cette situation qui se rapproche des conditions réelles, on voit que le calcul de la probabilité de capture devient impossible. Mais le principe demeure et cette relation entre taille de l'échantillon et nombre d'espèces est observée dans tous les cas. Ainsi, lors d'une expérimentation sur le haut Sinnamary, 6 batteries de 10 filets maillants ont été placées pendant une période de quelques jours. La relation nombre d'espèces recensées versus nombre de poissons capturés est asymptotique. Elle montre qu'avec un effort d'échantillonnage réduit, la richesse spécifique est évaluée à 27 espèces, alors qu'en réalité elle est proche de 42 (fig. 8).

2. *L'étendue de la zone prospectée.* Les espèces au sein d'un bassin ont des préférences d'habitat et des aires de répartition différentes. Lorsque l'on augmente la surface échantillonnée, on augmente aussi le nombre d'habitats explorés, et donc la probabilité de capturer des espèces différentes.

3. *La variabilité naturelle des populations de poissons.* Il est bien connu que les populations de poissons fluctuent saisonnièrement, du fait des phénomènes de recrutement et mortalité. Ainsi certaines espèces passent par des minimums d'abondance au cours de l'année et peuvent échapper à la capture pendant ces périodes. Par ailleurs, certaines populations peuvent, une année donnée, rencontrer des conditions peu favorables pour leur reproduction et devenir rares dans le milieu, et échapper à la capture alors qu'elles sont normalement abondantes les autres années. Ainsi, lorsque l'on prolonge l'échantillonnage sur plusieurs années, on augmente le nombre d'espèces capturées.

▽ Une pêche au poison dans un milieu peu profond.

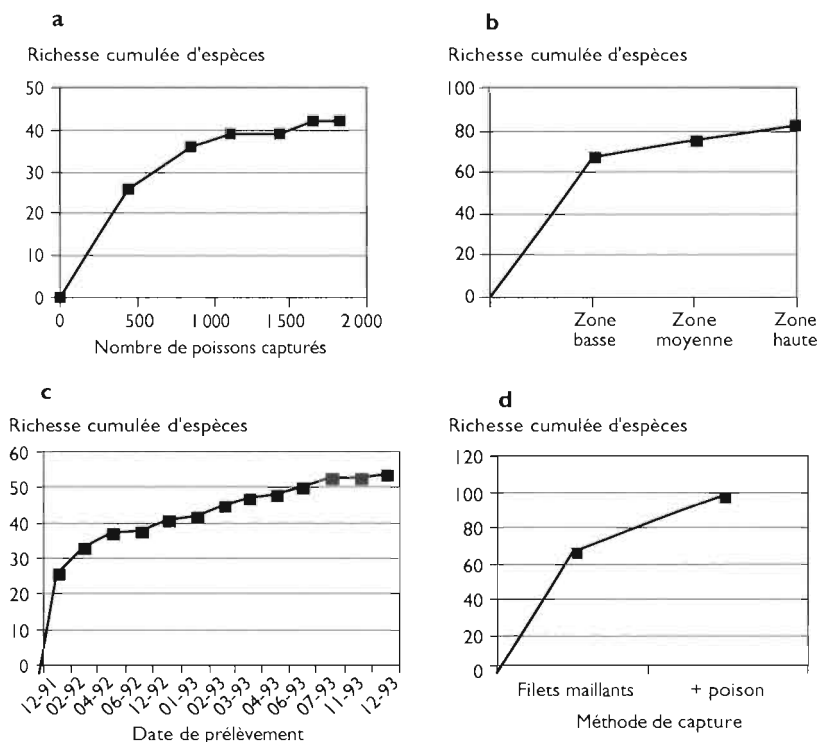


▽ La relève des filets maillants dans le Sinnamary.



4. *La variété des engins de capture utilisés.* Un grand nombre de méthodes de capture des poissons en rivière sont disponibles : filets maillants, sennes, chaluts, épervier, pêche électrique, poison, pièges, lignes, palangres, etc. Chacune de ces méthodes présente une efficacité et une sélectivité différentes pour chacune des espèces présentes. Il est donc clair que la réalisation d'un inventaire piscicole devra multiplier les méthodes de capture dans la limite de leur applicabilité dans le milieu prospecté. Dans le Sinnamary, les méthodes de capture applicables sont limitées et deux principales ont été pratiquées : des filets maillants dans les zones d'eau marginales profondes et relativement calmes, et le poison dans les rapides et dans les zones peu profondes et étroites

5. *Le niveau de connaissance taxonomique.* La détermination taxonomique des espèces en milieu tropical d'Amérique du Sud n'est pas toujours aisée. Des poissons que l'on croit semblables à première vue s'avèrent, après étude approfondie des caractères méristiques, morphométriques ou même génétiques,



▽ Fig. 8

Illustration des difficultés d'estimation de la richesse spécifique :

- a) évolution du nombre d'espèces récoltées en fonction du nombre de spécimens capturés ;
- b) évolution du nombre d'espèces récoltées en augmentant la zone prospectée
(données de TITO DE MORAIS et LAUZANNE, 1994) ;
- c) évolution du nombre d'espèces récoltées en fonction de la durée de l'échantillonnage ;
- d) évolution du nombre d'espèces récoltées en utilisant une nouvelle méthode de capture
(données de TITO DE MORAIS et LAUZANNE, 1994).

appartenir à deux espèces différentes. À l'inverse, des individus que l'on a séparés sur le terrain peuvent être de la même espèce qui présenterait une large variabilité de ses caractères.

Toutes ces considérations font que la richesse spécifique d'un bassin en Amérique du Sud est entachée d'une certaine erreur, difficile à évaluer, mais qui se réduit à mesure que la connaissance de l'ichtyofaune progresse.

Les premiers inventaires réalisés sur le Sinnamary datent des années 1981-1985 à l'occasion de l'étude d'impact du barrage de Petit-Saut (PLANQUETTE *et al.*, 1985). Ces auteurs, en utilisant des techniques de pêche variées, ont dénombré 124 espèces, dont 19 euryhalines⁴ dans le cours inférieur en excluant l'estuaire.

Par la suite, BOUJARD et ROJAS-BELTRAN (1988) analysent des données de capture à partir d'échantillons répartis dans deux zones du fleuve : l'une, qu'ils appellent zone haute mais qui est en réalité plutôt moyenne dans le bassin, et l'autre au niveau de la plaine côtière. Ils utilisent essentiellement deux modes de capture : le poison et les filets maillants. Les résultats font état de 102 espèces dans la zone moyenne et de 75 dans la zone basse, dont 16 ne se trouvent pas dans la zone moyenne, soit un total de 118 espèces.

À partir de 1989, l'Orstom reprend un certain nombre d'inventaires en tentant de prospecter les zones les plus hautes du fleuve. Les données obtenues entre 1989 et 1993 permettent de proposer un schéma plus réaliste de la répartition des espèces (TITO DE MORAIS et LAUZANNE, 1994). Les auteurs prospectent trois types de milieux représentatifs des habitats rencontrés dans le bassin : les biefs, échantillonnés à l'aide de batteries de filets maillants de maille variée, les rapides ou « sauts » et les petits affluents peu profonds, deux milieux échantillonnés par empoisonnement. Ils présentent une liste de 158 espèces dans l'ensemble du bassin, estuaire excepté, dont 126 sont exclusivement d'eau douce, 18 sont euryhalines et 14 franchement marines mais qui font des incursions dans les eaux douces.

Par la suite, PLANQUETTE *et al.* (1996) puis KEITH *et al.* (2000) et LE BAIL *et al.* (2000) publient *l'Atlas des Poissons d'Eau Douce de Guyane* qui fait le point des avancées récentes dans le domaine de la systématique des poissons guyanais. Cet ouvrage fait état de 133 espèces fréquentant les eaux douces pour le Sinnamary. Ce chiffre peut évidemment être modifié en fonction de nouvelles découvertes d'espèces et de probables révisions systématiques, mais l'ordre de grandeur restera.

Richesse spécifique et taille du bassin versant

Il est bien établi que le nombre d'espèces présentes dans un bassin est lié à sa taille et à l'ensemble des paramètres associés à la taille (débit, matières transportées, etc.) (WELCOMME, 1979 ; OBERDORFF *et al.*, 1995). Ces relations sont différentes d'une zone géographique à une autre et donc ne sont réellement prédictives que dans une zone géographique donnée. Le tableau 4 donne les superficies de quelques bassins versants sud-américains avec les richesses spécifiques correspondantes⁵.

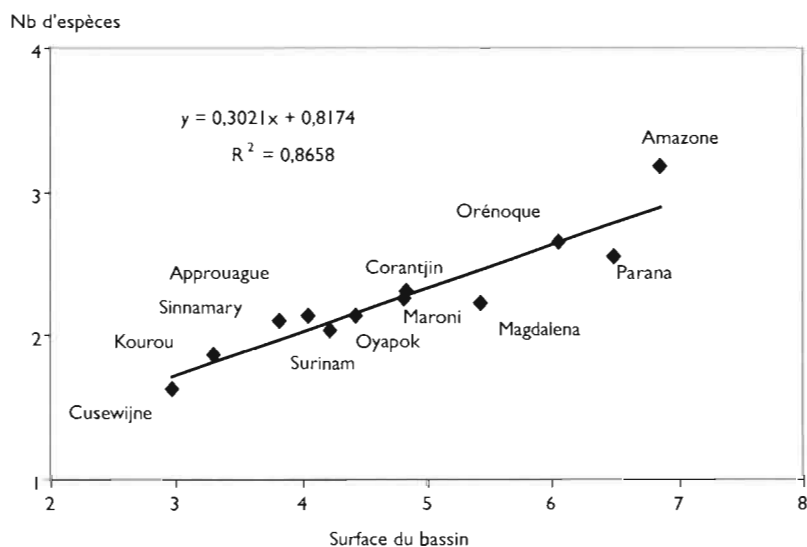
4. Qui peuvent vivre dans des eaux de salinité variée.

5. Les données présentées dans ce tableau ne tiennent pas compte des avancées récentes dans la connaissance de l'ichtyofaune de Guyane. Le nombre d'espèces décrites évoluant sans cesse, nous avons préféré, aux fins de comparaison, utiliser des données relativement anciennes mais homogènes.

▽ Tableau 4

Superficies et nombre d'espèces de poissons de quelques bassins en Amérique du Sud.

Fleuve	Surface du bassin (km ²)	Nombre d'espèces	Source
Sinnamary	6 565 (300 m ³ .s ⁻¹)	126	TITO DE MORAIS et LAUZANNE, 1994
Kourou	2 000	73	PLANQUETTE et al., 1985
Approuague	10 850	139	PLANQUETTE et al., 1985 ; BOUJARD et al., 1990 a, 1990 b
Oyapok	26 820	136	PLANQUETTE et al., 1985
Maroni	65 830	186	PLANQUETTE et al., 1985
Surinam	16 500 (440 m ³ .s ⁻¹)	110	OUBOTER et MOL, 1993
Corantijn	67 600 (1 800 m ³ .s ⁻¹)	206	OUBOTER et MOL, 1993
Cusewijnne		42	OUBOTER et MOL, 1993
Magdalena	256 622	166	WELCOMME, 1990
Orénoque	950 000	318	WELCOMME, 1990
Parana	3 100 000	355	WELCOMME, 1990
Amazone	5 711 000	2 000	WELCOMME, 1990



▽ Fig. 9

Relation entre le nombre d'espèces et la surface du bassin versant pour quelques bassins d'Amérique du Sud (données en logarithmes décimaux).

La relation calculée à partir de ces données transformées en logarithmes décimaux est linéaire (fig. 9). Il apparaît que le Sinnamary se situe au-dessus de la relation moyenne et donc, relativement à sa taille, serait plus riche en espèces que la moyenne des autres bassins. Cette conclusion est cependant à nuancer en fonction des considérations énoncées précédemment. En effet, du fait de la construction du barrage de Petit-Saut, le Sinnamary est une des rivières de Guyane où l'effort d'échantillonnage a été le plus important, et donc où on a le plus de chance d'approcher le nombre réel d'espèces.

Les descripteurs globaux des peuplements

Diversité et régularité

Devant la complexité des assemblages multispécifiques, il est parfois utile de disposer d'un nombre unique qui permet de synthétiser l'information. Basés sur la théorie de l'information, un certain nombre d'indices ont été proposés, le plus connu et le plus utilisé d'entre eux étant l'indice de diversité de Shannon ($H_{sh} : - \sum p_i \cdot \log_2 p_i$ où p_i représente les abondances relatives des i espèces dans le

▽ Tableau 5

Valeurs de diversité, richesse et régularité des échantillons du Sinnamary comparés à quelques données de la littérature.

Bassins	Source	Diversité (amplitude)	Richesse (amplitude)	Équitabilité (amplitude)	Nombre d'échantillons
Congo (ruisseau)	Gosse (1963)	2,850	16	0,713	1
Benoué	Daget (1966)	3,15 (2,85-3,45)	65 (61-69)	0,395 (0,22-0,57)	2
Cameroun (mare)	Daget (1976)	2,59	34	0,51	1
Lagune Ebrié	Daget, Durand (1968)	2,22 (0,89-3,26)	25 (19-35)	0,48 (0,19-0,67)	12
Lagune Ebrié	Albaret (1988)	1,31-2,28	10,3-16	0,33-0,69	380
Bandama	Mérona (1981)	3,053 (1,97-3,90)	18 (10-27)	0,735 (0,51-0,91)	24
Tocantins	Mérona (1986/1987)	4,336 (3,23-5,10)	70 (48-85)	0,728 (0,51-0,84)	29
Amazonie plaine inondée	Mérona, Bittencourt (1993)	4,214 (2,84-4,96)	49 (28-82)	0,755 (0,50-0,69)	39
Sinnamary		3,723 (3,05-4,20)	26 (14-37)	0,808 (0,67-0,89)	12

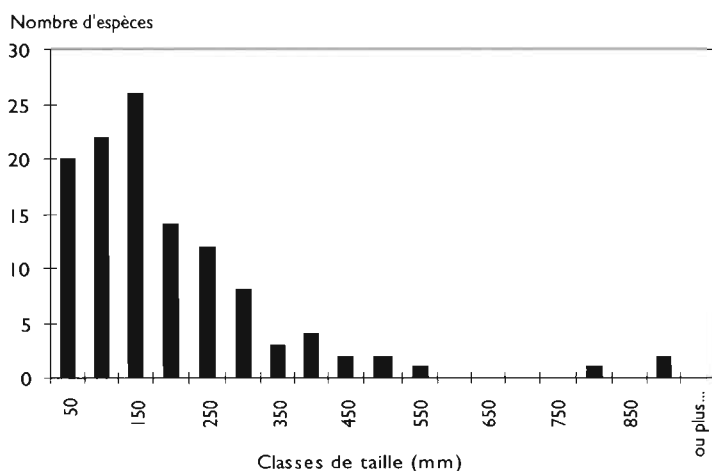
peuplement). En fait, cette diversité inclut deux composantes : il y a d'une part la variété des espèces et d'autre part leurs abondances relatives. En effet, on sent bien intuitivement qu'un peuplement dont les espèces ont toutes sensiblement la même abondance est plus divers qu'un peuplement avec le même nombre d'espèces mais dont une est très abondante et toutes les autres rares. La mesure de ces distributions d'abondances est la régularité donnée par exemple par l'indice d'équitabilité (ou rapport de la diversité observée sur la diversité maximale lorsque toutes les espèces ont la même abondance dans le peuplement).

Les échantillons du Sinnamary démontrent que les peuplements ont une diversité et une régularité élevées (tabl. 5). Ces caractéristiques les rapprochent des autres peuplements amazoniens. En dépit d'une richesse spécifique beaucoup plus faible que dans de grands bassins tels que le Tocantins ou l'Amazonie elle-même, la régularité élevée des peuplements du Sinnamary leur confère une forte diversité.

Structure en taille du peuplement de poissons

Lorsque l'on porte sur un graphique le nombre d'espèces de chaque classe de taille maximale (fig. 10), on observe une courbe en cloche avec une importante dissymétrie vers la droite. Les espèces de taille intermédiaire sont plus nombreuses que celles de petite taille (inférieures à 5 cm) et surtout que celles de grande taille.

Ce type de courbe a souvent été observé tant lors d'analyses portant sur un grand nombre d'espèces animales et sur l'ensemble du globe (MAY, 1992) que sur des listes régionales d'espèces ou sur des assemblages locaux. La figure présentée ici représente la répartition des espèces selon leur taille à une échelle régionale (celle du bassin versant du Sinnamary). Cela ne signifie pas que toutes ces espèces vivent ensemble sur le même site, mais plutôt qu'elles se sont réparti l'ensemble du bassin du Sinnamary. Quelle peut en être la signification écologique ?



▽ Fig. 10

Répartition des espèces du Sinnamary en fonction de leur taille maximale observée.

On sait que la taille caractéristique d'une espèce est liée à beaucoup d'autres paramètres de la stratégie de vie : stratégies de reproduction, croissance (PAINE, 1990 ; BLUEWEISS *et al.*, 1978), mais aussi alimentation (les plus grandes espèces sont plus souvent des prédateurs), densité des populations (DAMUTH, 1981 ; 1987). Les espèces de très grande et de très petite taille sont limitées dans les stratégies qu'elles peuvent développer. On peut par exemple concevoir que la possibilité d'utiliser des ressources alimentaires du milieu est limitée pour les espèces de petite taille. De même, une très petite taille est plus exposée à la prédation à cause de plus faibles capacités de nage. Ainsi il y aurait plus de place (plus de niches) pour des espèces de taille intermédiaire dans les milieux.

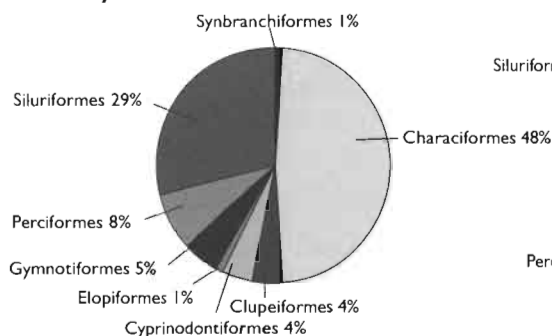
Mais par ailleurs, il a été suggéré que l'évolution au sein d'un phylum conduit inexorablement vers une augmentation de la taille à cause d'une certaine monopolisation de l'énergie disponible par les espèces de plus grande taille aux dépens des petites espèces (BROWN et MAURER, 1986). Il y a cependant des limites. L'une d'elles est liée à l'espace disponible. La densité (nombre d'individus par unité de surface ou de volume) est évidemment plus faible pour les espèces de grande taille. Ainsi, si l'espace est limité (ce qui est toujours le cas dans les cours d'eau), la taille de la population sera d'autant plus faible que l'espèce sera grande et les risques d'extinction plus importants. L'autre limitation a été suggérée par PAULY (1998). Il s'agit du déséquilibre qui s'instaure entre la surface utile des branchies et le poids corporel. Le premier paramètre est lié à la quantité d'oxygène que peut absorber un individu, elle-même représentant le carburant du métabolisme de l'animal. Il est prouvé que la surface des branchies ne croît pas aussi vite que le poids corporel. Ainsi, il doit exister un seuil au-delà duquel un animal ne peut plus assurer son métabolisme de base.

Une autre hypothèse explicative a été développée par LÉVÊQUE (1997) sur les cours d'eau africains. Les données présentées montrent que les espèces de taille intermédiaire présentent une aire de répartition plus importante que les petites et les grandes espèces. Cette figure est interprétée comme étant la conséquence d'une plus faible capacité de dispersion des petites espèces et d'un plus fort taux d'extinction des grandes espèces. Il est frappant de constater que la courbe ajustée aux données présentée par l'auteur passe par un maximum de dispersion pour une taille voisine de 140 mm, ce qui est à rapprocher du nombre d'espèces le plus élevé de la classe de taille 150 mm dans le Sinnamary.

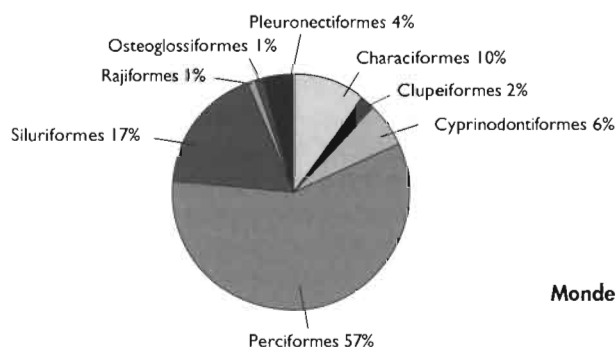
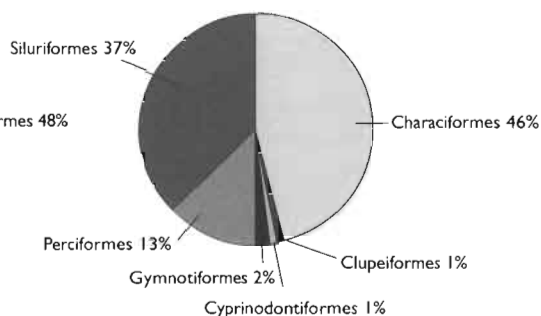
La composition des peuplements : considérations taxonomiques

Lorsque l'on considère la répartition des espèces au sein des ordres de poissons, l'ichtyofaune du Sinnamary est comparable à celle de l'Amazone (fig. 11). La faune est dominée par trois ordres : les Characiformes, les Siluriformes et les

Sinnamary



Amazone



Monde

▽ Fig. 11

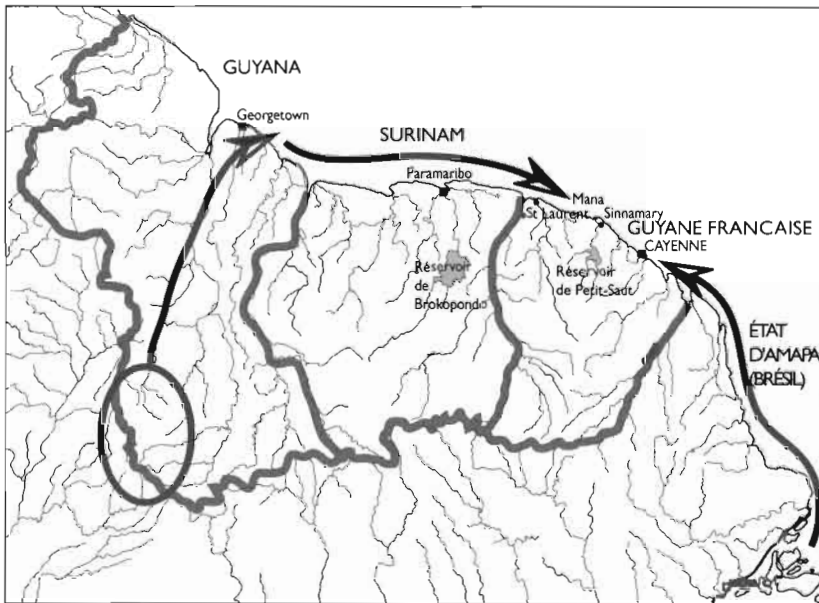
Schéma de répartition des espèces dans les différents ordres de poissons, dans le Sinnamary, dans l'Amazone et dans l'ichtyofaune d'eau douce mondiale.

Perciformes. Cette distribution est en revanche très différente de la répartition des ordres dans la faune d'eau douce mondiale, dans laquelle les Perciformes représentent plus de la moitié de toutes les espèces recensées (VAL et VAL, 1995).

Pourtant, par rapport aux autres fleuves guyanais, le Sinnamary présente une situation originale avec l'absence d'un certain nombre de familles ou sous-familles. On note en particulier l'absence très probable des familles ou sous-familles Ageneiosidae, Apterodontidae, Prochilodinae, Potamotrygonidae, Rhamphichthyidae et Serrasalminae (sous-famille des piranhas).

Cette particularité de l'ichtyofaune du Sinnamary est à rapprocher des hypothèses émises pour expliquer la répartition des espèces de poissons dans les bassins guyanais. On suppose que la colonisation des bassins guyanais s'est effectuée par la partie basse des cours d'eau selon deux axes (RENNO et al., 1989 ; BOUJARD et TITO DE MORAIS, 1992 ; JÉGU, 1990 ; JÉGU et KEITH, 1999) : un axe ouest-est en provenance des bassins du Guyana en communication avec le bassin amazonien par l'intermédiaire du Rupunini, et un axe est-ouest en provenance de l'Amazone

(fig. 12). Durant les périodes interglaciaires, le climat est chaud et humide. Le niveau des mers a pu atteindre + 15 m par rapport au niveau actuel. Un cordon littoral de marécages d'eau douce se serait constitué et la dispersion des espèces se ferait tant du côté est à partir de l'Amazonie, du fait du courant amazonien largement dessalé longeant la côte de Guyane, que du côté ouest. Aux périodes glaciaires, la régression marine aurait atteint - 100 m il y a environ 18 000 ans. Les fleuves avaient alors leur embouchure à plus de 200 km de leur emplacement actuel. Les grands fleuves de Guyane comme le Maroni et la Mana à l'ouest, l'Approuague et l'Oyapok à l'est avaient vraisemblablement leurs embouchures communes permettant un passage libre des poissons d'eau douce. Ainsi, le Sinnamary, localisé au plus loin des fronts de colonisation, n'aurait pas été atteint par un certain nombre d'espèces.



▽ Fig. 12

Hypothèse expliquant le processus de colonisation des bassins guyanais par les poissons.

La répartition spatiale des espèces : zonation longitudinale et latérale

On l'a vu lors de l'évaluation de la richesse spécifique, l'augmentation de la surface échantillonnée fait croître le nombre d'espèces recensées parce que les espèces ont des préférences d'habitat. Une des propriétés fondamentales d'une rivière, c'est son organisation linéaire. De la source à l'embouchure, son aspect,

ses propriétés, sa structure changent. Ces changements longitudinaux sont supposés provoquer des changements dans l'organisation biologique et un modèle a été proposé : le « *River Continuum Concept* » (VANNOTE *et al.*, 1980). Celui-ci fait l'hypothèse qu'une rivière se comporte comme un gradient continu de conditions passant progressivement d'un état hétérotrophe⁶ dans les hauts cours à un état autotrophe dans le cours moyen, puis à un nouvel état hétérotrophe dans le bas cours. Pour ce qui concerne la diversité biologique, ce concept prévoit un maximum dans le cours moyen. Ce modèle a cependant été largement contesté par la suite, dans la mesure où il n'était pas confirmé par de nombreuses données d'observation (STATZNER et HIGLER, 1985 ; SEDELL *et al.*, 1989).

Il n'en reste pas moins que de nombreux schémas de répartition des espèces de poissons le long du gradient longitudinal des rivières ont été observés. Dans la plupart des rivières en zone tempérée, le facteur le plus important est la pente qui est liée à nombre d'autres facteurs : température, courant, largeur de la rivière, distance à la source, etc. Ainsi les auteurs distinguent différentes zones présentant des assemblages caractéristiques d'espèces de poissons (HUET, 1949 ; ILLIES et BOTOSANEANU, 1963 ; VERNEAUX, 1977). Ce schéma est difficilement applicable en zone tropicale (WELCOMME et MÉRONA, 1988). En Afrique par exemple, seules quelques rivières sud-africaines sont comparables (HARRISON, 1965 ; MALAISSE, 1976). Ailleurs, et en particulier en Afrique de l'Ouest, la plupart des fleuves coulent dans un relief peu accusé et leur cours se présente plus comme une succession de marches ou rapides, séparées par des biefs d'eau calme, que comme un gradient continu entre une zone de forte pente et forts courants et une zone de plaine au courant lent. De ce fait, la distribution des espèces de poissons est beaucoup plus homogène le long des cours, à l'exception de la zone de source et de la zone sous influence estuarienne (SYDENHAM, 1977 ; MÉRONA, 1981).

Le profil en long du Sinnamary est similaire à celui de ces fleuves d'Afrique de l'Ouest. De l'amont vers l'aval, on distingue cependant trois ruptures de pente qui permettent de différencier *a priori* 4 secteurs relativement homogènes (cf. fig. 5). Entre 1990 et 1993, de nombreux prélèvements de poissons ont été réalisés dans les trois secteurs centraux du cours du Sinnamary (la zone amont, la zone centrale et la zone basse) (TITO DE MORAIS et LAUZANNE, 1994). Dans chacune de ces zones, trois types d'habitats ont été échantillonnés : les biefs, les rapides ou sauts, et les petits cours d'eau affluents. Ces échantillons ont permis à ces auteurs de mettre en évidence des différences entre les zones et de proposer un schéma de zonation des poissons du fleuve. Celui-ci est assez simple en ce sens qu'il se limite à deux zones ichtyologiques. La première est constituée de l'ensemble des deux zones amont et centrale, qui présentent des peuplements piscicoles très homogènes dans les trois milieux prospectés. La deuxième est la zone basse, qui s'étend entre la limite supérieure de la zone estuarienne et la première barrière importante vers l'amont, en l'occurrence saut Vata. Dans les biefs, la richesse spécifique augmente de l'amont vers l'aval. Cette augmentation

6. Hétérotrophe = tirant son énergie en dehors du système, opposé à autotrophe = produisant sa propre énergie.

est surtout le fait de l'ajout d'espèces à l'ichtyofaune du cours central. Ainsi, il y a peu d'espèces exclusives du cours amont et beaucoup exclusives du bas cours (tabl. 6).

D'après TITO DE MORAIS et LAUZANNE (1994), l'évolution de la richesse spécifique dans les petits affluents serait inverse : plus élevée dans les zones amont. En revanche, une étude postérieure mettant en œuvre un échantillonnage plus intense fait état de valeurs similaires à l'amont et à l'aval (MÉRIGOUX et PONTON, 1999).

▽ Tableau 6

Liste des espèces exclusives des deux zones piscicoles identifiées.

Zones amont et centrale	Zone basse
<i>Parodon guyanensis</i>	<i>Arius herzbergii</i>
<i>Leporinus maculatus</i>	<i>Arius couma</i>
<i>Melanacharacidium</i> cf. <i>blennioides</i>	<i>Parauchenipterus galeatus</i>
<i>Pseudopimelodus albomarginatus</i>	<i>Pseudochenipterus nodosus</i>
<i>Farlowella reticulata</i>	<i>Gasteropelecus sternicla</i>
	<i>Hyphessabrycon</i> aff. <i>sovichthys</i>
	<i>Piabucus dentatus</i>
	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>
	<i>Pellona flavipinnis</i>
	<i>Dormitator macrophtalmus</i> (= <i>D. maculatus</i>)
	<i>Eleotris amblyopsis</i>
	<i>Anchovia surinamensis</i>
	<i>Anchoviella lepidentostole</i>
	<i>Lycengraulis batesii</i>
	<i>Pterengraulis atherinoides</i>
	<i>Nannostomus beckfordi</i>
	<i>Loricaria</i> gr. <i>cataphracta</i>
	<i>Tarpon atlanticus</i>
	<i>Poecilia parae</i>
	<i>Polycentrus punctatus</i>
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>

La répartition des ressources alimentaires : les stratégies alimentaires et la structure trophique des peuplements

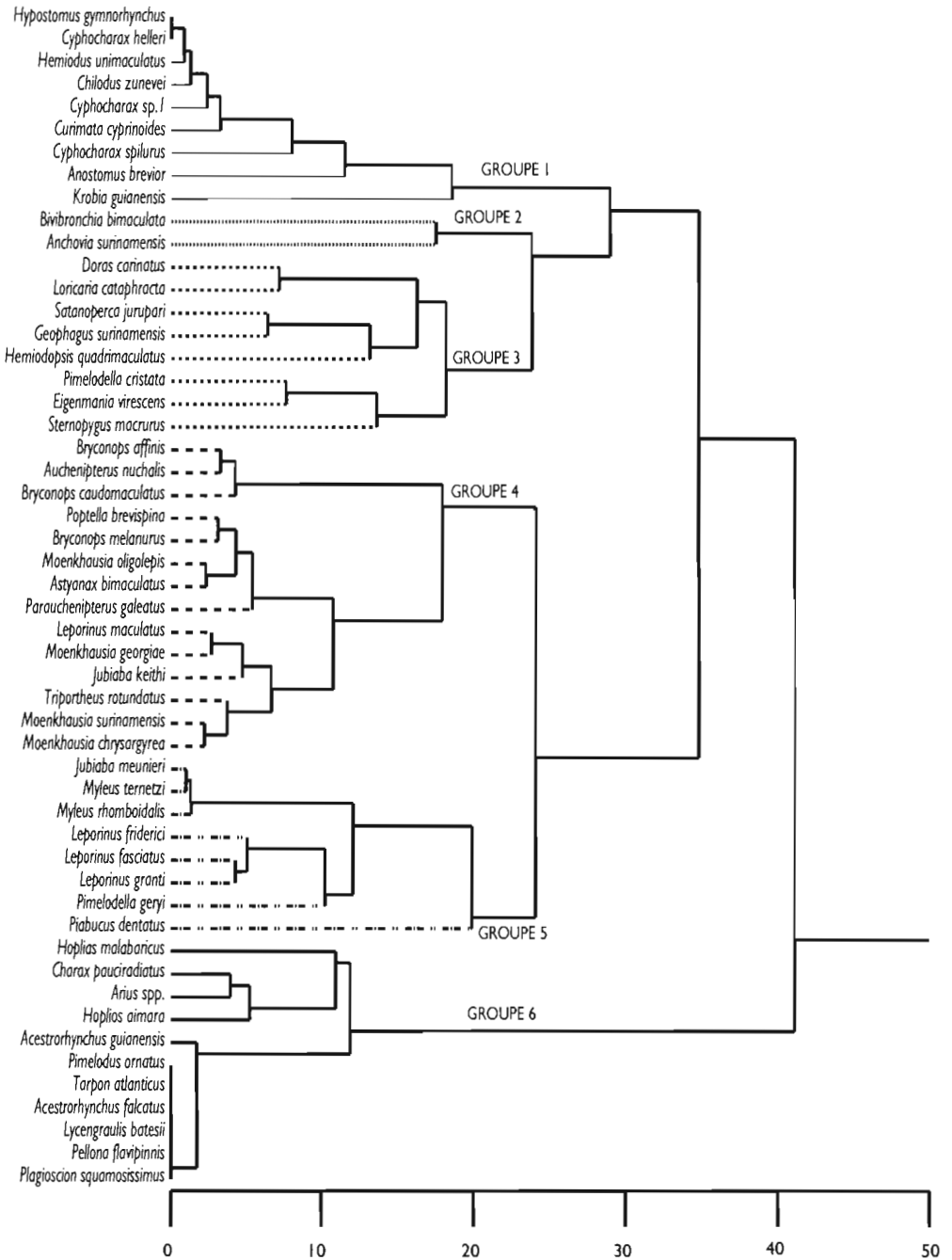
Les régimes et leur variabilité spatio-temporelle

Au cours de leur évolution, les espèces se sont différenciées, acquérant un certain nombre de caractères morphologiques et/ou anatomiques et physiologiques leur permettant de survivre au sein de contraintes environnementales physico-chimiques ou biotiques. Ces caractères les rendent aptes à consommer

▽ Tableau 7

Régime alimentaire moyen des espèces du Sinnamary.

Espèces	NB	Végétaux supérieurs	Algues	Invertébrés terrestres	Invertébrés aquatiques	Plancton	Décapodes	Poissons	Sédiment
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	39							100,00	
<i>Acestrorhynchus guianensis</i>	30			3,33				96,67	
<i>Anchovia surinamensis</i>	21			2,86	37,14	46,67	4,76		8,57
<i>Anostomus brevior</i>	2			25,00					75,00
<i>Arius spp.</i>	5			8,00			20,00	72,00	
<i>Astyanax bimaculatus</i>	11	40,91		59,09					
<i>Jubiaba keithi</i>	14	47,14		38,57				7,14	7,14
<i>Jubiaba meunieri</i>	5	100,00							
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	198	7,32		84,36	7,66			0,66	
<i>Bivibranchia bimaculata</i>	3					66,67			33,33
<i>Bryconops affinis</i>	59	8,02		90,69	1,29				
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	163	16,09		80,87	2,18			0,61	0,25
<i>Bryconops melanurus</i>	135	29,34		67,80	0,79				2,07
<i>Charax pauciradiatus</i>	31	1,61		1,61	7,42		20,32	67,74	1,29
<i>Chilodus zunevei</i>	20			1,00	2,00				97,00
<i>Curimata cyprinoides</i>	53	3,77				3,21	1,89		91,13
<i>Cyphocharax helleri</i>	1								100,00
<i>Cyphocharax sp. I</i>	16			2,50	3,75				93,75
<i>Cyphocharax spilurus</i>	20	15,00						5,00	80,00
<i>Doras carinatus</i>	24	4,17	1,67	4,17	65,42	2,08			22,50
<i>Eigenmannia virescens</i>	22	4,55		40,91	31,82	4,55			18,18
<i>Geophagus surinamensis</i>	17			8,24	30,59	9,41		5,88	45,88
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	50	24,00	15,20		24,80			2,00	34,00
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	12	1,67							98,33
<i>Hoplias aimara</i>	11						18,18	81,82	
<i>Hoplias malabaricus</i>	4				25,00			75,00	
<i>Hypostomus gymnorhynchus</i>	4								100,00
<i>Kribia guianensis</i>	1							40,00	60,00
<i>Leporinus fasciatus</i>	8	75,00		12,50					12,50
<i>Leporinus friderici</i>	154	78,51	0,26	6,62	1,23		0,19	7,99	5,19
<i>Leporinus granti</i>	12	66,67		12,50				8,33	12,50
<i>Leporinus maculatus</i>	2	50,00		50,00					
<i>Loricaria cataphracta</i>	17			9,41	52,35	15,88			22,35
<i>Lycengraulis batesii</i>	1							100,00	
<i>Tarpon atlanticus</i>	6							100,00	
<i>Moenkhausia chrysargyrea</i>	6	66,67		33,33					
<i>Moenkhausia georgiae</i>	32	45,31		45,94	1,25			0,63	3,75
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	33	35,66		61,31					3,03
<i>Moenkhausia surinamensis</i>	65	61,69	0,92	33,69	0,31				3,38
<i>Myleus rhomboidalis</i>	7	97,14			2,86				
<i>Myleus ternetzi</i>	167	97,78		1,38					0,84
<i>Porauchenipterus galeatus</i>	15	34,00		52,67			6,67	6,67	
<i>Pellona flavipinnis</i>	1							100,00	
<i>Piabucus dentatus</i>	6	41,67	33,33	8,33					16,67
<i>Pimelodella cristata</i>	8	6,25		35,00	20,00			5,00	33,75
<i>Pimelodella geryi</i>	2	60,00		20,00	20,00				
<i>Pimelodus ornatus</i>	1							100,00	
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1							100,00	
<i>Poptella brevispina</i>	140	28,84		61,65	6,49	0,36	0,06	1,43	1,17
<i>Stanoperca jurupari</i>	16			7,50	17,50	21,25		5,00	48,75
<i>Sternopygus macrurus</i>	3			50,00	50,00				
<i>Triportheus rotundatus</i>	270	56,38	0,22	38,78	1,02		0,11	2,88	0,61



▽ Fig. 13 Distances

Classification hiérarchique des espèces en fonction de leur régime alimentaire (lien moyen, distance euclidienne).

certaines sources alimentaires et pas d'autres. L'analyse des contenus stomacaux permet de déterminer le régime alimentaire moyen des espèces. Pour 52 espèces parmi les plus abondantes, la proportion en volume de 8 types d'aliments a pu être déterminée (tabl. 7). À l'aide d'une analyse de classification automatique réalisée à partir de ces données de régime, 6 groupes d'espèces sont distingués (fig. 13).

Le groupe 1 contient des espèces au régime détritivore. Ces espèces consomment la pellicule organique déposée sur le fond ou sur les substrats. Ce régime constitue une spécialisation très développée dans les peuplements de poissons sud-américains (BOWEN, 1983). D'un point de vue anatomique et morphologique, ces espèces sont en général caractérisées par un intestin très long et par une bouche infère ou terminale.

Le groupe 2 comprend deux espèces seulement, qui sont les seules à s'alimenter de plancton. Morphologiquement elles sont cependant très différentes l'une de l'autre. *Anchovia surinamensis*, présent uniquement dans la partie basse des cours, consomme préférentiellement du zooplancton qu'il filtre à l'aide de branchiospines très longues et très serrées. *Bivibranchia bimaculata*, pour sa part, possède une bouche inférieure protractile qui lui permet de fouiller le fond pour sélectionner sa nourriture. Une hypothèse est que l'espèce consomme le plancton mort déposé au fond.

Le groupe 3 est constitué d'espèces invertivores avec un comportement benthique. Ce comportement est attesté par des adaptations morphologiques chez *Doras carinatus*, *Loricaria cataphracta* ou *Pimelodella cristata*, qui possèdent une bouche orientée vers le bas et un aplatissement ventral du corps. Les adaptations sont plutôt comportementales chez les autres espèces, avec une habitude de s'alimenter la tête vers le bas. Ainsi leur régime comporte toujours des aliments positionnés sur le fond. On y trouve en proportion importante des invertébrés aquatiques mêlés à des sédiments.

Les espèces du groupe 4 sont caractérisées par un régime comprenant une proportion importante d'invertébrés terrestres, complétée par des produits végétaux eux aussi d'origine terrestre. Ce sont des espèces de pleine eau ou de surface avec un corps allongé ou élevé, un dos relativement plat, une bouche terminale ou supérieure munie de dents puissantes et des yeux de grande taille. Les végétariens dont le régime est constitué en grande majorité de végétaux supérieurs se retrouvent dans le groupe 5. Ils sont essentiellement de deux types. Il y a d'une part des poissons au corps très haut et comprimé latéralement comme les « pacus » (*Myleus* spp.) et d'autre part des poissons au corps puissant, plutôt allongé comme les « carpes » (*Leporinus* spp.).

Enfin le dernier groupe est celui des prédateurs ichtyophages, dont le régime est constitué de poissons mais aussi de macrocrustacés lorsque ceux-ci sont présents dans le milieu. Ils sont caractérisés par de larges bouches, le plus souvent munies de dents caniniformes puissantes.

On le voit, cette classification automatique aboutit à un schéma qui mélange composition du régime et comportement alimentaire. Un autre système de classification basé uniquement sur la composition du bol alimentaire a pu être

proposé (MÉRONA *et al.*, 2001). Il consiste à isoler progressivement les espèces présentant un régime exclusif pour mettre en évidence un groupe d'omnivores. La méthode suit un certain nombre d'étapes successives :

- Étape 1 : plus de 70 % de sédiments dans les estomacs : sédimentophages ou détritivores
- Étape 2 : sur les espèces restantes, plus de 70 % de plancton : planctophages
- Étape 3 : sur les espèces restantes, plus de 70 % de poissons et macrocrustacés : ichtyophages
- Étape 4 : sur les espèces restantes, plus de 70 % de plantes supérieures : macrophytophages
- Étape 5 : sur les espèces restantes, plus de 70 % d'aliments d'origine animale et plus de 70 % d'invertébrés : invertivores
- Étape 6 : sur les espèces restantes, plus de 70% d'aliments d'origine animale et moins de 70 % d'invertébrés : carnivores non spécialisés
- Étape 7 : sur les espèces restantes, plus de 70 % d'aliments d'origine végétale : végétariens non spécialisés
- Étape 8 : sur les espèces restantes, aucune des conditions précédentes : omnivores.

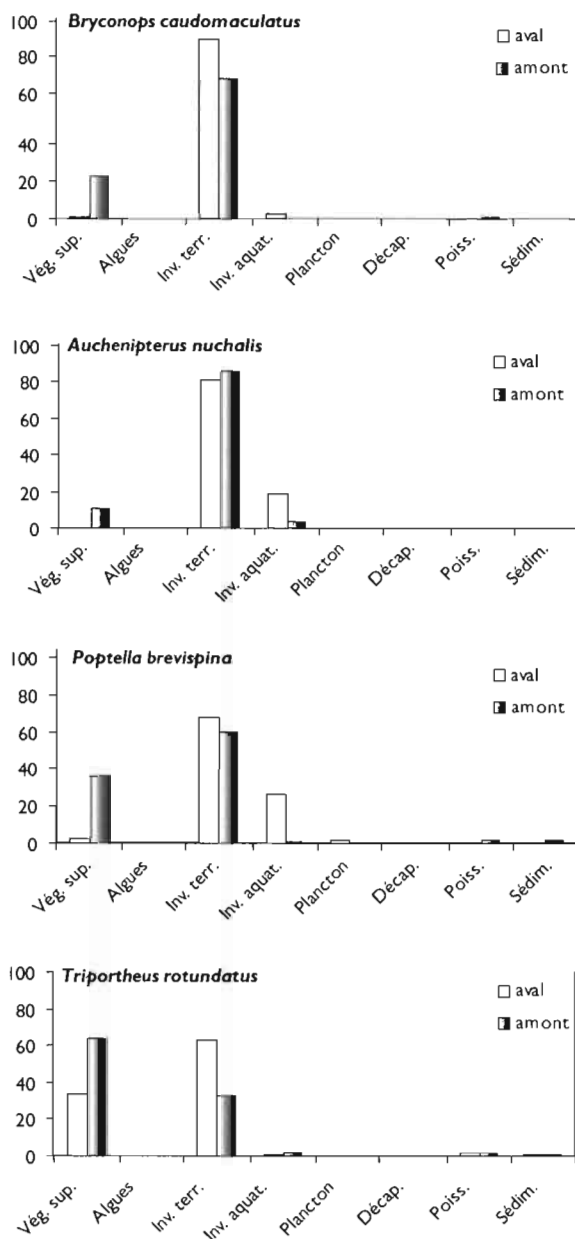
Cette méthode de classification pas à pas permet de mieux distinguer les régimes spécialisés de ceux plus généralistes et met ainsi en évidence un important groupe d'omnivores.

La classification obtenue distingue 7 groupes d'espèces :

- les détritivores vrais (8 espèces) : *Anostomus brevior*, *Cyphocharax helleri*, *C. spilurus*, *C. sp 1*, *Curimata cyprinoides*, *Chilodus zunevei*, *Hemiodus unimaculatus* et *Hypostomus gymnorhynchus* ;
- les ichtyophages (11 espèces) : *Arius* spp., *Acestrorhynchus falcatus*, *A. guianensis*, *Lycengraulis batesii*, *Tarpon atlanticus*, *Pellona flavipinnis*, *Pimelodus ornatus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Hoplias aimara*, *H. malabaricus* et *Charax pauciradiatus* ;
- les macrophytophages (5 espèces) : *Jubiaba meunieri*, *Myleus ternetzi*, *M. rhomboidalis*, *Leporinus friderici* et *L. fasciatus* ;
- les invertivores (5 espèces) : *Sternopygus macrurus*, *Auchenipterus nuchalis*, *Bryconops affinis*, *B. caudomaculatus* et *Eigenmania virescens* ;
- les carnivores non spécialisés (3 espèces) : *Doras carinatus*, *Anchovia surinamensis* et *Loricaria cataphracta* ;
- les végétariens non spécialisés (4 espèces) : *Piabucus dentatus*, *Leporinus granti*, *Hemiodopsis quadrimaculatus* et *Pimelodella geryi* ;
- les omnivores (17 espèces) : *Moenkhausia surinamensis*, *M. oligolepis*, *M. georgiae*, *M. chrysargyrea*, *Astyanax bimaculatus*, *Jubiaba keithi*, *Bryconops melanurus*, *Poptella brevispina*, *Triportheus rotundatus*, *Leporinus maculatus*, *L. gossei*, *Bivibranchia bimaculata*, *Kribia guianensis*, *Satanoperca jurupari*, *Geophagus surinamensis*, *Pimelodella cristata* et *Parauchenipterus galeatus*.

Les espèces appartenant aux 4 premiers groupes sont ce qu'il est convenu d'appeler des sténophages, c'est-à-dire des espèces dont les exigences alimentaires

sont étroites. À l'inverse, les 3 derniers groupes contiennent des euryphages ayant la possibilité de s'alimenter à partir de sources variées de nourriture. Comparée à d'autres milieux amazoniens, l'ichtyofaune du Sinnamary contient



▽ Fig. 14

Variabilité spatiale des régimes.

En haut, deux espèces invertivores ; en bas, deux espèces omnivores.

relativement peu de sténophages (MÉRONA et RANKIN-DE MÉRONA, 2004). Il est vraisemblable que le caractère imprévisible des variations de niveau d'eau (voir chapitre 2) a favorisé l'évolution vers un opportunisme des comportements alimentaires (cf. planche cahier couleur).

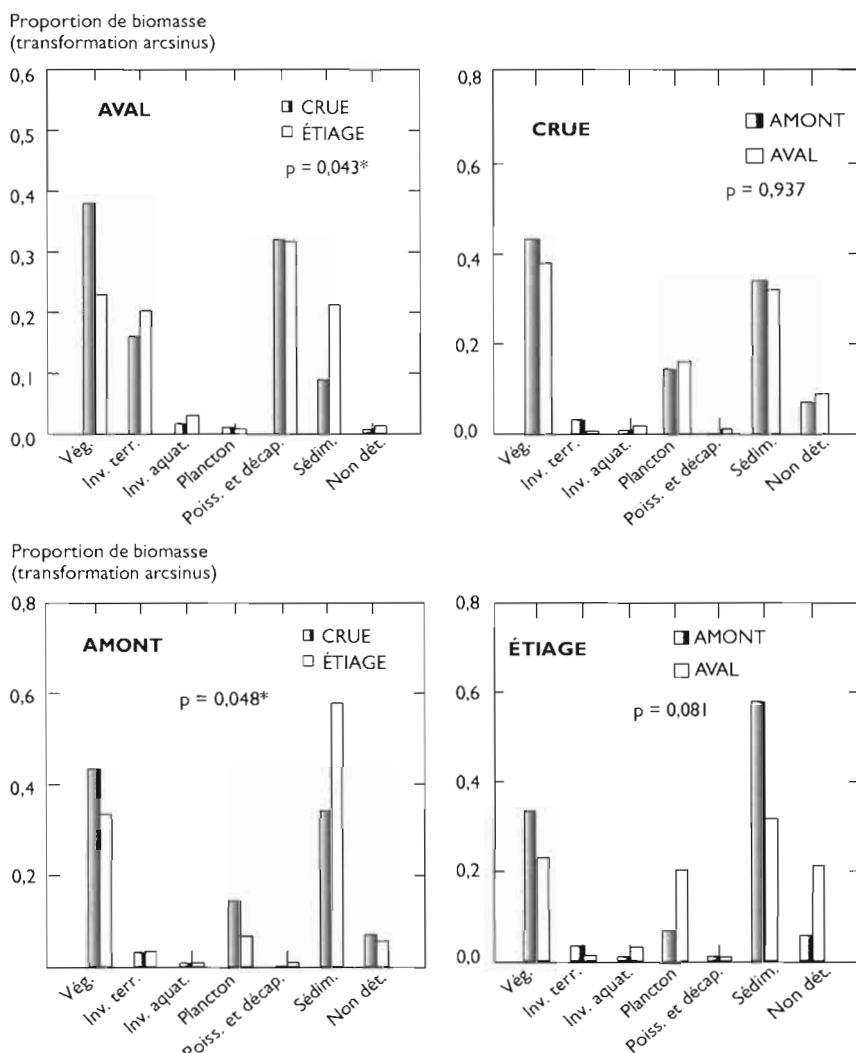
Quelques espèces ont été analysées en nombre suffisant pour tester des variations spatiales et saisonnières du régime (fig. 14). Chez deux espèces invertivores (*Auchenipterus nuchalis* et *Bryconops caudomaculatus*), les régimes à l'amont et à l'aval ne montrent pas de différence significative (test de Kolmogorov-Smirnov, $p = 0,284$ et $p = 0,065$ respectivement). En revanche, les deux espèces omnivores (*Tripottheus rotundatus* et *Poptella brevispina*) présentent un régime différent entre l'amont et l'aval (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,001$ et $p = 0,011$ respectivement). Dans les deux cas, la part relative de la végétation est plus élevée dans la partie amont du fleuve qu'à l'aval. On peut penser que les retombées de la végétation rivulaire sont plus accessibles pour les poissons dans un cours d'eau plus étroit. De plus, la zone amont comporte des milieux de forêt inondée qui constituent des sources importantes de nourriture exogène (TITO DE MORAIS *et al.*, 1995). Le régime reste cependant basé sur les mêmes sources alimentaires.

Le même type d'analyse permet de tester d'éventuelles différences de régimes entre la crue et l'étiage. Sur 4 espèces à l'aval (*Auchenipterus nuchalis*, *Bryconops caudomaculatus*, *Poptella brevispina* et *Tripottheus rotundatus*) et 11 espèces à l'amont (en plus des 4 déjà citées, *Bryconops melanurus*, *Hemiodopsis quadrimaculatus*, *Leporinus friderici*, *Moenkhausia georgiae*, *M. oligolepis*, *M. surinamensis* et *Myleus ternetzi*), aucune ne présentait de différence statistiquement significative du régime entre les saisons.

La conclusion générale de ces études comparatives est que la variabilité des régimes individuels est faible. Cette conclusion n'est évidemment valable que dans la limite de cette étude, c'est-à-dire lorsque l'on considère des catégories d'aliments très larges. Une grande partie des espèces présente des régimes exclusifs (sténophages) et les omnivores, en dépit de variations dans l'importance relative de leurs proies, présentent des régimes basés sur un nombre limité de catégories, les mêmes quelles que soient les conditions.

Structure trophique des peuplements et variabilité spatio-temporelle

L'établissement de la structure trophique des peuplements permet d'en obtenir une image fonctionnelle et ainsi de pouvoir comparer les peuplements indépendamment de leur composition taxonomique. Deux sortes d'images peuvent être réalisées. La première consiste à déterminer la part pondérale de chaque régime alimentaire afin de déterminer comment les espèces s'organisent au sein du peuplement sur des bases trophiques. La deuxième permet de visualiser la part de chaque ressource alimentaire entrant dans le soutien énergétique du peuplement. Pour cela, pour chaque espèce entrant dans la composition de l'assemblage, la biomasse capturée est répartie entre les différentes ressources consommées par l'espèce au prorata de leur importance dans le régime. Les biomasses de chaque espèce attribuées à chacun des types d'aliments sont ensuite sommées pour



▽ Fig. 15

Structure trophique moyenne des peuplements du Sinnamary en fonction de la position dans le cours d'eau et de la saison. (L'astérisque signale les différences statistiquement significatives.)

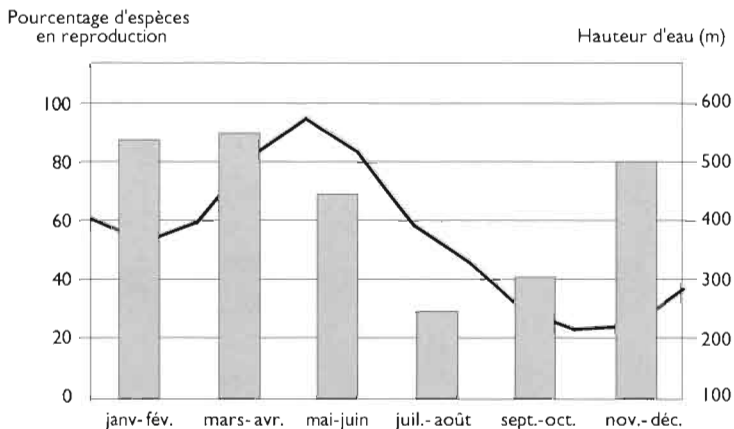
obtenir la biomasse totale supportée par ce type d'aliment. Dans la mesure où algues et décapodes n'entrent dans la composition des régimes que pour une part extrêmement faible, ces deux catégories ont été incluses respectivement dans les catégories « Végétaux » et « Poissons » pour la suite des analyses.

Pour détecter des différences dans l'espace et dans le temps, des analyses de variance sont exécutées sur les différents prélèvements réalisés entre 1991 et 1993. Les résultats sont présentés dans la figure 15. L'analyse détecte des différences statistiquement significatives entre saison tant à l'amont qu'à l'aval. Dans les deux

cas les végétaux, et particulièrement les retombées de végétaux terrestres, sont plus importants au moment de la crue lorsque les milieux marginaux sont inondés, alors qu'à l'étiage le sédiment supporte une plus grande part de la biomasse des peuplements.

Les stratégies démographiques

Pour assurer la survie des populations, l'évolution a suivi des chemins divergents et, dans les communautés, on observe des stratégies démographiques variées. Jusqu'à une période récente, on distinguait deux types de stratégies appelés « r » et « K » (PIANKA, 1970). Grossièrement, ces dénominations opposent les espèces de petite taille à reproduction précoce avec un taux de renouvellement élevé mais très variable aux grandes espèces à reproduction tardive avec un taux de renouvellement faible et constant. Récemment, ce concept a été remplacé par un schéma à trois dimensions dans lequel les espèces se placent en fonction de certaines caractéristiques de leur reproduction (WINEMILLER, 1989 ; 1992). Les trois extrémités du schéma sont représentées par des stratégies types : « équilibre », « saisonnier » et « opportuniste ». La première est similaire à la stratégie « K » précédemment évoquée. La stratégie saisonnière est caractérisée par une reproduction cyclique, le plus souvent annuelle, un grand nombre d'œufs et un investissement parental inexistant. La stratégie opportuniste se distingue de la



▽ Fig. 16

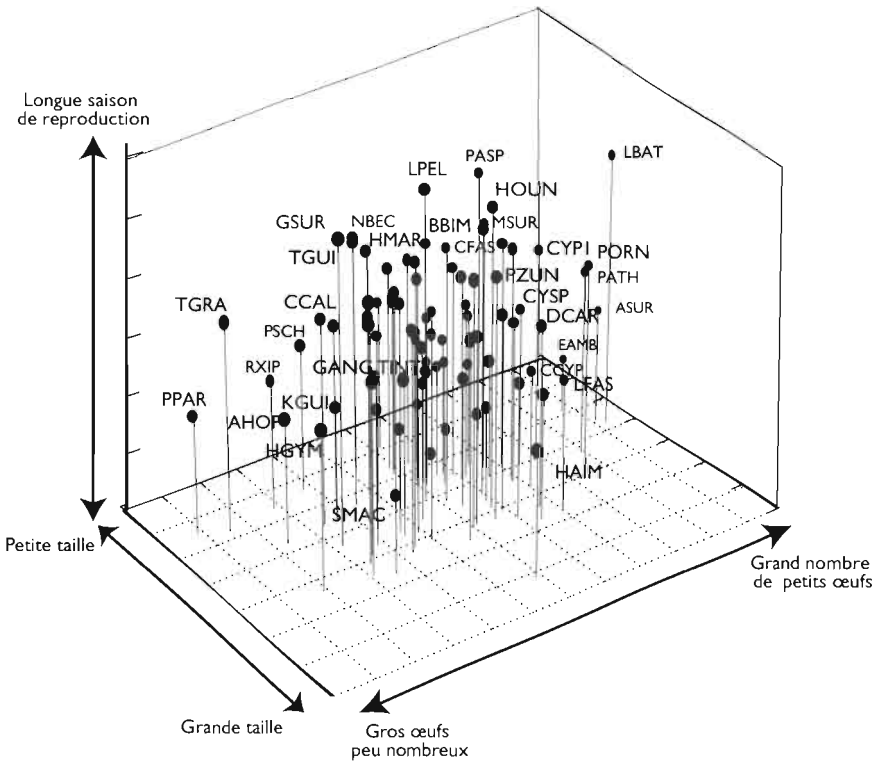
Évolution saisonnière du pourcentage d'espèces en reproduction dans le Sinnamary entre 1989 et 1993.

En surimpression, la courbe moyenne de variation du niveau d'eau en moyennes mensuelles.

précédente par une fécondité faible et son caractère non cyclique. Dans quelle mesure ce schéma, élaboré à partir de l'ichtyofaune d'un milieu très rythmé saisonnièrement (la plaine d'inondation de l'Orénoque au Venezuela), est-il valide dans un fleuve marqué par des oscillations aléatoires du niveau d'eau ?

Les paramètres de la reproduction de 87 espèces sur les quelque 150 présentes dans le Sinnamary ont pu être étudiés (PONTON et MÉRONA, 1998). La plupart des espèces présentent une longue période de reproduction. Pour 45 espèces, on observe les femelles en stade ultime de maturation ou des juvéniles dans le milieu pendant plus de 8 mois dans l'année. Au niveau de la communauté, il existe cependant un cycle de l'activité reproductrice. Elle commence dès le début de la montée des eaux, puis décroît à partir de la fin de la crue avec un minimum pendant l'étiage (juillet-août) (fig. 16).

Une analyse multivariée permet d'identifier les paramètres qui différencient le plus les espèces ; ce sont, par ordre d'importance, le diamètre moyen des ovocytes, la fécondité moyenne, la proportion d'ovocytes matures dans la gonade en stade



▽ Fig. 17

Représentation tri-dimensionnelle
de l'analyse multivariée sur les paramètres de reproduction des espèces.



▽ Exemple d'espèce à gros ovocytes : *Hypostomus gymnorhynchus*.
 Dans les ovaires, on distingue les ovocytes matures de grande taille et peu nombreux
 et de petits ovocytes de couleur plus claire, non matures,
 prêts pour une nouvelle maturation après la ponte.



▽ Exemple d'espèce à ovocytes petits et nombreux : *Curimata cyprinoides*.
 L'ovaire est volumineux, occupe toute la cavité générale
 et est constitué d'un grand nombre d'ovocytes de la même taille.

avancé de maturation, la taille maximale de l'espèce et la durée de la période de reproduction. Les espèces sont positionnées par rapport à ces paramètres dans un espace à trois dimensions (fig. 17).

La première dimension organise les espèces en fonction du nombre et de la taille des ovocytes, la deuxième est liée à un gradient de taille maximale de l'espèce et la troisième à la durée de la saison de reproduction. Quelques espèces sont caractéristiques de chaque extrême de ces dimensions. Ainsi les Loricariidae tels que *Hypostomus gymnorhynchus* ou *Ancistrus hoplogenys*, beaucoup de Cichlidae comme *Kribia guianensis*, *Satanoperca jurupari* ou *Geophagus surinamensis*, les Gymnotiformes *Gymnotus anguillaris* et *Sternopygus macrurus* sont caractéristiques de la stratégie qui consiste à produire de gros œufs peu nombreux, stratégie qui s'accompagne le plus souvent d'un certain degré de soins parentaux à la ponte ou aux jeunes.

À l'inverse, les Engraulidae *Lycengraulis batesii*, *Pterengraulis atherinoides* et *Anchovia surinamensis* sont typiques de la stratégie qui consiste à produire un grand nombre de petits œufs dispersés dans le milieu. En terme de taille maximale, le gradient va de très petites espèces, telle *Poecilia parae* de 21 mm de taille maximale, à *Hoplias aimara* qui atteint 830 mm. En dépit de ces différences importantes, ce qui frappe le plus au vu de ce schéma d'organisation des espèces en fonction de leurs caractéristiques reproductrices, c'est une relative homogénéité. En effet, l'analyse ne fait pas apparaître de groupes mais plutôt une dispersion continue d'un extrême à l'autre avec un grand nombre d'espèces intermédiaires.

Ce schéma est donc assez éloigné de l'hypothèse de stratégies reproductrices bien identifiées qui permettrait de classer les espèces telle qu'elle a pu être illustrée en plaine inondée de l'Orénoque. Il est clair que l'habitat joue un rôle fondamental dans l'évolution des stratégies de reproduction des espèces. C'est ce rôle de l'habitat qui a été suggéré par l'hypothèse de l'« habitat temple » (SOUTHWOOD, 1977) qui stipule que l'habitat est un cadre qui force l'évolution des paramètres vitaux des espèces. Dans le cas du Sinnamary, les espèces se trouvent confrontées à des variations aléatoires des conditions physiques. Ainsi, une stratégie consistant à émettre conjointement tous les produits sexuels au même moment serait exposée au risque de placer les juvéniles dans des conditions impropres à leur survie si, par exemple, le niveau de l'eau baisse brutalement. Les milieux marginaux inondés disparaissent alors et les larves et juvéniles sont entraînés par le courant, sans ressource alimentaire utilisable et soumis à une prédation intense.

Le développement juvénile

La période clef dans le maintien des populations de poissons est celle qui s'étend depuis la fécondation jusqu'à l'établissement d'une génération d'adultes. C'est l'époque de tous les dangers. Du fait de leur petite taille, les larves et juvéniles sont

exposés à une prédation intense, ils sont limités dans leur alimentation à des proies de petite taille ; dépourvus dans un premier temps de capacité de nage, ils courent le risque d'être entraînés par le courant dans des zones impropres à leur développement. Ainsi l'étude de leur développement est essentielle pour la compréhension de la dynamique des populations et des communautés.

Où sont les jeunes ? Un échantillonnage difficile

Trouver les larves et les juvéniles dans un grand cours d'eau est une tâche probablement encore plus difficile que de trouver les adultes. Leur très petite taille, leur grande dispersion par le courant rendent leur capture très aléatoire. Les techniques utilisées sont très variées et reposent le plus souvent sur l'utilisation de filets, filets de dérive ou chalutés, en surface ou à différentes profondeurs, filets à main pour les zones marginales ou les herbiers (NAKATANI *et al.*, 2001). Dans de très grands systèmes tels que l'Amazone, où il existe des zones de concentration des géniteurs, l'échantillonnage de dérive a donné de bons résultats (ARAUJO LIMA, 1994). En revanche, lorsque la reproduction est plus diffuse ou qu'on ignore en quel lieu précis a lieu la ponte, comme c'est le cas dans le Sinnamary, la méthode de filets de dérive a donné de piètres résultats. L'option a donc été prise de concentrer les échantillonnages dans les zones marginales des petits affluents en se basant sur l'hypothèse qu'il s'agit de zones où les juvéniles ont le plus de chances de survie – y trouvant une nourriture adaptée et abondante avec une relative protection contre la prédation – et donc où la concentration de juvéniles doit être maximale (PONTON, 1994 ; MÉRIGOUX *et* PONTON, 1999).

La plupart des échantillonnages ont été réalisés à l'aide d'un ichtyotoxique (la roténone) qui bloque la respiration des poissons, qui a été répandu dans de petites zones de faible profondeur. Les résultats d'échantillonnages intensifs couvrant plusieurs années montrent que les jeunes de la plupart des espèces capturées comme adultes dans le Sinnamary se trouvent dans ces zones marginales soit en tant que larve, soit en tant que juvénile (PONTON *et* MÉRIGOUX, 2001). Les espèces que l'on ne retrouve pas peuvent être réparties en trois ensembles. Il y a d'une part les espèces à affinité estuarienne telles que les Engraulidae et les Clupeidae. Il y a d'autre part des espèces rares dans les captures d'adultes dont les populations sont probablement peu abondantes et dispersées. C'est le cas par exemple de *Leporinus fasciatus* ou de *Pseudocetopsis* sp. Il y a enfin quelques espèces pourtant abondantes dans le milieu. Ainsi *Auchenipterus nuchalis*, *Hemiodus unimaculatus*, *Eigenmannia virescens*, *Triportheus rotundatus* ou *Geophagus surinamensis*. Il restera à rechercher les zones de fraie de ces espèces.

Les périodes d'apparition des juvéniles

Pour beaucoup d'espèces, des juvéniles sont capturés à toutes les époques (PONTON *et* MÉRIGOUX, 2001). Pour 25 des 45 espèces abondantes dans les captures, les plus jeunes stades apparaissent à toutes les époques de l'année, aussi bien pendant la crue qu'à l'étiage. Pour les autres, l'apparition des juvéniles

intervient à différents moments de la crue. Cependant, à l'intérieur de ce schéma temporel, la densité des juvéniles est très dépendante des conditions hydrologiques ponctuelles (MÉRIGOUX et PONTON, 1999). D'une manière générale, des hauteurs d'eau élevées dans les semaines qui précèdent la collecte sont liées à de fortes densités de larves et de juvéniles, observation liée au fait que la montée des eaux constitue le plus important facteur déclenchant de la reproduction des poissons et particulièrement des Characiformes. Avec la montée des eaux, ces espèces colonisent les zones marginales où elles trouvent des sites de ponte adéquats et dans lesquelles les jeunes trouveront nourriture et abris. Pour quelques espèces cependant, la densité des jeunes stades apparaît indépendante des conditions hydrologiques. C'est notamment le cas des Erythrinidae (*Hoplias* spp.) et des Cichlidae (p. ex. *Kribia guianensis*), espèces qui sont connues pour pratiquer un certain nombre de comportements parentaux de protection de leur progéniture (construction de nids, garde des alevins...). Ces comportements leur permettent de s'affranchir dans une certaine mesure des conditions du milieu. Des densités constantes quelles que soient les conditions hydrologiques ponctuelles s'observent aussi chez quelques espèces de très petite taille dont la stratégie de reproduction est du type opportuniste : un temps de génération court, de petits œufs en petit nombre et une ponte parcellée. Ces espèces sont capables de profiter très rapidement de conditions favorables.

Distribution des jeunes et habitat

Les caractéristiques physiques de l'habitat où se trouvent les jeunes peuvent renseigner sur les sites de pontes des adultes. Des descriptions précises de ces caractéristiques accompagnant l'échantillonnage des jeunes ont pu mettre en évidence des relations significatives entre l'habitat et les assemblages de jeunes stades (PONTON et COPP, 1997 ; MÉRIGOUX et PONTON, 1999). Cependant des patrons généraux semblent difficiles à dégager. Les jeunes de beaucoup d'espèces exigent un milieu bien oxygéné, au fond vaseux et comportant des débris végétaux. Par contre, 34 espèces se montrent peu exigeantes vis-à-vis des conditions imposées à leurs jeunes.

Conclusions

Il est rare, en milieu tropical, de disposer de données écologiques sur l'ensemble d'un bassin hydrographique. Le projet de barrage hydroélectrique de Petit-Saut a représenté une occasion unique d'effectuer des observations détaillées sur l'ichtyofaune du bassin du Sinnamary avec le support d'EDF, la compagnie d'électricité responsable pour la construction de l'ouvrage.

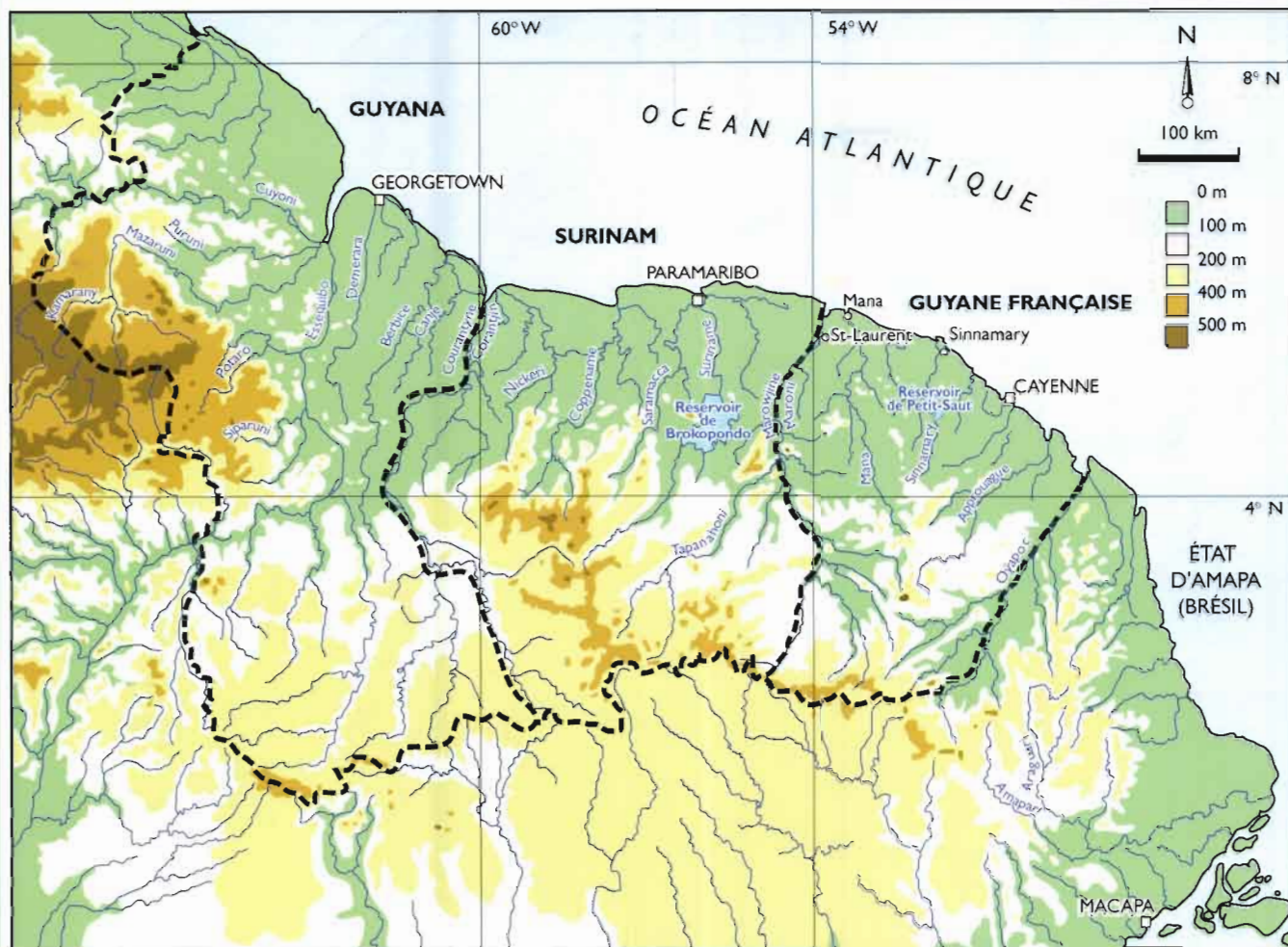
Avec 133 espèces de poissons pour un bassin versant de 6 575 km², le Sinnamary se situe à un niveau de diversité comparable à ceux que l'on retrouve dans toute

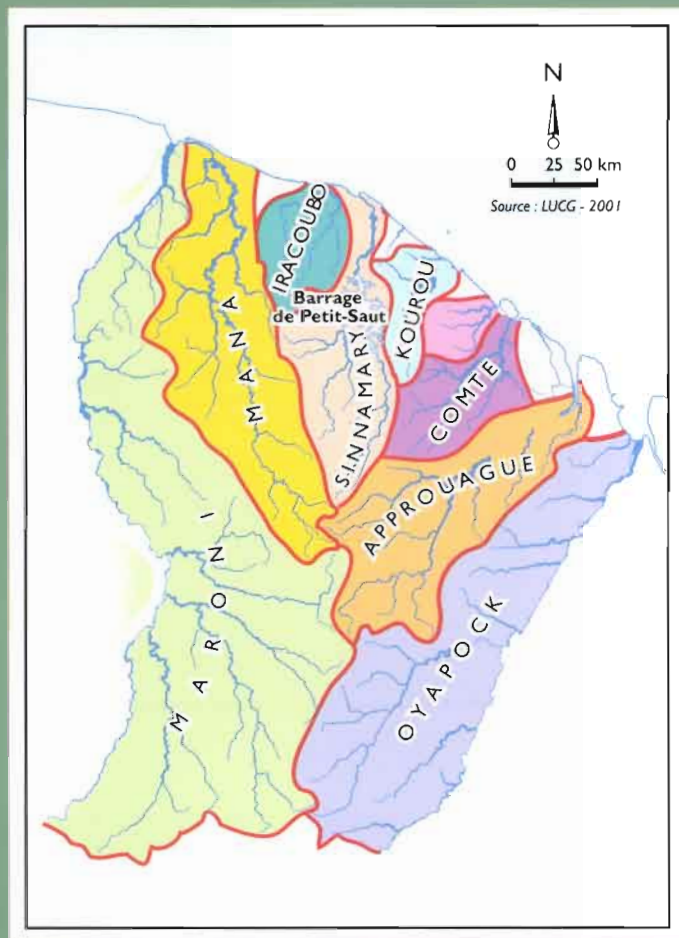
la région amazonienne. Cette richesse spécifique est spectaculaire. À titre de comparaison, la Loire, un des bassins fluviaux les moins perturbés de France métropolitaine, ne compte que 50 espèces dans un bassin de 78 650 km². En ce qui concerne les peuplements de poissons, le Sinnamary présente un certain nombre de particularités.

- Contrairement à la plupart des fleuves guyanais, le Sinnamary n'abrite vraisemblablement pas d'espèces endémiques de ce bassin⁷, ce qui représente un aspect favorable dans la perspective de la perturbation induite par le barrage, qui risquerait autrement de provoquer la disparition d'espèces.
- Du point de vue de leurs ressources alimentaires, les peuplements sont très dépendants des apports terrestres (végétation, invertébrés). La pauvreté de l'eau en nutriments explique cette dépendance. L'écrêtage des crues à l'aval et le grand développement du compartiment aquatique au niveau de la retenue vont imposer aux espèces d'exploiter de nouvelles ressources. Le fait que la majorité des espèces ne présente pas de spécialisation alimentaire marquée peut faciliter leur adaptation dans le nouveau milieu.
- Les espèces apparaissent bien adaptées à la variabilité aléatoire du niveau d'eau avec des stratégies reproductrices efficaces. Les périodes de reproduction sont longues, ce qui permet d'éviter l'échec d'un épisode reproducteur si les conditions s'avèrent défavorables. Il est vraisemblable que ces caractéristiques seront favorables à une adaptation aux nouvelles conditions imposées par le barrage.

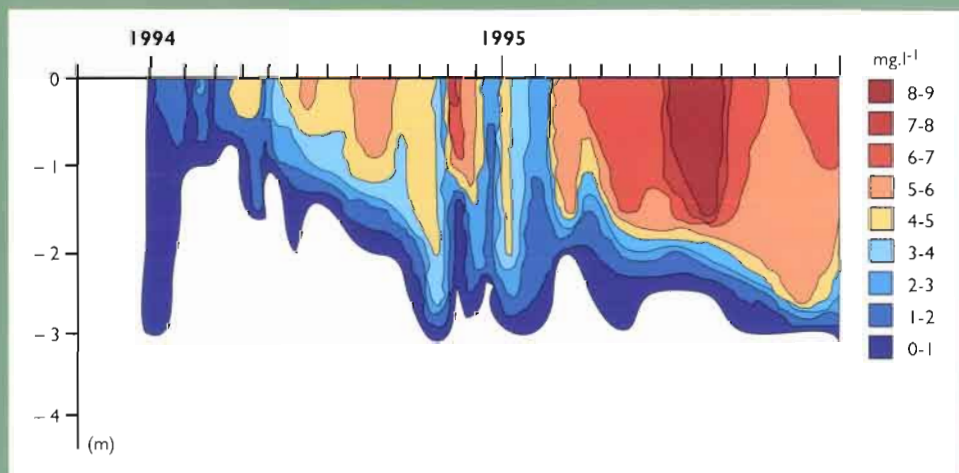
7. Il y a toutefois une incertitude sur une espèce (*Hemigrammus aff. schmardae*) qui n'est connue que de la zone estuarienne du bassin du Sinnamary. Il est cependant probable que son aire de répartition soit plus étendue.

▲ Fig. 2 - Le plateau des Guyanes. Carte du relief.

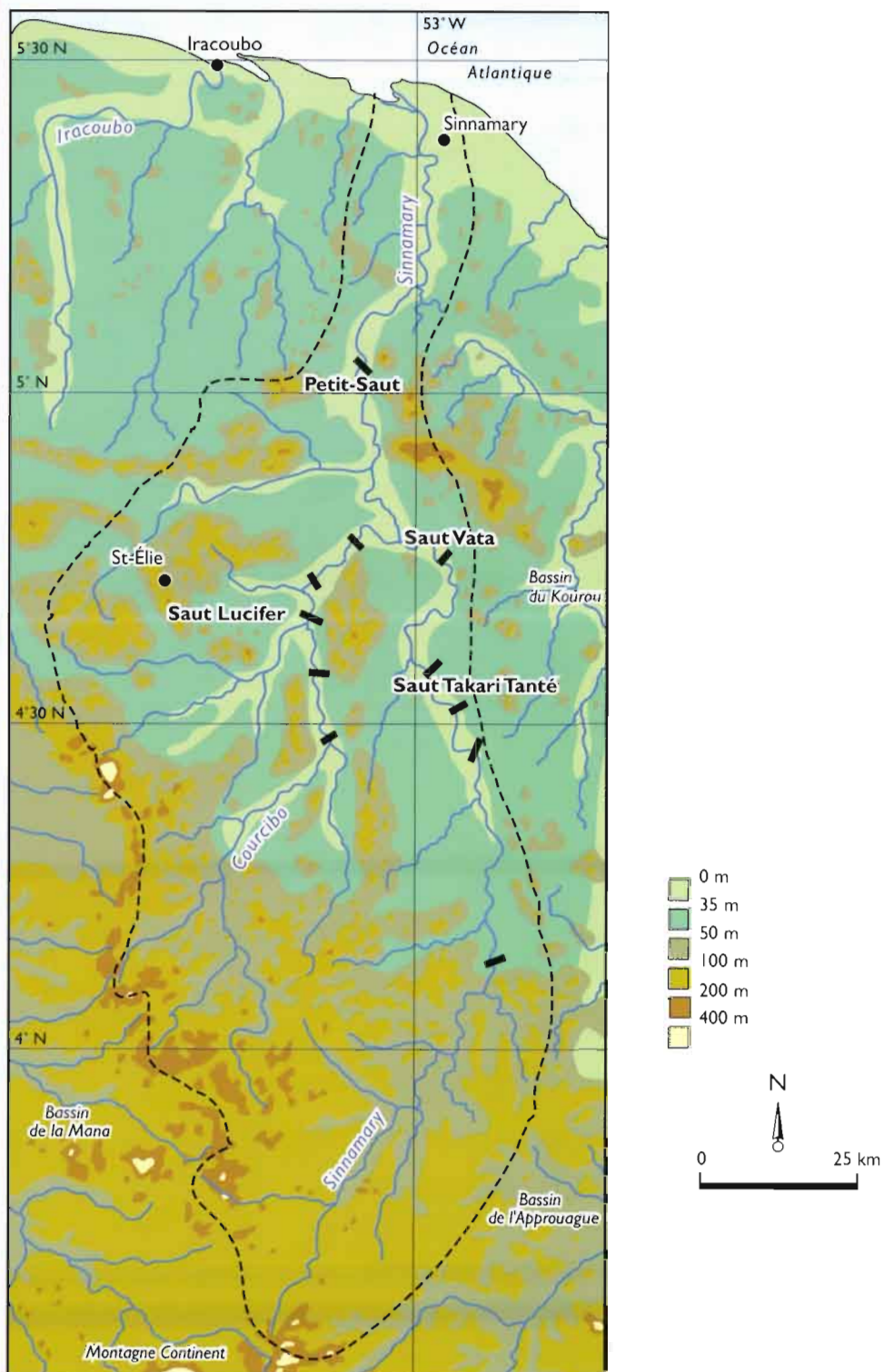




▲ Fig. 3 - Délimitation des bassins hydrographiques de Guyane française.



▲ Fig. 28 - Évolution de la concentration en oxygène dissous dans la zone médiane (station Roche Génipa) de la retenue de Petit-Saut en 1994 et 1995 (d'après RICHARD et al., 1997).



▲ Fig. 4 - Le bassin du Sinnamary.

Surface



Auchenipterus nuchalis

I



Anchovia surinamensis

C



Bryconops affinis

I

Pleine eau



Tarpon atlanticus

P



Leporinus fasciatus

M



Acestrorhynchus falcatus

P



Krobia guianensis

O

Fond



Pimelodella cristata

O



Cyphocharax helleri

D

Anostomus ternetzi

D



Eigenmannia virescens

D



Hypostomus gymnorhynchus

D

10 cm

▽ Quelques exemples d'espèces de poissons du Sinnamary avec indication de leur régime alimentaire (D : détritivore ; P : piscivore ; M : macrophytophage ; I : invertivore ; C : carnivore non spécialisé ; O : omnivore).

Fleuve



Chilodus zunevei



Myleus ternetzi



Moenkhausia surinamensis



Moenkhausia oligolepis



Bryconops melanurus



Cyphocharax spilurus

Réservoir



Charax pauciradiatus



Triportheus rotundatus



Parauchenipterus galeatus



Bryconops caudomaculatus

10 cm

▽ Principales espèces caractéristiques du réservoir de Petit-Saut et du Sinnamary à l'amont.



▲ Vue de la partie centrale de la retenue de Petit-Saut quelques mois après la mise en eau. Les arbres sont défeuillés mais ont encore conservé leur ramure.

▲ Passage du saut Deux Rorôs
sur le haut Sinnamary.



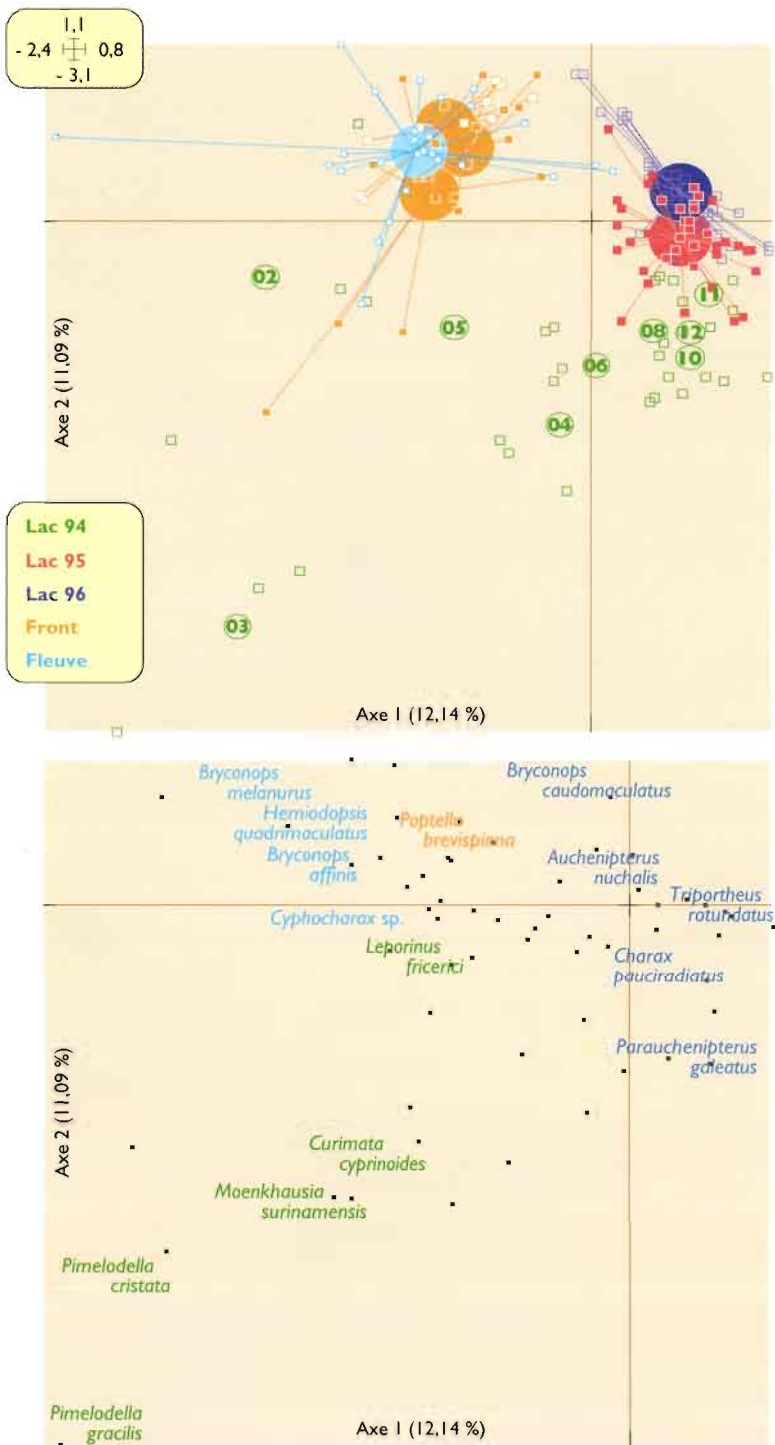
▲ Une portion d'eaux calmes
sur le haut Sinnamary.



▲ Vue aérienne du réservoir de Petit-Saut en octobre 1995. La végétation inondée est morte mais les arbres n'ont pas perdu leurs branches.



▼ Vue aérienne du réservoir de Petit-Saut en juin 2001. Les arbres morts ont perdu la plupart de leurs branches et le paysage est très différent de celui observé en 1995.



▲ Fig. 32 - Projection des échantillons et des espèces sur les deux premiers axes de l'analyse des correspondances sur le fichier de captures en nombre. Seules les espèces dont la proportion de variance expliquée par les 4 premiers axes de l'analyse est supérieure à 20 % sont représentées. Les nombres dans les petits cercles correspondent au mois de prélèvement. Les espèces en bleu foncé sont celles caractéristiques du lac en 1995 et 1996.

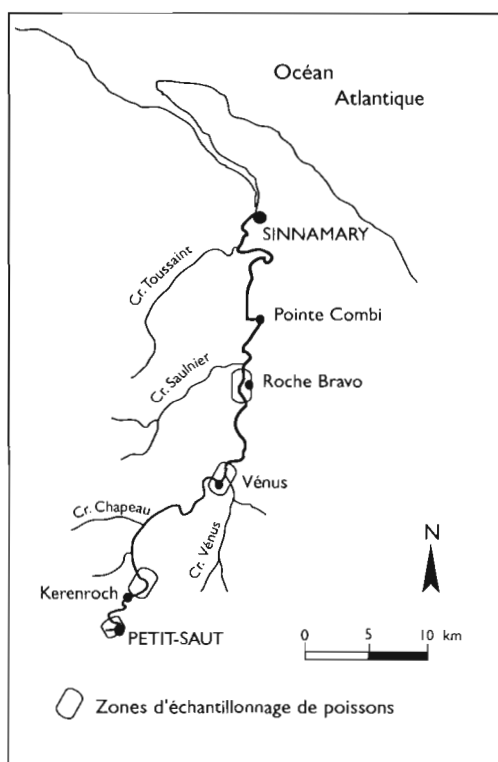
Les effets immédiats de la mise en eau : 1994-1996



Le 6 janvier 1994, le barrage de Petit-Saut a fermé ses portes après près de quatre ans de travaux. Le remplissage de la retenue s'est effectué en deux temps. Entre janvier 1994 et début juillet 1994, le niveau s'est élevé de près de 30 m puis, pour des raisons techniques, le remplissage a été arrêté et repris en décembre de la même année. Le remplissage total s'est achevé en juin 1995 lorsque la cote 35 m a été atteinte (fig. 26). Conformément à la législation en vigueur, un débit minimum de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a été réservé à l'aval.

À l'aval : le monde est devenu fou

Le tronçon du Sinnamary à l'aval du barrage de Petit-Saut s'étend sur une distance d'environ 60 km entre le pied de la digue et la ville de Sinnamary (fig. 18). Le lieu-dit « Combi » correspond à la limite de pénétration du coin salé (LOINTIER, 1990). L'onde de marée est ressentie jusqu'au barrage en saison d'étiage avec une inversion du sens du courant jusqu'à la station « Vénus ».



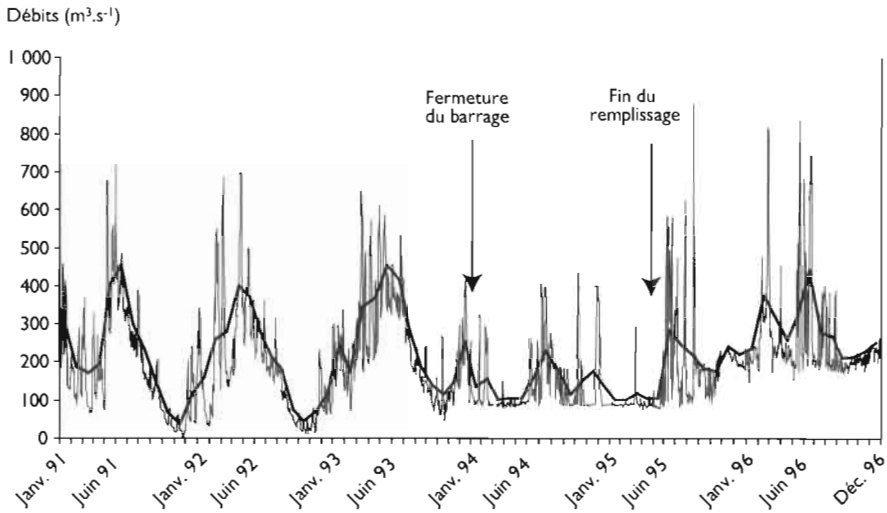
▽ Fig. 18

Carte de situation de la portion du Sinnamary à l'aval du barrage de Petit-Saut.

Les modifications de l'hydrologie et de la physico-chimie

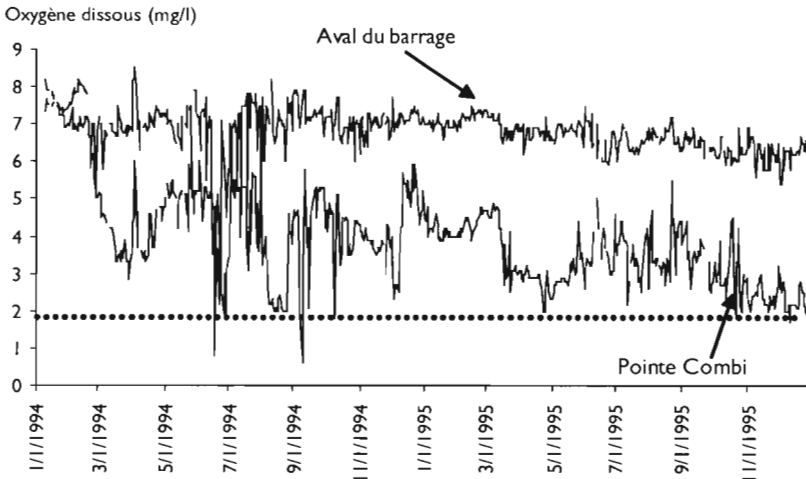
La fermeture du barrage a provoqué la rupture du cycle naturel des saisons (fig. 19). Le flot de base a été maintenu à $100 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ et des lâchers d'eau sporadiques ont été effectués correspondant à des tests sur les turbines. Pendant les 18 mois qu'a duré le remplissage de la retenue, il n'y a pas eu de véritable crue. La conséquence est que l'inondation des zones marginales a été considérablement réduite en temps comme en espace. De plus, le niveau constamment bas du fleuve allié à l'augmentation du débit des affluents par les pluies a provoqué un phénomène de « chasse d'eau » (PONTON et VAUCHEL, 1998). Après la fin du remplissage une crue est rétablie, mais selon un pattern très différent des conditions naturelles. D'importants lâchers d'eau ont lieu mais le fort débit ainsi obtenu n'est pas soutenu et le flux de base reste peu élevé. La conséquence est que l'inondation des milieux marginaux ne dure qu'un temps insuffisant pour leur utilisation par les poissons.

Il a souvent été constaté des problèmes d'oxygénation à l'aval des barrages et particulièrement en zone tropicale. En effet, la décomposition de la végétation



▽ Fig. 19

Hydrogramme du Sinnamary à l'aval du barrage de Petit-Saut entre 1991 et 1997.
En grisé les moyennes journalières et en gras les moyennes mensuelles.



▽ Fig. 20

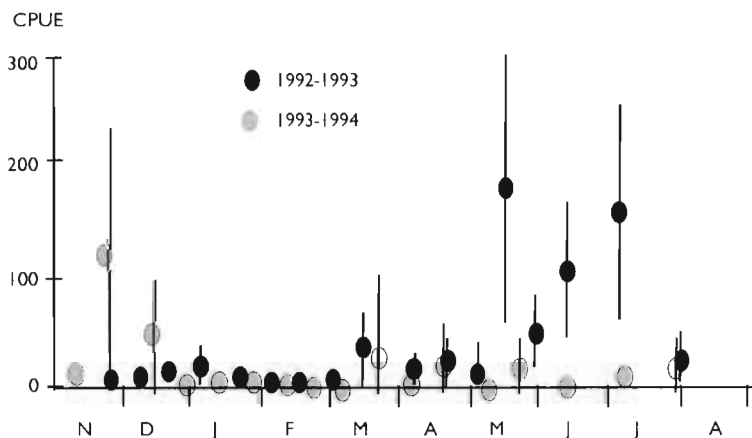
Évolution de la concentration en oxygène dissous à l'aval du barrage de Petit-Saut
entre 1994 et 1996 (données EDF).

inondée dans la retenue provoque une désoxygénation générale de l'eau et la formation de gaz réducteurs dissous tels le méthane. Au barrage de Petit-Saut, le débit minimum de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ était assuré par les pertuis de fond. Dans ces conditions, le jet d'eau tombant dans un milieu peu profond à l'aval entraîne un

brassage important qui permet une réoxygénation de l'eau jusqu'à la saturation. Pourtant, il a été observé une diminution de la concentration en oxygène dissous de l'aplomb du barrage jusqu'à Pointe Combi, proche de l'estuaire, où les concentrations pouvaient descendre en dessous de la limite de 2 mg.l⁻¹, supposée seuil de survie de la plupart des espèces de poissons (GOSSE et GRÉGOIRE, 1997). Celle-ci a été attribuée à une forte demande chimique en oxygène due à l'oxydation du méthane. Le phénomène était encore amplifié lors des essais de turbinage. En effet, l'eau qui ressort des turbines est presque totalement dépourvue d'oxygène et chargée en gaz réducteurs. Pour pallier ces difficultés, EDF a décidé de construire un dispositif de réoxygénation artificielle. Celui-ci, mis en service en mars 1995, consiste en un seuil à lames déversantes, placé à l'amont immédiat du débouché des turbines. Il a permis de rendre compatible le turbinage jusqu'à la capacité maximale de l'usine hydroélectrique et la qualité de l'eau à l'aval (fig. 20).

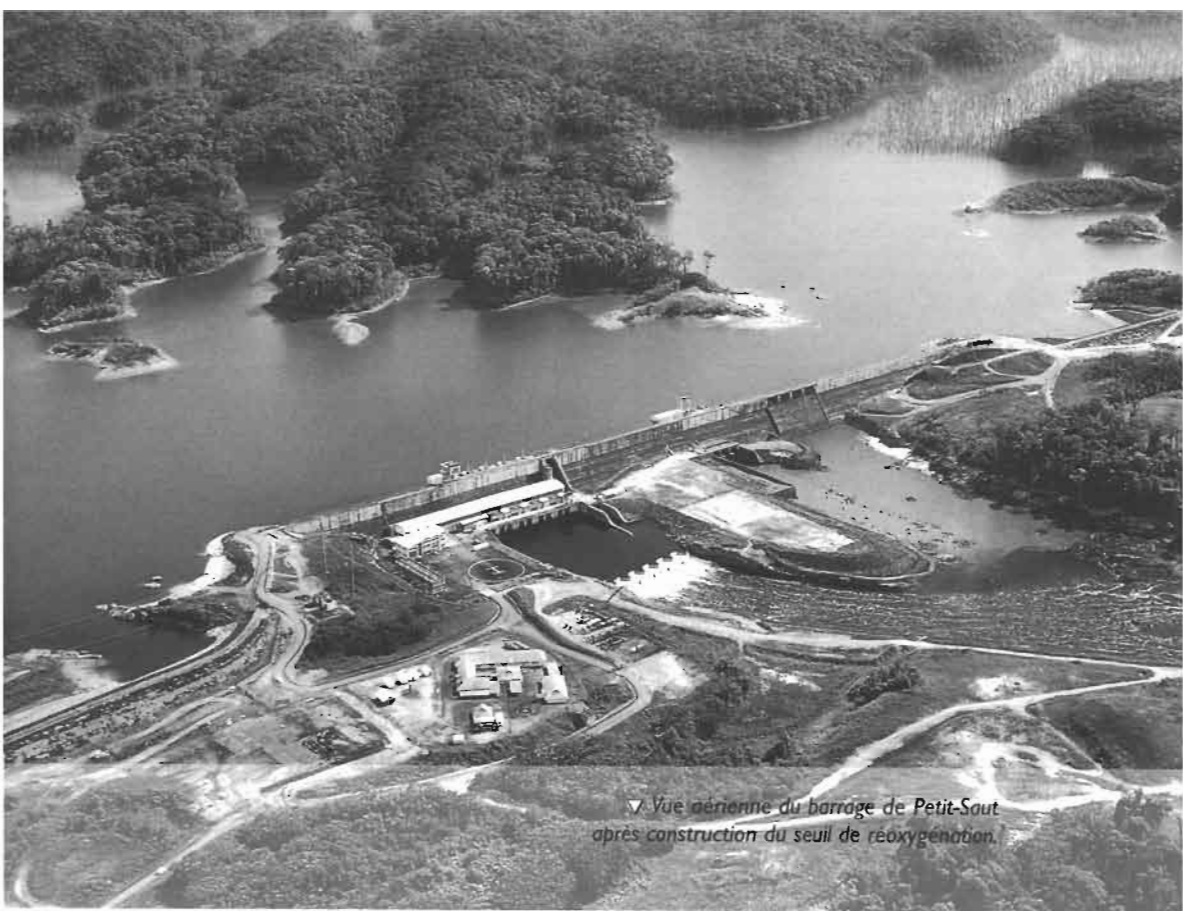
Les conséquences sur l'abondance des poissons

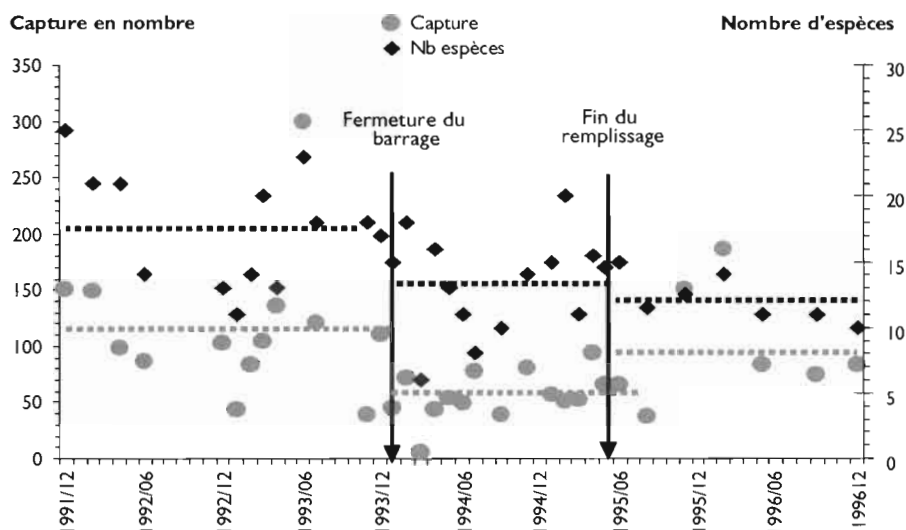
Il est connu que, en milieu tropical, la reproduction d'un grand nombre d'espèces s'effectue pendant la montée des eaux (WELCOMME, 1979) et ce phénomène est confirmé dans le Sinnamary (voir chapitre 3). Des études ont donc été menées pour évaluer l'impact de la suppression de la crue durant la phase de remplissage de la retenue sur la reproduction des poissons (PONTON et VAUCHEL, 1998). Des collectes de juvéniles ont été pratiquées dans un petit affluent du Sinnamary (la crique Vénus) à l'aide de pièges lumineux disposés le soir et relevés le matin suivant (PONTON, 1994). Les résultats montrent que durant la saison des pluies suivant la fermeture, lorsque en conditions normales le niveau du fleuve s'élève, le nombre de jeunes poissons est considérablement inférieur à celui observé l'année précédente (fig. 21). Ce résultat suggère que la suppression de la crue a bien affecté la reproduction de nombre d'espèces.



▽ Fig. 21

Capture par unité d'effort (CPUE) des jeunes poissons dans la crique Vénus avant et après la fermeture du barrage de Petit-Saut (adapté d'après PONTON, 1995).





▽ Fig. 22

Évolution de la capture totale de poissons et de sa richesse spécifique à la station Vénus entre décembre 1991 et décembre 1995.

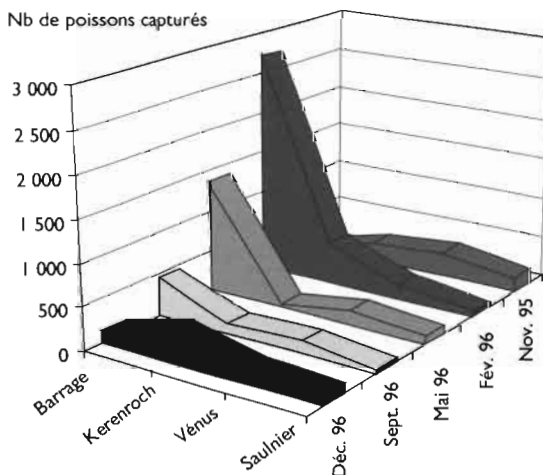
Les lignes pointillées indiquent les moyennes pour les périodes considérées.

En ce qui concerne les poissons adultes, avant barrage la capture est très variable (fig. 22). Dans une zone médiane de la portion aval, elle est en moyenne de 144 poissons par batterie et par nuit de pêche mais atteint 517 poissons en juin 1993 et seulement 39 en novembre de la même année. La capture de juin est dominée par une seule espèce à hauteur de 308 spécimens. Il s'agit de *Anchovia surinamensis*, un petit Clupeidae caractéristique des zones basses des fleuves. Cette évolution très variable est vraisemblablement due à des déplacements en masse de poissons liés au cycle reproducteur (cette capture exceptionnelle a été éliminée des analyses).

Immédiatement après la fermeture et pendant toute la période de remplissage de la retenue, on observe une diminution importante de la capture. Elle est en moyenne de 57 individus par batterie et par nuit. Un test statistique t montre que la différence est significative au seuil de 0,02 %. Après cette phase, la capture revient à des niveaux comparables à ceux observés avant barrage. Le nombre d'espèces dans les échantillons subit lui aussi une diminution importante pendant la phase de remplissage de la retenue et, à l'inverse de la capture, continue à diminuer lors de la reprise des crues.

On s'est interrogé sur les causes de la diminution importante de la capture observée dans la zone centrale du tronçon aval pendant la mise en eau. La diminution du succès de la reproduction mise en évidence ne pouvait être en cause. En effet, les conséquences d'une reproduction déprimée ne peuvent s'exprimer dans les peuplements d'adultes que plusieurs années plus tard. Une première hypo-

thèse envisagée était une baisse de l'efficacité des filets maillants. En effet, rapidement après la fermeture, l'eau s'est chargée en débris d'algues qui venaient colmater les mailles des filets. Pourtant, le fait qu'une capture élevée ait été réalisée en novembre 1995 alors que la qualité de l'eau était inchangée a conduit à abandonner cette hypothèse. Il était probable que le film très fin de matière organique déposé sur les mailles des filets n'empêchait pas les poissons de se prendre. Une autre hypothèse était une mortalité en masse de poissons à cause de la dégradation de la qualité de l'eau dans le fleuve. De fait, quelques informations provenant de riverains faisaient état de poissons morts en grande quantité dans la zone la plus en aval. Pourtant, malgré une présence quasi continue d'équipes de recherche sur le terrain, des mortalités n'ont jamais été observées et aucune donnée objective n'existe sur l'importance des mortalités reportées. La dernière hypothèse était que la diminution de l'abondance des poissons dans la zone moyenne du cours aval pouvait être due à des phénomènes de fuite vers des zones plus propices à la survie. Pour le vérifier, des prélèvements ont été pratiqués en 1996 dans différentes zones du cours aval : au pied du barrage, à une dizaine de kilomètres en aval au lieu-dit « Kerenroch », très en aval dans la zone proche de Pointe Combi et dans quelques criques affluentes (fig 23). Les résultats montrent qu'il n'y a pas de grandes densités de poissons dans les criques affluentes mais, en revanche, qu'en début de crue, période qui coïncide normalement avec le début de la reproduction pour beaucoup d'espèces, il y a une forte accumulation de poissons au pied du barrage avec un gradient croissant d'abondance de l'aval vers l'amont. Cette accumulation pourrait avoir deux origines. D'une part, comme il avait été supposé, une fuite des poissons suivant un gradient d'oxygénation de l'eau et, d'autre part, un processus naturel de migration de certaines



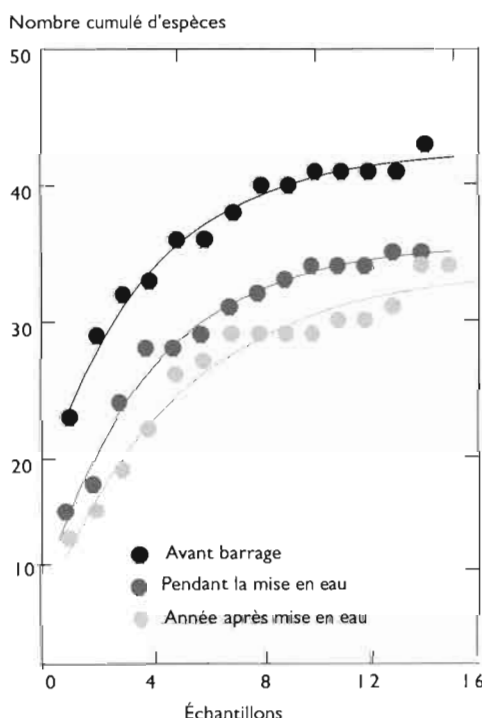
▽ Fig. 23

Variations longitudinales de la capture à l'aval du barrage de Petit-Saut entre novembre 1995 et décembre 1996.

espèces pour leur reproduction, migration qui se serait trouvée bloquée par la digue du barrage. De fait, ce type d'accumulations a souvent été observé au pied des barrages nouvellement fermés (WELCOMME, 1979 ; BERNACSEK, 1984 ; MÉRONA *et al.*, 1987).

Les conséquences sur la richesse spécifique

Le cumul du nombre d'espèces dans les échantillons successifs permet d'estimer la richesse spécifique avant barrage entre 40 et 50 (fig. 24). Ce nombre est évidemment sous-estimé car, d'une part, il ne s'agit que des espèces capturables aux filets maillants et, d'autre part, les espèces à la détermination incertaine ont été éliminées des traitements. Cette estimation permet cependant la comparaison avec les périodes ultérieures. Immédiatement après la fermeture, l'estimation basée sur les mêmes critères donne un chiffre compris entre 34 et 37 espèces, puis, l'année suivante, entre 31 et 37. Ces chiffres représentent donc une perte d'environ 10 espèces par rapport à la situation avant barrage. Ces observations confirment l'hypothèse d'une fuite des poissons de la partie centrale de la zone aval dans les mois qui ont suivi la fermeture du barrage. Bien que l'examen des



▽ Fig. 24

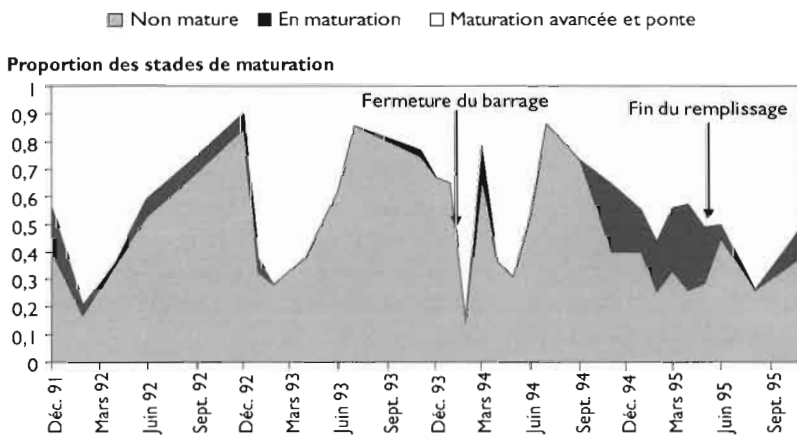
Évolution du nombre d'espèces cumulées dans les échantillons avant barrage, pendant la mise en eau et l'année qui a suivi, à l'aval du barrage de Petit-Saut.

captures montre que les poissons ont regagné la zone centrale au cours des années qui ont suivi la mise en eau, il semble que ce retour n'a pas concerné toutes les espèces. Les collectes pratiquées jusqu'à 2002 montreront si ce phénomène est réversible ou s'il s'agit d'une perte définitive d'espèces sous l'effet du barrage.

Les conséquences sur l'écologie des espèces

Il semble que la suppression de la crue durant les deux saisons du remplissage n'ait pas affecté de manière sensible la maturation des poissons femelles (fig. 25). Ce résultat est en contradiction avec l'hypothèse communément admise que, en milieu tropical, la crue serait le déclencheur de la maturation des gonades des poissons. Le fait qu'il y ait eu néanmoins un début de montée des eaux du fait des essais de turbinages peut expliquer cette apparente contradiction. Si on rapproche cette observation des résultats sur l'évolution de l'abondance des juvéniles dans les zones annexes, on peut faire l'hypothèse que ce n'est pas la maturation des gonades qui serait la cause du déficit de reproduction, mais la production ou la survie des larves.

En revanche, les effets du remplissage sur les différentes espèces sont sensibles sur l'évolution de leur condition. Ces effets sont différents selon les espèces et, particulièrement, selon leur stratégie alimentaire. La condition d'un poisson est estimée à partir de la relation liant son poids et sa taille. Cette relation, de la forme $P = a.L^b$, est calculée pour l'ensemble des observations, puis les écarts entre les valeurs observées et calculées par la relation (résidus) sont moyennés pour chacune des périodes. Enfin un test statistique t est appliqué sur ces



▽ Fig. 25
Évolution de la maturation des gonades chez les poissons femelles dans le peuplement à l'aval du barrage de Petit-Saut entre décembre 1991 et décembre 1995.

▽ Tableau 8

Moyennes des résidus de la relation longueur-poids
 et tests sur la différence entre périodes
 pour quelques espèces abondantes dans le Sinnamary aval.

Espèce	Régime alimentaire	Moyenne avant barrage	Moyenne pendant remplissage	Probabilité
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	Piscivore	1,96	-1,93	0,084
<i>Charax pauciradiatus</i>	Piscivore	0,141	-0,656	0,070
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Invertivore	0,131	-0,007	0,189
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	Invertivore	1,652	0,560	< 0,001
<i>Curimata cyprinoides</i>	Détritivore	1,846	9,793	< 0,001
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Détritivore	0,249	-4,217	0,318
<i>Leporinus friderici</i>	Macrophytophage	6,862	-18,629	0,039
<i>Piabucus dentatus</i>	Végétarien	-2,074	1,188	< 0,001
<i>Poptella brevispina</i>	Omnivore	2,017	2,564	0,017
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Omnivore	-3,327	0,919	0,021
<i>Triportheus rotundatus</i>	Omnivore	3,218	-0,469	0,003

moyennes en vue de détecter une différence entre la période avant barrage et la phase de remplissage de la retenue. Les résultats font apparaître des effets contrastés selon les espèces (tabl. 8).

La fermeture du barrage a été défavorable aux invertivores, aux macrophytophages et à un omnivore. Toutes ces espèces se nourrissent d'aliments provenant des zones de bordure : insectes terrestres, fruits, graines et feuilles qui tombent de la végétation marginale. Il est aisé de comprendre que l'absence d'inondation et le niveau toujours bas du fleuve ont rendu beaucoup de ces sources de nourriture inaccessibles. En revanche *Curimata cyprinoides* et deux espèces omnivores (*Poptella brevispina* et *Parauchenipterus galeatus*) voient leur condition s'améliorer durant la phase de remplissage. La première espèce, détritivore, a bénéficié de conditions d'alimentation particulièrement favorables avec le développement abondant d'algues et le dépôt de matériel organique sur tous les substrats. Les deux omnivores et particulièrement *Parauchenipterus galeatus* ont un comportement alimentaire extrêmement opportuniste et peuvent donc s'adapter rapidement à des changements dans la disponibilité des ressources.

Conclusions

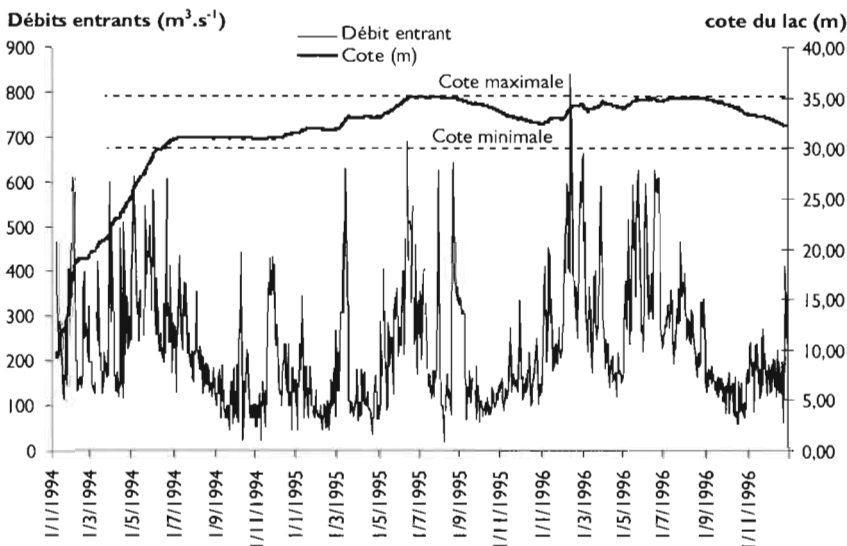
En conclusion, les effets immédiats de la fermeture du barrage de Petit-Saut n'ont pas été très favorables pour les poissons à l'aval. La plus grande partie des poissons s'est dispersée pour fuir la zone centrale, leur reproduction a été profondément perturbée et leur état physiologique s'est dégradé. Il y a peu

d'informations précises sur cette phase dans la bibliographie internationale sur les effets des barrages en zone tropicale, l'évolution à long terme est le plus souvent jugée plus pertinente. Dans les quelques cas étudiés, des conséquences néfastes pour les peuplements de poissons ont été observées. Les auteurs ont signalé des mortalités en masse sur la Great Muhala River (Tanzanie) après le barrage de Mtera (PETR, 1981), l'échec de la reproduction de beaucoup d'espèces à l'aval du barrage de Cahora Bassa (Mozambique) (BERNACSEK, 1984) et une diminution drastique de l'abondance à l'aval du barrage de Tucurui sur le Tocantins au Brésil (MÉRONA *et al.*, 1987 ; SANTOS et MÉRONA, 1996). Les observations sur les effets immédiats des barrages à l'aval sont cependant du plus grand intérêt, dans la mesure où ceux-ci peuvent conditionner l'évolution future de l'ichtyofaune à l'aval.

À l'amont, c'est le paradis !

La séquence d'évènements

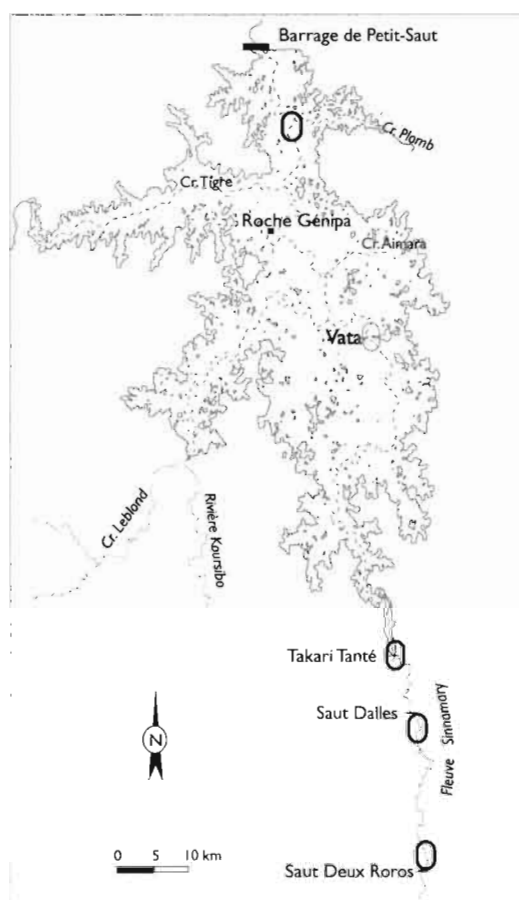
Très rapidement, du fait d'une crue importante en début d'année 1994, le niveau d'eau est monté dans la retenue et, dès le mois de juin 1994, il atteignait 31 m, ce qui correspond au niveau minimum de fonctionnement des turbines (fig. 26). À cette époque, le remplissage a été interrompu du fait d'un certain nombre de



▽ Fig. 26

Débit moyen entrant et cote de la retenue en 1994 et 1995 (données EDF).

contraintes techniques. Une pluviométrie plutôt faible à partir d'avril 1994 et la nécessité de maintenir à l'aval un débit de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et un taux d'oxygénation satisfaisant ont conduit EDF à stopper le remplissage jusqu'à la saison pluvieuse suivante. Le remplissage a repris en janvier 1995 pour s'achever en juin 1995 lorsque la cote maximale de 35 m était atteinte. À cette cote maximale, la retenue couvre une surface approximative de 325 km^2 (HUYNH *et al.*, 1999). Elle se présente comme une vaste étendue d'eau aux contours très dendritiques et comprenant de nombreuses îles du fait de la topographie très vallonnée de la zone (fig. 27).



▽ Fig. 27

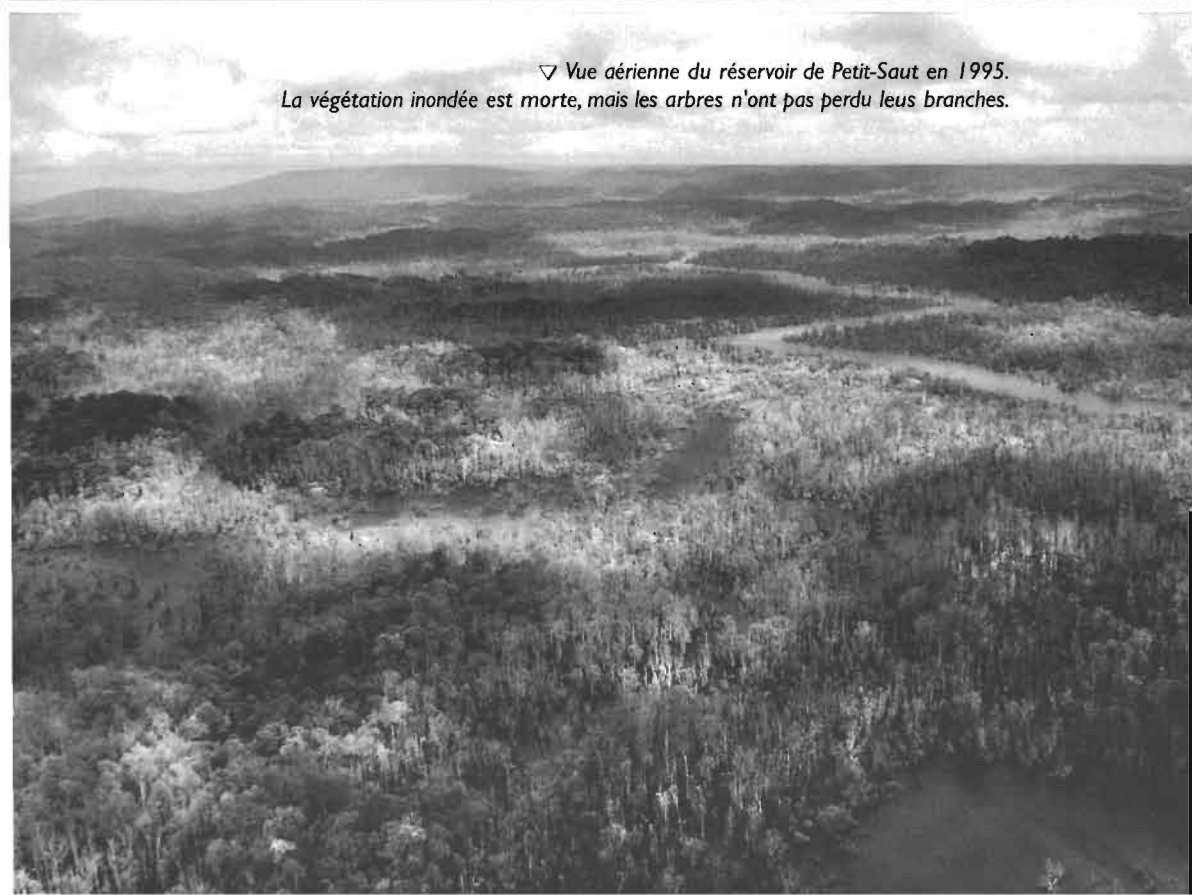
Carte de la retenue de Petit-Saut montrant les zones de collecte de poissons.

La zone inondée était couverte de forêt primaire sur toute la surface de la retenue, forêt qui s'est trouvée progressivement noyée. Dans les premiers mois, les arbres et le sous-bois sont restés vivants et les zones inondées ressemblaient à ce que l'on peut voir dans les plaines inondées amazoniennes. Cependant, la végétation

▽ Forêt inondée pendant la formation
du réservoir de Petit-Saut.



▽ Vue aérienne du réservoir de Petit-Saut en 1995.
La végétation inondée est morte, mais les arbres n'ont pas perdu leurs branches.



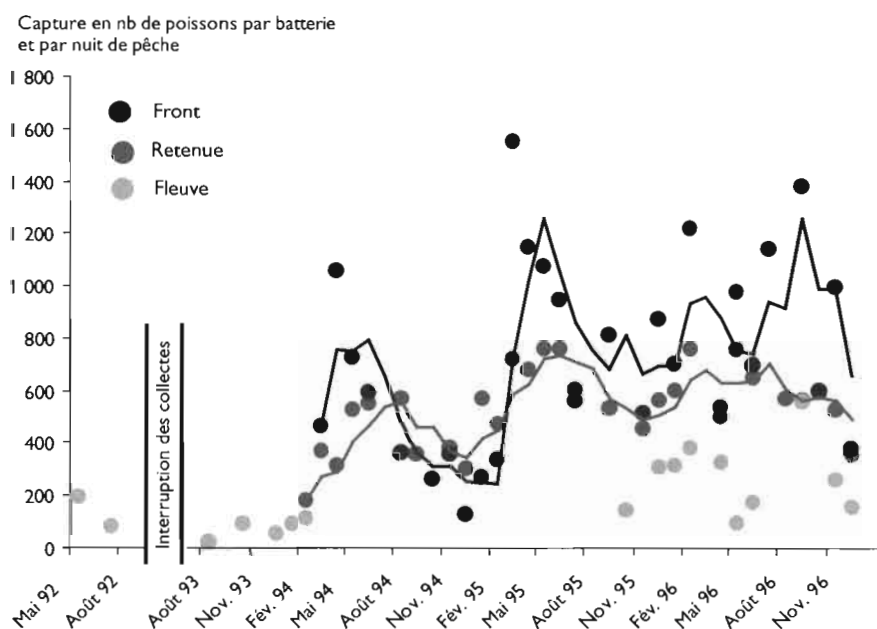
de terre ferme n'est pas adaptée à résister à de longues périodes d'inondation comme celle des plaines inondables et, dès octobre 1994, toute la végétation recouverte était morte et les parties en eau étaient encombrées d'arbres morts. La dégradation de cette énorme masse végétale a eu, bien évidemment, des conséquences sur la qualité de l'eau dans la retenue. La minéralisation de la matière organique provenant de la décomposition des feuilles et de la litière consomme de grandes quantités d'oxygène et produit un certain nombre de gaz toxiques tels que l'hydrogène sulfureux (H_2S) et le méthane (NH_4). Ces phénomènes sont très rapides et conduisent à une désoxygénation généralisée des retenues pouvant provoquer des mortalités massives de poissons. À Petit-Saut, seuls les deux premiers mois de l'inondation ont été le siège d'une importante désoxygénation (fig. 28, cf. cahier couleur) mais il y eut peu de mortalités de poissons, ce qui montre qu'un film oxygéné était le plus souvent disponible en surface, au moins dans certaines zones. Les conditions d'oxygénation se sont ensuite rapidement améliorées, avec toutefois des variations soudaines dues soit à des épisodes pluvieux, soit à des lâchers d'eau au niveau du barrage jouant le rôle de chasse à partir des couches profondes.

L'évolution de la capture de poissons adultes

Très rapidement après la fermeture du barrage, les captures de poissons adultes dans le lac en formation ont augmenté dans de très larges proportions. Alors qu'en rivière on capture une moyenne de 100 poissons par batterie de filets et par nuit de pêche, un même effort produisait jusqu'à 600 poissons en avril 1994 et près de 800 en avril 1995 dans le lac (fig. 29). La capture est encore plus importante en tête de retenue, particulièrement pendant la montée des eaux. On y recense plus de 1 000 poissons par batterie et par nuit en avril 1994 et près de 1 600 en avril 1995. Il y a donc une importante accumulation de poissons dans cette zone, ce qui suggère un mouvement massif en provenance de la retenue vers l'amont.

Cet accroissement des captures dénote une augmentation de la densité des poissons dans le milieu échantillonné, mais pas nécessairement de leur abondance. En effet, la densité est une abondance par unité de volume. Pour une abondance identique, un volume réduit produira une densité plus élevée. Il est certain que, pendant les premiers mois d'inondation, les poissons étaient concentrés dans la mince couche oxygénée en surface et ce fait peut expliquer en partie la rapide augmentation des captures au début de 1994. Toutefois, en 1995, lorsque les conditions d'oxygénation se sont améliorées et que le volume disponible pour les poissons s'est considérablement étendu, les captures ont encore augmenté, et il n'est pas douteux qu'il s'agissait bien d'une augmentation de l'abondance.

Sauf en cas de désoxygénation sévère, un rapide accroissement de la production de poissons a toujours été observé dans les lacs de barrage (PETR, 1975). La première hypothèse pour expliquer ce développement est le résultat d'une survie juvénile importante alliée à une croissance rapide. Dans la rivière, beaucoup

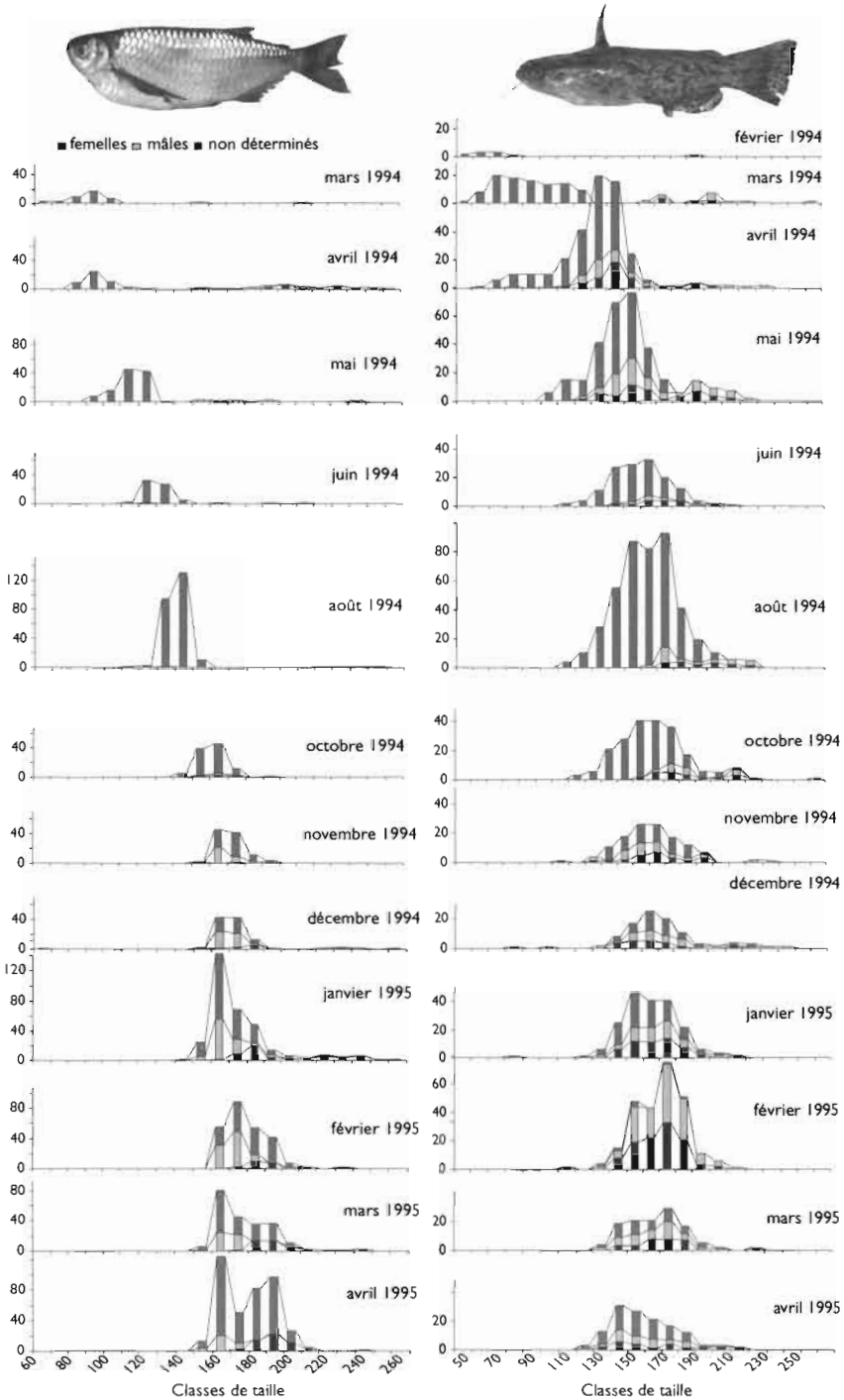


▽ Fig. 29

Évolution de la capture avant et après la fermeture du barrage de Petit-Saut (1989-1995).
Les lignes continues correspondent aux ajustements des points par moyenne mobile.

d'espèces pondent dès le début de la crue, stratégie qui permet aux larves et juvéniles d'utiliser les milieux marginaux inondés riches de nouveaux nutriments incorporés dans le milieu aquatique (voir chapitre 3). Cependant, dans ces conditions naturelles, la survie des juvéniles est très faible. D'une part, la variabilité des débits fait que les milieux colonisés peuvent très rapidement s'assécher. D'autre part, en tout état de cause, ces milieux inondés ont une extension limitée et il y a compétition entre individus pour la nourriture. Enfin, les jeunes poissons concentrés dans un milieu relativement confiné constituent des proies faciles pour les prédateurs. L'inondation de la retenue représente, du point de vue du poisson, des conditions saisonnières idéales pour sa reproduction. Les zones inondées sont immenses, elles restent inondées durant une longue période et leur surface augmente même au cours du temps. Elles constituent donc un milieu extrêmement favorable pour la survie des jeunes, qui y trouvent une alimentation à profusion et une certaine protection contre la prédation du fait de la dilution des prédateurs dans l'espace. L'examen de l'évolution de la structure en taille des populations de poissons les plus abondantes permet de vérifier cette hypothèse de la survie juvénile (fig. 30). Dès le mois de mars 1994, des jeunes *Parauchenipterus galeatus* et *Triportheus rotundatus* sont capturés par les filets. Leur croissance est rapide jusqu'à la fin de l'année. Il s'agit vraisemblablement de poissons nés au début de la crue en novembre et décembre de l'année précédente. La première espèce va dominer le peuplement durant

Le fleuve, le barrage et les poissons
 Le barrage de Petit-Saut sur le Sinnamary en Guyane française (1989-2002)



▽ Fig. 30

Structures en taille des deux espèces les plus abondantes
 (Triportheus rotundatus, à gauche, et Parauchenipterus galeatus, à droite)
 dans la retenue de Petit-Saut pendant la phase de mise en eau.

▽ Tableau 9

Moyennes des résidus de la relation longueur-poids et tests sur la différence entre local pour les deux espèces les plus abondantes dans la retenue en 1994 et 1995.

Espèce	Moyenne dans le fleuve	Moyenne dans la retenue	Probabilité
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	-13,760	+2,623	< 0,001
<i>Triportheus rotundatus</i>	-3,025	+4,419	< 0,001

toute l'année 1994 et la deuxième prendra le dessus en 1995. La condition des spécimens de ces deux espèces est très supérieure dans le lac en formation par rapport à la rivière (tabl. 9), ce qui suggère la grande disponibilité des sources alimentaires dans la retenue.

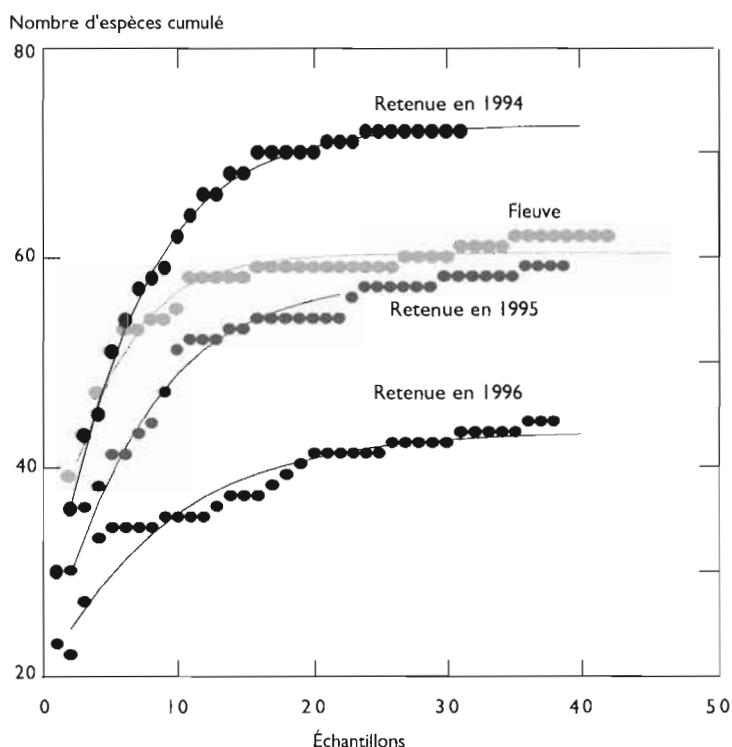
L'évolution de la richesse spécifique

Il n'est possible de comparer la richesse spécifique dans la retenue telle qu'évaluée par des pêches aux filets maillants qu'avec celle obtenue avec le même engin dans la rivière. Cette limitation n'apporte vraisemblablement pas de biais important dans le résultat car les observations avant barrage ont montré qu'il n'existait pas d'espèces exclusives des rapides (TITO DE MORAIS et LAUZANNE, 1994). Les ajustements du nombre d'espèces cumulé en fonction du nombre d'échantillons à une courbe logistique permettent une estimation de la richesse spécifique maximale obtenue à partir des filets maillants (fig. 31 et tabl. 10). On observe que le nombre d'espèces capturées en 1994 est beaucoup plus élevé que dans la rivière au cours de la première année de l'inondation, puis qu'il diminue les deux années suivantes. On peut supposer que la désoxygénation généralisée du milieu et l'inondation progressive ont poussé toutes les espèces à se concentrer dans la couche superficielle, seul compartiment disponible. Ainsi, nombre d'espèces, normalement non capturables par les filets maillants, se sont trouvées vulnérables. Parmi les espèces jamais capturées en rivière et figurant dans la capture de la retenue en 1994, on trouve, en effet, des espèces de milieux marginaux ou de criques telles que *Dysichthys coracoideus*, *Helogenes marmoratus*, *Gymnotus*

▽ Tableau 10

Résultats des ajustements des nombres cumulés d'espèces dans les échantillons à une courbe logistique. Estimation d'une richesse spécifique théorique.

	Nombre d'échantillons	R ² corrigé	Richesse théorique	Intervalle à 95 %
Fleuve	42	0,967	60,4	59,9 - 60,9
Lac en 1994	31	0,997	72,7	72,1 - 73,2
Lac en 1995	39	0,980	58,0	57,3 - 58,8
Lac en 1996	38	0,918	43,1	41,8 - 44,5



▽ Fig. 31

Courbes du nombre d'espèces cumulé sur les échantillons pratiqués dans le fleuve avant barrage et sur la retenue en 1994 et 1995.

carapo, *Sternopygus macrurus*, *Characidium* sp., *Gasteropelecus sternicla*, *Polycentrus punctatus*. Très rapidement, avec l'amélioration des conditions d'oxygénation, un tri pourra s'effectuer. Seules persisteront dans le réservoir les espèces qui pourront s'adapter aux nouvelles conditions.

La composition des captures

Une analyse des correspondances passée sur le tableau des captures met en évidence l'évolution rapide de la composition spécifique des peuplements dans le lac de retenue (fig. 32, cf. cahier couleur). Les deux premiers facteurs de l'analyse, bien qu'ils ne représentent qu'un peu plus de 20 % de la variabilité totale, sont visiblement liés à la répartition spatiale des espèces. En 1994, le peuplement du lac s'éloigne rapidement du peuplement du fleuve, caractérisé d'abord par deux espèces benthiques peu capturables dans la rivière (*Pimelodella geryi* et *P. cristata*), puis par *Parauchenipterus galeatus* et *Leporinus friderici*, qui représentent à elles seules 31 % des individus récoltés et 67 % du poids total de la capture. Le peuplement tend à se stabiliser au cours de l'année 1995, avec toutefois un fort déséquilibre au

profit d'un nombre limité d'espèces. *Charax pauciradiatus* et *Triportheus rotundatus* représentent à eux seuls plus de 45 % de tous les poissons capturés en 1995. À ces deux espèces s'ajoute, en 1996, *Bryconops caudomaculatus* et, cette année-là, les trois espèces constituent près de 70 % de tous les poissons capturés dans le lac de retenue. L'examen des contenus stomacaux de ces trois espèces montre qu'elles ont pu tirer avantage des nouvelles sources de nourriture qui se développaient dans le réservoir. Ces nouvelles ressources sont, d'une part, une grande quantité de termites et de fourmis qui tombent avec les branches pourrissantes des arbres, d'autre part des organismes planctoniques tels que Ostracodes et larves de Chaoboridae et enfin une faune d'invertébrés benthiques, essentiellement des Chironomides qui se développent sur le fond des milieux marginaux. *Triportheus rotundatus*, une espèce qui, dans la rivière, consommait végétaux terrestres et invertébrés terrestres en quantité équivalente passe à un régime presque exclusivement carnivore dans la retenue, basé sur les retombées de termites et de fourmis à partir des arbres morts et sur le plancton. *Charax pauciradiatus*, quant à lui, se nourrit à partir des larves de Chaoboridae et des invertébrés aquatiques benthiques, alors qu'il était surtout piscivore dans le fleuve. Quant à *Bryconops caudomaculatus*, il change peu son régime alimentaire : essentiellement insectivore d'insectes terrestres dans le fleuve, il complète son régime dans la retenue par des invertébrés aquatiques.

Conclusions

Selon qu'ils se trouvaient au-dessus ou au-dessous du rapide de Petit-Saut, les poissons ont vécu la fermeture du barrage de manière très différente. Dans les fleuves tropicaux, la crue est le principal évènement qui rythme la vie de tout organisme aquatique. Sous ces latitudes, température et durée du jour sont pratiquement constantes toute l'année et ne représentent donc pas des paramètres susceptibles d'induire des changements physiologiques. Chaque année à la même période, des pluies abondantes drainent vers le cours d'eau quantité de nutriments provenant de la litière du bassin versant, le niveau d'eau s'élève, inondant des milieux terrestres marginaux. Cet évènement n'est cependant pas constant d'une année sur l'autre. Il y a des « mauvaises » années pour les poissons, celles où la crue est déficitaire, tardive, écourtée ou irrégulière. C'est à partir de ce constat que l'on peut interpréter les réponses des communautés de poissons après la fermeture du barrage de Petit-Saut. Les deux conséquences principales de la fermeture d'un barrage concernent l'hydrologie et la qualité de l'eau. Dans le cas du Sinnamary, les phénomènes de déplétion en oxygène dissous ont eu une influence réduite sur les poissons. En revanche, les perturbations dans le régime hydrologique naturel de la rivière se sont avérées déterminantes dans les transformations observées dans les peuplements. À l'aval, la suppression de la crue a considé-

ablement affecté la reproduction et l'alimentation de beaucoup d'espèces. Ce fut pour les poissons deux « mauvaises années ». À l'amont, au contraire, l'hydrologie a été largement favorable aux poissons avec une crue très ample et de longue durée comme il n'y en avait jamais eu.

Dans le chapitre suivant, nous verrons comment les peuplements de poissons ont évolué sur une période plus longue et dans quelle mesure les transformations immédiates, induites par les changements drastiques dans l'environnement, conditionnent l'évolution future des communautés de poissons dans les différents compartiments de la rivière.

La phase de stabilisation : 1997-2002



Fin 1995, la retenue est remplie, la production d'électricité devient totalement opérationnelle. À l'aval, le seuil de ré-oxygénation fonctionne et la qualité de l'eau est satisfaisante. Dans la retenue, tous les arbres noyés sont morts et, progressivement, les branches tombent en commençant par les plus petites, si bien qu'à la fin de la période, seuls les squelettes des arbres persistent. Les seules touches de vert dans ce paysage hivernal sont les épiphytes (orchidées, broméliacées) qui restent accrochées dans les ramures.

La question posée alors était le suivi du devenir à long terme de cet écosystème nouveau. Il était impensable de continuer des échantillons mensuels très exigeants en main-d'œuvre et budget. Ainsi une analyse détaillée a été pratiquée pour déterminer les périodes les plus informatives pour les échantillonnages. Deux périodes ont été sélectionnées : le début de la crue et la fin de la décrue. Un des avantages résidait dans le fait que les conditions hydrologiques (débit et hauteur d'eau) sont similaires dans ces deux périodes et peu variables d'une année sur l'autre. Dans ces conditions, l'efficacité des filets maillants est similaire et les échantillons peuvent être comparés. Afin d'obtenir une image complète du système, trois zones ont été sélectionnées dans le cours aval, deux dans la retenue, une au niveau de l'interface entre retenue et amont, et trois zones à l'amont du réservoir. La procédure d'échantillonnage était identique dans chacune des zones. Deux batteries de filets maillants de maille croissante entre 10 et 70 mm de vide de maille étaient posées en fin de journée et relevées le matin suivant.

La variabilité naturelle du climat et de l'hydrologie, ses conséquences sur les paramètres physico-chimiques des milieux

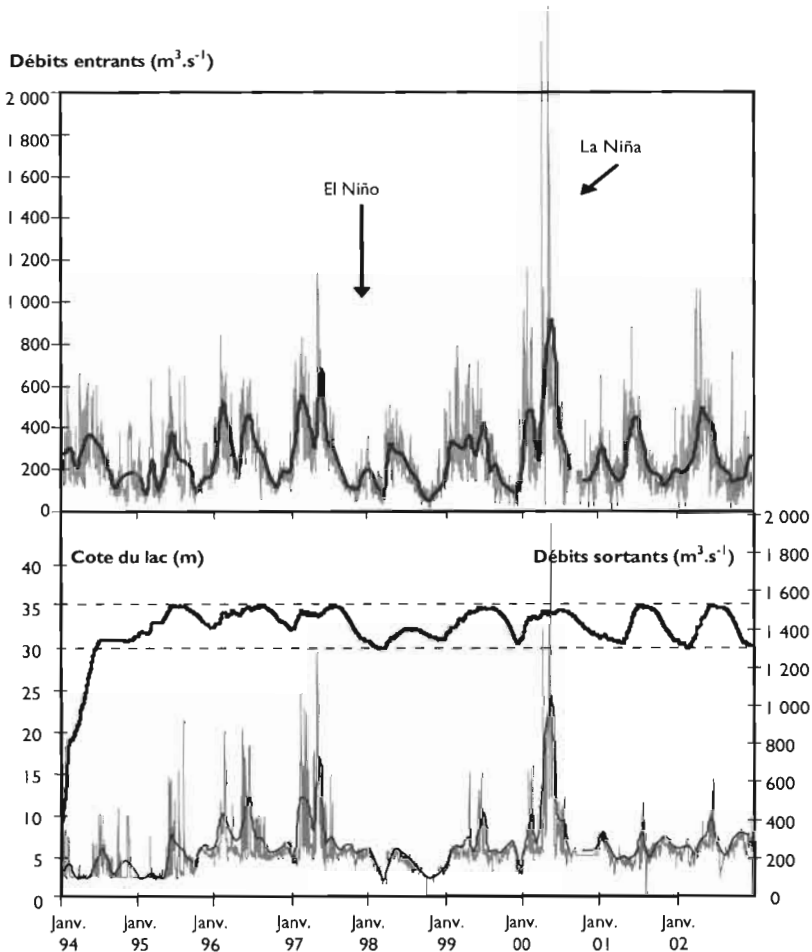
La présence du barrage ajoute une source de variabilité à la variabilité naturelle de l'alternance crue-étiage. Le débit à l'aval du barrage ainsi que le niveau de la retenue sont déterminés par trois facteurs principaux : le volume d'eau qui entre dans le lac, les opérations de l'usine hydroélectrique et, dans une moindre mesure, le taux d'évaporation dans la retenue. Parmi ces facteurs, le débit entrant dans le système est prépondérant (fig. 33). On observe, en effet, que les années d'hydraulicité élevée, la crue à l'aval de l'ouvrage peut être maintenue de manière proche des conditions naturelles en dépit des perturbations créées par la production d'électricité. En revanche, pendant les phases El Niño⁸, la pluviométrie est très déficitaire en Guyane, comme l'est le débit des fleuves. Les entrées d'eau dans la retenue ne sont plus suffisantes pour maintenir un niveau compatible avec le turbinage, d'autant moins que l'ensoleillement important provoque une évaporation élevée. En conséquence, la crue à l'aval est totalement supprimée.

Cette variabilité hydrologique a, bien évidemment, des conséquences drastiques sur les milieux aquatiques. Dans la retenue, l'épaisseur de la couche oxygénée (l'épilimnion) varie en fonction du débit entrant dans le réservoir. D'environ 4 m pendant les périodes sèches, elle peut atteindre 7 m lors de crues importantes. Il faut noter cependant que ces variations se font autour d'une moyenne de près de 5 m, constante depuis 1997. Tous les ans, un marnage⁹ de 4 m expose une surface de 122 km² qui représente près de 40 % de la superficie totale de la retenue à la cote maximale.

À l'aval, le seuil de ré-oxygénation a permis d'assurer une bonne qualité chimique de l'eau pendant toute la période d'observation. Le taux d'oxygène dissous est au moins supérieur à 4 mg/l jusqu'à la limite d'influence de l'onde de marée et la concentration en éléments toxiques, comme le méthane, reste inférieure à 1 mg/l. La principale perturbation est donc la modification du régime de crue, particulièrement lors d'années hydrologiques déficitaires. Les conséquences d'une absence de crue sont multiples. Les milieux terrestres marginaux ne sont pas inondés et il n'y a donc pas d'enrichissement du cours d'eau par la litière accumulée, l'apport de nutriments par l'amont est réduit, la vitesse du courant dans les affluents, nourris des pluies locales, est élevée.

8. El Niño est un phénomène climatique à l'échelle de la planète provoqué par un déplacement des masses d'eau chaudes superficielles du Pacifique de l'ouest vers l'est.

9. Désigne la différence de niveau entre cotes maximale et minimale.



▽ Fig. 33

Évolution des débits entrant dans, et sortant de, la retenue de Petit-Saut
et de la hauteur d'eau dans le réservoir.

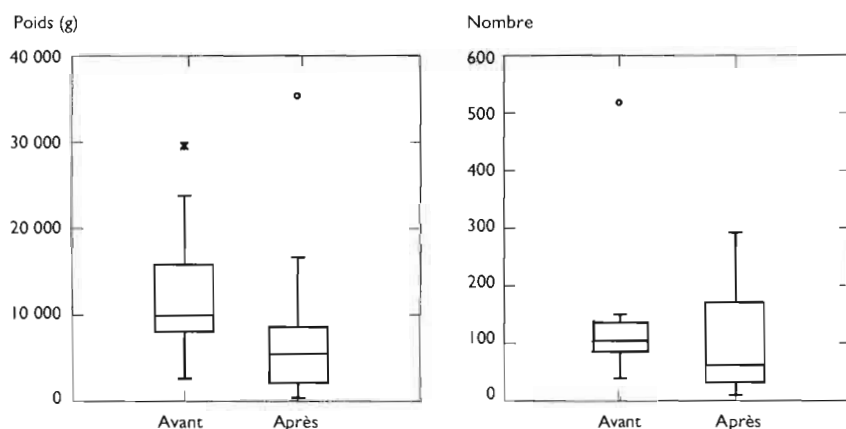
En grisé, les valeurs journalières ; en gras, les moyennes mensuelles (données EDF).

Les peuplements de poissons de l'aval

Les conséquences sur l'abondance des poissons

Pour mettre en évidence des changements à long terme dans l'abondance des poissons à l'aval, une comparaison est faite entre les prélèvements avant barrage et un nombre équivalent des derniers prélèvements effectués en fin de période. Il y a 14 prélèvements avant barrage, couvrant la période décembre 1991 à

décembre 1993, et les 14 derniers échantillons ont été prélevés entre décembre 1999 et janvier 2003, soit entre 6 et 10 ans après la fermeture du barrage (fig. 34). À l'examen des résultats on constate qu'il existe une tendance à une capture plus faible dans la période après barrage. Cependant, la variabilité des captures est telle que cette apparente différence n'est pas statistiquement significative. Dans la période avant barrage, un échantillon comprenait 517 poissons alors que la moyenne des autres est 5 fois plus faible. Dans cet échantillon, une seule espèce (*Anchovia surinamensis*) comptait pour plus de 300 individus. Ces captures accidentelles sont probablement dues à des épisodes reproductifs exceptionnels et à des déplacements massifs de poissons.



▽ Fig. 34

Comparaison de la capture en nombre et en poids avant et six à dix ans après la fermeture du barrage de Petit-Saut.

Les conséquences sur la diversité

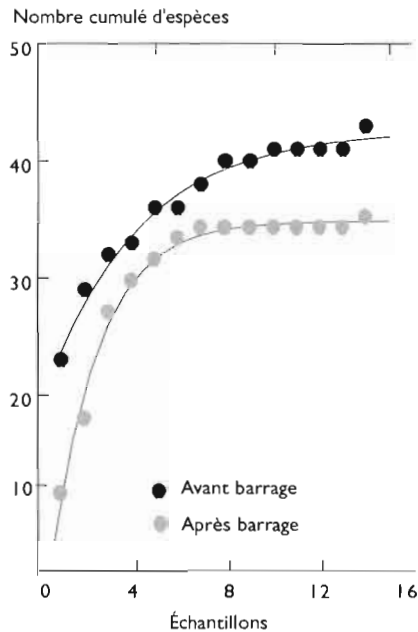
Les nombres d'espèces cumulés sur les échantillons avant barrage et sur un nombre équivalent des derniers échantillons récoltés sont ajustés à une courbe logistique (fig. 35). On vérifie que la richesse spécifique estimée par cette méthode est très inférieure au cours de la dernière période de collecte (MÉRONA *et al.*, 2005). Les estimations qui apparaissent dans le tableau II font état d'un déficit de l'ordre de 10 espèces. Si l'on compare ces chiffres avec ceux obtenus dans les échantillons de la période qui a suivi la fermeture du barrage, on constate qu'il n'y a pas eu de récupération de la richesse spécifique. Les espèces « perdues » au moment de la mise en eau l'ont apparemment été définitivement.

Dans le détail, parmi les espèces qui ont disparu des captures en fin de période, seulement 3 étaient communes et abondantes avant barrage (tabl. 12). Cette observation, mais aussi le fait que 2 espèces nouvelles apparaissent dans les

▽ Tableau 11

Résultats des estimations de richesses spécifique par ajustement à un modèle logistique.

	Nombre d'échantillons	R ² corrigé	Richesse théorique	Intervalle à 95 %
Avant barrage	14	0,983	42,6	41,2 - 44,1
Déc. 99 à janv. 2003	14	0,987	34,6	33,7 - 35,5



▽ Fig. 35

Ajustements des nombres d'espèces cumulés sur les échantillons de l'aval avant barrage et six à dix ans après.

captures après barrage, rend discutable la réalité de la disparition totale de 10 espèces. En effet, l'absence d'une espèce rare dans les captures de filets maillants peut être due à une diminution de son abondance et non à l'extinction de sa population. Il n'en reste pas moins qu'il existe une différence statistiquement significative des peuplements entre les phases pré- et post-barrage.

Les espèces qui contribuent le plus à cette dissemblance sont, pour celles dont l'abondance diminue : *Auchenipterus nuchalis*, *Pterengaulis atherinoides* (une des espèces absentes des captures en phase post-barrage), *Triportheus rotundatus*, *Parauchenipterus galeatus* et *Leporinus friderici*, et, pour celles dont l'abondance relative augmente : *Bryconops caudomaculatus*, *Curimata cyprinoides*, *Satanoperca jurupari* et *Cyphocharax spilurus*.

▽ Tableau 12

Captures spécifiques en nombre de spécimens à l'aval du barrage de Petit-Saut.

Ordre	Espèce	Capture avant	Capture après
Characiformes			
	<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	28	35
	<i>Acestrorhynchus guianensis</i> (Menezes, 1969)	1	24
	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linné, 1758)	6	2
	<i>Bryconops affinis</i> (Günther, 1864)	3	0
	<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1869)	140	244
	<i>Charax pauciradiatus</i> (Günther, 1864)	31	15
	<i>Curimata cyprinoides</i> (Linné, 1758)	84	280
	<i>Cyphocharax spilurus</i> (Günther, 1864)	15	57
	<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i> (Pellegrin, 1908)	13	0
	<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	4	0
	<i>Hoplias aimara</i> (Valenciennes, 1840)	7	4
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1	13
	<i>Jubiaba keithi</i> (Géry, Planquette & Le Bail, 1996)	17	2
	<i>Jubiaba meunieri</i> (Géry, Planquette & Le Bail, 1996)	1	4
	<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	10	3
	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	62	22
	<i>Leporinus granti</i> (Eigenmann, 1912)	3	2
	<i>Moenkhausia chrysargyrea</i> (Günther, 1864)	6	9
	<i>Moenkhausia surinamensis</i> (Géry, 1965)	1	6
	<i>Myleus rhomboidalis</i> (Cuvier, 1818)	5	0
	<i>Myleus ternetzi</i> (Norman, 1929)	28	4
	<i>Piabucus dentatus</i> (Koelreuter, 1761)	10	13
	<i>Poptella brevispina</i> (Reis, 1989)	46	43
	<i>Triportheus rotundatus</i> (Schomburgk, 1841)	243	64
Siluriformes			
	<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix, 1829)	314	234
	<i>Doras carinatus</i> (Linné, 1766)	6	21
	<i>Hypostomus gymnorhynchus</i> (Norman, 1926)	3	0
	<i>Loricaria cataphracta</i> (Linné, 1758)	4	29
	<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linné, 1766)	77	3
	<i>Pimelodella cristata</i> (Müller & Troschel, 1848)	2	3
	<i>Pimelodella geryi</i> (Hoedeman, 1961)	3	0
	<i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794)	7	8
	<i>Tatia intermedia</i> (Steindachner, 1876)	17	0
Gymnotiformes			
	<i>Eigenmania virescens</i> (Valenciennes, 1847)	6	8
	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	2
Perciformes			
	<i>Centropomus parallelus</i> (Bey, 1860)	16	2
	<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	1	19
	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	2	4
	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	0	85
Clupeiformes			
	<i>Anchovia surinamensis</i> (Bleeker, 1866)	320	69
	<i>Anchoviella lepidontostole</i> (Fowler, 1911)	13	0
	<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	6	0
	<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1847)	12	2
	<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linné, 1766)	198	0
Elopiformes			
	<i>Tarpon atlanticus</i> (Cuvier & Valenciennes, 1846)	0	15
Nombre total d'espèces		42	35

Une analyse de similarité (ANOSIM ; CLARKE et GORLEY, 2001) montre que la structure trophique des peuplements est statistiquement différente entre les prélèvements de la phase pré-barrage et ceux réalisés en fin de période (MÉRONA et al., 2005). L'abondance de la guildes des herbivores ainsi que celle des guildes des omnivores et invertivores s'alimentant à partir de matériel terrestre sont celles qui diminuent le plus, tandis que l'abondance des détritivores augmente. De fait, la plupart des espèces dont l'abondance diminue s'alimentent à partir des ressources d'origine terrestre, feuilles, fruits ou insectes terrestres, alors que les espèces favorisées sont des détritivores ou des petits carnassiers. Il est clair que l'absence ou la réduction de la crue limite l'accès aux milieux marginaux qui procurent au milieu aquatique les ressources alimentaires exogènes. En revanche, l'enrichissement de l'eau en nutriments, provenant de la décomposition végétale dans le réservoir, est favorable au développement des algues consommées par les détritivores. Les petits carnivores, quant à eux, profitent vraisemblablement de la plus grande vulnérabilité des juvéniles qui ne disposent plus de la protection des zones inondées.

Les stratégies de reproduction développées par les espèces pourraient aussi expliquer les changements dans leur abondance. On a vu que les caractéristiques de l'habitat modulent les stratégies reproductrices des poissons dans une communauté (voir chapitre 3). Le bouleversement du rythme naturel des crues à l'aval du barrage peut ainsi être préjudiciable aux espèces qui se reproduisent au moment de la montée des eaux (PONTON, 2001). Il semble bien, en effet, que la disparition de *Pterengraulis atherinoides* des captures soit liée à son mode de reproduction, qui consiste à produire un grand nombre de petits œufs, dispersés dans le milieu. L'augmentation du nombre de Cichlidae tels *Satanoperca jurupari* et *Geophagus surinamensis* pourrait également être attribuée à leur stratégie reproductrice. Ces deux dernières espèces produisent un petit nombre de gros œufs et développent certains comportements de soins parentaux, ce qui les affranchit des perturbations du milieu. Au niveau de la communauté, l'analyse de similarité ne permet cependant pas de détecter statistiquement ces tendances dans l'évolution des stratégies de reproduction. Il est probable que le temps nécessaire à la manifestation de ces changements soit beaucoup plus long que la période d'une dizaine d'années analysée jusqu'à présent.

Conclusion sur l'aval

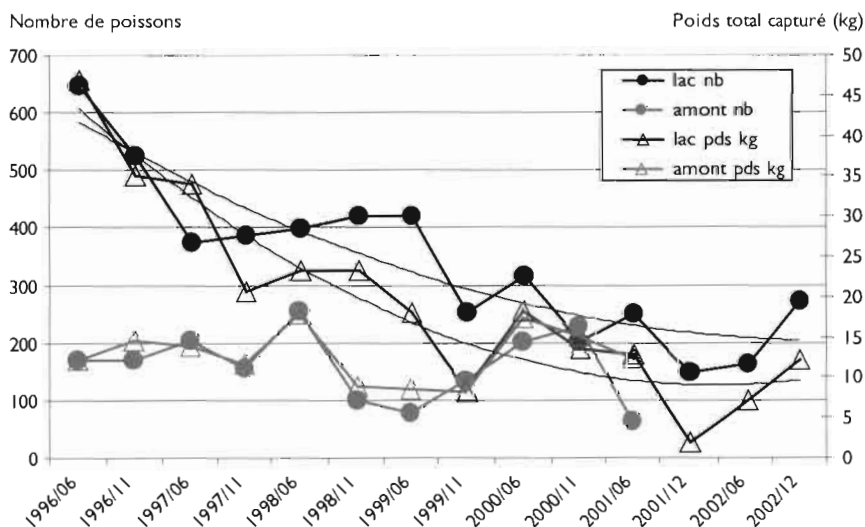
Le barrage de Petit-Saut a donc profondément altéré la diversité et la composition de la communauté de poissons à l'aval. Sa présence a accentué la variabilité climatique naturelle. Les modifications ont principalement porté sur l'organisation trophique des peuplements par le biais de la disponibilité des ressources alimentaires disponibles pour les poissons. On ne peut exclure cependant que, pour certaines espèces, les stratégies de reproduction jouent un rôle dans leur développement dans la zone aval. Beaucoup d'études portant sur les effets des barrages sur les peuplements de poissons évoquent la suppression des processus migratoires comme un impact majeur (BROOKER, 1981 ; PETTS, 1984). La plupart

du temps, ces études portent sur des bassins où il existe de grands migrateurs tels que le Saumon, dont les populations sont profondément affectées par la présence des barrages. Dans le Sinnamary, aucun mouvement migratoire de masse de poissons n'a été observé, en dépit d'une présence fréquente sur le site. On ne peut cependant exclure qu'il existait des déplacements individuels de poissons entre l'aval et l'amont, dans un sens comme dans l'autre, et que le blocage de ces déplacements ait eu une influence sur les peuplements aval.

Les peuplements de poissons de la retenue et de l'amont

Évolution de l'abondance

Entre 1996 et 2002, on a assisté à une décroissance continue de la capture des poissons dans la retenue, tant en nombre d'individus qu'en terme de poids (MÉRONA, 2002) (fig. 36). Bien sûr, comme il a déjà été signalé, la capture aux filets maillants n'est pas strictement un indice d'abondance ; elle est proportionnelle à la densité des poissons dans le milieu et elle est donc dépendante du volume.



▽ Fig. 36

Évolution de la capture en nombre de poissons et en poids dans la retenue de Petit-Saut entre 1996 et 2002.

Les lignes en traits fins correspondent à des ajustements polynomiaux d'ordre 2.

Cependant, compte tenu du fait que, au cours de la période considérée, le volume disponible pour les poissons s'est maintenu grossièrement constant, il est possible d'interpréter cette diminution de capture comme un déclin de l'abondance. Ce déclin, qui fait suite à la très forte augmentation observée dans les deux premières années de la mise en eau, est un phénomène bien connu de l'évolution des retenues. L'important apport de nutriments provenant de la décomposition de la végétation et de la litière inondée pendant l'inondation se tarit progressivement, une grande partie des matières en suspension se dépose au fond du lac, inaccessible aux poissons à cause de la désoxygénation. D'une manière générale, la capture (et donc l'abondance) semble se stabiliser à un niveau qui se rapproche de celui observé dans le fleuve à l'amont. Une autre observation peut être faite à l'examen de la figure 36 : il s'agit de la relation entre le nombre de poissons capturés et le poids total de cette capture. Dans le fleuve, les deux courbes se superposent aux échelles considérées, alors que dans le lac, la courbe du nombre est le plus souvent largement au-dessus de la courbe des poids. La conclusion est, qu'en moyenne, les poissons sont de plus petite taille dans le réservoir que dans la rivière.

▽ Tableau 13

Comparaison des captures en nombre dans les différents secteurs de la retenue de Petit-Saut.

Probabilités pour que deux valeurs soient égales.

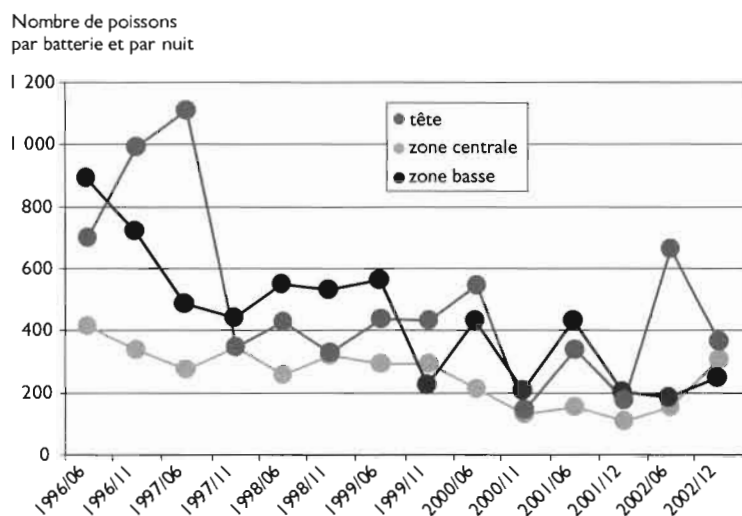
Une probabilité faible correspond à une différence significative entre les deux valeurs.

Les astérisques indiquent des différences significatives.

	Zone basse	Zone centrale
Zone centrale	P < 0,014*	
Tête	P = 0,007**	P = 0,424

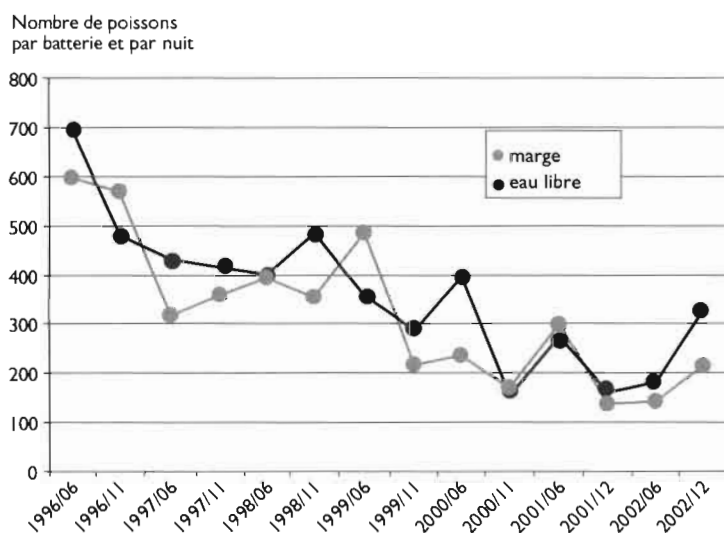
Comme le montrent la figure 37 et le tableau 13, les poissons ne sont pas répartis uniformément le long de l'extension de la retenue. Ils sont significativement plus abondants dans les parties moyenne et haute de la retenue que dans sa partie basse. Cependant, ces différences ont tendance à s'atténuer avec le temps. Pour expliquer cette évolution, on peut imaginer que, dans les premières années, les poissons ont eu tendance à fuir la partie basse dont le milieu s'est dégradé plus tôt, en recherchant plus à l'amont des milieux plus propices à la vie. Avec l'homogénéisation du milieu, la répartition deviendrait plus homogène. On note par ailleurs une variabilité beaucoup plus importante dans la zone de connexion avec le fleuve. Deux facteurs peuvent être à l'origine de cette variabilité importante. D'une part, il y a le fait qu'il s'agit d'un milieu extrêmement variable en fonction du niveau du lac, parfois ressemblant à la rivière avec un courant violent lorsque le niveau du lac est bas, parfois constitué d'eau stagnante quand le lac est rempli. D'autre part, le contact entre la retenue et le fleuve amont est une cascade au dénivelé important qui constitue un obstacle aux déplacements des poissons. Le fait qu'on observe les captures les plus élevées en juin, au moment de la crue, laisse penser qu'il peut exister à cette époque des déplacements vers l'amont de nombreuses populations de poissons qui

s'accumuleraient au pied du saut. Dans toutes les zones, les biomasses capturées suivent grossièrement la même évolution que les captures en nombre, ce qui montre une stabilité dans le poids moyen des poissons, tant dans le temps que dans l'espace.



▽ Fig. 37

Évolution de la capture en nombre dans trois zones de la retenue de Petit-Saut.



▽ Fig. 38

Évolution de la capture en nombre dans deux milieux différents de la retenue de Petit-Saut.

Deux milieux contrastés ont été échantillonnés. Les eaux libres correspondent à la localisation de l'ancien lit du fleuve. Elles ne présentent aucune végétation résiduelle et la profondeur y est élevée. Pour prospecter les marges, les filets sont placés le plus loin possible de l'ancien lit, dans des milieux peu profonds et où la circulation d'eau est très faible. En dépit de ces différences dans les caractéristiques des milieux, aucune différence dans l'abondance en poissons n'est relevée (fig. 38).

La diversité des peuplements : la notion de filtre environnemental

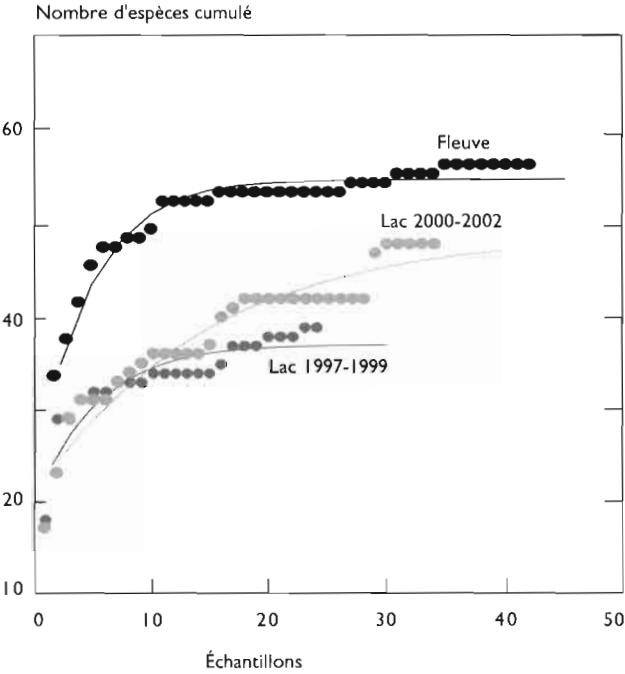
Un schéma conceptuel a récemment été développé pour expliquer la répartition des espèces de poissons dans les différents milieux. Il s'agit du concept de filtre environnemental (TONN, 1990 ; TONN *et al.*, 1990). Il consiste à imaginer une série de filtres qui sélectionnent les espèces de proche en proche à partir d'un pool d'espèces, pour aboutir à la composition d'une faune locale. Ainsi en Guyane, l'ichtyofaune du Sinnamary est un sous-ensemble de l'ichtyofaune de la région et les communautés que l'on trouve dans les vasques sont elles-mêmes des sous-ensembles de la faune du Sinnamary. Ces filtres sont le résultat de contraintes liées au milieu lui-même qui permet ou interdit la colonisation par certaines espèces. La formation d'une retenue est une transformation rapide de l'habitat aquatique dont les nouvelles caractéristiques vont constituer un filtre pour les espèces présentes dans la rivière. Les études dans les lacs de barrage sont donc une excellente illustration du concept de filtre environnemental.

RICHESSSE SPÉCIFIQUE ET STRUCTURE DES PEUPELEMENTS

Comme dans le chapitre précédent, la comparaison des richesses spécifiques dans le fleuve et dans la retenue aux différentes périodes est effectuée en ajustant les nombres d'espèces cumulés sur le nombre d'échantillons à une courbe logistique (fig. 39).

Après la brusque augmentation du nombre d'espèces obtenu dans les captures pendant et immédiatement après la mise en eau, ce nombre diminue fortement jusqu'en 1999, soit quatre à cinq ans après la fermeture. Dans les années récentes, la richesse spécifique remonte dans le réservoir, ce qui laisse penser qu'un certain nombre d'espèces parviennent à s'adapter à ce nouveau milieu.

Dans le détail, 9 espèces relativement abondantes ou constantes dans les captures amont ne se retrouvent pas dans le lac (tabl. 14). Ces espèces sont très variées, tant dans leur forme que dans leur comportement et il est impossible sur la base de leur seule position systématique de mettre en évidence un point commun qui pourrait expliquer leur absence dans le lac. Par ailleurs, il s'agit uniquement dans cette analyse de la faune pélagique, celle qui est capturée par les filets maillants. De fait, certaines de ces espèces sont présentes et peuvent même être abondantes dans les zones de bordure du lac, comme l'ont montré des pêches ultérieures au poison. Trois espèces présentes et relativement abondantes dans le réservoir



▽ Fig. 39
 Évolution du nombre d'espèces cumulé sur les échantillons successifs
 dans le fleuve Sinnamary et dans la retenue de Petit-Saut.
 Ajustements à un modèle logistique.

▽ Tableau 14
 Liste des principales espèces ayant disparu de la faune pélagique du réservoir
 et de celles présentes dans le réservoir et absentes des captures dans le fleuve
 pendant la même période.

Espèces de l'amont absentes dans le lac		Espèces du lac absentes dans l'amont	
Nom de l'espèce	Capture	Nom de l'espèce	Capture
<i>Cyphocharax helleri</i>	75	<i>Charax pauciradiatus</i>	457
<i>Anostomus brevior</i>	70	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	17
<i>Bivibranchia bimaculata</i>	29	<i>Satanoperca jurupari</i>	16
<i>Krobia guianensis</i>	22		
<i>Corydoras spilurus</i>	13		
<i>Crenicichla saxatilis</i>	10		
<i>Hartia surinamensis</i>	8		
<i>Tatia intermedia</i>	3		
<i>Pyrrhulina filamentosa</i>	3		
<i>Pimelodella geryi</i>	3		

n'ont pas été capturées dans le fleuve à l'amont (tabl. 14). Cette observation est à rapprocher de la distribution longitudinale des espèces dans le bassin. En effet, ces espèces étaient, avant barrage, plutôt inféodées au secteur le plus aval de la rivière, absentes ou rares dans les zones amont. Le barrage étant implanté dans la partie aval a donc piégé quelques espèces qui ont pu coloniser l'ensemble de la retenue.

Les caractéristiques globales des échantillons (indices de diversité et de régularité des distributions d'abondance des espèces) sont significativement différentes entre l'amont du fleuve et le réservoir (tabl. 15). On constate une importante diminution de la régularité dans la distribution d'abondance des espèces. Dans le réservoir, une ou un petit nombre d'espèces dominent le peuplement. L'indice de diversité, qui représente l'intégration de la richesse spécifique et de la régularité, suit logiquement la même tendance. Ces caractéristiques sont classiquement associées à un certain déséquilibre des peuplements, ce qui suggère que les peuplements du lac n'ont pas encore atteint leur climax, une conclusion corroborée par l'augmentation significative de la régularité dans le lac entre la période 1996-1998 et la période 1999-2000.

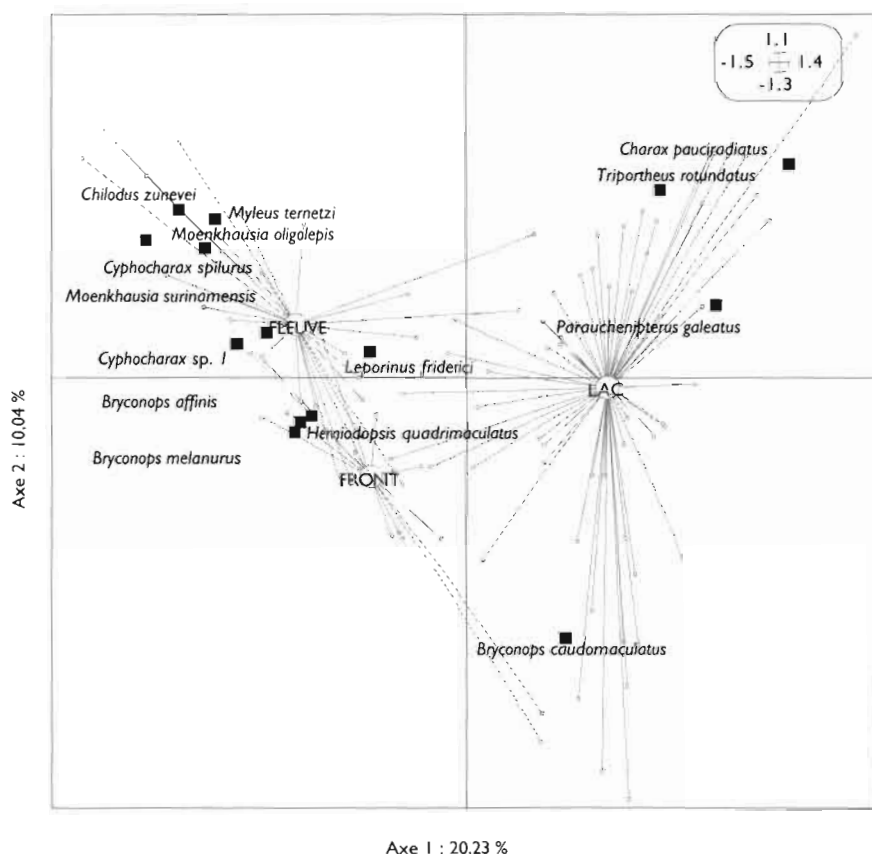
▽ Tableau 15

Comparaison de la diversité et de la régularité
des échantillons récoltés à l'amont et dans le réservoir.
 I_m indice de diversité de Shannon moyen ; E_m équitabilité moyenne ;
dans la demi-matrice supérieure, résultat des tests sur les indices de diversité,
en bas résultats des tests sur l'équitabilité.

	Amont (75) $I_m = 3,2579 (0,2211)$	Lac 1996 à 1998 (37) $I_m = 2,7039 (0,2100)$	Lac 1999 à 2002 (37) $I_m = 2,8455 (0,2161)$
Amont		$t = 5,9657$	$t = 4,3986$
$E_m = 0,7929 (0,0089)$		$p < 0,001^{***}$	$p < 0,001^{***}$
Lac 1996 à 1998	$t = 8,3161$		$t = -1,3198$
$E_m = 0,6399 (0,0083)$	$p < 0,001^{***}$		$p = 0,1911$
Lac 1999 à 2002	$t = 4,0638$	$t = -2,8708$	
$E_m = 0,7059 (0,0126)$	$p < 0,001^{***}$	$p = 0,005^{**}$	

COMPOSITION TAXONOMIQUE DES PEUPELEMENTS

En fournissant une information plus détaillée sur l'évolution des peuplements du réservoir, les changements dans leur composition spécifique renseignent sur la manière dont les assemblages de poissons s'organisent. En effet, l'absence d'une espèce, naturellement rare dans les échantillons, peut avoir moins de sens écologique que la diminution drastique de l'abondance d'une espèce naturellement dominante. Une analyse multivariée permet de visualiser ces changements dans les assemblages (fig. 40).



Axe 1 : 20,23 %

▽ Fig. 40

Projection des échantillons et des espèces
dans le plan 1-2 de l'analyse factorielle des correspondances.
Ne sont portées que les espèces qui contribuent le plus à la définition des axes.

Les deux plus importants facteurs de variabilité des peuplements sont à l'évidence liés à leur répartition spatiale. Les échantillons de la retenue sont bien séparés de ceux du fleuve et les prélèvements réalisés en tête de retenue apparaissent dans une position intermédiaire. Les espèces qui correspondent à cette séparation sont *Charax pauciradiatus*, *Triportheus rotundatus*, *Parauchenipterus galeatus* et *Bryconops caudomaculatus* pour le réservoir et *Chilodus zunevei*, *Myleus ternetzi*, deux espèces de *Moenkhausia*, deux espèces de *Cyphocharax* et deux espèces de *Bryconops* pour le fleuve.

Quand on classe les prélèvements en fonction de la saison, on observe qu'il existe une certaine évolution saisonnière dans le fleuve et au front, alors que dans le réservoir l'importante variabilité mise en évidence par la dispersion des points ne semble pas liée à la saison de capture (fig. 41).



▽ Fig. 41

Projection par secteur et par saison des échantillons dans le plan 1-2 de l'analyse factorielle des correspondances.

LE RÔLE DES STRATÉGIES DE VIE DES POISSONS

Afin de tester le rôle des stratégies de vie des poissons dans leur capacité à traverser le filtre environnemental constitué par la transformation du fleuve en lac, nous comparons les structures fonctionnelles des peuplements dans le fleuve et dans le réservoir en phase de stabilisation. Une analyse de similarité (ANOSIM ; CLARKE et GORLEY, 2001) est utilisée. Il s'agit de calculer les similarités deux à deux entre échantillons provenant de deux groupes, de comparer les similarités moyennes à l'intérieur des groupes et entre groupes, puis d'évaluer la probabilité d'obtenir un résultat similaire en tirant au hasard les échantillons, c'est-à-dire sous l'hypothèse d'une absence de différence entre groupes.

Stratégies nutritionnelles

Les résultats des analyses sur les stratégies nutritionnelles montrent qu'elles ont un rôle significatif dans la survie des populations de poissons du fleuve dans la retenue (tabl. 16). Les omnivores constituent le groupe qui se développe le

▽ Tableau 16

Résultats de l'analyse de similarité entre le fleuve et la retenue utilisant les structures fonctionnelles basées sur les régimes alimentaires.

	Fleuve	Retenue		
Régime alimentaire	Biomasse moyenne (%)	Biomasse moyenne (%)	Contribution (%)	Cumul (%)
Omnivore	15,84	37,92	29,06	29,06
Végétarien	36,50	16,70	23,89	52,95
Ichtyophage	29,88	16,96	22,86	75,81
Détritivore	11,30	13,61	12,55	88,36
Invert. terr.	6,47	14,81	11,64	100,00

mieux dans le réservoir (MÉRONA *et al.*, 2003). Ce résultat concorde avec les expectations. En effet, les poissons omnivores ont *a priori* la faculté de capturer et de digérer des aliments d'origine variée. Ils peuvent ainsi s'adapter plus facilement aux changements de ressources alimentaires provoqués par la transformation du milieu. Les détritivores et les invertivores d'invertébrés terrestres présentent aussi une abondance relative plus élevée dans le lac. Au sens utilisé ici, les détritivores consomment la pellicule organique déposée au fond ou sur les substrats. Dans un lac de barrage, le développement de cette ressource est favorisé par deux facteurs. D'une part, la stagnation de l'eau provoque le dépôt des solides en suspension, entraînés par le courant dans la rivière, et, d'autre part, la plus grande transparence de l'eau induit un développement des algues fixées. Quant aux invertivores d'invertébrés terrestres, ils profitent de la retombée de termites provenant des arbres morts, nombreux dans la retenue. À l'inverse, les prédateurs ichtyophages et les végétariens sont moins abondants dans les communautés de la retenue. Il est clair que les végétariens n'ont plus accès à la végétation de bordure qui, dans la rivière, fournit une grande quantité de ressources telles que fruits, fleurs et feuilles qui tombent dans l'eau. La diminution de l'abondance des prédateurs ichtyophages est plus difficile à interpréter. Dans un certain nombre de lacs de barrage, leur abondance au contraire augmente, au moins dans un premier temps (MÉRONA *et al.*, 2001). Cette augmentation, principalement due à la prolifération d'espèces de piranhas (*Serrasalmus* spp.) et de Cichlidae (*Cichla* sp.), a été attribuée à la densité élevée de proies constituées par les juvéniles issus du succès de la reproduction de beaucoup d'espèces lors de la mise en eau. À Petit-Saut, ces deux groupes d'espèces sont absents et il est possible que les prédateurs présents aient des difficultés à se reproduire dans la retenue.

Stratégies de reproduction

L'analyse de similarité passée sur les structures de peuplements basées sur les stratégies de reproduction montre également que celles-ci ont un rôle significatif sur le développement des populations au sein de la retenue (tabl. 17). Deux groupes reproducteurs voient leur abondance relative diminuer. Celui dont

▽ **Tableau 17**
Résultats de l'analyse de similarité entre le fleuve et la retenue
utilisant les structures fonctionnelles basées sur les stratégies de reproduction.

	Fleuve	Retenue		
Groupe	Abondance moyenne (%)	Abondance moyenne (%)	Contribution (%)	Cumul (%)
Groupe 1	28,95	52,26	39,08	39,08
Groupe 4	20,28	2,38	29,02	68,10
Groupe 2	28,61	18,23	19,40	87,50
Groupe 3	22,17	27,13	12,50	100,00

▽ Tableau 18

Résultats de l'analyse de similarité entre le fleuve et la retenue
utilisant les structures fonctionnelles basées sur les moyennes des traits.

Trait	Fleuve	Retenue		
	Moyenne du trait	Moyenne du trait	Contribution (%)	Cumul (%)
Fécondité relative (nb/g)	177,86	119,52	47,22	47,22
Taille maximale (mm)	212,17	210,86	35,56	82,78
Ovocytes matures (%)	78,90	76,60	7,93	90,71
Taille relative à la maturité (%)	54,18	52,99	7,05	97,76
Longueur de la période de reproduction (mois)	8,83	9,71	2,14	99,90
Diamètre des ovocytes (mm)	0,96	0,88	0,10	100,00

l'abondance diminue le plus est celui d'espèces de petite taille avec de petits œufs et une fécondité relative élevée. Dans le fleuve, ces espèces se reproduisaient assez tardivement dans leur vie, et libéraient en une seule fois un grand nombre d'ovocytes. En revanche, le groupe qui s'adapte le mieux aux conditions de la retenue comprend les espèces de taille moyenne à fécondité relativement faible. En vue de déterminer quels traits particuliers sont impliqués dans le filtrage de ces espèces, les moyennes de chacun des traits dans les échantillons sont calculées et une nouvelle analyse de similarité est pratiquée (tabl. 18). Il apparaît que les deux traits qui contribuent le plus à la dissimilarité entre fleuve et retenue sont la fécondité et la taille maximale. Autrement dit, pour se développer dans le réservoir, les espèces ne doivent pas en même temps être de grande taille et présenter une forte fécondité. L'interprétation de ces observations en termes écologiques est,

▽ Tableau 19

Résultats de l'analyse de similarité entre le fleuve et la retenue
utilisant les structures fonctionnelles basées sur les moyennes des traits morphologiques
(seuls sont portés les traits qui contribuent le plus à la dissemblance).

Trait (rapports)	Fleuve	Retenue		
	Moyenne du trait	Moyenne du trait	Contribution (%)	Cumul (%)
Hauteur/longueur de la tête	1,00	1,02	28,03	28,03
Largeur/hauteur du corps	0,51	0,49	19,98	48,01
Position de l'œil	0,59	0,61	15,87	63,88
Taille de l'œil	0,53	0,52	12,11	76,00
Largeur/longueur du corps	0,15	0,14	9,21	85,21

en l'état actuel des connaissances, difficile à déterminer. On ignore en effet les comportements reproducteurs de ces poissons, dans quel habitat ils pratiquent la reproduction, comment se fait la fécondation des ovocytes ou quels sont les facteurs de milieu qui déterminent la survie des œufs et des alevins.

D'autres caractéristiques des espèces peuvent jouer un rôle dans leur adaptabilité aux conditions de la retenue. On peut penser par exemple que les capacités de nage pourraient influencer sur l'adaptation des espèces dans un milieu lacustre où elles n'ont plus à lutter contre le courant. Une analyse portant sur les caractéristiques morphologiques des espèces n'a cependant pas permis de mettre en évidence de différence significative dans l'abondance relative des groupes morphologiques. En revanche, l'analyse basée sur les moyennes de chacun des traits morphologiques dans les échantillons génère le résultat inverse. Ainsi, dans la retenue, sont favorisés les corps aplatis latéralement et des yeux petits placés en position dorsale (tabl. 19). Ces caractères sont ceux d'espèces d'eau calme, peu adaptées à la nage rapide.

Conclusions sur la retenue

L'ensemble de ces résultats montre bien que la transformation du fleuve Sinnamary en lac de retenue constitue un filtre qui sélectionne les espèces en fonction d'un certain nombre de caractéristiques, et donc conforte l'hypothèse du filtre environnemental pour expliquer la distribution des espèces dans les différents milieux. En effet si, comme il est montré ici, certains traits écologiques ne peuvent s'exprimer dans un habitat donné, il serait possible de prévoir dans une certaine mesure quel type d'espèces on peut s'attendre à trouver dans un milieu déterminé. Dans le cas d'un lac de barrage, une anticipation de cette nature peut aider à prendre des mesures visant à une éventuelle exploitation des ressources piscicoles de la retenue.

Conclusions générales



La construction d'un barrage sur un cours d'eau, comme d'ailleurs tout aménagement destiné à améliorer le bien-être de la société en général, est précédée de tout un processus de décision. Celui-ci consiste, d'une part, à évaluer la faisabilité de l'opération et, d'autre part, à tenter de prévoir son bilan coût-bénéfice. En termes économiques, ce bilan est relativement facile à réaliser, mais il n'en est pas de même lorsque l'on y inclut le coût environnemental qui est difficilement chiffrable. À l'évidence, la première nécessité est de disposer de prévisions de l'impact probable sur les différents compartiments de l'écosystème. Pour les établir, les scientifiques poursuivent deux démarches complémentaires et concomitantes. Dans une première, ils peuvent utiliser les connaissances en écologie théorique : un certain nombre de modèles et de concepts peuvent être appliqués au cas des barrages. Mais ces modèles sont souvent insuffisants pour anticiper les évolutions de systèmes complexes. Une deuxième démarche consiste à examiner les données issues d'expériences passées et de tenter de les adapter au cas actuel. Cependant, dans le passé, et particulièrement pour les grands aménagements réalisés dans les pays du Sud, les considérations environnementales étaient absentes de ce processus : les études environnementales, quand elles étaient réalisées – souvent sous la pression des organismes internationaux prêteurs – étaient limitées au suivi des modifications écologiques dans la retenue nouvellement formée pendant les quelques années qui suivaient la fermeture de la digue. Ce n'est que vers les années 1980, avec la prise de conscience par le grand public des problèmes liés à la protection de l'environnement, que des études plus complètes ont commencé à voir le jour. Ainsi les données disponibles sur les effets des grands barrages en zone tropicale sont-elles en grande partie

fragmentaires et disparates. Fragmentaires, car il est rare qu'un programme environnemental lié à la construction d'un barrage couvre toute la gamme des compartiments de l'écosystème supposés affectés, et disparates, car il n'existe pas deux situations qui adoptent la même approche. Il existe cependant un grand nombre d'ouvrages ou d'articles de synthèse qui tentent d'établir des schémas généraux de conséquences des barrages sur les cours d'eau (BROOKER, 1981 ; PETTS, 1984 ; STRAŠKRABA *et al.*, 1992 ; STRAŠKRABA et TUNDISI, 1999 ; WCD, 2000, parmi beaucoup d'autres). Il en ressort une grande hétérogénéité des situations. En effet, les impacts dépendent d'une multitude de facteurs tels que la position du barrage dans le bassin, le débit et le régime de crue du cours d'eau, la taille du réservoir, la zone géographique dans laquelle est situé l'ouvrage, la nature de la végétation inondée, etc. Dans ce contexte, les poissons constituent le compartiment probablement le plus difficile à modéliser. Hormis quelques reptiles et mammifères aquatiques, les poissons représentent en effet le maillon le plus élevé dans les chaînes trophiques de l'écosystème aquatique et, en ce sens, le compartiment « poisson » intègre tous les phénomènes physiques et chimiques et il est affecté par eux. De plus, l'évolution du peuplement piscicole après la fermeture d'un barrage est étroitement dépendante de la faune en place (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

Toutes ces considérations mettent en évidence la nécessité de multiplier les observations, seule démarche qui permettrait d'établir des modèles multiparamètres complexes. Par ailleurs, il est important d'obtenir dans chaque situation des observations les plus complètes possible tant dans la durée (avant et après barrage) que dans l'étendue des thèmes abordés, ce qui permet de comprendre les mécanismes responsables des changements observés.

Pour la réalisation du barrage de Petit-Saut en Guyane française, Électricité de France a voulu être exemplaire en finançant largement des recherches depuis le début de la construction de l'ouvrage. En dépit des difficultés inhérentes à la coordination d'équipes de recherche variées, travaillant sur des échelles de temps et d'espace différentes, cet effort de recherche a généré, pour la première fois en zone tropicale, un descriptif relativement complet des changements survenus dans l'organisation des peuplements de poissons soumis à la perturbation majeure que constitue un barrage.

Bien que les considérations environnementales ne soient pas intervenues au moment du choix du site de Petit-Saut, il s'est avéré, à partir des observations avant fermeture, que ce site présentait un certain nombre de caractéristiques propres à limiter les impacts sur le compartiment biotique de l'écosystème au sein duquel les poissons sont un élément intégrateur.

- Il n'y avait pas d'espèce connue de poisson endémique du bassin, ce qui excluait tout risque d'extinction d'espèce.
- Le régime hydrologique du fleuve, principale source de variabilité temporelle, présentait une ample variabilité dont une grande part de caractère stochastique. Cette caractéristique avait favorisé l'émergence de stratégies écologiques plastiques chez les espèces de poissons, ce qui les rendait *a priori* adaptables à une transformation rapide du milieu.

- La répartition des espèces de poissons était relativement homogène dans le bassin ; en particulier, le réservoir recouvrait une zone du cours moyen ne présentant pas de caractère particulier. Il n'y avait donc pas de risque de voir disparaître des assemblages originaux liés à des habitats particuliers.
- On n'avait relevé aucun mouvement migratoire de masse. Ainsi, il était probable qu'aucune des espèces de poissons présentes n'aurait vu son cycle reproducteur totalement bloqué par la présence du barrage.

Ces conditions favorables ne peuvent cependant pas éviter que l'implantation du barrage ait un impact majeur sur l'environnement aquatique. Cet impact peut être évalué sur deux plans : la diversité et la production. Et il faut distinguer les compartiments aval et amont qui sont le siège de modifications très différentes.

À l'aval, une perte de diversité semble irréversible. Bien que PONTON *et al.* (2000) aient détecté une certaine récupération dans les assemblages de juvéniles dans les années qui ont suivi la mise en eau, il est clair que le régime de crue, déterminant pour la survie de nombre d'espèces, ne pourra pas être maintenu à son patron naturel. Et cela d'autant plus que les aléas climatiques naturels, tels que le phénomène El Niño, sont accentués par les exigences de fonctionnement de l'usine hydroélectrique (PONTON, 2001). Une tendance à la diminution de la production a également été détectée dans cette zone. Il est à craindre que ces tendances s'accroissent dans le futur, comme le suggèrent les modifications de l'abondance relative des espèces individuelles en relation avec leur stratégie de reproduction.

À l'amont, en revanche, la situation semble en voie de stabilisation. Après une forte diminution du nombre d'espèces dans le réservoir par rapport au fleuve à l'amont, la diversité ré-augmente dans les années récentes. Cette observation suggère que nombre d'espèces parviennent à s'adapter au nouveau milieu, tant par un ajustement de leur alimentation que par leur mode de reproduction. La production, après le pic de la phase de mise en eau, se stabilise à un niveau voisin de celui observé dans le fleuve à l'amont et l'ensemble du réservoir est actuellement homogène. Dans ces conditions, il est possible de faire l'hypothèse que le système retenue/fleuve amont a atteint un certain équilibre et ne devrait varier que dans des proportions similaires aux systèmes naturels.

En plus de leur aspect descriptif, l'ensemble de ces résultats a permis de vérifier un certain nombre d'hypothèses d'écologie théorique et, par comparaison avec d'autres situations, pourrait permettre de les tester. Ces hypothèses s'articulent autour des relations entre l'habitat et les stratégies vitales des espèces. Du point de vue du scientifique, l'implantation d'un barrage sur un cours d'eau peut s'apparenter à une expérimentation en vraie grandeur qui consiste à modifier un milieu et observer la réaction des organismes qui l'habitent. Cette situation a permis de montrer que les stratégies vitales des espèces et leur répartition au sein des peuplements (structure fonctionnelle des peuplements) jouent un rôle significatif dans leur maintien au sein d'un milieu. En d'autres termes, le milieu déterminerait dans une certaine mesure l'organisation fonctionnelle des peuplements de poissons. Cette approche par le biais des stratégies vitales permet de s'affranchir du cadre taxonomique propre de chaque bassin et ainsi d'avancer des prévisions universelles sur le devenir des poissons dans les réservoirs.

Références bibliographiques

**ACKERMANN W. C., WHITE G. F.,
WORTHINGTON E. B., eds.**

1973 – *Man-Made Lakes: their problems and environmental effects*. Washington, Geophysical Union, American Geophysical Monograph, 17, 847 p.

**AGOSTINHO A. A., JULIO Jr. H. F.,
PETRERE Jr. M.**

1994 – « Itaipu reservoir (Brazil) ; impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries ». In Cowx I. G. ed : *Rehabilitation of freshwater fisheries*, Oxford, UK, Blackwell : 171-184.

**AGOSTINHO A. A., MIRAND L. E., BINI L. M.,
GOMES L. C., THOMAZ S. M., SUZUKI H. I.**

1999 – « Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging ». In Tundisi J. G., Straškraba M., eds : *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, Leiden, Netherlands, Bakhuis Publishers : 227-265.

ARAUJO LIMA C. A. R. M.

1994 – Egg size and larval development in Central Amazonian fish.
J. Fish Biol., 44 : 371-389.

BALON E. K., COCHE A. G.

1974 – *Lake Kariba: a man-made tropical ecosystem in Central Africa*. The Hague, Dr. W. Junk Pub., 767 p.

BARRET J., éd.

2001 – *Atlas illustré de la Guyane*. Laboratoire de cartographie de la Guyane, Institut d'enseignement supérieur de Guyane.

BERNACSEK G. M.

1984 – *Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins (based on a review of the ecological effects of large dams in Africa)*. CIFA Techn. Pap., 98 p.

**BLUEWEISS L., FOX H., KUDZMA V.,
NAKASHIMA D., PETERS R., SAMS S.**

1978 – Relationships between body size and some life history parameters.
Berlin, Oecologia, 37 : 257-272.

BOUJARD T., ROJAS-BELTRAN R.

1988 – Zonation longitudinale du peuplement ichthyique du fleuve Sinnamary (Guyane française).
Rev. Hydrobiol. trop., 21 (1) : 47-61.

BOUJARD T., TITO DE MORAIS L.

1992 – « Biogéographie des poissons d'eau douce de Guyane française ». In : *Évolution des littoraux de Guyane et de la zone Caraïbe méridionale pendant le quaternaire*, Symposium PICG 274, Cayenne 9-14 novembre 1990, Paris, Orstom : 17-24.

BOUJARD T., MEUNIER F., PASCAL M., COSSON J.-F.

1990 a – Les téléostéens d'un haut bassin fluvial guyanais, l'Arataye.
 1 – Inventaire des Characoïdes.
Cybiuim, 14 : 175-182.

BOUJARD T., MEUNIER F., PASCAL M., COSSON J.-F.

1990 b – Les téléostéens d'un haut bassin fluvial guyanais, l'Arataye.
 2 – Inventaire des « non Characoïdes ».
Cybiuim, 14 : 345-351.

BOWEN S. H.

1983 – Detritivory in neotropical fish communities. *Environ. Biol. Fishes*, 9: 137-144.

BROOKER M. P.

1981 – The impact of Impoundments on the downstream fisheries and general ecology of rivers. *Advances in Applied Biology*, VI : 91-152.

BROWN J. H., MAURER B. A.

1986 – Body size, ecological dominance and Cope's rule.
Nature, 324 : 248-250.

CLARKE K. R., . GORLEY R. N.

2001 – *Primer v5 : User Manual*. Plymouth, PRIMER-E, 91 p.

DAMUTH J.

1981 – Population density and body size in mammals. *Nature*, 290 : 699-700.

DAMUTH J.

1987 – Interspecific allometry of population density in mammals and other animals: the independence of body mass and population energy use.
Biol. J. Linnean Society, 31 : 193-246.

GIACOTTINO J.-C.

1984 – *Les Guyanes*. Paris, Presses Universitaires de France, collection « Que sais-je? ».

GOSSE P., GRÉGOIRE A.

1997 – Dispositif de réoxygénation artificielle du Sinnamary à l'aval du barrage de Petit-Saut (Guyane).
Hydroécologie Appliquée, 9 (1-2) : 23-56.

HARDIN G.

1960 – The competitive exclusion principle. *Science*, 131 : 1292-1297.

HARRISON A. D.

1965 – River zonation in Southern Africa. *Arch. Hydrobiol.*, 61 : 380-386.

HUET M.

1949 – Aperçu des relations entre la pente et les populations des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 11 : 333-351.

HUGUENY B.

1989 – West African Rivers as biogeographic islands: species richness of fish communities. *Oecologia*, 79 : 235-243.

HUTCHINSON G. E.

1957 – Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposium. *Quantitative Biology*, 22 : 415-427.

HUYNH F., ANDRÉ S., FOTSING J.-M.

1999 – *Cartographie de la retenue de Petit-Saut par télédétection. Rapport final*. Convention Orstom-EDF n° GP 7615, 82 p.

ILLIES J., BOTOSANEANU L.

1963 – Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérés surtout du point de vue faunistique. *Mitt. internat. Verein. Limnol.*, 12 : 1-57.

JEGU M.

1990 – « Variations du niveau marin et distribution des poissons d'eau douce en Amazonie orientale ». In : *Évolution des littoraux de Guyane et de la zone Caraïbe méridionale pendant le quaternaire*, Symposium PICG 274, Cayenne 9-14 novembre 1990, Paris, Orstom : 281-297.

JEGU M., KEITH P.

1999 – Lower Oyapok River as Northern limit for the Western Amazon fish fauna or only a stage in its northward progression ? *C.R.Acad. Sci. Paris*, 322 : 1133-1143.

KARR J. R., FAUSCH K. D., ANGERMEIER P. L.,
YANT P. R., SCHLOSSER I. J.

1986 – *Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale.*
Illinois Natural History Survey Special
Publication, 28 p.

KEITH P., LE BAIL P.-Y., PLANQUETTE P.

2000 – *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane.*
Tome 2, fascicule I, Patrimoine Naturel,
MNHN/SPN, 43 (I), 286 p.

LAUZANNE L., TITO DE MORAIS L.,

TITO DE MORAIS A., PONTON D.

1993 – *Structure et biologie des peuplements
ichthyques du fleuve Sinnamary en Guyane française.*
Rapport final, Contrat EDF n° GP 7514,
Orstom Cayenne, 133 p. + annexes.

LAUZANNE L., TITO DE MORAIS L.,

PONTON D., MÉRONA B. de, BRON J.-C.,

RAFFRAY J., TARCY M., MALLET A.,

BREHM N., BESANÇON A.

1995 – *Structure et biologie des peuplements
ichthyques du fleuve Sinnamary en Guyane française.*
Rapport final, Contrat EDF n° GP 7530,
Orstom Cayenne, 139 p.

LE BAIL P.-Y., KEITH P., PLANQUETTE P.

2000 – *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane.*
Tome 2, fascicule II, Patrimoine Naturel,
MNHN/SPN, 43 (II), 307 p.

LEITE R. A. N.

1993 – *Efeitos da usina hidroelétrica
de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna
das pescarias experimentais de malhadeiras
realizadas no Baixo Rio Tocantins (Pará).*
Manaus, Amazonas, Diss. Msc., INPA,
Fund. Univ. Amazonas, 133 p.

LÉVÊQUE C.

1997 – *Biodiversity dynamics and conservation:
the freshwater fish of tropical Africa.*
GB, Cambridge University Press, 438 p.

LOINTIER M.

1990 – *Évolution de la qualité des eaux
et dynamique de l'intrusion saline
dans l'estuaire du Sinnamary.*
Rapport de convention,
Orstom Cayenne/EDF CNEH, 54 p.

MALASSE F.

1976. – *Écologie de la rivière Luanga.*
Cercle hydrobiologique de Bruxelles, 151 p.

MAY R.

1992 – L'inventaire des espèces vivantes.
Pour la Science, 182 : 30-36.

MÉRIGOUX S., PONTON D.

1999 – Spatio-temporal distribution
of young fish in tributaries of natural
and flow-regulated sections of a neotropical
river in French Guiana.
Freshwater Biology 42 : 177-198.

MÉRONA B. de

1981 – Zonation ichthyologique
du bassin du Bandama (Côte d'Ivoire).
Rev. Hydrobiol. trop., 14 : 63-75.

MÉRONA B. de

1985 – Les peuplements de poissons
et la pêche dans le bas Tocantins
(Amazonie brésilienne) avant la fermeture
du barrage de Tucuruí.
Verh. Internat. Verein. Limnol., 22 : 2698-2703.

MÉRONA B. de, éd.

1997 – *Structure et biologie des peuplements
ichthyques du fleuve Sinnamary en Guyane française.*
Rapport final, Convention EDF n° GP 7572,
Orstom Cayenne, 157 p.

MÉRONA B. de

1998 – *Surveillance des peuplements de poissons
dans le Sinnamary barré – Année 1997.*
Rapport final, Convention EDF n° GP 7572,
avenant n° I, Orstom Cayenne, 42 p.

MÉRONA B. de

1999 – *Aménagement hydroélectrique
de Petit-Saut. Études relatives au suivi ichthyologique
dans la retenue, à l'amont et à l'aval. Année 1998.*
Rapport final, Convention EDF n° ZH 1231,
IRD Cayenne, 54 p.

MÉRONA B. de

2000 – *Aménagement hydroélectrique
de Petit-Saut. Études relatives au suivi ichthyologique
dans la retenue et à l'aval.* Rapport final,
Commande n° 990301, IRD Cayenne, 47 p.

MÉRONA B. de

2001 – *Aménagement hydroélectrique
de Petit-Saut. Études relatives au suivi ichthyologique
dans la retenue et à l'aval. Synthèse des études.*
Rapport final, année 2000.
Commande n° 000501, IRD Cayenne, 76 p.

- MÉRONA B. de**
 2002 – Dynamique des peuplements de poissons dans le réservoir de Petit-Saut (Fleuve Sinnamary, Guyane française). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 364 : 5-22.
- MÉRONA B. de, CARVALHO J. L. de, BITTENCOURT M. M.**
 1987 – Les effets immédiats de la fermeture du barrage de Tucurui (Brésil) sur l'ichtyofaune en aval. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 20 : 73-84.
- MÉRONA B. de, PONTON D., GUÉGAN J.-F., MÉRIGOUX S., BRON J.-C., Tarcy M., RUFFINE R., BREHM N.**
 1996 – *Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane française*. Rapport intermédiaire, Convention EDF n° GP 7572, 45 p.
- MÉRONA B. de, RANKIN-DE MÉRONA J.**
 2004 – Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, 2 (2) : 75-84.
- MÉRONA B. de, SANTOS G. M. dos, de ALMEIDA R. G.**
 2001 – Short term effects of Tucurui Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environ. Biol. Fishes*, 60 : 375-392.
- MÉRONA B. de, VIGOUROUX R., HOREAU V.**
 2003 – Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica*, 24 : 147-156.
- MÉRONA B. de, VIGOUROUX R., TEJERINA-GARRO F. L.**
 2005 – Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551 (1) : 33-47.
- NAKATANI K., AGOSTINHO A. A., BAUMGARTNER G., BIALETZKI A., SANCHES P. V., MAKRAKIS M. C., PAVANELLI C. S.**
 2001 – *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*. Brasil, Editora da Universidade Estadual de Maringá (eduem), 378 p.
- OBERDORFF T., GUEGAN J.-F., HUGUENY B.**
 1995 – Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography*, 18 : 345-352.
- OUBOTER P. E., MOL J. H.**
 1993 – « The fish fauna of Suriname ». In Ouboter P. E., ed.: *The freshwater Ecosystems of Suriname*, Dordrecht, Netherlands, Kluwer Academic Publishers : 133-154.
- PAINE M. D.**
 1990 – Life history tactics of darters (Percidae: Etheostomini) and their relationship with body size, reproductive behaviour, latitude and rarity. *J. Fish Biol.*, 37 : 473-488.
- PAULY D.**
 1998 – Tropical fishes: patterns and propensities. *J. Fish Biol.*, 53 : 1-17.
- PETR T.**
 1975 – On some factors associated with the initial high fish catches in new African man-made lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 75 : 32-49.
- PETR T.**
 1981 – *Technical report on mission to assess the future fish production and fisheries potential of the Mtera impoundment, Tanzania*. Rome, FAO/UNDP/Tanzania, FAO Fisheries Department, DP 9/1 URT/78/025, 15 p.
- PETTS G. E.**
 1984 – *Impounded Rivers. Perspectives for Ecological Management*. John Wiley and Sons. London: 310 p.
- PIANKA E. R.**
 1970 – On « r » and « K » selection. *Amer. Nat.*, 104 : 592-597.
- PLANQUETTE P., ROJAS-BELTRAN R., LE BAIL P.-Y.**
 1985 – *Étude de l'impact du projet d'aménagement hydroélectrique de Petit-Saut (Fleuve Sinnamary, Guyane) sur le peuplement ichtyologique*. Rapport définitif à EDF, Paris, Inra, 76 p.
- PLANQUETTE P., KEITH P., LE BAIL P.-Y.**
 1996 – *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane*. Tome 1, Patrimoine Naturel 22, Paris, IEGB/MNHN/Inra, CSP, min. Env. : 429 p.

PONTON D.

1994 – Sampling neotropical young and small fishes in their microhabitats: an improvement of the quatrefoil light trap. *Arch. Hydrobiol.*, 131 : 495-502.

PONTON D.

1995 – « Juvéniles ». In : *Structure et Biologie des peuplements ichthyiques du fleuve Sinnamary en Guyane française*, Rapport final, Convention Orstom/EDF n° 7530 : 15-42.

PONTON D.

2001 – ENSO and the hydrology of the Sinnamary River (French Guiana) during the rainy season: will future El Niño events increase the impact of the Petit-Saut dam on downstream fish communities ? *Arch. Hydrobiol.*, 152 (3) : 451-468.

PONTON D., COPP G. H.

1997 – Early dry-season assemblage structure and habitat use of young fish in tributaries of the River Sinnamary (French Guiana, South America) before and after hydrodam operations. *Environ. Biol. Fishes*, 50 : 235-256.

PONTON D., MÉRONA B. de

1998 – Fish Life-history tactics in a neotropical river with a highly stochastic hydrological regime: the Sinnamary River, French Guiana, South America. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 45 : 201-224.

PONTON D., MÉRIGOUX S.

2001 – Description and ecology of some early life stages of fishes in the River Sinnamary (French Guiana, South America). *Folia Zoologica*, 50, 116 p.

PONTON D., VAUCHEL P.

1998 – Immediate downstream effects of the Petit-Saut dam on young neotropical fish in a large tributary of the Sinnamary river (French Guiana, South America). *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 14 : 227-243.

PONTON D., MÉRIGOUX S., COPP G. H.

2000 – Impact of a dam in the neotropics: what can be learned from young-of-the-year fish assemblages in tributaries of the River Sinnamary (French Guiana, South America). *Aquatic. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 10 : 25-51.

PUAUX O., PHILIPPE M.

1997 – *Archéologie et histoire du Sinnamary du XVII^e au XX^e siècle*. Paris, Éditions de la Maison des sciences de l'homme, Documents d'Archéologie française, 227 p.

RENNO J.-F., GUYOMARD R., BOUJARD T., BASTIDE C.

1989 – Evidence for genetic isolation among four morphological species of *Leporinus* (Anastomidae, Pisces) in French Guiana. *Aquatic Living Resources*, 2 : 127-134.

RICHARD S.

1996 – *La mise en eau du barrage de Petit-Saut (Guyane française). Hydrochimie 1) du fleuve Sinnamary avant la mise en eau, 2) de la retenue pendant la mise en eau et 3) du fleuve en aval*. Thèse de doctorat, université d'Aix-Marseille, 247 p. + annexes.

RICHARD S., ARNOUX A., CERDAN P.

1997 – 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. *Hydroécologie appliquée*, 9 (1-2) : 57-84.

SANTOS G. M. dos., MÉRONA B. de

1996 – « Impactos imediatos da UHE Tucuruí sobre as comunidades de peixes e a pesca ». In Magalhaes S. B., Britto R. d. C., Castro E. R. d., eds : *Energia na Amazônia, I*, Belem, PA, Brasil, Museu Paraense Emilio Goeldi, UFPA, Assoc. Univ. Amazônicas : 251-258.

SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment)

1972 – *Man-Made Lakes as modified ecosystems*. Naples, Scope Report n° 2, ICSU/SCOPE, 76 p.

SEDELL J. R., RICHEY J. E., SWANSON F. J.

1989 – The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers ? In Dodge D. P., ed. : *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*, *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106 : 49-55.

SOUTHWOOD T. R. E.

1977 – Habitat, the templet for ecological strategies ? *J. Animal Ecol.*, 46 : 337-365.

STATZNER B., HIGLER B.

1985 – Questions and comments on the River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 : 1038-1044.

STRAŠKRABA M., TUNDISI J. G.

1999 – « Reservoir Ecosystem functioning: theory and application ». In Tundisi J. G., Straškraba M., eds : *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, Leiden, Netherland, Bakhuis Publishers : 565-583.

STRAŠKRABA M., TUNDISI J. G., DUNCAN A.

1992 – « State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management ». In Straškraba M., Tundisi J. G., Duncan A., eds. : *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, Netherlands, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London : 213-288.

SYDENHAM D. H. J.

1977 – The qualitative composition and longitudinal zonation of the fish fauna of the river Ogun, Western Nigeria. *Rev. Zool. Afr.*, 91 : 974-996.

TITO DE MORAIS L., LAUZANNE L.

1994 – Zonation longitudinale des peuplements ichthyiques avant mise en eau de la retenue de Petit-Saut (Guyane française). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 27 : 467-483.

TITO DE MORAIS L., LOINTIER M., HOFF M.

1995 – Extent and role for fish populations of riverine ecotones along the Sinnamary River (French Guiana). *Hydrobiologia*, 303 : 163-179.

TITO DE MORAIS L., PLANQUETTE P.

1991 – *Peuplements ichthyologiques du Haut Sinnamary, Guyane française*. Rapport final de Convention EDF, n° 1508 – 90073, Orstom Cayenne, Inra groupe régional de Guyane, 49 p. + annexes.

TONN W. M.

1990 – Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 119 : 337-352.

TONN W. M., MAGNUSON J. J., RASK M., TOIVONEN J.

1990 – Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *Amer. Nat.*, 136 : 345-375.

VACHER S., JÉRÉMIE S., BRIAND J., eds

1998 – *Amérindiens du Sinnamary (Guyane). Archéologie en forêt équatoriale*. Paris, Éditions de la Maison des Sciences de l'Homme, Documents d'Archéologie française, 297 p.

VAL A. L., de ALMEIDA-VAL V. M. F.

1995 – *Fishes of the Amazon and their environment*. Berlin, Springer-Verlag, 224 p.

VANNOTE R. L., MINSHALL G. W., CUMMINS K. W.,

SEDELL J. R., CUSHING C.

1980 – The river Continuum concept.

Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37 : 130-137.

VERNEAUX J.

1977 – Biotypologie de l'écosystème « eau courante ». Déterminisme approché de la structure biotypologique. *C. R. Acad. Sc. Paris*, 284 : 77-79.

VERNEAUX J.

1981 – Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté*, 4^e sér., 2 : 33-41.

VIEIRA I.

1982 – *Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curua-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira*. Minas Gerais, Brasil, Diss. Livre Docente, Univ. Fed. Juiz de Fora, 107 p.

WELCOMME R. L.

1979 – *Fisheries ecology of floodplain rivers*. Longman, USA, 317 p.

WELCOMME R. L.

1990 – Status of fisheries in South American Rivers. *Interciencia*, 15 (6) : 337-345.

WELCOMME R. L., MÉRONA B. de

1988 – « Fish communities of rivers ». In Bruton M. N., Ssentongo G. W., Levêque C., eds : *Biology and Ecology of African Freshwater fishes*, Paris, Éditions de l'Orstom, coll. Travaux et Documents : 251-276.

WINEMILLER K. O.

1989 – Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81 : 225-241.

WINEMILLER K. O.

1992 – Patterns of Life-History Diversification in North American Fishes: Implications for Population Regulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 : 2196-2218.

World Commission of Dams (WCD)

2000 – *Dams and Development. A new framework for decision making*. 404 p. <http://www.dams.org/>

Annexe

Clé de détermination des espèces de poissons du Sinnamary

- 1 – Nageoires paires (pectorales et ventrales) absentes ou en forme de filaments dépourvus de rayons, corps cylindrique (anguilliforme) 2
 - Nageoires paires présentes 4
- 2 – Nageoires paires en forme de filaments (**Lepidosirenidae**).
..... *Lepidosiren paradoxa* Fitzinger, 1836
 - Nageoires paires absentes 3
- 3 – Ouvertures branchiales réduites à un pore ouvrant sur une chambre branchiale. Présence seulement d'une nageoire dorsale (**Synbranchidae**)
..... *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795)
 - Ouvertures branchiales normales. Présence seulement d'une nageoire ventrale atteignant l'extrémité de la queue (**Electrophoridae**)
..... *Electrophorus electricus* (Linné, 1766)
- 4 – Corps recouvert d'écailles parfois très petites se recouvrant partiellement 5
 - Corps nu (sans écaille) ou couvert totalement ou partiellement de plaques osseuses 102

- 5 – Absence d'une nageoire adipeuse 6
- Présence d'une nageoire adipeuse 49
- 6 – Dorsale composée d'une partie antérieure garnie de rayons épineux et d'une partie postérieure garnie de rayons mous, les deux parties pouvant être séparées ou accolées 7
- Dorsale absente ou garnie seulement de rayons mous 20
- 7 – Ligne latérale continue s'étendant jusqu'à l'extrémité de la caudale 8
- Ligne latérale continue ou discontinue ne s'étendant pas jusqu'à l'origine de la caudale ou même absente 9
- 8 – Anale munie de 3 épines, la seconde très forte, les deux parties de la caudale bien séparées, deux orifices par narine (**Centropomidae**)
..... *Centropomus parallelus* Bey, 1860
- Anale munie d'une ou deux épines, la seconde moyenne ou petite, les deux parties de la dorsale unies ou à peine séparées, deux orifices par narine (**Sciaenidae**) *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)
- 9 – Ligne latérale absente ou très peu visible 10
- Ligne latérale en deux parties (**Cichlidae**) 12
- 10 – Plus de 6 rayons durs à l'anale (**Polycentridae**)
..... *Polycentrus punctatus* (Linné, 1758)
- un seul rayon non ramifié à l'anale 11
- 11 – moins de 37 écailles en ligne longitudinale
..... *Dormitator maculatus* (Bloch, 1790)
- plus de 40 écailles en ligne longitudinale
..... *Eleotris pisonis* (Gmelin, 1789)
- 12 – Corps allongé (hauteur plus de 3,7 fois dans la longueur standard), nageoire ventrale en position repliée n'atteignant pas l'anus
..... *Crenicichla saxatilis* (Linné, 1758)
- Corps trapu (hauteur moins de 3,7 fois dans la longueur standard), nageoire ventrale en position repliée atteignant l'anus 13
- 13 – 4 rayons épineux à la nageoire anale
..... *Cichlasoma bimaculatum* (Linné, 1758)
- Trois rayons épineux à la nageoire anale 14
- 14 – Branchiospines sur le premier arc branchial longue, frêles et nombreuses (plus de 50) *Chaetobranchius flavescens* Heckel, 1840
- Branchiospines sur le premier arc branchial courtes, fortes et peu nombreuses (moins de 25) 15

- 15 – Présence d'un lobe à la partie supérieure du premier arc branchial ... **16**
 – Absence d'un lobe à la partie supérieure du premier arc branchial **17**
- 16 – Présence d'une petite tâche noire sur la partie supérieure de la base de la caudale. Base de l'anale sans écaille. Moins de 30 écailles en ligne longitudinale *Satanoperca aff. jurupari* Heckel, 1840
 – Absence d'une petite tâche noire sur la partie supérieure de la base de la caudale. Base de l'anale recouverte d'écailles chez l'adulte. Plus de 30 écailles en ligne longitudinale *Geophagus surinamensis* (Bloch, 1791)
- 17 – Au moins une écaille et demi entre l'extrémité de la ligne latérale supérieure et la nageoire dorsale **18**
 – Une demi-écaille entre l'extrémité de la ligne latérale supérieure et la nageoire dorsale *Nannacara anomala* Regan, 1905
- 18 – Présence d'une tache noire dans la partie supérieure de la base de la caudale **19**
 – Absence d'une tache noire dans la partie supérieure de la base de la caudale *Cleithracara maronii* (Steindachner, 1882)
- 19 – Tache noire à la base de l'œil. Bande longitudinale absente ou peu visible. Ligne pré-dorsale avec 4 écailles médianes puis 4 paires d'écailles
 *Aequidens tetramerus* (Heckel, 1840)
 – Bande noire oblique de la base de l'œil jusqu'au pré-opercule. Présence d'une bande noire longitudinale plus ou moins continue avec une grosse tache centrale. Ligne pré-dorsale avec une rangée d'écailles médianes
 *Krobia aff. guianensis* Regan, 1905
- 20 – Nageoire dorsale absente, pas de ventrale, anus placé sous la gorge, corps très allongé (**Gymnotiformes**) **21**
 – Nageoire dorsale présente munie de rayons mous, présence de ventrales, anus non situé sous la gorge **26**
- 21 – Tête nettement aplatie dorso-ventralement. Corps plus ou moins cylindrique (**Gymnotoidei**) **22**
 – Tête et corps aplatis latéralement **23**
- 22 – Corps très allongé, bandes transversales blanches seulement sur l'extrémité postérieure du corps *Gymnotus anguillaris* Hoedeman, 1962
 – Corps plus trapu, bandes blanches transversales sur toute la longueur du corps *Gymnotus carapo* Linné, 1758
- 23 – Dents présentes aux deux mâchoires. Anus débouchant dans la moitié antérieure de la tête (**Sternopygidae**) **24**
 – Dents absentes sur la mâchoire inférieure. Anus débouchant dans la moitié postérieure de la tête **25**

- 24 – Bord de l'orbite libre. Bande longitudinale blanche, sensiblement médiane, sur les 2/3 postérieurs de chaque flanc
..... *Sternopygus macrurus* (Block & Schneider, 1801)
– Œil recouvert totalement de peau
..... *Eigenmania virescens* (Valenciennes, 1847)
- 25 – Museau long. Narine postérieure située à égale distance entre le bout du museau et le bord antérieur de l'œil (**Hypopomidae**)
..... *Hypopomus artedi* (Kaup, 1856)
– Museau court. Narine postérieure située très près du bord antérieur de l'œil
..... *Brachyhypopomus beebei* (Schultz, 1944)
- 26 – Origine des nageoires dorsale et anale pratiquement ou exactement en vis-à-vis 27
– Origine de la dorsale en avant de l'anale 37
- 27 – Mandibule très allongée comme un bec (**Belonidae**)
..... *Potamorhaphis guianensis* (Schomburgk, 1843)
– Le caractère ci-dessus absent 28
- 28 – Anale du mâle non modifiée, les trois premiers rayons de l'anale branchus (**Rivulidae**) 29
– Anale du mâle transformée en organe copulateur, les trois premiers rayons de l'anale des femelles simples (**Poeciliidae**) 33
- 29 – Présence d'une bande longitudinale épaisse et noire sur toute la longueur du corps
..... *Rivulus xiphidius* Huber 1979
– Absence de bande longitudinale 30
- 30 – Présence d'une ponctuation formant des rangées longitudinales 31
– Présence de chevrons sur la partie postérieure des flancs 32
- 31 – Moins de 43 écailles en ligne latérale *Rivulus lungi* Berkenkamp, 1984
– Plus de 46 écailles en ligne latérale *Rivulus igneus* Huber, 1991
- 32 – Caudale du mâle avec une bande inférieure noire et une bordure jaune .
..... *Rivulus agilae* Hoedeman, 1954
– Caudale du mâle orange unie *Rivulus cladophorus* Huber, 1991
- 33 – Présence d'une membrane hyaline entre anale et caudale. Corps très allongé et transparent
..... *Tomeurus gracilis* Eigenmann, 1909
– Absence d'une membrane hyaline entre anale et caudale. Corps opaque 34
- 34 – Tâche humérale, souvent circulaire, nettement détachée de l'horizon dorsal. Chez l'adulte, présence d'une marge noire de part et d'autre du pédoncule caudal
..... *Poecilia vivipara* Bloch & Schneider, 1801

- Tâche humérale, souvent allongée, en contact avec l'horizon dorsal. Chez l'adulte absence de marge noire sur le pédoncule caudal 35
- 35 – Corps trapu, hauteur contenue 3 à 3,9 fois dans la longueur standard ... 36
 - Corps plus allongé, hauteur contenue 3,8 à 4,1 fois dans la longueur standard *Micropoecilia cf. picta* (Regan, 1913)
- 36 – Chez le mâle présence d'une marge noire de part et d'autre de la nageoire caudale *Micropoecilia bifurca* (Eigenmann, 1909)
 - Ce caractère absent *Micropoecilia parae* (Eigenmann, 1894)
- 37 – Caudale ronde ou tronquée (**Erythrinidae**) 38
 - Caudale bifurquée ou émarginée 41
- 38 – Plus de 10 rayons ramifiés à la dorsale 39
 - Moins de 10 rayons ramifiés à la dorsale 40
- 39 – Membrane branchiostège se terminant en pointe vers l'avant (forme un Y sur la partie inférieure de la tête) *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)
 - Membrane branchiostège se terminant en arrondi *Hoplias aimara* (Valenciennes, 1840)
- 40 – Une bande longitudinale sombre sur les flancs *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Spix, 1829)
 - Pas de bande *Erythrinus erythrinus* (Schneider, 1801)
- 41 – Absence de ligne latérale 42
 - Présence d'une ligne latérale 46
- 42 – Carène abdominale dentelée (**Clupeidae**) *Pellona flavipinnis* (Valenciennes, 1847)
 - Carène abdominale lisse. Mâchoire supérieure plus longue que l'inférieure (**Engraulidae**) 43
- 43 – Présence de fortes dents caniniformes à la mâchoire inférieure *Lycengraulis batesii*
 - Absence de fortes dents caniniformes à la mâchoire inférieure 44
- 44 – Insertions des nageoires dorsale et anale situées au même niveau *Pterengraulis atherinoides*
 - Insertion de l'anale située à l'arrière de l'insertion de la dorsale 45
- 45 – Branchiospines très longues atteignant l'ouverture de la bouche. Insertion de l'anale à la verticale du dernier rayon de la dorsale. 25 à 26 rayons à l'anale *Anchovia surinamensis* (Bleeker, 1866)
 - Branchiospines courtes. Insertion de l'anale à la verticale du milieu de la dorsale. 19 à 22 rayons à l'anale *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911)

- 46 – Présence d'un long filament dans le prolongement postérieur de la dorsale, absence de paupière adipeuse (**Mégaloïdidae**)
..... *Tarpon atlanticus* Cuvier & Valenciennes, 1846
- Absence de ces caractères (**Lebiasinidae**) 47
- 47 – Caudale symétrique (lobes égaux). Dorsale à l'aplomb des pelviennes
..... *Nannostomus beckfordi* (Günther, 1872)
- Lobe supérieur de la caudale plus long que l'inférieur 48
- 48 – Dorsale longue atteignant la caudale *Copella carsevennensis* (Regan, 1912)
- Dorsale courte *Pyrrhulina filamentosa* Valenciennes, 1846
- 49 – Anale de longueur moyenne à grande, au moins 3 rayons simples et 11 rayons branchus 50
- Anale courte, 2 à 3 rayons simples et moins de 11 rayons branchus 84
- 50 – Corps très comprimé avec une carène très développée, pectorales très développées (**Gasteropelecidae**) *Gasteropelecus sternicla* (Linné, 1758)
- Ces caractères absents 51
- 51 – Dorsale grande plus de 15 rayons, présence d'une épine pré-dorsale (**Serrasalminidae**) 52
- Dorsale courte (10 à 13 rayons). Très rarement une épine pré-dorsale (**Characidae**) 55
- 52 – Longueur de l'adipeuse supérieure à la distance inter dorsale
..... *Metynnis cf. lippincottianus* (Cope, 1870)
- Longueur de l'adipeuse inférieure à la distance inter dorsale 53
- 53 – Absence de serraes dans la région pré-ventrale *Mylesinus* sp. ???
- Présence de serraes dans la région pré-ventrale 54
- 54 – Adipeuse plus longue que haute *Myleus rhomboidalis* (Cuvier, 1818)
- Adipeuse plus haute que longue *Myleus ternetzi* (Norman, 1929)
- 55 – Grandes dents caniniformes 56
- Dents moyennes à petites 58
- 56 – Forme très allongée. Museau très allongé 57
- Forme haute. Museau court *Charax pauciradiatus* Günther, 1864
- 57 – Tâche humérale aussi grande que l'œil. Nageoires rouge vif
..... *Acestrorhynchus falcatus* (Bloch, 1794)
- Tâche humérale plus petite que la pupille. Nageoires incolores ou jaunâtres
..... *Acestrorhynchus guianensis* Menezes, 1969

58 – Pré maxillaire avec plus de 2 rangées de dents	59
– Pré maxillaire avec moins de 3 rangées	60
59 – Mandibule avec deux rangées de dents	
..... <i>Triportheus rotundatus</i> (Schomburk, 1841)	
– Mandibule avec une seule rangée de dents	
..... <i>Creagutus melanzonus</i> Eigenmann, 1909	
60 – Présence d'une épine pré-dorsale	<i>Poptella brevispina</i> Reis, 1989
– Pas d'épine pré-dorsale	61
61 – 2 rangées de dents pré maxillaires	62
– 1 rangée de dents pré maxillaires	83
62 – Présence d'une quille ventrale	<i>Piabucus dentatus</i> (Koelreuter, 1761)
– Absence d'une quille ventrale	63
63 – Rangée intérieure du pré maxillaire avec 4 dents de chaque côté. Corps allongé	<i>Bryconamericus aff. stramineus</i> Eigenmann, 1909
– Rangée intérieure du pré maxillaire avec au moins 5 dents de chaque côté	64
64 – Zone pré-ventrale aplatie avec des écailles allongées et agencées en chevron	<i>Phenacogaster aff. megalostictus</i> Eigenmann, 1909
– Zone pré-ventrale peu aplatie sans écailles allongées	65
65 – Taille modérée, ligne latérale complète	66
– Petite taille, ligne latérale incomplète	78
66 – Caudale non écailleuse	67
– Caudale couverte partiellement d'écailles	72
67 – Corps allongé. Partie antérieure du maxillaire long et très arqué, formant avec le pré maxillaire un angle droit	68
– Corps plus trapu. Maxillaire court et peu arqué formant avec le pré maxillaire un angle obtus	70
68 – 8 rangées et demi d'écailles entre la ligne latérale et la dorsale. Tâche rouge dans la partie supérieure de l'œil chez l'adulte	
..... <i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1795)	
– 7 rangées et demi d'écailles entre la ligne latérale et la dorsale	69
69 – Œil jaune	<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1869)
– Œil blanc	<i>Bryconops affinis</i> (Günther, 1864)
70 – Présence d'épines pelviennes dirigées vers l'avant	71

- Absence d'épines pelviennes. Grande tâche allongée sur le pédoncule caudal *Astyanax bimaculatus* (Linné, 1758)
- 71 – Œil petit (2,5 à 2,8 fois dans la tête)
..... *Jubiaba keithi* (Géry, Planquette & Le Bail, 1996)
- Œil grand (2,0 à 2,4 fois dans la tête)
..... *Jubiaba meunieri* (Géry, Planquette & Le Bail, 1996)
- 72 – Adipeuse rouge orangée. Petite taille **73**
- Adipeuse incolore **74**
- 73 – Dorsale avec une tâche noire couvrant les premiers rayons. Anale avec le premier rayon noir et rouge *Moenkhausia hemigrammoides* Géry, 1966
- Sans ces caractères (dorsale et anale de couleur à peu près uniforme)
..... *Moenkhausia collettii* (Steindachner, 1882)
- 74 – Absence de tâche sur le pédoncule caudal **75**
- Présence d'une tâche sur le pédoncule caudal **76**
- 75 – Tâche humérale peu visible. 6 à 7 rangées d'écailles au dessus de la ligne latérale. Dorsale longue atteignant l'adipeuse. Écailles à radii parallèles. Pas de bande longitudinale argentée sur les flancs
..... *Moenkhausia chrysargyrea* (Günther, 1864)
- 76 – Très grande tâche caudale d'un noir foncé, couvrant le pédoncule ainsi que le tiers à la moitié de la caudale et précédée d'une zone lumineuse
..... *Moenkhausia oligolepis* (Günther, 1864)
- Tâche caudale réduite au pédoncule caudal **77**
- 77 – 36 à 38 écailles en ligne latérale, œil petit (2,6 à 2,9 fois dans la tête)
..... *Moenkhausia surinamensis* Géry, 1965
- 30 à 32 écailles en ligne latérale. Œil grand (2,0 à 2,3 fois dans la tête)
..... *Moenkhausia georgiae* Géry, 1966
- 78 – Caudale non écaillée *Hyphessobrycon aff. sovichthys* Schultz, 1944
- Caudale partiellement écaillée **79**
- 79 – Une grande tâche noire sur la dorsale et une bande noire sur les premiers rayons de l'anale *Hemigrammus unilineatus* Géry, 1959
- Pas de tâche noire sur la dorsale **80**
- 80 – Pas de tâche humérale **81**
- Une ou deux tâches humérales **82**
- 81 – Œil petit (3,1 fois dans la tête). Un liseré noir à la base de l'anale
..... *Hemigrammus boesemani* Géry, 1959

- Œil grand (un peu plus de 2 fois dans la tête). Pas de liseré noir à la base de l'anale *Hemigrammus rodwayi* Durbin, 1909
- 82 – Une seule tache humérale *Hemigrammus aff. schmardae* Steindachner, 1882
- Deux tâches humérales *Hemigrammus ocellifer* (Steindachner, 1882)
- 83 – Maxillaire avec quelques dents. Une tache noire sur la dorsale soulignée de jaune *Pseudopristella simulata* Géry, 1960
- Petites dents coniques tout le long du maxillaire. Une tache noire sur la dorsale soulignée de jaune et le patron symétrique sur l'anale *Pristella maxillaris* Ulrey, 1894
- 84 – Pectorales très développées, avec les premiers rayons généralement épaissi. Petites espèces (<10cm) **Characidiidae** 85
- Pectorales rarement très développées. Espèces de taille moyenne 87
- 85 – Absence de stries noires sur les ventrales, anale et caudale. Présence d'une petite tâche noire sur le pédoncule caudal *Characidium fasciadorsale* Fowler, 1914
- Présence de stries noires sur les ventrales, anale et caudale. Absence d'une petite tâche noire sur le pédoncule caudal 86
- 86 – Ligne latérale incomplète. Moins de 10 rayons à la pectorale *Microcharacidium electrioides*
- Ligne latérale complète. Plus de 10 rayons à la pectorale *Melanocharacidium cf. blennioides* (Eigenmann, 1909)
- 87 – Absence de dents sur les machoires (**Curimatidae**) 88
- Présence de dents sur au moins une mâchoire 92
- 88 – Écailles portant chacune une tache noire. Anale avec 3 ou 4 rayons simples *Chilodus zunevei* Puyo, 1945
- Écailles sans tache noire. Anale avec 2 rayons simples 89
- 89 – Pas de tache sur le pédoncule caudal. Écailles petites et nombreuses (46 à 60 en ligne latérale) *Curimata cyprinoides* (Linné, 1758)
- Une tache sur le pédoncule caudal. Écailles grandes (moins de 38 en ligne latérale) 90
- 90 – Zones supérieures et inférieures des écailles assombries formant des bandes longitudinales en zig-zag bien marquées *Cyphocharax helleri* (Steindachner, 1910)
- Ce caractère absent 91

- 91 – Tâche du pédoncule caudal ronde ou allongée horizontalement parfois peu marquée *Cyphocharax spilurus* (Günther, 1864)
 – Tâche du pédoncule caudal bien marquée, allongée verticalement
 *Cyphocharax* sp. l
- 92 – Dents très petites, présentes seulement à la machoire supérieure (**Hemiodidae**) **93**
 – 4 fortes dents au maximum sur chaque demi-mâchoire (**Anostomidae**) **96**
- 93 – Présence de dessins sombres en forme de Y ou de V renversé sur les flancs qui joignent des bandes longitudinales noires. Pectorales avec les rayons épaissis *Parodon guyanensis* Géry, 1959
 – Absence des caractères ci-dessus **94**
- 94 – Présence de quatre bande transversales noires sur le corps
 *Hemiodopsis quadrimaculatus* (Pellegrin, 1908)
 – Présence d'une tâche noire au milieu des flancs **95**
- 95 – Museau fortement protractile *Bivibranchia bimaculata* Vari, 1985
 – Museau très faiblement protractile .. *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794)
- 96 – Bandes longitudinales noires sur les flancs **97**
 – Pas de bande longitudinale noire sur les flancs **98**
- 97 – Bouche dirigée vers le bas *Leporinus despaxi* Puyo, 1943
 – Bouche dirigée vers le haut *Anostomus brevior* Géry, 1960
- 98 – Des bandes transversales sur le flanc **99**
 – Des tâches sur les flancs **100**
- 99 – Trois bandes larges alternant avec d'autres moins marquées. Nageoires hyalines *Leporinus maculatus* Müller & Troschel, 1844
 – 9 à 10 bandes. Nageoires orange vif *Leporinus fasciatus* (Bloch, 1794)
- 100 – Trois tâches noires situées sur la ligne latérale. Extrémité du plus grand rayon de l'anale atteignant replié la naissance de la caudale
 *Leporinus friderici* (Bloch, 1794)
 – Nombreuses tâches noires sur tout le flanc. Extrémité du plus grand rayon de l'anale éloignée de la naissance de la caudale **101**
- 101 – Présence d'une barre post operculaire rouge. Apex des écailles marqué de rouge. Nageoires rouge vif *Leporinus granti* Eigenmann, 1912
 – Pas de barre post operculaire. Nageoires de coloration plus pâle
 *Leporinus gossei* Géry, Planquette & Le Bail, 1991

- 102 – Corps couvert de plaques, lames ou écussons osseux 103
 – Corps nu, sans plaques, lames ou écussons osseux 118
- 103 – Une seule série de plaques osseuses sur les flancs (**Doradidae**)
 *Doras carinatus* (Linné, 1766)
 – Plusieurs séries de plaques osseuses sur les flancs 104
- 104 – Deux séries de plaques osseuses sur les flancs (**Callichthyidae**) 105
 – Plus de deux séries de plaques osseuses sur les flancs (**Loricariidae**) ..
 107
- 105 – Deux paires de longs barbillons buccaux dépassant le premier rayon de la pectorale. Espèce de taille moyenne
 *Megalechis thoracata* (Valenciennes, 1840)
 – 3 ou 4 paires de courts barbillons buccaux atteignant très rarement le premier rayon de la pectorale. Espèces de petite taille 106
- 106 – Une petite tâche noire à la base de la dorsale
 *Corydoras geoffroy* Lacépède, 1803
 – Pas de tâche, coloration relativement uniforme
 *Corydoras aeneus* (Gill, 1858)
- 107 – Pédoncule caudal comprimé latéralement 108
 – Pédoncule caudal déprimé dorso-ventralement (Loricariinae) 113
- 108 – Épines jugales éversibles nettement plus fortes que les éventuelles soies du museau (Ancistrinae) 109
 – Épines jugales absentes ou, quand elles sont présentes, non éversibles et de même taille ou à peine plus fortes que les soies du museau 111
- 109 – Bouche petite, sa largeur contenue plus de 2 fois dans la largeur du disque suceur. Présence d'un sillon longitudinal sur la partie inférieure du disque buccal *Lithoxus planquettei* Boeseman, 1982
 – Bouche grande, sa largeur contenue moins de 2 fois dans la largeur du disque suceur 110
- 110 – Pourtour du museau dur, couvert de plaques osseuses (sauf parfois l'extrémité). Absence de longs tentacules sur le museau des mâles matures
 *Lasiancistrus brevispinis* Heitmans, Nijssen & Isbrucker, 1983
 – Pourtour du museau (jusqu'au pré-opercule) mou, sans plaques osseuses. Présence de longs tentacules sur le museau des mâles matures
 *Ancistrus aff. hoplogeny* (Günther, 1864)
- 111 – Présence simultanée d'une crête occipitale aiguë et bien développée, et d'un espace entre l'extrémité de la dorsale et la plaque de l'adipreuse occupé par plus d'une plaque osseuse. Partie ventrale entièrement cou-

- verte de plaques osseuses (rugueuse) (excepté une très fine frange autour des nageoires ventrales) *Hypostomus watwata* Hancock, 1828
- Ces caractères non présents simultanément. Le ventre est toujours en partie nu, surtout autour des nageoires ventrales (sur au moins 1/4 de l'espace entre les deux nageoires) **112**
- 112 – Largeur cleithrale (à la base des pectorales) contenue moins de 3,4 fois dans la longueur standard. Hauteur du pédoncule caudal contenu moins de 10,5 fois dans la longueur standard. Espèce des estuaires et cours inférieurs des rivières *Hypostomus ventromaculatus* Boeseman, 1968
- Largeur cleithrale contenue plus de 3,4 fois dans la longueur standard. Hauteur du pédoncule caudal contenu plus de 10,5 fois dans la longueur standard. Espèces des cours haut et moyen *Hypostomus gymnorhynchus* (Norman, 1926)
- 113 – Présence d'un rostre céphalique *Farlowella reticulata* Boeseman, 1971
- Absence d'un rostre céphalique **114**
- 114 – Lèvre inférieure pourvue de long tentacules sur l'ensemble de sa surface *Loricaria gr. cataphracta* Linné, 1758
- Lèvres avec seulement 2 barbillons rictaux **115**
- 115 – Les barbillons sont longs *Rineloricaria stewarti* (Eigenmann, 1910)
- Les barbillons sont courts **116**
- 116 – Lèvre inférieure contenant environ 2 fois la hauteur de la lèvre supérieure. Ouverture buccale contenue plus de 2 fois dans la largeur de la lèvre inférieure *Metaloricaria paucidens* Isbrucker, 1975
- Lèvre inférieure contenant environ 1 fois la hauteur de la lèvre supérieure. Ouverture buccale contenue moins de 2 fois dans la largeur de la lèvre inférieure **117**
- 117 – Zone médiane de la partie de l'abdomen située entre les pectorales et les ventrales, toujours nue chez les individus d'une taille supérieure à 10 cm *Harttia surinamensis* Boeseman, 1971
- Zone médiane de la partie de l'abdomen située entre les pectorales et les ventrales, couverte de plaques osseuses chez les individus d'une taille supérieure à 10 cm *Cteniloricaria maculata* (Boeseman, 1971)
- 118 – Opercule petit. Ouvertures branchiales réduites à deux fentes en avant des pectorales. Présence d'un bouclier céphalique (**Aspredinidae**) *Dysichthys coracoideus* (Cope, 1874)
- Ouvertures branchiales normales. Caractères ci-dessus absents **119**
- 119 – Absence de nageoire adipeuse **120**

- Présence d'une nageoire adipeuse 121
- 120 – Ventrales à l'aplomb de la dorsale ou devant. Présence de crochets sur l'opercule et le pré-opercule. (**Trichomycteridae**)
..... *Ituglanis amazonicus* (Steindachner, 1882)
- Dorsale très en avant des ventrales. Pas de crochets sur les opercules ou pré-opercule (**Cetopsidae**) *Pseudocetopsis cf. minutus* Eigenmann, 1912
- 121 – Anale très longue (39 à 48 rayons mous), son origine en avant de la dorsale (**Helogenidae**) *Helogenes marmoratus* Günther, 1863
- Anale courte, totalement en arrière de la dorsale 122
- 122 – Membrane branchiostège soudée à l'isthme (extrémité inférieure de l'ouverture branchiale au niveau du rayon épineux de la pectorale) (**Auchenipteridae**) 123
- Membrane branchiostège non soudée à l'isthme (Extrémité inférieure de l'ouverture branchiale plus basse que le rayon épineux de la pectorale) 126
- 123 – Caudale tronquée obliquement *Parauchenipterus galeatus* (Linné, 1766)
- Caudale fourchue 124
- 124 – Plus de 11 rayons à l'anale. Bord antérieur des épines dorsale et pectorales lisse 125
- Moins de 11 rayons à l'anale. Bord antérieur des épines dorsale et pectorales denticulé *Tatia intermedia* (Steindachner, 1876)
- 125 – Plus de 35 rayons à l'anale *Auchenipterus nuchalis* (Spix, 1829)
- Moins de 30 rayons à l'anale *Pseudochenipterus nodosus* (Bloch, 1794)
- 126 – Narines antérieures et postérieures éloignées : distance entre les deux contenue moins de deux fois dans le diamètres de l'œil (**Pimelodidae**) 127
- Narines antérieurs et postérieures rapprochées : distance entre les deux contenue plus de deux fois dans le diamètres de l'œil (**Ariidae**) 140
- 127 – Contour orbital libre, œil tournant librement dans l'orbite 128
- Œil solidaire de l'épiderme céphalique 136
- 128 – Plaques de dents villiformes sur le palais. Espèces de grande taille 129
- Pas de plaque de dents villiformes sur le palais. Espèces de taille moyenne à petite 131
- 129 – Base de l'adipeuse environ deux fois plus grande que la base de l'anale *Brachyplatystoma vaillanti* (Valenciennes, 1840)
- Base de l'adipeuse à peu près égale à la base de l'anale 130

- 130 – Mâchoire supérieure nettement plus longue que la mâchoire inférieure *Brachyplatystoma filamentosum* (Lichtenstein, 1819)
- Mâchoire supérieure presque égale à la mâchoire inférieure *Brachyplatystoma flavicans* (Castelnau, 1855)
- 131 – Processus post occipital n'atteignant pas la plaque pré dorsale **132**
- Processus post occipital uni à la plaque pré dorsale formant un pont osseux entre la tête et la dorsale **133**
- 132 – Processus post occipital couvrant près des 2/3 de la distance entre l'occiput et la plaque pré dorsale. Adipeuse longue, contenue moins de 3,5 fois dans la longueur standard. Couleur foncée *Rhambdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)
- Processus post occipital rudimentaire. Adipeuse courte contenue plus de 4,5 fois dans la longueur standard. Corps allongé (hauteur contenue environ 7 fois dans la longueur standard). Couleur claire *Imparfinis minutus* (Lütken, 1874)
- 133 – Processus post occipital à base large, de forme triangulaire. Adipeuse courte **134**
- Processus post occipital étroit sur toute sa longueur. Adipeuse longue **135**
- 134 – Grande tâche noire sur la dorsale, bandes noires sur les deux lobes de la caudale *Pimelodus ornatus* Kner, 1858
- Couleur uniforme gris clair *Pimelodus blochii* (Valenciennes, 1840)
- 135 – Bande longitudinale fine ne se prolongeant pas sur la tête *Pimelodella cristata* (Müller & Troschel, 1848)
- Bande longitudinale épaisse, se prolongeant jusqu'à l'extrémité du museau *Pimelodella geryi* Hoedeman, 1961
- 136 – Corps très allongé, aplati antérieurement. Dorsale et pectorales sans épines **137**
- Corps trapu, grosse tête déprimée. Dorsale et pectorales munies de fortes épines **138**
- 137 – Anale avec 10-11 rayons. Une tâche sombre cerclée de clair sur la caudale. Une bande transversale claire dans la région occipitale *Heptapterus longior* (Eigenmann, 1912)
- Anale avec 13-14 rayons. Pas de tâche sur la caudale, ni dans la région occipitale *Heptapterus tamanahoniensis* Mees, 1967
- 138 – Pectorale à 7 rayons mous et une épine cachée sous une peau épaisse. Caudale franchement fourchue *Pseudopimelodus bufonius* (Valenciennes, 1840)

- Pectorale à 6 rayons mous et une épine recouverte d'une peau fine qui laisse les dents clairement visibles **139**
- 139** – Caudale légèrement émarginée. Bande claire transversale occipitale
..... *Pseudopimelodus raninus* (Valenciennes, 1840)
- Caudale lancéolée. Bande occipitale faiblement visible. Nageoires noires avec une base et une marge blanche
..... *Pseudopimelodus albomarginatus* Eigenmann, 1912
- 140** – Processus supraoccipital à carène médiane légèrement marquée. Plaques palatines toujours en forme d'U *Arius herzbergii* (Bloch, 1794)
- Processus supraoccipital arrondi sans carène médiane. Plaques palatines en forme de bandes chez les jeunes, de U chez les adultes
..... *Arius couma* (Valenciennes, 1839)

Résumé

Les grands barrages induisent dans l'écologie des cours d'eau de profonds changements qui, le plus souvent, s'avèrent contrebalancer les effets positifs attendus sur le développement des pays concernés. La capacité à prévoir ces changements permet de limiter les impacts négatifs en mettant en œuvre des aménagements adaptés. Or le développement de modèles prédictifs suppose l'existence d'un grand nombre de données d'observations, couvrant une large gamme de situations. Bien que de nombreuses études aient été menées sur les poissons des barrages tropicaux, les connaissances sur ce compartiment de l'écosystème demeurent fragmentaires.

Cet ouvrage constitue une synthèse des recherches effectuées entre 1990 et 2002 sur les peuplements de poissons dans le bassin du Sinnamary, en Guyane française, avant et après la fermeture du barrage hydroélectrique de Petit-Saut. Le sujet est d'abord situé dans son contexte géographique, historique et humain. Il en ressort une homogénéité géographique de la région du plateau des Guyanes, opposée à une disparité certaine de l'environnement humain qui a, et aura vraisemblablement de plus en plus dans le futur, des conséquences sur le milieu naturel.

Le Sinnamary est un fleuve de moyenne importance, typique des cours d'eau guyanais, avec une forte variabilité temporelle alliée à une hétérogénéité des milieux. Dans cet environnement de type équatorial, les peuplements de poissons sont très riches en espèces : 136 ont été recensées dans le Sinnamary, qui n'a que 250 km de long. La répartition des ressources alimentaires et le développement de stratégies de reproduction particulières sont décrits comme des processus contribuant à rendre possible la coexistence de ce grand nombre d'espèces.

Le barrage a rompu le continuum du cours d'eau et provoqué d'importantes modifications physiques et chimiques qui ont profondément perturbé le fonctionnement écologique du fleuve et, en particulier, le comportement des peuplements de poissons. À court terme, pendant la phase de remplissage de la retenue, la situation s'apparentait à une catastrophe écologique : un changement brutal des conditions environnementales. À l'aval, du fait d'une désoxygénation de l'eau, on a noté quelques mortalités de poissons, mais il s'est avéré plus vraisemblable que la plupart des poissons se sont réfugiés dans des zones plus propices à la vie. De plus, la suppression de la crue annuelle a perturbé la reproduction de beaucoup d'espèces. Dans le réservoir, au contraire, en dépit d'une désoxygénation initiale de la masse d'eau, un certain nombre d'espèces a pu profiter de l'inondation prolongée des zones marginales favorisant la survie de leur progéniture et, rapidement, la densité et la biomasse de poissons ont augmenté de manière spectaculaire.

Dans les années qui ont suivi, le milieu a retrouvé progressivement un certain équilibre et les évolutions observées sur les peuplements de poissons ont été plus lentes. Dix ans après la fermeture du barrage, on a noté une perte d'une dizaine d'espèces dans les captures à l'aval. Une analyse basée sur les stratégies écologiques des espèces a permis de déterminer que celles qui se nourrissaient à partir de sources terrestres ont été défavorisées dans les nouvelles conditions. Dans le même temps, dans le réservoir, les captures se sont stabilisées à des niveaux proches de ceux observés dans le fleuve, alors que la diversité des peuplements était significativement plus faible. La transformation du fleuve en lac constitue ce qu'on appelle un filtre environnemental qui retient les espèces incapables de s'adapter au nouveau milieu du fait de stratégies écologiques incompatibles avec les nouvelles conditions. L'analyse a montré que les omnivores ont été favorisés dans la retenue aux dépens des végétariens. Elle a montré également que les espèces de petite taille avec de petits œufs et une forte fécondité ont été majoritairement retenues par le filtre.

En conclusion, l'ensemble de ces résultats contribue à la connaissance des réponses de l'ichtyofaune face à la perturbation majeure induite par la construction d'un barrage en milieu tropical. Cette connaissance revêt une importance capitale pour anticiper les impacts de ce genre d'ouvrage, et, en particulier, pour tenter d'en limiter les conséquences environnementales et sociales.

Abstract

Large dams lead to large changes in river ecology, which could counterbalance the positive effects expected on the development of countries. The capacity in foreseeing these changes allows to limit the negative impacts in implementing adapted adjustments. However, the development of predictive models needs a great number of observational data, covering a large range of situations. Although a number of studies has been conducted on the fish in dammed rivers, the knowledge of this ecosystem component is still incomplete.

This book is a synthesis of a research program carried out between 1990 and 2002 on the fish communities in the Sinnamary River Basin in French Guiana before and after the closure of the Petit-Saut Hydroelectric Dam. First, the geographical, historical and human context of the study are presented. The geographic homogeneity of the entire plateau of the Guianas is contrasted with the disparity in the human context which has, and will certainly continue to have, consequences for the natural environment.

The Sinnamary River is a medium sized river, typical for French Guiana, with a large temporal variability and a marked heterogeneity of habitats. As is typical for tropical environments, fish communities are species rich : 136 species were collected in the Sinnamary River over its entire 250 km of length. Food resource partitioning and development of diversified life-history strategies are described as factors contributing to the coexistence of this large number of species.

The dam interrupted the continuity of the water course, induced large physical and chemical modifications that deeply disturbed the ecological functioning of the river, particularly the behavior of fish communities. In the short term, the

filling of the reservoir created a situation similar to a natural catastrophe : a very rapid change in the environmental conditions. Downstream from the dam, de-oxygenation of the water caused some fish mortality were observed, although it appeared likely that most fish found refuge in areas with better conditions. In addition, the elimination of the annual flood led to reduced reproduction for many fish species. Conversely, in the reservoir, despite an initial de-oxygenation of the water, some fish species were able to take advantage of the extending flooding in the marginal areas, which favored the juveniles' survival, and, as a consequence, the density and biomass of fish increased rapidly and dramatically. In the following years, the environment progressively reached a relative equilibrium and the changes in the fish communities were slower. Ten years after the closure of the dam a loss of ten species was observed downstream. An analysis based on the ecological strategies of fish species showed that the species feeding upon terrestrial food sources were at a disadvantage in the modified environment. Over the same time in the reservoir, captures stabilized around the level observed in the river, whereas the diversity of the fish community was significantly lower. The transformation of the river into a lake creates what is called an environmental filter that prevents those river species unable to adapt to the new conditions from developing in the lake. Omnivorous species are favored in the reservoir at the expense of the herbivores. Furthermore small sized species with small eggs and a high fecundity were, for the most part, retained by the environmental filter. In conclusion, these results contribute to our knowledge of fish response to a dam construction in tropical environments. This knowledge is of particular significance in predicting the impacts of dams and in limiting its environmental and social consequences.

Table des matières

Préfaces	7
Avant-propos	11
Remerciements	13
Introduction	15
Chapitre I	
Contexte géographique général	19
Les Guyanes : une unité géographique et géologique naturelle	19
Le socle ancien	20
La plaine côtière	20
Le climat	22
Le réseau hydrographique	23
Les Guyanes : une histoire récente mouvementée, marquée par le mirage de l'Eldorado et le colonialisme	24
Situation à l'arrivée des premiers Européens	24
Les premiers explorateurs et le mythe de l'Eldorado : xvi ^e siècle	24
La période coloniale et l'esclavagisme : xvii ^e , xviii ^e et première moitié du xix ^e siècle	25
L'acheminement vers l'ère postcoloniale : fin xix ^e , début xx ^e siècle	25
La situation actuelle	26
Chapitre 2	
Le fleuve Sinnamary	29
Géographie physique	29
L'hétérogénéité spatiale	30
La variabilité temporelle	32
Éléments d'histoire et de géographie humaine	34

Chapitre 3

La diversité des poissons	37
La richesse spécifique	38
Estimation de la richesse spécifique	38
Richesse spécifique et taille du bassin versant	41
Les descripteurs globaux des peuplements	43
Diversité et régularité	43
Structure en taille du peuplement de poissons	44
La composition des peuplements : considérations taxonomiques	45
La répartition spatiale des espèces :	
zonation longitudinale et latérale	47
La répartition des ressources alimentaires :	
les stratégies alimentaires et la structure trophique des peuplements	49
Les régimes et leur variabilité spatio-temporelle	49
Structure trophique des peuplements et variabilité spatio-temporelle	55
Les stratégies démographiques	57
Le développement juvénile	60
Où sont les jeunes ? Un échantillonnage difficile	61
Les périodes d'apparition des juvéniles	61
Distribution des jeunes et habitat	62
Conclusions	62

Chapitre 4

Les effets immédiats de la mise en eau : 1994-1996	65
À l'aval : le monde est devenu fou	65
Les modifications de l'hydrologie et de la physico-chimie	66
Les conséquences sur l'abondance des poissons	68
Les conséquences sur la richesse spécifique	72
Les conséquences sur l'écologie des espèces	73
Conclusions	74
À l'amont, c'est le paradis !	75
La séquence d'évènements	75
L'évolution de la capture de poissons adultes	78
L'évolution de la richesse spécifique	81
La composition des captures	82
Conclusions	83

Chapitre 5

La phase de stabilisation : 1997- 2002	85
La variabilité naturelle du climat et de l'hydrologie,	
ses conséquences sur les paramètres physico-chimiques des milieux	86
Les peuplements de poissons de l'aval	87
Les conséquences sur l'abondance des poissons	87
Les conséquences sur la diversité	88
Conclusion sur l'aval	91

Les peuplements de poissons de la retenue et de l'amont	92
Évolution de l'abondance	92
La diversité des peuplements : la notion de filtre environnemental	95
Richesse spécifique et structure des peuplements	95
Composition taxonomique des peuplements	97
Le rôle des stratégies de vie des poissons	99
Stratégies nutritionnelles	99
Stratégies de reproduction	100
Conclusions sur la retenue	102
Chapitre 6	
Conclusions générales	103
Références bibliographiques	
Références bibliographiques	107
Annexe : clé de détermination des espèces de poissons du Sinnamary	113
Résumé	129
Abstract	131



59, Av. Émile Didier
05003 Gap Cedex
Tél. 04 92 53 17 00
Dépôt légal : 711
Décembre 2005
Imprimé en France

Entre 1990 et 2002, l'IRD a mené des études approfondies sur les peuplements piscicoles du fleuve Sinnamary en Guyane française, afin d'évaluer les effets du barrage hydroélectrique de Petit-Saut, mis en eau en janvier 1994. Quatre années d'observations avant la construction du barrage et neuf années après ont permis une description détaillée des peuplements de poissons dans le fleuve et une analyse de leur évolution sous l'effet de la perturbation majeure subie par ce bassin tropical. Cet ouvrage constitue une synthèse de ces études.

Il est exceptionnel, en milieu tropical, de disposer de données exhaustives concernant les conséquences d'un barrage sur les peuplements de poissons. La prise en compte d'études parallèles sur les autres compartiments de l'écosystème (invertébrés, végétation, chimie des eaux, hydrologie) rend possible une interprétation des mécanismes en jeu dans les transformations, seule à même d'anticiper les changements et d'en limiter les impacts négatifs.

Accessible à un large public grâce à une présentation didactique des méthodes scientifiques utilisées, l'ouvrage intéressera également les spécialistes à travers les interprétations des résultats présentés. Il constituera une référence utile dans le cadre d'autres projets de barrage ou d'aménagements similaires en région tropicale.

Mots clés

Amérique du Sud – grande rivière – barrage – poisson – écologie des communautés.

Between 1990 and 2002, IRD conducted an in-depth study on the fish communities of the Sinnamary River in French Guiana in order to assess the effects of Petit-Saut hydroelectric dam, closed in January 1994. Observations during the four years before and 9 years after the closure of the dam allowed a detailed description of fish communities in the river and their evolution under the effect of the large perturbation suffered by this tropical ecosystem. This book is the synthesis of these studies. For tropical environments, it is exceptional to have such a complete data set concerning the consequences of dam implantation on riverine fish communities. The inclusion of studies of other ecosystem compartments, in parallel with those of the fish communities, permits an integrated interpretation of the mechanisms brought into play during the dam-induced transformation. Accessible to non-specialists because of clear explanations of the scientific methods used, the book should also be of interest to specialists due to the detailed interpretations of the results. It will be an important reference study for all future dam projects and other related hydrological resources transformations in tropical regions.

Keywords

South America – large river – dam – fish – community ecology.

Bernard de Mérona est directeur de recherche à l'IRD. Spécialiste des poissons d'eau douce tropicaux, il a mené pendant plus de vingt ans des programmes de recherche en Amazonie sur l'écologie des poissons. Entre 1995 et 2002, il a dirigé le laboratoire d'hydrobiologie du centre IRD de Cayenne et coordonné le programme de suivi des peuplements ichtyologiques sous l'effet du barrage de Petit-Saut.

IRD Éditions

213, rue La Fayette
75480 Paris cedex 10
editions@paris.ird.fr

Diffusion

IRD, 32, avenue Henri-Varagnat
93143 Bondy cedex
fax : 01 48 02 79 09
diffusion@bondy.ird.fr

23 €



ISBN 2-7099-1581-2