



CENTRE DE CAYENNE
BP 165
97323 CAYENNE CEDEX



**STRUCTURE ET BIOLOGIE DES PEUPELEMENTS ICHTYQUES
DU FLEUVE SINNAMARY EN GUYANE FRANCAISE**

RAPPORT FINAL

Contrat EDF N° GP 7514

**Laurent LAUZANNE
Luis TITO DE MORAIS
Anne TITO DE MORAIS
Dominique PONTON**

Collaboration technique de Jean-Claude BRON

JUIN 1993

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
I MATERIEL ET METHODES	2
I.1 Etude des peuplements	2
I.2 Eléments de biologie	5
II CARACTERISTIQUES DES STATIONS ECHANTILLONNEES.....	6
II.1 Hydrologie, pluviométrie	6
II.2 Pêches à la roténone	10
II.3 Pêches aux filets maillants	21
III RESULTATS ET DISCUSSION	22
III.1 Données globales	22
III.2 Systématique - inventaires.....	30
III.3 Peuplements	47
III.4 Eléments de biologie	68
CONCLUSIONS GENERALES, PERSPECTIVES	127
BIBLIOGRAPHIE	130
ANNEXES (I , II ,III, IV)	

INTRODUCTION

La présente étude porte sur une convention prévoyant 14 tournées de terrain qui ont été réalisées de Mai 1991 à Juillet 1992. (Contrat GP 7514).

Notre rapport 90/91 rendait surtout compte des premières observations effectuées sur la zone du Sinnamary supérieur. Durant cette période nous avons commencé la constitution d'une collection de référence et proposé une liste préliminaire des poissons de la zone étudiée. Une esquisse de la composition des peuplements des différents milieux prospectés avait été établie. Les premières données biologiques relatives à la reproduction nous avaient permis de constater que la maturation et la ponte des principales espèces s'effectuaient pendant la longue saison des pluies. Nous avons émis l'hypothèse que les milieux périodiquement inondés, particulièrement les zones forestières, devaient jouer un grand rôle dans le processus de reproduction en tant que lieux de ponte et de nourricerie. Nous avons choisi d'étudier la zone amont du fleuve car à l'évidence il s'agissait de celle à partir de laquelle se ferait le repeuplement de la retenue. Pour ce qui concernait les perspectives 91/92 nous proposons d'étudier aussi bien à l'amont (zone amont de saut Dalles) qu'à l'aval (zone de la crique Vénus) le complexe fleuve-criques-zones inondées. En effet ces complexes nous apparaissaient très importants du point de vue fonctionnel.

Les objectifs fixés ont été réalisés en 91/92. Les études concernant la systématique, les peuplements, la biologie des espèces principales ont été poursuivies sur la zone amont, entreprises et menées à bien sur la zone aval. Une étude bibliographique, qui nous avait été demandée, sur la résistance des poissons aux faibles concentrations en oxygène, a été réalisée. Au cours de cette période il nous est apparu indispensable d'étudier particulièrement la survie des larves et des juvéniles, laquelle, plus que le succès de la ponte, conditionne le renouvellement des stocks. C'est ainsi que nous avons obtenu à la mi 92, l'affectation d'un chercheur spécialiste dont les premiers résultats seront exposés en annexe I. Bien que ne faisant pas partie du contrat de la première convention, des études avaient été menées sur les peuplements de juvéniles de l'estuaire. Les résultats, qui intéressent au premier chef les poissons estuariens, démontrent en outre le rôle insignifiant de l'estuaire comme nourricerie de poissons dulçaquicoles (annexe II). Une étude effectuée par l'un de nos stagiaires sur la forêt ennoyée, problème qui intéresse particulièrement EDF, figure également en annexe III. Depuis longtemps, nous avons l'intention de tester l'utilisation de la méthode du radio pistage sur les poissons du Sinnamary. Une étude de faisabilité, menée conjointement avec F. Travade, spécialiste d'EDF venu avec son matériel, s'est déroulée avec succès fin 92 (annexe IV). L'ORSTOM a acheté du matériel similaire et un technicien (J. Raffray) destiné à se spécialiser dans cette technique a été affecté.

Pendant cette période de nombreuses tournées ont été effectuées avec succès grâce aux talents et à la conscience professionnelle de nos piroguiers G. Elfort et A. Amezi, et de notre technicien J.C. Bron. La plupart du temps nous avons travaillé en collaboration avec les membres du Laboratoire d'Environnement de Petit Saut, Philippe Cerdan, Véronique Horeau et Sandrine Richard. Nous avons plaisir à les remercier ici pour leur aide précieuse, mais aussi pour leur bonne humeur communicative. Plusieurs collègues de l'ORSTOM ont également participé à diverses tournées dans les domaines botanique (Michel Hoff et Denis Loubry), télédétection (Marc Lointier) ainsi que nos stagiaires Marc Roulet et Cyrille Deshayes. Outre l'ambiance de fructueuse collaboration qui a toujours régné nous avons particulièrement apprécié la franche camaraderie qui présidait à ces tournées quelquefois pénibles et difficiles. Nous avons également mis en place une fructueuse collaboration avec le laboratoire d'hydrologie de l'ORSTOM Cayenne (P. Vauchel et P. Fraizy) qui devrait aller en s'intensifiant.

I MATERIEL ET METHODES

Nous avons orienté notre travail suivant deux axes:

Etude des peuplements de biotopes sélectionnés, en amont et en aval de Petit Saut,
Récolte d'éléments de biologie, notamment dans le domaine de la reproduction, afin d'acquérir les bases nécessaires à l'étude des juvéniles de poissons du Sinnamary.

I.1 Etude des peuplements

L'étude des peuplements ichtyques d'un milieu donné passe, en théorie, par la connaissance exhaustive des espèces présentes dans ce milieu. Si les échantillonnages à l'ichtyotoxique peuvent permettre de se rapprocher de ce but, il est bien connu que les pêches au filet maillant ne le permettent pas. Cependant, dans le cours principal du Sinnamary, les filets sont les seuls engins efficacement utilisables.

Notre démarche a donc consisté à adopter une définition restrictive des peuplements: "le peuplement ichtyque d'un milieu donné est défini comme l'ensemble des espèces de ce milieu susceptibles d'être capturées par l'engin de pêche le plus efficace dans ce type de milieu".

Dans chaque milieu, nous avons donc réalisé des séries de captures et noté d'une part les caractéristiques globales de la station et d'autre part des caractéristiques plus fines permettant d'identifier chaque capture. Une capture étant définie comme une séance de pêche à la roténone ou bien comme 24 h de pêche à l'aide d'une batterie complète de filets, à une date donnée et dans une station donnée.

I.1.1 Pêches à la roténone

La roténone utilisée est un extrait liquide d'une liane (*Deris elliptica*) commercialisée sous le nom de Predatox. Au cours de chaque séance de pêche, une portion de cours d'eau d'environ 40-50 m de long est isolée par un filet de 5 mm de vide de maille. La quantité de roténone versée est estimée afin d'obtenir une concentration d'environ 5 g/m³. Ainsi que le relève Loubens (1969), en milieu tropical l'action du poison est rapide (1/4 d'heure environ) et à ces concentrations, en quelques heures il ne reste plus aucun poisson vivant. Suivant la taille de la station prospectée nous avons donc récolté les poissons pendant 4 à 6 heures à l'aide d'épuisettes. Les filets sont laissés en place et le lendemain le site est visité à nouveau pour la récolte des poissons éventuellement laissés.

I.1.2 Pêches aux filets maillants

Les délais de livraison du matériel en Guyane ne nous ont pas permis de réaliser l'ensemble des prélèvements avec des filets toujours identiques. Trois types de filets ont donc été utilisés (Cf. tableau I.1). Des filets de flottabilité négative "BHV" de 8 m de long (FMP), et de 25 m de long (FMB) et des filets de surface "Ayello" de 25 m de long (FM). Ces derniers représentent le type préférentiel pour les milieux étudiés ici et la plupart des données obtenues l'ont été à partir de ces engins. Tous les filets étaient montés à 50 %.

Une capture avec les FMP représente 24 h de pêche avec 9 filets maillants soit un effort de pêche de 158,4 m²·24^{-h}.

Avec les FMB une capture représente 24 h de pêche avec 9 filets maillants soit un effort de pêche de 495 m²·24^{-h}.

Une capture avec les FM représente 24 h de pêche avec 10 filets maillants, soit un effort de pêche de 625 m²·24^{-h}.

Les captures par unité d'effort (CPUE en kg pour 100 m² de filets par 24 h) ont été calculées.

Tableau I.1: caractéristiques des batteries de filets
(voir texte)

FMP	Mailles	10	15	20	27	35	40	50	60	70	
	Longueur	8	8	8	8	8	8	8	8	8	
	Hauteur	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	
	Fil	210/2	210/2	210/2	210/2	210/3	210/3	210/3	210/3	210/6	
FMB	Mailles	10	15	20	27	35	40	50	60	70	
	Longueur	25	25	25	25	25	25	25	25	25	
	Hauteur	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	
	Fil	210/2	210/2	210/2	210/2	210/3	210/3	210/3	210/3	210/6	
FM	Mailles	10	15	20	25	30	35	40	50	60	70
	Longueur	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
	Hauteur	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
	Fil	20/100	20/100	30/100	30/100	30/100	40/100	40/100	40/100	50/100	50/100

I.1.3 Caractéristiques globales des stations

Les variables retenues sont les suivantes:

DATE; NUM_STA : numéro de station; NUM_CAP : numéro de capture.

T : température (en °C); TRAN : transparence (en m); PH : pH; CON : conductivité (en $\mu\text{S}/\text{cm}$).

COUV : pourcentage de couverture végétale au-dessus de la station :
 1- 0 à 24 %
 2- 25 à 49 %
 3- 50 à 74 %
 4- 75 à 100 %.

LAR : largeur de la rivière (en m); LONG : longueur de la portion de rivière échantillonnée (m)
 (Nous essayons de prendre des portions de même taille moyenne).

PER : période de prélèvement par rapport au cycle hydrologique (codés de 1 baisse des eaux- à 4 - hautes eaux-).

SIN : sinuosité de la portion étudiée codé de 0 (droit) à 3.

Position de la zone par rapport à des éléments remarquables (rapides, confluences) :

POS1 distance au plus proche rapide (en m).

POS2 distance à la plus proche confluence (en m).

CM : courant au milieu du bief (en m/s). ZM : profondeur au milieu du bief.

Pour les échantillonnages à la roténone seulement :

AB1 : Présence d'abris dans les berges (trous, racines, etc.), codage de 1 (peu) à 3 (beaucoup).

AB2 : Abris offerts par les rochers ou les dalles, si présents (trous, fissures, blocs jointifs mais ménageant des espaces entre eux, etc.) coder de 1 (peu) à 3 (beaucoup).

AB3 : Abris offerts par les troncs morts, si présents (tronc creux, ménageant un espace avec le fond, etc.) codés de 1 (peu) à 3 (beaucoup).

PENT : pente de la berge :

1 - Douce

2 - Marche suivie d'un flat

3 - Marche suivie d'une pente

4 - Abrupte

SNO : nature du substrat non organique (codée logiquement sur 6 digits (vrai/faux = 0/1)) :

(SNO1)- Dalle de rochers

- (SNO2)- Vase - sable (diamètre < 2 mm)
- (SNO3)- Gravier (2-16 mm)
- (SNO4)- Cailloux (17-64 mm)
- (SNO5)- Galets (65-256 mm)
- (SNO6)- Rochers (> 256 mm)

SO : substrat organique (codée logiquement sur 6 digits (vrai/faux = 0/1)) :

- (SO1)- Vase
- (SO2)- Feuilles mortes
- (SO3)- Branches ou troncs morts
- (SO4)- Végétation aquatique
- (SO5)- Végétation terrestre immergée herbacée
- (SO6)- Végétation terrestre immergée arbustive

I.1.4 Caractéristiques ponctuelles des prélèvements

Au niveau de chaque filet :

Dates de relève : DATE

Date pose : DPOS

Date de mesure : DMES

Distance à la berge :

- D1 distance à la berge du point le plus amont du filet (m)
- D2 distance à la berge du point le plus aval du filet. (m)

Profondeur

- Z1 profondeur au point le plus amont du filet (m)
- Z2 profondeur au point le plus aval du filet. (m)

Courant (C) (m/s)

Caractéristiques de la berge au lieu de pose du filet (BER) : Pente de la berge au lieu de pose (PENT_PON):

- 1 - terreux
- 2 - sableux
- 3 - rocaillieux.

- 1 - Douce
- 2 - Marche suivie d'un flat
- 3 - Marche suivie d'une pente
- 4 - Abrupte

Pourcentage de couverture végétale dans le rectangle d'inclusion du filet (COUV_PON)

- 1- 0 à 24 %
- 2- 25 à 49 %
- 3- 50 à 74 %
- 4- 75 à 100 %.

Végétation rivulaire : VRIV

- 0 - Aucune
- 1 - Immergée
- 2 - Basse
- 3 - Haute

Nature du fond : FOND

- 0 - Eau libre
- 1 - Embacle
- 2 - Rochers
- 3 - Sous-berge

Pour les échantillonnages à la roténone seulement :

Un quadrillage du bief échantillonné a été effectué, conduisant à une matrice comprenant la distance au filet de barrage du point de mesure X_i ; la distance à la berge; la nature du substrat non organique au point de mesure (variable SNO codée logiquement sur 6 digits (vrai/faux = 0/1)); la nature du substrat organique au point de mesure (variable SO codée logiquement sur 6 digits (vrai/faux = 0/1)); le courant au point de mesure; la profondeur au point de mesure (en m).

I.1.5 Base de données et traitements

Chaque poisson capturé est référencé par son nom de genre et d'espèce, un code en quatre lettres et le numéro de la capture qui a permis sa récolte.

Chaque capture est référencée par sa date, la station de prélèvement, le moyen de prélèvement, le récolteur les caractéristiques globales de la station et les caractéristiques ponctuelles propres à chaque prélèvement.

Une base de données a été constituée sur FoxPro sur compatible PC. Mais, vu sa taille et devant les difficultés de gestion, les données ont été transférées sur une station de travail Sun et la gestion et les traitements statistiques sont réalisés à l'aide du logiciel SAS. Le transfert de la base sous le logiciel INGRES est en cours.

Pour chaque série de prélèvements dans une même station (au filet comme au poison), la fréquence cumulée des espèces capturées a été portée sur un graphique en fonction du nombre de captures réalisées. Lorsqu'un plateau est atteint, le nombre d'espèces maximum capturable par l'engin en question dans la station considérée est atteint. Le peuplement, au sens de notre définition (Cf. ci-dessus I.1), peut alors être connu.

La courbe est de la forme $y = a e^x$. Soit sous forme linéaire $\log(y) = a \cdot \log(x) + b$. Où y = fréquence cumulée des espèces et x = nombre d'échantillonnages. Pour chaque moyen de prélèvement, il est alors possible de calculer l'équation de la courbe, non plus en utilisant les fréquences cumulées, mais le pourcentage du total des espèces capturées. Ces équations permettent alors d'estimer le nombre d'espèces susceptibles d'être rencontrées au total dans une autre station dans laquelle seul un nombre plus restreint d'échantillonnages a pu être réalisé.

Lorsque le plateau a été atteint et que le peuplement d'un milieu donné peut être considéré comme connu, il est possible d'effectuer des comparaisons entre différents milieux.

Pour tester l'existence de similitudes entre les peuplements, nous avons utilisé le test de rang de Spearman et le coefficient de corrélation de point (ϕ) qui sont généralement adaptés à ce type de données (Daget, 1979; Scherrer, 1984). Le test du χ^2 n'est pas applicable car le nombre d'espèces rares (fréquence attendue $< 5\%$) est trop élevé.

Lorsque le nombre maximal d'espèces capturables dans un milieu donné n'est pas atteint (i.e. le plateau n'est pas atteint dans la courbe des fréquences cumulées), les comparaisons entre peuplements sont à considérer comme purement indicatives. Seuls les cas de présence d'une espèce dans un milieu mal connu et son absence dans un milieu considéré comme connu de façon exhaustive peuvent être tenues pour significatives.

Les résultats obtenus nous ont donc conduits à surseoir à l'exploitation statistique des données sur les caractéristiques du milieu avant d'avoir obtenu de meilleures séries de données pour les peuplements ichtyques des différentes stations. Ces caractéristiques ne seront donc présentées ici que de façon purement descriptive.

I.2 Eléments de biologie

Chaque poisson capturé a été mesuré (LS, longueur standard; parfois LF, longueur à la fourche et LT, longueur totale), pesé individuellement ou par groupes de taille équivalente. Les individus capturés au filet ont été disséqués pour observation des stades sexuels:

Femelles	F1	Femelles immatures ou en repos sexuel,
	F2	Femelles en début de maturation,
	F3	Femelles en maturation,
	F4	Femelles matures,
	F5	Femelles en cours de ponte,
	F6	Femelles ayant pondu récemment.

Mâles	M1	Mâles immatures ou en repos sexuel,
	M2	Mâles en maturation,
	M3	Mâles en période d'émission de sperme.

Ces données permettent, lorsque les effectifs par espèce sont suffisants (nous avons retenu une limite inférieure de 30 individus du même sexe), d'estimer les périodes de ponte des différentes espèces.

Les sex-ratios (pourcentages relatifs de mâles et de femelles) et les coefficients de condition ($10^5 \cdot \text{Poids/LS}^3$) ont également été calculés. Ce dernier coefficient diminue fortement au moment de la maturation et de la ponte et permet donc également de préciser les périodes de ponte.

II CARACTERISTIQUES DES STATIONS ECHANTILLONNEES

Nous présenterons dans ce chapitre une vue générale, descriptive, des conditions environnementales des milieux prospectés (Figures II.1 et II.2). Les caractéristiques détaillées ne feront pas l'objet d'une description.

II.1 Hydrologie, pluviométrie

Les données présentées dans ce sous-chapitre nous ont été fournies par le laboratoire d'hydrologie opérationnelle du centre Orstom de Cayenne.

II.1.1 Hydrologie

Le Sinnamary présente un module moyen annuel de $270 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ marqué par de fortes crues de courte durée ce qui produit un diagramme des hauteurs d'eau particulièrement haché (fig. II.3).

II.1.2 Pluviométrie

Le régime hydrologique du Sinnamary est sous l'influence directe de la pluviométrie. La pluviométrie moyenne annuelle (1956-1976) sur le bas du bassin du Sinnamary a été de 2777 mm (Ecerex, 1983). Comme sur l'ensemble de la Guyane, après la saison sèche d'octobre-novembre, les pluies reprennent pour atteindre leur maximum d'avril à juin après une diminution aux alentours de mars. Ces périodes sont bien entendu variables suivant les années. Ainsi dans notre période d'étude (fig. II.4), dans le haut Sinnamary le maximum des pluies a été en mai-juin en 1991 et en avril en 1992. Parallèlement, la saison sèche a également été décalée, le mois de novembre ayant été pluvieux en 90 et sec en 1991.

II.1.3 Oxygène dissous

Données de Richard (1992):

En amont de saut Dalles, les valeurs de pourcentage de saturation en oxygène (à 25°C) se situent pendant la journée entre 67% et 95% dans le cours principal, 76% et 93% dans les criques et 50% et 78% dans la forêt inondée. La nuit le pourcentage descend à 22% de saturation dans la forêt inondée alors qu'il reste élevé dans le cours principal.

En aval, de jour, le pourcentage varie de 84 % à 90% dans le fleuve et de 60% à 80% dans la crique Vénus.

Dans le pri pri Petit Tango les valeurs observées vont de 20% à 50% en surface et de 0 à 3% au fond dans les eaux libres. De 40% à 65% en surface et de 25% à 55% à 50 cm de profondeur dans les joncs. De 20% à 28% en surface et de 0 à 27% à 50 cm de profondeur dans les aires à *Montrichardia* sp. (moucou-moucou).



Figure II.1 L'estuaire et le Sinnamary moyen (carte IGN 1/500 000). Les flèches indiquent les lieux de prospection.

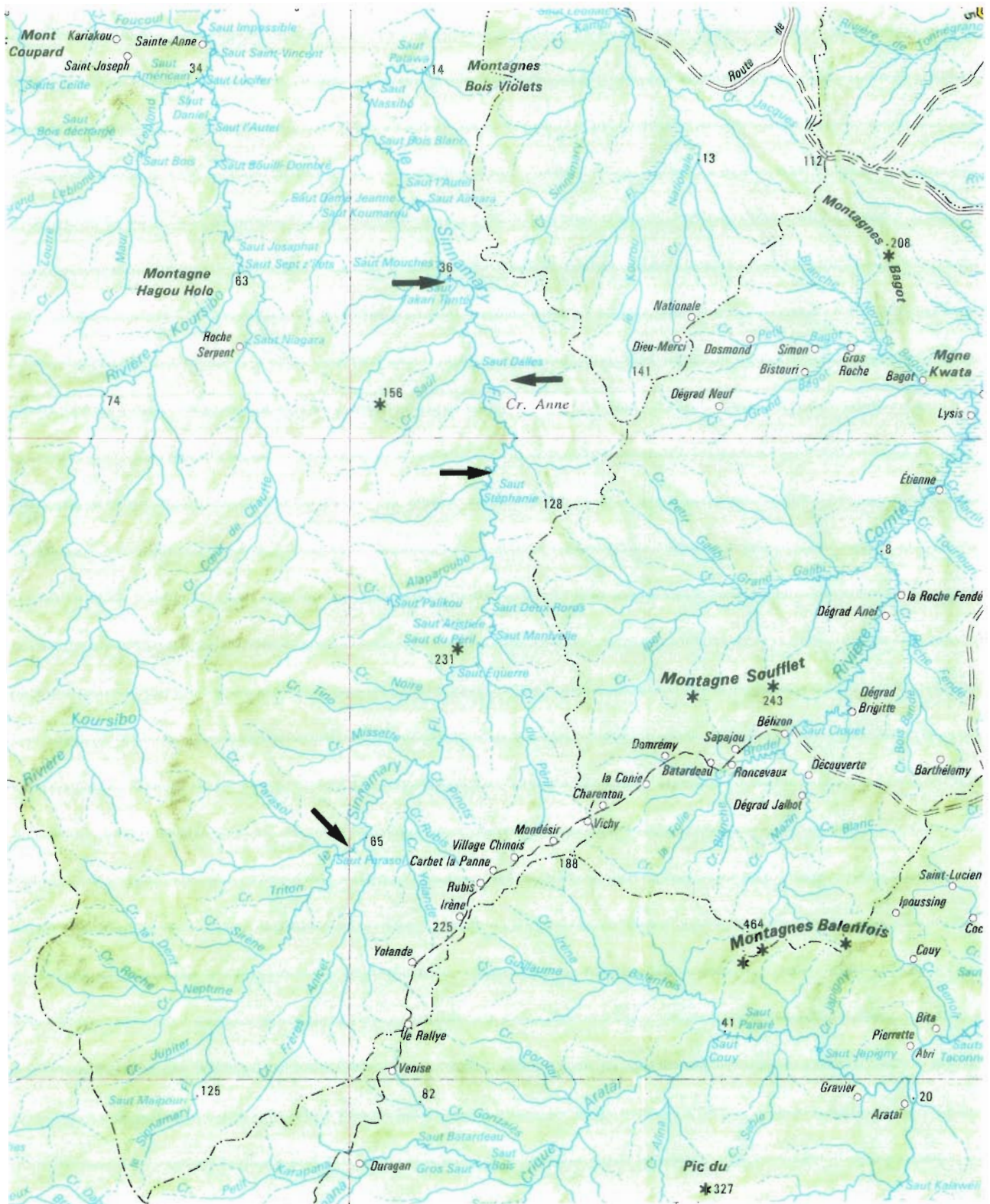


Figure II.2 Le Sinnamary supérieur (carte IGN 1/500 000). Les flèches indiquent les lieux de prospection.

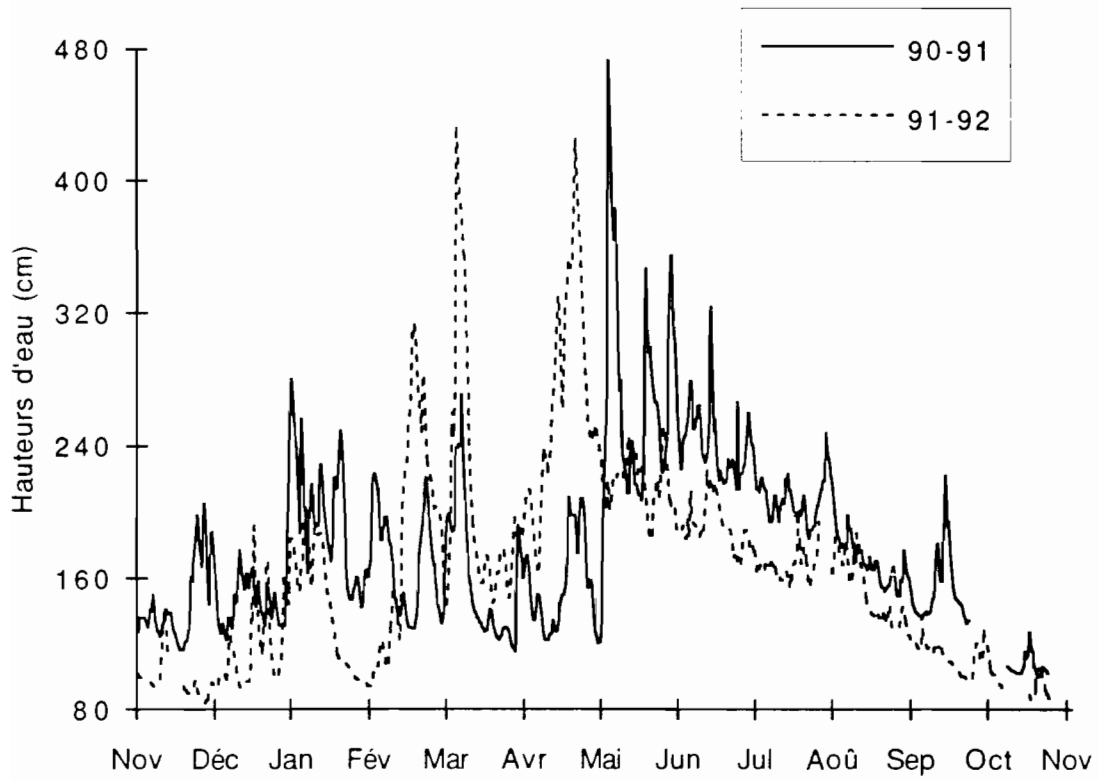


Figure II.3 hauteurs d'eau à Saut Dalles

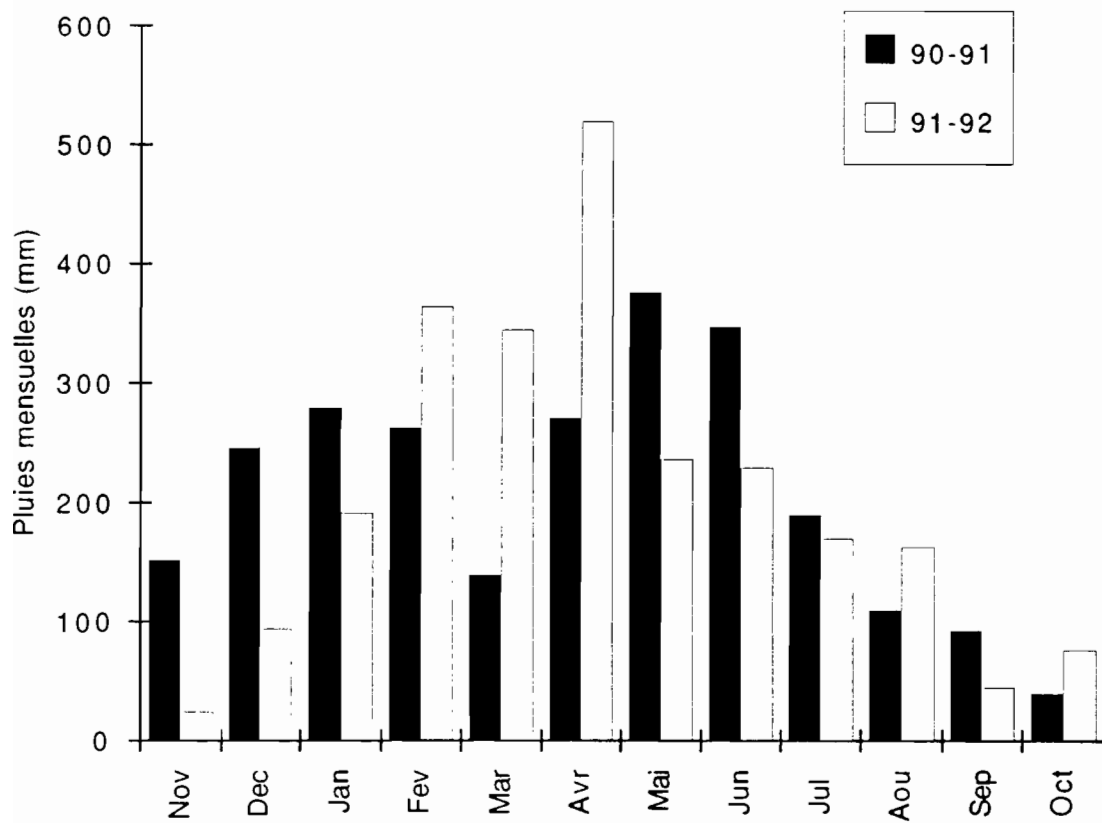


Figure II.4 pluviométrie dans le haut Sinnamary

II.2 Pêches à la roténone

Parmi les 26 échantillonnages effectués à la roténone, 10 ont été réalisés en aval de Petit Saut (fig. II.5) : 6 dans la crique Vénus, 1 dans un diverticule temporaire de la crique (div. Antonin) et 3 dans le pri pri Petit-Tango; 16 autres ont été effectués en amont (fig. II.6) : 6 dans la crique Anne, 2 dans un diverticule du fleuve associé à une petite crique (div. Loubry), 4 dans la forêt inondée, 1 dans une petite crique temporaire (cr. Luzmila), 2 dans des rapides (saut Takari Tanté et saut Parasol) et enfin 1 dans un bistouri associé à saut Parasol (bistouri Hoff).

D'une manière générale, nous avons cherché dans chaque station à revenir aux mêmes endroits aussi souvent que possible. Cela n'a pas toujours été le cas, nous avons alors échantillonné une zone au plus près de la première station de référence. De toute façon, dans un même endroit, les conditions changent nécessairement d'une fois sur l'autre d'où l'importance de se référer aux tableaux ci-dessous pour avoir les conditions globales du milieu pour une station donnée. Les descriptions qui suivent peuvent cependant donner une idée du type de chaque milieu considéré.

II.2.1 Distance des stations aux points remarquables

La distance de chaque station aux rapides et aux plus proches confluences (tab. II.1) est utile à l'étude des peuplements pour analyser les analogies et les possibilités d'échange entre les différents milieux. La distance à la source (tab. II.1 et fig. II.7) est utilisée dans les études de zonation longitudinale des peuplements.

Tableau II.1
Distances (en mètres) aux points remarquables

Station	Date	Largeur (m)	Longueur (m)	Distance/rapide (m)	Distance/confl. (m)	Distance/source (km)
Cr. Vénus	24/7/91	6	30	15000	300	205
	2/10/91	10	50	15000	300	205
	11/12/91	5,7	68	15000	300	205
	17/2/92	8	70	15000	300	205
	8/4/92	8	45	15000	300	205
	27/6/92	6	65	15000	300	205
Petit Tango	24/5/91	20	20	15000	1000	205
	25/7/91	20	20	15000	1000	205
	7/4/92			15000	1000	205
Cr. Anne	14/6/91	8,5	50	1500	500	94
	29/8/91	8	25	1500	250	94
	4/11/91	15	20	1500	200	94
	15/1/92	15	40	1500	200	94
	24/5/92	8	25	1500	250	94
	23/7/92	8,7	42,8	1500	250	94
Div. Loubry	30/8/91	10	20	12000	200	84
	5/11/91	8	25	12000	200	84
Bist. Hoff	11/1/92	2	30	0	500	40
Cr. Luzmila	22/7/92	3,7	47,6	8000	0	90
Div. Antonin	26/6/92	3	21	15000	400	205
Rapides	14/1/92	4	15	0	750	40
	11/1/92	5	5	0	200	108
Forêt inondée	12/6/91	20	20	12000	100	84
	13/6/91	15	20	10000	150	84
	8/3/92	25	25	12000	100	84
	10/3/92	13	25	1500	300	84

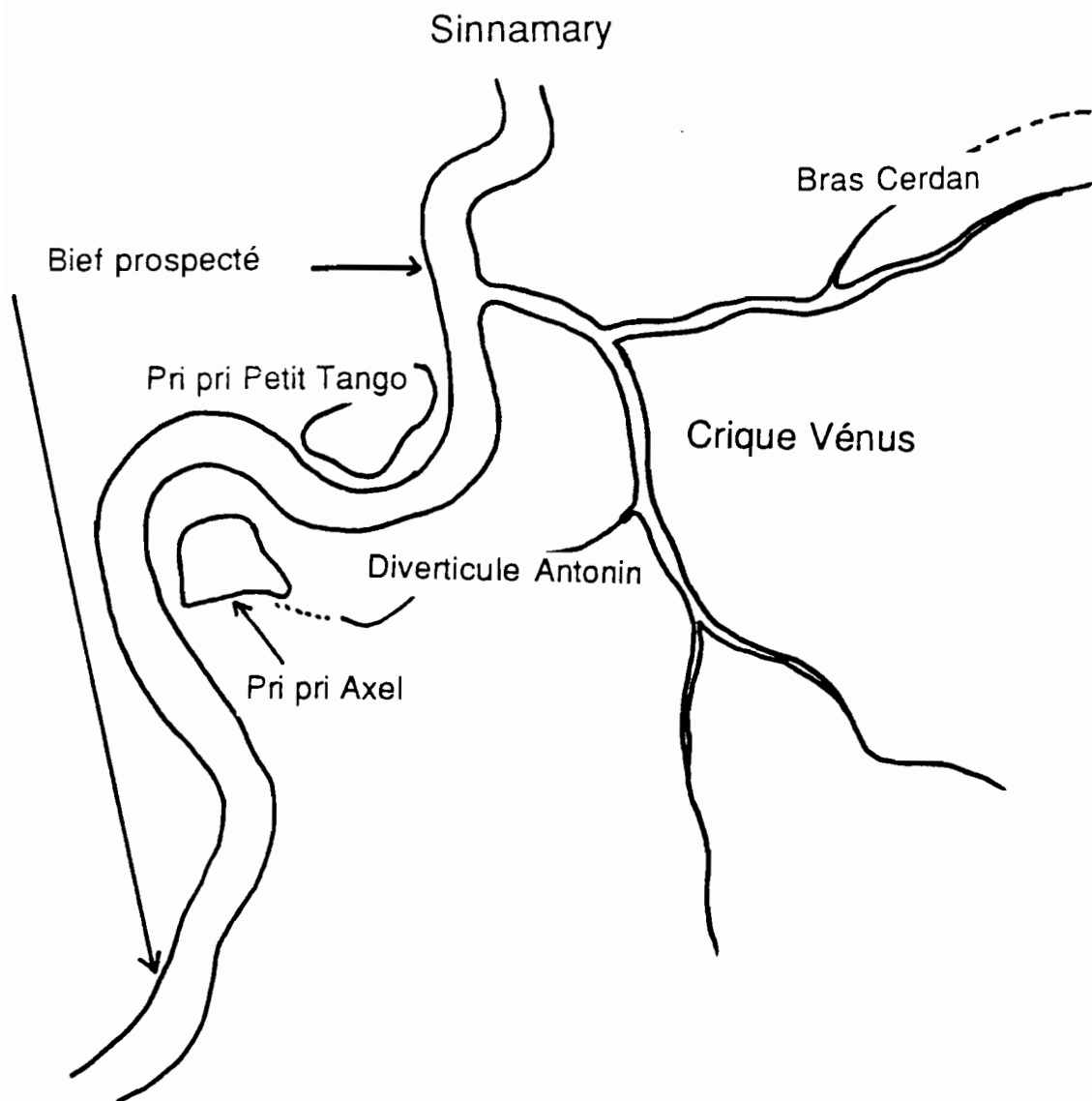


Figure II.5 La zone de la crique Vénus (schéma)

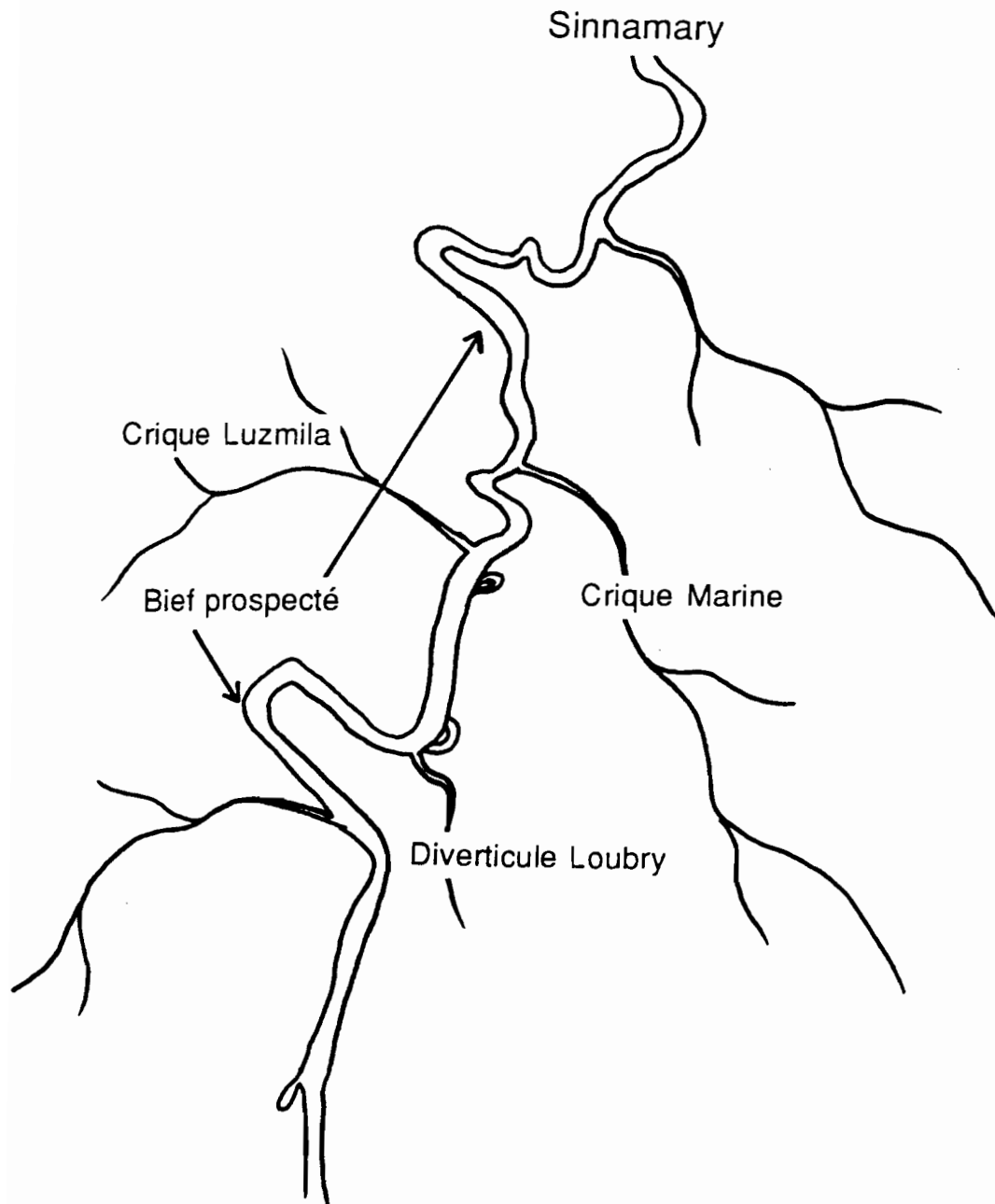


Figure II.6 La zone amont saut Dalles (schéma)

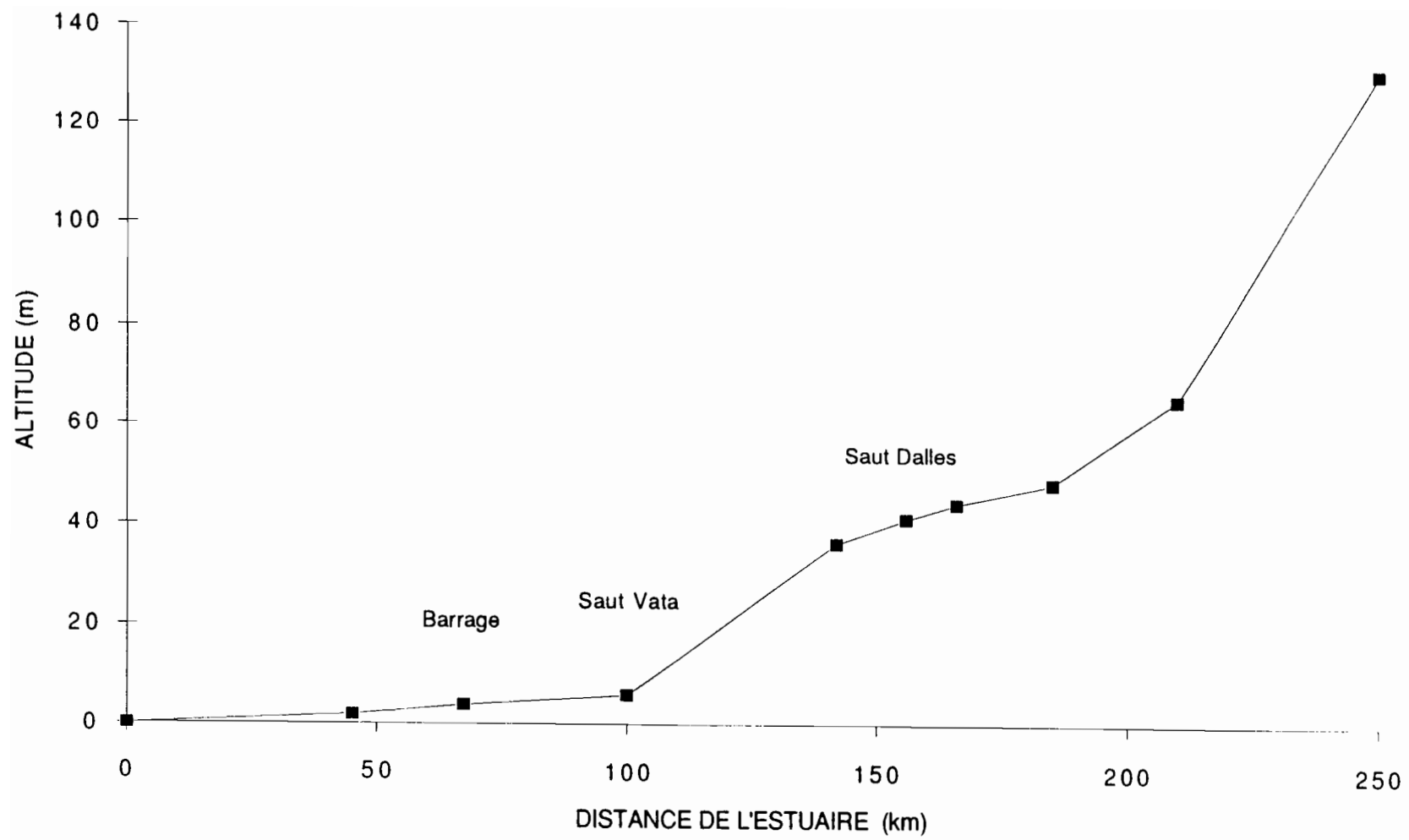


Figure II. 7 profil du Sinnamary

II.2.2 Caractéristiques physiques des stations

Ces données (fig. II.8 à II.11 et tab. II.2) nous ont été en partie fournies par S. Richard du laboratoire d'environnement de Petit-Saut, à titre de communication personnelle, soit tirés de ses rapports (Richard, 1992).

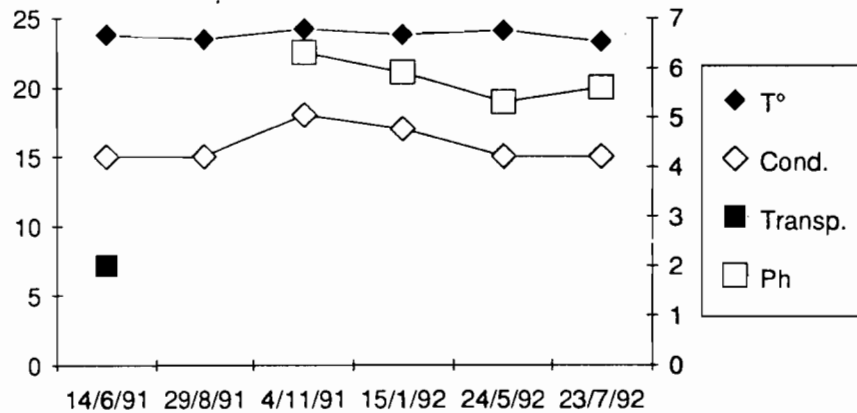


Figure II.8
Crique Anne - roténones.
(température (T°) et conductivité ($\mu S \cdot cm^{-1}$): échelle de gauche
transparence (m) et pH: échelle de droite.)

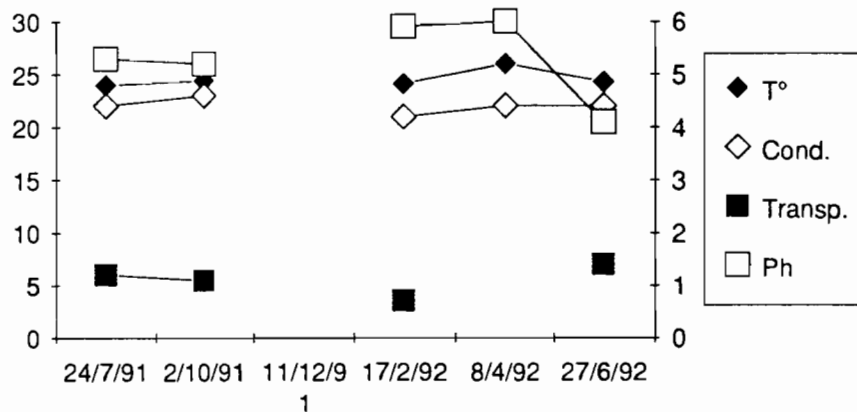


Figure II.9
Crique Vénus - roténones
(température (T°) et conductivité ($\mu S \cdot cm^{-1}$): échelle de gauche
transparence (m) et pH: échelle de droite.)

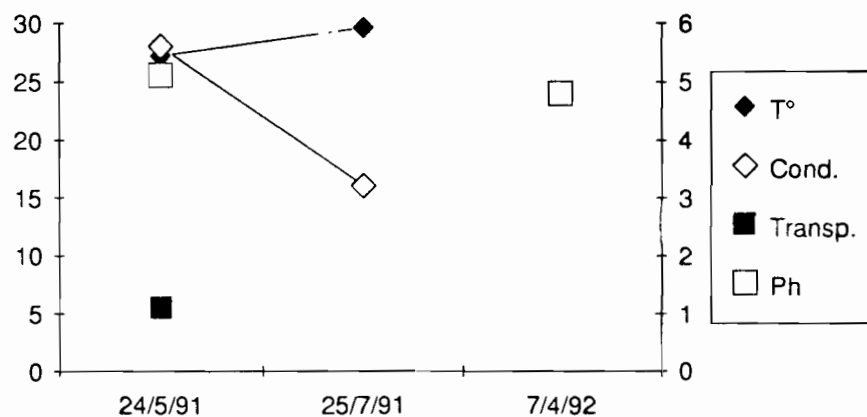


Figure II.10

Pri-pri Petit Tango - roténones (température (T°) et conductivité (μS·cm⁻¹): échelle de gauche transparence (m) et pH: échelle de droite).

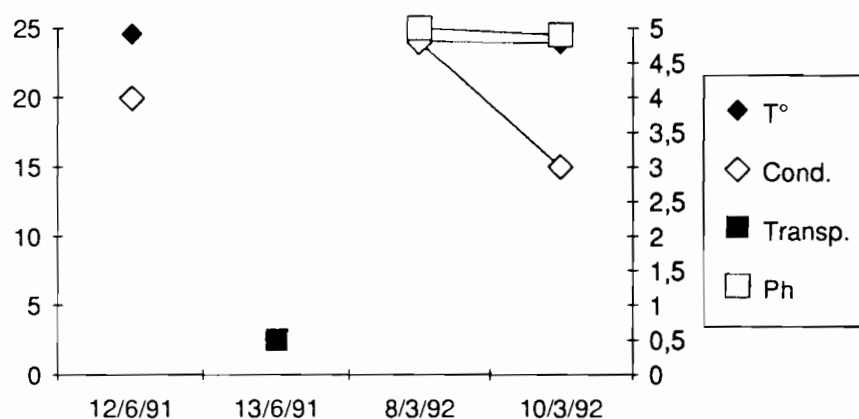


Figure II.11

Forêt inondée - roténones (température (T°) et conductivité (μS·cm⁻¹): échelle de gauche transparence (m) et pH: échelle de droite).

Pour les autres roténones les valeurs sont consignées dans le tableau II.2

Tableau II.2
Caractéristiques physico-chimiques des autres stations

Station	Date	Temp. (°C)	Cond. (μS/cm)	Transp. (m)	Ph
Div. Loubry	30/8/91	26,5	23	-	-
	5/11/91	23,8	23	-	6,2
Bist. Hoff	11/1/92	-	-	-	-
Cr. Luzmila	22/7/92	24,5	22	-	6
Div. Antonin	26/6/92	25,1	21	1,1	4,4

Pour les rapides, nous ne disposons pas de données fiables pour ces paramètres.

II.2.3 Evolution du pourcentage de couverture végétale dans les stations

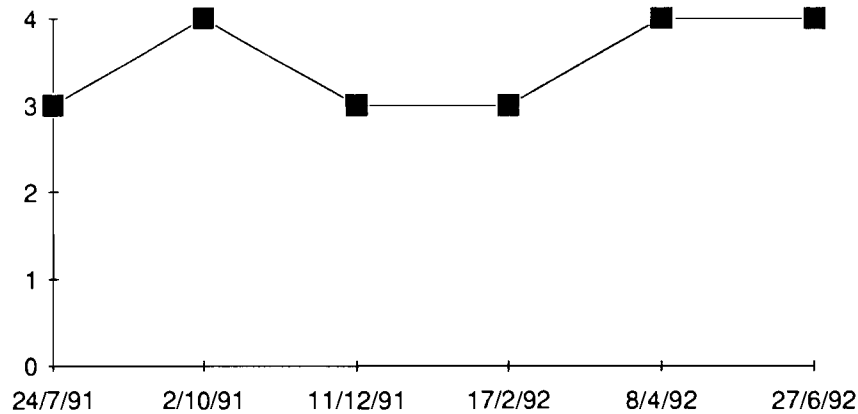


Figure II.12

Evolution de la couverture végétale dans la crique Vénus (Le pourcentage de couverture végétale a été codé : 1: 0-25%, 2: 26-50%, 3: 51-75%, 4: 76-100%)

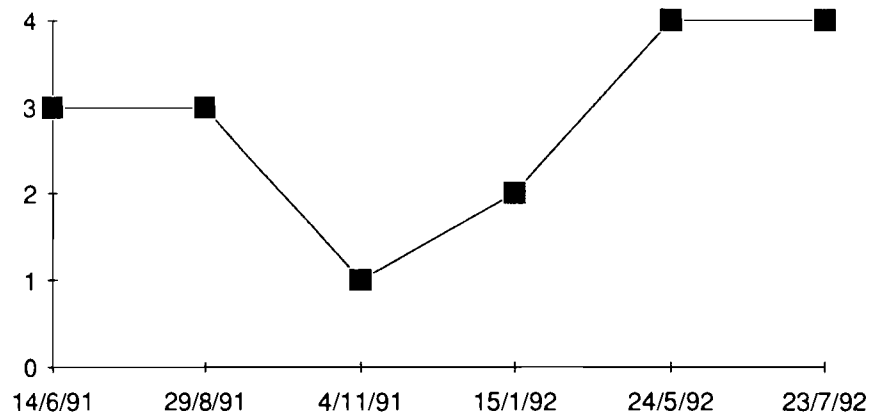


Figure II.13

Evolution de la couverture végétale dans la crique Anne (Le pourcentage de couverture végétale a été codé : 1: 0-25%, 2: 26-50%, 3: 51-75%, 4: 76-100%)

Le pri pri Petit Tango comme les rapides se situent tous dans des zones centrales éloignées de tout couvert végétal (pourcentage: 0, codé: 1). Pour les autres stations, les valeurs sont notées dans le tableau II.3:

Tableau II.3:
Pourcentage de couverture végétale des autres stations

Station	Date	% de Couv.
Div. Loubry	30/8/91	3
	5/11/91	4
Bist. Hoff	11/1/92	4
Cr. Luzmila	22/7/92	4
Div. Antonin	26/6/92	4

II.2.4 Présence d'abris potentiels

La présence d'abris potentiels pour les poissons a été codée de 1 (peu) à 3 (beaucoup). Dans les berges, il s'agit des trous, des racines, etc. Les abris offerts par les rochers et les dalles comprennent les trous, fissures, blocs ménageant des espaces entre eux, etc. Les abris offerts par les troncs sont retenus s'ils ménagent un espace avec le fond ou si les troncs sont creux (fig. II.14, II.15; tab. II.4).

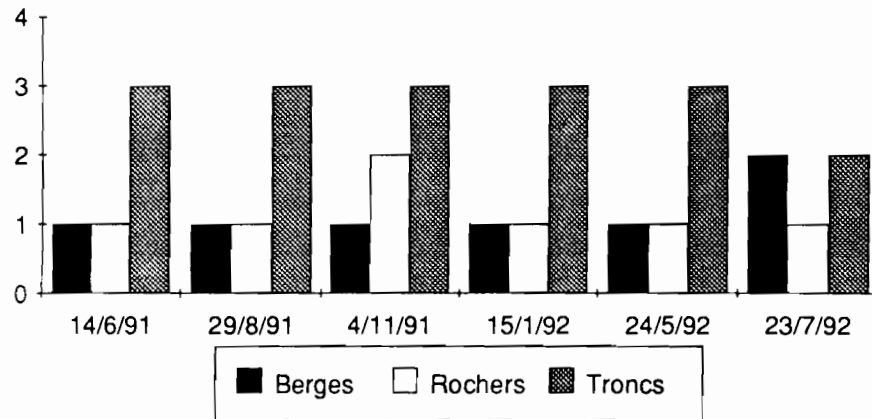


Figure II.14
Présence d'abris potentiels dans la crique Anne

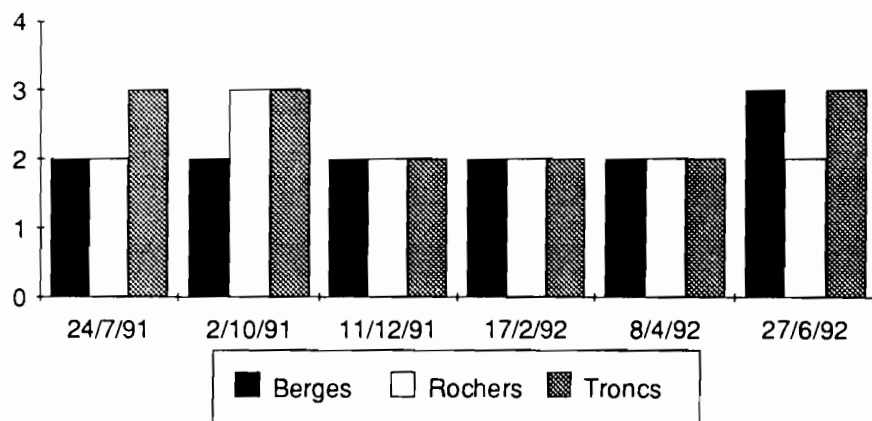


Figure II.15
Présence d'abris potentiels dans la crique Vénus

Tableau II.4
Présence d'abris potentiels pour les autres stations

Station	Date	Berges	Rochers	Troncs
Div. Loubry	30/8/91	3	1	3
	5/11/91	1	1	2
Bist. Hoff	11/1/92	1	3	3
Cr. Luzmila	22/7/92	3	1	3
Div. Antonin	26/6/92	1	1	3
Rapides	11/1/92	2	3	1
	14/1/92	1	3	1
Forêt inondée	12/6/91	1	1	3
	13/6/91	1	1	3
	8/3/92	1	1	3
	10/3/92	1	1	3

II.2.5 Nature du substrat par station

La nature du substrat non organique (i.e. en fonction de la granulométrie du substrat) a été codée logiquement: 0 lorsque le substrat donné n'est pas présent dans la station, 1 lorsque le substrat est présent dans la station.

SNO1: dalle de roche
 SNO2: sable/vase (diamètre <2mm)
 SNO3: graviers (d. 2-16 mm)
 SNO4: cailloux (d. 17-64 mm)
 SNO5: galets (d. 65-256 mm)
 SNO6: rochers (d. >256 mm)

La nature du substrat organique a été codée logiquement: 0 lorsque le substrat donné n'est pas présent dans la station, 1 lorsque le substrat est présent dans la station.

SO1: vase
 SO2: feuilles mortes
 SO3: branches ou troncs morts
 SO4: végétation aquatique
 SO5: végétation terrestre immergée herbacée
 SO6: végétation terrestre immergée arbustive

Tableau II.5
 Matrice logique des substrats rencontrés

Station	Date	SNO 1	SNO 2	SNO 3	SNO 4	SNO 5	SNO 6	SO 1	SO 2	SO 3	SO 4	SO 5	SO 6
Cr. Vénus	24/7/91	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0
	2/10/91	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
	11/12/91	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0
	17/2/92	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
	8/4/92	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0
	27/6/92	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0
Div. Antonin	26/6/92	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Petit Tango	24/5/91	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
	25/7/91	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
	7/4/92	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Rapides	11/1/92	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
	14/1/92	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Forêt inondée	12/6/91	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
	13/6/91	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1
	8/3/92	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
	10/3/92	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Cr. Anne	14/6/91	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0
	29/8/91	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
	4/11/91	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
	15/1/92	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0
	24/5/92	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
	23/7/92	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
Div. Loubry	30/8/91	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0
	5/11/91	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Div. Hoff	11/1/92	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Cr. Luzmila	22/7/92	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0

a) crique Vénus

La crique Vénus se présente comme un réseau de criques anastomosées avec des zones de forêt inondable en période de hautes eaux et des petites criques temporaires (ou diverticules) présentes également seulement en hautes eaux. Située dans la portion du fleuve sous influence de l'onde de marée, son régime hydrologique est complexe, avec des inversions possibles du sens du courant, les eaux du Sinnamary faisant barrage et envahissant même la partie aval de la crique. Le fond est en général vaseux (présence d'aires sablo-vaseuses, de galets et de rochers épars). En bordure, présence de trous dans les berges et de végétation herbacée immergée, mais pas d'arbres immergés. En revanche, de très nombreux arbres tombés rendent le milieu complexe avec la présence de nombreux abris potentiels. Les six échantillonnages ont été effectués dans deux des branches principales du réseau.

b) diverticule Antonin

Il s'agit d'un milieu temporaire qui en très hautes eaux draine probablement le pri pri Axel situé sur la rive droite du fleuve. Ce diverticule peut être soumis à l'influence de l'onde de marée et des renverses de courant. Le substrat est vaseux recouvert de feuilles mortes et le milieu complexe avec de multiples troncs et branchages en travers du cours.

c) pri pri Petit-Tango

Ce marais semble relativement indépendant du cours principal et directement alimenté par les pluies. Son substrat est vaseux. Les espaces d'eau libre sont restreints, la majeure partie de la surface étant recouverte de végétation aquatique (jacinthes d'eau, cypéracées et *Montrichardia* sp. essentiellement). Par rapport à toutes les autres stations ce milieu apparaît comme plus simple et présente des conditions extrêmes pour de nombreux facteurs.

d) crique Anne

Les grandes variations saisonnières de hauteur d'eau et de courant nous ont conduits à réaliser les échantillonnages dans deux bras intermittents et dans la branche principale. Il s'agit dans l'ensemble de zones au sédiment essentiellement sableux mais avec présence de plages de sédiments plus grossiers de divers types et de quelques rochers de petite taille. Pas de présence de végétation terrestre immergée mais d'une végétation aquatique éparse.

e) crique Luzmila

Cette crique temporaire présente des sédiments plus grossiers que le diverticule Antonin. Pas de présence de végétation.

f) diverticule Loubry

Ce milieu est alimenté à la fois par une petite crique en amont, par le fleuve en aval, et en amont également par les eaux de débordement du fleuve qui passent à travers les zones inondées en hautes eaux. Le substrat est en général fin et le milieu peu complexe malgré la présence de quelques troncs et branchages.

g) forêt inondée

Les échantillonnages en forêt inondée ont porté sur 3 zones, toutes en amont de saut Dalles: en bordure de 2 criques et en bordure du diverticule Loubry. Le sédiment est sablo-vaseux, recouvert de feuilles mortes et le milieu rendu complexe par la présence de multiples branchages et troncs morts.

Les zones de forêt inondée explorées en amont de saut Dalles sont envahies par l'eau dès que le niveau à saut Dalles atteint la cote 240. A partir des données de la courbe de la figure II.3, il apparaît qu'en 1991 52 jours ont été au dessus de cette cote contre 44 jours en 1992 (tab. II.6). En outre, nos observations ont montré que si le niveau descend sous la cote 240 pendant une courte période seulement (2-3 jours) la zone reste inondée. Par ailleurs, d'autres zones dans lesquelles nous n'avons pas prospecté, en particulier celles à *Inga* sp. et à *Montrichardia* sp., sont inondées bien avant que le niveau n'atteigne la cote 240.

Tableau II.6
Nombre de jours en 1991 et 1992 où le niveau
d'eau atteint la cote 240 à saut Dalles

1991		1992	
1-6/01	6		
21/01	1	17-24/02	8
9-11/03	3	5-13/03	9
7-14/05	8	14/04-4/05	21
18/05	1	15-17/05	3
23-29/05	7	29-31/05	3
1-15/06	16		
18-21/06	4		
29/06	1		
3-6/07	4		
4/08	1		
Total	52		44

h) rapides (saut Takari Tanté et saut Parasol)

Ces deux rapides présentent des caractéristiques de substrat assez voisines bien que les dalles rocheuses soient échantillonnée soit en bordure (avec présence d'arbustes inondés) et non en zone centrale comme à saut Takari Tanté.

i) bistouri Hoff

Le saut parasol est formé de deux marches séparées d'une vasque. Le bistouri Hoff est un petit cours d'eau temporaire qui, en hautes eaux, relie la vasque intermédiaire et l'aval du saut. Le substrat est essentiellement rocheux (dalles et blocs) mais pour l'ensemble des facteurs, ce milieu est celui qui présente le plus de faciès différents parmi ceux que nous avons étudiés.

II.2.6 Conclusions sur les stations "Roténone"

Au-delà de la séparation amont/aval, nous pouvons discerner par leurs caractéristiques générales 4 grands ensembles:

1) des milieux "extrêmes": pri pri Petit Tango (eaux stagnantes à faible oxygénation et faible pH) et les rapides (eaux vives sursaturées en oxygène). Opposés pour ces caractéristiques, ces deux milieux ont néanmoins tous deux des aspects proches: relative homogénéité du substrat, faible diversité des types d'abris potentiels offerts aux poissons, absence de végétation arbustive surplombante.

2) des milieux temporaires de type "crique": le diverticule Antonin en aval et la crique Luzmila et le bistouri Hoff en amont. Ce sont les stations où les caractéristiques du milieu que nous avons étudiées apparaissent les plus diversifiées. Cependant, ce sont des milieux instables par définition, susceptibles d'assèchement et soumis à de forts courants lors des grandes crues.

3) des milieux temporaires de type "forêt inondée": ce sont également des stations à forte diversité pour ce qui est des caractéristiques étudiées. Cependant, les courants y sont en général plus faibles et l'influence des eaux du fleuve plus forte.

4) des milieux permanents de type "crique": la crique Vénus en aval et la crique Anne et le diverticule Loubry en amont. La crique Vénus peut être soumise à l'influence de l'onde de marée et donc être envahie par les eaux du fleuve dans sa partie basse. La crique Anne subit peu l'influence des eaux du Sinnamary alors que le diverticule Loubry leur est directement soumis et se rapproche des milieux temporaires par certaines de ses caractéristiques. Pour ce qui est de la diversité des caractéristiques générales observées, le moins diversifié est le diverticule Loubry, puis la crique Vénus (qui offre le plus d'abris potentiels aux poissons) et enfin la crique Anne présentant les types de faciès les plus nombreux.

II.3 Pêches aux filets maillants

II.3.1 Caractéristiques générales des stations

Dans le tableau II.7, chaque capture correspond à 24 h de pêche. Les moyens sont les batteries de filets maillants BHV de 25 m de long (FMB), les filets maillants BHV de 8 m de long (FMP) et les filets maillants "Ayello" de 25 m de long (FM). Les largeurs sont les largeurs du bief le long duquel les filets ont été tendus. La longueur est la distance comprise entre le filet le plus en amont et le filet le plus en aval. La période du cycle hydrologique a été codée de 1 (jusant) à 4 (hautes eaux). La sinuosité du bief échantillonné est codée de 0 (droit) à 3. Les positions indiquées sont les distances au plus proche rapide et la distance à la plus proche confluence.

Tableau II.7
Caractéristiques générales des stations

Date	Station	Numéros de capture	Moyen	Largeur (m)	Longueur (m)	Période	Sinuosité	Position/rapides (m)	Position/confluence (m)
juin 91	bief amont	7-8-9	FMB	40	500	4	1	12000	0
août 91	bief amont	23-24-25-28	FMB	40	500	1	1	12000	0
nov. 91	bief amont	34-35-36	FM	35	800	2	3	12000	0
jan. 92	bief amont	43-44-45	FM	40	700	3	1	12000	0
mars 92	bief amont	54-55-56	FM	58,5	200	3	1	12000	0
mai 92	bief amont	64-65	FM	45	1500	4	2	12000	0
juillet 92	bief amont	74-75-76	FM	53,6	450	1	3	12000	0
juillet 91	cr. Vénus	16-20-22	FMP	20	200	1	1	15000	0
oct. 91	cr. Vénus	29-31	FMP	15	500	2	3	15000	0
déc. 91	bief aval	39-40-41	FM	85	550	3	0	15000	0
fév. 92	bief aval	52-53	FM	105	700	3	1	15000	0
avril 92	bief aval	59-60-61	FM	92	500	3	1	15000	0
juin 92	bief aval	69-70-71	FM	90	400	4	1	15000	0

II.3.2 Caractéristiques physico-chimiques des stations

Dans le tableau II.8, les hauteurs indiquées sont les cotes à saut Dalles pour le bief amont et les cotes à Petit-Saut aval pour le bief aval et crique Vénus. La couverture végétale est codée de 1 (0-24%) à 4 (75-100%). Le courant et la profondeur ont été mesurés au milieu du bief où les filets ont été posés.

Tableau II.8
Caractéristiques physico-chimiques des stations

Date	Station	Hauteur d'eau	Temp. (°C)	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Transp. (m)	Ph	Couv. végétale	Courant milieu ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	Prof. milieu (m)
juin 91	bief amont	253-273	24,3-24,7	15-20	0,65-1,10	-	1	1,25	4,3
août 91	bief amont	154-163	24,3-26,5	22-23	-	-	1	0,3	3,5
nov. 91	bief amont	98-102	23,8-26,8	23-25	-	6,2	1	0,5	3
jan. 92	bief amont	172-198	-	-	-	-	1	1,35	4
mars 92	bief amont	337-387	24,1	18	0,75-0,85	5,3-5,4	1	2,3	5,2
mai 92	bief amont	224-226	24,9	22	1,1	5,7	1	1,6	4,3
juillet 92	bief amont	156-164	25,4	22	1,4	6,5	1	1,2	3,1
juillet 91	cr. Vénus	343-368	23,9-24,1	22	1-1,35	4,9	4	-	3,5
oct. 91	cr. Vénus	215-216	24,4-27,8	23	1,1	5,7-6,0	3	-	2,5
déc. 91	bief aval	194-238	24,0-26,4	25-26	0,8-1,5	5,3-6,2	1	0,3	4
fév. 92	bief aval	588	24,1	21	0,5-0,8	5,8-5,9	1	0,3	4
avril 92	bief aval	289-369	26	22-23	0,9-1	6,1-6,2	1	0,25	3,5
juin 92	bief aval	319-341	25,9	22	0,7-1,1	5,2-5,5	1	0,3	4,5

II.3.3 Conclusions sur les stations échantillonnées aux filets maillants

Le bief amont est plus sinueux, il est bien sur également plus étroit et présente un courant plus important en moyenne que le bief aval. Les températures et les conductivités relevées sont en général plus faibles en amont. En revanche, la transparence, le pH, la couverture végétale et les profondeurs mesurées au milieu du bief sont des mêmes ordres de grandeur.

Cependant, ces caractéristiques de milieu ne prendront tout leur sens qu'avec l'exploitation des caractéristiques ponctuelles relevées à chaque filet qui seront utilisées lorsque de plus longues séries de données sur les peuplements ichtyques auront été récoltées dans d'autres biefs (Cf. Matériel et méthodes, I.1.3 Caractéristiques globales des stations).

III RESULTATS ET DISCUSSION

III.1 Données globales

III.1.1 Calendrier des pêches, méthodes et lieux

Nous avons effectué au cours de cette convention de nombreuses pêches aux filets maillants et à la roténone. Ces différentes pêches sont répertoriées dans les tableaux III.1 et III.2 auxquels nous nous référerons par la suite.

Tableau III.1
Dates et lieux de pêche

Dates	Pêches à la roténone Lieux
24/05/91	pri pri Petit Tango
12/06/91	forêt inondée (amont saut Dalles)
13/06/91	forêt inondée (crique Marine)
14/06/91	crique Anne (bras 2)
24/07/91	crique Vénus (bras Cerdan)
25/07/91	pri pri Petit Tango
29/08/91	crique Anne (bras 1)
30/08/91	diverticule Loubry
02/10/91	crique Vénus
04/11/91	crique Anne
05/11/91	diverticule Loubry
11/12/91	crique Vénus (bras Cerdan)
11/01/92	bistouri Hoff (saut Parasol)
11/01/92	saut Parasol
14/01/92	saut Takari Tanté
15/01/92	crique Anne
17/02/92	crique Vénus (bras Cerdan)
08/03/92	forêt inondée (amont saut Dalles)
10/03/92	forêt inondée (crique Anne)
07/04/92	pri pri Petit Tango
08/04/92	crique Vénus (bras Cerdan)
24/05/92	crique Anne (bras 1)
26/06/92	diverticule Antonin (c. Vénus)
27/06/92	crique Vénus (bras Cerdan)
22/07/92	crique Luzmila
23/07/92	crique Anne (bras 1)

Tableau III.2
Liste et date des pêches réalisées

Dates	Pêche aux filets maillants	
	Engins	Lieux
22/05/91	BHV 25 m	crique Vénus
23/05/91	BHV 25 m	crique Vénus
09/06/91	BHV 25 m	bief amont saut Dalles
10/06/91	BHV 25 m	bief amont saut Dalles
11/06/91	BHV 25 m	bief amont saut Dalles
16/06/91	BHV 8 m	crique Vénus
24/07/91	BHV 8 m	crique Vénus
25/07/91	BHV 8 m	crique Vénus
26/07/91	BHV 8 m	crique Vénus
27/08/91	BHV 25 m	bief amont saut Dalles
28/08/91	BHV 25 m	bief amont saut Dalles
29/08/91	BHV 25 m	bief amont saut Dalles
30/08/91	BHV 25 m	bief amont saut Dalles
02/10/91	BHV 8 m	crique Vénus
03/10/91	BHV 8 m	crique Vénus
04/10/91	BHV 8 m	crique Vénus
01/11/91	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
02/11/91	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
03/11/91	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
10/12/91	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
11/12/91	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
12/12/91	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
07/01/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
08/01/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
09/01/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
19/02/92	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
20/02/92	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
09/03/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
10/03/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
11/03/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
07/04/92	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
08/04/92	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
09/04/92	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
21/05/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
22/05/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
23/05/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
25/06/92	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
26/06/92	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
27/06/92	Ayello 25 m	bief aval (cr. vénus)
18/07/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
19/07/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
20/07/92	Ayello 25 m	bief amont saut Dalles
21/07/92	Ayello 25 m	bief aval Takari Tanté
22/07/92	Ayello 25 m	bief à saut Dalles
25/07/92	Ayello 25 m	bief aval saut l'Autel

III.1.2 Captures totales

Dans un premier temps les individus semblables ont été groupés par taxa. La plupart de ces taxa correspondent à des espèces bien définies, même si aucun nom ne leur a été attribué. Certains autres peuvent correspondre à plusieurs espèces surtout s'il s'agit de jeunes individus. D'autres, peu nombreux, font référence à des individus indéterminés. Ces deux dernières catégories n'ont pas été prises en compte dans l'étude des

peuplements et sont référencés comme individus ou taxa douteux. Nous avons donc finalement retenu 122 taxa regroupant 15581 individus (tab. III.3).

Tableau III.3
Captures totales : nombre de taxa et d'individus

	AVAL	AMONT	TOTAL
taxa (total)	94	110	138
taxa douteux	8	14	16
taxa retenus	86	96	122
individus (total)	3869	13275	17144
individus douteux	112	1451	1563
individus retenus	3757	11824	15581

III.1.3 Liste codes-espèces

Comme nous l'avons déjà signalé toutes les données ont été informatisées et donc tous les taxa et espèces retenus ont été dotés d'un code à quatre lettres (tab. III.4). Cette liste de codes pourra faciliter la lecture de certains tableaux dans la suite de l'exposé.

Tableau III.4
Liste des codes et des noms d'espèce correspondants
classés par ordre alphabétique des codes

ABRE	<i>Anostomus</i>	<i>brevior</i>
ACSP	<i>Acestrorhynchus</i>	sp.
AFAL	<i>Acestrorhynchus</i>	<i>falcatus</i>
AGUI	<i>Aequidens</i>	<i>guianensis</i>
AHOP	<i>Ancistrus</i>	<i>hoplogenys</i>
AMAR	<i>Aequidens</i>	<i>maroni</i>
AMIC	<i>Acestrorhynchus</i>	<i>microlepis</i>
ANOS	<i>Anostomidae</i>	sp.
ANSP	<i>Anchoviella</i>	sp.
ANUC	<i>Auchenipterus</i>	<i>nuchalis</i>
AST1	<i>Astyanax</i>	sp. 1
AST2	<i>Astyanax</i>	sp. 2
ASUR	<i>Anchovia</i>	<i>surinamensis</i>
BBIM	<i>Bivibranchia</i>	<i>bimaculata</i>
BRSP	<i>Bryconops</i>	spp.
BRY1	<i>Bryconops</i>	sp. 1
BRY2	<i>Bryconops</i>	sp. 2
BRY3	<i>Bryconops</i>	sp. 3
BUNO	<i>Bunocephalus</i>	sp.
CCAR	<i>Copella</i>	sp. Cf. <i>carsevennensis</i>
CCYP	<i>Curimata</i>	<i>cyprinoides</i>
CGBL	<i>Characidium</i>	gr. <i>blennioides</i>
CGFA	<i>Characidium</i>	gr. <i>fasciatum</i>
CGIB	<i>Charax</i>	<i>gibbosus</i>
CHA1	<i>Characidae</i>	nain sp. 1
CHA2	<i>Characidae</i>	nain sp. 2
CHA3	<i>Characidae</i>	nain sp. 3
CHA4	<i>Characidae</i>	nain sp. 4
CHA5	<i>Characidae</i>	nain sp. 5
CHA6	<i>Characidae</i>	nain sp. 6
CHEL	<i>Cyphocharax</i>	<i>helleri</i>
CHSP	<i>Characidae</i>	sp.
CMFL	<i>Creagrutus</i>	<i>melanzonus</i>

COCT	<i>Corydoras</i>	<i>octocirrus</i>
CPAR	<i>Centropomus</i>	<i>parallelus</i>
CSAX	<i>Crenicichla</i>	<i>saxatilis</i>
CSP1	<i>Characidium</i>	sp. 1
CSP2	<i>Characidium</i>	sp. 2
CYPS	<i>Cyphocharax</i>	sp.
CYSP	<i>Cyphocharax</i>	<i>spilurus</i>
CZUN	<i>Chilodus</i>	<i>zunevei</i>
DCAR	<i>Doras</i>	<i>carinatus</i>
DEUT	<i>Deuterodon</i>	sp.
DMAC	<i>Dormitator</i>	<i>macrophthalmus</i>
EAMB	<i>Eleotris</i>	<i>amblyopsis</i>
ENGR	Engraulidae	spp.
EVIR	<i>Eigenmannia</i>	<i>virescens</i>
GCAR	<i>Gymnotus</i>	<i>carapo</i>
GSUR	<i>Geophagus</i>	<i>surinamensis</i>
HAIM	<i>Hoplias</i>	<i>aimara</i>
HBEE	<i>Hypopomus</i>	<i>beebei</i>
HEMC	<i>Hemicetopsis</i>	sp.
HEUN	<i>Hemiodus</i>	<i>unimaculatus</i>
HLON	<i>Heptapterus</i>	<i>longior</i>
HMAL	<i>Hoplias</i>	<i>malabaricus</i>
HMAR	<i>Helogenes</i>	<i>marmoratus</i>
HOCE	<i>Hemigrammus</i>	<i>ocellifer</i>
HOPL	<i>Hoplias</i>	sp.
HOSP	<i>Hoplosternum</i>	sp.
HOUN	<i>Hoplerythrinus</i>	<i>unitaeniatus</i>
HPLE	<i>Hypostomus</i>	<i>plecostomus</i>
HQUA	<i>Hemiodopsis</i>	<i>quadrимaculatus</i>
HSCH	<i>Hemigrammus</i>	<i>schmardae</i>
HSOV	<i>Hyphessobrycon</i>	sp. aff. <i>sovichthys</i>
HSUR	<i>Harttia</i>	<i>surinamensis</i>
HTAP	<i>Heptapterus</i>	<i>tapanahoniensis</i>
HTHO	<i>Hoplosternum</i>	<i>thoracatum</i>
HUNI	<i>Hemigrammus</i>	<i>unilineatus</i>
INDE	Indéterminés	
INJU	Indéterminés	juvéniles
KNOD	<i>Knodus</i>	sp. aff. <i>moenkhausii</i>
LARV	Larve	
LASI	<i>Lasiancistrus</i>	sp.
LDES	<i>Leporinus</i>	<i>despaxi</i>
LESP	<i>Leporinus</i>	sp.
LFAS	<i>Leporinus</i>	<i>fasciatus</i>
LFRG	<i>Leporinus</i>	gr. <i>friderici-gossei</i>
LFRI	<i>Leporinus</i>	<i>friderici</i>
LGCA	<i>Loricaria</i>	gr. <i>cataphracta</i>
LGOS	<i>Leporinus</i>	<i>gossei</i>
LGRA	<i>Leporinus</i>	<i>granti</i>
LORI	Loricariidae	spp.
LPEL	<i>Leporinus</i>	<i>pellegrini</i>
LPLA	<i>Lithoxus</i>	<i>planquettei</i>
LSP1	Loricariidae	sp. 1
LSP2	Loricariidae	sp. 2
LSP3	Loricariidae	sp. 3
LSP4	Loricariidae	sp. 4
LYC1	<i>Lycengraulis</i>	sp. 1
LYC2	<i>Lycengraulis</i>	sp. 2
MATL	<i>Megalops</i>	<i>atlanticus</i>

MCOL	<i>Moenkhausia</i>	<i>collettii</i>
MCOM	<i>Moenkhausia</i>	<i>comma</i>
MHEM	<i>Moenkhausia</i>	<i>hemigrammoides</i>
MLIP	<i>Metynnis</i>	<i>lippincottianus</i>
MOLI	<i>Moenkhausia</i>	<i>oligolepis</i>
MOSP	<i>Moenkhausia</i>	sp.
MRHO	<i>Myleus</i>	<i>rhomboidalis</i>
MSUR	<i>Moenkhausia</i>	<i>surinamensis</i>
MTER	<i>Myleus</i>	<i>ternetzi</i>
MYLE	<i>Myleus</i>	sp.
NANO	<i>Nannacara</i>	<i>anomala</i>
NAUR	<i>Nannacara</i>	<i>aureocephalus</i>
NBEC	<i>Nannostomus</i>	<i>beckfordi</i>
PALB	<i>Pseudopimelodus</i>	<i>albomarginatus</i>
PATH	<i>Pterengraulis</i>	<i>atherinoides</i>
PCRI	<i>Pimelodella</i>	<i>cristata</i>
PDEN	<i>Piabucus</i>	<i>dentatus</i>
PFIL	<i>Pyrrhulina</i>	<i>filamentosa</i>
PFLA	<i>Pellona</i>	<i>flavipinnis</i>
PGAL	<i>Parauchenipterus</i>	<i>galeatus</i>
PGRA	<i>Pimelodella</i>	<i>gracilis</i>
PGUI	<i>Parodon</i>	<i>guyanensis</i>
PMAX	<i>Pristella</i>	<i>maxillaris</i>
PMEG	<i>Phenacogaster</i>	<i>megalostictus</i>
PNOD	<i>Pseudauchenipterus</i>	<i>nodosus</i>
POEC	<i>Poecilia</i>	sp.
PORB	<i>Poptella</i>	<i>orbicularis</i>
PORN	<i>Pimelodus</i>	<i>ornatus</i>
PRAN	<i>Pseudopimelodus</i>	<i>raninus</i>
PSAV	<i>Parupygus</i>	<i>savannensis</i>
PSCH	<i>Polycentrus</i>	<i>schomburgki</i>
PSIM	<i>Pseudopristella</i>	<i>simulata</i>
PSQU	<i>Plagioscion</i>	<i>squamosissimus</i>
PZUN	<i>Pseudopimelodus</i>	<i>zungaro</i>
RAGI	<i>Rivulus</i>	<i>agilae</i>
RIGN	<i>Rivulus</i>	<i>igneus</i>
RISP	<i>Rivulus</i>	sp.
RQUE	<i>Rhamdia</i>	<i>quelen</i>
RXIP	<i>Rivulus</i>	<i>xiphidius</i>
SILU	Siluriforme	
SLEU	<i>Satanoperca</i>	sp. aff. <i>leucosticta</i>
SMAC	<i>Sternopygus</i>	<i>macrurus</i>
SMAR	<i>Synbranchus</i>	<i>marmoratus</i>
TGUI	<i>Trichomycterus</i>	<i>guianense</i>
TINT	<i>Tatia</i>	<i>intermedia</i>
TROT	<i>Triportheus</i>	<i>rotundatus</i>
UTIA	<i>Utiaritchthys</i>	sp.

III.1.4 Longueurs et poids extrêmes des espèces capturées

Nous avons calculé pour chaque espèce, à partir des données globales, les longueurs et poids maximums et minimums rencontrés (tab. III.5). Ces résultats, associés à un nom d'espèce permettent de situer celle ci dans l'éventail des tailles possibles. La plus grande espèce pêchée est *Hoplias aimara* avec un poids maximum de 15500 g pour une longueur standard maximum de 830 mm. L'une des plus petites est *Pseudopristella simulata* avec un poids maximum de 0,7 g pour une longueur standard maximum de 37 mm.

Tableau III.5

Longueur et poids maximums et minimums. PDNB : nombre de poissons pesés ; PDMAX : poids maximum observé ; PDMIN : poids minimum observé ; LSNB : nombre de poissons mesurés ; LSMAX : longueur maximum observée ; LSMIN : longueur minimum observée.

	CODE_ESP	PDNB	PDMAX	PDMIN	LSNB	LSMAX	LSMIN
1	ABRE	52	20,00	2,30	55	110	57
2	ACSP	-	-	-	9	32	19
3	AFAL	109	314,50	0,50	109	275	40
4	AGUI	330	91,20	0,10	1041	122	5
5	AHOP	58	34,50	2,10	75	110	18
6	AMAR	64	30,00	0,30	73	90	16
7	AMIC	180	230,60	0,30	189	268	31
8	ANOS	1	0,01	0,01	3	19	13
9	ANSP	20	11,80	6,20	19	90	78
10	ANUC	99	58,50	3,60	100	136	71
11	AST1	21	65,00	0,50	28	205	23
12	AST2	97	33,00	0,30	158	108	9
13	ASUR	5	9,00	4,30	5	86	75
14	BBIM	15	79,00	6,40	15	160	72
15	BRSP	17	5,00	0,10	259	75	12
16	BRY1	110	31,00	0,40	111	123	31
17	BRY2	545	32,50	0,05	788	124	12
18	BRY3	99	26,00	0,30	126	112	22
19	BUNO	46	8,00	1,50	46	93	53
20	CCAR	-	-	-	32	29	17
21	CCYP	81	222,00	26,50	82	195	100
22	CGBL	22	3,00	0,20	58	62	14
23	CGFA	7	0,50	0,30	237	45	10
24	CGIB	110	49,50	1,50	110	140	44
25	CHA1	-	-	-	87	23	12
26	CHA3	-	-	-	19	17	12
27	CHA4	-	-	-	64	18	12
28	CHA5	-	-	-	33	25	14
29	CHA6	-	-	-	4	25	21
30	CHEL	25	30,50	7,50	39	108	60
31	CHSP	-	-	-	115	29	6
32	CMEL	-	-	-	11	26	20
33	COCT	9	10,50	0,20	9	70	18
34	CPAR	6	1550,00	61,00	6	440	145
35	CSAX	107	158,00	0,40	124	212	11
36	CSP1	1	0,10	0,10	39	38	16
37	CSP2	-	-	-	20	22	13
38	CYPS	20	0,70	0,10	589	40	6
39	CYSP	156	56,00	2,60	169	127	12
40	CZUN	40	24,40	3,50	40	96	55
41	DCAR	23	376,00	8,00	23	285	80
42	DEUT	64	40,00	0,50	79	106	23
43	DMAC	-	-	-	8	22	16
44	EAMB	42	3,00	0,60	856	53	8
45	ENGR	4	164,00	93,50	4	240	201
46	EVIR	16	18,00	1,00	64	185	70
47	GCAR	110	123,50	0,20	289	380	15
48	GSUR	15	111,00	7,80	15	156	64
49	HAIM	151	15500,00	0,01	225	830	9
50	HBEE	47	23,50	0,10	64	210	16
51	HEMC	6	1,50	1,00	35	48	22

52	HEUN	65	219,00	43,00	65	225	132
53	HLON	19	7,00	1,00	32	103	42
54	HMAL	85	502,00	0,10	108	310	12
55	HMAR	1	1,00	1,00	1	43	43
56	HOCE	37	1,80	0,40	438	38	2
57	HOPL	-	-	-	10	13	8
58	HOSP	-	-	-	1	12	12
59	HOUN	1	199,00	199,00	1	210	210
60	HPLE	20	48,00	1,10	22	130	35
61	HQUA	114	164,00	0,01	139	200	15
62	HSCH	2	0,70	0,60	5	34	27
63	HSOV	1	0,50	0,50	150	29	10
64	HSUR	24	12,00	1,00	63	116	28
65	HTAP	13	4,50	1,50	30	108	33
66	HTHO	2	0,90	0,80	2	28	28
67	HUNI	1	0,40	0,40	7	24	17
68	INDE	2	15,50	6,50	17	78	5
69	KNOD	1	0,30	0,30	10	38	17
70	LARV	-	-	-	2	9	8
71	LASI	98	53,80	0,20	98	128	18
72	LDES	66	23,00	2,50	66	103	50
73	LESP	5	2,50	1,00	41	45	11
74	LFAS	14	1218,50	119,00	14	360	185
75	LFRG	67	1015,00	10,00	67	322	79
76	LFRI	72	1524,00	13,30	72	400	81
77	LGCA	1	10,50	10,50	1	155	155
78	LGOS	19	125,50	0,60	19	178	29
79	LGRA	168	364,30	0,50	181	245	26
80	LORI	1	0,30	0,30	2	24	12
81	LPEL	2	41,00	22,30	2	135	105
82	LPLA	68	2,80	0,20	68	55	20
83	LSP1	7	5,00	1,50	10	68	15
84	LSP2	15	16,50	0,05	15	95	13
85	LSP3	-	-	-	5	20	12
86	LSP4	-	-	-	17	29	14
87	LYC1	4	224,50	142,50	4	264	220
88	LYC2	1	50,50	50,50	1	173	173
89	MATL	1	536,00	536,00	1	360	360
90	MCOL	118	2,50	0,50	890	50	10
91	MCOM	100	22,00	0,50	117	92	22
92	MHEM	11	1,20	0,20	17	38	21
93	MLIP	1	4,70	4,70	1	50	50
94	MOL1	443	32,50	0,40	598	98	10
95	MOSP	17	19,20	7,40	17	83	61
96	MRHO	9	4100,00	144,00	9	390	148
97	MSUR	111	48,00	1,00	179	991	24
98	MTER	193	499,00	22,00	193	247	80
99	MYLE	1	0,50	0,50	1	28	28
100	NANO	61	4,00	0,20	80	48	10
101	NAUR	1	1,80	1,80	1	38	38
102	NBEC	1	0,10	0,10	90	30	10
103	PALB	2	46,00	22,50	2	115	100
104	PATH	34	160,00	23,20	34	238	128
105	PCRI	119	175,00	0,40	181	148	22
106	PDEN	11	36,50	23,00	11	153	130
107	PFIL	22	10,50	0,10	44	85	17
108	PFLA	10	955,00	150,40	10	415	225
109	PGAL	53	268,00	17,00	54	220	92

110	PGRA	16	29,00	2,00	17	148	52
111	PGUI	7	7,00	1,00	7	76	45
112	PMAX	5	1,40	0,05	191	32	10
113	PMEG	-	-	-	849	43	14
114	PNOD	7	188,00	22,00	7	210	110
115	POEC	1	0,10	0,10	7	22	10
116	PORB	171	35,00	4,50	172	99	55
117	PORN	3	300,00	95,00	3	255	154
118	PRAN	30	21,70	0,20	35	95	19
119	PSAV	25	58,00	0,50	25	320	63
120	PSCH	10	9,20	0,40	10	64	18
121	PSIM	8	0,70	0,10	1397	37	9
122	PSQU	1	6000,00	6000,00	1	600	600
123	PZUN	4	250,50	66,50	4	225	150
124	RAGI	1	0,05	0,05	4	32	12
125	RIGN	1	0,30	0,30	1	23	23
126	RISP	-	-	-	3	11	10
127	RQUE	2	1,20	0,70	5	40	25
128	RXIP	-	-	-	29	22	12
129	SLEU	5	86,70	0,30	6	140	17
130	SMAC	23	57,00	0,01	29	305	22
131	SMAR	11	167,30	0,50	1	500	500
132	TGUI	1	0,40	0,40	5	37	13
133	TINT	49	7,50	0,40	72	75	15
134	TROT	270	411,00	0,20	292	272	26
135	UTIA	2	571,50	489,50	2	242	225

III.1.5 Rendements moyens des filets maillants

Le rendement moyen des filets est un indice reflétant l'importance de la biomasse capturable en un lieu donné. Dans le tableau III.6 nous avons indiqué les rendements moyens des différentes mailles employées (filets Ayello 25 m) pour les 11 pêches de l'aval et les 14 pêches de l'amont.

Tableau III.6

Rendement moyen des filets : (R): en grammes pour 100m² de filet pêchant pendant 24 heures. (P.T.Av. : poids total des captures de l'aval ; P.M.Av. : poids moyens des captures pour un filet de 62,5 m² pendant 24 h à l'aval ;

R.Av. rendement aval ; *idem* pour Am. : amont ;

R.Mam. : rendements du Rio Mamoré (Amazonie bolivienne; Lauzanne *et al*, 1990).

Maille	P.T.Av. (g)	P.M.Av. (g)	R. Av. (g·100m ⁻²)	P.T.Am. (g)	P.M.Am. (g)	R.Am. (g·100m ⁻²)	R.Mam. (g·100m ⁻²)
FM10	1128	102	164	1087	77	124	-
FM15	14150	1286	2058	10226	730	1168	-
FM20	10397	945	1512	23920	1708	2733	8800
FM25	9979	907	1451	10599	757	1211	15100
FM30	14243	1294	2071	15493	1106	1770	13100
FM35	13654	1241	1986	16466	1176	1881	9000
FM40	31139	2830	4529	8748	624	999	10300
FM50	19644	1785	2857	88638	6331	10130	14100
FM60	7397	672	1076	10560	754	1206	12900
FM70	1187	107	172	111465	7961	12738	12100

On notera de prime abord que les rendements de la maille de 10 mm sont particulièrement bas par rapport à ceux des autres filets. Cette constatation peut s'expliquer par le fait que ces filets capturent quelques espèces de petite taille à l'état adulte mais surtout des juvéniles d'espèces plus grandes. Or la période de

capturabilité pour cette dernière catégorie est courte du fait de la croissance relativement rapide des poissons à ce stade de leur développement. Pour ce qui est de l'aval on notera le très faible rendement de la maille de 70 mm. Celui de la maille de 40 mm est supérieur à tous les autres qui sont relativement comparables entre eux. Pour l'amont les rendements sont comparables sauf pour les filets de 50 et 70 qui présentent des valeurs élevées. Si l'on compare les rendements de l'aval et de l'amont on s'aperçoit que cinq filets (10,25,30,35,60) ont des rendements similaires. Le FM 15 aval prend plus que son homologue de l'amont, la différence provenant de l'abondance des *Auchenipterus* à l'aval. Le rendement supérieur du FM 20 amont est surtout dû à l'abondance des *Bryconops*. Le FM 40 aval doit son bon rendement aux *Leporinus*, moins abondants à l'amont pour cette maille. Quant aux excellents rendements des FM 50 et 70 amont ils sont essentiellement fournis par *Hoplias aimara*, lequel est très abondant dans la zone supérieure.

Si l'on excepte les FM 50 et 70 de l'amont Ces rendements paraissent faibles comparés à ceux rencontrés en Amazonie centrale et périphérique. Dans le fleuve Mamoré par exemple (Lauzanne *et al.*, 1990, tab. III.6) ils sont d'une part beaucoup plus homogènes et d'autre part bien plus élevés. Cette comparaison nous laisse à penser que la biomasse ichthyique est relativement faible dans le Sinnamary sauf pour le grand prédateur de l'amont : *Hoplias aimara*. Il est vraisemblable d'ailleurs que cette constatation puisse être étendue à la majorité des autres fleuves du plateau guyanais. En effet la production piscicole dépend en grande partie de l'étendue et de la persistance des zones inondées périodiquement (Welcomme, 1979). Ces zones sont extrêmement développées en Amazonie centrale et périphérique où pullulent les espèces détritivores (*Curimata* et *Prochilodus* par exemple) et frugivores (*Piaractus* et *Colossoma* entre autres). En revanche les zones inondées sont très modestes et surtout plus fugaces sur le plateau guyanais en raison même de sa morphologie.

Pour conclure d'une manière pragmatique, en se plaçant dans l'optique d'une éventuelle exploitation, il s'avère que seules les grande mailles (de 40 à 70) présentent un réel intérêt. Elles permettent en effet de capturer des poissons commercialement intéressants comme *Hoplias aimara* (aimara), *Leporinus friderici* (carpe) et *Myleus ternetzi* (pacoussine). Cependant il faut noter qu'*Hoplias aimara*, l'espèce la plus demandée du marché, est surtout abondante dans le Sinnamary supérieur. Or la difficulté d'accès à cette zone poserait aux pêcheurs potentiels des problèmes de logistique et de conservation du produit qui grèveraient fortement le bénéfice escompté. D'autre part les pêcheurs s'attaqueraient à un stock pratiquement vierge de poissons d'âge inconnu et très vulnérables. Dans l'ignorance où nous sommes de la résilience de l'espèce et donc de sa capacité à renouveler le stock, nous ne sommes pas capables de dire si cette espèce pourrait résister à un effort de pêche soutenu.

III.2 Systématique - inventaires

III.2.1 Les travaux ORSTOM

Pendant la durée de cette convention (1991-1992), de nombreuses espèces de poissons ont été capturées sur le fleuve Sinnamary entre la crique Vénus en aval de Petit Saut et saut Parasol très en amont (fig. II.1, II.2, II.5, II.6). Les spécimens ont été déterminés sur le terrain ou au laboratoire en s'appuyant principalement sur les clés de détermination des poissons de Guyane élaborées par l'INRA (Le Bail *et al.*, 1984 a, b, c; Rojas-Beltran, 1984). De nombreux ouvrages, soit généraux, soit spécialisés, ont également été consultés parmi lesquels nous citerons : Axelrod et Burgess (1989), Burgess (1989), Eingenmann (1912), Géry (1972, 1977), Géry et Planquette (1982), Géry *et al.* (1991), Gosse (1975), Huber (1991), Isbrücker (1981), Mago-Leccia (1978), Mees (1974), Norman et Greenwood (1975), Planquette et Renno (1990), Puyo (1949), Vari (1989 a, b), Whitehead (1973). Ces espèces ainsi déterminées sont venues enrichir la collection de référence de l'ORSTOM au laboratoire de Cayenne. Un double de cette collection sera prochainement transféré au Muséum d'Histoire naturelle de Paris.

Au cours des travaux relatifs à cette convention nous avons inventorié 122 taxa (tab. III.7), auxquels il convient d'ajouter six espèces relativement rares dans la zone qui ont été capturées soit avant, soit après la période concernée. L'ichtyofaune du Sinnamary (entre la crique Vénus et saut Parasol) comprend donc pour le moins 128 taxa. Peut être manque-t-il quelques espèces de petite taille mais, considérant l'importance de l'effort de pêche et la variété des moyens utilisés, nous pensons que la majorité des poissons ont été inventoriés.

Tableau III.7

Liste des poissons du Sinnamary récoltés par l'ORSTOM entre la crique Vénus et saut Parasol.
 (* : espèces communes avec la liste Planquette, + : espèces non récoltées pendant la période couvrant la convention).

ELOPIFORMES	
MEGALOPIDAE	<i>Megalops atlanticus</i> *
CLUPEIFORMES	
CLUPEIDAE	<i>Pellona flavipinnis</i> *
ENGRAULIDAE	<i>Anchovia surinamensis</i> * <i>Anchoviella</i> sp. (<i>lepidentostole</i>) * <i>Lycengraulis</i> sp. 1 * <i>Lycengraulis</i> sp. 2 * <i>Pterengraulis atherinoides</i> *
CYPRINIFORMES	
CHARACOIDEI	
ANOSTOMIDAE	<i>Anostomus brevior</i> * <i>Leporinus despaxi</i> * <i>Leporinus fasciatus</i> * <i>Leporinus friderici</i> * <i>Leporinus gossei</i> * <i>Leporinus granti</i> * <i>Leporinus pellegrini</i>
CHARACIDAE	
BRYCONINAE	<i>Triportheus rotundatus</i> *
CHARACIDAE NAINS	Characidae nain sp. 1 Characidae nain sp. 2 Characidae nain sp. 3 Characidae nain sp. 4 Characidae nain sp. 5 Characidae nain sp. 6
CHARACINAE	<i>Acestrorhynchus falcatus</i> * <i>Acestrorhynchus microlepis</i> * <i>Charax gibbosus</i> *
CHEIRODONTINAE	<i>Phenacogaster megalostictus</i> *
STETHAPRIONINAE	<i>Poptella orbicularis</i> *
TETRAGONOPTERINAE	<i>Astyanax</i> sp. 1 (<i>bimaculatus</i>) * <i>Astyanax</i> sp. 2 (<i>polylepis</i>) * <i>Bryconops</i> sp. 1 (<i>melanurus</i>) *

	<i>Bryconops</i> sp. 2 (<i>caudomaculatus</i>) * <i>Bryconops</i> sp. 3 (<i>affinis</i>) * <i>Creagrutus melanzonus</i> <i>Deuterodon</i> sp. * <i>Hemigrammus ocellifer</i> * <i>Hemigrammus schmardae</i> <i>Hemigrammus unilineatus</i> * <i>Hyphessobrycon</i> sp. aff. <i>soyichthys</i> <i>Knodus</i> sp. aff. <i>moenkhausii</i> <i>Moenkhausia collettii</i> * <i>Moenkhausia comma</i> * <i>Moenkhausia hemigrammoides</i> <i>Moenkhausia oligolepis</i> * <i>Moenkhausia</i> sp. * <i>Moenkhausia surinamensis</i> * <i>Piabucus dentatus</i> * <i>Pristella maxillaris</i> * <i>Pseudopristella simulata</i> *
CHARACIDIIDAE	<i>Characidium</i> gr. <i>blennioides</i> * <i>Characidium</i> gr. <i>fasciatum</i> * <i>Characidium</i> sp. 1 <i>Characidium</i> sp. 2
CURIMATIDAE	<i>Chilodus zunevei</i> * <i>Curimata cyprinoides</i> * <i>Cyphocharax helleri</i> * <i>Cyphocharax spilurus</i> *
ERYTHRINIDAE	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> * <i>Hoplias aimara</i> * <i>Hoplias malabaricus</i> *
GASTEROPELECIDAE	<i>Gasteropelecus sternicla</i> * +
HEMIODIDAE	<i>Bivibranchia bimaculata</i> * <i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i> * <i>Hemiodus unimaculatus</i> * <i>Parodon guyanensis</i> *
LEBIASINIDAE	<i>Copella</i> sp. cf. <i>carsevennensis</i> * <i>Nannostomus beckfordi</i> * <i>Pyrhulina filamentosa</i> *
SERRASALMIDAE	<i>Metynnis lippincottianus</i> * <i>Myleus rhomboidalis</i> * <i>Myleus ternetzi</i> * <i>Utiaritchthys</i> sp.
GYMNOTOIDEI	
GYMNOTIDAE	<i>Gymnotus carapo</i> *
HYPOPOMIDAE	<i>Hypopomus beebei</i> * <i>Parupygus savannensis</i> *
STERNOPYGIDAE	<i>Eigenmannia virescens</i> <i>Sternopygus macrurus</i> *

SILURIFORMES**ARIIDAE***Arius couma* * +**AUCHENIPTERIDAE***Auchenipterus nuchalis* **Parauchenipterus galeatus**Pseudauchenipterus nodosus* **Tatia intermedia* ***BUNOCEPHALIDAE***Bunocephalus* sp. (*amaurus*) ***CALLICHTHYIDAE***Corydoras octocirrus**Hoplosternum thoracatum* ***CETOPSIDAE***Hemicetopsis* sp. ***DORADIDAE***Doras carinatus* ***HELOGENIDAE***Helogenes marmoratus* ***LORICARIIDAE***Ancistrus cirrhosus* * +*Ancistrus hoplogenys* **Farlowella reticulata* +*Harttia surinamensis* **Hypostomus plecostomus**Lasiancistrus* sp.*Lithoxus planquettei* **Loricaria* gr. *cataphracta**Loricariidae* sp 1*Loricariidae* sp 2*Loricariidae* sp 3*Loricariidae* sp 4**PIMELODIDAE***Heptapterus longior* **Heptapterus tapanahoniensis* **Imparfinis minutus* * +*Pimelodella cristata* **Pimelodella gracilis**Pimelodus ornatus* **Pseudopimelodus albomarginatus**Pseudopimelodus raninus* **Pseudopimelodus zungaro**Rhamdia quelen* ***TRICHOMYCTERIDAE***Trichomycterus guianense* ***ATHERINIFORMES****CYPRINODONTIDAE***Rivulus agillae**Rivulus igneus**Rivulus* sp. **Rivulus xiphidius* ***POECILIIDAE***Poecilia* sp. (*vivipara*) **Tomeurus gracilis* * +**PERCIFORMES****CENTROPOMIDAE***Centropomus parallelus* *

CICHLIDAE

Aequidens guianensis *
Aequidens maroni *
Crenicichla saxatilis *
Geophagus surinamensis *
Nannacara anomala *
Nannacara aureocephalus *
Satanoperca sp. aff. *leucosticta* *

ELEOTRIDAE

Dormitator macrophthalmus *
Eleotris amblyopsis (= *pisonis* ?) *

POLYCENTRIDAE

Polycentrus schomburgki *

SCIAENIDAE

Plagioscion squamosissimus *

SYNBRANCHIFORMES

SYNBRANCHIDAE

Synbranchus marmoratus *

III.2.2 Quelques problèmes de systématique

Tous ces taxa nous paraissent bien identifiables, cependant un certain nombre n'ont pas reçu de nom d'espèce. En effet, bien qu'il existe des travaux de valeur sur la systématique des poissons de Guyane, certains groupes ne sont pas suffisamment étudiés du point de vue de la variabilité des caractères discriminants. Il s'en suit des incertitudes quant à l'attribution d'un nom spécifique. Dans le doute nous préférons laisser aux spécialistes le soin de trancher. Quoi qu'il en soit nous signalons plus avant les problèmes qui restent posés pour un certain nombre de taxa :

Chez les Engraulidae, *Anchoviella* sp. se rapporte vraisemblablement à *A. lepidentostole*. Le groupe *Lycengraulis* sp.1 et *L.* sp 2 correspond au groupe *L. batesi* et *L. grossidens*. Cependant, les clés utilisées étant contradictoires pour plusieurs caractères spécifiques déterminants, il ne nous a pas été possible d'attribuer à chaque taxon le nom de l'une ou l'autre de ces deux espèces.

Pour les Anostomidae des problèmes subsistent concernant les juvéniles de *Leporinus friderici* et *L. gossei*. Les critères de détermination spécifique sont en effet basés sur la disposition de taches colorées qui évolue avec l'âge. On peut estimer qu'à partir d'une taille de 60 mm L.S. l'identification est fiable.

Six taxa de Characidae nains (L.S. inférieure à 15 mm) ont été individualisés mais les clés utilisées ne nous ont pas permis de les identifier. Il s'agit d'espèces, dont certaines sont peut être nouvelles, appartenant aux sous familles des Cheirodontinae et Tetragonopterinae.

Dans la sous famille des Tetragonopterinae quelques problèmes subsistent. Les deux espèces d'*Astyanax* identifiées ont des caractéristiques qui diffèrent légèrement de celles des espèces voisines de la littérature. Cependant dans l'ignorance où nous sommes des variations morphologiques de ces dernières nous avons tendance à penser que notre *Astyanax* sp 1 est *A. bimaculatus* et que l'*Astyanax* sp 2 se rapproche fortement d'*A. polylepis*. Il est à noter que cette dernière espèce, tout comme *Deuterodon* sp., présente deux fortes épines en avant des nageoires ventrales quelquefois enfouies sous la peau mais souvent saillantes à l'extérieur. On peut se demander pourquoi cette caractéristique importante, qui se retrouve chez certains *Astyanax* et *Deuterodon*, n'a jamais été considérée comme caractère générique par les spécialistes du groupe. Sa prise en considération permettrait sans doute d'améliorer la systématique du complexe *Astyanax-Deuterodon*. Par ailleurs notre *Deuterodon* sp., qui caractérise dans le Sinnamary les zones de fort courant, semble différent des espèces déjà recensées en Guyane. Peut être s'agit-il d'une espèce nouvelle ?

Pour ce qui est du genre *Bryconops* les clés proposées ne nous paraissent pas très fiables. Les trois formes présentes dans le Sinnamary ont des caractères métriques et méristiques voisins. Cependant on peut très bien les séparer sur le vivant en examinant la couleur des yeux. *Bryconops* sp 1 (sans doute *B. melanurus*) a la

partie supérieure de l'oeil rouge, *Bryconops* sp 2 (probablement *B. caudomaculatus*), de loin l'espèce la plus abondante, a la pupille jaune et *Bryconops* sp. 3 (vraisemblablement *B. affinis*) a la pupille incolore.

Moenkhausia sp., dont nous possédons seulement quelques exemplaires se rapproche de *M. georgiae* avec un aspect général de *Tetragonopterus*.

La famille des Characidiidae est représentée dans le Sinnamary par quatre espèces de *Characidium*. Deux se rattachent indubitablement aux groupes *blennioides* et *fasciatum*. Nous avons préféré ne pas donner de nom aux deux autres (*C.sp* 1 et *C.sp* 2), pourtant bien individualisées, à l'examen de la confusion qui règne dans la systématique de cette famille.

La famille des Gymnotidae est représentée par le seul *Gymnotus carapo*. Cependant certains exemplaires, en petit nombre il est vrai, pourraient bien se rattacher à *Gymnotus anguillaris*.

Une espèce de *Bunocephalus* (Bunocephalidae) a été récoltée dans la crique Vénus. Il pourrait s'agir, sous toute réserve, de *Bunocephalus amaurus*.

La famille des Cetopsidae est représentée par une seule espèce. La pauvreté de la littérature en notre possession ne nous a pas permis d'aller plus loin que le genre *Hemicetopsis*.

La famille des Loricariidae est une famille extrêmement diversifiée et d'une systématique très complexe. Quatre espèces nous posent des problèmes actuellement insolubles, même du point de vue générique. L'envoi de spécimens à des spécialistes compétents va s'avérer indispensable.

Quatre espèces de *Rivulus* (Cyprinodontidae) ont été rencontrées. L'une est peut être nouvelle mais, n'ayant été pêché qu'à trois exemplaires, il est prudent d'étoffer notre collection avant de se prononcer. Une autre que nous avons longtemps appelé *Rivulus holmiae* est en fait *R. igneus* selon Huber (1991).

Quant à *Poecilia* sp. (Poeciliidae) il s'agit peut être de *P. vivipara*.

III.2.3 Discussion

Après les travaux de l'INRA sur l'ichtyofaune des fleuves guyanais, P. Planquette a élaboré en 1989 une liste des poissons du Sinnamary qu'il a bien voulu nous communiquer. Cette liste, exception faite de l'estuaire proprement dit, comporte 157 taxa dont 96 sont communs sans aucune ambiguïté avec la nôtre (son *Chilodus punctatus* est le même que notre *C. zunevei*, G. Mendes dos Santos, comm. pers.). Il en résulte que 61 espèces répertoriées par Planquette ne figurent pas dans notre liste et que celle ci en comporte 32 qui ne figurent pas dans celle de Planquette.

Parmi les 61 espèces citées par Planquette, 24 sont des espèces marines ou d'estuaire. Ceci s'explique par le fait que l'INRA a échantillonné le Sinnamary très en aval, à une station soumise sans aucun doute à une forte influence estuarienne et marine. Il est intéressant de citer ces espèces (tab.III.8), que nous n'avons pas rencontrées à la crique Vénus, et qui caractérisent donc la partie du fleuve située entre celle-ci et l'estuaire. Si l'on excepte les Engraulidae et les gobies il ne semble pas y avoir de problèmes de validité pour ces espèces.

Il conviendrait d'ajouter à cette liste *Brachyplatystoma flavicans* dont nous avons pu déterminer sans ambiguïté un exemplaire en compagnie de P. planquette. Ce beau poisson avait été pêché à la ligne dans le Bas Sinnamary par Monsieur Lachenau du CIRAD de Kourou. A propos du genre *Brachyplatystoma* certains pêcheurs affirment avoir vu d'énormes "torches" de plusieurs dizaines de kilos. Il pourrait s'agir de *B. filamentosum* dont certains exemplaires amazoniens peuvent dépasser les 100 kilos. La rareté de ces gros Pimelodidae n'est peut être qu'apparente. En effet les filets employés, tant par les pêcheurs locaux que par les chercheurs, ont des mailles beaucoup trop petites pour inquiéter ces gros poissons. Dans le bassin de l'Amazonie et de l'Orénoque il sont essentiellement capturés à l'aide de fortes lignes de fond munies d'hameçons adaptés, appâtés de poissons. Il est également à noter que ces gros Pimelodidae sont signalés en Guyane seulement dans les parties basses des fleuves, contrairement à ce que l'on constate dans le bassin

amazonien où ils se rencontrent jusqu'aux pieds des Andes, du moins pour ce qui concerne *B. filamentosum* et *B. flavicans* ainsi que l'espèce proche, *Paulicea lutkeni*.

Tableau III.8
Liste des 24 espèces estuariennes et marines du Bas Sinnamary
(d'après P. Planquette, 1989)

ANABLEPIDAE	<i>Anableps anableps</i>
BELONIDAE	<i>Potamorhaphis guianensis</i> <i>Strongylura marina</i>
BOTHIDAE	<i>Syacium</i> sp.
CARANGIDAE	<i>Caranx hippos</i> <i>Caranx latus</i> <i>Oligoplites saliens</i>
CENTROPOMIDAE	<i>Centropomus undecimalis</i>
ENGRAULIDAE	<i>Anchoviella guyanensis</i> <i>Hildebrandichthys setiger</i> <i>Lycengraulis</i> sp.
GERRIDAE	<i>Eucinostomus havana</i>
GOBIOIDES	<i>Gobioide</i> sp. <i>Gobius</i> sp.
LORICARIIDAE	<i>Hypostomus ventromaculatus</i> <i>Hypostomus watwata</i>
LUTJANIDAE	<i>Lutjanus jocu</i>
MUGILIDAE	<i>Mugil cephalus</i> <i>Mugil curema</i>
PIMELODIDAE	<i>Brachyplatystoma vaillanti</i>
POMADASYIDAE	<i>Genyatremus luteus</i> <i>Pomadasys crocro</i>
SCIAENIDAE	<i>Cynoscion acoupa</i> <i>Cynoscion steindachneri</i>

En dehors des 96 espèces communes aux deux listes, celle de l'ORSTOM comporte en plus, 32 espèces dulçaquicoles et celle de Planquette 37 (tab. III.9). Parmi celles-ci, trois sont presque certainement des synonymes d'espèces citées dans la liste ORSTOM. Il s'agit de *Eigenmannia lineatus* synonyme d'*E. virescens*, d'*Hemiodus* sp. synonyme de *H. unimaculatus* et de *Tatia brunnea* synonyme de *T. intermedia*. En effet la distinction entre ces deux dernières espèces, basée uniquement sur la coloration, ne nous paraît pas convaincante. De plus le *Moenkhausia* sp. de Planquette peut sans doute être considéré comme synonyme de *M. surinamensis*, espèce très abondante dans le Sinnamary.

Tableau III.9
Liste de 37 espèces dulçaquicoles supplémentaires de la liste Planquette.
() : synonymes probables de la liste ORSTOM,
* : espèces vraisemblablement valides.

ANOSTOMIDAE	<i>Anostomus anostomus</i> *
AUCHENIPTERIDAE	<i>Glanidium leopardus</i> * <i>Tatia brunnea</i> (<i>T. intermedia</i>)
CALLICHTYIDAE	<i>Callichthys callichthys</i> * <i>Corydoras amapaensis</i> <i>Corydoras heteromorphus</i> <i>Corydoras spilurus</i> * <i>Hoplosternum littorale</i> *
CHARACIDIIDAE	<i>Jobertina eleotrides</i>
CHEIRODONTINAE	<i>Cheirodon gracilis</i> (Ch.nain sp. 1) <i>Phenacogaster</i> aff. <i>microstictus</i> (Ch. nain sp 2)
CICHLIDAE	<i>Cichlasoma bimaculatum</i> * <i>Geophagus</i> aff. <i>jurupari</i> (<i>G. surinamensis</i>)
CURIMATIDAE	<i>Curimata nasa</i> ?
ELECTROPHORIDAE	<i>Electrophorus electricus</i> *
ERYTHRINIDAE	<i>Erythrinus erythrinus</i> *
GYMNOTIDAE	<i>Gymnotus anguillaris</i> *
HEMIODIDAE	<i>Hemiodus</i> sp. (<i>H. unimaculatus</i>)
HYPOPOMIDAE	<i>Hypopomus</i> sp.

LORICARIIDAE

Ancistrus temminckii (Loricariidae sp. 1)
Cteniloricaria maculata (Loricariidae sp. 2)
Hemiancistrus medians (Loricariidae sp. 3)
Hemiancistrus cf. *megacephalus* (Loricariidae sp. 4)
Hypostomus gymnorhynchus = Loricariidae sp. 5 *
Loricaria parnahybae = Loricariidae sp. 6 *
Metaloricaria paucidens = Loricariidae sp. 7 *

PIMELODIDAE

Pimelodus blochii

STERNOPYGIDAE

Eigenmannia lineatus (*E. virescens*)

TETRAGONOPTERINAE

Astyanax abramoides
Astyanax cf. *orthodus*
Astyanax sp.
Bryconops cyrtogaster
Bryconops sp.
Hemigrammus boesemani (Ch. nain sp. 3)
Hemigrammus rodwayi
Moenkhausia georgiae (M. sp.)
Moenkhausia sp. (*M. surinamensis*)

Cheirodon gracilis, *Phenacogaster* aff. *microstictus* et *Hemigrammus boesemani* sont sans doute de bonnes espèces qui pourraient correspondre à 3 des 6 Characidae nains répertoriés par l'ORSTOM. Quatre des 7 Loricariidae cités, pourraient correspondre aux quatre taxa de Loricariidae sp. de la collection ORSTOM. Etant donné la confusion qui règne dans cette famille il nous paraît plus prudent de ne pas attribuer de nom spécifique aux 3 autres taxa et de ne conserver que l'appellation sp. Pour ce qui est de *Moenkhausia georgiae* il pourrait s'agir d'une espèce valide équivalente de notre *M. sp.* Les deux en effet ressemblent fort, comme il est dit dans la littérature, à *Tetragonopterus*. Quant à *Geophagus* aff. *jurupari* il s'agit sans doute de *G. surinamensis*. Si l'on tient compte de ces remarques, 109 espèces (96 + 13) seraient communes aux deux listes. Il en découle qu'on ne retiendra plus que 19 espèces (32 - 13) de la liste ORSTOM ne figurant pas dans la liste Planquette et 24 (37 - 13) de cette dernière ne figurant pas dans la liste ORSTOM.

Parmi celles-ci nous avons de forts doutes sur la validité d'*Astyanax abramoides* et d'*Astyanax* cf. *orthodus*. De même nous pensons que *Bryconops cyrtogaster* n'est pas une bonne espèce mais sans doute un juvénile d'une des trois espèces recensées par l'ORSTOM, tout comme *Bryconops* sp. La validité de *Jobertina eleotrides*, de *Corydoras amapaensis*, de *C. heteromorphus*, d' *Hypopomus* sp, d'*Hemigrammus rodwayi* et d'*Astyanax* sp. ne nous paraît pas établie. Nous ne retiendrons pas non plus *Curimata nasa* jugée douteuse par l'auteur lui même. Il découle de cette analyse que, dans cette dernière liste, 13 espèces sont reconnues valides.

Après cet examen critique la liste actualisée des poissons du Sinnamary, estuaire excepté, comprendrait 166 espèces (tab. III.10). C'est à dire les 109 espèces communes aux deux listes, les 24 espèces estuariennes et marines faisant des incursions dans le Bas Sinnamary (liste Planquette), les 19 espèces supplémentaires de la liste ORSTOM, les 13 espèces dulçaquicoles retenues dans la liste Planquette après discussion, et *Brachyplatystoma flavicans* capturé par Monsieur Lacheneau.

Tableau III.10
Liste actualisée des poissons du Sinnamary, estuaire excepté

ELOPIFORMES

MEGALOPIDAE

Megalops atlanticus

CLUPEIFORMES

CLUPEIDAE

Pellona flavipinnis

ENGRAULIDAE

Anchovia surinamensis
Anchoviella guyanensis
Anchoviella sp. (*lepidentostole*)
Hildebrandichthys setiger
Lycengraulis sp. 1
Lycengraulis sp. 2
Lycengraulis sp. 3
Pterengraulis atherinoides

CYPRINIFORMES

CHARACOIDEI

ANOSTOMIDAE

Anostomus anostomus
Anostomus brevior
Leporinus despaxi
Leporinus fasciatus
Leporinus friderici
Leporinus gossei
Leporinus granti
Leporinus pellegrini

CHARACIDAE

BRYCONINAE

Triportheus rotundatus

CHARACIDAE NAINS

Characidae nain sp. 4
 Characidae nain sp. 5
 Characidae nain sp. 6

CHARACINAE

Acestrorhynchus falcatus
Acestrorhynchus microlepis
Charax gibbosus

CHEIRODONTINAE

Cheirodon gracilis (Ch. nain sp.1)
Phenacogaster megalostictus
P. aff.microstictus (Ch. nain sp 2)

STETHAPRIONINAE

Poptella orbicularis

TETRAGONOPTERINAE

Astyanax sp. 1 (*bimaculatus*)
Astyanax sp. 2 (*polylepis*)
Bryconops sp. 1 (*melanurus*)

Bryconops sp. 2 (*caudomaculatus*)
Bryconops sp. 3 (*affinis*)
Creagrutus melanconus
Deuterodon sp.
Hemigrammus ocellifer
Hemigrammus boesemani (Ch. nain sp. 3)
Hemigrammus schmardae
Hemigrammus unilineatus
Hyphessobrycon sp. aff. *sovichthys*
Knodus sp. aff. *moenkhausii*
Moenkhausia collettii
Moenkhausia comma
Moenkhausia georgiae
Moenkhausia hemigrammoides
Moenkhausia oligolepis
Moenkhausia surinamensis
Piabucus dentatus
Pristella maxillaris
Pseudopristella simulata

CHARACIDIIDAE

Characidium gr. *blennioides*
Characidium gr. *fasciatum*
Characidium sp. 1
Characidium sp. 2

CURIMATIDAE

Chilodus zunevei
Curimata cyprinoides
Cyphocharax helleri
Cyphocharax spilurus

ERYTHRINIDAE

Erythrinus erythrinus
Hoplerythrinus unitaeniatus
Hoplias aimara
Hoplias malabaricus

GASTEROPELECIDAE

Gasteropelecus sternicla

HEMIODIDAE

Bivibranchia bimaculata
Hemiodopsis quadrimaculatus
Hemiodus unimaculatus
Parodon guyanensis

LEBIASINIDAE

Copella sp. cf. *carsevegnensis*
Nannostomus beckfordi
Pyrrhulina filamentosa

SERRASALMIDAE

Metynnis lippincottianus
Myleus rhomboidalis
Myleus ternetzi
Utiaritchthys sp.

GYMNOTOIDEI

ELECTROPHORIDAE

Electrophorus electricus

GYMNOTIDAE

*Gymnotus anguillaris**Gymnotus carapo*

HYPOPOMIDAE

*Hypopomus beebei**Parupygus savannensis*

STERNOPYGIDAE

*Eigenmannia virescens**Sternopygus macrurus*

SILURIFORMES

ARIIDAE

Arius couma

AUCHENIPTERIDAE

*Auchenipterus nuchalis**Glanidium leopardus**Parauchenipterus galeatus**Pseudauchenipterus nodosus**Tatia intermedia*

BUNOCEPHALIDAE

Bunocephalus sp. (*amaurus*)

CALLICHTHYIDAE

*Callichthys callichthys**Corydoras octocirrus**Corydoras spilurus**Hoplosternum littorale**Hoplosternum thoracatum*

CETOPSIDAE

Hemicetopsis sp.

DORADIDAE

Doras carinatus

HELOGENIDAE

Helogenes marmoratus

LORICARIIDAE

*Ancistrus cirrhosus**Ancistrus hoplogenys**Farlowella reticulata**Harttia surinamensis**Hypostomus plecostomus**Hypostomus ventromaculatus**Hypostomus watwata**Lasiancistrus* sp.

Lithoxus planquettei
Loricaria gr. *cataphracta*
 Loricariidae sp. 1
 Loricariidae sp. 2
 Loricariidae sp. 3
 Loricariidae sp. 4
 Loricariidae sp. 5
 Loricariidae sp. 6
 Loricariidae sp. 7

PIMELODIDAE

Brachyplatystoma flavicans
Brachyplatystoma vaillanti
Heptapterus longior
Heptapterus tapanahoniensis
Imparfinis minutus
Pimelodella cristata
Pimelodella gracilis
Pimelodus blochii
Pimelodus ornatus
Pseudopimelodus albomarginatus
Pseudopimelodus raninus
Pseudopimelodus zungaro
Rhamdia quelen

TRICHOMYCTERIDAE

Trichomycterus guianense

ATHERINIFORMES

ANABLEPIDAE

Anableps anableps

BELONIDAE

Potamorhaphis guianensis
Strongylura marina

CYPRINODONTIDAE

Rivulus agilae
Rivulus igneus
Rivulus sp.
Rivulus xiphidius

POECILIIDAE

Poecilia sp. (vivipara)
Tomeurus gracilis

PERCIFORMES

CARANGIDAE

Caranx hippos
Caranx latus
Oligoplites saliens

CENTROPOMIDAE

Centropomus parallelus
Centropomus undecimalis

CICHLIDAE

Aequidens guianensis

	<i>Aequidens maroni</i> <i>Cichlasoma bimaculatum</i> <i>Crenicichla saxatilis</i> <i>Geophagus surinamensis</i> <i>Nannacara anomala</i> <i>Nannacara aureocephalus</i> <i>Satanoperca</i> sp. aff. <i>leucosticta</i>
ELEOTRIDAE	<i>Dormitator macrophthalmus</i> <i>Eleotris amblyopsis</i>
GERRIDAE	<i>Eucinostomus havana</i>
GOBIOIDES	Gobioide sp. Gobius sp.
LUTJANIDAE	<i>Lutjanus jocu</i>
MUGILIDAE	<i>Mugil cephalus</i> <i>Mugil curema</i>
POMADASYIDAE	<i>Genyatremus luteus</i> <i>Pomadasys crocro</i>
POLYCENTRIDAE	<i>Polycentrus schomburgki</i>
SCIAENIDAE	<i>Cynoscion acoupa</i> <i>Cynoscion microlepidotus</i> <i>Plagioscion squamosissimus</i>
PLEURONECTIFORMES	
BOTHIDAE	<i>Syacium</i> sp.
SYNBRANCHIFORMES	
SYNBRANCHIDAE	<i>Synbranchus marmoratus</i>

III.2.4 Richesse spécifique

La diversité biologique d'un cours d'eau s'exprime par le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique). Pour comparer la richesse spécifique de différents cours d'eau il faut bien entendu tenir compte de leurs caractéristiques. c'est ainsi que la richesse spécifique, pour une même entité géographique, a été généralement corrélée soit à la longueur du cours d'eau, à son chevelu d'affluents (stream order) ou à la surface du bassin versant. C'est cette dernière caractéristique que nous retiendrons, essentiellement pour des raisons de fiabilité et d'accessibilité des données de la littérature. Si pour un fleuve donné cette caractéristique est fiable, il n'en va pas de même pour la richesse spécifique correspondante. On trouve dans la littérature des nombres

d'espèces recensées par bassin mais on a généralement aucune idée de la fiabilité de ceux-ci. En effet l'intensité des prospections a été éminemment variable selon les bassins d'une part. D'autre part de nombreuses données proviennent de statistiques de pêche qui laissent de côté la plupart des espèces non commerciales. Quoiqu'il en soit nous comparerons d'une manière critique la richesse spécifique du Sinnamary d'abord à celles des principaux autres fleuves guyanais, puis à celles de fleuves amazoniens au sens large et enfin à quelques fleuves africains d'importance similaire.

La comparaison des principaux fleuves guyanais (tab. III.11), ne fait pas apparaître de corrélation nette entre les richesses spécifiques et l'importance des bassins versants. En outre le Sinnamary apparaît comme le fleuve le plus riche compte tenu de l'étendue modeste de son bassin versant. Il ne faut sans doute pas attacher grand crédit à ces deux remarques si l'on se souvient des réserves émises précédemment quant à la validité des richesses spécifiques. On peut donc conclure à l'examen de ce tableau que l'effort d'inventaire doit être poursuivi sur les fleuves guyanais.

Tableau III.11

Richesse spécifique et surface des bassins versants des principaux fleuves de Guyane. 1 : Hiez et Dubreuil (1964), 2 : Planquette *et al.* (1985), 3 : Boujard *et al.* (1990 a), 4 : Boujard *et al.* (1990 b), 5 : étude présente.

Fleuves	Surface du bassin (km ²)	N. d'espèces
Kourou	2000 ⁽¹⁾	73 ⁽²⁾
Oyapock	26820 ⁽¹⁾	136 ^(2,3)
Approuague	10850 ⁽¹⁾	139 ^(2,3,4)
Sinnamary	6565 ⁽¹⁾	166 ⁽⁵⁾
Maroni	65830 ⁽¹⁾	186 ⁽²⁾

Nous avons rassemblé dans le tableau III.12, illustré par la figure III.1 quelques données, principalement tirées de Welcomme (1990), sur les fleuves d'Amérique du Sud. Pour établir le diagramme nous avons préféré ne pas tenir compte de l'Amazone pour lequel chacun sait que l'estimation de la richesse spécifique est particulièrement approximative. Tout en ayant à l'esprit la précarité des données, le graphique fait néanmoins apparaître une tendance à l'augmentation de la richesse spécifique en fonction de l'augmentation de la taille du bassin versant, phénomène généralement constaté pour d'autres zones géographiques. Deux fleuves particulièrement bien prospectés, pour lesquels nous pensons approcher le nombre réel d'espèces (Sinnamary et Mamoré), s'écartent nettement des autres. Cette remarque conforte l'opinion que nous avons précédemment émise sur la fiabilité des données proposées. La plupart des richesses spécifiques seraient sous-estimées pour les raisons déjà exposées (prospections insuffisantes et données basées sur les statistiques de pêche).

Tableau III.12

Nombre d'espèces recensées par rapport à l'importance croissante du bassin versant pour quelques fleuves inter tropicaux d'Amérique du Sud. 1 : Welcomme (1990), 2 : étude présente, 3 : Planquette *et al.* (1985), 4 : Boujard *et al.* (1990 a), 5 : Boujard *et al.*, (1990 b), 6 : Lauzanne *et al.* (1991), 7 : Ortega et Vari (1986).

Fleuves	S. du bassin (km ²)	N. d'espèces
Kourou	2000	73 ⁽³⁾
Sinnamary	6565	166 ⁽²⁾
Approuague	10850	139 ^(3,4,5)
Oyapock	26820	136 ^(3,4)
Maroni	65830	186 ⁽³⁾
Paraguay	181970	178 ⁽¹⁾
Mamoré	236000	327 ⁽⁶⁾
Magdalena	256622	166 ⁽¹⁾
Negro	331131	254 ⁽¹⁾
Madeira	691831	398 ⁽¹⁾
Orénoque	950000	318 ⁽¹⁾
Am. péruvienne	950370	600 ⁽⁷⁾
Parana	3100000	355 ⁽¹⁾
Amazone	5711000	2000 ⁽¹⁾

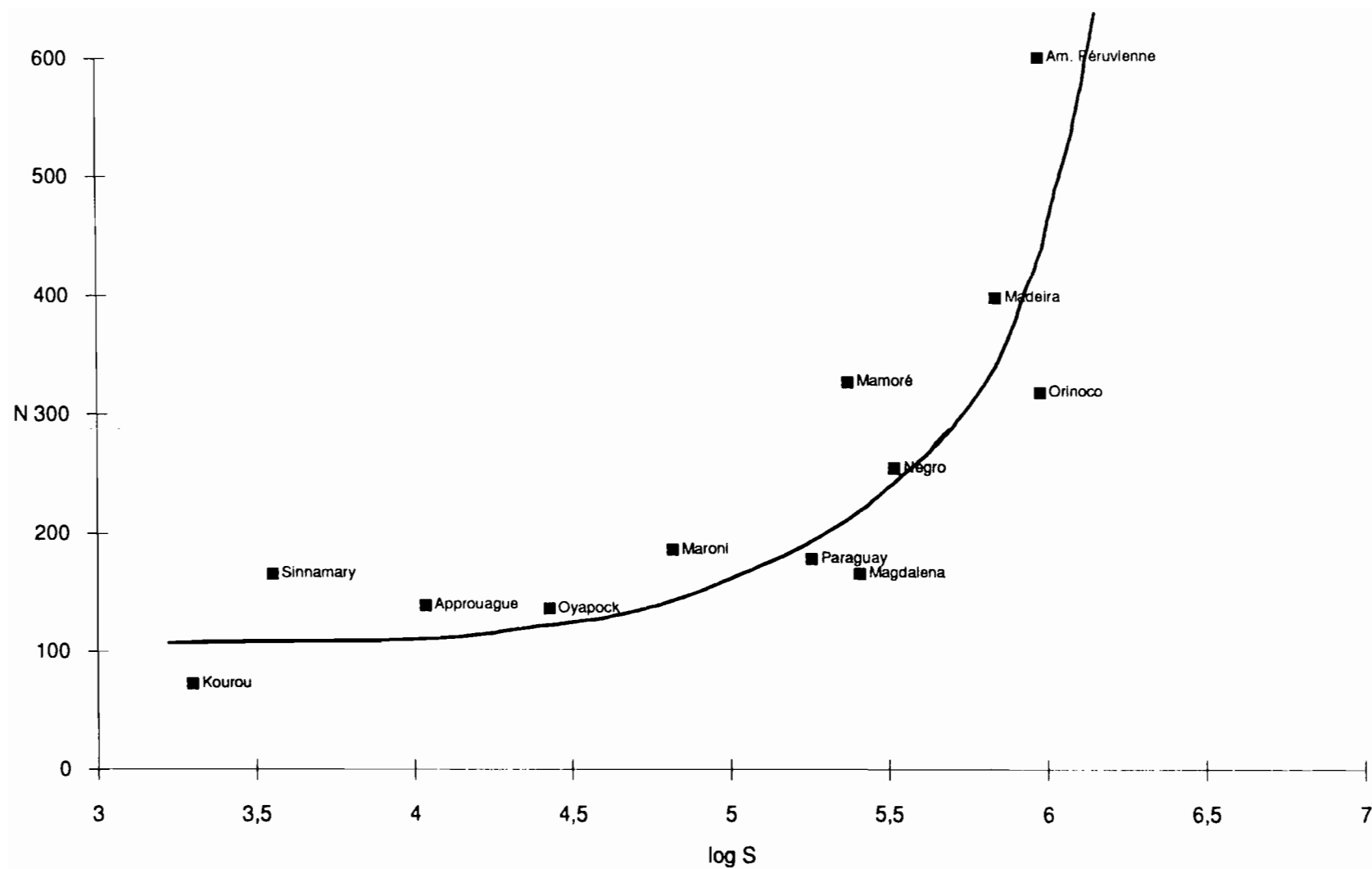


Figure III.1 nombre d'espèces (N) en fonction de la surface du bassin (S: coordonnées log) pour quelques fleuves d'Amérique du Sud

En se basant sur des données de richesse spécifique bien plus fiables que celles que nous pouvons trouver pour l'Amérique du Sud, Hugué (1989) a vérifié que pour les fleuves d'Afrique de l'Ouest la richesse spécifique augmente avec l'importance croissante du bassin versant. Il a d'autre part établi une formule permettant de calculer la richesse spécifique (espèces d'eau douce uniquement) connaissant la superficie du bassin et le débit moyen : $\ln R = (\ln \text{débit} \times 0,231) + (\ln \text{Surface} \times 0,123) + 1,695$. Si l'on imagine le Sinnamary coulant en Afrique de l'Ouest et qu'on lui applique cette formule on devrait s'attendre à y trouver 59 espèces. Or il en compte 166 dont 141 purement d'eau douce. Ce résultat conforte une fois encore l'opinion exprimée par de nombreux auteurs selon laquelle la biodiversité des eaux douces africaines est plus faible que celle des eaux douces homologues latino américaines. A titre de comparaison nous avons établi le tableau III.13 qui illustre concrètement ce propos.

Tableau III.13

Richesse spécifique (poissons purement d'eau douce) de quelques fleuves d'Afrique de l'Ouest, de bassin comparable à celui du Sinnamary (d'après Hugué, 1989)

Fleuves	S. du bassin (km ²)	N. d'espèces
Kolenté	7540	63
Jong	7750	67
Boubo	4690	45
Agnébi	8520	56
Mungo	4570	32
Sinnamary	6565	141

III.2.5 Importance relative des grands groupes

L'ichtyofaune sud américaine est dominée par deux grands groupes : les Characoidei et les Siluriformes. Dans le Sinnamary le premier représente 46 % et le second 31% du nombre total d'espèces. Il n'apparaît pas de différences importantes avec les fleuves guyanais voisins (tab. III.14). Parmi les autres fleuves pris en compte dans ce tableau, le Chaparé andin présente très peu d'espèces (7%) autres que les Characoidei et les Siluriformes et de forts pourcentages de ces deux derniers groupes, respectivement 49 et 44 %. S'agit-il d'une caractéristique générale des torrents du versant oriental de la cordillère ? En l'absence de plus amples informations ceci reste à démontrer. Entre les fleuves guyanais et les autres l'importance des Characoidei est voisine, variant entre 40 à 52 % pour les uns et 39 à 44 % pour les autres. Pour ce qui concerne les Siluriformes les différences sont plus sensibles : 26 à 34 % pour les fleuves guyanais contre 35 à 45 % pour les autres. Ces différences peuvent s'expliquer par l'importance de trois familles très bien représentées dans ces grands bassins (Pimelodidae, Doradidae, Trichomycteridae) alors que les bassins guyanais comptent moins de Pimelodidae et très peu de Doradidae et Trichomycteridae. Est-ce là une caractéristique des fleuves du massif des Guyanes ? La réponse à cette question pourrait sans doute être fournie si nous connaissions mieux l'ensemble des fleuves du plateau des Guyanes. Pour ce qui est du dernier groupe, les proportions varient entre 20 et 30 % pour les fleuves guyanais et entre 16 et 21 % pour les autres. Ces différences peuvent sans doute s'expliquer par le fait que les fleuves guyanais sont tous des fleuves côtiers sujets à l'intrusion d'espèces marines et estuariennes.

Tableau III.14

Importance comparée des Characoidei et des Siluriformes (%) des principaux fleuves guyanais et de divers fleuves d'Amérique Latine (1 : Planquette *et al.*, 1985.; 2 : étude présente; 3 : Boujard *et al.*, 1990 a; 4 : Boujard *et al.*, 1990 b; 5 : Lauzanne *et al.*, 1991; 6 : Mendes dos Santos *et al.*, 1984; 7 : Ortega et Vari, 1986; 8 : Lopez *et al.*, 1987).

Fleuves	Characoidei	Siluriformes	Autres
(1) Maroni	52	28	20
(2) Sinnamary	46	31	23
(1) Kourou	40	34	26
(1,3,4) Approuague	45	34	21
(1,3) Oyapock	44	26	30
(5) Chaparé andin	49	44	7
(5) Mamoré	39	45	16
(6) Bas Tocantins	44	35	21
(7) Am. péruvienne	43	40	17
(8) Parana	40	39	21

III.3 Peuplements

Dans cette partie de l'étude nous tenterons de caractériser les différents peuplements ichthyiques des divers milieux échantillonnés. Pour ce faire nous disposons des résultats des captures effectuées grâce aux filets maillants (biefs amont et aval du fleuve) et à la roténone (crique Vénus, diverticule Antonin, pri pri Petit Tango pour l'aval; crique Anne, zone inondée, diverticule Loubry, sauts (Parasol et Takari Tanté), bistouri Hoff pour l'amont).

III.3.1 Captures aux filets maillants dans les biefs amont et aval

III.3.1.1 Sélection des données utilisées

Nous disposons pour comparer les peuplements, des résultats de 11 journées de pêche à l'aval et de 21 à l'amont. Toutes les pêches de l'aval ont été réalisées avec la batterie de 10 filets de surface "Ayello". Parmi les 21 pêches de l'amont, 7 ont été faites avec la batterie de 10 filets de fond "BHV". Ne pouvant raisonnablement comparer que les résultats de mêmes engins nous ne tiendrons donc pas compte de ceux de la batterie "BHV". De même nous ne pouvons comparer que des efforts de pêche semblables. C'est ainsi que sur les résultats des 14 journées de pêche de l'amont nous n'en garderons que 11, éliminant 3 journées du mois de juillet 92. Nous comparerons donc finalement les résultats de 11 journées de pêche à l'amont et à l'aval obtenus avec les mêmes filets pendant 4 tournées effectuées à des époques sensiblement identiques à un mois près (tab.III.15).

Tableau III.15

Nombre d'espèces et d'individus capturés par pêche dans la zone amont et aval (cap. : numéro de la pêche, N. esp. : nombre d'espèces capturées à chaque pêche, N. esp. cum. : nombre total d'espèces recensées après chaque nouvelle pêche, N. ind. : nombre d'individus capturés à chaque pêche).

BIEF AVAL (zone de la crique Vénus)				
Dates	Cap.	N. esp.	N. esp.cum.	N. ind.
12/91	1	26	26	150
	2	21	34	106
	3	29	39	150
02/91	4	21	43	149
	5	26	47	153
04/92	6	21	48	98
	7	20	49	82
	8	12	49	33
06/92	9	14	50	87
	10	19	51	69
	11	19	53	62
BIEF AMONT (zone de saut Dalles)				
11/91	1	25	25	120
	2	19	30	67
	3	16	30	37
01/92	4	27	40	206
	5	19	41	71
	6	19	42	111
03/92	7	17	42	73
	8	11	43	32
	9	8	43	13
05/92	10	19	45	246
	11	18	46	78

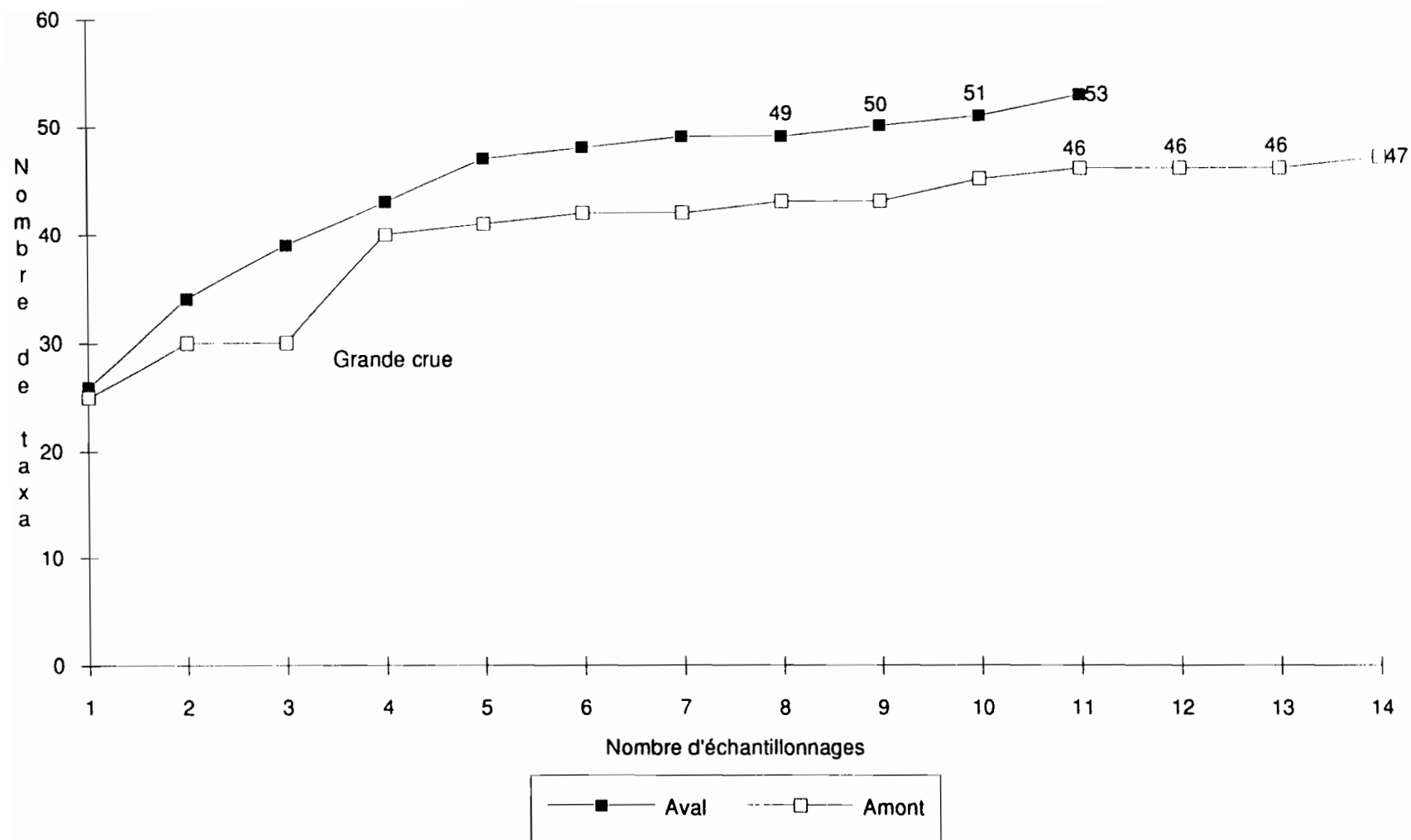


Figure III.2 nombre total de taxa capturés aux filets en fonction du nombre d'échantillonnages
(pour l'amont nous avons inclus les 3 pêches de juillet 92)

III.3.1.2 Efficacité des captures, richesse spécifique

Il est bien évident que plus on pêche, plus on a de chance de s'approcher du nombre total d'espèces capturables avec un engin donné dans une zone donnée. Dans la figure III.2 nous avons indiqué le nombre total d'espèces recensées après chaque journée de pêche. Si l'on exclut la capture 3 amont, pour laquelle une crue subite nous a empêché de travailler dans de bonnes conditions, on peut constater que plus l'effort de pêche est important, plus le nombre total d'espèces capturées augmente. Ce nombre atteint un palier vers une dizaine de journées de pêche, ce qui laisse à penser que nous approchons le nombre effectif d'espèces capturables avec les engins utilisés.

A l'aval le nombre d'espèces recensées est de 53 pour un total de 1139 individus capturés. Les nombres correspondants s'élèvent à 46 et 934 pour l'amont. L'aval s'annonce donc de prime abord un peu plus riche en espèces que l'amont. Le nombre total de taxa répertoriés à l'aide des filets maillants s'élève à 65.

III.3.1.3 Comparaison des peuplements de l'amont et de l'aval

Sur l'ensemble des 22 journées de pêche considérées (11 à l'amont, 11 à l'aval), 65 taxa ont été recensés. Ils figurent dans le tableau III.16 avec les effectifs respectivement rencontrés.

Nous avons considéré comme espèces rares celles dont les effectifs étaient simultanément inférieurs à 11 dans l'un et l'autre des milieux prospectés

Comme espèces caractéristiques celles dont les effectifs étaient supérieurs à 11 dans l'un des milieux et nuls dans l'autre

Comme espèces préférentielles celles dont les effectifs étaient supérieurs à 11 dans l'un des milieux et dont l'un des rapports était supérieur à 75 %

Comme espèces communes toutes les autres.

Tableau III.16
Espèces et effectifs capturés au filet maillant à l'aval (11 pêches) et à l'amont (11 pêches).

CODE	Aval		Amont		Aval/Amont	Amont/Aval	Espèce
	N	%	N	%			
ABRE	2	0	1	0			Rare
ACSP	0	0	21	2			*
AFAL	52	5	39	4	57%	43%	Commune
AGUI	0	0	2	0			Rare
AHOP	4	0	0	0			Rare
AMIC	6	1	119	11	5%	95%	Préf. haut
ANSP	20	2	0	0	100%	0%	Carac. bas
ANUC	53	5	30	3	64%	36%	Commune
AST1	6	1	6	1			Rare
AST2	25	2	28	3	47%	53%	Commune
ASUR	5	0	0	0			Rare
BBIM	0	0	10	1			Rare
BRY1	1	0	32	3	3%	97%	Préf. haut
BRY2	203	18	181	17	53%	47%	Commune
BRY3	8	1	10	1			Rare
CCYP	81	7	1	0	99%	1%	Préf. bas
CGIB	66	6	0	0	1, %	0%	Carac. bas
CHEL	0	0	1	0			Rare
COCT	0	0	2	0			Rare
CPAR	6	1	0	0			Rare
CSAX	0	0	6	1			Rare
CYSP	6	1	40	4	13%	87%	Préf. haut
CZUN	1	0	17	2	6%	94%	Préf. haut
DCAR	9	1	10	1			Rare
DEUT	0	0	36	3	0%	1, %	Carac. haut
ENGR	4	0	0	0			*

EVIR	9	1	1	0			Rare
GSUR	3	0	3	0			Rare
HAIM	3	0	55	5	5%	95%	Préf. haut
HEUN	65	6	1	0	98%	2%	Préf. bas
HMAL	1	0	2	0			Rare
HOUN	1	0	0	0			Rare
HPLE	3	0	23	2	12%	88%	Préf. haut
HQUA	35	3	38	4	48%	52%	Commune
INDE	1	0	1	0			*
LDES	0	0	12	1	0%	1, %	Carac. haut
LFAS	13	1	2	0	87%	13%	Préf. bas
LFRG	0	0	4	0			*
LFRI	28	2	22	2	56%	44%	Commune
LGCA	1	0	0	0			Rare
LGRA	1	0	8	1			Rare
LPEL	0	0	1	0			Rare
LYC1	4	0	0	0			Rare
LYC2	1	0	0	0			Rare
MATL	1	0	0	0			Rare
MCOM	12	1	7	1	63%	37%	Commune
MOLI	1	0	8	1			Rare
MRHO	7	1	1	0			Rare
MSUR	2	0	59	6	3%	97%	Préf. haut
MTER	39	3	82	8	32%	68%	Commune
PATH	35	3	0	0	1, %	0%	Carac. bas
PCRI	2	0	13	1	13%	87%	Préf. haut
PDEN	11	1	0	0	1, %	0%	Carac. bas
PFIL	1	0	0	0			Rare
PFLA	11	1	0	0	1, %	0%	Carac. bas
PGAL	51	4	0	0	1, %	0%	Carac. bas
PNOD	7	1	0	0			Rare
PORB	54	5	71	7	43%	57%	Commune
PORN	0	0	1	0			Rare
PSAV	1	0	4	0			Rare
SLEU	1	0	0	0			Rare
SMAC	3	0	0	0			Rare
TINT	10	1	2	0			Rare
TROT	163	14	40	4	8%	2%	Préf. bas
UTIA	0	0	1	0			Rare
Total	1139	100	1054	100			
Taxa	53		46				

	65	Total
	9	Communes
< 11 dans les 2 milieux	32	Rares
Rapport 1/0	6	Carac. bas
Rapport 1/0	2	Carac. haut
Rapport 3/1	8	Préf. haut
Rapport 3/1	4	Préf. bas
Indéterminés	4	*

Le test du χ^2 sur les valeurs brutes n'étant pas utilisable puisque 46 % des fréquences attendues sont < 5%, nous avons testé l'existence d'une corrélation entre ces deux peuplements par le coefficient de corrélation de rang de Spearman et en présence/absence par le coefficient de corrélation de point ϕ .

Avec le coefficient de Spearman nous testons l'hypothèse nulle $H_0 : \rho_s = 0$ "le coefficient de corrélation entre les deux stations n'est pas significativement différent de 0", $H_1 : \rho_s \neq 0$ "le coefficient est significativement différent de 0". Le coefficient de rang de Spearman $|Z_s|$ est égal à $|0,15|$. La valeur seuil de $Z\alpha_2$ à $P=0,01$ est de 2,575. $|Z_s| < Z\alpha_2$ nous acceptons donc l'hypothèse nulle au seuil de 1%. La corrélation entre les deux stations n'est pas significative.

Avec le coefficient de corrélation de point ϕ nous testons l'hypothèse nulle $H_0 : r_c = 0$ "le coefficient de corrélation de point n'est pas significativement différent de 0" contre $H_1 : r_c \neq 0$ "le coefficient est significativement différent de 0". Le coefficient ϕ varie de -1 à +1. Si $\phi = -1$ il y a parfaite exclusion des deux échantillons, si $\phi = 1$ il y a association parfaite (Scherrer, 1984). Or, $\phi = -0,3058$ et $\chi^2_{nc} = N\phi^2 = 6,08$. Les valeurs seuil correspondantes du χ^2 sont $\chi^2_{0,05(1)} = 3,84$ et $\chi^2_{0,01(1)} = 6,635$. Nous rejetons donc l'hypothèse nulle au profit de H_1 au seuil de 5% seulement. Comme $\phi < 0$, nous pouvons donc considérer que la corrélation entre les deux stations n'est pas significative à 5%.

Globalement, nous pouvons donc considérer les deux peuplements comme distincts.

Le nombre d'espèces caractéristiques s'élève à 2 pour l'amont et à 6 pour l'aval, celui des espèces préférentielles respectivement à 8 et 4. Les espèces communes sont au nombre de 9 et les espèces rares représentent 32 taxa (tab. III.17). Quatre taxa n'ont pas été pris en compte s'agissant d'indéterminés.

Tableau III.17
Les différentes catégories d'espèces des zones amont et aval du fleuve Sinnamary.

	AMONT	AVAL
Espèces caractéristiques	<i>Deuterodon</i> sp. <i>Leporinus despaxi</i>	<i>Anchoviella</i> sp. <i>Charax gibbosus</i> <i>Pterengraulis atherinoides</i> <i>Piabucus dentatus</i> <i>Pellona flavipinnis</i> <i>Parauchenipterus galeatus</i>
Espèces préférentielles	<i>Acestrorhynchus microlepis</i> <i>Bryconops aff. melanurus</i> <i>Cyphocharax spilurus</i> <i>Chilodus zunevei</i> <i>Hoplias aimara</i> <i>Hypostomus plecostomus</i> <i>Moenkhausia surinamensis</i> <i>Pimelodella cristata</i>	<i>Curimata cyprinoides</i> <i>Hemiodus unimaculatus</i> <i>Leporinus fasciatus</i> <i>Triportheus rotundatus</i>
Espèces communes		<i>Acestrorhynchus falcatus</i> <i>Auchenipterus nuchalis</i> <i>Astyanax aff. polylepis</i> <i>Bryconops aff. caudomaculatus</i> <i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i> <i>Leporinus friderici</i> <i>Moenkhausia comma</i> <i>Myleus ternetzi</i> <i>Poptella orbicularis</i>
Espèces rares	<i>Aequidens guianensis</i>	<i>Anostomus brevior</i>

	<i>Ancistrus hoplogeny</i>
<i>Astyanax</i> aff. <i>bimaculatus</i>	<i>Anchovia surinamensis</i>
<i>Bivibranchia bimaculata</i>	
<i>Bryconops</i> aff. <i>affinis</i>	
<i>Cyphocharax helleri</i>	
<i>Corydoras octocirrus</i>	
<i>Crenicichla saxatilis</i>	<i>Centropomus parallelus</i>
	<i>Doras carinatus</i>
	<i>Eigenmannia virescens</i>
	<i>Geophagus surinamensis</i>
	<i>Hoplias malabaricus</i>
	<i>Hoplerythrinus unitaeniatius</i>
	<i>Loricaria</i> gr. <i>cataphracta</i>
<i>Leporinus pellegrini</i>	<i>Leporinus granti</i>
	<i>Lycengraulis</i> sp. 1
	<i>Lycengraulis</i> sp. 2
	<i>Megalops atlanticus</i>
	<i>Moenkhausia oligolepis</i>
	<i>Myelus rhomboidalis</i>
<i>Pimelodus ornatus</i>	<i>Pyrrhulina filamentosa</i>
	<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>
	<i>Parupygus savannensis</i>
	<i>Satanoperca</i> aff. <i>leucosticta</i>
	<i>Sternopygus macrurus</i>
	<i>Tatia intermedia</i>
	<i>Utiaritchthys</i> sp.

L'examen du tableau III.17 appelle quelques commentaires. Il faut avoir présent à l'esprit que les espèces recensées ne constituent qu'une partie des espèces présentes. Il s'agit d'espèces de bordure et en outre toutes les espèces trop petites pour être capturées par un filet de 10 mm de maille sont absentes de cette liste. Quoi qu'il en soit, ces peuplements mis en évidence par les pêches aux filets maillants sont parfaitement comparables entre eux.

L'aval est de prime abord caractérisé la présence de 7 espèces inféodées à l'estuaire et au Bas Sinnamary. Il s'agit de 5 Engraulidae, de *Megalops* et *Centropomus*, espèces heuryhalines capables de faire des incursions assez haut dans le Sinnamary. Si l'on ne considère que les espèces purement dulçaquicoles la richesse spécifique des deux milieux est parfaitement identique avec 46 espèces. Jusqu'où remontent ces espèces estuariennes ? Nous avons émis l'hypothèse que leur présence était liée à l'onde de marée qui se fait sentir jusqu'aux environs de Petit Saut. Or, si l'on en croit Boujard et Rojas-Beltran (1988), ces espèces se rencontrent pour le moins jusqu'au niveau de l'embouchure de la crique Tigre. Il est possible que ces espèces "migratrices" de pleine eau ne dépassent pas les premiers obstacles sérieux que constituent saut Vata sur le Sinnamary et saut Kawenn sur le Courcibo. Cette hypothèse reste néanmoins à démontrer.

On peut constater qu'*Hoplias aimara*, le grand prédateur du Sinnamary, est beaucoup plus fréquent à l'amont qu'à l'aval. L'abondance des proies n'étant pas à mettre en cause il est possible que les conditions de reproduction soient meilleures à l'amont. Personnellement nous pencherions plutôt pour une plus grande pression de la pêche dans la région aval, beaucoup plus accessible aux pêcheurs sportifs ou professionnels. En effet il est notoire de constater que plus on remonte haut sur le fleuve, ce qui pose des problèmes logistiques de plus en plus complexes, plus l'abondance des aimaras est évidente.

D'une façon générale on peut dire que les biefs aval sont plutôt caractérisés, outre certaines espèces estuariennes, par des espèces d'eaux calmes comme *Charax gibbosus*, *Piabucus dentatus*, *Curimata cyprinoides*, *Triportheus rotundatus*, pour ne citer que les principales.

Les peuplements de l'amont semble beaucoup plus influencés par des espèces d'eaux vives comme *Deuterodon* sp., *Leporinus despaxi*, *Acestrorhynchus microlepis*, *Bivibranchia bimaculata*, *Pimelodus ornatus* par exemple.

III.3.2 Les captures à la roténone

III.3.2.1 Comparaison globale des captures

III.3.2.1.1 Sélection des données utilisées

Nous disposons de 26 pêches à la roténone effectuées dans divers milieux et à diverses époques de l'année. L'une, effectuée dans la crique Luzmila, n'a pas été retenue car une montée subite des eaux a entraîné un grand nombre de poissons. Nous n'avons donc traité que 25 pêches (tab. III.18). Le diverticule Antonin, petit affluent temporaire de la crique Vénus a été traité à part. Les sauts comportent Takari Tanté et Parasol. Le bistouri Hoff, petit court circuit latéral temporaire de saut Parasol a également été traité à part. Trois pêches (marquées d'un astérisque dans le tableau III.18) présentent des résultats peu fiables en nombre d'espèces et de spécimens récoltés. Pour le pri pri Petit Tango la roténone a formé une émulsion au lieu de se dissoudre, phénomène dont nous avons attribué la cause à la très forte acidité du milieu. Pour ce qui concerne les deux dernières pêches dans la forêt inondée, il semble bien que nous ayons sous estimé la quantité de produit nécessaire.

Tableau III.18

Liste des pêches effectuées à la roténone

(Cap. : numéro des pêches, N. esp. : nombre d'espèces capturées par pêche, N. esp. cum. : nombre total d'espèces recensées après chaque nouvelle pêche, N. ind. : nombre d'individus capturés par pêche, * : résultats peu fiables).

Dates/lieux	Cap.	N. esp.	N. esp. cum.	N. ind.
CRIQUE VENUS				
24/07/91	1	28	28	300
02/10/91	2	27	42	213
11/12/91	3	26	52	362
17/02/92	4	23	57	114
08/04/92	5	22	59	226
27/06/92	6	29	60	521
DIVERTICULE ANTONIN				
26/06/92	7	26	26	656
PRI PRI PETIT TANGO				
24/05/91	8	14	14	111
25/07/91	9	12	17	146
07/04/92	10*	2	17	8
CRIQUE ANNE				
14/06/91	11	34	34	896
29/08/91	12	34	48	1800
04/11/91	13	39	56	1412
15/01/92	14	40	69	801
24/05/92	15	50	79	1075
23/07/92	16	33	82	1335
DIVERTICULE LOUBRY				
30/08/91	17	30	30	1605
05/11/91	18	24	34	820
FORET INONDEE AMONT				
12/06/91	19	21	21	628
13/06/91	20	15	28	99
08/03/92	21*	5	32	32
10/03/92	22*	6	34	16
SAUTS				
11/01/92	23	19	19	105
14/01/92	24	13	23	132
BISTOURI HOFF				
11/01/92	25	33	33	486

III.3.2.1.2 Efficacité des captures, richesse spécifique

Comme on peut le constater à la lecture du tableau III.18 les données ne sont pas homogènes sauf pour les criques Vénus et Anne. Poursuivant la même démarche que celle employée pour tester l'efficacité des filets maillants, nous avons porté sur la figure III.3, le nombre total d'espèces recensées après chaque empoisonnement. Le nombre d'espèces croît en fonction de l'importance de l'effort de pêche. Bien que ce soit moins net que pour les filets il semble que nous atteignons un plateau vers les deux dernières pêches. Un nombre plus important de pêches confirmerait sans doute cette tendance. Quoi qu'il en soit nous admettrons pour l'instant que les résultats de 6 pêches à la roténone donnent une image représentative des peuplements. Comme on peut s'en rendre compte à l'examen du tableau III.18, les efforts de pêche sont très différents selon les milieux. Il n'est donc pas possible dans ces conditions de comparer les richesses spécifiques. Considérant que nous avons atteint le nombre total d'espèces capturables pour les criques Anne et Vénus, nous avons exprimé les richesses spécifiques constatées après chaque pêche en pourcentage de la richesse spécifique totale (tab. III.19). La droite représentative (fig. III.4) concrétise l'évolution de la richesse spécifique en fonction du nombre de pêches effectuées.

Tableau III.19
Richesse spécifique (R) en nombre et pourcentage en fonction du nombre de pêches

CRIQUE ANNE						
Numéro de la pêche	01	02	03	04	05	06
R (nombre d'espèces)	34	48	56	69	79	82
R (%)	41,5	58,5	68,3	84,1	96,3	100
CRIQUE VENUS						
Numéro de la pêche	01	02	03	04	05	06
R (nombre d'espèces)	28	42	52	57	59	60
R (%)	46,7	70,0	86,7	95,0	98,3	100

L'équation de la droite (fig. III.4) nous permet de calculer le pourcentage théorique du nombre total d'espèces observées en fonction du nombre de pêches effectuées :

- 1 pêche : 45,2 %
- 2 pêches : 62,6 %
- 3 pêches : 75,8 %
- 4 pêches : 86,8 %
- 5 pêches : 96,4 %
- 6 pêches : 105,0 %

Pour que cette loi soit applicable aux divers milieux prospectés il faudrait que leurs caractéristiques morphologiques, physico-chimiques, leur diversité en micro habitats, leur taille soient identiques. Or il n'en est rien. Néanmoins, dans un souci de comparaison et tout en gardant à l'esprit les remarques précédentes, on peut émettre l'hypothèse que cette loi est grossièrement applicable à tous les milieux prospectés. Nous pouvons alors en calculer les richesses spécifiques théoriques (tab.III.20). Dans les calculs nous n'avons pas tenu compte des résultats non fiables des 3 pêches mentionnées précédemment (dernière capture du pri pri Petit Tango, 3^{ème} et 4^{ème} capture de la forêt inondée):

Tableau III.20
Richesse spécifique hypothétique donnée à titre purement indicatif (voir texte) des différents milieux prospectés

Crique Anne	74-82
Bistouri Hoff	73
Crique Vénus	57-68
Div. Antonin	57
Div. Loubry	54-66
Forêt inondée	45-47
Sauts	37-42
Pri pri Petit tango	27-31

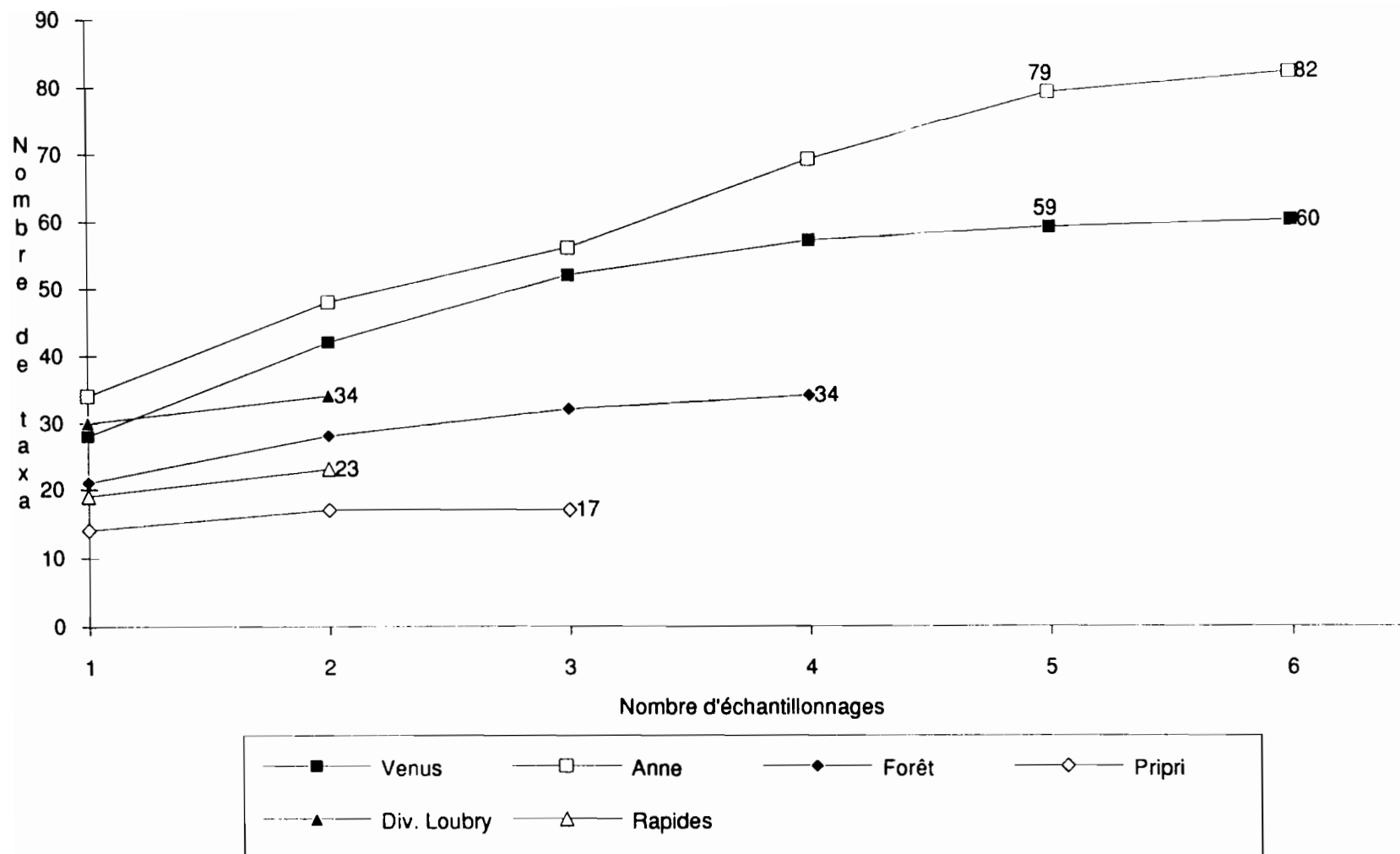


Figure III.3 nombre total de taxa capturés à la roténone en fonction du nombre d'échantillonnages

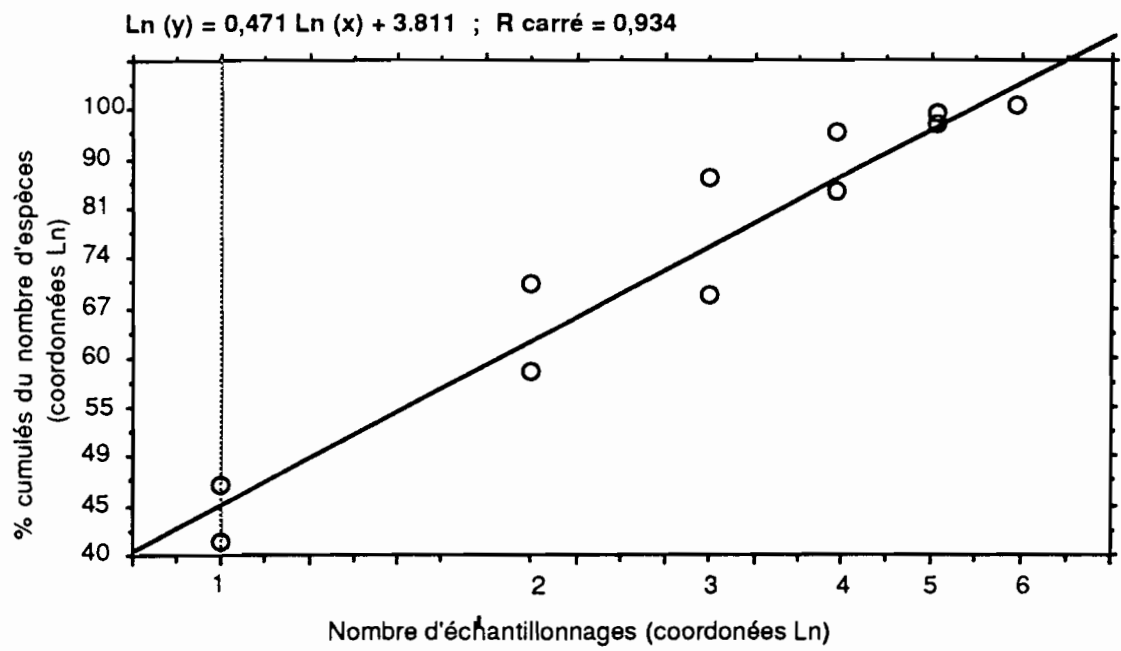


Figure III.4 pourcentages cumulés du nombre d'espèces capturées en fonction du nombre d'échantillonnages (Coordonnées Ln)

Parmi tous ces milieux le pri pri Petit Tango présente la plus faible richesse spécifique. Cette constatation est sans doute à mettre en relation avec les conditions physico-chimiques très particulières qui règnent dans cette collection d'eau (acidité très élevée, pauvreté en oxygène dissous). La richesse spécifique des sauts n'est pas très élevée. Ce sont des milieux aux caractéristiques morphologiques et hydrodynamiques très marquées (courant violent, turbulences tourbillonnaires, faciès de roches accumulées) ne permettant que l'installation d'espèces adaptées (soit rhéophiles, soit pourvues de dispositifs d'accrochage). Les milieux temporaires (diverticule Antonin, forêt inondée, bistouri Hoff) ont une richesse spécifique relativement élevée. Deux types d'explications peuvent être avancés. Ce sont tous des milieux attractifs de par leur richesses alimentaires nouvellement disponibles et pour certains (forêt inondée) des lieux de reproduction et de nourricerie privilégiés. Les deux criques présentent les diversités spécifiques les plus élevées, sans doute parce qu'elles présentent également la plus grande diversité d'habitats et de niches écologiques.

III.3.2.2 Comparaison des peuplements

Il est bien difficile d'adopter des critères objectifs de comparaison de ces divers peuplements tant les efforts de pêche sont différents. En effet si les listes d'espèces sont presque complètes pour les criques Anne et Vénus, toutes les autres sont incomplètes comme il a été montré au paragraphe précédent. Nous essayerons donc d'extraire du tableau III.21 des informations de bon sens qui pourront tout de même servir à une caractérisation préliminaire de ces différents milieux.

Tableau III.21
Espèces et effectifs capturés à la roténone pour l'ensemble des milieux prospectés

CODE	C. Vénus	D. Antonin	P. Tango	C. Anne	D. Loubry	F. inondée	Rapides	B. Hoff
ABRE	10	-	-	34	3	-	1	-
ACSP	-	-	-	4	-	5	-	-
AFAL	4	-	-	5	-	-	-	-
AGUI	58	28	5	675	173	92	-	4
AHOP	14	1	-	35	17	-	-	-
AMAR	7	3	-	49	14	-	-	-
AMIC	-	1	6	3	-	-	-	-
ANOS	-	-	-	-	1	3	-	-
AST1	-	-	-	5	-	-	5	1
AST2	5	9	13	58	1	5	1	12
BRSP	2	-	-	177	-	-	26	54
BRY1	-	-	-	13	-	1	-	-
BRY2	47	-	-	111	17	1	12	64
BRY3	13	-	-	47	-	-	-	1
BUNO	46	-	-	-	-	-	-	-
CCAR	-	30	-	2	-	-	-	-
CGBL	5	-	-	25	-	-	22	6
CGFA	30	-	-	173	2	5	19	6
CGIB	8	-	20	-	-	-	-	-
CHA1	-	-	-	10	-	84	-	-
CHA2	-	-	-	-	-	5	-	-
CHA3	-	-	-	-	-	101	-	-
CHA4	-	-	-	-	-	64	-	-
CHA5	-	-	-	33	-	-	-	-
CHA6	-	-	-	6	-	-	-	-
CHEL	-	-	-	22	-	7	-	-
CHSP	-	-	-	118	-	26	2	-
CMEL	-	-	-	11	-	-	-	-
COCT	-	-	-	-	-	-	4	-
CSAX	28	11	4	41	21	3	-	1
CSP1	1	-	-	24	4	-	10	-
CSP2	-	-	-	20	-	-	-	-

CYPS	-	61	4	514	98	132	-	-
CYSP	35	-	1	22	1	-	-	-
CZUN	1	-	4	-	2	-	-	-
DEUT	-	-	-	-	-	-	30	17
DMAC	8	-	-	-	-	-	-	-
EAMB	809	48	-	-	-	-	-	-
EVIR	49	-	-	2	-	-	-	-
GCAR	21	1	-	247	1	-	-	26
GSUR	6	-	-	-	-	-	-	-
HAIM	8	-	-	99	14	15	-	3
HBEE	14	1	1	24	3	5	-	7
HEMC	-	-	-	35	-	-	-	-
HLON	-	-	-	-	-	-	-	32
HMAL	10	7	1	61	4	18	-	-
HMAR	-	-	-	1	-	-	-	-
HOCE	8	217	-	131	71	3	-	-
HOPL	-	-	-	10	-	-	-	-
HOSP	-	-	1	-	-	-	-	-
HPLE	1	-	-	1	1	-	-	-
HQUA	1	-	-	16	11	1	-	-
HSCH	-	-	5	-	-	-	-	-
HSOV	30	30	87	3	-	-	-	-
HSUR	-	-	-	6	-	-	57	-
HTAP	-	-	-	-	-	-	20	10
HTHO	-	2	-	-	-	-	-	-
HUNI	3	4	-	-	-	-	-	-
INDE	4	-	-	69	-	40	-	-
INJU	-	-	-	58	-	-	-	-
KNOD	-	-	-	-	-	-	6	4
LARV	-	-	-	10	-	-	-	-
LASI	-	-	-	98	-	-	-	-
LDES	1	-	-	48	1	1	1	-
LESP	3	-	-	25	-	12	1	-
LFRG	30	-	-	22	8	-	-	1
LFRI	10	-	-	-	-	-	-	-
LGOS	14	-	-	5	-	-	-	-
LGRA	79	-	-	67	3	-	-	13
LORI	1	-	-	-	-	-	1	-
LPEL	-	-	-	-	-	2	-	-
LPLA	-	-	-	57	-	-	-	11
LSP1	-	-	-	3	-	-	-	7
LSP2	-	-	-	1	-	-	-	14
LSP3	-	-	-	5	-	-	-	-
LSP4	-	-	-	17	-	-	-	-
MCOL	86	-	-	712	38	10	1	2
MCOM	40	-	-	58	1	-	-	-
MHEM	-	6	6	5	-	-	-	-
MOLI	32	101	-	248	115	84	2	-
MOSP	17	-	-	-	-	-	-	-
MSUR	1	-	-	5	-	-	-	111
MYLE	-	-	-	1	-	-	-	-
NANO	3	2	-	72	-	1	-	-
NAUR	-	-	-	1	-	-	-	-
NBEC	10	24	56	-	-	-	-	-
PALB	-	-	-	-	2	-	-	-
PCRI	46	-	-	85	4	5	2	18
PFIL	3	22	-	11	-	3	-	-
PGAL	1	-	-	-	-	-	-	-

PGRA	9	-	-	2	-	-	2	4
PGUI	-	-	-	2	-	-	3	2
PMAX	1	25	43	83	24	3	-	31
PMEG	-	-	-	632	1203	4	9	2
POEC	7	-	-	-	-	-	-	-
PORB	9	-	-	11	-	-	-	1
PRAN	3	-	-	28	3	-	-	-
PSAV	8	-	-	10	-	-	-	3
PSCH	1	9	-	-	-	-	-	-
PSIM	4	9	8	1908	553	31	-	7
PZUN	-	-	-	4	-	-	-	-
RAGI	-	1	-	-	-	-	-	3
RIGN	-	-	-	1	-	-	-	-
RISP	-	-	-	3	-	-	-	-
RQUE	-	-	-	4	-	1	-	-
RXIP	-	-	-	19	-	-	-	-
SILU	-	-	-	4	-	-	-	-
SLEU	4	-	-	-	-	-	-	-
SMAC	6	-	-	16	4	-	-	-
SMAR	1	3	-	5	-	-	-	-
TGUI	-	-	-	4	-	-	-	-
TINT	20	-	-	27	7	-	-	8
TROT	-	-	-	-	-	2	-	-
Total	1736	656	265	7319	2425	775	237	486
Espèces	60	26	17	82	34	34	23	33

III.3.2.2.1 Les peuplements de l'aval

Le pri pri Petit Tango (3 pêches) et le diverticule Antonin (1 pêche) ont été moins bien échantillonnés que la crique Vénus (6 pêches). Si l'on trouve dans les deux premiers milieux des espèces absentes du troisième nous pourrions logiquement les considérer comme caractéristiques. D'autre part nous considérerons comme préférentielles des espèces dont les effectifs sont très supérieurs à ceux rencontrés dans la crique Vénus (tab. III.21).

Tableau III.22

Espèces caractéristiques et préférentielles du pri pri Petit Tango et du diverticule Antonin par rapport à la crique Vénus.

	DIV. ANTONIN	P. P. PETIT TANGO
Espèces caractéristiques	<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (juvénile) <i>Copella</i> cf. <i>carsevensensis</i> <i>Cyphocharax</i> sp. (juvénile) <i>Hoplosternum thoracatum</i> <i>Moenkhausia hemigrammoides</i> <i>Rivulus agilae</i>	<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (juvénile) <i>Cyphocharax</i> sp. (juvénile) <i>Hemigrammus schmardae</i> <i>Hoplosternum</i> sp. (juvénile) <i>Moenkhausia hemigrammoides</i>
Espèces préférentielles	<i>Hemigrammus ocellifer</i> <i>Moenkhausia oligolepis</i>	<i>Charax gibbosus</i> <i>Nannostomus beckfordi</i> <i>Pristella maxillaris</i>

Nous avons remarqué précédemment que les richesses spécifiques théoriques de la crique Vénus et du diverticule Antonin étaient voisines alors que celle du pri pri Petit Tango était beaucoup plus faible. On trouve dans le diverticule Antonin un grand nombre d'espèces que l'on rencontre dans la crique, mais aussi quelques espèces caractéristiques (tab. III.22). Ce diverticule est en fait un affluent temporaire de la crique coulant seulement en période de hautes eaux. A cette époque il draine d'une part les zones d'inondation forestières et

est d'autre part en relation probable avec le pri pri Axel, pendant de rive droite du pri pri Petit Tango. Du point de vue trophique il serait attractif pour les espèces de la crique. Les connexions avec la forêt inondée d'une part et le pri pri Axel de l'autre pourraient expliquer la présence de juvéniles (*Acestrorhynchus microlepis*, *Cyphocharax sp.*) et d'espèces d'eau stagnantes (*Hoplosternum*, *Copella*, *Rivulus*, *Moenkhausia hemigrammoides*).

Quant au pri pri Petit Tango nous avons déjà souligné que sa faible richesse spécifique était sans doute à mettre en relation avec des conditions physico-chimiques drastiques. Néanmoins on y trouve des espèces absentes de la crique Vénus comme *Hoplosternum sp.*, *Moenkhausia hemigrammoides*, *Acestrorhynchus microlepis*, *cyphocharax sp* et *Hemigrammus schmardae*. On pourra remarquer que deux espèces, *M. hemigrammoides* et *Hoplosternum sp* sont également caractéristiques du diverticule Antonin. Cette constatation confirmerait donc l'influence du pri pri Axel sur le peuplement du diverticule Antonin.

III.3.2.2.2 Les peuplements de l'amont

Les milieux prospectés peuvent être regroupés en deux ensembles. L'un purement fluvatile (sauts et bistouri Hoff), l'autre regroupant des milieux aux connexions complexes (crique Anne, forêt inondée et diverticule Loubry).

a) Les sauts et le bistouri Hoff

Ces deux milieux ne peuvent être logiquement comparés qu'au peuplement du bief amont étudié. Malheureusement les uns ont été échantillonnés à la roténone et l'autre n'a pu l'être qu'aux filets maillants. Nous tenterons néanmoins, à la lumière des tableaux III.16 et III.21, de dégager les différences essentielles.

Par rapport au peuplement des biefs amont celui des sauts est caractérisé par une richesse spécifique relativement faible formée d'espèces bien particulières aux effectifs importants. Il s'agit d'espèces rhéophiles comme *Deuterodon sp.* et *Knodus aff. moenkhausii* ou d'espèces vivant dans les infractuosités ou disposant de dispositifs d'accrochage comme *Heptapterus tapanahoniensis* et *Harttia surinamensis*. Le bistouri Hoff a une richesse spécifique beaucoup plus importante. On y note la présence des espèces typiques des sauts mais aussi de nombreuses espèces communes dans les biefs comme *Gymnotus carapo*, *Moenkhausia surinamensis*, *Bryconops spp.*, *Pristella maxillaris* etc. Ceci s'explique d'une part par la variété des biotopes (petits sauts séparés par des vasques, nombreux refuges formés de troncs et branches immergés). D'autre part ce ruisseau temporaire, coule seulement en hautes eaux, prenant naissance entre les deux premières marches du saut et débouchant en aval de la première. Il se peuple donc d'espèces fluviales venues y exploiter les nouvelles ressources alimentaires ainsi offertes.

b) Crique Anne, diverticule Loubry et forêt inondée

La richesse spécifique de la forêt inondée est la plus faible (45-47 espèces) contre 54-66 au diverticule Loubry et 74-82 à la crique Anne, de loin la plus riche. L'examen du tableau III.21 nous porte à penser que les peuplements des deux milieux temporaires ne sont que des images appauvries de celui de la crique Anne. En effet aucune espèce vraiment caractéristique ne se note dans les deux milieux temporaires. En revanche si l'on prend en compte les effectifs on trouve de fortes convergences avec la crique. C'est ainsi qu'*Aequidens guianensis*, *Cyphocharax* (juvéniles), *Hoplias aimara* (juvéniles), *Moenkhausia oligolepis* et à un moindre degré *M. collettii* sont très bien représentées dans les trois milieux. Cependant le diverticule Loubry semble encore plus proche de la crique Anne. En effet certaines espèces, très peu représentées en forêt inondée comme par exemple *Ancistrus hoplogenys*, *Crenicichla saxatilis*, *Hemigrammus ocellifer*, *Phenacogaster megalostictus* et *Pseudopristella simulata*, sont très abondantes dans les deux autres milieux. On pourrait s'attendre à une influence fluviale dans le diverticule Loubry, mais apparemment il n'en est rien.

III.3.2.3 Comparaison entre crique Vénus et crique Anne

III.3.2.3.1 Sélection des données utilisées

Nous disposons de 6 pêches pour la crique Anne et de 7 pour la crique Vénus. Nous avons éliminé le diverticule Antonin de la crique Vénus qui n'a pas son équivalent dans la crique Anne pour ne garder que 6 pêches comparables dans les deux criques (tab. III.18). En effet les surfaces échantillonnées sont sensiblement

identiques tout comme les quantités de roténone employées. Pour ce qui est de l'efficacité des captures nous avons admis (III.3.2.1.1) que 6 pêches à la roténone semblaient suffisantes pour donner une image correcte du peuplement.

III.3.2.3.2 Comparaison des peuplements des criques Vénus et Anne

Dans la crique Vénus 60 taxa ont été recensés pour un total de 1736 individus capturés, contre respectivement 82 et 7319 dans la crique Anne. Cette dernière apparaît donc d'emblée, compte tenu de l'effort de pêche similaire, plus riche en espèces que la crique Vénus avec des abondances très supérieures. Le nombre total de taxa répertoriés à l'aide de l'ichtyotoxique s'élève à 97 (tab. III.23).

Nous avons employé les mêmes critères que pour les filets pour déterminer les espèces caractéristiques, préférentielles, communes et rares. La seule différence est que nous avons pris un seuil de 6 spécimens (nous avons 6 pêches à la roténone) contre 11 (nous avons 11 pêches aux filets).

Tableau III.23
Espèces et effectifs capturés à la roténone dans les criques Anne (6 rot.) et Vénus (6 rot.).

CODE	C. Vénus	C. Anne	% Anne	% Vénus	Vénus/Anne	Anne/Vénus	Espèce
ABRE	10	34	0,46	0,58	22,73%	77,27%	Préf. haut
ACSP	0	4	0,05	0,00			*
AFAL	4	5	0,07	0,23			Rare
AGUI	58	675	9,22	3,34	7,91%	92,09%	Préf. haut
AHOP	14	35	0,48	0,81	28,57%	71,43%	Commune
AMAR	7	49	0,67	0,40	12,50%	87,50%	Préf. haut
AMIC	0	3	0,04	0,00			Rare
AST1	0	5	0,07	0,00			Rare
AST2	5	58	0,79	0,29	7,94%	92,06%	Préf. haut
BRSP	2	177	2,42	0,12			*
BRY1	0	13	0,18	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
BRY2	47	111	1,52	2,71	29,75%	70,25%	Commune
BRY3	13	47	0,64	0,75	21,67%	78,33%	Préf. haut
BUNO	46	0	0,00	2,65	100,00%	0,00%	Carac. bas
CCAR	0	2	0,03	0,00			Rare
CGBL	5	25	0,34	0,29	16,67%	83,33%	Préf. haut
CGFA	30	173	2,36	1,73	14,78%	85,22%	Préf. haut
CGIB	8	0	0,00	0,46	100,00%	0,00%	Carac. bas
CHA1	0	10	0,14	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
CHA5	0	33	0,45	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
CHA6	0	6	0,08	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
CHEL	0	22	0,30	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
CHSP	0	118	1,61	0,00			*
CMEL	0	11	0,15	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
CSAX	28	41	0,56	1,61	40,58%	59,42%	Commune
CSP1	1	24	0,33	0,06	4,00%	96,00%	Préf. haut
CSP2	0	20	0,27	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
CYPS	0	514	7,02	0,00			*
CYSP	35	22	0,30	2,02	61,40%	38,60%	Commune
CZUN	1	0	0,00	0,06			Rare
DMAC	8	0	0,00	0,46	100,00%	0,00%	Carac. bas
EAMB	809	0	0,00	46,60	100,00%	0,00%	Carac. bas
EVIR	49	2	0,03	2,82	96,08%	3,92%	Préf. bas
GCAR	21	247	3,37	1,21	7,84%	92,16%	Préf. haut
GSUR	6	0	0,00	0,35	100,00%	0,00%	Carac. bas
HAIM	8	99	1,35	0,46	7,48%	92,52%	Préf. haut
HBEE	14	24	0,33	0,81	36,84%	63,16%	Commune
HEMC	0	35	0,48	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut

HMAL	10	61	0,83	0,58	14,08%	85,92%	Préf. haut
HMAR	0	1	0,01	0,00			Rare
HOCE	8	131	1,79	0,46	5,76%	94,24%	Préf. haut
HOPL	0	10	0,14	0,00			*
HPLE	1	1	0,01	0,06			Rare
HQUA	1	16	0,22	0,06	5,88%	94,12%	Préf. haut
HSOV	30	3	0,04	1,73	90,91%	9,09%	Préf. bas
HSUR	0	6	0,08	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
HUNI	3	0	0,00	0,17			Rare
INDE	4	69	0,94	0,23			*
INJU	0	58	0,79	0,00			*
LARV	0	10	0,14	0,00			*
LASI	0	98	1,34	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
LDES	1	48	0,66	0,06	2,04%	97,96%	Préf. haut
LESP	3	25	0,34	0,17			*
LFRG	30	22	0,30	1,73			*
LFRI	10	0	0,00	0,58	100,00%	0,00%	Carac. bas
LGOS	14	5	0,07	0,81	73,68%	26,32%	Commune
LGRA	79	67	0,92	4,55	54,11%	45,89%	Commune
LORI	1	0	0,00	0,06			*
LPLA	0	57	0,78	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
LSP1	0	3	0,04	0,00			Rare
LSP2	0	1	0,01	0,00			Rare
LSP3	0	5	0,07	0,00			Rare
LSP4	0	17	0,23	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
MCOL	86	712	9,73	4,95	10,78%	89,22%	Préf. haut
MCOM	40	58	0,79	2,30	40,82%	59,18%	Commune
MHEM	0	5	0,07	0,00			Rare
MOLI	32	248	3,39	1,84	11,43%	88,57%	Préf. haut
MOSP	17	0	0,00	0,98	100,00%	0,00%	Carac. bas
MSUR	1	5	0,07	0,06			Rare
MYLE	0	1	0,01	0,00			*
NANO	3	72	0,98	0,17	4,00%	96,00%	Préf. haut
NAUR	0	1	0,01	0,00			Rare
NBEC	10	0	0,00	0,58	100,00%	0,00%	Carac. bas
PCRI	46	85	1,16	2,65	35,11%	64,89%	Commune
PFIL	3	11	0,15	0,17	21,43%	78,57%	Préf. haut
PGAL	1	0	0,00	0,06			Rare
PGRA	9	2	0,03	0,52	81,82%	18,18%	Préf. bas
PGUI	0	2	0,03	0,00			Rare
PMAX	1	83	1,13	0,06	1,19%	98,81%	Préf. haut
PMEG	0	632	8,64	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
POEC	7	0	0,00	0,40	100,00%	0,00%	Carac. bas
PORB	9	11	0,15	0,52	45,00%	55,00%	Commune
PRAN	3	28	0,38	0,17	9,68%	90,32%	Préf. haut
PSAV	8	10	0,14	0,46	44,44%	55,56%	Commune
PSCH	1	0	0,00	0,06			Rare
PSIM	4	1908	26,07	0,23	0,21%	99,79%	Préf. haut
PZUN	0	4	0,05	0,00			Rare
RIGN	0	1	0,01	0,00			Rare
RISP	0	3	0,04	0,00			Rare
RQUE	0	4	0,05	0,00			Rare
RXIP	0	19	0,26	0,00	0,00%	100,00%	Carac. haut
SILU	0	4	0,05	0,00			*
SLEU	4	0	0,00	0,23			Rare
SMAC	6	16	0,22	0,35	27,27%	72,73%	Commune
SMAR	1	5	0,07	0,06			Rare
TGUI	0	4	0,05	0,00			Rare

TINT	20	27	0,37	1,15	42,55%	57,45%	Commune
Total	1736	7319					
Taxa	60	82				97	Total
						13	Communes
					Rapport de 1 à 0	9	Carac. bas
					Rapport de 1 à 0	14	Carac. haut
					Rapport de 3 à 1	3	Préf. bas
					Rapport de 3 à 1	21	Préf. haut
				< à 6 dans chaque milieu		24	Rare
				Indéterminés		13	* (non taxa)

Le test du χ^2 sur les valeurs brutes n'étant pas utilisable puisque 43 % des fréquences attendues sont < 5%, nous avons testé l'existence d'une corrélation entre ces deux peuplements par le coefficient de corrélation de rang de Spearman et en présence/absence par le coefficient de corrélation de point ϕ .

Avec le coefficient de Spearman nous testons l'hypothèse nulle $H_0 : \rho_s = 0$ "le coefficient de corrélation entre les deux stations n'est pas significativement différent de 0", contre $H_1 : \rho_s \neq 0$ "le coefficient est significativement différent de 0". Le coefficient de rang de Spearman $|Z_n|$ est égal à $|0,206|$. La valeur seuil de $Z_{\alpha/2}$ à $P=0,01$ est de 2,575. $|Z_n| < Z_{\alpha/2}$ nous acceptons donc l'hypothèse nulle au seuil de 1%. La corrélation entre les deux stations n'est pas significative.

Avec le coefficient de corrélation de point ϕ nous testons l'hypothèse nulle $H_0 : r_c = 0$ "le coefficient de corrélation de point n'est pas significativement différent de 0" contre $H_1 : r_c \neq 0$ "le coefficient est significativement différent de 0". Le coefficient ϕ varie entre -1 et +1. Si $\phi = -1$ il y a exclusion parfaite, si $\phi = 1$ il y a association parfaite entre les échantillons (Scherrer, 1984). Or, $\phi = -0,3358$ et $\chi^2_{\pi} = N\phi^2 = 10,94$ ce qui est supérieur aux valeurs seuil correspondantes du χ^2 : $\chi^2_{0,05(1)} = 3,84$ et $\chi^2_{0,01(1)} = 6,635$. Nous rejetons donc l'hypothèse nulle au profit de H_1 aux seuils de 5% et de 1%. Comme ϕ est négatif, nous pouvons considérer que la corrélation entre les deux stations n'est pas significative à 5 et 1%.

Globalement, nous pouvons donc considérer les deux peuplements comme distincts.

Le nombre d'espèces caractéristiques est de 9 pour la crique Vénus et de 14 pour la crique Anne, il est respectivement de 3 et de 21 pour les espèces préférentielles. Les espèces communes et rares sont respectivement au nombre de 13 et de 24 (tab.III.24). Les indéterminés regroupent 13 taxa (tab. III.23).

Parmi les espèces caractéristiques de la crique Vénus trois sont des espèces dont la présence est vraisemblablement liée à l'onde de marée. Il s'agit de *Bunocephalus* sp., de *Dormitator macropthalmus* et d'*Eleotris amblyopsis* qui présente en outre de très forts effectifs. Parmi celles de la crique Anne *Phenacogaster megalostictus* est particulièrement abondant. Il faut noter également dans la crique Anne la présence de *Cyphocharax* (juvéniles) en grande abondance. Ce taxa n'a pas été pris en compte dans l'analyse car il regroupe presque certainement au moins deux espèces.

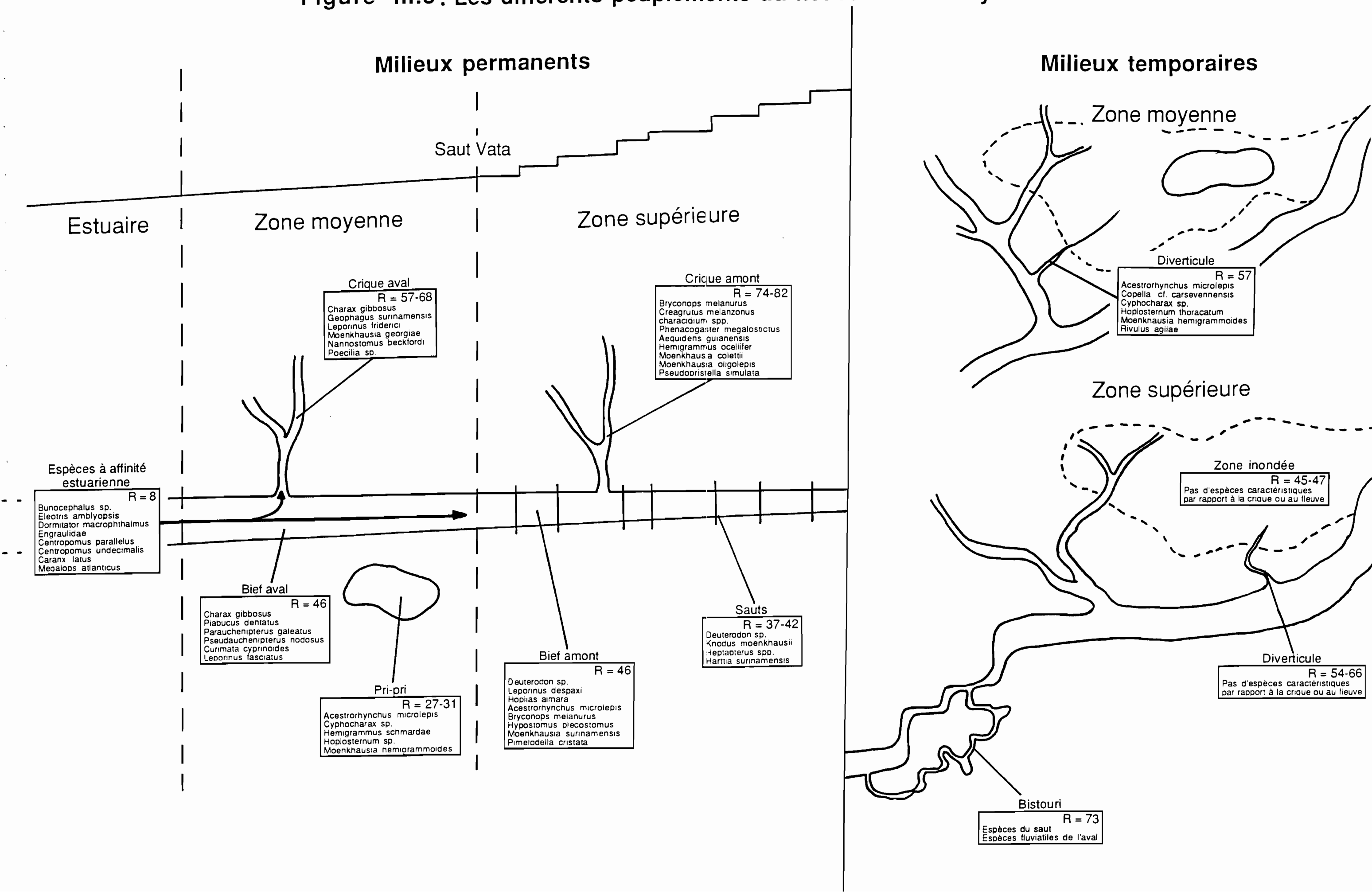
Les espèces préférentielles de la crique Vénus ne présentent pas d'effectifs particulièrement abondants. Parmi celles de la crique Anne, certaines comme *Aequidens guianensis*, *Gymnotus carapo*, *Hoplias aimara*, ont des effectifs importants surtout formés de juvéniles. D'autres aux effectifs particulièrement abondants sont des espèces de taille moyenne ou petite comme *Hemigrammus ocellifer*, *Moenkhausia collettii*, *M. oligolepis*, *Pseudopristella simulata*.

Pour conclure on peut se poser la question de savoir quelle est l'influence de l'onde de marée dans la crique Vénus ? Il est indéniable qu'elle y favorise la présence de quelques espèces sans doute plus estuariennes que dulçaquicoles mais ne gêne-t-elle pas l'installation ou le maintien d'espèces purement d'eau douce surtout de petite taille ? Il serait intéressant d'échantillonner les peuplements amont de la crique Vénus, en dehors de l'influence de l'onde de marée, pour voir s'ils ne se rapprocheraient pas plus de ceux de la crique Anne.

Tableau III.24
Les différentes catégories d'espèces présentes dans la crique Anne et la crique Vénus

CRIQUE VENUS	CRIQUE ANNE
Espèces caractéristiques	
<i>Bunocephalus</i> sp.	<i>Bryconops</i> aff. <i>melanurus</i>
<i>Charax gibbosus</i>	Characidae nain sp. 1
<i>Dormitator macrophthalmus</i>	Characidae nain sp. 5
<i>Eleotris amblyopsis</i>	Characidae nain sp. 6
<i>Geophagus surinamensis</i>	<i>Cyphocharax helleri</i>
<i>Leporinus friderici</i>	<i>Creagrutus melanzonus</i>
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>georgiae</i>	<i>Characidium</i> sp. 2
<i>Nannostomus beckfordi</i>	<i>Hemicetopsis</i> sp.
<i>Poecilia</i> sp.	<i>Harttia surinamensis</i>
	<i>Lasiancistrus</i> sp.
	<i>Lithoxus planquettei</i>
	Loricariidae sp. 4
	<i>Phenacogaster megalostictus</i>
	<i>Rivulus xiphiidius</i>
Espèces préférentielles	
<i>Eigenmannia virescens</i>	<i>Anostomus brevior</i>
<i>Hyphessobrycon sovichthys</i>	<i>Aequidens guianensis</i>
<i>Pimelodella gracilis</i>	<i>Aequidens maroni</i>
	<i>Astyanax</i> aff. <i>polylepis</i>
	<i>Bryconops</i> aff. <i>affinis</i>
	<i>Characidium</i> gr. <i>blennioides</i>
	<i>Characidium</i> gr. <i>fasciatum</i>
	<i>Characidium</i> sp. 1
	<i>Gymnotus carapo</i>
	<i>Hoplias aimara</i>
	<i>Hoplias malabaricus</i>
	<i>Hemigrammus ocellifer</i>
	<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>
	<i>Leporinus despaxi</i>
	<i>Moenkhausia collettii</i>
	<i>Moenkhausia oligolepis</i>
	<i>Nannacara anomala</i>
	<i>Pyrrhulina filamentosa</i>
	<i>Pristella maxillaris</i>
	<i>Pseudopimelodus raninus</i>
	<i>Pseudopristella simulata</i>
Espèces communes	
	<i>Ancistrus hoplogenis</i>
	<i>Bryconops caudomaculatus</i>
	<i>Crenicichla saxatilis</i>
	<i>Cyphocharax spilurus</i>
	<i>Hypopomus beebei</i>
	<i>Leporinus gossei</i>
	<i>Leporinus granti</i>
	<i>Moenkhausia comma</i>
	<i>Pimelodella cristata</i>
	<i>Poptella orbicularis</i>
	<i>Parupygus savannensis</i>
	<i>Sternopygus macrurus</i>
	<i>Tatia intermedia</i>
Espèces rares	
	<i>Acestrorhynchus falcatus</i>

Figure III.5: Les différents peuplements du fleuve Sinnamary



		<i>Acestrorhynchus microlepis</i>
		<i>Astyanax</i> aff. <i>bimaculatus</i>
		<i>Copella</i> cf. <i>carsevennensis</i>
<i>Chilodus zunevei</i>		<i>Helogenes marmoratus</i>
	<i>Hypostomus plecostomus</i>	
<i>Hemigrammus unilineatus</i>		Loricariidae sp. 1
		Loricariidae sp. 2
		Loricariidae sp. 3
		<i>Moenkhausia</i>
		<i>hemigrammoides</i>
	<i>Moenkhausia surinamensis</i>	
<i>Parauchenipterus galeatus</i>		<i>Nannacara aureocephalus</i>
<i>Polycentrus schomburgki</i>		<i>Parodon guyanensis</i>
		<i>Pseudopimelodus zungaro</i>
		<i>Rivulus igneus</i>
		<i>Rivulus</i> sp.
		<i>Rhamdia quelen</i>
<i>Satanoperca</i> aff. <i>leucosticta</i>		
	<i>Synbranchus marmoratus</i>	
		<i>Trichomycterus guianense</i>

III.3.3 Discussion

A la lumière des résultats de ce présent travail et de ceux présentés par Boujard et Rojas-Beltran (1988) on peut essayer de se faire une idée des peuplements de l'ensemble du Sinnamary et de leur répartition longitudinale. Boujard et Rojas-Beltran reconnaissent 3 zones différentes : l'estuaire, la partie basse du fleuve et la partie haute. Disons tout d'abord qu'il ne nous paraît pas fondé de parler de partie haute quand on sait que leur inventaire n'a pas dépassé saut Vata sur le Sinnamary et saut Kawenn sur le Courcibo. En effet ces deux sauts, situés à la limite de la rupture de pente (fig. II.7) sont les premiers à faire partie de la grande série de sauts se terminant à saut Maipouri, qui caractérise à notre avis le Haut Sinnamary.

Nous aurions tendance à considérer 3 zones : l'estuaire, une zone moyenne jusqu'à saut Vata et une zone supérieure en amont de saut Vata (fig. III.5).

La zone estuarienne est caractérisée par des espèces propres mais aussi par la présence de nombreuses espèces marines.

La caractéristique principale de la zone moyenne est la persistance d'espèces à affinités estuariennes et de grandes espèces dulçaquicoles qui ne semblent pas dépasser saut Vata. C'est le cas pour les premières de : *Bunocephalus* sp., *Eleotris amblyopsis*, *dormitator macrophthalmus*, divers *Engraulidae*, *Centropomus parallelus* et *C. undecimalis*, *Caranx latus*, *Megalops atlanticus*, et pour les secondes de *Pellona flavipinnis*, *Plagioscion squamosissimus* et *Arius couma*. Pour ce qui concerne le reste du peuplement il a en commun un grand nombre d'espèces avec le peuplement des biefs de la zone supérieure. Ces derniers sont enrichis d'espèces rhéophiles comme *Deuterodon* sp. ou *Leporinus despaxi* par exemple alors que la partie moyenne comporte plus d'espèces d'eaux calmes telles *Charax gibbosus*, *Piabucus dentatus*, *Parauchenipterus galeatus*, *Curimata cyprinoides*, ou *Pseudauchenipterus nodosus*.

Dans la zone supérieure nous avons noté que les biefs comportaient plus d'espèces rhéophiles que ceux de la zone moyenne. Ceci est sans doute à mettre en relation avec la grande quantité de sauts qui caractérise cette zone supérieure. Ces sauts sont peuplés d'espèces rhéophiles (*Deuterodon* sp., *Knodus* aff. *moenkhausii*, *Leporinus despaxi* par exemple) ou d'espèces s'abritant du courant dans les infractuosités ou munies de dispositifs d'accrochage (*Heptapterus* spp., *Harttia surinamensis* ou *Lithoxus planquettei*). Il n'est donc pas illogique de penser qu'une certaine "contamination" à partir des sauts affecte le peuplement des biefs.

Pour ce qui touche les criques étudiées celle de l'amont est plus riche que celle de l'aval avec des effectifs bien supérieurs. Cependant, comme nous l'avons déjà mentionné, il est possible que ces différences

soient dues au fait que nous n'avons échantillonné la crique Vénus que dans sa partie soumise à l'onde de marée.

Il est bien entendu que les limites proposées ne sont qu'indicatives ne constituant pas des coupures nettes et que l'on doit s'attendre à rencontrer des zones de transition.

III.4 Eléments de biologie

III.4.1 Sex-ratio

Les sex-ratio (% de femelles sur nombre total de poissons de chaque espèce) observés (tab. III.25) s'éloignent souvent de la valeur de 50% qui s'observe généralement dans une population non pêchée et non perturbée. En effet, en acceptant une fourchette assez large de variation (entre 40 et 60%), 9 espèces (sur 19) présentent un pourcentage de femelles proche de 3 femelles pour un mâle.

Tableau III.25
Sex-ratio (femelles/total) dans le total des captures calculé pour différentes espèces

Espèce	Femelles	Mâles	Sex-ratio
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	60	32	65 %
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	114	44	72%
<i>Aequidens guianensis</i>	84	67	56 %
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	39	31	56 %
<i>Bryconops</i> sp. 1	46	31	60 %
<i>Bryconops</i> sp. 2	216	143	60 %
<i>Bryconops</i> sp. 3	35	12	74 %
<i>Cyphocharax cyprinoides</i>	33	43	43 %
<i>Charax gibbosus</i>	49	29	63 %
<i>Cyphocharax spilurus</i>	39	42	48 %
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	30	31	49 %
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	70	30	70 %
<i>Hoplias aimara</i>	50	29	63%
<i>Leporinus friderici</i>	44	14	76 %
<i>Leporinus granti</i>	67	29	70 %
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	68	46	60 %
<i>Myleus ternetzi</i>	98	75	57 %
<i>Poptella orbicularis</i>	79	74	52 %
<i>Triporthus rotundatus</i>	166	94	64 %

Loubens et Aquim (1986) observent des modalités analogues dans les sex-ratio de 10 parmi 16 espèces étudiées en Amazonie bolivienne. Ils interprètent ces données comme étant le résultat d'un hermaphrodisme protandrique partiel. Les mâles se transforment en femelles à partir d'une certaine taille ou d'un certain âge, alors que les femelles ne changent pas de sexe. Ces mêmes auteurs l'ont formellement démontré pour une de leurs espèces *Pellona castelnaeana*, chez laquelle les mâles se transforment en femelles presque tous au-delà de 430-460 mm après un stade bisexuel (Le Guennec, 1989). Ce type de phénomène n'est pas rare chez les poissons. De très nombreux cas et modalités d'hermaphrodisme ont été décrites (Cf. Grassé, 1958). Cependant d'autres causes peuvent expliquer ces valeurs de sex-ratio observées, notamment des phénomènes de mortalité différentielle suivant le sexe. Une telle mortalité étant souvent liée au comportement reproductif de chacun des sexes au cours du frai.

Nos données ne sont pas suffisantes pour avancer une quelconque hypothèse. Elles peuvent cependant nous orienter vers l'étude des espèces susceptibles de présenter des modalités reproductives et des comportements particuliers.

III.4.2 Maturité sexuelle et coefficient de condition

Les périodes de reproduction sont celles au cours desquelles la majorité des femelles se trouvent dans les stades F4 ou F5 (Tableaux III.26 à III.44). Nous nous sommes fixés une limite minimale de 30 individus du même sexe observés pour pouvoir étudier les périodes de maturité sexuelle. Cependant, dans 5 des 19 cas retenus nous considérons qu'il n'est pas possible de nous prononcer. D'autant que les données proviennent essentiellement des captures au filet maillant dans le fleuve et qu'il est vraisemblable que pour bon nombre d'espèces les femelles matures rejoignent des habitats particuliers (criques, zones inondées de forêt ou de bordure). Par ailleurs, les prélèvements ont été faits alternativement dans l'amont et dans l'aval ce qui peut également introduire des biais importants. En tout état de cause ces périodes de reproduction sont indicatives et demandent confirmation. Une première confirmation pour certaines espèces nous est déjà donnée par l'analyse de l'évolution des spectres de taille des poissons dans les criques (voir ci-après).

Nous n'avons pas observé d'espèces se reproduisant tout au long de l'année. Cette modalité de reproduction devrait cependant être présente chez certaines espèces de crique comme les petits Cichlidés.

Une seule espèce se reproduirait préférentiellement en saison sèche (novembre) : *Moenkhausia oligolepis*.

Deux modalités de reproduction ont été le plus généralement observées :

Période de reproduction étalée de la fin de la saison sèche (novembre/décembre) à la fin de la saison des pluies (juillet) : *Bryconops* sp. 2, *Charax gibbosus*, *Myleus ternetzi*, *Poptella orbicularis* et *Triportheus rotundatus*, dont le pic se situe en début de saison des pluies, et *Auchenipterus nuchalis* et *Hemiodopsis quadrimaculatus* dont le pic se situe en pleine saison des pluies (avril/mai).

Période de reproduction plus limitée dans le temps avec des pics en début de saison des pluies (décembre à mars) : *Acestrorhynchus falcatus*, *A. microlepis*, *Hoplias aimara*, *Leporinus friderici*, *L. granti*.

Les coefficients de condition que nous avons calculé pour les femelles (fig. III.6 à III.11) présentent une faible corrélation avec les stades sexuels observés. Les baisses de K ne se produisent en général pas au moment des pics de maturation, et pour de nombreuses espèces, les variations annuelles sont faibles. Ces courbes peuvent s'interpréter comme le résultat d'un étalement temporel de la ponte. Ainsi, la présence simultanée et quasi-permanente de femelles matures et non matures conduit à une valeur moyenne de K qui varie peu au cours du temps. Les contradictions restent néanmoins irrésolues.

Planquette *et al.* (1985) concluaient déjà sur un étalement temporel général des périodes de reproduction dans le Sinnamary. Leurs résultats n'étant pas présentés de forme exhaustive, il est difficile d'utiliser leurs données à des fins comparatives. Même si leur affirmation doit être tempérée, elle est vraie pour beaucoup d'espèces et nos données sur le coefficient de condition semblent la confirmer. Le suivi à long terme avec un pas de temps plus réduit, actuellement en cours dans l'aval, devrait nous permettre d'affiner ces résultats. Par ailleurs, nos données ne nous permettent pas encore d'avancer des tailles de première maturité pour les espèces étudiées. Nous espérons cependant pouvoir réunir toutes ces informations pour nombre d'espèces avant la mise en eau du barrage prévue pour janvier-juillet 1994.

Tableau III.26

Fréquences des maturités des femelles de *Acestrorhynchus falcatus*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 .	1 1.67 20.00 100.00	1 1.67 20.00 50.00	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	1 1.67 20.00 8.33	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	1 1.67 20.00 50.00	1 1.67 20.00 33.33	5 8.33
F2	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	1 1.67 33.33 50.00	0 0.00 0.00 .	2 3.33 66.67 20.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	3 5.00
F3	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 .	7 11.67 50.00 70.00	5 8.33 35.71 41.67	0 0.00 0.00 0.00	2 3.33 14.29 28.57	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	14 23.33
F4	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 .	1 1.67 3.70 10.00	6 10.00 22.22 50.00	3 5.00 11.11 30.00	5 8.33 18.52 71.43	0 0.00 0.00 .	10 16.67 37.04 83.33	0 0.00 0.00 0.00	1 1.67 3.70 50.00	1 1.67 3.70 33.33	27 45.00
F5	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	7 11.67 77.78 70.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 .	2 3.33 22.22 16.67	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	9 15.00
F6	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 0.00	0 0.00 0.00 .	0 0.00 0.00 0.00	1 1.67 50.00 100.00	0 0.00 0.00 0.00	1 1.67 50.00 33.33	2 3.33
Total	0 0.00	0 0.00	1 1.67	2 3.33	0 0.00	10 16.67	12 20.00	10 16.67	7 11.67	0 0.00	12 20.00	1 1.67	2 3.33	3 5.00	60 100.00

Tableau III.27

Fréquences des maturités des femelles de *Aequidens guianensis*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	25 29,76 89,29 69,44	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	2 2,38 7,14 4,76	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 1,19 3,57 100,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	28 33,33
F2	0 0,00 0,00 -	5 5,95 16,13 13,89	0 0,00 0,00 -	1 1,19 3,23 25,00	1 1,19 3,23 100,00	24 28,57 77,42 57,14	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	31 36,90
F3	0 0,00 0,00 -	6 7,14 24,00 16,67	0 0,00 0,00 -	3 3,57 12,00 75,00	0 0,00 0,00 0,00	16 19,05 64,00 38,10	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	25 29,76
F4	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00
F5	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00
F6	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00
Total	0 0,00	36 42,86	0 0,00	4 4,76	1 1,19	42 50,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	1 1,19	0 0,00	0 0,00	84 100,00

Tableau III.28

Fréquences des maturités des femelles de *Acestrorhynchus microlepis*

Stade sexuel pour chaque mois

	Fréquence	Pourcentage	Pourcentage dans la ligne	Pourcentage dans la colonne															
	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total				
F1	0	1	1	2	0	4	0	1	0	1	0	0	0	8	18				
	0,00	0,88	0,88	1,75	0,00	3,51	0,00	0,88	0,00	0,88	0,00	0,00	0,00	7,02	15,79				
	0,00	5,56	5,56	11,11	0,00	22,22	0,00	5,56	0,00	5,56	0,00	0,00	0,00	44,44					
	-	12,50	100,00	100,00	-	28,57	0,00	1,79	0,00	25,00	0,00	0,00	-	53,33					
F2	0	1	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	4	15				
	0,00	0,88	0,00	0,00	0,00	8,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,51	13,16				
	0,00	6,67	0,00	0,00	0,00	66,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,67					
	-	12,50	0,00	0,00	-	71,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	26,67					
F3	0	6	0	0	0	0	0	12	0	2	0	1	0	1	22				
	0,00	5,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,53	0,00	1,75	0,00	0,88	0,00	0,88	19,30				
	0,00	27,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	54,55	0,00	9,09	0,00	4,55	0,00	4,55					
	-	75,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	21,43	0,00	50,00	0,00	9,09	-	6,67					
F4	0	0	0	0	0	0	1	15	1	1	1	0	0	1	20				
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	13,16	0,88	0,88	0,88	0,00	0,00	0,88	17,54				
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	75,00	5,00	5,00	5,00	0,00	0,00	5,00					
	-	0,00	0,00	0,00	-	0,00	100,00	26,79	100,00	25,00	100,00	0,00	-	6,67					
F5	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	19				
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67				
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00					
	-	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	33,93	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00					
F6	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	10	0	1	20				
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,89	0,00	0,00	0,00	8,77	0,00	0,88	17,54				
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	45,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	5,00					
	-	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	16,07	0,00	0,00	0,00	90,91	-	6,67					
Total	0	8	1	2	0	14	1	56	1	4	1	11	0	15	114				
	0,00	7,02	0,88	1,75	0,00	12,28	0,88	49,12	0,88	3,51	0,88	9,65	0,00	13,16	100,00				

Tableau III.29

Fréquences des maturités des femelles de *Auchenipterus nuchalis*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	1 2,56 5,26 100,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	4 10,26 21,05 100,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	2 5,13 10,53 22,22	7 17,95 36,84 63,64	5 12,82 26,32 45,45	0 0,00 0,00 -	19 48,72
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,56 100,00 33,33	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 2,56
F3	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	2 5,13 18,18 66,67	0 0,00 0,00 -	5 12,82 45,45 55,56	2 5,13 18,18 18,18	2 5,13 18,18 18,18	0 0,00 0,00 -	11 28,21
F5	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 2,56 50,00 11,11	1 2,56 50,00 9,09	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	2 5,13
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 2,56 16,67 11,11	1 2,56 16,67 9,09	4 10,26 66,67 36,36	0 0,00 0,00 -	6 15,38
Total	0 0,00	1 2,56	0 0,00	0 0,00	0 0,00	4 10,26	0 0,00	0 0,00	3 7,69	0 0,00	9 23,08	11 28,21	11 28,21	0 0,00	39 100,00

Tableau III.30

Fréquences des maturités des femelles de *Bryconops* sp. 1

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	15 32,61 100,00 50,00	15 32,61 100,00
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,17 12,50 100,00	0 0,00 0,00 -	2 4,35 25,00 66,67	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	5 10,87 62,50 16,67	8 17,39 100,00
F3	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	6 13,04 100,00 20,00	6 13,04 100,00
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 2,17 100,00 3,33	1 2,17 100,00
F5	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 2,17 50,00 33,33	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 2,17 50,00 3,33	2 4,35 100,00
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	12 26,09 85,71 100,00	0 0,00 0,00 -	2 4,35 14,29 6,67	14 30,43 100,00
Total	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	1 2,17	0 0,00	3 6,52	0 0,00	0 0,00	0 0,00	12 26,09	0 0,00	30 65,22	46 100,00

Tableau III.31

Fréquences des maturités des femelles de *Bryconops* sp. 2

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 0,00	1 0,46 2,33 25,00	0 0,00 0,00 0,00	2 0,93 4,65 66,67	0 0,00 0,00 -	1 0,46 2,33 16,67	1 0,46 2,33 2,08	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	15 6,94 34,88 38,46	7 3,24 16,28 13,73	2 0,93 4,65 15,38	14 6,48 32,56 73,68	43 19,91
F2	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 0,46 9,09 33,33	0 0,00 0,00 -	2 0,93 18,18 33,33	2 0,93 18,18 4,17	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 0,46 9,09 20,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	3 1,39 27,27 23,08	2 0,93 18,18 10,53	11 5,09
F3	0 0,00 0,00 0,00	2 0,93 7,41 50,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 0,46 3,70 16,67	17 7,87 62,96 35,42	1 0,46 3,70 10,00	0 0,00 0,00 0,00	1 0,46 3,70 20,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	3 1,39 11,11 23,08	2 0,93 7,41 10,53	27 12,50
F4	1 0,46 1,59 100,00	1 0,46 1,59 25,00	1 0,46 1,59 100,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	2 0,93 3,17 33,33	20 9,26 31,75 41,67	5 2,31 7,94 50,00	10 4,63 15,87 62,50	2 0,93 3,17 40,00	16 7,41 25,40 41,03	0 0,00 0,00 0,00	5 2,31 7,94 38,46	0 0,00 0,00 0,00	63 29,17
F5	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	6 2,78 35,29 12,50	1 0,46 5,88 10,00	0 0,00 0,00 0,00	1 0,46 5,88 20,00	6 2,78 35,29 15,38	2 0,93 11,76 3,92	0 0,00 0,00 0,00	1 0,46 5,88 5,26	17 7,87
F6	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	2 0,93 3,64 4,17	3 1,39 5,45 30,00	6 2,78 10,91 37,50	0 0,00 0,00 0,00	2 0,93 3,64 5,13	42 19,44 76,36 82,35	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	55 25,46
Total	1 0,46	4 1,85	1 0,46	3 1,39	0 0,00	6 2,78	48 22,22	10 4,63	16 7,41	5 2,31	39 18,06	51 23,61	13 6,02	19 8,80	216 100,00

Tableau III.32

Fréquences des maturités des femelles de *Bryconops* sp. 3

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 0,00	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	2 5,71 66,67 18,18	0 0,00 -	1 2,86 33,33 5,00	3 8,57
F2	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 0,00	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 0,00	0 0,00 -	2 5,71 100,00 10,00	2 5,71
F3	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	1 2,86 20,00 25,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	4 11,43 80,00 20,00	5 14,29
F4	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	2 5,71 33,33 50,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,86 16,67 9,09	0 0,00 0,00 -	3 8,57 50,00 15,00	6 17,14
F5	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	1 2,86 16,67 25,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,86 16,67 9,09	0 0,00 0,00 -	4 11,43 66,67 20,00	6 17,14
F6	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	7 20,00 53,85 63,64	0 0,00 0,00 -	6 17,14 46,15 30,00	13 37,14
Total	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	4 11,43	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	11 31,43	0 0,00	20 57,14	35 100,00

Tableau III.33

Fréquences des maturités des femelles de *Cyphocharax cyprinoides*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	7 21,21 53,85 63,64	0 0,00 0,00 -	6 18,18 46,15 37,50	0 0,00 0,00 -	13 39,39
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	3 9,09 100,00 75,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	3 9,09
F3	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 3,03 33,33 25,00	0 0,00 0,00 -	1 3,03 33,33 50,00	0 0,00 0,00 -	1 3,03 33,33 9,09	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	3 9,09
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 3,03 100,00 6,25	0 0,00 0,00 -	1 3,03
F5	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 3,03 100,00 9,09	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 3,03
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 3,03 8,33 50,00	0 0,00 0,00 -	2 6,06 16,67 18,18	0 0,00 0,00 -	9 27,27 75,00 56,25	0 0,00 0,00 -	12 36,36
Total	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	4 12,12	0 0,00	2 6,06	0 0,00	11 33,33	0 0,00	16 48,48	0 0,00	33 100,00

Tableau III.34

Fréquences des maturités des femelles de *Charax gibbosus*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	10 20,41 76,92 76,92	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	2 4,08 15,38 50,00	0 0,00 0,00 -	1 2,04 7,69 50,00	0 0,00 0,00 0,00	13 26,53
F2	1 2,04 33,33 10,00	0 0,00 0,00 -	1 2,04 33,33 7,69	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 2,04 33,33 50,00	0 0,00 0,00 0,00	3 6,12
F3	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	4 8,16 80,00 25,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	1 2,04 20,00 100,00	5 10,20
F4	9 18,37 45,00 90,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	7 14,29 35,00 43,75	0 0,00 0,00 -	2 4,08 10,00 66,67	0 0,00 0,00 -	2 4,08 10,00 50,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	20 40,82
F5	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,04 100,00 6,25	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 2,04
F6	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	2 4,08 28,57 15,38	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	4 8,16 57,14 25,00	0 0,00 0,00 -	1 2,04 14,29 33,33	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	7 14,29
Total	10 20,41	0 0,00	13 26,53	0 0,00	0 0,00	0 0,00	16 32,65	0 0,00	3 6,12	0 0,00	4 8,16	0 0,00	2 4,08	1 2,04	49 100,00

Tableau III.35

Fréquences des maturités des femelles de *Cyphocharax spilurus*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	2 5,13 8,33 100,00	0 0,00 0,00 0,00	1 2,56 4,17 20,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	9 23,08 37,50 90,00	0 0,00 0,00 -	12 30,77 50,00 100,00	24 61,54
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	1 2,56 20,00 100,00	4 10,26 80,00 80,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	5 12,82
F3	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 2,56 50,00 12,50	1 2,56 50,00 100,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	2 5,13
F5	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	3 7,69 100,00 37,50	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	3 7,69
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	4 10,26 80,00 50,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,56 20,00 10,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	5 12,82
Total	0 0,00	0 0,00	0 0,00	2 5,13	1 2,56	5 12,82	0 0,00	8 20,51	1 2,56	0 0,00	0 0,00	10 25,64	0 0,00	12 30,77	39 100,00

Tableau III.36

Fréquences des maturités des femelles de *Hoplias aimara*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,00 2,50 100,00	7 14,00 17,50 100,00	0 0,00 0,00 -	18 36,00 45,00 81,82	1 2,00 2,50 100,00	5 10,00 12,50 62,50	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	1 2,00 2,50 100,00	5 10,00 12,50 83,33	0 0,00 0,00 -	2 4,00 5,00 100,00	40 80,00
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	2 4,00 40,00 9,09	0 0,00 0,00 0,00	1 2,00 20,00 12,50	0 0,00 0,00 -	2 4,00 40,00 100,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	5 10,00
F3	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 2,00 100,00 12,50	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	1 2,00
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	2 4,00 66,67 9,09	0 0,00 0,00 0,00	1 2,00 33,33 12,50	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	3 6,00
F5	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 2,00 100,00 16,67	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	1 2,00
Total	0 0,00	0 0,00	1 2,00	7 14,00	0 0,00	22 44,00	1 2,00	8 16,00	0 0,00	2 4,00	1 2,00	6 12,00	0 0,00	2 4,00	50 100,00

Tableau III.37

Fréquences des maturités des femelles de *Hemiodus unimaculatus*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191:05	191:06	191:07	191:08	191:10	191:11	191:12	192:01	192:02	192:03	192:04	192:05	192:06	192:07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	11 36,67 91,67 37,93	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 3,33 8,33 100,00	0 0,00 0,00 -	12 40,00
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	16 53,33 100,00 55,17	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	16 53,33
F3	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	2 6,67 100,00 6,90	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	2 6,67
F4	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00
F5	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00
F6	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00
Total	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	29 96,67	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	1 3,33	0 0,00	30 100,00

Tableau III.38

Fréquences des maturités des femelles de *Hemiodopsis quadrimaculatus*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	12 17,14 52,17 92,31	5 7,14 21,74 20,83	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	2 2,86 8,70 100,00	4 5,71 17,39 19,05	23 32,86
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	2 2,86 28,57 100,00	1 1,43 14,29 7,69	4 5,71 57,14 16,67	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	7 10,00
F3	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,43 50,00 4,17	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,43 50,00 4,76	2 2,86
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	5 7,14 35,71 20,83	0 0,00 0,00 0,00	1 1,43 7,14 100,00	2 2,86 14,29 66,67	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	6 8,57 42,86 28,57	14 20,00
F5	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	6 8,57 54,55 25,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,43 9,09 33,33	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	4 5,71 36,36 19,05	11 15,71
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	3 4,29 23,08 12,50	2 2,86 15,38 100,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	2 2,86 15,38 100,00	0 0,00 0,00 0,00	6 8,57 46,15 28,57	13 18,57
Total	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	2 2,86	13 18,57	24 34,29	2 2,86	1 1,43	3 4,29	2 2,86	2 2,86	21 30,00	70 100,00

Tableau III.39

Fréquences des maturités des femelles de *Leporinus friderici*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	1 2,27 5,00 100,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 4,55 10,00 22,22	2 0,00 0,00 0,00	0 6,82 15,00 50,00	9 20,45 45,00 64,29	2 4,55 10,00 100,00	3 6,82 15,00 100,00	20 45,45
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 4,55 100,00 100,00	2 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	2 4,55
F3	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,27 50,00 50,00	0 0,00 0,00 0,00	1 2,27 50,00 11,11	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	2 4,55
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 9,09 100,00	4 0,00 0,00 100,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	4 9,09
F5	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 2,27 100,00 50,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 2,27
F6	0 0,00 0,00 -	1 2,27 6,67 100,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	6 13,64 40,00 66,67	0 0,00 0,00 0,00	3 6,82 20,00 50,00	5 11,36 33,33 35,71	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	15 34,09
Total	0 0,00	1 2,27	1 2,27	0 0,00	0 0,00	0 0,00	2 4,55	2 4,55	9 20,45	4 9,09	6 13,64	14 31,82	2 4,55	3 6,82	44 100,00

Tableau III.40

Fréquences des maturités des femelles de *Leporinus granti*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 0,00	7 10,45 14,00 100,00	1 1,49 2,00 100,00	2 2,99 4,00 100,00	13 19,40 26,00 86,67	2 2,99 4,00 100,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	2 2,99 4,00 66,67	0 0,00 0,00 0,00	15 22,39 30,00 83,33	7 10,45 14,00 58,33	1 1,49 2,00 100,00	0 0,00 0,00 0,00	50 74,63
F2	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,49 50,00 6,67	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,49 50,00 100,00	2 2,99
F3	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,49 100,00 6,67	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,49
F4	1 1,49 20,00 50,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 1,49 20,00 33,33	0 0,00 0,00 0,00	3 4,48 60,00 16,67	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	5 7,46
F5	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	2 2,99 100,00 66,67	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	2 2,99
F6	1 1,49 14,29 50,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	1 1,49 14,29 33,33	0 0,00 0,00 0,00	5 7,46 71,43 41,67	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	7 10,45
Total	2 2,99	7 10,45	1 1,49	2 2,99	15 22,39	2 2,99	0 0,00	0 0,00	3 4,48	3 4,48	18 26,87	12 17,91	1 1,49	1 1,49	67 100,00

Tableau III.41
Fréquences des maturités des femelles de *Moenkhausia oligolepis*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
Pourcentage
Pourcentage dans la ligne
Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	14 20,59 31,11 100,00	3 4,41 6,67 100,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	13 19,12 28,89 39,39	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	14 20,59 31,11 87,50	0 0,00 0,00 -	1 1,47 2,22 100,00	45 66,18
F2	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00
F3	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	20 29,41 100,00 60,61	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	20 29,41
F5	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00 - -	0 0,00 - 0,00	0 0,00
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 1,47 33,33 100,00	0 0,00 0,00 -	2 2,94 66,67 12,50	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	3 4,41
Total	0 0,00	14 20,59	3 4,41	0 0,00	0 0,00	33 48,53	0 0,00	0 0,00	0 0,00	1 1,47	0 0,00	16 23,53	0 0,00	1 1,47	68 100,00

Tableau III.42

Fréquences des maturités des femelles de *Nyleus ternetzi*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	14 14,29 23,73 93,33	3 3,06 5,08 75,00	3 3,06 5,08 100,00	7 7,14 11,86 63,64	2 2,04 3,39 100,00	4 4,08 6,78 100,00	12 12,24 20,34 27,91	1 1,02 1,69 100,00	13 13,27 22,03 86,67	59 60,20
F2	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00
F3	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 -	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00 0,00	0 0,00
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	1 1,02 12,50 25,00	0 0,00 0,00 0,00	4 4,08 50,00 36,36	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	2 2,04 25,00 4,65	0 0,00 0,00 0,00	1 1,02 12,50 6,67	8 8,16
F5	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,02 100,00 2,33	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,02
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 1,02 3,33 6,67	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	28 28,57 93,33 65,12	0 0,00 0,00 0,00	1 1,02 3,33 6,67	30 30,61
Total	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	15 15,31	4 4,08	3 3,06	11 11,22	2 2,04	4 4,08	43 43,88	1 1,02	15 15,31	98 100,00

Tableau III.43

Fréquences des maturités des femelles de *Poptella orbicularis*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	1 1,27 20,00 100,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	4 5,06 80,00 57,14	5 6,33
F2	1 1,27 100,00 50,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,27
F3	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,27 100,00 12,50	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,27
F4	1 1,27 2,94 50,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	5 6,33 14,71 100,00	12 15,19 35,29 75,00	2 2,53 5,88 14,29	2 2,53 5,88 25,00	2 2,53 5,88 66,67	8 10,13 23,53 88,89	1 1,27 2,94 8,33	1 1,27 2,94 50,00	0 0,00 0,00 0,00	34 43,04
F5	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	4 5,06 28,57 25,00	9 11,39 64,29 64,29	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 1,27 7,14 11,11	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	14 17,72
F6	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	3 3,80 12,50 21,43	5 6,33 20,83 62,50	1 1,27 4,17 33,33	0 0,00 0,00 0,00	11 13,92 45,83 91,67	1 1,27 4,17 50,00	3 3,80 12,50 42,86	24 30,38
Total	2 2,53	0 0,00	1 1,27	0 0,00	0 0,00	5 6,33	16 20,25	14 17,72	8 10,13	3 3,80	9 11,39	12 15,19	2 2,53	7 8,86	79 100,00

Tableau III.44

Fréquences des maturités des femelles de *Triportheus rotundatus*

Stade sexuel pour chaque mois

Fréquence
 Pourcentage
 Pourcentage dans la ligne
 Pourcentage dans la colonne

	191/05	191/06	191/07	191/08	191/10	191/11	191/12	192/01	192/02	192/03	192/04	192/05	192/06	192/07	Total
F1	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	2 1,20 5,13 22,22	0 0,00 0,00 0,00	5 3,01 12,82 8,47	0 0,00 0,00 0,00	4 2,41 10,26 22,22	3 1,81 7,69 7,32	2 1,20 5,13 40,00	23 13,86 58,97 92,00	39 23,49
F2	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	2 1,20 25,00 22,22	2 1,20 25,00 33,33	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	3 1,81 37,50 60,00	1 0,60 12,50 4,00	8 4,82
F3	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 0,60 100,00 33,33	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	1 0,60
F4	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	4 2,41 7,41 44,44	1 0,60 1,85 16,67	43 25,90 79,63 72,88	2 1,20 3,70 66,67	3 1,81 5,56 16,67	1 0,60 1,85 2,44	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	54 32,53
F5	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	1 0,60 12,50 11,11	3 1,81 37,50 50,00	2 1,20 25,00 3,39	0 0,00 0,00 0,00	2 1,20 25,00 11,11	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	8 4,82
F6	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 -	0 0,00 0,00 0,00	0 0,00 0,00 0,00	9 5,42 16,07 15,25	0 0,00 0,00 0,00	9 5,42 16,07 50,00	37 22,29 66,07 90,24	0 0,00 0,00 0,00	1 0,60 1,79 4,00	56 33,73
Total	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	0 0,00	9 5,42	6 3,61	59 35,54	3 1,81	18 10,84	41 24,70	5 3,01	25 15,06	166 100,00

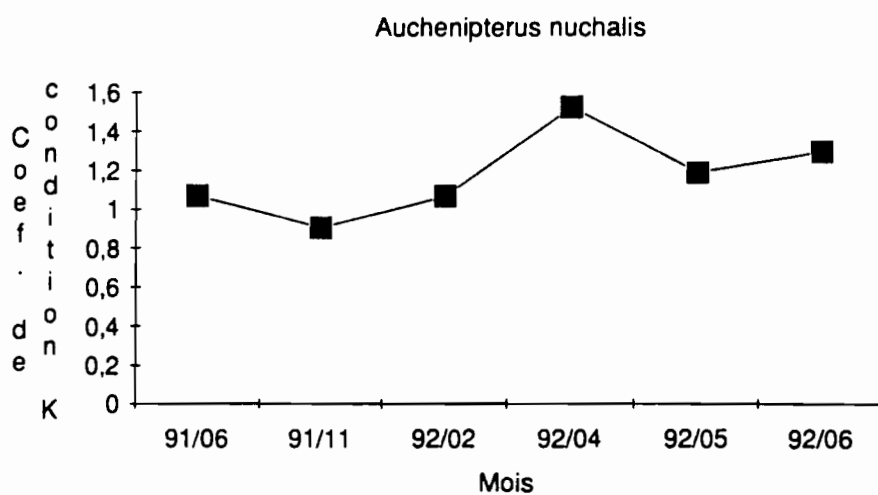
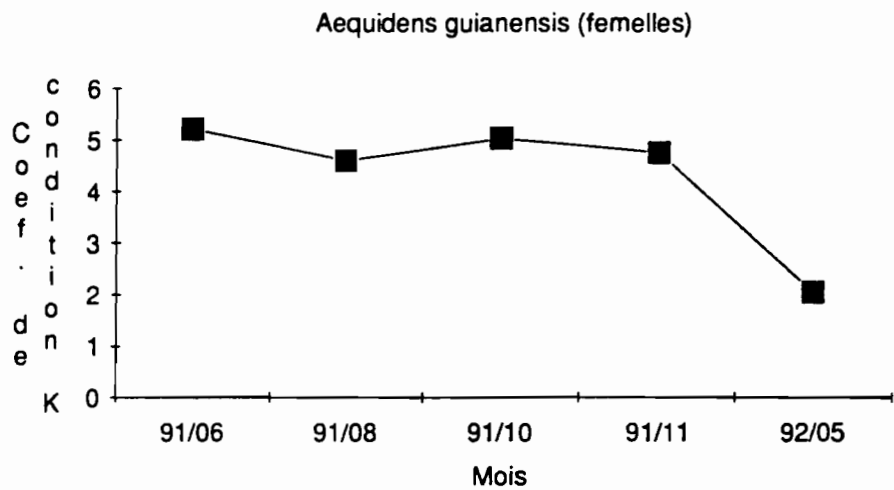
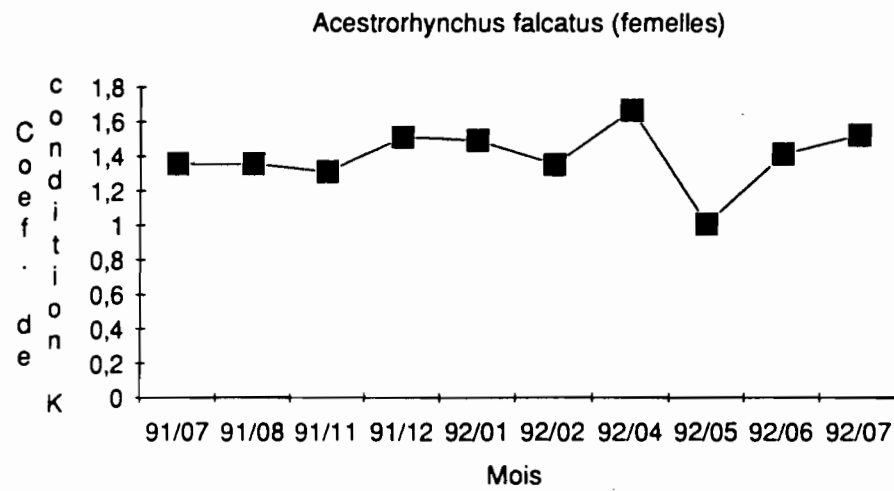


Figure III.6 Evolution du coefficient de condition au cours du temps

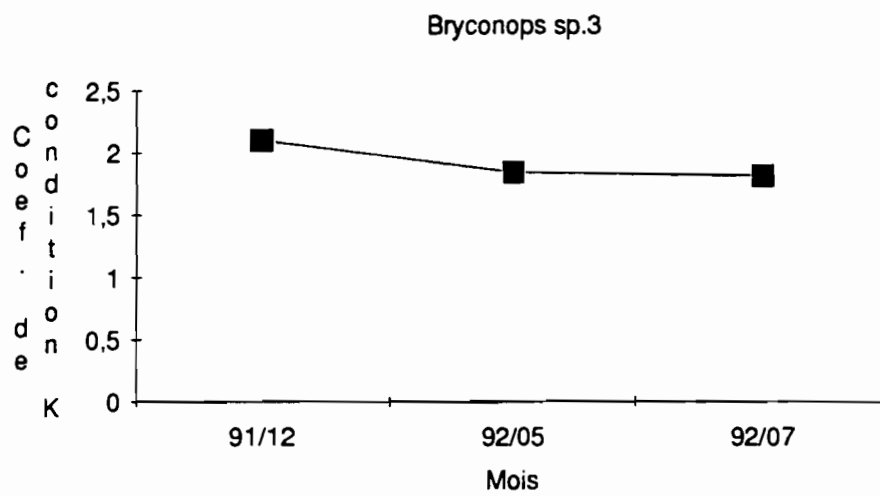
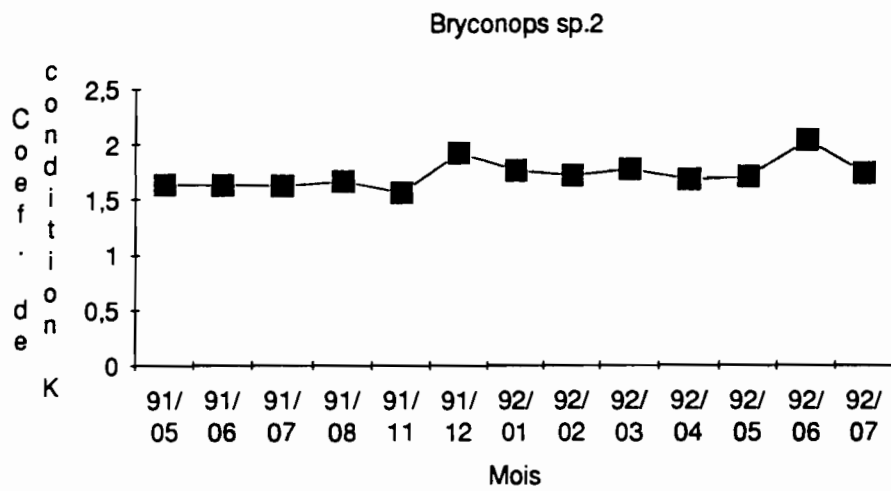
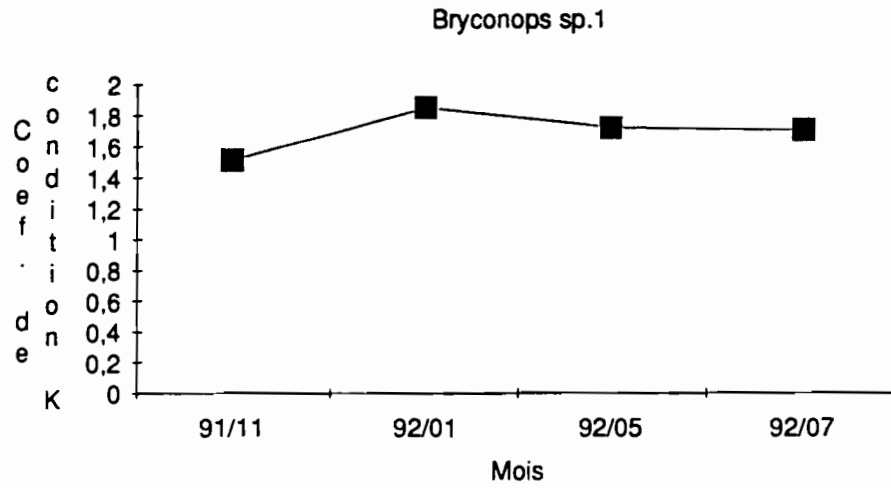


Figure III.7 Evolution du coefficient de condition au cours du temps

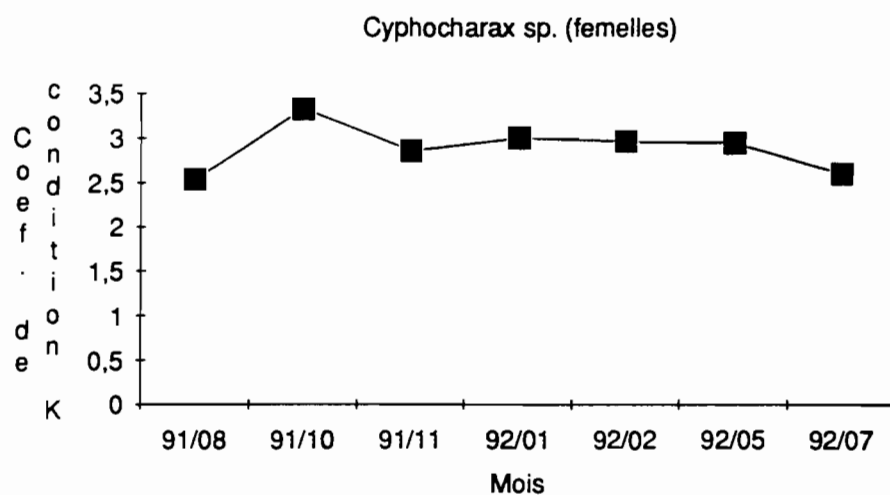
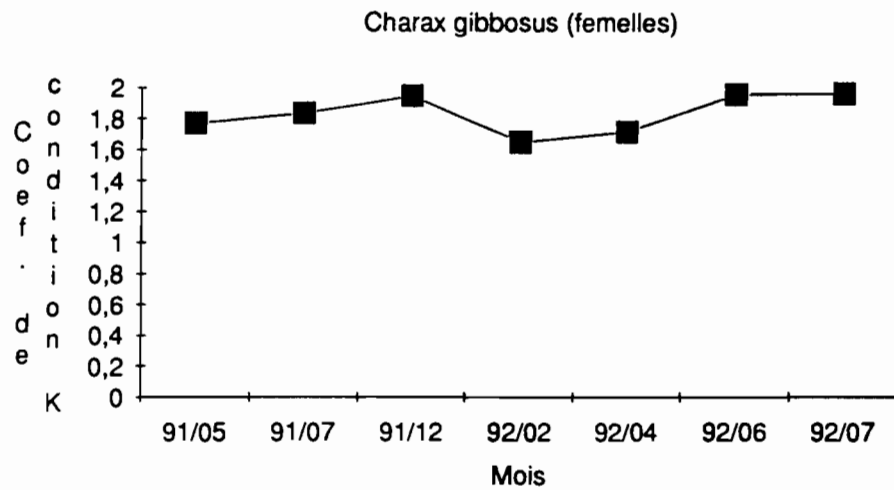
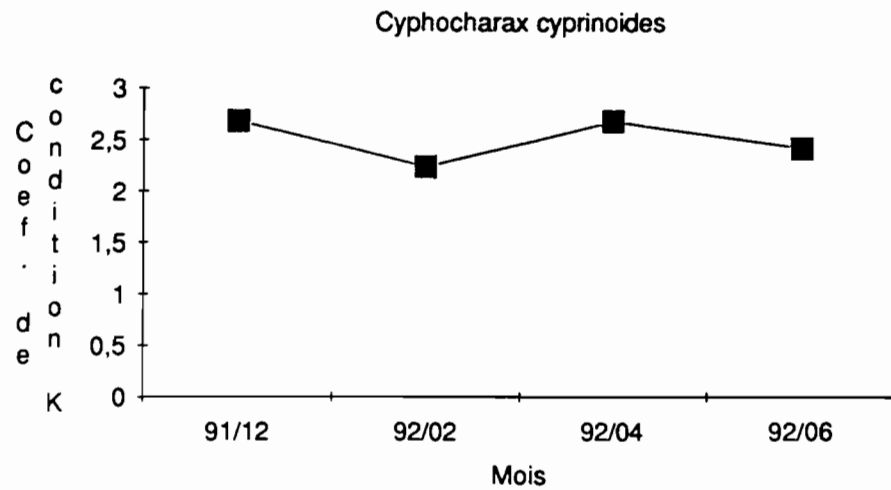


Figure III.8 Evolution du coefficient de condition au cours du temps

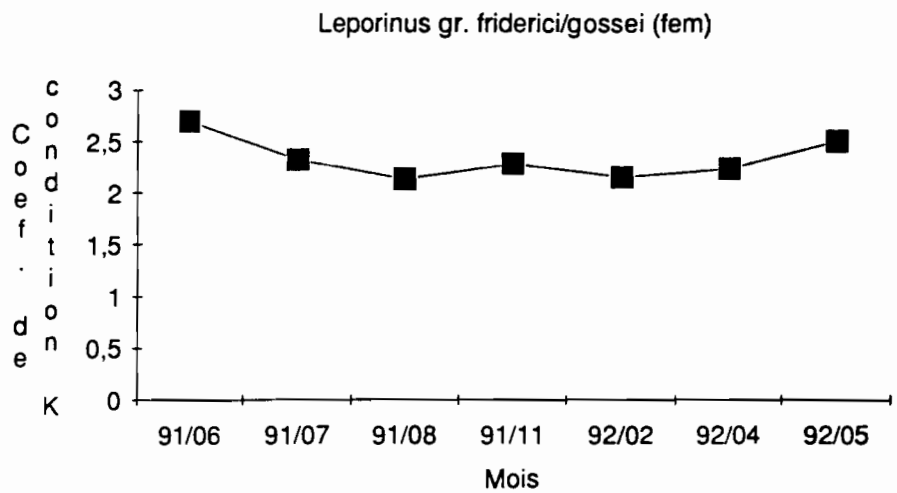
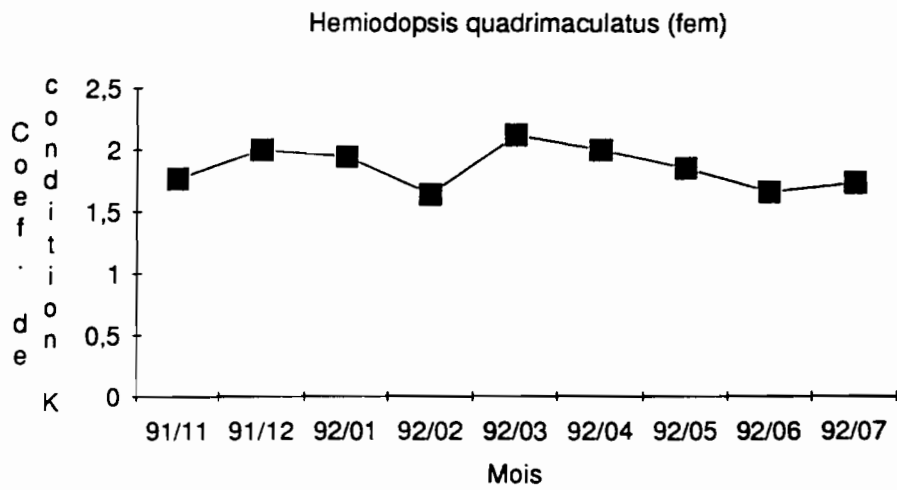
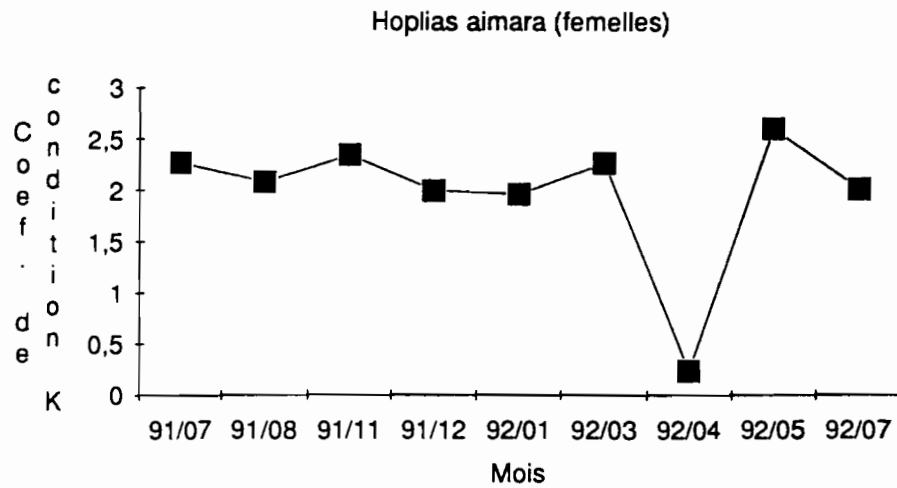


Figure III.9 Evolution du coefficient de condition au cours du temps

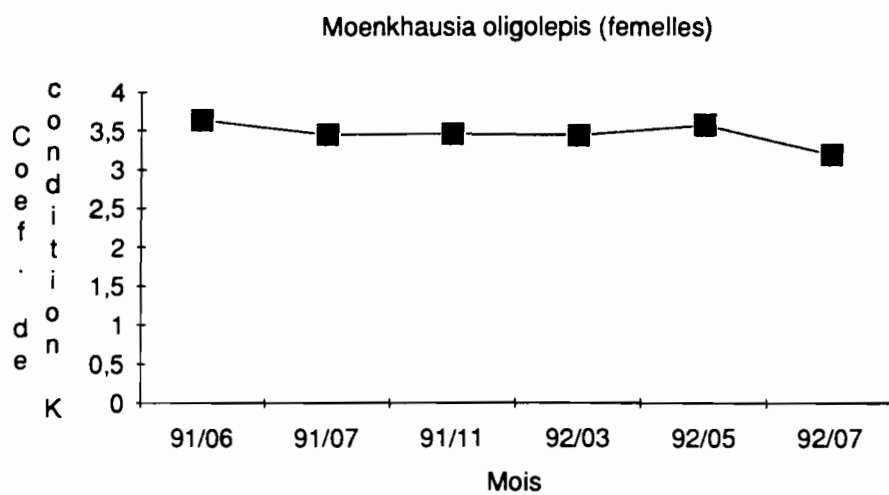
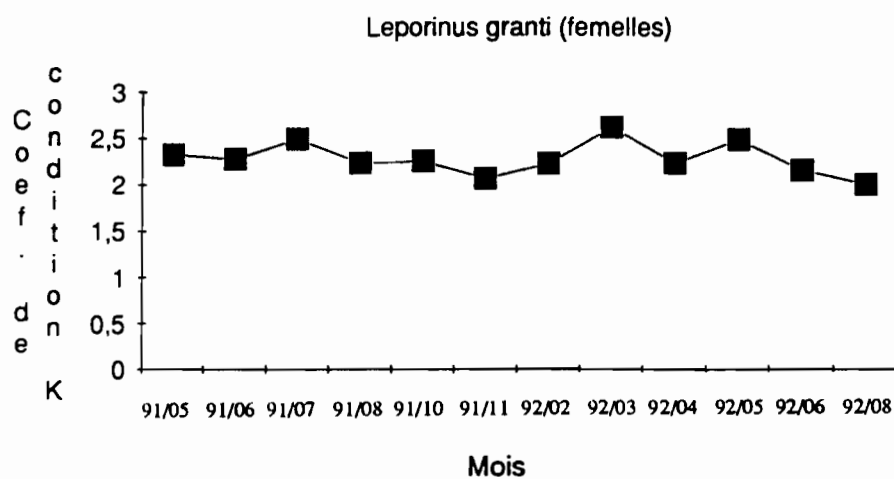
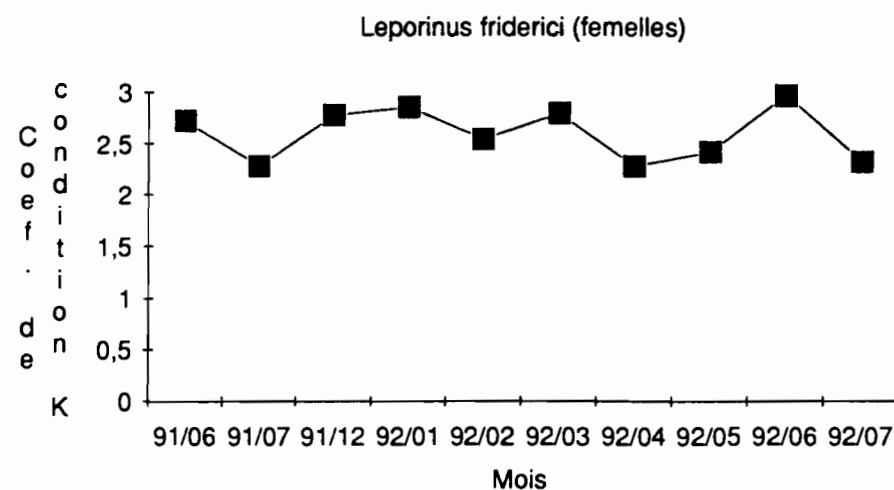


Figure III.10 Evolution du coefficient de condition au cours du temps

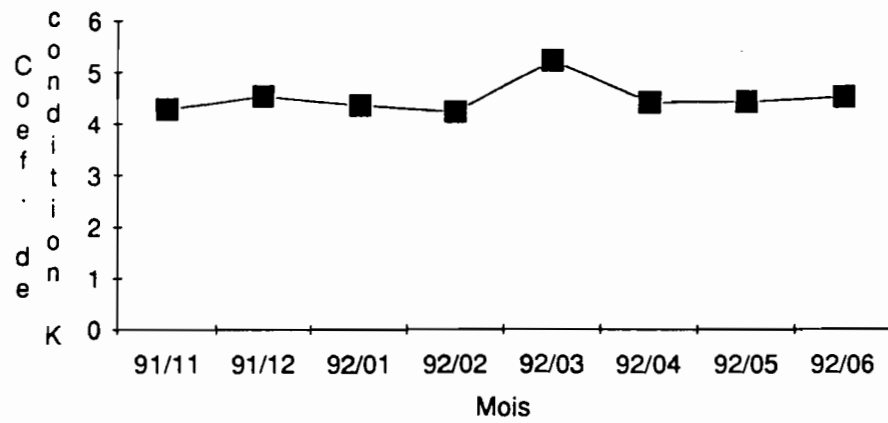
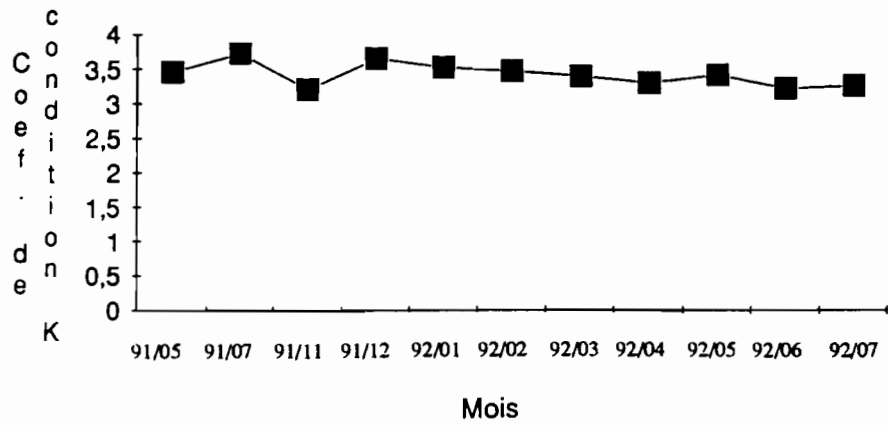
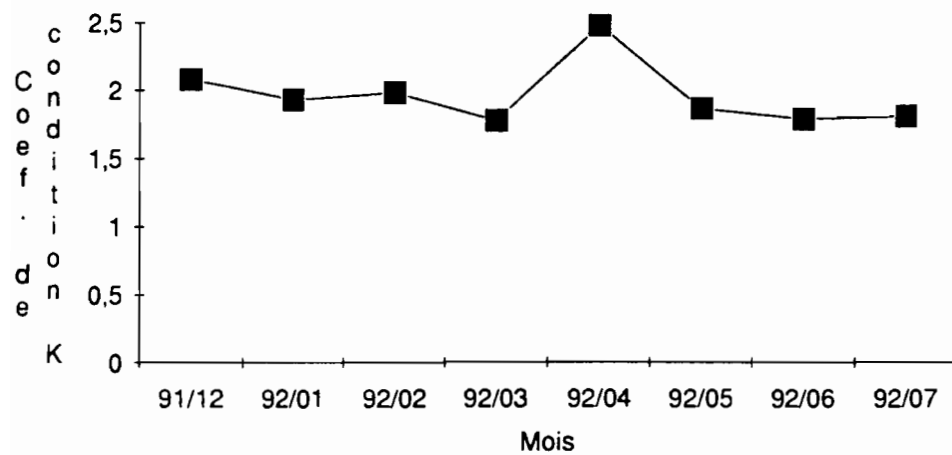
Myleus ternetzi (femelles)*Poptella orbicularis* (femelles)*Triportheus rotundatus* (femelles)

Figure III.11 Evolution du coefficient de condition au cours du temps

III.4.3 Evolution des distributions de taille

Les fréquences des individus groupés par classes de taille ont été suivies au moyen des prélèvements effectués à la roténone. Les filets maillants sont en effet extrêmement sélectifs quant à la taille des poissons capturés ce qui biaise par trop le résultat obtenu. Les échantillonnages au poison présentent également leurs biais puisque les poissons de très petite ou de très grande taille échappent plus facilement à la capture. Nous pouvons cependant admettre que ce type de prélèvement nous permet, pour chaque espèce, de suivre l'apparition d'une cohorte donnée et l'évolution des distributions de taille au cours du temps jusqu'à son éventuelle disparition du milieu prospecté.

Bien que le pas de temps soit trop long pour que ces distributions de taille soit véritablement informatives, ils peuvent ici encore servir de base pour orienter les recherches futures. Nous avons donc décidé de présenter l'ensemble des figures que nous avons obtenues mais de nous limiter dans l'interprétation aux espèces pour lesquelles nous disposons de données sur les stades de maturité sexuelle des femelles.

Lorsque les effectifs le permettaient, nous avons donc suivi parallèlement les populations de la crique Anne (21 espèces), et de la crique Vénus (5 espèces) (figures III.12 à III.39). Ces courbes peuvent aider à suivre l'apparition des jeunes stades et donc à mieux cerner les périodes de reproduction de chaque espèce.

Espèces susceptibles de présenter une reproduction continue tout au long de l'année :

Parmi les Cichlidés, *Nannacara anomala* est présent à toutes les périodes du cycle hydrologique, sans qu'il n'apparaisse de patron clair d'apparition des jeunes stades, sans doute en raison de la faiblesse des effectifs analysés. *Aequidens guianensis* en amont montre clairement la présence régulière de jeunes stades dans la crique tout au long de l'année. En aval, comme pour *N. anomala* aucun patron n'est lisible.

Les formes juvéniles de *Hoplias malabaricus* et de *Gymnotus carapo* sont également présentes à toutes les périodes du cycle hydrologique étudiées.

Espèces se reproduisant en saison sèche d'après les données de maturité sexuelle des adultes :

Les formes juvéniles de *Moenkhausia oligolepis* sont présentes dans la crique Anne en mai et juillet 92, et de sont pas présentes aux autres périodes étudiées, ce qui est en contradiction avec une période de frai située en saison sèche. Pour 1993, la reproduction se situerait d'ailleurs en mars-avril (données non publiées)

Espèces à reproduction étalée dans le temps d'après les données de maturité sexuelle des adultes :

Les seules données disponibles concernant *Bryconops* sp. 2 dont le patron de distribution des tailles peut confirmer les données de maturité sexuelle des femelles.

Espèces à reproduction limitée dans le temps d'après les données de maturité sexuelle des adultes :

Malgré de faibles effectifs, les très jeunes stades de *Leporinus* (classes de 10 à 18 mm) semblent bien apparaître en mai/juin ce qui confirmerait une période de reproduction en début de saison des pluies. En revanche, pour *Hoplias aimara*, bien que des pics apparaissent à ces mêmes périodes, de très jeunes individus sont présents tout au long de l'année, ce qui implique une période de reproduction plus étalée dans le temps.

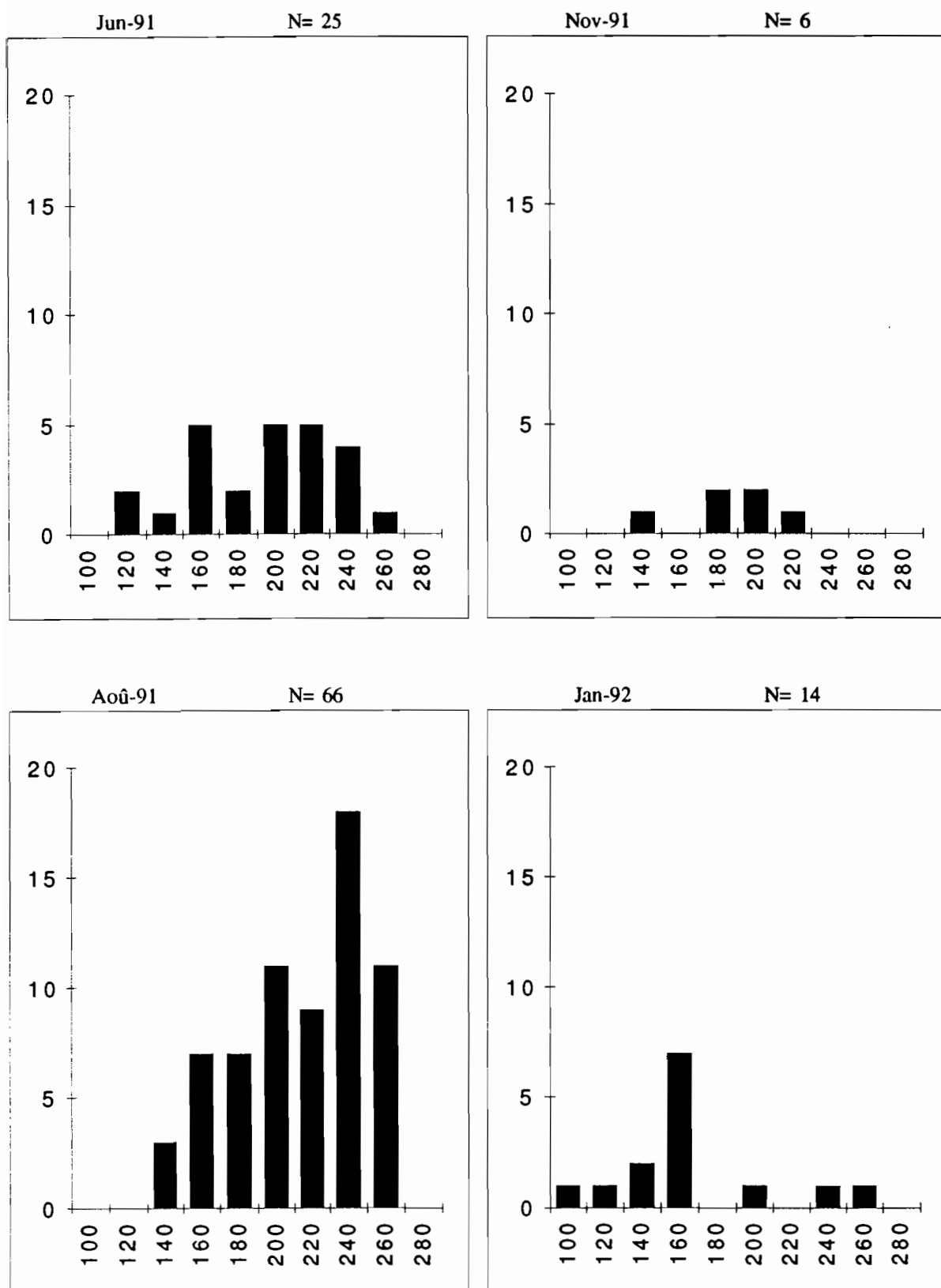


Figure III.12 **Fleuve amont- *Acestorhynchus microlepis***
Fréquences par classes de taille en mm

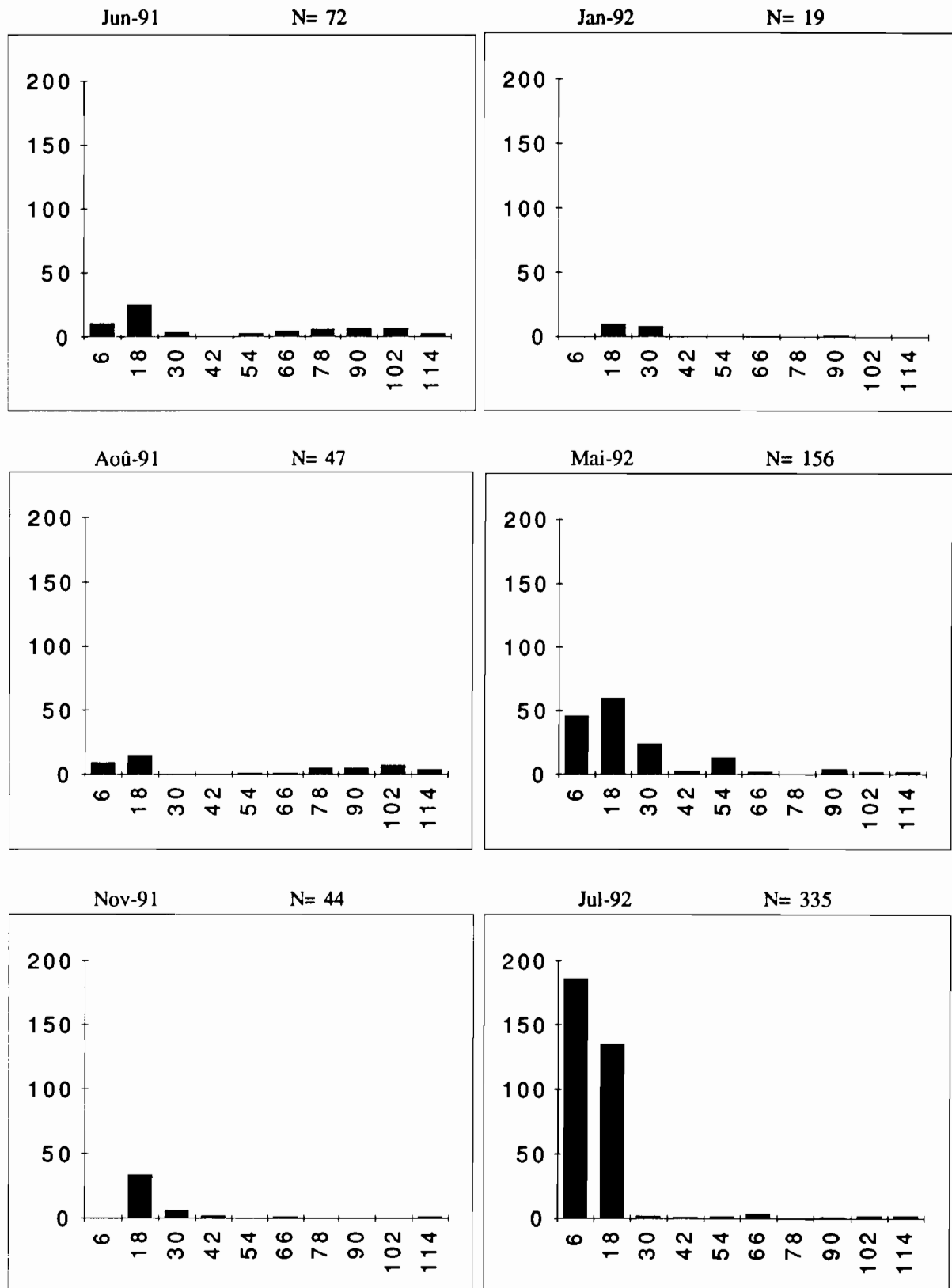


Figure III.13 **Crique Anne - *Aequidens guianensis***
Fréquences par classe de taille en mm

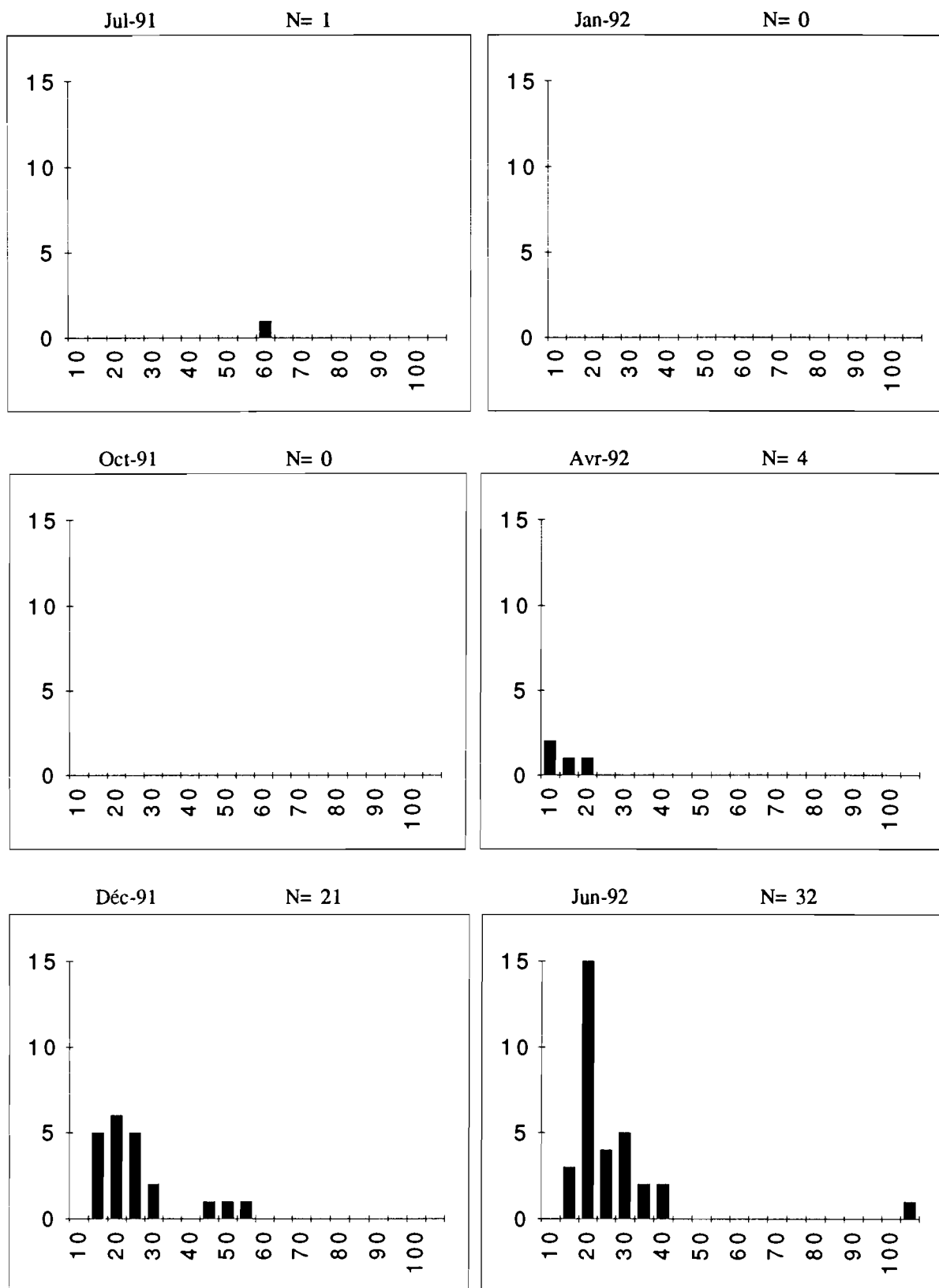


Figure III.14

Crique Vénus - *Aequidens guianensis*
Fréquences par classes de taille en mm

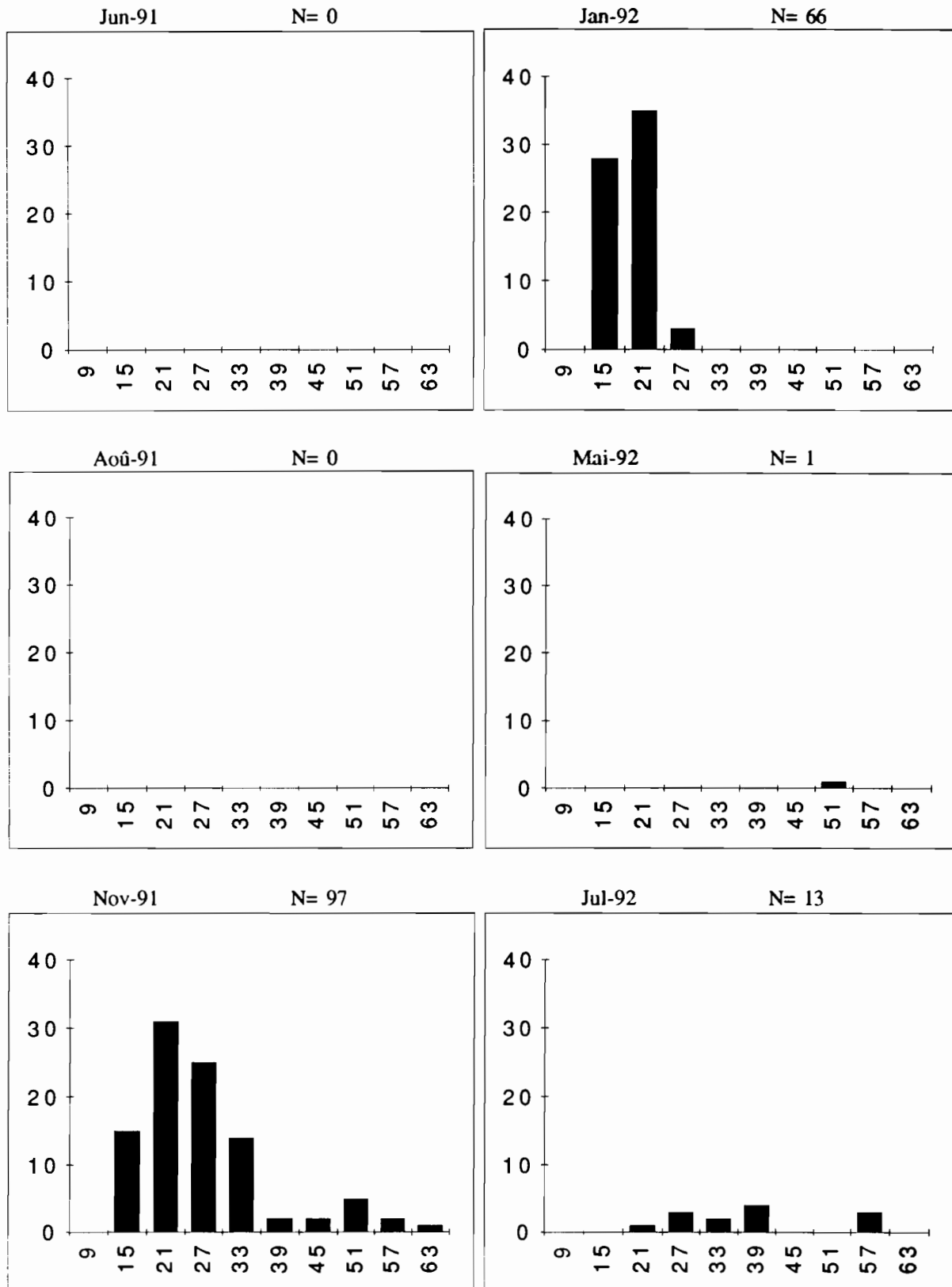


Figure III.15 **Crique Anne - Bryconops sp.**
Fréquences par classes de taille en mm

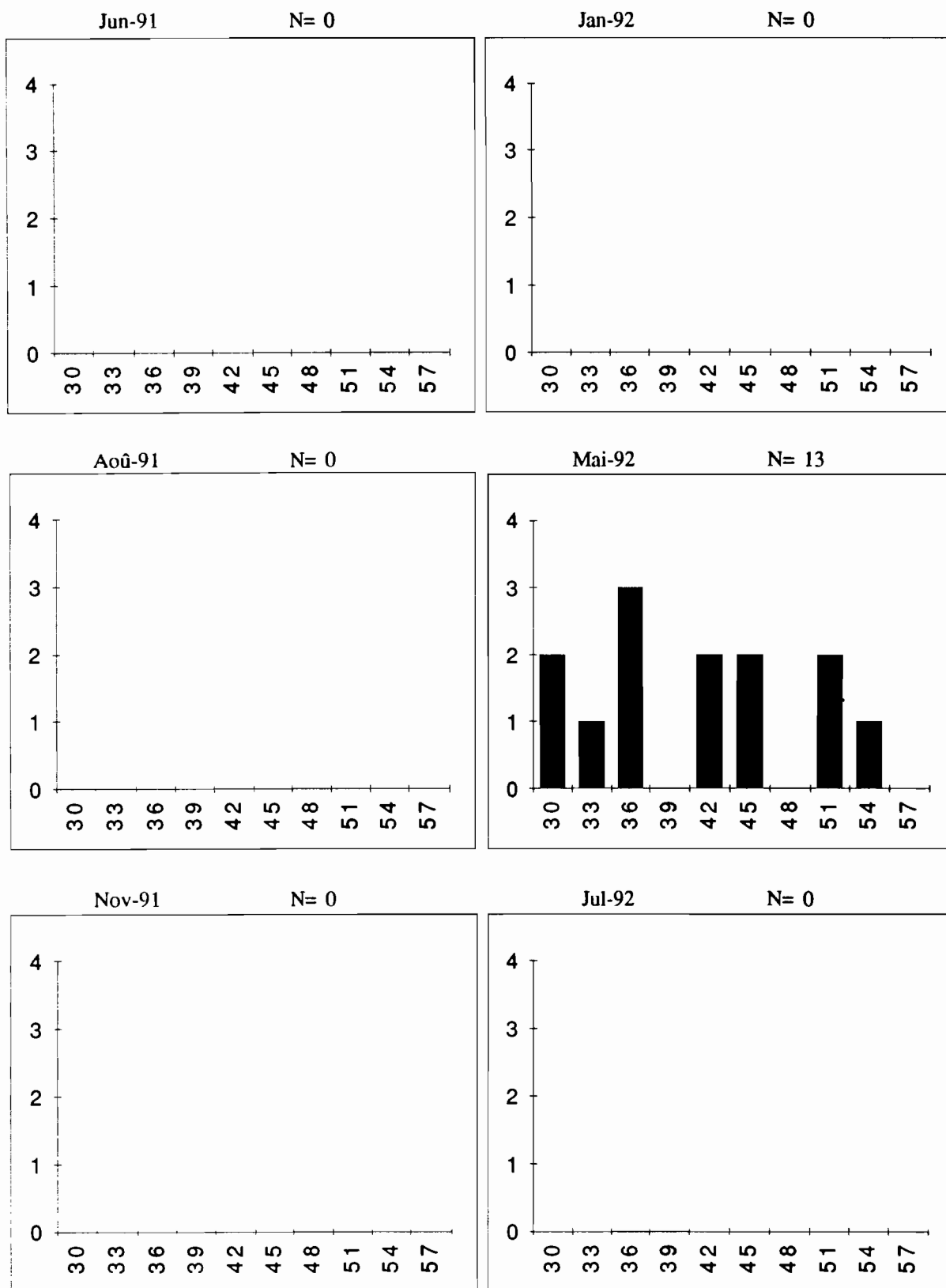


figure III.16

Crique Anne - Bryconops sp.1

Fréquences par classes de taille en mm

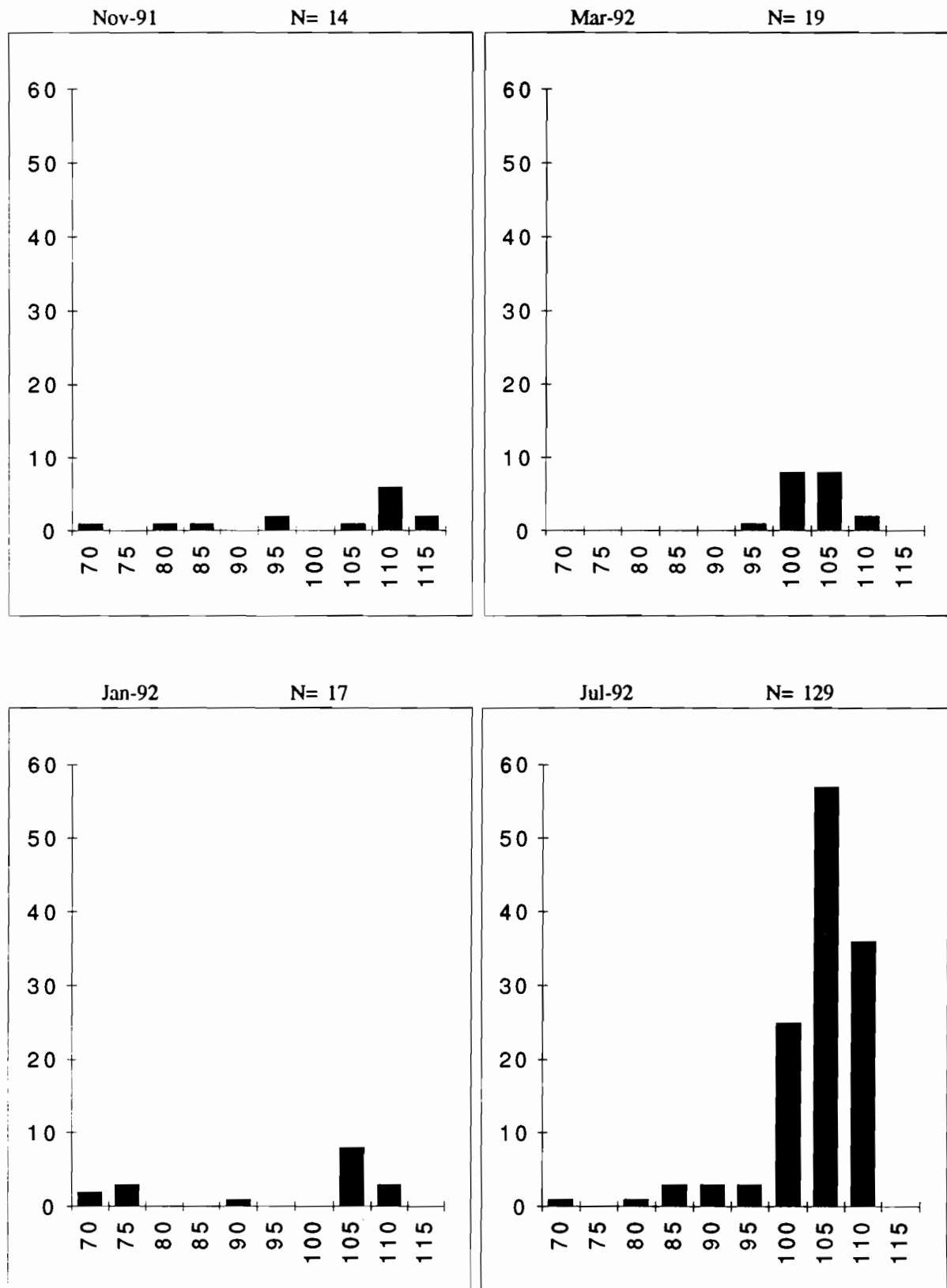


Figure III.17 **Fleuve Amont - Bryconops sp.2**
Fréquences par classes de taille en mm

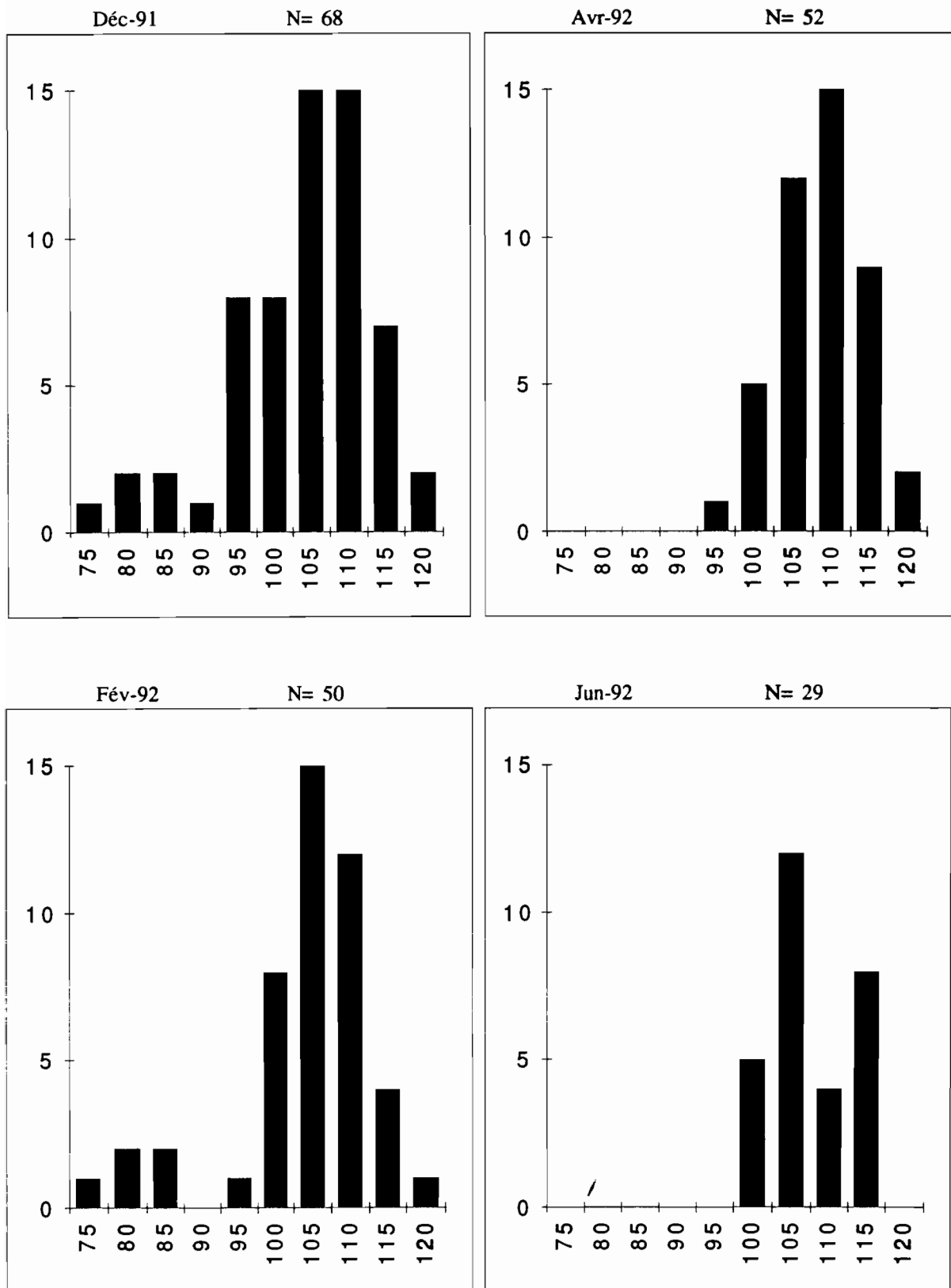


Figure III.18

Fleuve aval - Bryconops sp.2

Fréquences par classes de taille en mm

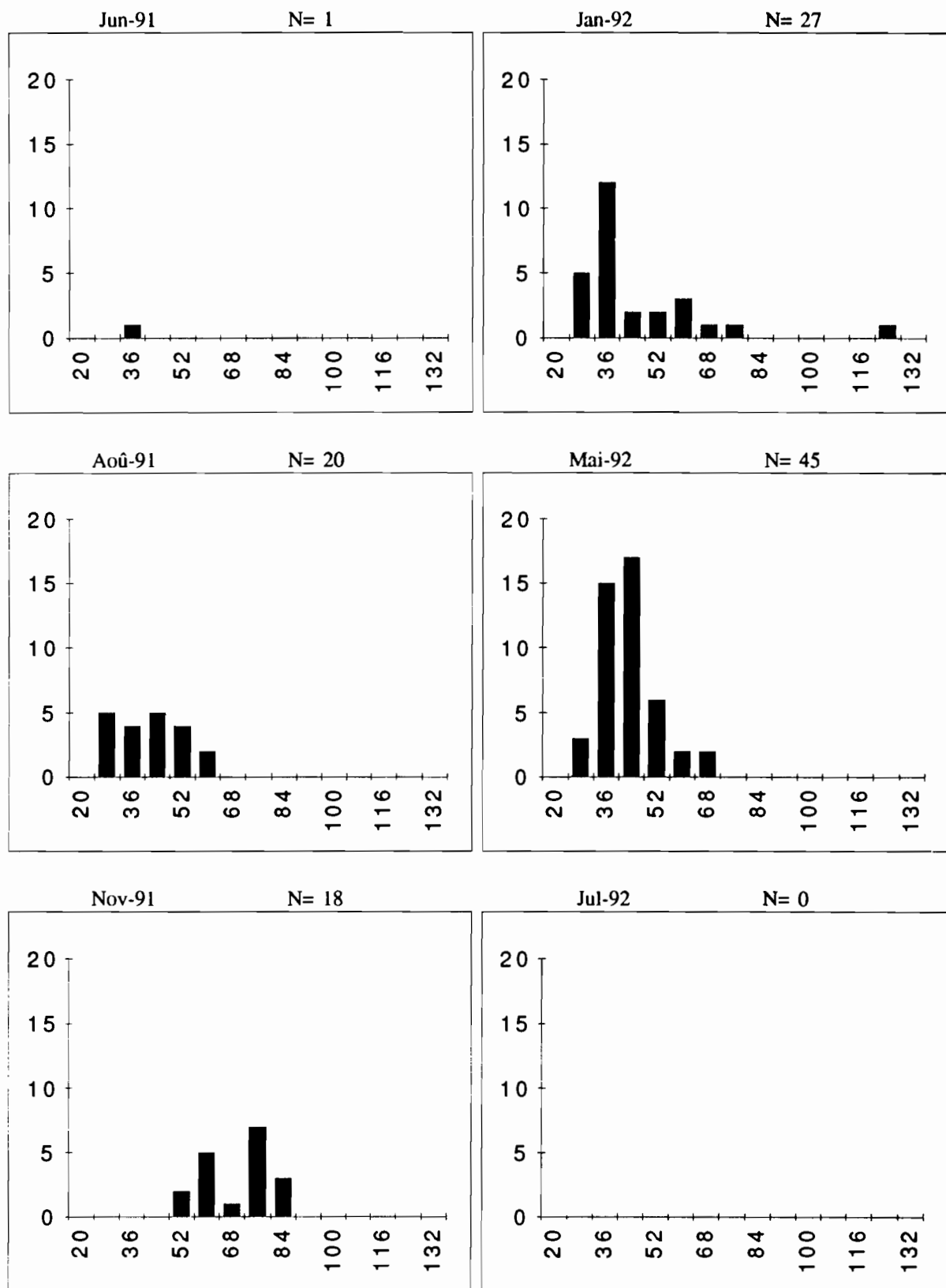


Figure III.19

Crique Anne - *Bryconops sp.2*

Fréquences par classes de taille en mm

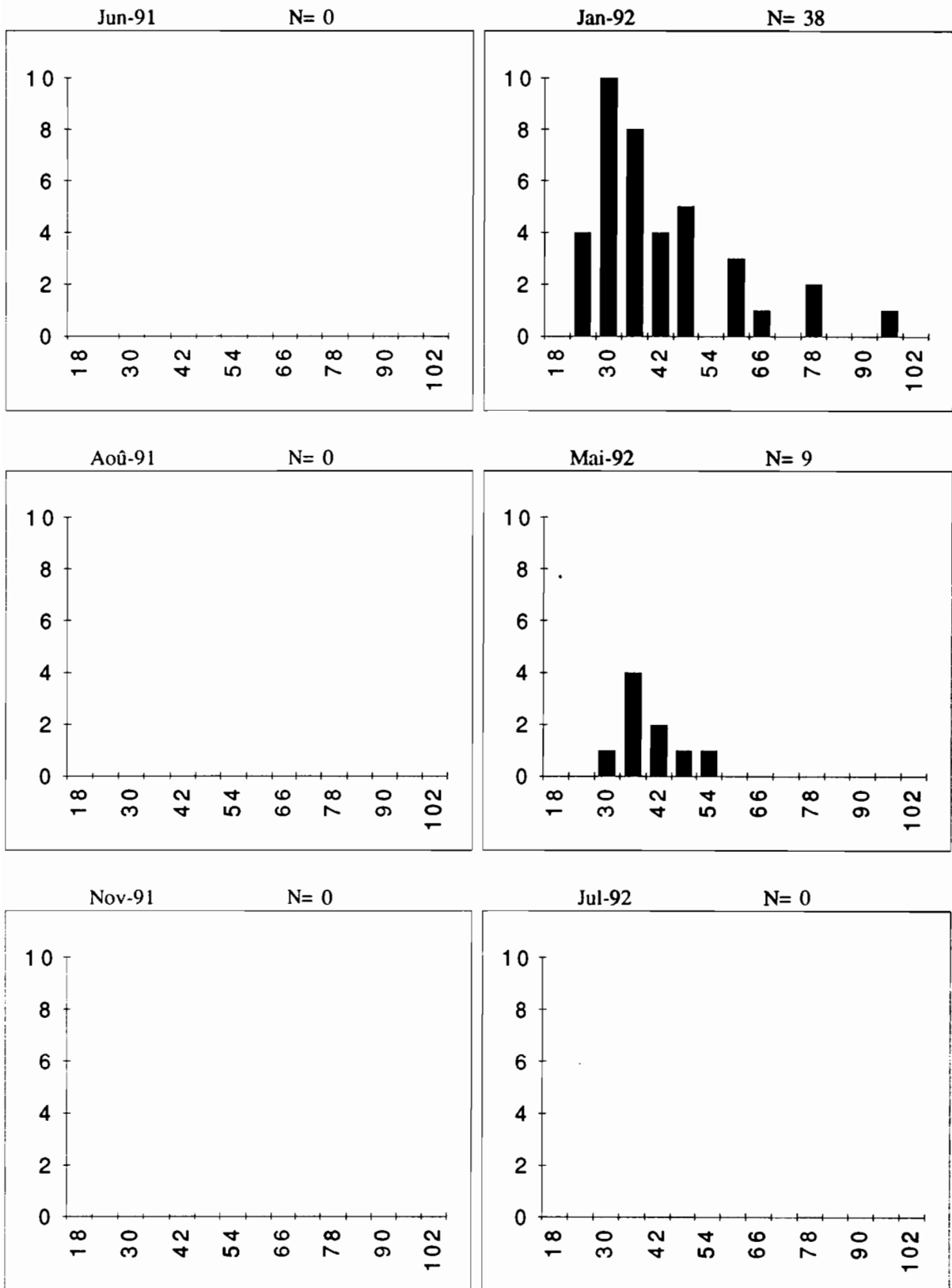


Figure III.20

Crique Anne - *Bryconops* sp.3

Fréquences par classes de taille en mm

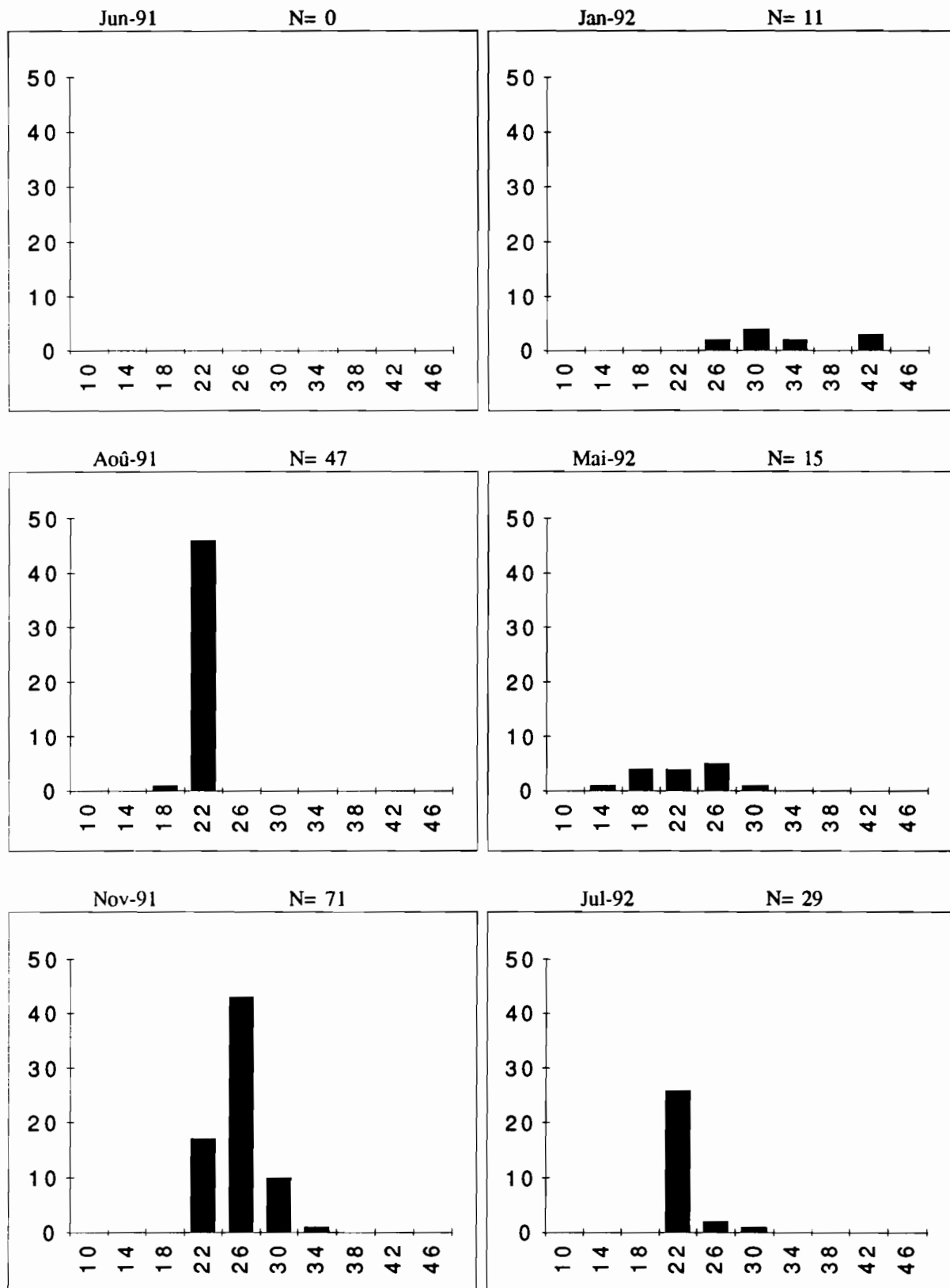


Figure III.21 Crique Anne - *Characidium gr. fasciatum*
Fréquences par classes de taille en mm

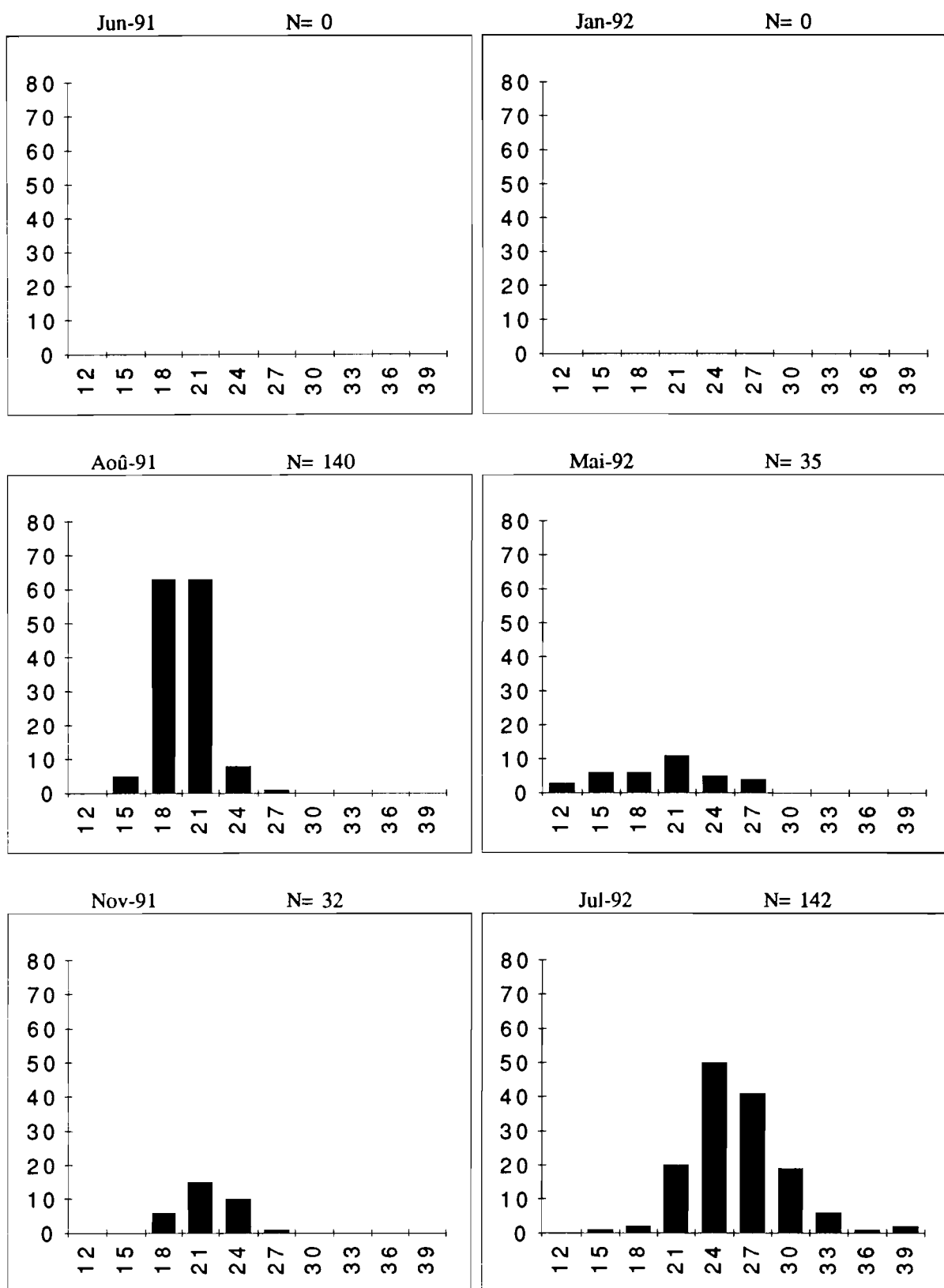


Figure III.22

Crique Anne - *Cyphocharax* sp.
Fréquences par classes de taille en mm

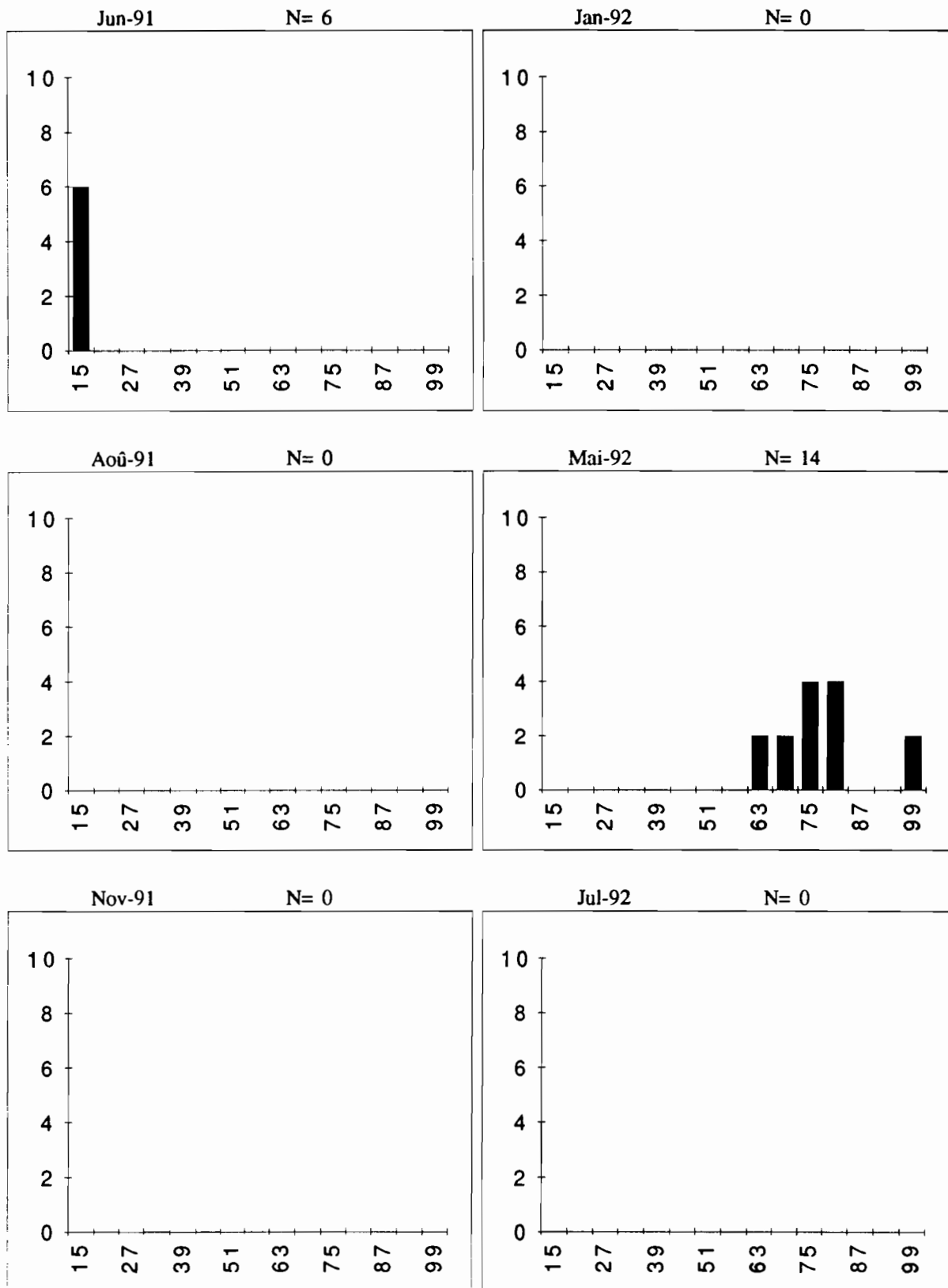


Figure III.23 **Crique Anne - *Cyphocharax spilurus***
Fréquences par classes de taille en mm

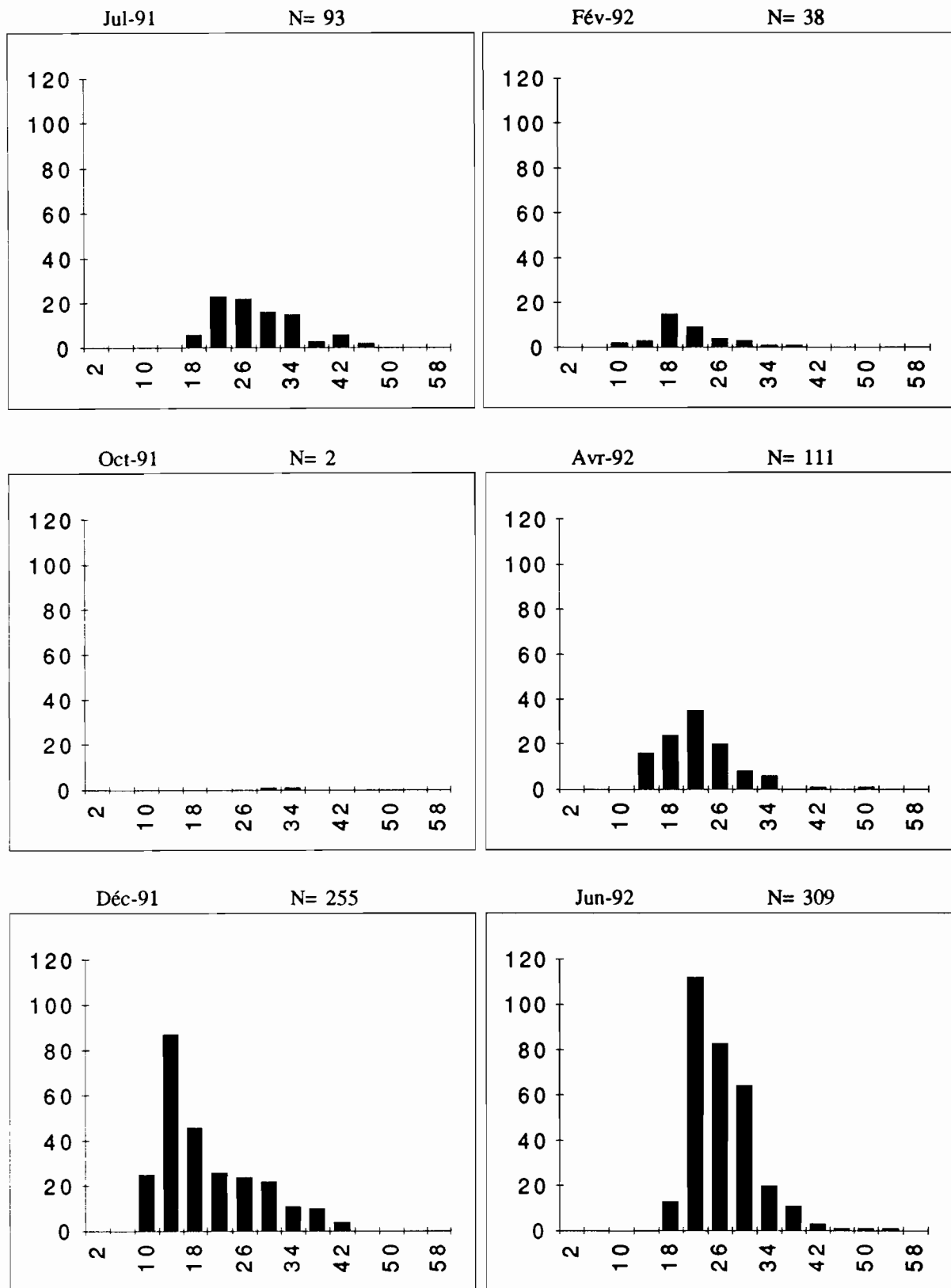


Figure III.24 **Crique Vénus - Eleotris amblyopsis**
Fréquences par classes de taille en mm

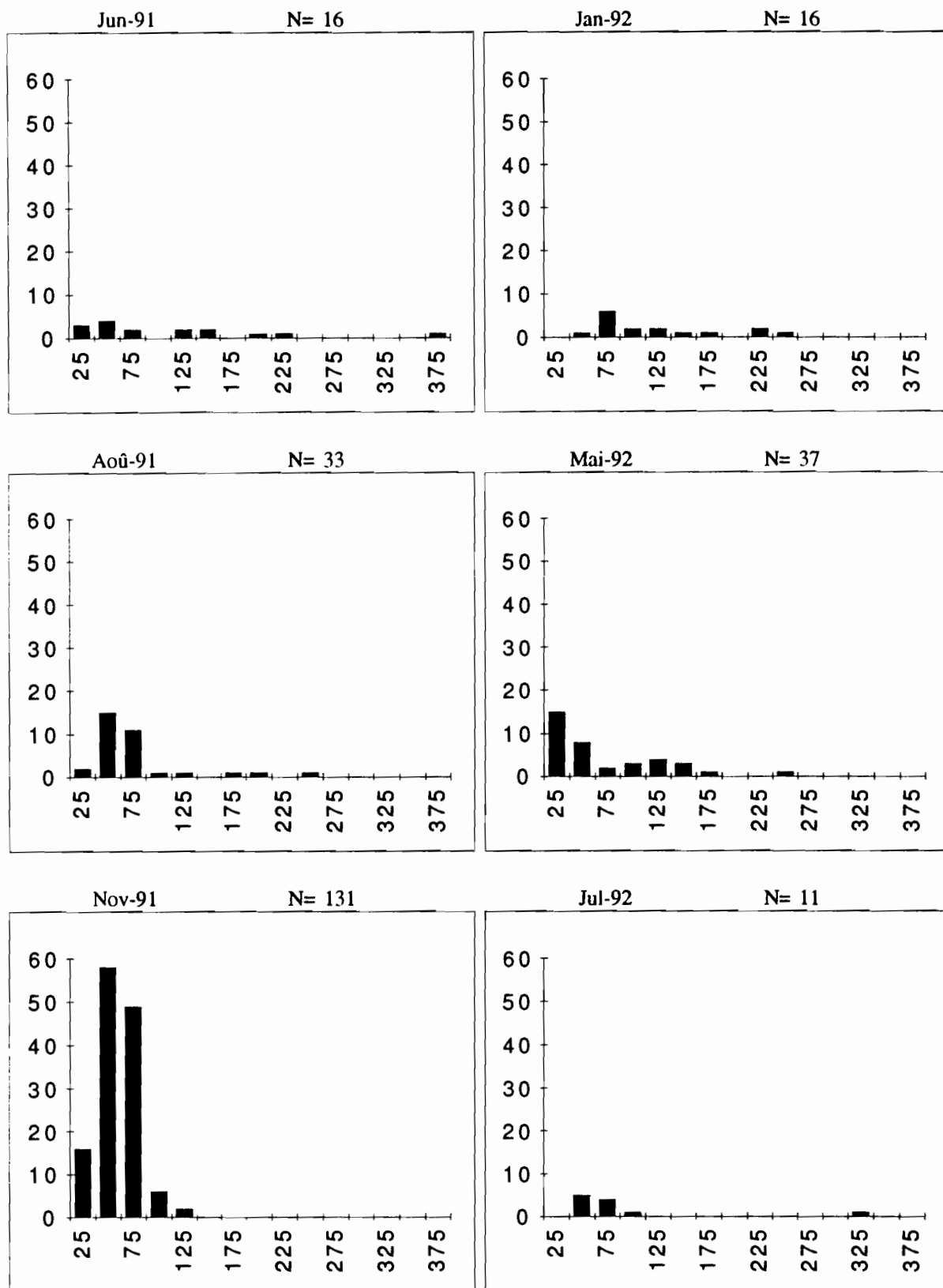


Figure III.25 **Crique Anne - *Gymnotus carapo***
Fréquences par classes de taille en mm

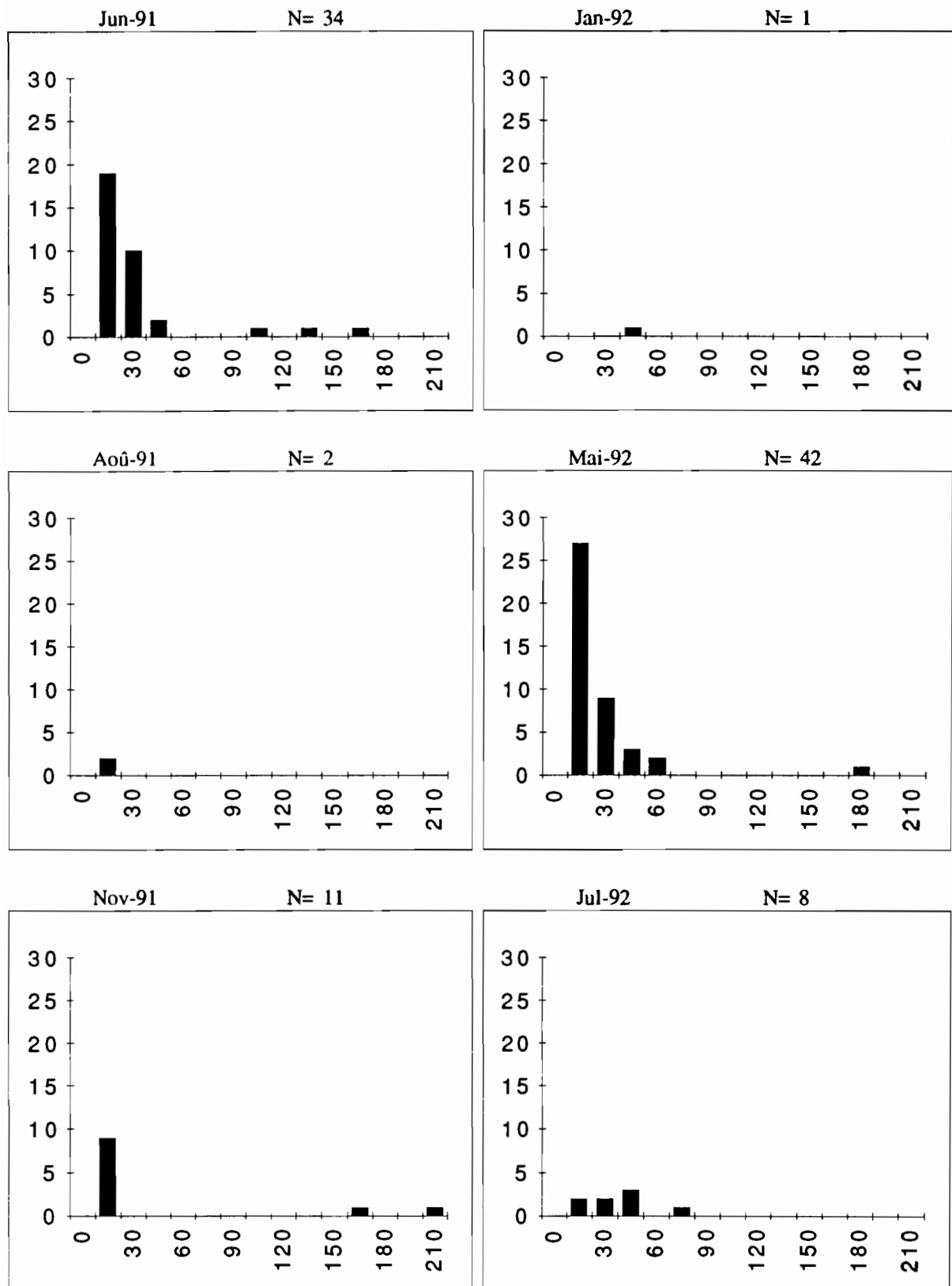


Figure III.26

Crique Anne - *Hoplias aimara*

Fréquences par classes de taille en mm

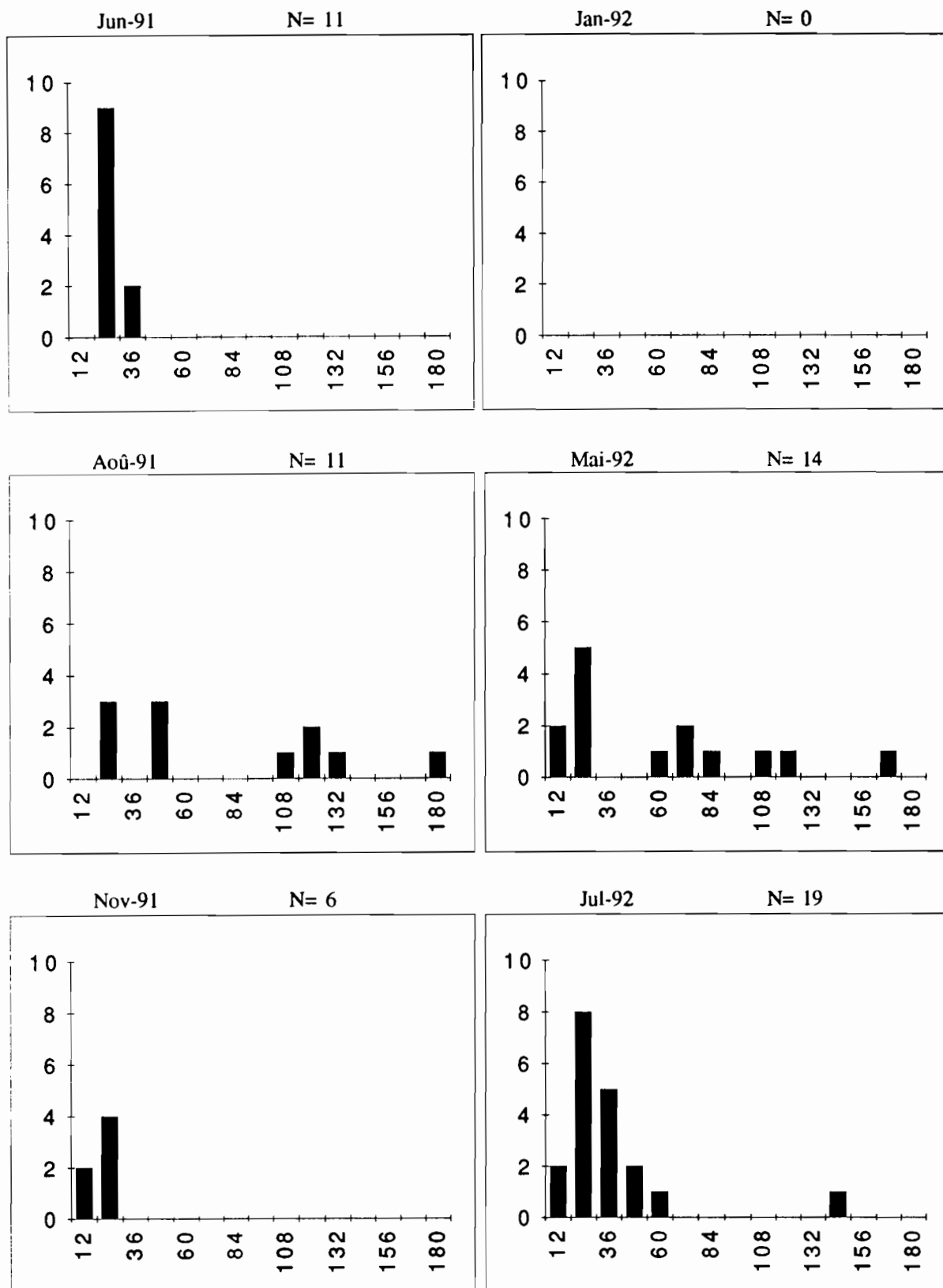


Figure III.27

Crique Anne - *Hoplias malabaricus*
Fréquences par classes de taille en mm

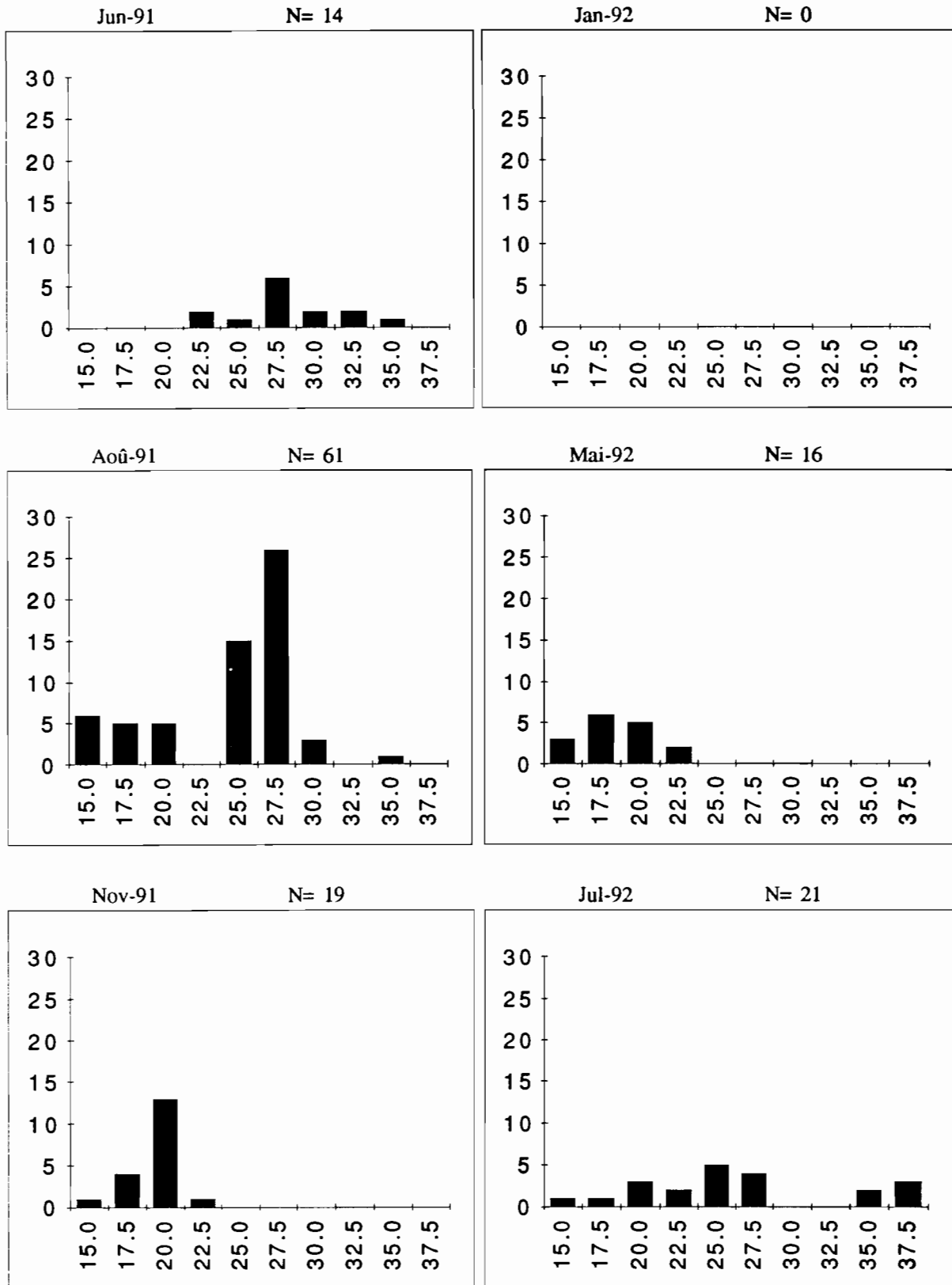


Figure III.28

Crique Anne - *Hemigrammus ocellifer*
Fréquences par classes de taille en mm

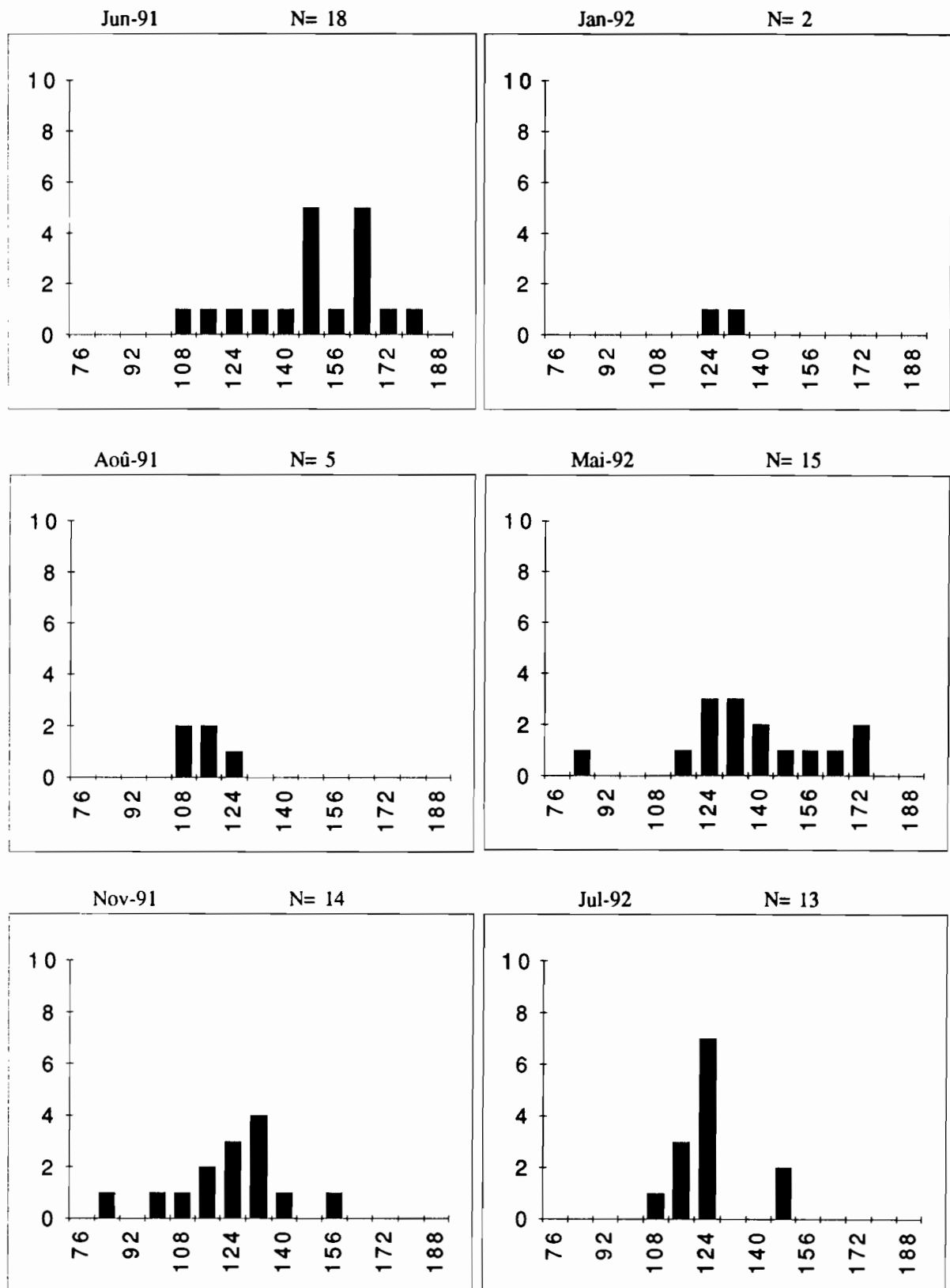


Figure III.29 **Crique Anne - *Leporinus granti***
Fréquences par classes de taille en mm

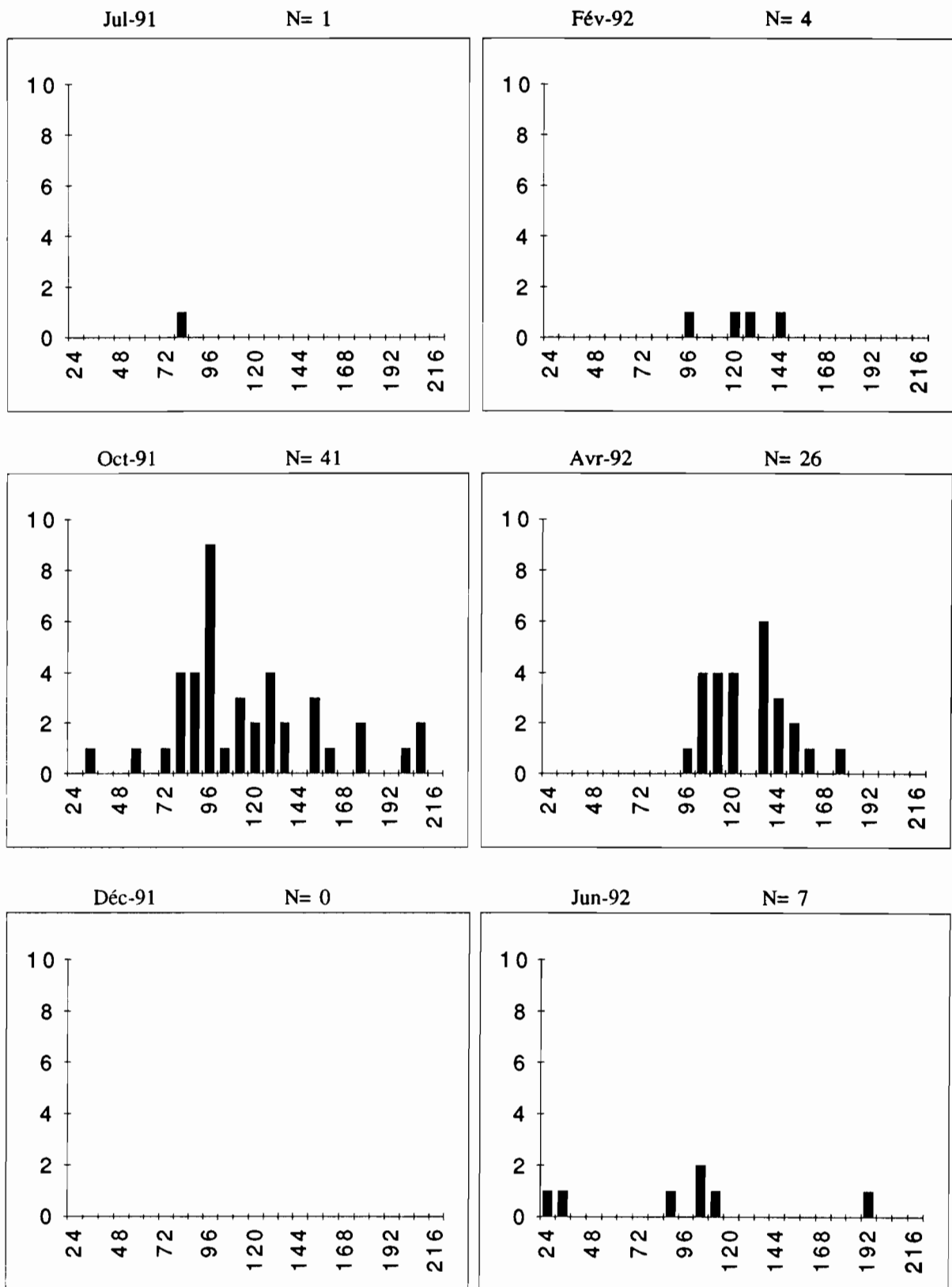


Figure III.30 **Crique Vénus - *Leporinus granti***
Fréquences par classes de taille en mm

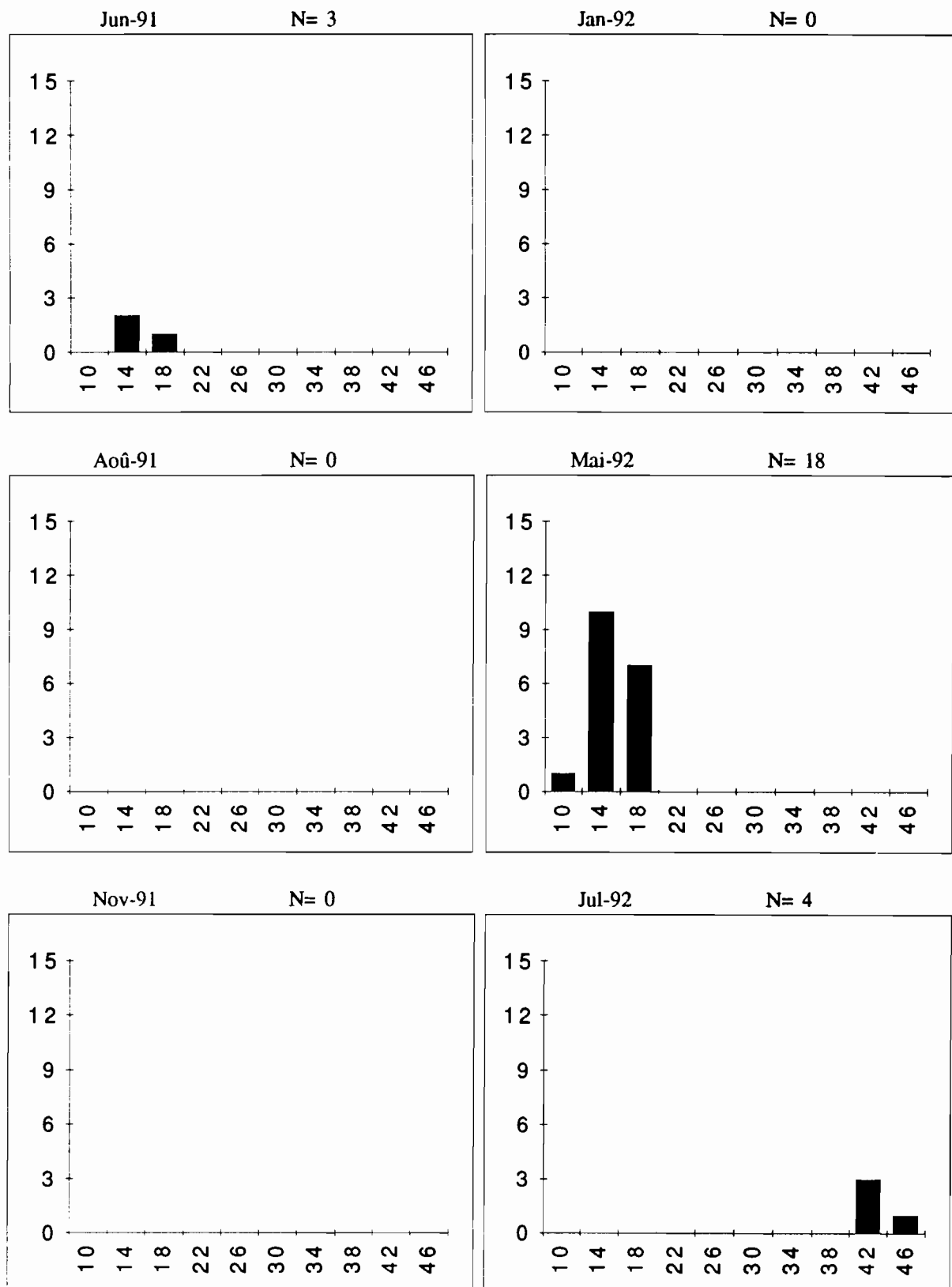


Figure III.31 **Crique Anne - *Leporinus* sp.**
Fréquences par classes de taille en mm

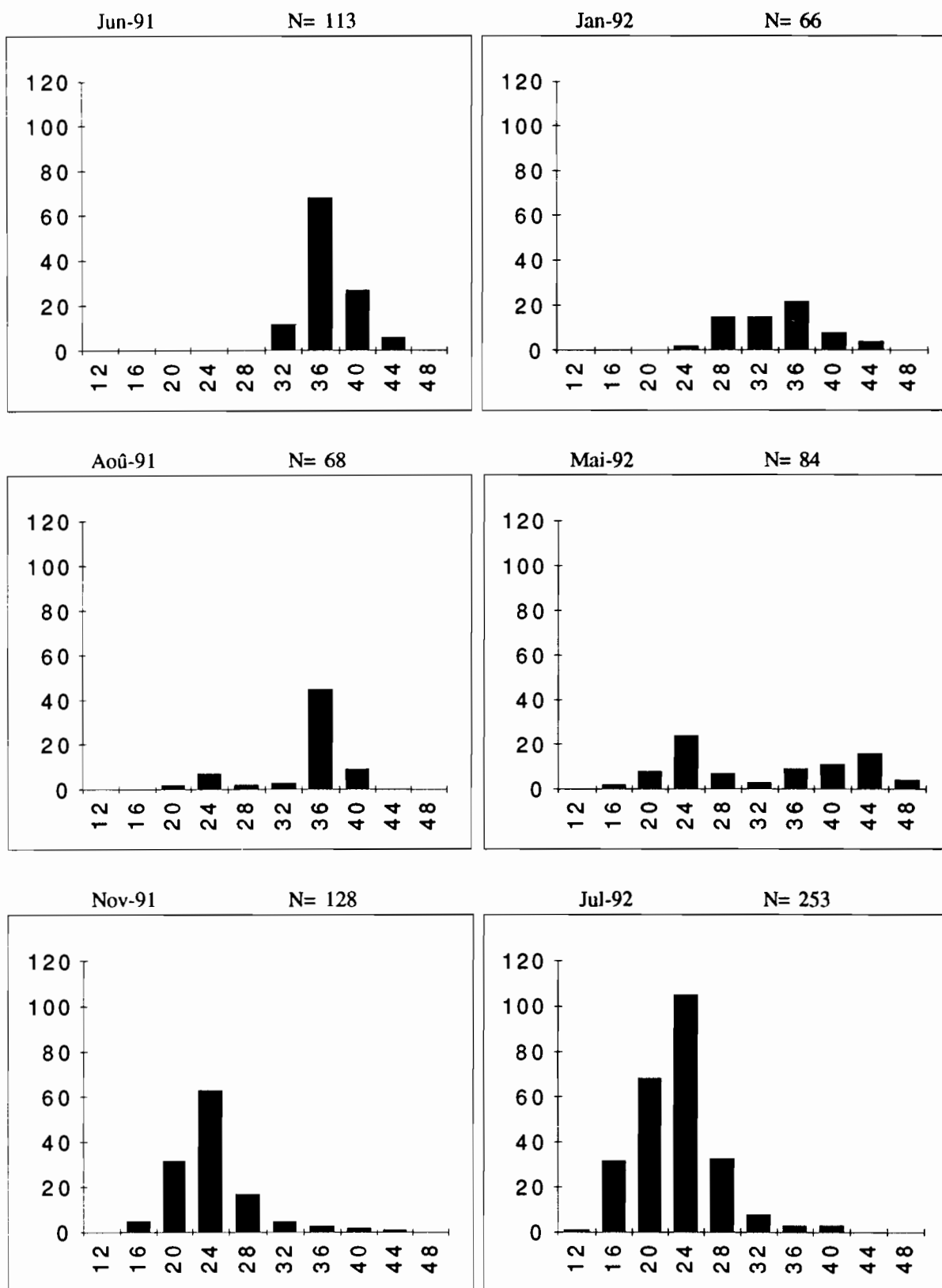


Figure III.32

Crique Anne - *Moenkhausia colettii*
Fréquences par classes de taille en mm

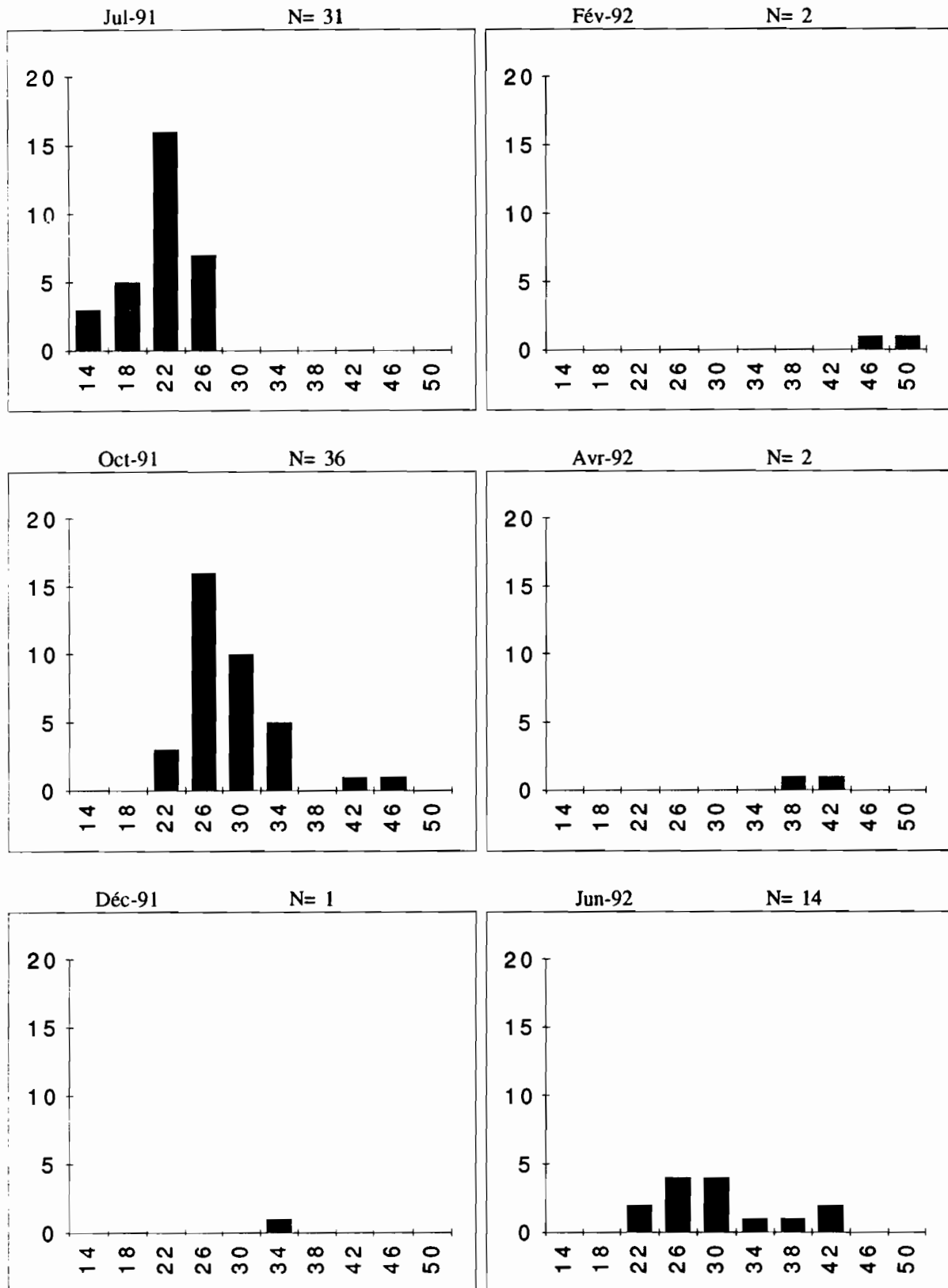


Figure III.33 **Crique Vénus - *Moenkhausia colettii***
Fréquences par classes de taille en mm

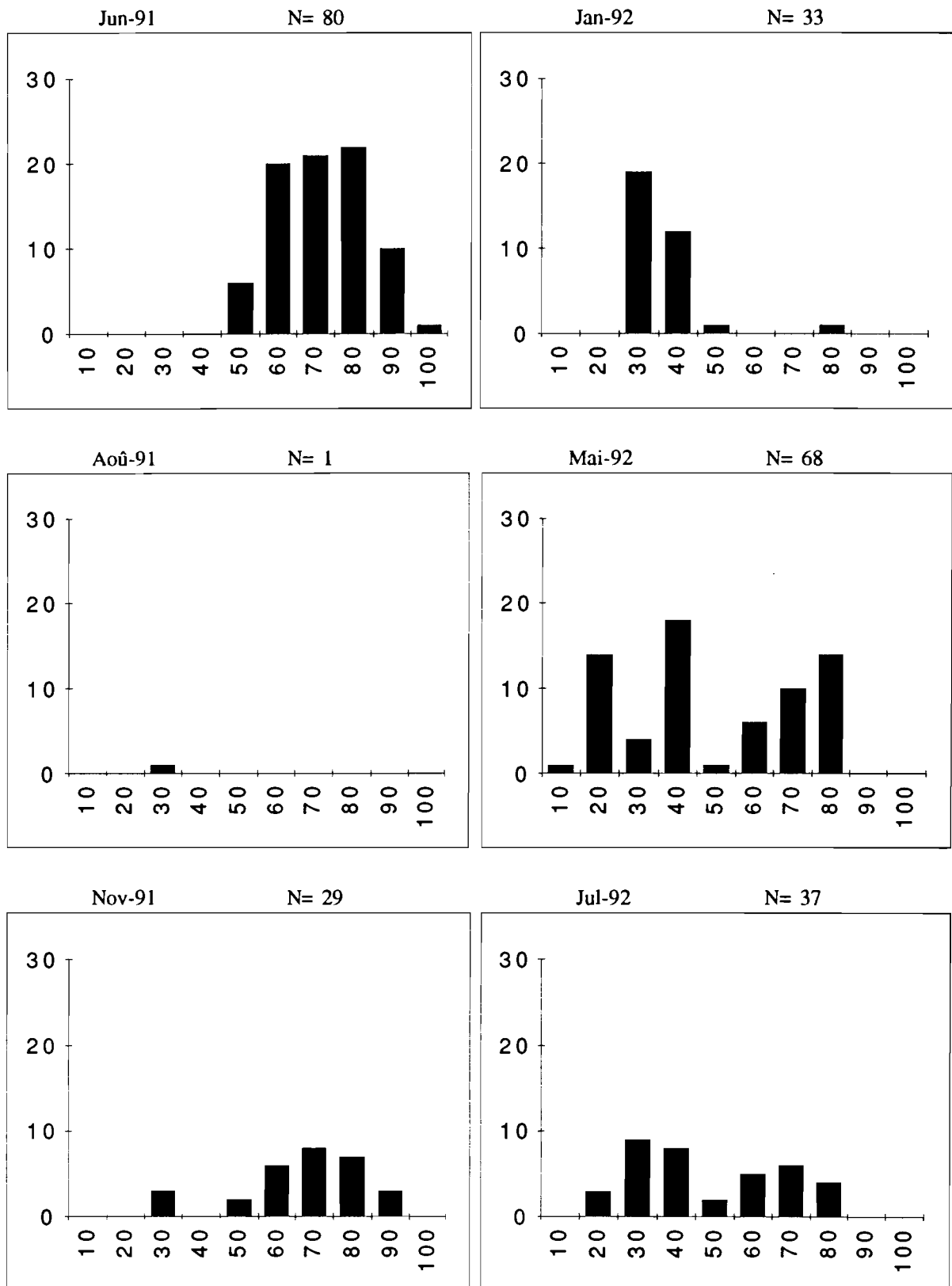


Figure III.34 Crique Anne - *Moenkhausia oligolepis*
Fréquences par classes de taille en mm

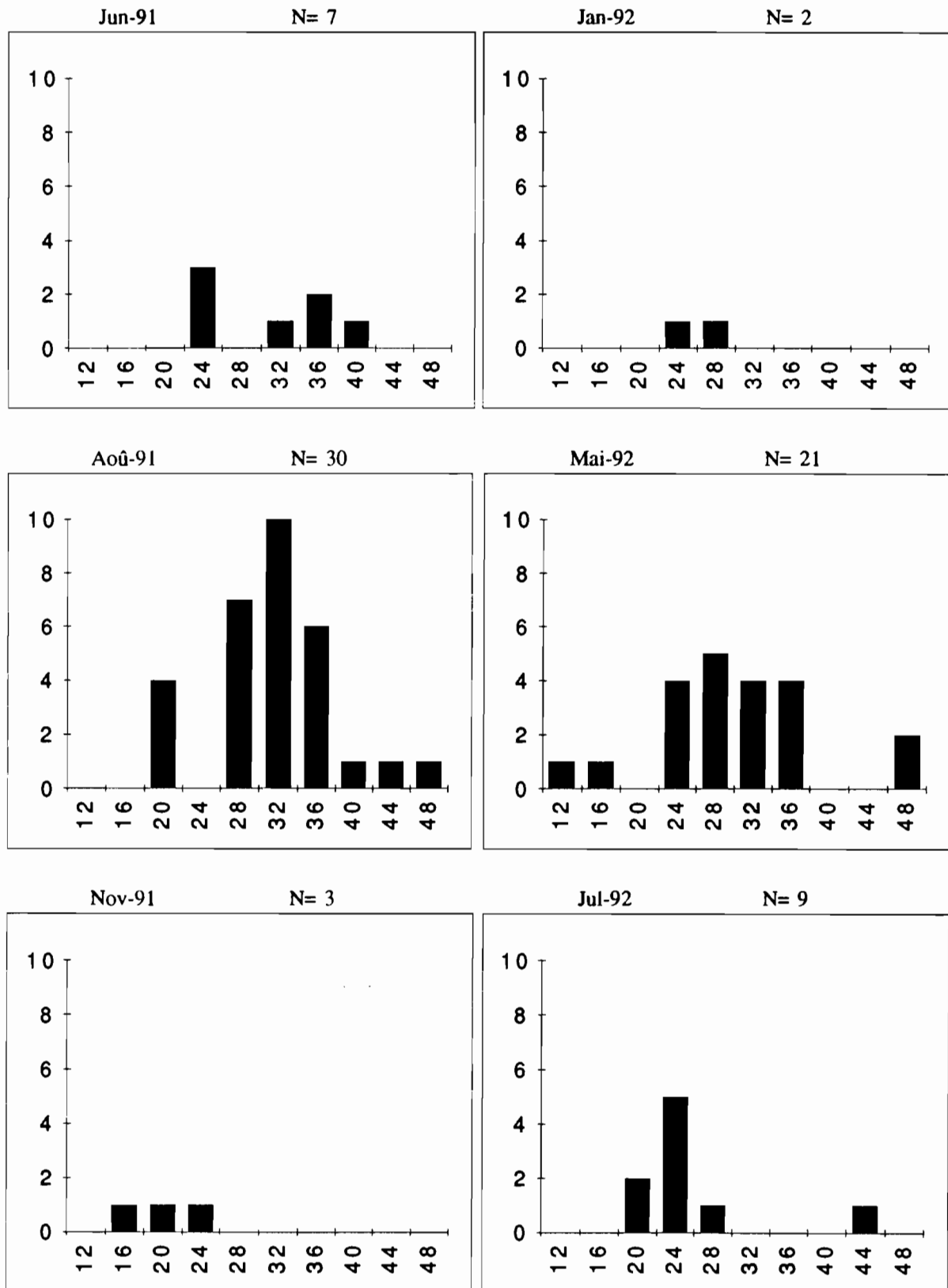


Figure III.35 Crique Anne - *Nannacara anomala*
Fréquences par classes de taille en mm

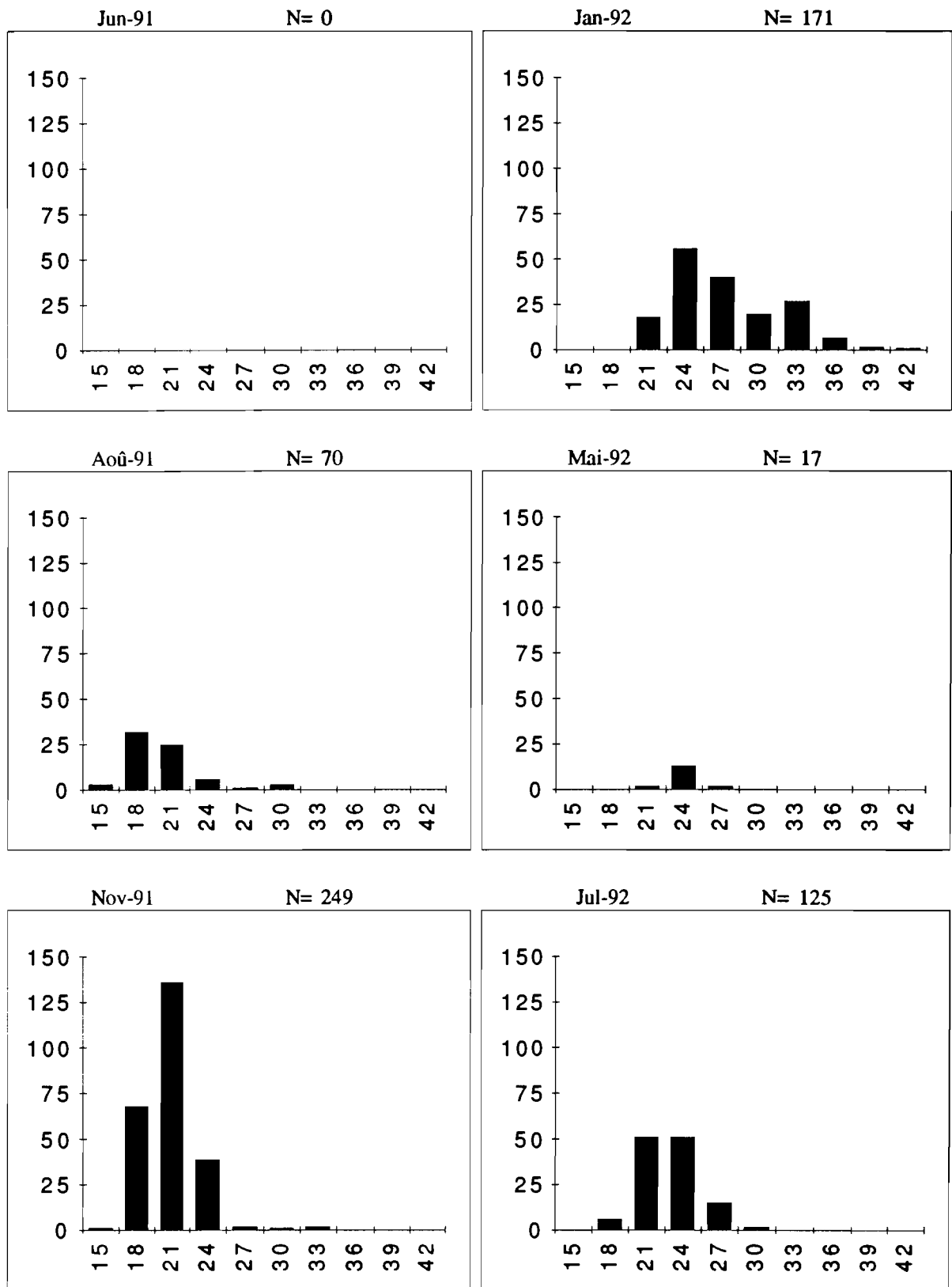


Figure III.36 Crique Anne - *Phenacogaster megalostictus*
Fréquences par classes de taille en mm

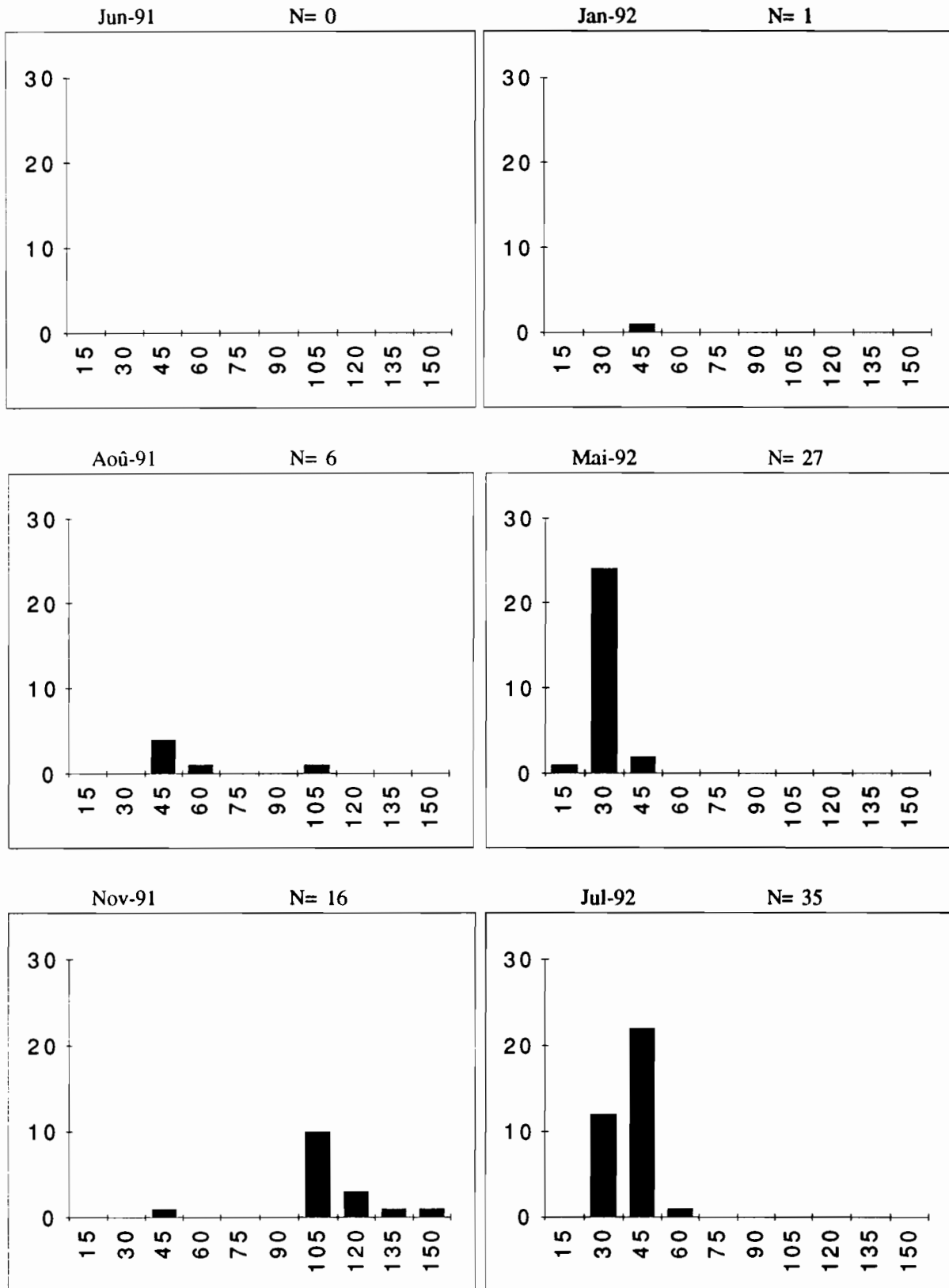


Figure III.37 **Crique Anne - *Pimelodella cristata***
Fréquences par classes de taille en mm

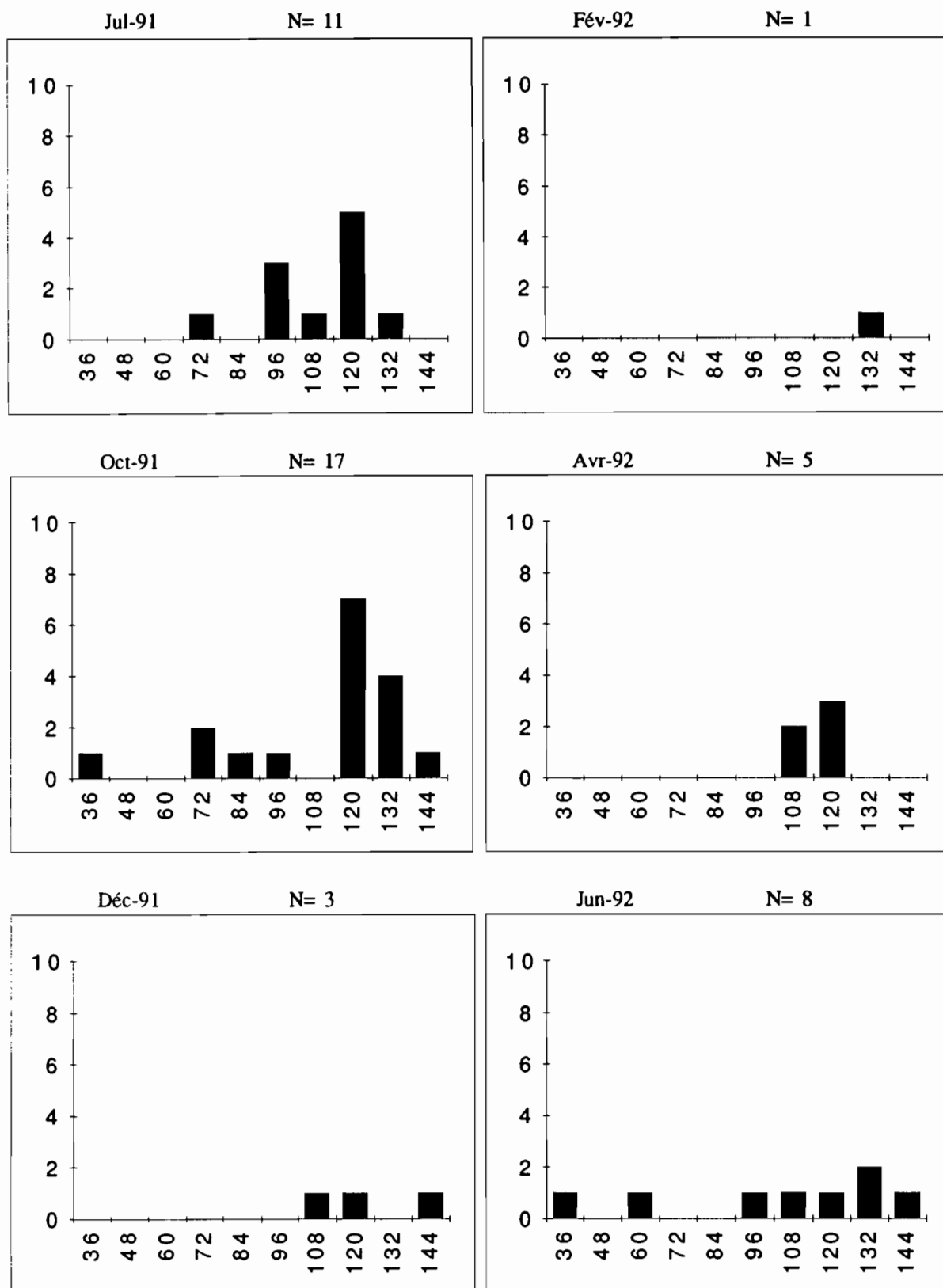


Figure III.38 **Crique Vénus - *Pimelodella cristata***
Fréquences par classes de taille en mm

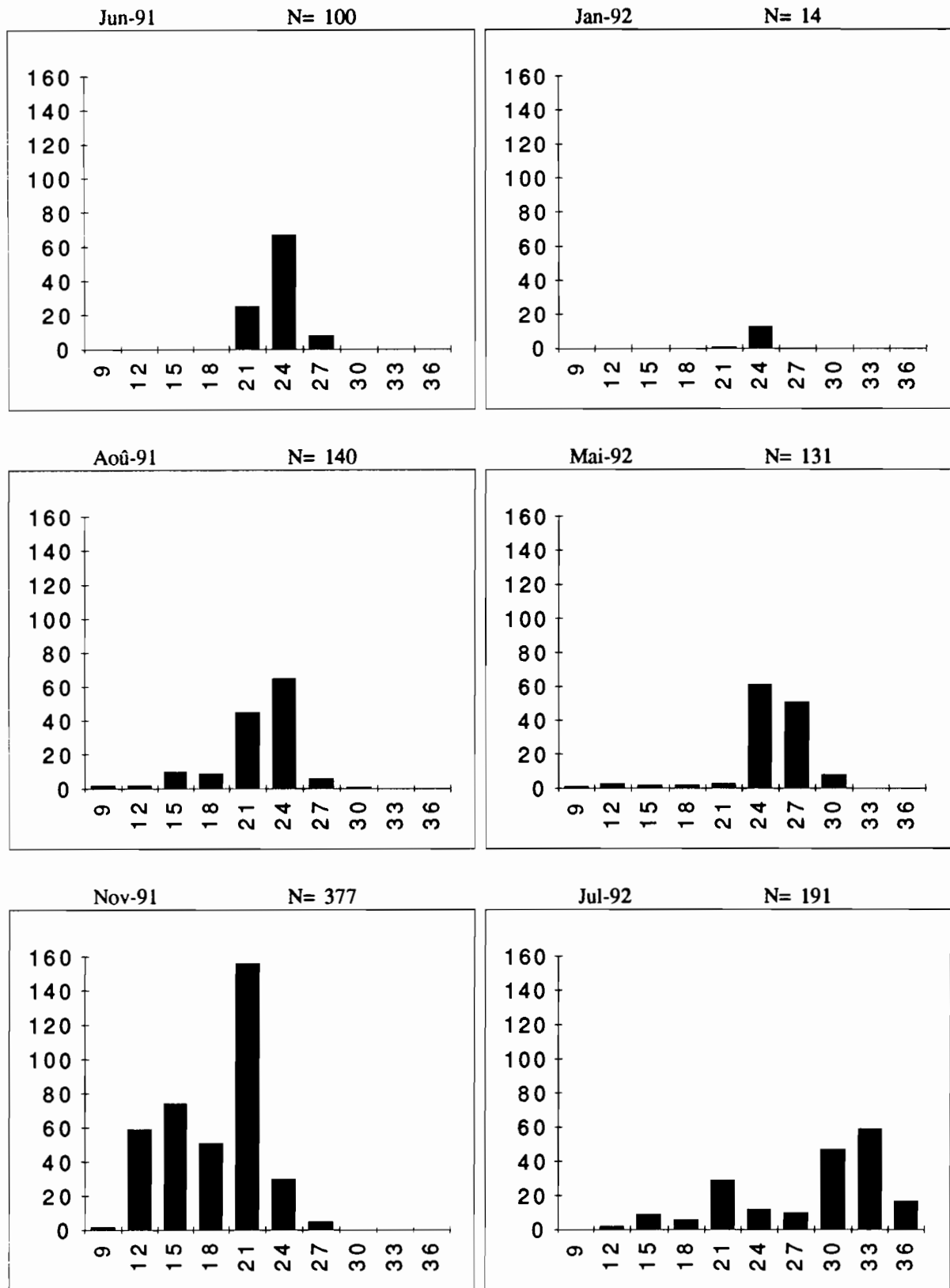


Figure III.39 Crêpe Anne - *Pseudopristella simulata*
Fréquences par classes de taille en mm

III.4.4 Oxygène dissous et peuplements de poissons

Nous nous sommes attachés ici à décrire quelques aspects généraux (d'après Moreau, 1988 et Wootton, 1990), en mettant l'accent surtout sur les estimations de la capacité de résistance des poissons d'après les données de la littérature. Etant donné l'état fragmentaire de ces dernières, ce document n'est pas à considérer comme un exposé de certitudes. Cependant, il faut faire avec ce dont on dispose...

Il est difficile de donner des valeurs précises, et surtout générales, de concentrations d'oxygène létales pour les poissons. Chaque espèce est un cas particulier et en Amérique du Sud leur physiologie est très mal connue. Certaines disposent de mécanismes de respiration aérienne leur permettant de s'adapter aux conditions anoxiques, d'autres, notamment les espèces de rapides, vivant habituellement dans des eaux très oxygénées seront plus particulièrement sensibles. Une complication supplémentaire, mal connue, rendant le milieu encore plus hostile vient des substances toxiques réductrices comme par exemple l'hydrogène sulfuré. Leur effet est rarement pris en compte dans les études.

Dans les lacs tropicaux profonds, l'hypolimnion est souvent anoxique en permanence et les poissons sont exclus de cette zone hormis pour de brèves incursions (Payne, 1986). Les conditions climatiques y sont en général si stables que la stratification thermique n'y est jamais altérée tout au long de l'année (Wootton, 1990). Par ailleurs, l'alternance jour/nuit de la photosynthèse et de la respiration des végétaux induit souvent de grandes variations. C'est ainsi que Saint-Paul et Soares (1987) ont relevé des valeurs diurnes de 2,4 à 4,5 mg l⁻¹ (32,4 à 60,7% de saturation à 30°C) tombant jusqu'à moins de 0,1 mg l⁻¹ (1,3% de saturation entre 3h00 et 6h00, dans un lac de plaine d'Amazonie.

A titre d'exemple, on peut citer les valeurs moyennes du travail de Willmer (1934) qui restent utilisées (Powers *et al.*, 1979):

Fleuve: 7,5 à 8,5 mg l⁻¹.
Criques: 4,2 à 6,0 mg l⁻¹.
Marécages: de < 0,3 à 3,4 mg l⁻¹.

En conditions normales, près de 10% des coûts énergétiques du métabolisme sont utilisés pour la respiration. La baisse de teneur en oxygène de l'eau, induit des coûts métaboliques de plus en plus élevés qui se font au détriment des autres composantes du métabolisme et notamment de la croissance puis de la reproduction (Kramer, 1987). L'échappement vers les eaux de surface peut également conduire à une augmentation du risque de prédation par les oiseaux.

D'après Fry (1971), le métabolisme standard des poissons reste stable jusqu'à ce que le taux d'oxygène devienne inférieur à 50% du taux de saturation. Au delà l'activité des poissons est réduite (voir aussi Beamish, 1978 et Galis et Smit, 1979), puis apparaissent des troubles métaboliques.

Valeurs létales d'oxygène dissous :

Moreau, citant divers auteurs, donne pour des espèces de Cichlidés africains (entre 25 et 30°C) des valeurs de seuil létaux de PO₂ variant de 18 à 78 torr suivant les espèces (environ de 1 à 4 mg l⁻¹).

Kramer et McClure (1982) indiquent des valeurs létales de pression partielle (en torrs) d'oxygène pour 31 espèces d'Amérique tropicale. En convertissant en mg l⁻¹ les résultats sont les suivants (à 25°C) :

En conditions expérimentales, avec accès à la surface de l'eau, peu de mortalité est observée tant que la teneur en oxygène dépasse 1,5 mg l⁻¹.

En deçà, parmi les espèces étudiées, une meurt dès que l'oxygène tombe sous 1,5 mg l⁻¹, puis 4 sous 1,3 mg l⁻¹, 4 sous 1,0 mg l⁻¹, 2 dès que l'oxygène tombe en dessous de 0,8 mg l⁻¹, et 5 autres entre 0,8 et 0,5 mg l⁻¹.

La plupart des espèces étudiées ont donc disparu en dessous de 0,5 mg l⁻¹.

Seules 3 espèces résistent très bien à l'anoxie et ont un seuil léthal inférieur à 0,25 mg l⁻¹.

Ces valeurs sont bien inférieures à celles observées pour des espèces des eaux froides ou tempérées (Davis, 1975; Doudoroff et Shumway, 1970), et montrent une meilleure réponse des espèces tropicales face aux conditions d'anoxie. Doudoroff et Shumway (1970) indiquent cependant des mortalités dès que la teneur en oxygène tombe en dessous de 3,5 mg l⁻¹ et la majorité des espèces étudiées (21/38) ne survivent pas en dessous de 1,3 mg l⁻¹.

Pour 16 espèces africaines, Benech et Lek (1981) indiquent un schéma similaire. Le seuil de dépendance respiratoire se situe vers 2 mg l⁻¹ (à 26°C) pour les espèces à respiration strictement aquatique. Les espèces à respiration mixte meurent à des concentrations de l'ordre de 1,3 mg l⁻¹, et l'on peut trouver également des espèces très résistantes à l'anoxie (0,1 mg l⁻¹).

Types d'adaptations aux milieux hypoxiques (pro parte):

Ces adaptations peuvent être de différents ordres, comme par exemple les adaptations comportementales, la respiration par des voies non-branchiales avec ou sans modification temporaire de certains organes, l'augmentation du métabolisme anaérobie avec acidose temporaire, et la modification des systèmes enzymatiques (Almeida-Val et Val, 1992) :

- * Utilisation du "film de surface", généralement mieux oxygéné que les couches plus profondes (Kramer *et al.*, 1978 ; Kramer, 1983). Ce mode de respiration est largement utilisé en conditions anoxiques par des poissons qui n'utilisent pas l'air atmosphérique en conditions normales d'oxygénation (Kramer et McClure, 1982).
- * Diverses formes de respiration aérienne sont également utilisées. A titre d'exemple : *Hypopomus* utilise directement ses branchies pour respirer l'air atmosphérique; *Erythrinus* possède une vessie natatoire dont la partie postérieure est modifiée pour permettre l'absorption rapide de l'oxygène; *Plecostomus* avale de l'air qu'il peut absorber par les parois du tractus digestif (Alexander, 1974; Hughes, 1984).
- * Expansion de la lèvre inférieure et sa transformation en organe respiratoire chez *Colossoma macropomum*. (Almeida-Val et Val, 1992).
- * Occurrence chez un même individu de plusieurs formes d'hémoglobine chacune adaptée à un taux d'oxygène dissous donné comme chez *Hoplosternum littorale* (l'Attipa) et *Brycon erythropterus* (Almeida-Val et Val, 1992).
- * Contrôle de la concentration des phosphates érythrocytaires qui modifient l'affinité de l'hémoglobine avec l'oxygène, comme chez *Pterygoplichthys multiradiatus* (Almeida-Val et Val, 1992).
- * Certaines espèces comme les *Synbranchus* ont une respiration aérienne obligatoire et doivent avoir accès à l'interface eau/air même lorsque l'eau est parfaitement oxygénée (Johansen, 1966 in Wootton, 1990).
- * D'autres comme *Lepidosiren paradoxa* ont développé de véritables poumons.

En conclusion, nous pouvons dire que de nombreux poissons tropicaux présentent des adaptations aux conditions hypoxiques. Mais quand le taux d'oxygène devient inférieur à 50 % de la saturation (environ 4 mg l⁻¹ à 25 °C en Guyane), les premiers troubles se font sentir chez les poissons. En dessous de 2 mg l⁻¹, les atteintes au peuplement de poissons dans son ensemble deviennent fortes, puis irréversibles. Il s'agit là de valeurs moyennes puisque certaines espèces tropicales présentent de très fortes capacités de résistance alors que d'autres au contraire sont plus sensibles et meurent dès 4 mg l⁻¹.

A titre d'exemple, nous indiquons (Tab. III.45) les dates, moyens de pêche, taux d'oxygène (fourni par S. Richard) et le nombre de poissons capturés dans le pri pri Petit-Tango qui est la zone du bassin du Sinnamary dont les conditions sont les plus extrêmes du point de vue du taux d'oxygène dissous.

Pêche à la roténone du 24/10/91 O ₂ de surface : le 3/10/91 à 16h00 : 2,6 mg (35% de saturation), le 4/10/91 à 10h00 : 1,6 mg (20% de saturation)	Pêche à la roténone du 25/07/91 O ₂ de surface : le 25/07/91 à 15h15: 2,8 mg (38% de saturation.)
4 <i>Acestrorhynchus microlepis</i> 16 <i>Charax gibbosus</i> 4 <i>Chilodus zunevei</i> 2 <i>Astyanax sp. 2</i> 1 <i>Cyphocharax spilurus</i> 1 <i>Hypopomus beebei</i> 1 <i>Aequidens guianensis</i> 2 <i>Crenicichla saxatilis</i> 1 <i>Hoplias malabaricus</i> 1 <i>Hemigrammus sp. 1</i> 4 <i>Pristella maxillaris</i> 20 <i>Nannostomus beckfordi</i> 48 <i>Hyphessobrycon sp. aff. sovichthys</i> 1 <i>Hoplosternum sp.</i> 3 <i>Hemigrammus schmardae</i> 1 <i>Aequidens guianensis</i>	2 <i>Acestrorhynchus microlepis</i> 2 <i>Crenicichla saxatilis</i> 35 <i>Nannostomus beckfordi</i> 31 <i>Hyphessobrycon sp. aff. sovichthys</i> 3 <i>Aequidens guianensis</i> 4 <i>Charax gibbosus</i> 6 <i>Moenkhausia hemigrammoides</i> 4 <i>Cyphocharax sp.</i> 1 <i>Hemigrammus schmardae</i> 11 <i>Astyanax sp. 2</i> 8 <i>Pseudopristella simulata</i> 39 <i>Pristella maxillaris</i>
04/10/91 pêche aux filets maillants O ₂ surface: le 3/10/91 à 16h00: 2,6 mg (35% de saturation.) le 4/10/91 à 10h00: 1,6 mg (20% de saturation.)	
1 <i>Metynnis lippincottianus</i> 1 <i>Crenicichla saxatilis</i> 1 <i>Aequidens guianensis</i> 2 <i>Hoplias aimara</i> 1 <i>Charax gibbosus</i> 1 <i>Leporinus granti</i>	Tableau III.35 Résultats des pêches et conditions d'oxygénation dans le pri pri Petit Tango

Il y a donc bien dans ce marécage des poissons qui vivent dans de mauvaises conditions d'oxygénation. Cependant, il faut relever que ces espèces peuvent n'exploiter que les couches superficielles et que le maintien de ces populations peut se faire par recolonisation à partir du fleuve. Nous savons cependant que les poissons qui vivent dans ce pri pri peuvent y atteindre leur maturité sexuelle (au mois de mai 91 - pas d'échantillonnage dans le pri pri en 92), mais nous manquons d'éléments pour assurer qu'ils s'y maintiennent à long terme sans apports extérieurs.

CONCLUSIONS GENERALES, PERSPECTIVES

Il ressort du contenu du premier chapitre que les divers milieux prospectés présentent une grande diversité du point de vue de leurs caractères morphologiques, hydrologiques, physico-chimiques, de leur richesse en micro habitats, de leur couverture végétale, de leur pérennité. Ces différents caractères ont permis de différencier les biefs fluviaux, les criques, les sauts qui sont des milieux permanents et des milieux temporaires (zones d'inondation, diverticules et "bistouris"). La zone aval est surtout caractérisée par l'influence de l'onde de marée et la quasi absence de sauts et rapides. Cette zone présente également des dépressions marécageuses (pris pris), aux caractéristiques physico-chimiques originales, absents de la partie amont. La zone amont est beaucoup plus accidentée. Elle est en effet constituée d'une succession de biefs en marche d'escalier créés par la présence de nombreux sauts rocheux, lesquels constituent des biotopes particuliers. Par opposition à ces milieux permanents on trouve à l'aval comme à l'amont des milieux temporaires. Ces derniers, qui n'existent qu'en période de hautes eaux, sont surtout constitués par des zones de bordure et de forêt inondée, mais aussi par différents bras intermittents et diverticules des criques ainsi que des "bistouris", courts-circuits au niveau des sauts. Ces différents milieux, dont les relations peuvent être permanentes ou intermittentes constituent, tant à l'aval qu'à l'amont, des complexes dont nous tenterons d'analyser plus avant le rôle fonctionnel pour les espèces qui les fréquentent.

Bien que la systématique des poissons du Sinnamary pose encore quelques problèmes nous avons pu présenter un inventaire actualisé aussi complet que possible. Cet inventaire souligne une richesse spécifique importante (166 espèces recensées dont 141 purement dulçaquicoles). Elle s'inscrit en bonne place, compte tenu de l'importance du bassin versant, parmi les richesses spécifiques connues de différents fleuves d'Amérique du Sud. Nous avons pu également confirmer que la richesse spécifique des fleuves du sous continent latino-américain est bien supérieure à celle de leurs homologues africains.

La pêche professionnelle est actuellement pratiquement inexistante sur le fleuve. Pourtant nous avons montré que, pêchant avec des mailles adaptées, on pouvait espérer de bons rendements, pour le moins sur le Sinnamary supérieur. Cependant, outre le fait que cette activité se heurterait à des problèmes importants de logistique, il n'est pas sûr quelle puisse perdurer longtemps. En effet la principale espèce cible, *Hoplias aimara*, est un poisson très vulnérable dont la résilience est inconnue.

Les peuplements ichthyiques des divers milieux prospectés ont été caractérisés. De prime abord on notera la persistance à l'aval de formes à affinités estuariennes, aussi bien dans le fleuve que dans les criques. La limite d'extension vers l'amont de certaines de ces espèces est sans doute liée à la présence de l'onde de marée. Pour d'autres elle correspond probablement à la barrière que constituent les premiers grands obstacles (saut Vata sur le Sinnamary et saut Kawenn sur le Courcibo), situés à la rupture de pente entre ce que nous avons dénommé les zones moyenne et supérieure. Les biefs de l'aval et de l'amont ont en commun de nombreuses espèces. S'y ajoutent à l'aval des espèces d'eaux calmes et à l'amont des espèces rhéophiles. La crique étudiée à l'aval se caractérise, comme nous l'avons déjà noté, par la présence d'espèces à affinités estuarienne. D'autre part sa richesse en espèces et en effectifs est plus faible que la crique étudiée à l'amont. Faut-il y voir un effet de l'onde de marée que subit la crique aval ? Les zones inondées temporaires, surtout forestières, ont été prospectées à l'amont. Leurs peuplements ne diffèrent pas sensiblement des criques associées. Pour ce qui est des milieux extrêmes comme les sauts et les pris pris ils se singularisent par des peuplements particuliers.

Dans le rapport de la première convention, par analogie avec ce qui se passe en Amazonie, nous avons émis une hypothèse fonctionnelle concernant le complexe fleuve-zones inondées-criques. Pendant la saison des pluies les géniteurs des grandes espèces fluviales pondraient soit dans le fleuve, soit dans les zones inondables forestières récemment recouvertes. Les larves et juvéniles trouveraient dans ces zones d'excellentes conditions de survie (abondance des ressources alimentaires et rareté des prédateurs). A la baisse des eaux les juvéniles gagneraient d'abord les criques puis le fleuve. Or, bien que nous ayons noté en hautes eaux la présence de juvéniles d'espèces fluviales dans ces zones forestières et les criques qui les drainent, très peu de géniteurs ont été rencontrés. D'autre part les faibles effectifs de juvéniles capturés, à quelques exceptions près (*Cyphocharax* par exemple), laissent à penser que les zones d'inondation forestières ne jouent pas un rôle aussi important que prévu dans le processus de reproduction des espèces fluviales. Faut-il penser que les durées de mise en eau sont trop brèves, que leur fréquence, soumise au régime hydrologique très fluctuant, est trop aléatoire pour permettre leur utilisation comme zones de reproduction et de nourricerie privilégiées ? Sans

abandonner notre hypothèse nous aurions actuellement tendance à privilégier le rôle des zones inondées de bordure plus pérennes comme les formations à *Inga* et *Montrichardia*. Les études récemment entreprises sur les larves et juvéniles devraient permettre de préciser le rôle respectif des divers milieux inondés dans les processus de reproduction des espèces fluviales.

Pour ce qui est de la recolonisation future de la retenue par les espèces purement dulçaquicoles on peut être assuré qu'elle pourra se faire à partir des hauts cours et des criques, ces milieux jouant le rôle de réservoirs d'ichtyofaune. Bien entendu les espèces à affinité estuariennes qui fréquentent actuellement la future zone de retenue seront vraisemblablement éliminées sans espoir de recolonisation puisque l'ouvrage ne sera pas muni de dispositifs de franchissement. Les espèces peuplant actuellement les sauts disparaîtront également car leurs biotopes seront noyés sous plusieurs dizaines de mètres d'eau stagnante. Quant à la zone aval du barrage de nombreux facteurs influenceront sur le maintien et la pérennité de son peuplement. Pendant la période de remplissage le débit restitué sera sensiblement équivalent à celui de saison sèche. En outre il sera uniforme, sans les variations brutales habituelles en saison des pluies. Comme on pense généralement que ces variations de niveau sont autant de stimuli induisant la maturation et la ponte, on peut s'attendre soit à des processus reproductifs très perturbés, soit à leur absence pure et simple. Dans le cas où la reproduction aurait tout de même lieu la survie des larves et des juvéniles devrait être hypothéquée par l'absence des zones inondées habituelles (soit de bordure, soit forestières) et sans doute par la médiocre qualité de l'eau restituée (déficit en oxygène). L'absence de reproduction pendant une année ne devrait pas mettre en péril le maintien des grandes espèces présentant une longévité importante. Il n'en va pas de même pour les petites espèces annuelles, lesquelles, bien que ne constituant pas une biomasse importante, doivent avoir une production non négligeable et un rôle déterminant dans la chaîne alimentaire.

Pendant la période d'exploitation, les facteurs du milieu devraient s'améliorer à condition qu'EDF respecte quelques règles élémentaires. Une teneur en oxygène acceptable de l'eau restituée devra être assurée par un contrôle en temps réel et si besoin est par des interventions immédiates des dispositifs d'oxygénation dont est muni l'ouvrage. Cette teneur ne devrait en aucun cas tomber au dessous de 2 mg/l. Le débit restitué devrait suivre, autant que faire ce peut, les rythmes hydrologiques naturels et permettre pour le moins l'inondation périodique des zones de bordure. En fait EDF devra prévoir une exploitation très souple tenant compte évidemment des impératifs de la production mais aussi de ceux inhérents à la qualité de l'eau et au maintien des populations piscicoles.

La biologie des principales espèces a été poursuivie. Le sex-ratio qui devrait être logiquement voisin de 50 %, s'élève chez certaines espèces jusqu'à plus de 70 %. C'est à dire que l'on rencontre environ trois fois plus de femelles que de mâles. Cette particularité, qui a déjà été notée ailleurs en Amazonie, peut s'expliquer soit par l'existence d'un hermaphrodisme protandrique partiel, soit par une mortalité différentielle selon les sexes souvent liée au comportement reproductif. Il a été confirmé que la reproduction de la plupart des espèces avait lieu pendant la longue saison des pluies. Elle peut être selon les espèces, soit étalée, soit plus limitée dans le temps. Une seule espèce *Moenkhausia oligolepis* se reproduirait en fin de saison sèche (novembre). Quant aux Cichlidae des criques ils semblent se reproduire toute l'année. Une revue de la littérature nous a permis d'obtenir un certain nombre de renseignements sur la résistance des poissons à l'anoxie. Certaines espèces ayant la possibilité de respirer l'oxygène atmosphérique grâce à divers dispositifs accessoires résistent mieux que d'autres. Quoi qu'il en soit, pour la plupart des espèces le seuil tolérable se situe aux alentours de 2 mg/l à 25°. Au dessous la survie n'est plus assurée.

Tenant compte de ce qui a été dit, des nouvelles orientations prévues et de la perspective de mise en eau dès janvier 94 nous pouvons inscrire diverses actions au chapitre des perspectives:

Nous envisageons de compléter les données relatives aux peuplements actuels de la future retenue. En effet nous ne disposons que des résultats de Boujard et Rojas-Beltran, 1988, concernant la zone de Deux Branches. Nous comptons donc effectuer de nouvelles pêches au niveau de saut l'Autel et saut Aimara. Nous essayerons de suivre les modifications des peuplements au cours de la mise en eau d'une part dans la zone centrale et d'autre part au niveau de saut Takari Tanté.

L'étude des larves et juvéniles sera poursuivie au niveau de la crique Vénus tant dans la crique même que dans le fleuve (zones d'inondation de bordure à *Inga* et *Montrichardia*).

Corrélativement, l'étude de la biologie des adultes sera poursuivie à raison d'une tournée mensuelle dans la zone de la crique Vénus. Ce suivi biologique que nous menons déjà depuis deux ans doit en effet être impérativement poursuivi pendant la mise en eau et la phase d'exploitation. En effet c'est sur le long terme que nous pourrions réellement juger de l'impact de l'ouvrage sur les peuplements et la biologie des poissons de l'aval.

Nous nous sommes aperçu que l'étude entreprise sur les juvéniles de la crique Vénus et dans une moindre mesure celle effectuée sur les adultes nécessitent une connaissance fine des variations des caractères hydrologiques (relations entre débit de la crique et onde de marée) et physico-chimiques (surtout oxygène dissous). C'est ainsi que, conjointement avec la section d'Hydrologie de l'ORSTOM, nous envisageons de lancer un programme sur ce thème. Celui-ci nécessite l'installation de matériels relativement coûteux. L'ORSTOM a obtenu un financement pour une station de mesure des vitesses, deux limnigraphes, un pluviographe, l'équipement informatique, les tourelles et échelles. Il nous manque le financement pour la station automatique destinée à suivre la qualité de l'eau (température, conductivité, oxygène). Cette station serait placée dans le Sinnamary en amont du débouché de la crique Vénus. Les données fournies en temps réel, seraient utilisées d'une part dans les études biologiques. D'autre part, celles relatives à l'oxygène seraient extrêmement intéressantes pour EDF, désireux de concilier les impératifs de l'exploitation à ceux d'une restitution d'eau de qualité convenable.

En bref, les objectifs que nous nous étions fixés pour cette seconde convention ont été en grande partie atteints. S'il reste encore en suspens quelques petits problèmes de systématique, l'ichtyofaune du Sinnamary est maintenant bien connue. Les peuplements ichtyques des différents biotopes du fleuve et de ses annexes ont été décrits à l'amont et à l'aval. Une nouvelle zonation basée sur la persistance de certaines espèces à affinités estuariennes et sur les caractères morphologiques du fleuve a été proposée. L'hypothèse de l'importance du rôle des zones inondées dans les processus de reproduction et de survie des juvéniles reste valable de manière générale. Cependant les parts respectives prises dans ces processus par les zones forestières et les zones de bordure devront être précisées. Les études continuées sur la biologie de la reproduction des principales espèces ont confirmé et affiné les résultats déjà obtenus. Cependant il est impératif que ces études soit poursuivies sur le long terme si l'on veut mettre en évidence des changements éventuels en relation avec les modifications du milieu induites par la construction et l'exploitation du barrage.

BIBLIOGRAPHIE

- ALEXANDER (R. McN.), 1974.- Functional design in fishes. Hutchinson, London.
- ALMEIDA-VAL (V.M.F.), VAL (A.L.), 1992.- Adaptação bioquímica em peixes da amazonia. *Ciencia Hoje*, Num. Spec. Eco-Brasil : 124-129.
- AXELROD (H.R.), BURGESS (W.), 1989.- Atlas des poissons d'aquarium d'eau douce. T.F.H. publ., Neptune City, USA : 764 p.
- BEAMISH (F.W.H.), 1978.- Swimming capacity. *In*: Fish physiology, vol. VII. W.S. Hoar, D.J. Randall (Eds.), Academic Press, London : 101-187.
- 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.), MEUNIER (F.J.), PASCAL (M.), COSSON (J.F.), 1990.- Les Téléostéens d'un haut bassin fluvial guyanais, l'Arataye. I - Inventaire des Characoides. *Cybium*, 14 (2) : 175-182.
- BOUJARD (T.), MEUNIER (F. J.), PASCAL (M.), COSSON (J.F.), 1990.- Les Téléostéens d'un haut bassin fluvial guyanais, l'Arataye. II - Inventaire des "non Characoides". *Cybium*, 14 (4) : 345-341.
- BURGESS (W.E.), 1989.- An atlas of the freshwater and marine catfishes. T.F.H. publ., Neptune City, USA : 784 p.
- DAGET (J.), 1976.- Les modèles mathématiques en écologie. Masson, Paris : 172 p.
- DAVIS (J.C.), 1975.- Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Fish. Res. Board Can.*, 32 : 2295-2332.
- DOUDOROFF (P.), SHUMWAY (D.L.), 1970.- Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. F.A.O. Tech. Pap., 86 : 291 p.
- ECEREX, 1983.- Analyse de l'écosystème forestier tropical humide et des modifications apportées par l'homme. CTFT, INRA, MNHN, Orstom, Cayenne, Guyane française : 417 p.
- EIGENMANN (C.H.), 1912.- The freshwater fishes of British Guiana, including a study of the ecological grouping of species and the relation of the fauna of the plateau to that of the lowlands. *Mem. Carn. Mus.*, 5 : 578 p., CIII pl.
- FRY (F.E.J.), 1971.- The effect of environmental factors on the physiology of fish. *In*: Fish physiology, vol. VI. W.S. Hoar, D.J. Randall (Eds.), Academic Press, London : 1-98.
- GALIS (F.), SMIT (H.), 1979.- Hypoxia tolerance of two closely related *Haplochromis* species (Pisces Cichlidae): *Haplochromis elegans* Trewavas, 1933 and *H. angustifrons* Boulenger, 1914. *Comp. Biochem., Physiol.*, 64 (A) : 137-139.
- GERY (J.), 1972.- Poissons Characoides des Guyanes. I : Généralités. II : Famille des Serrasalminidae. *Zoologische Verhandelingen*, 122 : 266 p.
- GERY (J.), 1977.- Characoids of the world. T.F.H. publ., Neptune City, USA : 672 p.
- GERY (J.), PIANQUETTE (P.), 1982.- Additions à la faune Characoïde (Poissons Ostariophysaires) de la Guyane. *Rev. fr. Aquariol.*, 9 (3) : 65-76.

- GERY (J.), PLANQUETTE (P.) et LE BAIL (P. Y.), 1991.- Faune Characoïde (Poissons Ostariophysaires) de l'Oyapock, l'Approuague et la rivière de Kaw (Guyane française). *Cybium*, 15 (1) supplément : 69 p., XX pl.
- GOSSE (J.P.), 1975.- Révision du genre *Geophagus* (Pisces Cichlidae). Académie Royale des Sciences d'Outre-Mer, Classe des Sciences Naturelles et Médicales, N.S., 19 (3) : 211 p.
- GRASSE (P.P.), 1958.- traité de zoologie, Volume XIII, Fascicule III. Masson, Paris : 2758 p.
- HIEZ (G.), DUBREUIL (P.), 1964.- Régimes hydrologiques en Guyane française. ORSTOM, Paris : 119 p.
- HUBER (J.H.), 1991.- Revue des espèces de *Rivulus* de Guyane française, avec descriptions de *Rivulus cladophorus* n.sp. et de *R. igneus* n.sp., et nouvelles descriptions de *R. urophthalmus* Günther et de *R. micropus* Steindachner. *Rev. fr. Aquariol.*, 18 (3) : 65-74.
- HUGUENY (B.), 1989.- Biogéographie et structure des peuplements des poissons d'eau douce de l'Afrique de l'Ouest : approches quantitatives. Thèse, Univ. Paris VII : 295 p.
- HUGUES (G.M.), 1984.- General anatomy of the gills. In: Fish physiology, vol. X, part A. W.S. Hoar, D.J. Randall, (Eds.). Academic Press, London.
- ISBRUCKER (I.J.H.), 1981.- Provisional key to genera of Loricariidae. 13 p. multigr.
- JOHANSEN (K.), 1966.- Air breathing in the teleost *Synbranchus marmoratus*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 18 : 387-395.
- KRAMER (D.L.), 1983.- The evolutionary ecology of respiratory mode in fishes: an analysis based on the cost of breathing. *Env. Biol. Fish.* 9 : 145-158.
- KRAMER (D.L.), 1987.- Dissolved oxygen and fish behaviour. *Env. Biol. Fish.*, 18 : 81-92.
- KRAMER (D.L.), GRAHAM (J.B.), 1976.- Synchronous air breathing, a social component of respiration in fishes. *Copeia*, 4 (A) : 689-697.
- KRAMER (D.L.), LINDSEY (C.C.), MOODIE (G.E.E.), STEVENS (E.D.), 1978.- The fishes and the aquatic environment of the central Amazon basin, with particular reference to respiration patterns. *Can. J. Zool.*, 56 : 717-729.
- KRAMER (D.L.) McClURE (M.), 1982.- Aquatic surface respiration, a widespread adaptation to hypoxia in tropical freshwater fishes. *Env. Biol. Fish.*, 7 (1) : 47-55.
- LAUZANNE (L.), LOUBENS (G.), LE GUENNEC (B.), 1990.- Pesca y biología pesquera en el Mamoré medio (región de Trinidad, Bolivia). *Interciencia*, 15 (6) : 452-460.
- LAUZANNE (L.), LOUBENS (G.), LE GUENNEC (B.), 1991.- Liste commentée des poissons de l'Amazonie bolivienne. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 24 (1) : 61-76.
- LE BAIL (P.Y.), PLANQUETTE (P.) et GERY (J.), 1984 a.- Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Fas. I : clé simplifiée des familles. C.R.A.A. (INRA). Bull. liaison n° 6 : 63 p.
- LE BAIL (P.Y.), PLANQUETTE (P.) et GERY (J.), 1984 b.- Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Fas. III : clé simplifiée des espèces marines. C.R.A.A. (INRA). Bull. liaison n° 8 : 67 p.
- LE BAIL (P.Y.), PLANQUETTE (P.) et GERY (J.), 1984 c.- Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. fas. IV : clé simplifiée des espèces dulçaquicoles (sauf Siluriformes). C.R.A.A. (INRA). Bull. liaison n° 9 : 97 p.

- LE GUENNEC (B.), 1989. Contribution à la connaissance de l'ichtyofaune du bassin du Mamoré (Bolivie); références aux sardinons: *Pellona castelnaena* et *Pellona flavipinnis* (Pisces, Clupeidae). Thèse Inst. nat. polytechn., Toulouse : 294 p.
- LOPEZ (H.L.), MENNI (R.C.), MIQUELARENA (A.M.), 1987.- Lista de los peces de agua dulce de la Argentina. *Biol. Acuatica*, 12 : 50 p.
- LOUBENS (G.), AQUIM (J.L.), 1986.- Sexualidad y reproducción de los principales peces de la cuenca del Rio Mamoré, Beni-Bolivia. Informe científico n°5, Orstom-Cordebeni- UTB : 45 p.
- MAGO LECCIA (F.), 1978.- Los peces de la familia Sternopygidae de Venezuela. *Acta Cient. Venez.*, 29, sup. 1 : 89 p.
- MEES (G.F.), 1974.- The Auchenipteridae and Pimelodidae of Suriname (Pisces, Nematognathi). *Zoologische Verhandelingen*, 132 : 271 p.
- MENDES DOS SANTOS (G.), JEGU (M.), MERONA (B. de), 1984.- Catálogo de peixes comerciais do Baixo rio Tocantins. Eletronorte, Manaus : 83 p.
- MOREAU (Y.), 1988.- Physiologie de la respiration. In: Biologie et écologie des poissons d'eau douce africains. C. Lévêque, M.N. Bruton, G.W. Ssentongo (Eds.). Orstom, Paris : 113-136.
- NORMAN (J.R.), GREENWOOD (P.H.), 1975.- A history of fishes. Ernest Benn Limited, London : 467 p.
- ORTEGA (H.), VARI (R.P.), 1986.- Annotated checklist of the freshwater fishes of Peru. *Smith. Contrib. Zool.*, 437 : 29 p.
- PAYNE (A.I.), 1986.- The ecology of tropical lakes and rivers. J. Wiley, New York.
- PLANQUETTE (P.), 1989.- Liste des poissons du Sinnamary au 12/7/89. Document de travail : 10 p. multigr.
- PLANQUETTE (P.), ROJAS-BELTRAN (R.), LE BAIL (P.Y.), 1985.- Etude de l'impact du projet d'aménagement hydroélectrique de Petit Saut (fleuve Sinnamary, Guyane) sur le peuplement ichtyologique : 76 p. multigr.
- PLANQUETTE (P.), RENNO (J.F.), 1990.- Les *Leporinus* de la Guyane française (Pisces, Characiformes, Anostomidae), avec une note sur les techniques d'identification des espèces. *Rev. fr. Aquariol.* 17 (2) : 33-40.
- POWERS (D.A.), FYHN (H.J.), FYHN (U.E.H.), MARTIN (J.P.), GARLICK (R.L.), WOOD (S.C.), 1979.- A comparative study of the oxygen equilibria of blood from 40 genera of amazonian fishes. *Comp. Biochem. Physiol.*, 62 (A) : 67-85.
- PUYO (J.), 1949.- Faune de l'Empire français : Poissons de la Guyane française. Larose, Paris : 280 p.
- RICHARD (S.), 1992.- Etat d'avancement des travaux sur la qualité des eaux et des sédiments du bassin versant du fleuve Sinnamary. EDF, Petit-Saut, Guyane française, 96p.
- ROJAS-BELTRAN (R.), 1984.- Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Fas. II : Siluriformes. C.R.A.A. (INRA). Bull. liaison n° 7 : 63 p.
- SAINT-PAUL (U.), SOARES (G.), 1987.- Diurnal distribution and behavioural responses of fishes to extreme hypoxia in an amazon floodplain lake. *Env. Biol. Fish.*, 20 : 91-104.
- SCHERRER (B.), 1984. - Biostatistique. G. Morin (ed), Québec, Canada : 850 p.

- VARI (R.P.), 1989 a.- A phylogenetic study of the neotropical characiform family Curimatidae (Pisces Ostariophysi). *Smith. Contrib. Zool.*, 471 : 75 p.
- VARI (R.P.), 1989 b.- Systematics of the neotropical characiform genus *Curimata* Bosc (Pisces : Characiformes). *Smith. Contrib. Zool.*, 474 : 67 p.
- WELCOMME (R.L.), 1979.- Fisheries ecology of floodplains rivers Longmann, London : 317 p.
- WELCOMME (R.L.), 1990.- Status of fisheries in south american rivers. *Interciencia*, 15 (6) : 337-345.
- WHITEHEAD (P.J.P.), 1973.- The Clupeoid fishes of the Guianas. *Bull. Brit. Mus. (Nat. Hist.), Zool*, sup. n°5: 227 p.
- WILLMER (E.N.), 1934.- Some observations on the respiration of certain tropical fresh-water fish. *J. exp. Biol.*, 11 : 283-306.
- WOOTTON (R.J.), 1990.- Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall, Fish and fisheries Series 1, London: 404 p.

ANNEXE I

**Stades jeunes des poissons
du fleuve Sinnamary (Guyane française)
Premiers résultats**

Dominique Ponton

1. Introduction

Les premiers stades de vie des poissons d'eau douce d'Amérique du Sud sont peu connus. Leur reconnaissance reste problématique du fait du faible nombre de descriptions détaillées ayant été publiées jusqu'à présent. Leur écologie reste aussi pour la presque totalité d'entre eux complètement inconnue. Les jeunes stades des poissons d'eau douce de Guyane ne font pas exception puisqu'il n'existe à ce jour aucun travail scientifique les concernant.

Ce travail doit être considéré comme une sorte d'étude de faisabilité d'un programme de recherche sur les jeunes stades de poissons du fleuve Sinnamary. Les résultats obtenus ne sont présentés ici qu'à titre d'exemple. Ils ne pourront pas servir à étayer de quelconques hypothèses et ne seront donc pas discutés dans un contexte scientifique plus large.

2. Matériel et méthode

2.1. Localisation des stations

Les échantillons proviennent des deux stations régulièrement échantillonnées par l'équipe d'hydrobiologie de l'ORSTOM de Cayenne. Il s'agit de la zone de la crique Vénus située en aval de l'aménagement de Petit-Saut, et de la zone de la crique Anne située en amont de la limite de la future retenue de Petit-Saut. Les échantillons ont été obtenus soit dans les criques elles-mêmes (captures à l'aide de trappes ou par empoisonnement), soit dans le fleuve Sinnamary (échantillons de dérive) en amont de la crique Vénus et en aval de la crique Anne.

2.2. Matériel et dates d'échantillonnage

Quatre types de méthodes d'échantillonnage différentes ont été employées:

- des trappes lumineuses (TL) fabriquées à partir de bouteilles d'eau minérale en plastique et de lampes torches étanches. La largeur de leur ouverture varie de 1.5 - 3 mm à 3 - 5 mm. Les trappes étaient mises à l'eau le long des berges des criques à différentes profondeurs dès la tombée de la nuit et relevées le lendemain matin.
- des trappes (VB) inspirées de celles mises au point par l'équipe de Vincent Benech (ORSTOM, programme Delta Central du Niger, Bamako, Mali). Ce sont des nasses de maille 1 mm de 60 cm de haut, 30 cm de côté, ayant une ouverture de 15 - 20 mm de large et munies d'ailes de 3 m de long et 1 m de haut. Ces pièges étaient posés le long des berges des criques ($z < 0.5$ m) puis relevés matin et soir.
- des filets coniques de 0.75 m d'ouverture, 2 m de long et de maille 500 μ m permettant la capture des jeunes poissons dérivant dans le fleuve. Les filets étaient laissés dans le courant pour des durées variant de trois à six heures. la majorité des poissons analysés proviennent de six échantillons réalisés par Véronique Horeau (laboratoire d'environnement EDF de Petit-Saut) du 22 au 23 mai 1992 en aval de la crique Anne.
- un ichtyotoxique, la roténone, employé lors d'un empoisonnement effectué en mai 1992 dans le système de la crique Anne dans le cadre des travaux de L. Lauzanne et L. Tito de Morais.

L'échantillonnage s'est effectué aux mois d'avril, mai et juin (Tableau I) c'est-à-dire en deuxième partie de saison des pluies.

Type d'échantillonnage	Dates	Lieu	Nombre d'échantillons
Trappes lumineuses	7-9 avril	C. Vénus	10
	22-23 avril	C. Vénus	15
	20-22 mai	C. Anne	22
	25-27 juin	C. Vénus	20
Trappes type VB	20-22 mai	C. Anne	4
	25-27 juin	C. Vénus	16
Dérive	18 février *	C. Vénus	1
	7-8 avril *	C. Vénus	2
	22-23 avril	C. Vénus	4
	20-21 mai	C. Anne	2
	22-23 mai *	C. Anne	6
Empoisonnement	24 mai **	C. Anne	1

Tableau I: Dates, lieu, et nombre d'échantillons suivant les méthodes d'échantillonnage. *: échantillons Véronique Horeau (laboratoire d'environnement EDF de Petit-Saut), **: échantillon L. Lauzanne et L. Tito de Morais (ORSTOM Cayenne).

2.3. Analyses des échantillons

Aucune clé de détermination n'existe pour les jeunes poissons d'eau douce en Amérique du Sud et les descriptions de développement d'espèces sont rares. Aussi tout individu considéré comme n'ayant pas été encore observé a été dessiné à l'aide d'une chambre claire installée sur une loupe binoculaire (X6 à X25). Chaque poisson a été indexé et conservé individuellement facilitant ainsi les comparaisons ultérieures et les corrections éventuelles.

Tous les individus ont été triés, déterminés et mesurés (longueur standard) à 0.1 mm près pour les individus de moins de 15 mm et à 1 mm près pour les individus plus grands. Des informations supplémentaires comme le diamètre horizontal et vertical de l'oeil, la longueur de la tête à l'anus, le nombre de rayons sur les nageoires dorsale, caudale, anale ont été récoltées pour certains individus.

3. Principaux résultats

3.1. Liste taxonomique et distributions de tailles des taxons

Les 1384 individus analysés ont pu être regroupés en 81 taxons correspondant à des espèces, ou stades de développement d'une même espèce, distincts (Tableau II). A partir de ces taxons considérés comme différents, une soixantaine de planches descriptives ont été réalisées. Ces planches ont servi comme base pour la reconnaissance et le classement des autres individus. Sans cesse complétées, ces planches serviront dans le futur pour regrouper certains taxons

considérés actuellement comme différents mais qui pourraient correspondre en fait à des stades de développement successifs d'une même espèce.

Les 81 taxons différenciés appartiennent à 11 familles regroupées en cinq ordres. Parmi ces différents ordres, les Characiformes sont les plus abondants avec 972 individus de 40 taxons différents. A l'opposé, seuls trois *Rivulus* sp. (Cyprinodontiformes) ont été observés. Les deux espèces les plus représentées parmi les Characiformes sont *Hyphessobrycon* sp. aff. *sovichtys* et *Leporinus* sp.. Plus de 69 % des taxons sont représentés par moins de dix individus, et 17 % en comprennent plus de 30.

La taille des jeunes poissons, tous moyens d'échantillonnage confondus, varie de 3.2 à 65 mm. Les plus petites formes sont représentées par 95 individus de stade larvaire regroupés en neuf taxons dont les longueurs varient de 3.2 à 8.9 mm (Tab. II). Les individus de plus grandes tailles sont de jeunes *Acestrorhynchus* sp., LS maximale de 50 mm, et des Gymnotiformes, LS maximale de 65 mm (Tab. II). La distribution des longueurs standards des Characiformes présente deux modes distincts, l'un à 9 mm et l'autre à 20 mm (Fig. 1). Les Siluriformes présentent une distribution de leurs tailles très regroupée (mode = 14 mm) avec seulement quelques individus de taille supérieure à 30 mm (Fig. 1). Les Gymnotiformes ont une distribution beaucoup plus étalée de 12 à 65 mm (Fig. 1). La majorité des Perciformes est constituée d'Eleotridae de tailles comprises entre 8.1 et 21 mm (Tab. II).

3.2. Répartitions des captures suivant les moyens d'échantillonnage

Les différences observées dans les nombres d'individus capturés par type d'engin ne peuvent être prises en compte car les efforts de pêche ne sont pas comparables d'un moyen de capture à l'autre.

Les groupes systématiques capturés diffèrent suivant les engins. Les Characiformes sont présents quelque soit le type de moyen de capture tandis que la majorité des Siluriformes et la totalité des Gymnotiformes ont été observés dans les échantillons de dérive (Tableau III). Aucun Perciformes n'a été capturés dans des trappes lumineuses alors que la majorité des stades larvaires en proviennent (Tableau III).

Les richesses en taxons sont les plus élevées pour les échantillons de dérive de la station de Saut-Dalles et pour le poison effectué dans la crique Vénus. La grande richesse taxonomique des échantillons de dérive provient principalement de la série effectuée du 22 au 23 mai par V. Horeau. Le poison effectué dans la crique Anne est aussi très riche en taxons mais ce résultat peut difficilement être comparé aux autres du fait du très grand volume d'eau échantillonné.

Les distributions de tailles des individus capturés, tous taxons confondus, varient suivant le type de méthode de capture, ses caractéristiques, ainsi que suivant la date d'échantillonnage (Fig. 2 et 3). Le mode des jeunes poissons recueillis dans les trappes lumineuses varie de 5 à 25 mm suivant la largeur de l'ouverture de la trappe et suivant la date de capture. Les tailles des individus obtenus dans les trappes de type VB se distribuent principalement entre 15 et 25 mm. Les gammes de tailles les plus étendues sont observées pour les échantillons de dérive (de 3 à 65 mm). La distribution de tailles des individus analysés provenant du poison de la crique Anne n'est donnée que pour indication car ces individus avaient été choisis pour être analysés en fonction même de leur taille.

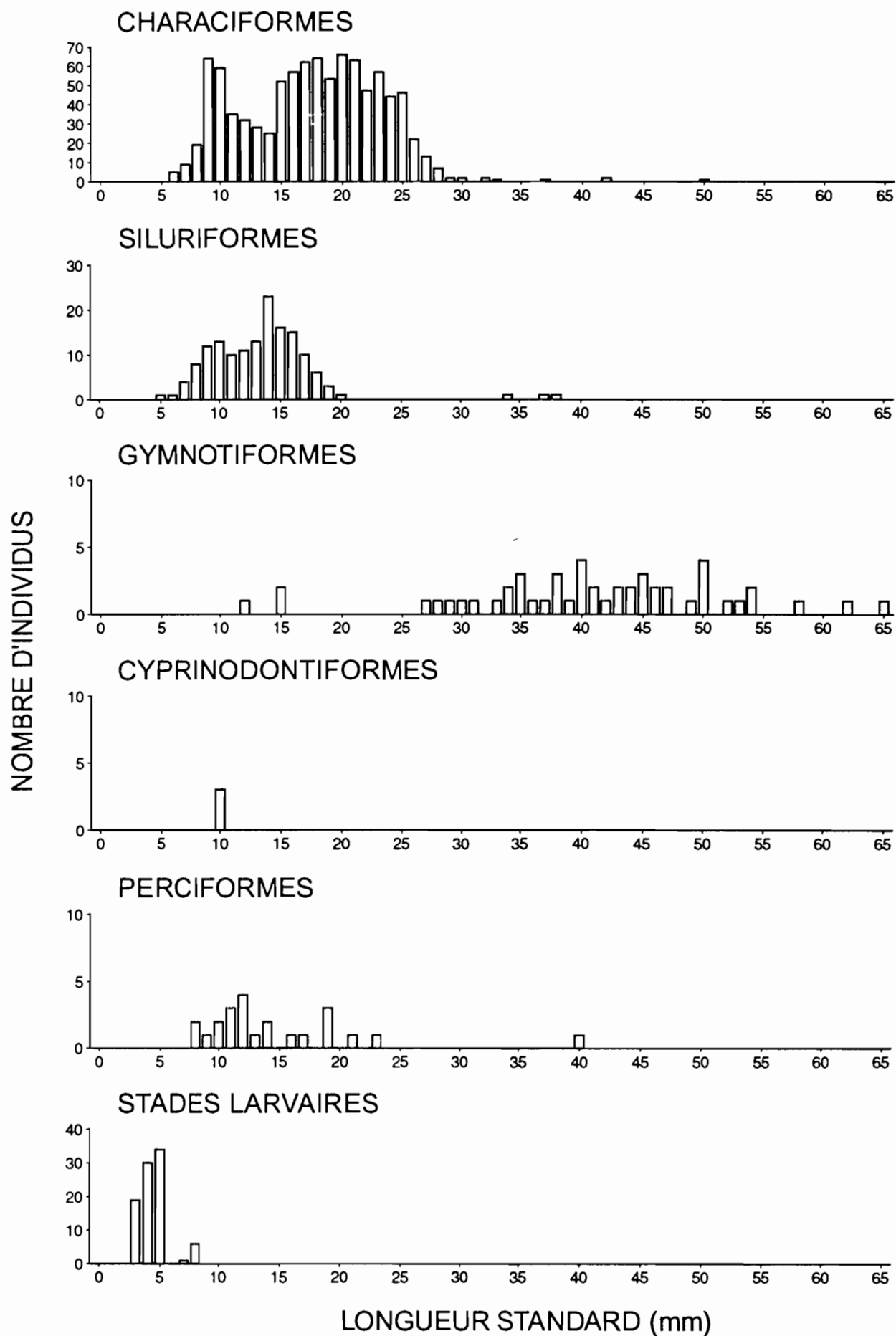


Figure 1: Distributions de tailles (longueur standard mm) de tous les individus capturés pour les différents ordres et pour les stades larvaires.

Ordre	Famille	Ss_famille	Espèce	Nombre d'individus capturés	Nombre d'individus mesurés	LS (mm)		
						Moy.	Min.	Max.
Characiformes								
Curimatidae								
Anostominae								
			<i>Leporinus</i> sp.	107	85	16.7	9.4	29.0
Curimatinae								
			<i>Curimata</i> sp. 1	3	3	14.1	11.4	16.0
			<i>Curimata</i> sp. 2	4	4	11.3	10.7	12.0
			<i>Cyphocharax helleri</i>	1	1	26.0	-	-
Erythrinidae								
			<i>Hoplias</i> sp.	35	33	11.5	8.2	33.0
Lebiasanidae								
Pyrrhulinae								
			<i>Nannostomus beckfordi</i>	75	75	20.4	16.0	24.0
			<i>Pyrrhulina filamentosa</i>	7	7	17.0	14.0	22.0
Characidae								
Characidiinae								
			<i>Characidium</i> sp.	2	2	15.0	12.0	18.0
			<i>Characidium</i> sp. gr. <i>fasciatum</i>	1	1	19.0	-	-
Characinae								
			<i>Acestrorhynchus</i> sp.	5	5	30.0	15.0	50.0
			<i>Charax gibbosus</i>	2	2	29.5	22.0	37.0
Cheirodontinae								
			<i>Pristella maxillaris</i>	32	32	15.7	11.4	26.0
			<i>Pseudopristella simulata</i>	14	14	21.6	12.7	29.0
Serrasalminae								
			<i>Myleus</i> sp.	42	42	9.9	9.0	13.3
Tetragonopterinae								
			<i>Astyanax</i> sp. 1 aff. <i>bimaculatus</i>	28	28	22.9	12.7	32.0
			<i>Astyanax</i> sp. 2 aff. <i>polylepis</i>	33	33	17.6	8.8	28.0
			<i>Bryconops</i> sp.	3	3	23.0	14.9	28.0
			<i>Deuterodon</i> sp.	24	24	22.9	19.0	27.0
			<i>Hemigrammus ocellifer</i>	63	63	20.6	15.0	26.0
			<i>Hemigrammus unilineatus</i>	2	2	15.0	15.0	15.0
			<i>Hyphessobrycon</i> sp. aff. <i>sovichtys</i>	250	250	21.3	10.7	28.0
			<i>Moenkhausia collettii</i>	6	6	23.3	12.6	42.0
			<i>Moenkhausia comma</i>	7	7	26.7	25.0	32.0
			<i>Moenkhausia hemigrammoides</i>	1	1	20.0	-	-
			<i>Moenkhausia oligolepis</i>	1	1	20.0	-	-
			<i>Phenacogaster megalostictus</i>	1	1	25.0	-	-

Tableau II: Nombres d'individus capturés et mesurés, ainsi que longueurs standards moyennes, minimales et maximales par taxon.

Ordre	Famille		Nombre	Nombre	LS (mm)		
	Ss_famille		d'individus	d'individus	Moy.	Min.	Max.
	Espèce		capturés	mesurés			
Characiformes (suite)							
Indéterminés							
	Characidae sp. 1		4	2	10.8	9.7	12.0
	Characidae sp. 2		14	14	7.4	6.5	8.9
	Characidae sp. 3		2	2	10.3	7.3	13.3
	Characidae sp. 4		2	2	13.5	13.3	13.7
	Characidae sp. 5		1	1	10.5	-	-
	Characidae sp. 6		1	1	14.7	-	-
	Characidae sp. 7		28	25	16.6	12.0	22.0
	Characidae sp. 8		97	96	10.9	7.0	17.0
	Characidae sp. 9		20	20	12.4	10.5	14.6
	Characidae sp. 10		1	1	11.0	-	-
	Characidae sp. 11		26	26	15.8	13.7	18.0
	Characidae sp. 12		16	16	17.6	12.9	24.0
	Characidae sp. 13		4	3	12.0	9.4	14.1
	Characidae sp. 14		7	6	11.7	10.2	13.2
TOTAL CHARACIFORMES (40 taxons)			972	940	17.7	6.5	50.0
Siluriformes							
Callichthyidae							
	<i>Hoplosternum thoracatum</i>		1	1	12.4	-	-
Cetopsidae							
	<i>Hemicetopsis</i> sp.		96	92	15.0	10.0	38.0
Loricariidae							
	<i>Hypostomus plecostomus</i>		2	2	13.1	13.0	13.2
	Loricariidae sp.		1	1	11.0	-	-
Pimelodidae							
	<i>Imparfinis minutus</i>		1	1	18.0	-	-
	<i>Pimelodella cristata</i>		1	1	37.0	-	-
	Pimelodidae sp. 1		3	3	17.0	16.0	19.0
	Pimelodidae sp. 2		6	6	16.0	14.1	20.0
Indéterminés							
	Siluriforme sp. 1		3	1	10.2	-	-
	Siluriforme sp. 2		1	1	7.0	-	-
	Siluriforme sp. 3		1	1	5.9	-	-
	Siluriforme sp. 4		35	29	10.2	8.0	11.9
	Siluriforme sp. 5		1	1	7.6	-	-
	Siluriforme sp. 6		1	1	7.7	-	-
	Siluriforme sp. 7		1	1	8.4	-	-
	Siluriforme sp. 8		5	5	8.7	8.1	9.2
	Siluriforme sp. 9		2	2	9.0	8.8	9.3
	Siluriforme sp. 10		1	1	8.1	-	-
	Siluriforme sp. 11		1	-	-	-	-
TOTAL SILURIFORMES (19 taxons)			163	150	13.6	5.9	38.0

Tableau II: (suite).

Ordre Famille Ss_famille Espèce	Nombre d'individus capturés	Nombre d'individus mesurés	LS (mm)		
			Moy.	Min.	Max.
Gymnotiformes					
Gymnotiforme sp. 1	3	3	38.7	35.0	41.0
Gymnotiforme sp. 2	1	1	12.4	-	-
Gymnotiforme sp. 3	2	2	34.0	33.0	35.0
Gymnotiforme sp. 4	61	44	42.0	15.0	65.0
TOTAL GYMNOTIFORMES (4 taxons)	67	50	40.9	12.4	65.0
Cyprinodontiformes					
Aplocheilidae					
Rivulinae					
<i>Rivulus</i> sp.	3	3	10.5	10.1	10.9
TOTAL CYPRINODONTIFORMES 51 taxon)	3	3	10.5	10.1	10.9
Perciformes					
Cichlidae					
<i>Aequidens</i> sp.	2	2	14.0	8.9	19.0
<i>Geophagus surinamensi</i>	1	1	23.0	-	-
<i>Nannacara</i> sp.	1	1	9.5	-	-
<i>Satanoperca</i> sp. aff. <i>leucosticta</i>	1	1	40.0	-	-
Eleotridae					
<i>Eleotris amblyopsis</i>	19	18	13.8	8.1	21.0
TOTAL PERCIFORMES (5 taxons)	24	23	15.2	8.1	40.0
Autres					
Stades larvaires indéterminés					
Larve sp. 1	2	2	3.6	3.5	3.7
Larve sp. 2	5	5	4.2	3.9	4.6
Larve sp. 3	3	3	3.4	3.3	3.5
Larve sp. 4	20	20	4.0	3.2	4.5
Larve sp. 5	54	50	5.0	3.4	5.4
Larve sp. 6	2	2	3.9	3.8	3.9
Larve sp. 7	1	1	4.3	-	-
Larve sp. 8	2	2	8.3	8.0	8.6
Larve sp. 9	6	5	8.7	8.2	8.9
TOTAL STADES LARVAIRES (9 taxons)	95	90	4.9	3.2	8.9
Stades juvéniles indéterminés					
Indéterminé sp. 1	29	-	-	-	-
Indéterminé sp. 2	30	26	9.6	6.7	12.3
Indéterminé sp. 3	1	1	7.1	-	-

Tableau II: (suite).

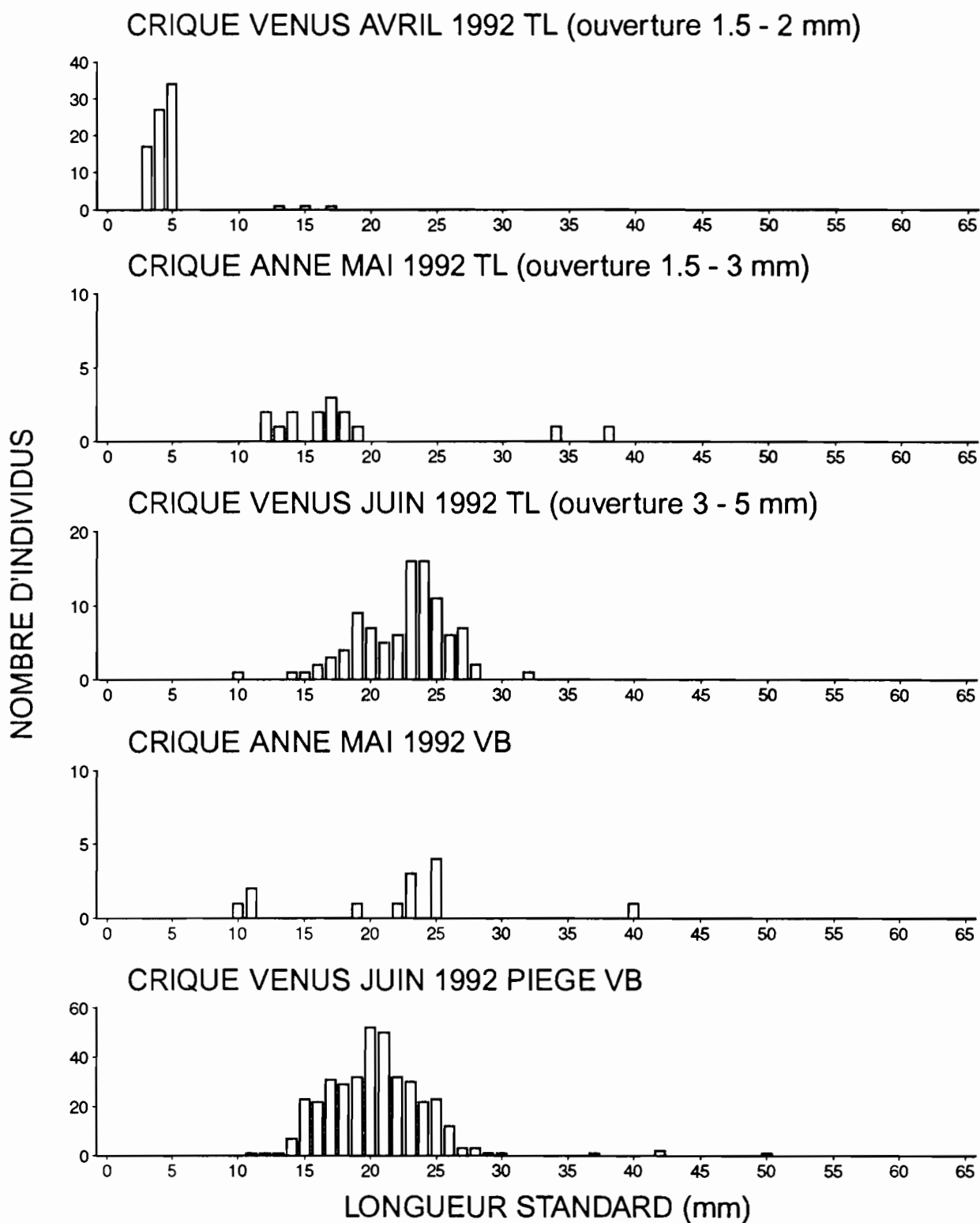


Figure 2: Distributions de tailles (longueur standard mm) de tous les individus capturés pour les différents types de piège. TL: trappes lumineuse, VB: trappes de type "Vincent Benech".

Ordre Famille Ss_famille Espèce	Crique Venus				Crique Anne			
	04/92		06/92		05/92		ROT	
	TL	DER	TL	VB	TL	VB		
Characiformes								
Curimatidae								
Anostominae								
<i>Leporinus</i> sp.							107	
Curimatinae								
<i>Curimata</i> sp. 1							2	1
<i>Curimata</i> sp. 2							3	1
<i>Cyphocharax helleri</i>				1				
Erythrinidae								
<i>Hoplias</i> sp.					1		24	10
Lebiasanidae								
Pyrhulininae								
<i>Nannostomus beckfordi</i>			6	67			2	
<i>Pyrhulina filamentosa</i>				7				
Characidae								
Characidiinae								
<i>Characidium</i> sp.								2
<i>Characidium</i> sp. gr. <i>fasciatum</i>						1		
Characinae								
<i>Acestrorhynchus</i> sp.				3			2	
<i>Charax gibbosus</i>				2				
Cheirodontinae								
<i>Pristella maxillaris</i>			1	31				
<i>Pseudopristella simulata</i>				6		7		1
Serrasalminae								
<i>Myleus</i> sp.							42	
Tetragonopterinae								
<i>Astyanax</i> sp. 1 aff. <i>bimaculatus</i>							28	
<i>Astyanax</i> sp. 2 aff. <i>polylepis</i>							16	2
<i>Bryconops</i> sp.			2	13			1	
<i>Deuterodon</i> sp.							24	
<i>Hemigrammus ocellifer</i>				63				
<i>Hemigrammus unilineatus</i>				2				
<i>Hyphessobrycon</i> sp. aff. <i>sovichtys</i>			85	165				
<i>Moenkhausia collettii</i>				6				
<i>Moenkhausia comma</i>			2	5				
<i>Moenkhausia hemigrammoides</i>				1				
<i>Moenkhausia oligolepis</i>				1				
<i>Phenacogaster megalostictus</i>							1	

Tableau III: Nombres d'individus capturés par lieu, date, et moyen de capture. TL: trappes lumineuses, DER: filets de dérive, VB: trappes de type "Vincent Benech", et ROT: roténone (échantillon L. Lauzanne et L. Tito de Morais).

Ordre Famille Ss_famille Espèce	Crique Venus				Crique Anne			
	04/92		06/92		05/92		ROT	
	TL	DER	TL	VB	TL	VB		
Characiformes (suite)								
Indéterminés								
Characidae sp. 1							3	1
Characidae sp. 2								14
Characidae sp. 3								2
Characidae sp. 4							1	1
Characidae sp. 5								1
Characidae sp. 6								1
Characidae sp. 7	2						26	
Characidae sp. 8				2	1	1		93
Characidae sp. 9						1	16	3
Characidae sp. 10						1		
Characidae sp. 11							26	
Characidae sp. 12				1			15	
Characidae sp. 13							4	
Characidae sp. 14							7	
TOTAL CHARACIFORMES								
NOMBRE DE TAXONS	1	0	6	17	2	5	20	14
NOMBRE D'INDIVIDUS	2	0	98	376	2	11	350	133
Siluriformes								
Callichthyidae								
Hoplosternum thoracatum		1						
Cetopsidae								
Hemicetopsis sp.						13		83
Loricariidae								
Hypostomus plecostomus	1							1
Loricariidae sp.								1
Pimelodidae								
Imparfinis minutus								1
Pimelodella cristata								1
Pimelodidae sp. 1								3
Pimelodidae sp. 2								6
Indéterminés								
Siluriforme sp. 1								3
Siluriforme sp. 2		1						
Siluriforme sp. 3		1						
Siluriforme sp. 4								35
Siluriforme sp. 5								1
Siluriforme sp. 6								1
Siluriforme sp. 7								1
Siluriforme sp. 8								5
Siluriforme sp. 9								2
Siluriforme sp. 10								1
Siluriforme sp. 11								1
TOTAL SILURIFORMES								
NOMBRE DE TAXONS	1	3	0	0	1	0	16	0
NOMBRE D'INDIVIDUS	1	3	0	0	13	0	146	0

Tableau III: (suite). TL: trappes lumineuses, DER: filets de dérive, VB: trappes de type "Vincent Benech", et ROT: roténone (échantillon L. Lauzanne et L. Tito de Morais).

Ordre Famille Ss_famille Espèce	Crique Venus				Crique Anne			
	04/92		06/92		05/92		ROT	
	TL	DER	TL	VB	TL	VB		
Gymnotiformes								
Gymnotiforme sp. 1							3	
Gymnotiforme sp. 2		1						
Gymnotiforme sp. 3							2	
Gymnotiforme sp. 4		3					58	
TOTAL GYMNOTIFORMES								
NOMBRE DE TAXONS	0	2	0	0	0	0	3	0
NOMBRE D'INDIVIDUS	0	4	0	0	0	0	63	0
Cyprinodontiformes								
Aplocheilidae								
Rivulinae								
<i>Rivulus</i> sp.								3
TOTAL CYPRINODONTIFORMES								
NOMBRE DE TAXONS	0	0	0	0	0	0	0	1
NOMBRE D'INDIVIDUS	0	0	0	0	0	0	0	3
Perciformes								
Cichlidae								
<i>Aequidens</i> sp.				1				1
<i>Geophagus surinamensi</i>						1		
<i>Nannacara</i> sp.								1
<i>Satanoperca</i> sp. aff. <i>leucosticta</i>						1		
Eleotridae								
<i>Eleotris amblyopsis</i>		16		3				
TOTAL PERCIFORMES								
NOMBRE DE TAXONS	0	1	0	2	0	2	0	2
NOMBRE D'INDIVIDUS	0	16	0	4	0	2	0	2
Autres								
Stades larvaires indéterminés								
Larve sp. 1	2							
Larve sp. 2		5						
Larve sp. 3	3							
Larve sp. 4	20							
Larve sp. 5	54							
Larve sp. 6	2							
Larve sp. 7	1							
Larve sp. 8								2
Larve sp. 9							6	
TOTAL STADES LARVAIRES								
NOMBRE DE TAXONS	6	1	0	0	0	0	1	1
NOMBRE D'INDIVIDUS	82	5	0	0	0	0	6	2
Stades juvéniles indéterminés								
Indéterminé sp. 1		3					25	1
Indéterminé sp. 2							20	10
Indéterminé sp. 3								1
TOTAL DES CAPTURES								
NOMBRE DE TAXONS	8	8	6	19	3	7	42	21
NOMBRE D'INDIVIDUS	85	31	98	380	15	13	610	152

Tableau III: (suite). TL: trappes lumineuses, DER: filets de dérive, VB: trappes de type "Vincent Benech", et ROT: roténone (échantillon L. Lauzanne et L. Tito de Morais).

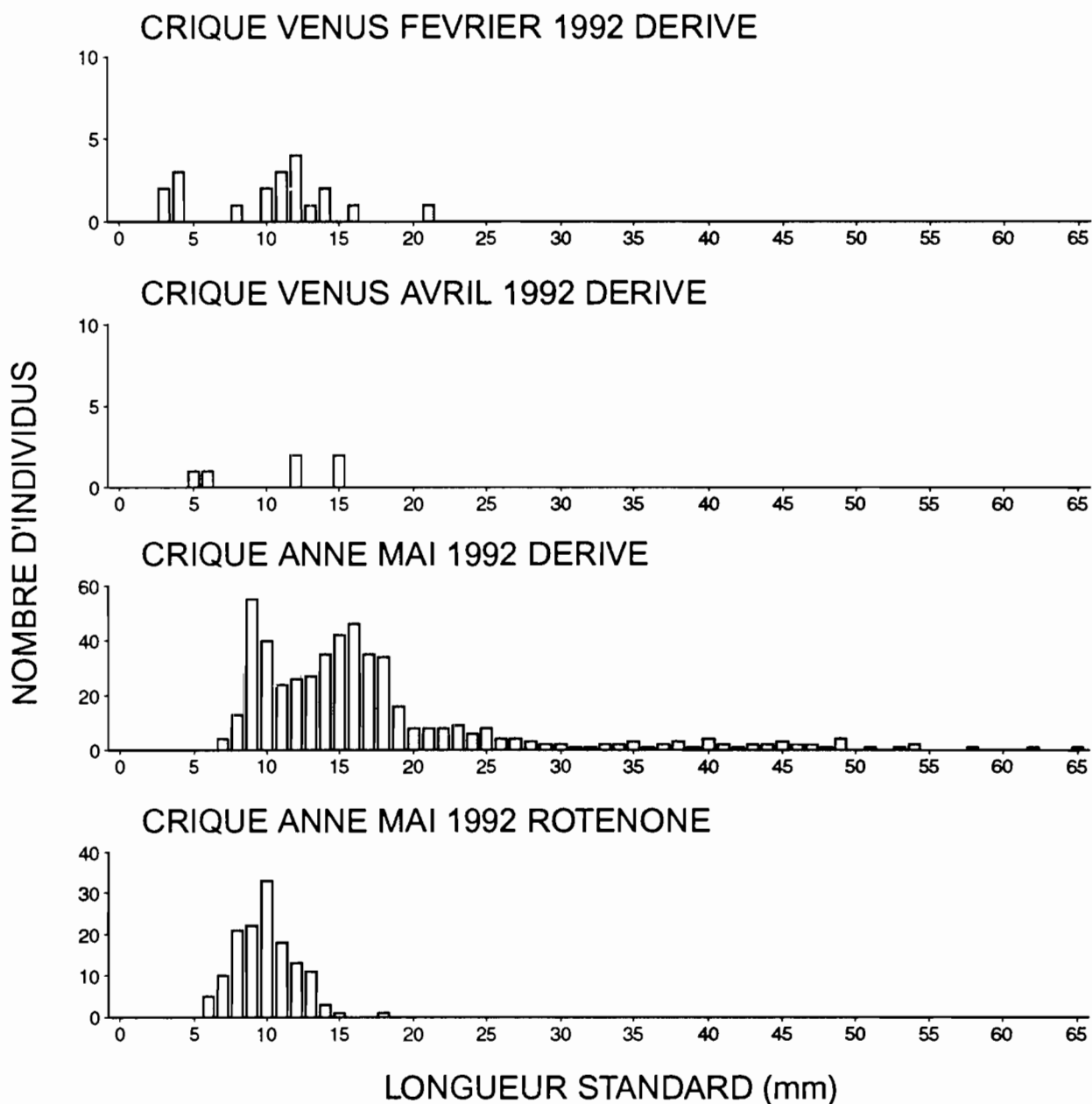


Figure 3: Distributions de tailles (longueur standard mm) de tous les individus capturés pour les différents échantillons de dérive et pour l'échantillon obtenu par empoisonnement (roténone).

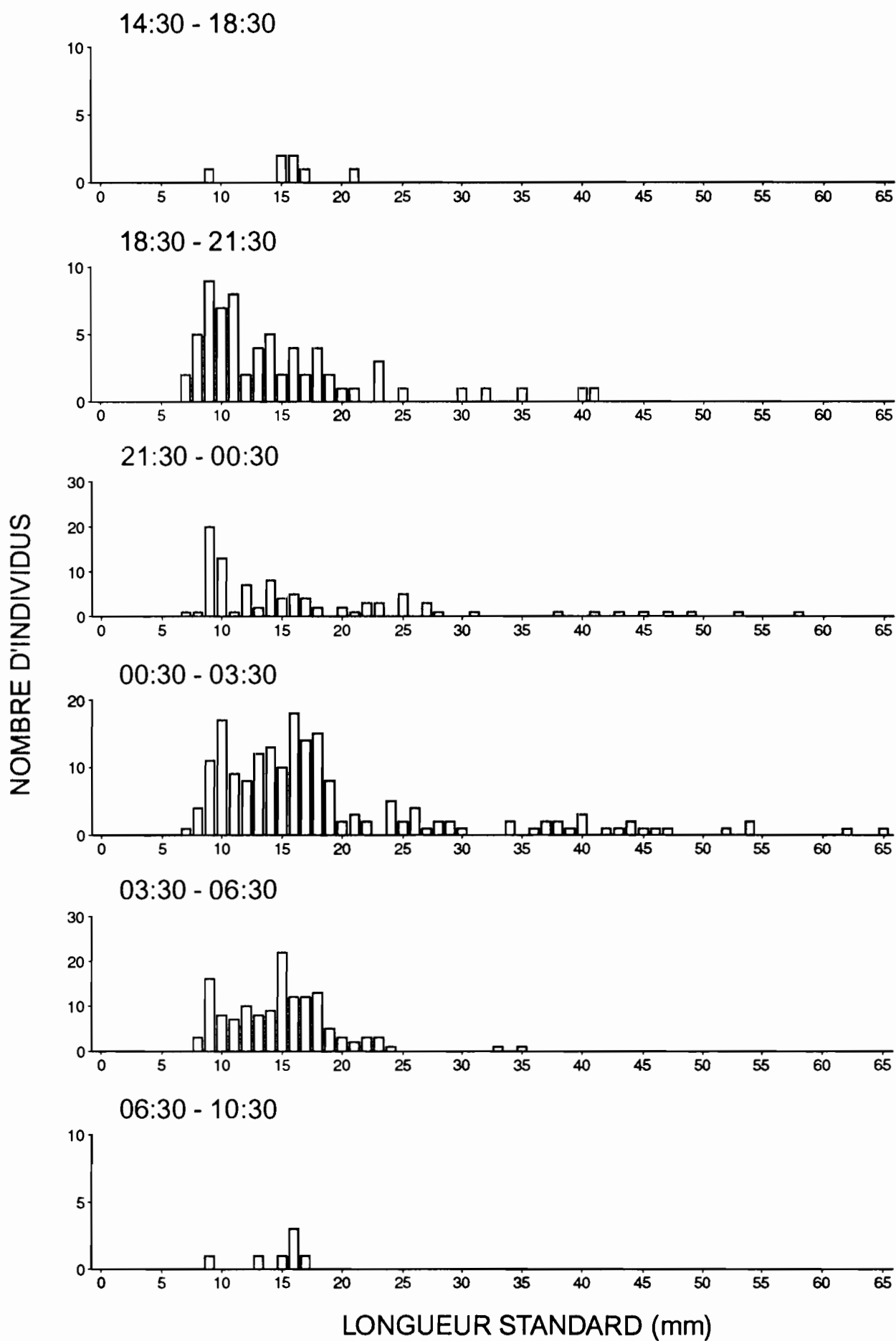


Figure 4: Distributions de tailles (longueur standard mm) de tous les individus capturés pour les différents échantillons de dérives en aval de la crique Anne du 22 au 23 mai 1992 (échantillons V. Horeau).

3.3. Analyses des échantillons de dérive du 22 au 23 mai

Ces échantillons sont caractérisés par une richesse taxonomique et un nombre d'individus capturés très élevés (Tableau IV). Parmi les 40 taxons différenciés 22 d'entre-eux n'ont été observés que pour cette série d'échantillons. Il s'agit du genre *Myleus* pour lequel une description des stades de développement de 9 à 13 mm a été possible, de *Astyanax* sp. 1 aff. *bimaculatus*, *Deuterodon* sp., *Phenacogaster megalostictus*, trois espèces de Characidae non déterminées, de la majorité des Siluriformes observés durant ce travail préliminaire, ainsi que d'un type de larve (Tableau IV).

Les nombres de taxons et d'individus ne sont pas identiques suivant les échantillons et augmentent très nettement durant la nuit (Tableau IV). Les valeurs maximales (données non corrigées par les volumes filtrés) sont observées pour l'échantillon obtenu entre 00:30 et 03:30. Les valeurs minimales concernent les échantillons de l'après-midi et du début de la matinée.

Les distributions de tailles des individus capturés, tous taxons confondus, diffèrent aussi suivant l'heure d'échantillonnage (Fig. 4). Pour les quatre échantillons de nuit où le nombre d'individus est élevé, le mode principal passe ainsi de 8-9 mm en début de nuit (18:30 - 00:30) à 15-16 mm en deuxième partie de nuit (00:30 - 06:30). Cette différence dans la taille des individus capturés en début ou en fin de nuit n'est pas due à des différences taxonomiques suivant les échantillons mais bien à la taille plus grande des individus pour certains taxons.

4. Conclusions et perspectives d'avenir

Ce travail n'avait pour but ni de tester différentes méthodes d'échantillonnage, ni de tester des hypothèses scientifiques. Les buts étaient d'acquérir une connaissance du milieu, des jeunes stades de poissons qui peuvent s'y trouver, et de certaines méthodes qui peuvent être employées pour les capturer. Les résultats présentés plus haut ne seront donc pas discutés par rapport à d'autres données de la littérature scientifique.

Les 81 taxons différenciés, la soixantaine de planches effectuées à partir de ces taxons, les méthodes de travail développées sur le terrain et au laboratoire, le type de classement mis au point pour les échantillons, ainsi que le format adopté pour les données informatisées forment maintenant une base solide pour traiter les futurs échantillons de la campagne 1992-1993. Un gros travail de descriptions et de comparaisons de jeunes individus restera encore à fournir au cours des années à venir. Un échantillonnage plus serré dans le temps en une seule station, celle de la crique Vénus, devrait permettre dans un premier temps d'obtenir des individus de même espèce à des stades de développement successifs rapprochés. L'appartenance taxonomique des stades larvaires et des espèces indéterminées pourra aussi être précisée si des élevages au laboratoire sont rendus possibles grâce à un support technique.

Les trappes lumineuses destinées à capturer les très jeunes individus et les trappes pour les individus plus âgés sont efficaces bien que sélectives. L'efficacité des trappes lumineuses sera accrue pour la campagne 1992-1993 en utilisant des modèles en plexiglass où la longueur ainsi que le nombre des ouvertures seront augmentés. L'emploi de trappes de type VB, engins qui ont fait leur preuve, sera intensifié.

Les échantillons obtenus grâce à ces deux types d'engins devront être complétés par des échantillonnages des jeunes poissons dérivant dans le fleuve. La dérive dans le fleuve est un comportement qui semble se retrouver chez de nombreux taxons. Ce phénomène peut toucher parfois un très grand nombre d'individus au même moment. Les poissons dérivant dans le fleuve devront donc être échantillonnés aussi bien de nuit que de jour lors de divers événements climatologiques (crues et décrues rapides et importantes en particulier).

Ordre	Famille	Ss_famille	Espèce	Nombre d'individus capturés						TOTAL
				Heures d'échantillonnage						
				14:30	18:30	21:30	00:30	03:30	06:30	
				18:30	21:30	00:30	03:30	06:30	10:30	
Characiformes										
Curimatidae										
	Anostominae									
			<i>Leporinus</i> sp.		6	8	68	21	2	105
	Curimatinae									
			<i>Curimata</i> sp. 1		1	1				2
			<i>Curimata</i> sp. 2				3			3
Erythrinidae										
			<i>Hoplias</i> sp.		6	14	2	2		24
Lebiasanidae										
	Pyrrhulininae									
			<i>Nannostomus beckfordi</i>						2	2
Characidae										
	Characinae									
			<i>Acestrorhynchus</i> sp.					1	1	2
	Serrasalminae									
			<i>Myleus</i> sp. *		2	13	11	15	1	42
	Tetragonopterinae									
			<i>Astyanax</i> sp. 1 aff. <i>bimaculatus</i> *		5	8	7	8		28
			<i>Astyanax</i> sp. 2 aff. <i>polylepis</i>		2	1	5	8		16
			<i>Bryconops</i> sp.				1			1
			<i>Deuterodon</i> sp. *		1	7	7	9		24
			<i>Phenacogaster megalostictus</i> *		1					1
Indéterminés										
			Characidae sp. 1				1	2		3
			Characidae sp. 4						1	1
			Characidae sp. 7	6				17	3	26
			Characidae sp. 9		6	1	7	2		16
			Characidae sp. 11 *		3	4	9	10		26
			Characidae sp. 12		4		5	6		15
			Characidae sp. 13 *	2		2				4
			Characidae sp. 14 *		6	1				7
Siluriformes										
	Cetopsidae									
			<i>Hemicetopsis</i> sp.		3	18	35	27		83
	Loricariidae									
			<i>Hypostomus plecostomus</i>					1		1
			Loricariidae sp. *			1				1
	Pimelodidae									
			<i>Imparfinis minutus</i> *				1			1
			<i>Pimelodella cristata</i> *				1			1
			Pimelodidae sp. 2 *		2	2		2		6
Indéterminés										
			Siluriforme sp. 1 *			1	1	1		3
			Siluriforme sp. 4 *		15	7	8	5		35
			Siluriforme sp. 5 *			1				1
			Siluriforme sp. 6 *		1					1
			Siluriforme sp. 7 *		1					1
			Siluriforme sp. 8 *				5			5
			Siluriforme sp. 9 *			2				2
			Siluriforme sp. 10 *				1			1
			Siluriforme sp. 11 *					1		1
Gymnotiformes										
			Gymnotiforme sp. 1 *		3					3
			Gymnotiforme sp. 4			18	39	1		58
Perciformes										
	Eleotridae									
			Larve sp. 9 *		2			4		6
Autres										
	Stades juvéniles indéterminés									
			Indéterminé sp. 1	4		7	8		1	17
			Indéterminé sp. 2		2	8	9	1		20
NOMBRE DE TAXONS				3	20	21	22	21	7	40
NOMBRE TOTAL D'INDIVIDUS				12	72	125	234	144	11	598

Tableau IV: Nombre d'individus capturés lors de l'échantillonnage de dérive dans le Sinnamary à l'aval de la crique Anne, les 22 et 23 mai 1992 (échantillons V. Horeau). *: taxon observé uniquement dans cette série d'échantillons.

De micro-empoisonnements de zones peu profondes devraient permettre aussi d'obtenir des jeunes stades de groupes peu ou pas représentés dans des échantillons obtenus par d'autres méthodes (Cichlidae en particulier).

En conclusion, ces premières données montrent qu'il est possible de développer un programme de recherche sur les jeunes stades de poissons du fleuve Sinnamary. Des jeunes stades de poissons de pratiquement toutes les familles reconnues dans ce fleuve sont présents dans ses affluents ou dans son cours. Leur échantillonnage nécessite l'emploi d'engins différents et complémentaires mais qui sont d'utilisation simple et efficace.

Ce travail demande des investissements important en temps en personne, tant au niveau du terrain (nécessité d'échantillonner fréquemment) qu'au niveau du laboratoire (long travail de tri et de reconnaissance des jeunes stades, soins et surveillance constants pour les élevages). La rentabilité scientifique d'un tel projet ne peut donc apparaître que si ces travaux se font dans une perspective à moyen terme (4 à 6 ans) et par une équipe de plusieurs personnes (2 à 3) travaillant exclusivement dans ce domaine.

ANNEXE II

L'ICHTHYOPLANCTON DE L'ESTUAIRE DU SINNAMARY

A. Tito De Morais

Introduction

L'estuaire du Sinnamary, fleuve moyen de la Guyane française, sera amené dans les années à venir à subir de très fortes modifications dues à la mise en eau du barrage hydroélectrique sur le site de Petit-Saut à 60 km en amont de l'estuaire. Or, celui-ci, ainsi que la bande côtière adjacente, présente un intérêt du point de vue de la pêche artisanale et les modifications apportées influenceront sans aucun doute sur les populations de poissons présentes. La gestion du barrage de Petit-Saut réduisant et écrétant les crues en aval va modifier l'hydrodynamisme de l'estuaire et l'intrusion saline (Lointier, 1990). La qualité des eaux relâchées par le barrage sera probablement mauvaise (pH, O₂,...) à certaines périodes et il paraît intéressant d'avoir un point zéro sur un tel milieu avant les modifications importantes qu'il va subir.

Si de nombreuses études ont porté sur les communautés de poissons adultes des estuaires (voir revues de Yanez-Arancibia, 1985 et Day *et al.*, 1989) très peu concernent l'ichtyoplancton et les causes de sa variabilité sont actuellement très peu connues. Or les estuaires sont des zones de nourriceries pour de nombreuses espèces aquatiques. Riches en nourriture, ces milieux turbides offrent aussi une protection pour les larves et les juvéniles contre les prédateurs potentiels, permettant ainsi une croissance rapide avec des taux de mortalité moins élevés. Mais ils sont aussi connus pour être des environnements très variables où des facteurs comme la salinité, la turbidité et les apports d'eau douce peuvent varier très rapidement à la fois dans le temps et dans l'espace. (Bruton, 1989; Whitfield, 1990)

Cette étude porte sur les populations de larves et de juvéniles de poissons pour déterminer dans quelle mesure, l'estuaire joue un rôle en tant que zone de reproduction et/ou de nourricerie. Nous essaierons surtout dans un premier temps de décrire les populations présentes et de mieux comprendre leur comportement au sein des masses d'eau

Cette étude, menée parallèlement à celle réalisée par l'équipe d'océanographie biologique de l'Orstom Cayenne portant sur les larves et juvéniles de crevettes, permettra de mieux cerner le milieu estuarien

A Matériels et méthodes

1) Le milieu estuarien

Les estuaires de Guyane sont fortement marqués par les ondes de marées qui présentent un marnage de l'ordre de 3,5m en vives eaux. L'onde de marée se propage sur des distances de l'ordre de 70 à 90 km vers l'amont.

On peut classer les estuaires de Guyane en deux catégories:

Ceux dont l'embouchure est relativement stable dans le temps et où la sortie en mer s'effectue perpendiculairement à la ligne de rivage (Maroni, Kourou, Mahury et rivière de Cayenne) et les autres dont l'embouchure est profondément transformée au cours du temps par la présence des bancs de vase. En effet, les côtes de Guyane sont soumises à l'énorme sédimentation fine amazonienne. Il en résulte une vasière littorale qui se prolonge jusqu'à environ 20 km des rivages (Prost, 1990). De vastes bancs de boue migrent lentement et continuellement vers le N-O sous l'action des courants et des houles. Au niveau de l'embouchure, le passage d'un banc de vase peut se traduire par un allongement important du cours avec une très forte déflexion vers l'ouest (position sub-parallèle à la ligne de rivage). Ainsi de 1879 à 1976 l'embouchure du Sinnamary aurait avancé d'environ 13 km. Actuellement le phénomène s'est inversé et l'estuaire a ainsi reculé de 4 km depuis 1976. Une brèche s'est ouverte en 1987 sur la rive droite donnant naissance à une île elle-même en érosion. Cette ouverture permet à la houle de pénétrer directement dans l'estuaire avec pour corollaire la progression de l'intrusion saline vers l'amont.

Principaux phénomènes physico-chimiques observés dans les estuaires guyanais:

-Salinité:

Le brassage des eaux marines et fluviales donne naissance à des eaux de turbidité élevée et à un front de salinité dont la forme et l'extension est conditionnée par les débits et les coefficients de marée. En étiage, les limites extrêmes de ce phénomène sont de l'ordre de 15 à 35 km selon les types d'estuaire. La forme générale des isohalines dans les estuaires montre soit un gradient longitudinal (cas du Kourou), soit deux gradients, l'un longitudinal, l'autre vertical (cas du Sinnamary)

Dans le Kourou , les masses d'eau se déplacent frontalement, ce qui donne un ensemble d'isohalynes quasi-verticales . L'estuaire du Kourou est donc de type "bien mélangé" (Dyer,1973). Dans le Sinnamary, les eaux marines pénètrent par le fond et établissent un ensemble d'isohalines de forme biseautée. Cela correspond au schéma habituel connu pour les estuaires "partiellement mélangés" (Dyer,1973). Cette différence s'expliquerait par la part relative de l'apport fluvial au volume de jusant, qui est beaucoup plus importante dans le Sinnamary (Lointier 1988).

D'autre part, la salinité varie selon le cycle semi-diurne de la marée et le maximum de salinité s'observe à la renverse de courant.

-Variations de la densité des matières en suspension:

L'apport local des fleuves est très faible, comparé aux autres fleuves tropicaux. L'origine des fortes valeurs de turbidité observées en estuaire provient de la remise en suspension des vases de l'embouchure, par les phénomènes mécaniques de la marée océanique. Les maximums de turbidité s'observent aux plus forts courants de flot et de jusant (Lointier, 1988; Lhomme, 1991).

2) Données climatologiques:

Le climat est marqué par une saison sèche qui s'étend de juillet à novembre et d'une saison des pluies de décembre à juin avec un maximum de pluies généralement enregistré au mois de mai et juin. Pendant la saison sèche, les apports d'eau douce sont réduits, et l'intrusion saline est plus importante dans les estuaires

3) Méthodes d'échantillonnage

Six campagnes de prélèvements ont été faites par marées de vives-eaux de juillet à décembre 90, de la fin de la saison des pluies à la fin de la saison sèche, pendant la période d'étiage où l'intrusion saline est maximale. La structure hétérogène de l'estuaire du Sinnamary nous a conduit à mettre en place un double échantillonnage de surface et de fond. Plusieurs méthodes de prélèvement de fond tel que micro-chalut, traîneau ont été tentées, mais ont dû être abandonnées en raison de l'hétérogénéité des fonds et des difficultés techniques rencontrées. Finalement un filet à plancton a été utilisé dans les deux cas, muni de flotteurs pour les échantillons de surface et au contraire lesté

pour les prélèvements de fond. Nous avons utilisé un filet à zooplancton conique de 1000 μ de vide de maille et de 75 cm d'ouverture. Un débitmètre fixé sur le filet nous a permis de mesurer le volume d'eau filtrée lors de chacun des traits. Des traits de 3 mn, et des prélèvements d'eau destinés à des mesures de salinité, ont été effectués toutes les heures pendant un cycle de marée de 12 h.

5) Traitement des échantillons

La salinité a été mesurée au laboratoire à l'aide d'un salinomètre optique (ATAGO)

Les larves et les juvéniles des échantillons, conservés dans du formol 5%, ont été séparés suivant la terminologie de Hubbs (1943).

Tous les juvéniles ont été identifiés au niveau spécifique et les larves au niveau de la famille.

Pour les identifications, nous avons utilisé les clés de Eigenmann (1912), Puyo (1949), Whitehead (1973), Chao (1978), Fischer (1978), Le Bail et al. (1984 a, b), Rojas-Beltran (1984) et Cervigon (1987).

Trois indices de diversité ont été calculés :

- La richesse spécifique: S (i.e. le nombre d'espèces) ne prend pas en compte la deuxième composante de la diversité, l'abondance relative des espèces.

- L'indice de diversité de Shannon-Wiener: $H' = -\sum (p_i \ln p_i)$ (p_i étant la proportion des individus de la $i^{\text{ème}}$ espèce).

- L'indice d'équitabilité de Shannon: $E = H' / \ln S$. Cet indice montre la relation entre la diversité observée et la diversité théorique maximum.

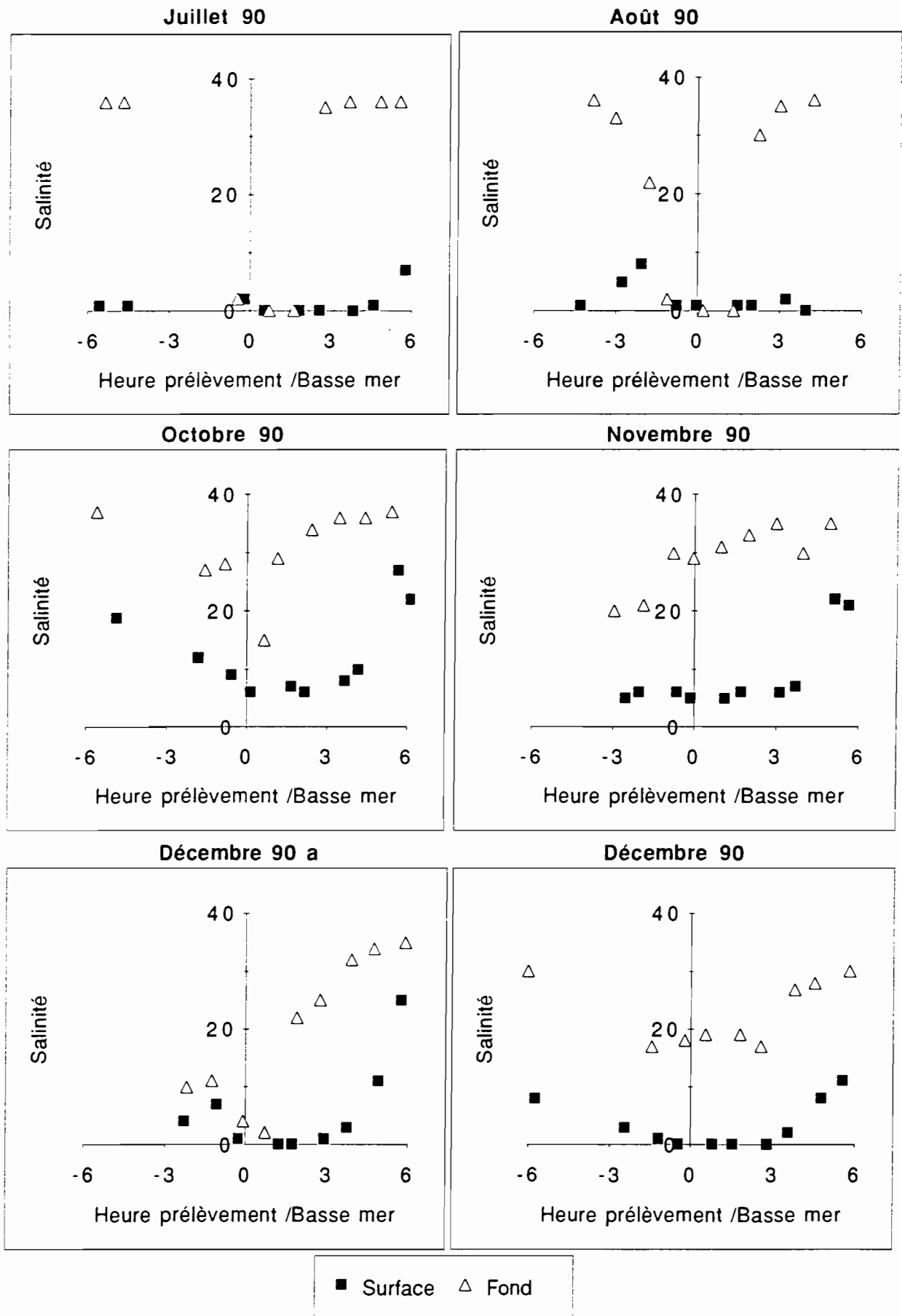
Ces indices ont été calculés sur les données d'ensemble pour les deux profondeurs

B Résultats

1) Variation de la salinité dans l'estuaire

Pendant la campagne de prélèvements, les salinités ont varié en surface de 0 à 27 ‰ alors qu'au fond elles ont atteint 37‰. Les distributions des valeurs de salinité pour chacun des cycles de marée (Fig. 1) montre bien le caractère hétérogène de l'estuaire. Il faut noter d'après Lointier (1984)

Figure 1: distributions des salinités au cours des cycles de marée



que la renverse de courant en surface s'observe une heure et demi après l'heure de la basse mer et une heure après la pleine mer.

En juillet et août (fin de saison des pluies), le gradient vertical de salinité est très important pendant presque toute la durée du cycle de marée (salinités de surface proches de zéro, salinités de fond élevées) sauf à l'étalement de basse mer où au contraire l'estuaire apparaît homogène avec des salinités devenues très faibles au fond. Le coin salé redescend très bas dans l'estuaire à cette période, à marée basse.

Pour les autres mois, les salinités de fond et de surface suivent globalement le cycle de la marée, avec des salinités toujours plus faibles en surface. Les salinités de fond restent relativement élevées sauf début décembre à la basse mer. Un débit du fleuve plus important à cette période a repoussé le coin salé vers l'aval.

2) Abondance et diversité

2.1) Données d'ensemble

La liste des différentes espèces récoltées, le nombre total de juvéniles par espèces, leur abondance relative et leur rang d'abondance sont donnés dans le tableau I. Un total de 13145 individus dont 6355 juvéniles appartenant à 33 espèces ou taxa différents a été récolté et trié.

Trois familles, les Engraulidae, les Gobiidae et les Sciaenidae représentent 96 % du total des juvéniles. Ce sont presque exclusivement des espèces estuariennes ou marines et il faut noter l'absence quasi totale d'espèces typiquement d'eau douce.

Enfin on observe une très grande différence entre les récoltes de surface et les récoltes de fond. Environ sept fois plus d'individus (larves et juvéniles) ont été récoltés sur le fond: 11503 individus contre seulement 1642 en surface. Enfin si au fond il y a à peu près équilibre entre le nombre de larves et de juvéniles, on trouve presque cinq fois plus de larves que de juvéniles en surface.

Cette différence est sensible aussi au niveau du nombre d'espèces rencontrées: 31 taxa sur le fond contre seulement 17 en surface.

Tableau I. Liste des espèces récoltées

	FOND			SURFACE		
	Nj	% (100.Nj /N1)	Rang	Nj	% (100.Nj /N1)	Rang
JUVENILES						
Anchoa spinifer	3580	58,89	1	2	0,72	10
Anchoviella lepidentostole	762	12,53	2	106	38,41	1
Gobiidae sp.1	506	8,32	3	41	14,86	3
Stellifer rastrifer	360	5,92	4			
Gobiidae sp.2	265	4,36	5	51	18,48	2
Micropogonias furnieri	243	4,00	6	1	0,36	12
Atherinidae	145	2,39	7	7	2,54	6
Soleidae	40	0,66	8	3	1,09	9
Engraulidae sp.	30	0,49	9	36	13,04	4
Engraulidae sp. 2	24	0,39	10	12	4,35	5
Gobiidae sp.3	24	0,39	10	5	1,81	7
Gobiidae sp.4	23	0,38	12			
Macrodon ancylodon	22	0,36	13			
Odontognathus mucronatus	15	0,25	14			
Tetrodon psittacus	9	0,15	15	1	0,36	12
Scorpaenidae	5	0,08	16			
Non identifié (n°27)	5	0,08	16	2	0,72	10
Isopisthus parvipinnis	3	0,05	18			
Trichiurus lepturus	3	0,05	18			
Sardinella sp.	2	0,03	20			
Arius sp. 2	2	0,03	20			
Arius sp. 5	2	0,03	20			
Cetengraulis edentulus	1	0,02	23			
Chloroscombrus chrysurus	1	0,02	23	1	0,36	12
Trachinotus cayennensis	1	0,02	23			
Bothidae	1	0,02	23			
Congridae	1	0,02	23			
Mugil curema	1	0,02	23			
Non identifié n°19	1	0,02	23	1	0,36	12
Belonidae	1	0,02	23	1	0,36	12
Amphichtys cryptocentrus	1	0,02	23			
Lycengraulis sp.				5	1,81	7
Caranx latus				1	0,36	12
<i>Total juvéniles (N 1)</i>	<i>6079</i>	<i>100</i>		<i>276</i>	<i>100</i>	
LARVES						
	Nj	% (100Nj /N2)		Nj	% (100Nj /N2)	
Larves Engraulidae	243	4,48		74	5,42	
Larves Scianidae	5181	95,52		1292	94,58	
<i>Total larves (N 2)</i>	<i>5424</i>	<i>100</i>		<i>1366</i>	<i>100</i>	
TOTAL	11503			1642		

L'indice de diversité de Shannon-Wiener calculé pour les échantillons de fond ($H' = 1,51$), malgré une plus grande richesse spécifique est inférieur à celui calculé pour les échantillons de surface ($H' = 1,86$). En fait cela traduit la répartition des espèces. Une espèce domine nettement les échantillons de fond (*Anchoa spinifer* représente presque 60 % du total des individus capturés), alors que les espèces sont mieux réparties en surface. Cela est confirmé par les indices d'équitabilité respectivement de 0,44 et 0,66 sur le fond et en surface et résumé sur la figure 2 où sont notées les abondances relatives (en %) des espèces, de la plus abondante à la plus rare (pour le fond, les 9 espèces représentées par un seul individu ne sont pas prises en compte pour plus de lisibilité)

2.2) Espèces principales

Les densités moyennes (par cycle de marée) des principales espèces pour les six campagnes de prélèvements sont portées dans le tableau II. On met en évidence des répartitions spatio-temporelles différentes selon les espèces.

-Trois espèces ne se rencontrent que sur le fond et jamais en surface:

Anchoa spinifer (Engraulidae), présente un pic d'abondance au fond au mois d'octobre, en pleine saison sèche. Les densités les plus faibles s'observent en juin et début décembre.

Stellifer rastriker (Sciaenidae): on le retrouve surtout début décembre.

Micropogonias furnieri (sciaenidae) est capturé essentiellement en juillet à la fin de la saison des pluies.

-Les autres espèces se retrouvent aussi en surface, mais le plus souvent en moindre quantité. C'est le cas pour les Gobiidae, les Atherinidae, et les Soleidae.

Les larves de Sciaenidae, sont relativement abondantes pendant toute cette période avec un pic en juillet-août et un autre début décembre sur le fond. Elles représentent souvent le groupe le plus abondant en surface.

Anchoviella lepidentostole, (Engraulidae) est présente de façon permanente, mais elle apparaît plus abondante d'octobre à début décembre.

Un autre Engraulidae sp. (non identifié) toujours peu abondant (voire absent) présente la particularité d'être la seule espèce plus abondante en surface au mois de juillet.

Figure 2: distributions d'abondance dans l'estuaire du Sinnamary
(abondance relative des espèces en fonction du rang d'abondance)

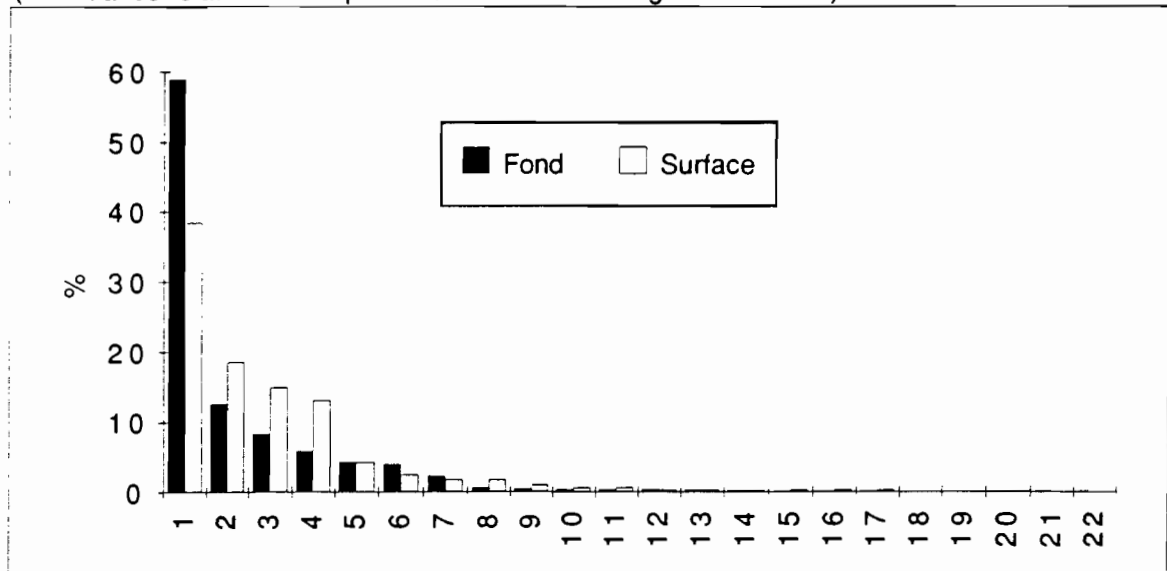


Tableau II. Variations de la salinité et des densités moyennes (par 100m3)
des espèces principales en surface et au fond.

Surface						
Salinité	Jul-90	Aoû-19	Oct-90	Nov-90	Déc-90	Déc-90
Moyenne	1,3	2,2	12,6	8,9	5,8	3,3
Minimum	0	0	6	5	0	0
Maximum	7	8	27	22	25	11
Espèces:						
A.lepidentostole	1,91	-	7,17	0,13	5,46	0,19
Engraulidae sp.	3,95	0,72	-	-	-	-
Engraulidae Larves	1,02	0,29	1,04	4,69	3,05	0,00
Larves Scianidae	0,25	146,25	-	1,02	40,93	3,00
Gobiidae sp.1	0,38	3,04	-	-	2,41	0,37
Gobiidae sp.2	-	0,87	-	-	7,22	0,00
Fond						
Salinités	Jul-90	Aoû-19	Oct-90	Nov-90	Déc-90	Déc-90
Moyenne	24,1	21,6	31,0	29,8	21,0	22,5
Minimum	0	0	15	20	2	17
Maximum	36	36	37	35	35	30
Espèces:						
A. lepidentostole	3,17	5,21	41,45	13,35	25,47	3,67
A. spinifer	0,16	33,53	462,72	5,54	1,53	18,19
Engraulidae sp.	1,43	1,46	0,14	-	-	1,75
Larves Engraulidae	1,11	3,09	7,83	8,60	7,11	1,28
M. furnieri	29,61	7,65	0,29	0,23	0,09	0,64
S. rastrifer	0,16	4,88	1,74	1,58	26,37	1,60
Larves Scianidae	210,27	288,92	2,03	29,18	127,54	62,06
Gobiidae sp.1	1,90	15,95	-	1,81	20,16	24,89
Gobiidae sp.2	0,63	0,49	-	-	22,41	1,44
Atherinidae	0,16	5,70	0,14	1,36	2,16	11,49
Soleidae	0,16	1,46	-	-	0,72	3,51

Quant aux larves d'Engraulidae elles sont en général peu abondantes, mais présentes à la fois sur le fond et en surface.

2.3) Répartition des espèces en fonction de la salinité

La présence du coin salé et les variations spatio-temporelles de salinité pourraient expliquer en partie les variations de densité observées pour les espèces principales. La répartition des différentes espèces en fonction de la salinité est représentée sur la figure 3. (pour chacune des espèces, voir en annexe)

Sur le fond trois types de répartition apparaissent:

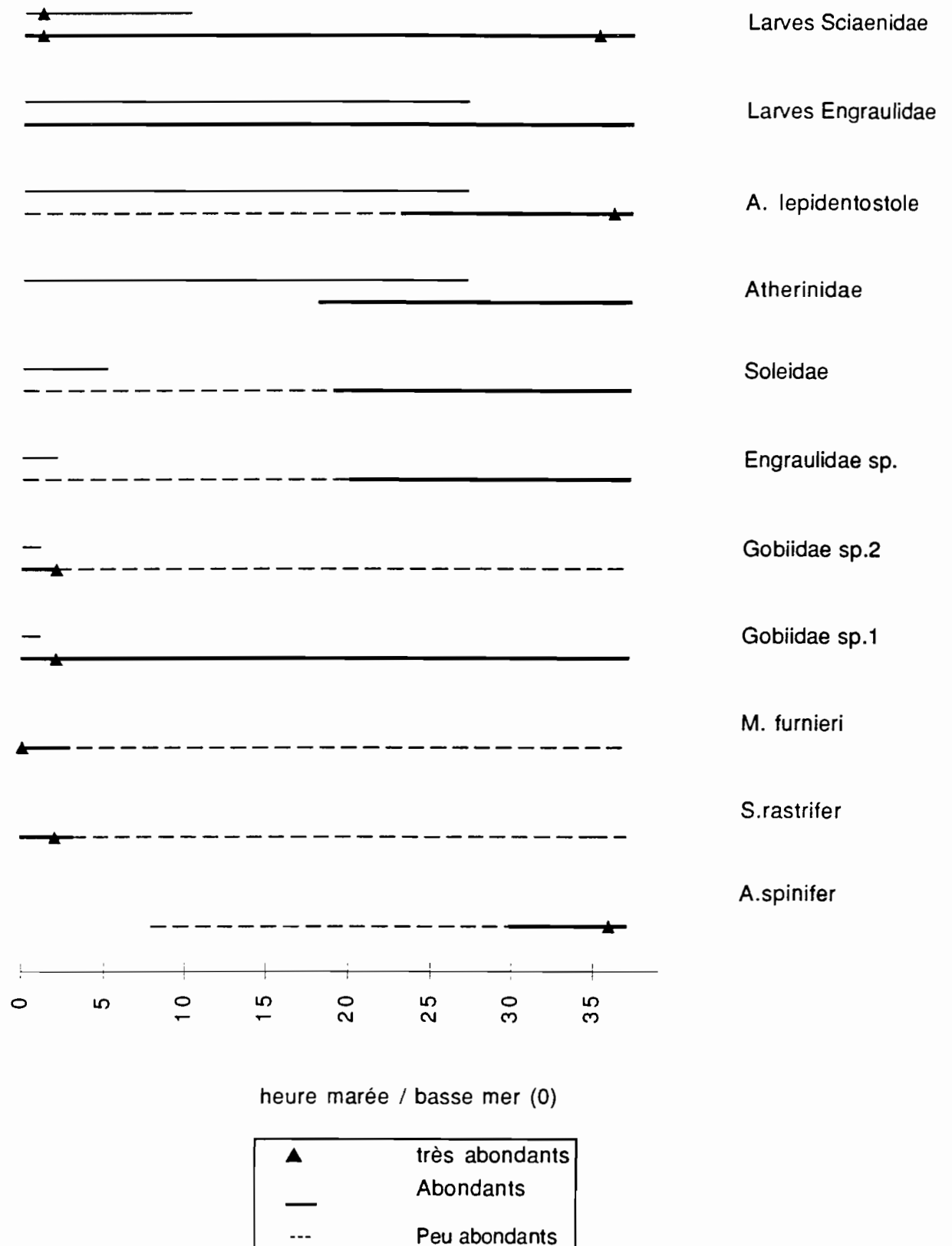
1) espèces très abondantes aux fortes salinités: certaines espèces présentent des pics d'abondance à des salinités supérieures à 35‰, mais ces mêmes espèces peuvent aussi être présentes en petit nombre à des salinités très différentes (*A. spinifer* et *A. lepidentostole*);

2) espèces très abondantes aux faibles salinités: certaines espèces présentent des pics d'abondance à des salinités inférieures à 2‰), mais elles sont aussi capturées en petit nombre à fortes salinités (*Stellifer rastrifer*, *Micropogonias furnieri* et les Gobiidae);

3) espèces présentes à toutes les salinités sans pics bien marqués (toutes les autres espèces sauf les Atherinidae absents aux faibles salinités).

Pour tester du point de vue statistique une éventuelle corrélation entre abondance et salinité, nous avons effectué un test de corrélation de rang de Kendall sur les données réorganisées de la manière suivante: les salinités ont été regroupées en sept classes et nous n'avons conservé que les densités maximales correspondant à chaque classe de salinités. Au seuil $\alpha=0,05$, $s_s=0,62$ pour $N=7$ (Scherrer, 1984). Aucune corrélation n'est significative au seuil de 5% pour aucune des espèces. Les résultats obtenus pour *A. spinifer* et Gobiidae sp. 2 sont malgré tout assez proches de la valeur seuil 0,62 (Annexe I). Cela montre que la densité ne dépend pas uniquement de la salinité et que ses variations sont soumises à bien d'autres facteurs.

Figure 3: répartition des espèces en fonction de la salinité



En surface, on peut distinguer:

- 1) les espèces absentes (*A. spinifer* et les jeunes Sciaenidae);
- 2) les espèces seulement présentes aux faibles salinités (Gobiidae, Soleidae, Engraulidae sp. et larves de Sciaenidae);
- 3) les espèces capturées a toutes les salinités (Jusqu'à 27%) (Atherinidae, *A. lepidentostole* et larves d'Engraulidae).

2.3) Répartition des espèces au cours d'un cycle de marée

Comme nous avons montré que la densité ne dépendait pas uniquement de la salinité, nous pensons que la marée et le courant pourrait dans ce cas avoir une grande importance. La répartition des espèces en fonction de l'heure de la marée, est consignée sur la figure 4, le point zéro représentant la marée basse.

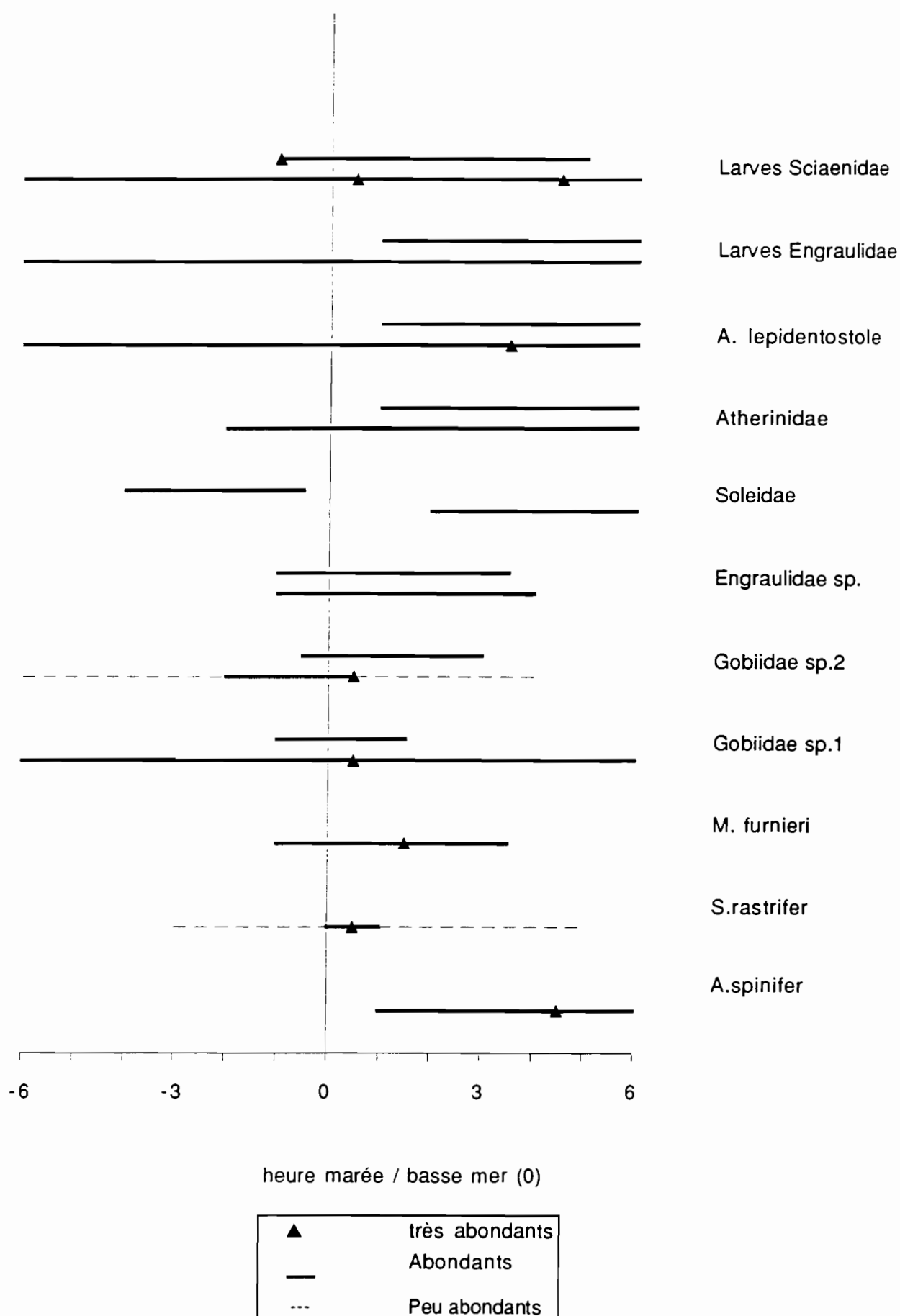
Sur le fond, nous pouvons distinguer plusieurs patrons de répartition :

- 1) espèces présentes au courant de flot uniquement, jamais récoltées à marée descendante (*A. spinifer* et Soleidae);
- 2) espèces apparaissant surtout à basse mer
 - qui disparaissent après l'étale (Gobiidae sp.2 et *S. rastrifer*);
 - dont la présence se prolonge en début de marée montante (*M. furnieri* et Engraulidae sp)
 - présents pendant toute la période de flot (Atherinidae);
- 3) espèces capturées sur le fond à toute heure de marée (*A. lepidentostole*, Gobiidae sp. 1, larves d'Engraulidae et de Sciaenidae. Pour toutes ces espèces, les densités observées sont toujours plus importantes à marée montante);

En surface, on distingue:

- 1) les espèces capturées uniquement à marée montante (*A. lepidentostole* , larves d'Engraulidae et Atherinidae

figure 4: répartition des espèces en fonction de l'heure de marée



2) les espèces apparaissant à basse mer pouvant être présents pendant une partie du flot (Gobiidae, Engraulidae sp et larves de Sciaenidae)

3) une espèce présente uniquement au courant de jusant (Soleidae)

A. lepidentostole, les larves d'Engraulidae, les Gobiidae et les Atherinidae présents en surface ont des densités équivalentes à celles observées sur le fond à marée descendante pour ces mêmes espèces.

D Conclusion

Les larves et juvéniles de poissons sont présents en nombre dans l'estuaire du Sinnamary qui est probablement un milieu important pour la reproduction et la croissance de certaines espèces. Mais il faut souligner l'absence quasi-totale de juvéniles d'espèces typiquement d'eau douce. Une étude identique sur l'estuaire de la rivière de Cayenne de type homogène, montre le même résultat. (Tito de Morais et Tito de Morais, sous presse). On peut donc penser que les espèces dulçaquicoles ne se reproduisent probablement pas en estuaire, et que les nourriceries de certains juvéniles d'eau douce se trouvent plus en amont, soit dans les marais côtiers soit dans les criques.

Les espèces rencontrées sont donc soit typiquement estuariennes soit marines avec une écophase estuarienne et il est difficile dans l'état actuel des connaissances de la biologie de ces espèces de déterminer exactement leur catégorie.

Il est difficile d'apprécier d'éventuelles variations saisonnières, alors que les prélèvements n'ont été pratiqués que pendant 6 mois. Sur la rivière de Cayenne après un an et demi de suivi, (Tito de Morais et Tito de Morais, sous presse). on observe plutôt une succession de pics pour le plus grand nombre d'espèces, notamment les Engraulidae et les Gobiidae (les Engraulidae étant toutefois plus abondants en saison sèche).

L'ensemble des résultats obtenus met en évidence l'importance du coin salé et des courants de marée sur la répartition des populations. Dans le Sinnamary, la plupart des juvéniles se retrouvent préférentiellement ou exclusivement sur le fond. Nous pouvons émettre quelques hypothèses quant à leur répartition au sein des masses d'eau qui bien sûr demanderaient à être vérifiées:

1) Juvéniles entrant massivement dans l'estuaire: *A. spinifer*, décrite comme une espèce euryhalyne (Whitehead, 1975; Cervigon, 1985) est pêchée au stade adulte en barrière chinoise dans les estuaires de Guyane (Puyo, 1948) mais ne semble pas remonter très haut sur le Sinnamary, elle n'a jamais été capturée au stade adulte sur les stations proches de la crique Vénus. Par contre elle est capturée au chalut sur le plateau continental sur les fonds de 10-15m (campagne Nizery, 1990). Si les juvéniles supportent les faibles salinités, ils marquent néanmoins une nette préférence pour les fortes salinités. Le pic observé en octobre pourrait résulter d'une rentrée massive de juvéniles à l'intérieur de l'estuaire, les adultes ayant alors frayé sur le plateau continental. Il ne faut pas non plus exclure des mouvements tournants dans l'estuaire liés aux courants de marée. On devrait dans ce cas trouver des juvéniles à marée descendante peut être le long des berges.

2) Espèces permanentes: la distribution des juvéniles d'*Anchoviella lepidentostole*, des larves et dans une moindre mesure des Atherinidae en surface et au fond par rapport aux courants de marée montrerait un comportement estuarien pélagique plus typique. Ils semblent se répartir sur toute la colonne d'eau à marée montante pour gagner le fond (et les berges?) à marée descendante. *Anchoviella lepidentostole* est décrite comme une espèce pélagique de petite taille, très abondante dans les estuaires (Rojas-Beltran, 1986; Cervigon, 1985), qui pourrait migrer en eau douce pour se reproduire (Cervigon, 1982). Mais les densités d'*A. lepidentostole* sur le Sinnamary restent très faibles par rapport à celles obtenues sur la rivière de Cayenne où elle est de loin l'espèce la plus abondante (Tito de Moraes et Tito de Moraes, sous presse).

3) Espèces restant en arrière du coin salé à de faibles salinités: Gobiidae sp.2 comme les juvéniles de Sciaenidae sont présents essentiellement à l'étape de basse mer et restent probablement en arrière du coin salé, là où la salinité est la plus basse. Leurs pics se notent toujours peu de temps après l'étape, ou à la renverse de courant, à des salinités proches de zéro. Cela explique aussi la présence de quelques *M. furnieri* à de très fortes salinités. Ils correspondent à la "queue" du pic observé plus tôt avant la renverse. Gobiidae sp. 2 voit quelques individus monter en surface à l'étape de basse mer. Dans la famille des Sciaenidae, *Stellifer rastriker* est une petite espèce atteignant 15 cm, donc peu intéressante commercialement, mais il serait la principale source de nourriture pour les Sciaenidae prédateurs nombreux dans la frange côtière (Lowe-Mc Connell, 1966). *Micropogonias*

furnieri poisson pêché au niveau artisanal, est une espèce demersale dans sa phase adulte qui vit dans la zone côtière sur des fonds vaseux et sableux qui migrerait vers les côtes pour se reproduire. Les larves et les juvéniles se trouveraient dans les eaux peu profondes et dessalées le long de la côte et dans les marais côtiers (Lowe-Mc Connell, 1966; Cervigon, 1985; Isaac, 1988). Après une phase larvaire pélagique dans les eaux côtières et/ou estuariennes peu profondes, un recrutement benthique de cette espèce se produirait au sein de masses d'eau très dessalées.

4) cas particuliers:

Les jeunes Soleidae se rencontrent sur le fond en courant de flot mais remonteraient plutôt en surface au jusant.

Engraulidae sp. présent dans toute la colonne d'eau depuis l'étable et une bonne partie du flot ne gagne pas le fond au jusant. Un échantillonnage le long des berges pourrait nous renseigner davantage sur les mouvements de cette espèce.

Lors de la mise en eau du barrage de Petit Saut, l'hydrodynamisme de l'estuaire va être profondément modifié et cela aura des conséquences certaines sur les populations de larves et de juvéniles de poissons. Les eaux douces en aval du barrage seront très probablement de mauvaise qualité avec un déficit en oxygène. Cela affectera surtout les populations de juvéniles qui comme nous l'avons vu, restent préférentiellement en arrière du coin salé. En tout état de cause, une connaissance plus approfondie de l'hydrodynamisme et notamment une étude fine des courants de marée, seraient nécessaires pour mieux comprendre la répartition des populations de larves et de juvéniles de poissons dans l'estuaire.

BIBLIOGRAPHIE

- Bruton, M.N. 1989. The ecological significance of alternative life-history styles, p. 503-553. In Bruton, M.N.(ed), Alternative life-history styles of animals. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Cervigon, F., 1982. La ictiofauna estuarina del caño Mánano y áreas adyacentes. In : Los recursos pesqueros del Río Orinoco y su explotación. Corporación venezolana de Guayana, Caracas: 205-260.

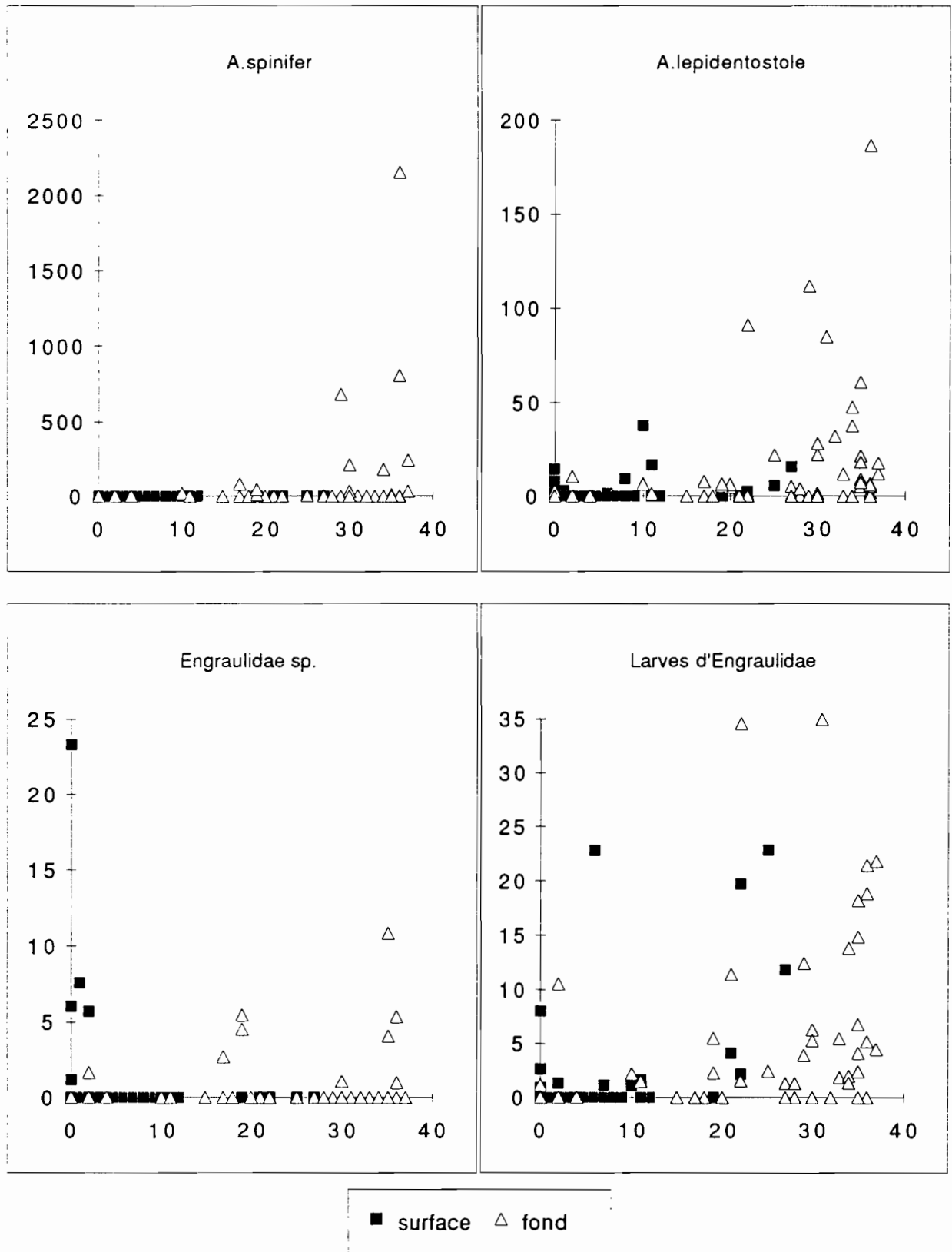
- Cervigon, F., 1985. Fauna ictiológica del delta del Río Orinoco. *In* : Fish community ecology. *In* estuaries and coastal lagoons. Yanez-Arancibia, A. (ed) Dirección General de Publicaciones, Universidad nacional autónoma de México: 57-78.
- Cervigon, F. 1987. Las especies del genero *Anchoviella* de Venezuela (Pisces: Engraulidae). Contribuciones Científicas, Centro de Investigaciones Científicas, U.D.O, No 14. 54 p.
- Chao, L.N. 1978. A basis for classifying western Atlantic Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). NOAA Technical reports circular No 415. 64 p.
- Day, J.H., 1989. Estuarine Ecology. Wiley J. (ed), London. 560 p.
- Dyer, K.R., 1973. Estuaries: a physical introduction. Wiley J. (ed), London. 133 p.
- Eigenmann, C.H. 1912. The freshwater fishes of British Guiana, including a study of the ecological grouping of species and the relation of the fauna of the plateau to that of the lowlands. Mem. Carn. Mus., 5: 578 p, CIII pl.
- Fisher, W. 1978. FAO species identifications sheets for fisheries purposes. Western Central Atlantic. FAO, Rome. volume 4. (fiches)
- Hubbs, C.L. 1943. Terminology of early stages of fishes. Copeia 4: 260.
- Isaac, V.J. 1988. Synopsis of biological data on the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). FAO fisheries synopses No 150. 35 p.
- Le Bail, P.Y., P. Planquette and J. Gery. 1984a. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bulletin de Liaison C.R.A.A.G., I.N.R.A. 6. 63 p.
- Le Bail, P.Y., P. Planquette and J. Gery. 1984b. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bulletin de Liaison C.R.A.A.G., I.N.R.A. 8. 67 p.
- Lhomme, F., 1991. Etude du recrutement de la crevette *Penaeus subtilis* en Guyane. Rapport Orstom cayenne: 71 p.
- Lointier, M., 1984. Dynamique des eaux et de l'intrusion saline dans l'estuaire du Sinnamary (guyane fr.). rapport Orstom Cayenne: 39 p.
- Lointier, M., 1990. Evolution de la qualité des eaux et dynamique de l'intrusion saline dans l'estuaire du Sinnamary. Rapport Orstom Cayenne: 54 p.
- Lointier, M. et M.A. Roche, 1988. Salinités et suspensions des estuaires de Guyane, méthodes et résultats. Quatrième journées hydrologiques de l'Orstom à Montpellier. Colloques et Séminaires. Orstom (ed): 81-124.
- Lowe-Mc Connell, R. H., 1966. The sciaenid fishes of british Guiana. Bull. Mar.Sci. Gulf carib., 16:21-57.
- Prost, M.T., 1990. Les côtes des Guyanes. Rapport Orstom Cayenne, 211 p.
- Puyo, J. 1949. Faune de l'Empire français. XII: Poissons de la Guyane Française. ORSTOM, Paris. 280p.
- Rojas-Beltran, R. 1984. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bulletin de Liaison C.R.A.A.G., I.N.R.A. 9: 63 p.

- Rojas-Beltran, R. 1986. Rôle de la mangrove comme nourricerie de crustacés et de poissons en Guyane: 97-110. *In* SEPANGUY SEPANRIT (ed), Le littoral guyanais.
- Scherrer, B., 1984. Biostatistique. Morin G. (ed). Québec, Canada. 850p.
- Tito de Morais, A. et Tito de Morais, L., sous-presse. The abundance and diversity of larval and juvenile fish in a tropical estuary. Estuaries.
- Whitehead, P.J.P. 1973 The clupeoid fishes of the Guianas. Bull. brit. Mus.Nat. Hist., Zool. Supplement 5: 227 p.
- Whitfield, A.K. 1990. Life-history styles of fishes in South African estuaries. Environ. Biol. Fish., 28: 295-308.
- Yanez-Arancibia, A. 1985. Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. Dirección general de Publicaciones, Universidad nacional autónoma de México: 653 p.

ANNEXES

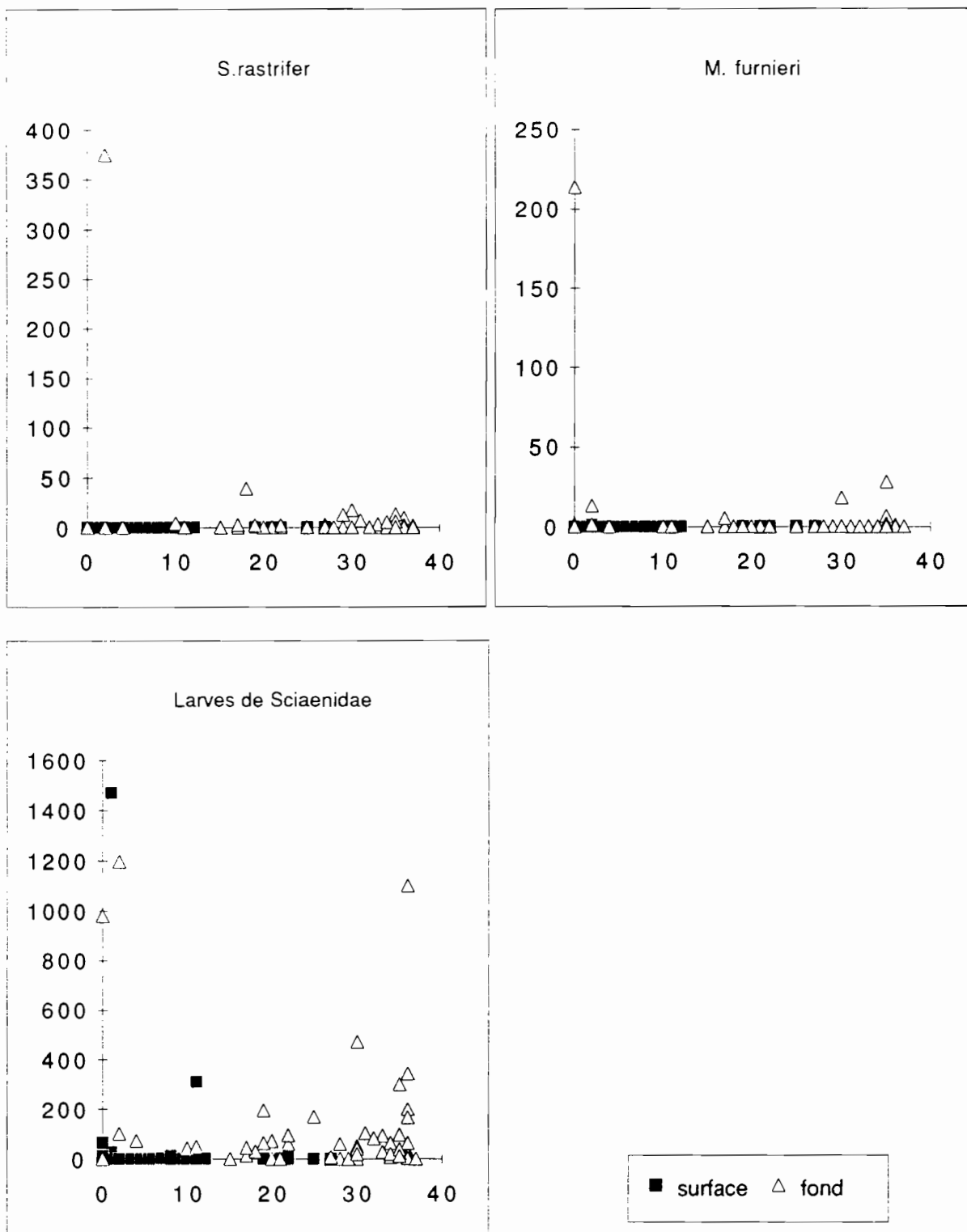
Densités (nb d'individus par 100m³) en fonction de la salinité (%):

Engraulidae

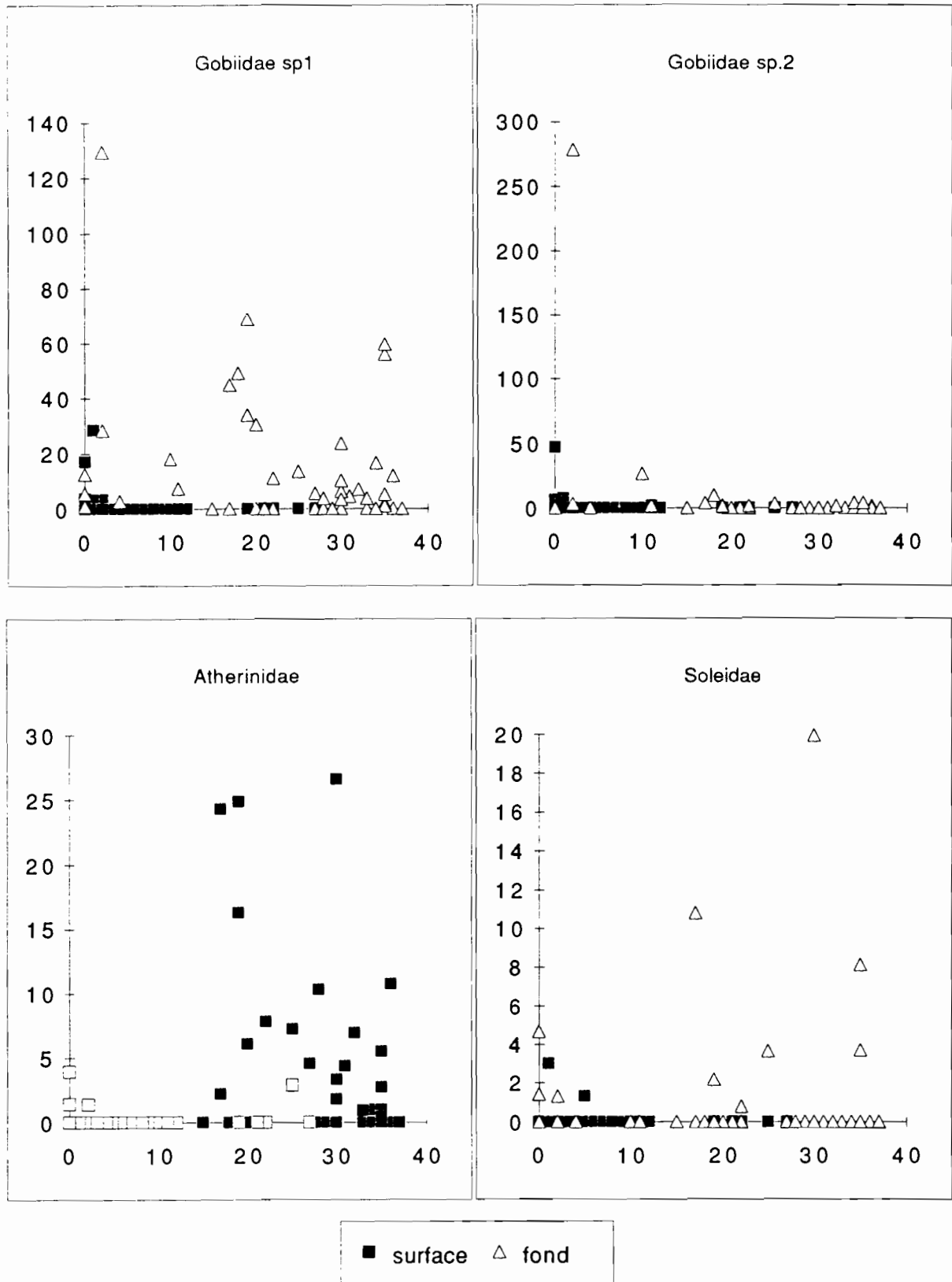


Densités (nb d'individus par 100 m³) en fonction de la salinité (%)

Sciaenidae

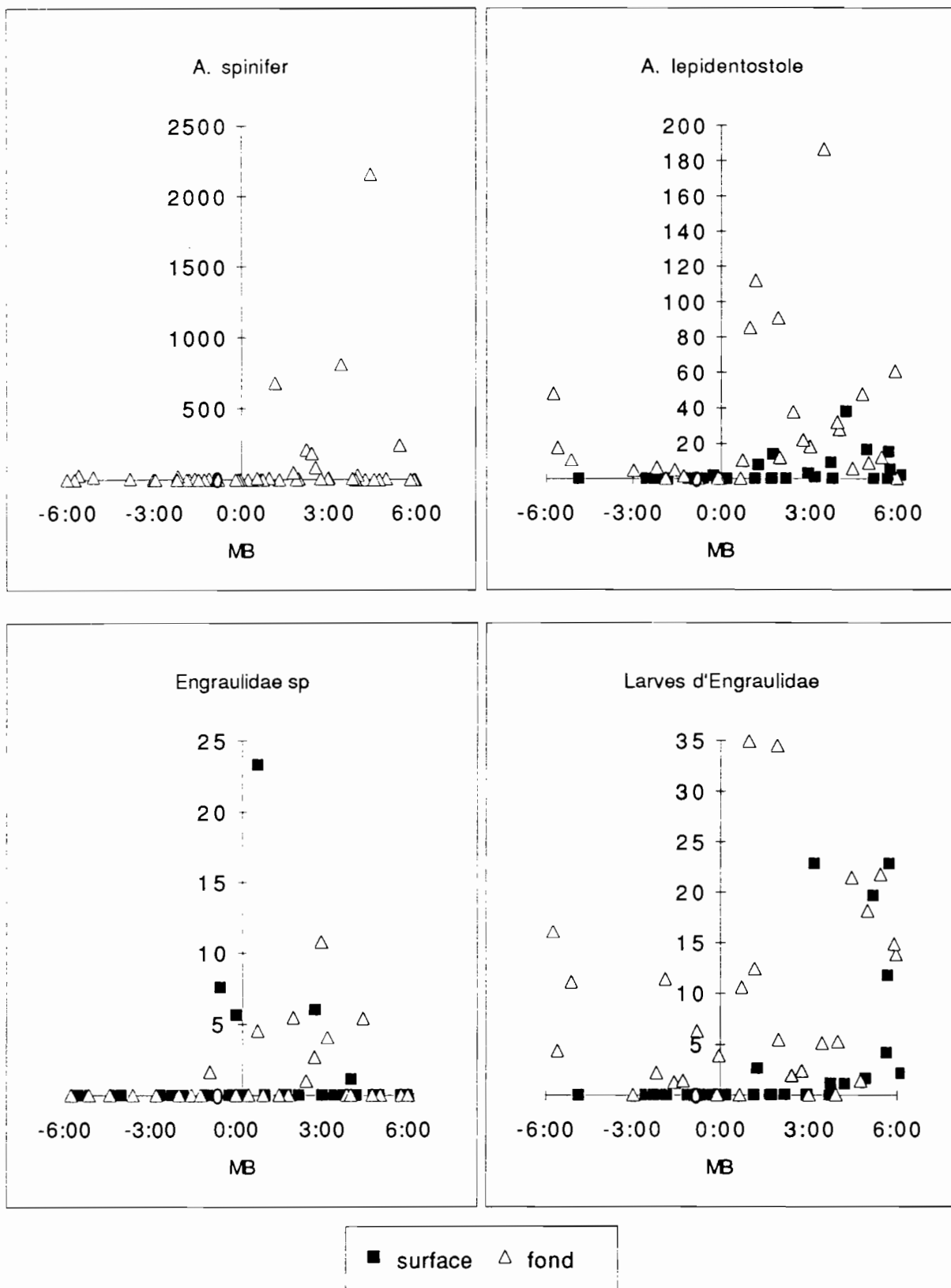


Densités (nb d'individus par 100 m3) en fonction de la salinité (%)



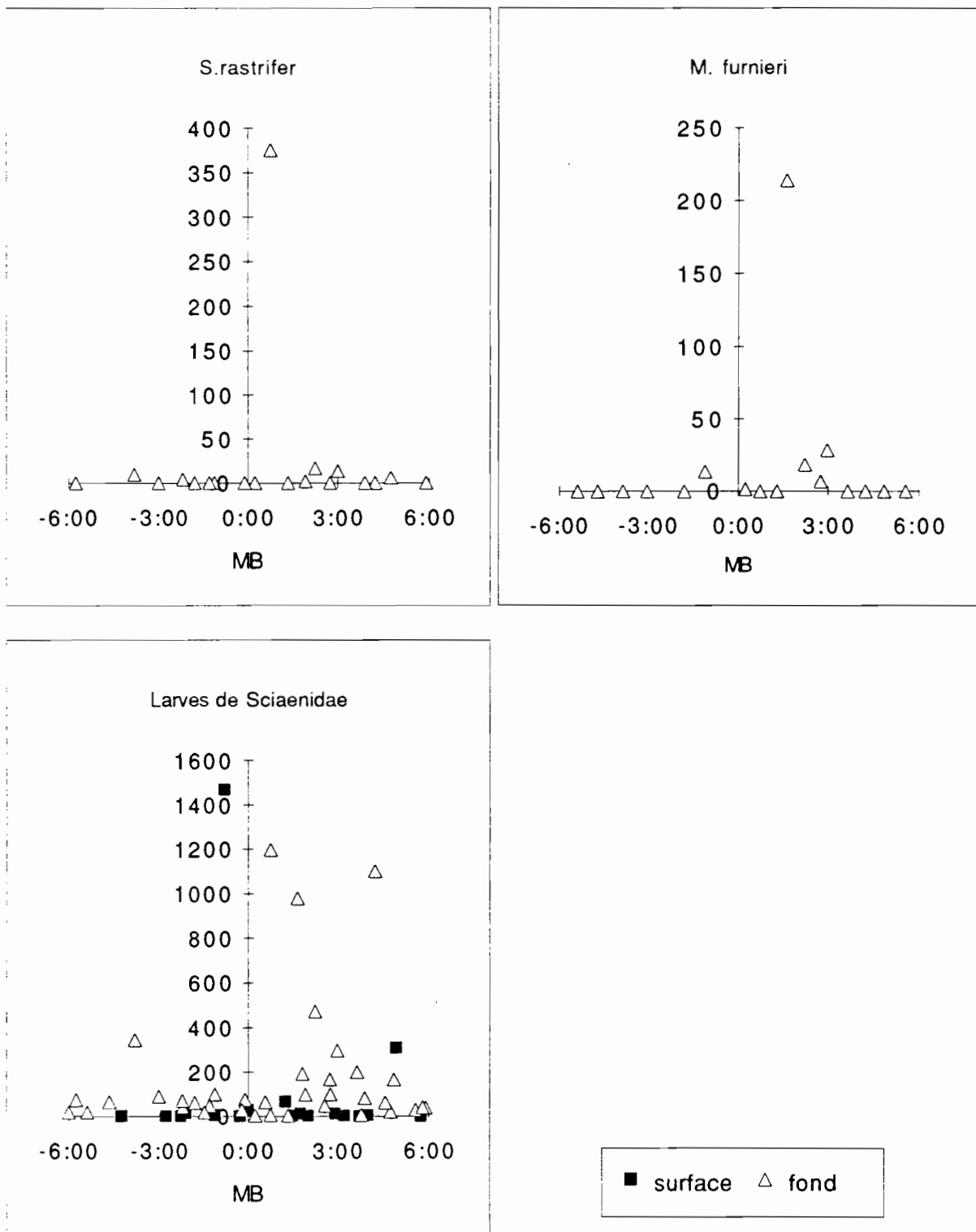
Densités (par 100m³) en fonction de l'heure de marée (MB: Marée Basse)

Engraulidae

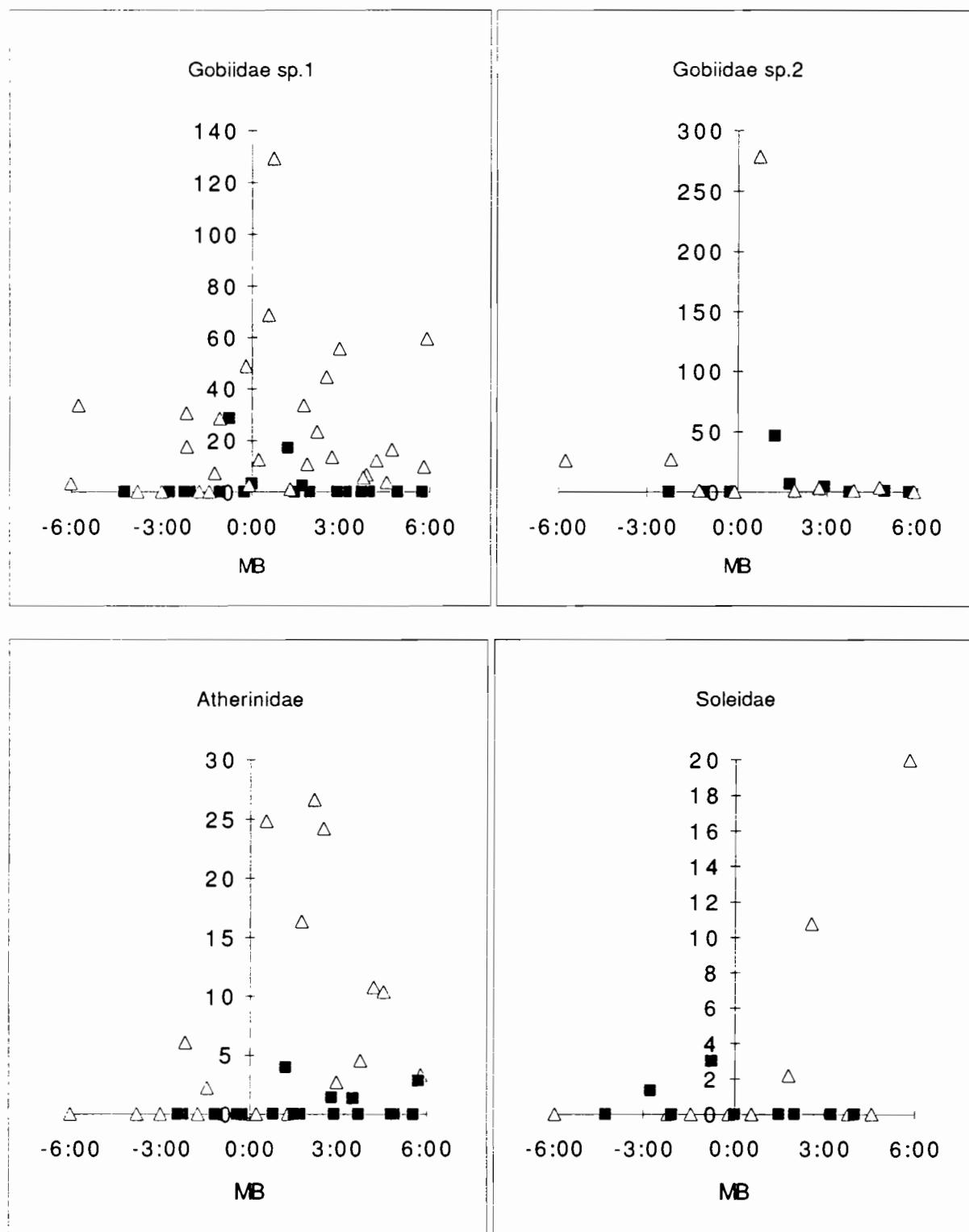


Densités (par 100 m³) en fonction de l'heure de marée (MB: Marée Basse)

Sciaenidae



Densités (par 100m³) en fonction de l'heure de marée (MB: Marée Basse)



Tests de rang de Kendall sur les densités maximales des principales espèces par rapport aux classes de salinité:

Kendall Corr. Coef. X_1 : classe salinité Y_1 : max aspi

N	7
Score	13
Tau	.619
Z	1.952

Kendall Corr. Coef. X_1 : classe sal Y_1 : max alep

N	7
Score	11
Tau	.524
Z	1.652

Kendall Corr. Coef. X_1 : classe salinité Y_1 : max enla

N	7
Score	10
Tau	.476
Z	1.502
Tau corrected for ties	.488
Z corrected for ties	1.539
#X tied groups: 0	#Y tied groups: 1

Kendall Corr. Coef. X_1 : classe salinité Y_1 : max gob2

N	7
Score	-12
Tau	-.571
Z	-1.802
Tau corrected for ties	-.586
Z corrected for ties	-1.847
#X tied groups: 0	#Y tied groups: 1

Kendall Corr. Coef. X₁: classe salinité Y₁: max gob1

N	7
Score	- 5
Tau	-.238
Z	-.751

Kendall Corr. Coef. X₁: classe salinité Y₁: max micr

N	7
Score	2
Tau	.095
Z	.3
Tau corrected for ties	.103
Z corrected for ties	.324
#X tied groups: 0	#Y tied groups: 1

Kendall Corr. Coef. X₁: classe salinité Y₁: max scialar

N	7
Score	5
Tau	.238
Z	.751

Kendall Corr. Coef. X₁: classe salinité Y₁: max Sras

N	7
Score	- 3
Tau	-.143
Z	-.451

ANNEXE III

LA FORET ENNOYEE :
SON INFLUENCE SUR L'ECOLOGIE AQUATIQUE

par M. Roulet

AVANT PROPOS

Ce texte est issu d'un rapport de stage réalisé au laboratoire d'hydrobiologie du Centre Orstom de Cayenne dans le cadre du cours ENV8532 Stage de la maîtrise en Sciences de l'Environnement de l'Université du Québec à Montréal.

LA FORET ENNOYEE : SON INFLUENCE SUR L'ECOLOGIE AQUATIQUE

L'écologie aquatique des retenues en forêt amazonienne est encore peu connue. De nombreux facteurs déterminent le fonctionnement particulier de ces écosystèmes artificiels. Nous essayerons donc de caractériser le rôle de la forêt ennoyée sur le comportement limnologique des retenues et d'en analyser les conséquences pour la vie aquatique. L'analyse de la littérature disponible sur les lacs de barrage amazoniens apporte de nombreuses données sur le déboisement, le temps de renouvellement, les surfaces recouvertes par les tapis flottants de macrophytes (tableau 1) et le comportement physique et chimique de la masse d'eau des différentes retenues. La synthèse de ces données nous permettra d'apprécier le rôle de la forêt sur le fonctionnement de ces écosystèmes particuliers.

Effet de la submersion de la forêt sur la qualité, la stratification et la circulation de la masse d'eau

Une des conséquences majeures de l'inondation de la forêt dense par la mise en place d'une retenue est la forte déplétion d'oxygène dissous qui se produit dans la masse d'eau au moment du remplissage, phénomène qui se prolonge durant les années suivant la mise en eau. Cette forte déplétion d'oxygène résulte de l'importante demande biochimique en oxygène nécessaire à la dégradation de la biomasse de la végétation sur pied et de la litière.

Une importante partie de cette biomasse comme les feuilles et les plantes herbacées se décompose en peu de semaines ou de mois, au contraire des troncs qui peuvent résister de 10 à 100 ans suivant les essences (Junk & Nunes de Mello, 1987). Un temps très long est donc nécessaire à l'élimination complète de la forêt sous l'action des processus naturels (Paiva, 1977a). Par exemple, la partie des arbres submergée de la retenue de Brokopondo ne se décompose pas dans ces eaux acides alors que les conditions aérobies que subissent les parties émergées conduisent à la rupture des arbres au niveau de la surface (Leentvaar, 1966; Paiva, 1977a).

La demande biochimique en oxygène diminue au cours du temps avec la réduction de la quantité de matière organique facilement dégradable.

La forte demande en oxygène entraîne une anoxie des couches profondes et des zones où la circulation est moins bonne (Goodland, 1978; Junk & Nunes de Mello, 1987). L'anoxie des couches profondes entraîne une dégradation anaérobie de la matière organique qui produit du H_2S et du CH_4 . Le H_2S est un gaz malodorant, corrosif et mortel pour les poissons. Ainsi les eaux dépourvues d'oxygène, saturées en H_2S entraînent une mortalité en masse des poissons en aval au début de la phase d'exploitation (Odinetz-Collart, 1985).

La déplétion en oxygène dépend de la quantité de biomasse immergée, mais c'est surtout la disponibilité et le renouvellement de l'oxygène dissous qui détermineront la qualité de l'eau. Il est donc important de considérer les mécanismes qui permettent la réoxygénation des masses d'eau d'une retenue :

le temps de rétention, la circulation, la déstratification, les turbulences dues à l'action du vent et le découpage de la retenue.

(1) Le temps de rétention

Plusieurs auteurs (Goodland, 1978; Odinetz-Collart, 1985; Monosowski, 1986; Junk & Nunes de Mello, 1987) s'accordent pour attribuer au taux de renouvellement (Apports moyens annuels (m^3/an)/Volume de la retenue (m^3)) un rôle déterminant pour la qualité de l'eau des retenues. Pour Junk & Nunes de Mello (1987) l'extension de la couche anoxique et le temps d'existence de cette dernière sont fortement influencés par le temps de rétention (l'inverse du taux de renouvellement). Or ce paramètre est très variable d'une retenue à l'autre comme nous le montre le tableau 1, puisque nous passons de 29 jours pour la retenue de Curua-Una à 24 mois pour celle de Brokopondo.

A Tucurui, il ne fut observé aucun problème de qualité d'eau important, tant en amont qu'en aval un an après la fermeture, phénomène dû sans doute au faible temps de rétention (Odinetz-Collart, 1985). Le déboisement de la retenue ne représente que 4% de la surface totale et concerne essentiellement la zone juste en amont du barrage et 80% d'un bras isolé présentant un temps de rétention relativement élevé (2 ans). Au niveau de la zone centrale de la retenue, la stratification n'existe que pendant l'étiage avec anoxie de l'hypolimnion. L'oxygène réapparaît durant la saison des pluies avec le flux d'eau plus important provoquant un mélange des différentes couches (Junk & Nunes de Mello, 1987). La zone littorale reste anoxique (Pereira, 1989).

La retenue de Curua-Una qui n'a pas été déboisée mais qui présente un temps de rétention très court ne semble pas présenter des conditions d'oxygénation exceptionnelles en 1978, soit un an après la fin de la mise en eau. Les valeurs d'oxygène dissous le long de la retenue variaient de 4 mg/l en queue de retenue à 0.5 mg/l près du barrage. Notons que Junk et al. (1981) constatent l'absence d'une stratification prononcée, les eaux superficielles contenant cependant un peu plus d'oxygène en général. Alors que Pereira (1989) observe à partir des mêmes données une saisonnalité plus marquée en fonction de l'hydrologie, avec anoxie de l'hypolimnion durant l'étiage et homogénéisation durant les crues. En fait, la stratification des retenues amazoniennes est peu importante mais ceci n'augmente pas la fragilité de la thermocline. La durée de l'anoxie varie suivant la position des stations d'étude par rapport au point d'entrée du fleuve dans la retenue, donc suivant la force de l'advection.

Tableau 1'

Les calculs de Junk et al. (1981) permettent d'estimer les différentes sources des apports en oxygène dans la retenue de Curua-Una. C'est ainsi que 27% des apports d'oxygène dissous proviennent des affluents et 63% du phénomène de diffusion au niveau des couches superficielles, les 10% restants étant assurés par la production interne photosynthétique du phytoplancton et du périphyton.

La retenue de Brokopondo a connu de gros problèmes de qualité de l'eau. Ainsi, les ouvriers de l'usine durent porter des masques à gaz pendant deux ans à cause des émissions de H_2S à partir des eaux traversant les turbines (Monosowski, 1986), et 18 ans après la qualité de l'eau du réservoir et de l'aval du barrage est médiocre (Leentvaar, 1985). Le temps de rétention de 24 mois est responsable pour une grande

part de la mauvaise qualité de l'eau car il ne favorise pas une bonne oxygénation provenant des affluents (Junk et al, 1981; Heide, 1982; Junk & Nunes de Mello, 1987). Cependant les apports atmosphériques sont également à considérer pour l'oxygénation de la masse d'eau comme constaté à Curua-Una.

(2) Circulation, destratification et turbulence

La pression partielle d'oxygène dans les couches superficielles est liée aux mouvements d'eau provoqués par le vent et le courant qui dépendent eux-mêmes des facteurs climatologiques, de la morphologie du bassin hydrographique et de l'importance du flux d'eau dans la retenue. Ces facteurs influent donc sur l'approvisionnement en oxygène de la retenue. **La formation d'une stratification de la masse d'eau empêche le passage de cet oxygène de la superficie vers l'hypolimnion. Dans ce cas la qualité de l'hypolimnion dépend uniquement des apports des affluents. Ce faible apport d'oxygène peut être totalement consommé en peu de temps, provoquant l'anoxie et la formation de H_2S .**

L'étude de la stratification de la retenue de Brokopondo (Heide, 1978a, 1978b, 1982) pendant les trois premières années de mise en eau montre que le mélange se réalise seulement dans une fine couche d'eau qui dépasse rarement les quatre premiers mètres constituant l'épilimnion. L'hypolimnion reste pratiquement toujours anoxique. La faible influence du vent en relation avec la grande taille de la retenue a fait que dans les premières années de son existence, celle-ci se comportait plus comme un lac tropical de petite taille (surface inférieure à 2 km^2), abrité avec de longues périodes de stratification (Heide, 1978a). Heide (1982) estime qu'en absence de la forêt inondée, la climatologie et l'hydrologie devraient induire à Brokopondo un mélange complet des couches pendant la saison des pluies, malgré un temps de rétention très long. Il attribue en grande partie l'absence de ce mélange à l'effet contraignant de la forêt dense ennoyée qui freine l'action du vent.

L'inondation de la forêt altère le libre mouvement horizontal et vertical de l'eau (Monosowski, 1986). Paiva (1977a) constate également que là où l'immersion des arbres est partielle, l'action du vent sur la surface de l'eau est réduite.

Une faible influence du vent favorise le développement des tapis de végétation macrophytique flottante (Paiva, 1977a). Cette végétation, une fois installée, réduit aussi en retour les turbulences dues au vent (Junk & Nunes de Mello, 1987) et altère la circulation.

(3) Découpage de la retenue

Pereira (1989) dans son étude sur le comportement limnologique de la retenue de Tucuruí confirme ce phénomène en distinguant mieux toutefois les différences de comportement des masses d'eaux suivant la partie du réservoir concernée : zone centrale ou zone littorale. Dans la zone littorale, en général peu profonde (profondeur moyenne inférieure à 10 m), la végétation immergée rend plus difficile le mouvement de l'eau et les macrophytes gênent les échanges gazeux eau-atmosphère. Elle n'exclut cependant pas la possibilité d'une destratification dans ces zones, mais dans ce cas le phénomène serait

rare et irrégulier. La zone centrale a un comportement monomictique tandis que la zone littorale serait oligomictique.

Si nous admettons avec Heide (1982) et Junk & Nunes de Mello (1987), qu'une partie de l'oxygène de la retenue provient des affluents et repart avec les effluents, l'altération de la circulation rend difficile l'oxygénation de l'ensemble de la masse d'eau. Cet apport est d'autant plus important quand les effets du vent sont réduits et ne permettent que de faibles apports par diffusion atmosphérique. Ainsi Leentvaar (1966) et Heide (1978b) supposent qu'après la mise en eau de Brokopondo, les troncs d'arbres, en altérant la circulation, ont favorisé le passage de l'eau par l'ancien lit de la rivière, ce qui a conduit à la formation d'importantes zones d'eau stagnante dans les parties littorales.

Ce phénomène qui semble aussi se réaliser à Tucurui où, d'après Pereira (1989), l'influence de l'advection est faible dans les zones littorales. Les échanges horizontaux entre la zone littorale et la zone centrale sont peu développés. Dans la zone littorale, la stratification est surtout fonction de la météorologie et de la profondeur. L'apport de l'oxygène par l'affluent privilégie donc l'oxygénation de la zone centrale. Ce phénomène se répercute sur les valeurs d'oxygène dissous en aval, lesquelles ne reflètent pas du tout le comportement limnologique de la retenue prise dans son ensemble.

Il apparaît donc que plusieurs paramètres sont à prendre en compte pour apprécier la qualité de l'eau d'une retenue. Ces paramètres interagissent entre eux et montrent la nécessité de ne pas considérer uniquement le temps de rétention des retenues pour en expliquer la limnologie. La morphologie et la bathymétrie du réservoir jouent un rôle non négligeable sur la qualité de l'eau. Ces facteurs influencent la circulation et l'effet des turbulences et déterminent la division fonctionnelle du bassin en zones littorale et centrale. La présence de la forêt ennoyée altère cette circulation et donc le fonctionnement limnologique des retenues. Heide (1982) considère même que la forêt ennoyée est le facteur morphologique principal à prendre en compte dans le cas de la retenue de Brokopondo.

Effets de la submersion de la forêt sur le développement des tapis flottants de macrophytes

Un autre problème rencontré dans les retenues d'Amérique du sud équatoriale est le développement massif de macrophytes aquatiques flottants à la surface de l'eau.

L'excès de plantes aquatiques flottantes induit de fortes pertes d'eau par évapotranspiration, réduit la pénétration de la lumière et augmente la surface des sites propices au développement des vecteurs de maladie infectieuses (Paiva, 1977b; Monosowski, 1986). Ces plantes provoquent également une perte du volume utile du réservoir et un encombrement du flux d'eau (Monosowski, 1986). Notons que si le phytoplancton et le périphyton produisent de l'oxygène libéré dans l'eau grâce à la photosynthèse, les macrophytes participent peu à ce processus parce que l'oxygène produit est libéré pour sa plus grande partie dans l'atmosphère (Junk & Nunes de Mello, 1987). Ainsi la compétition pour la lumière et les nutriments disponibles entre le phytoplancton, le périphyton, et les macrophytes est défavorable à l'oxygénation de la masse d'eau dans le cas d'une invasion massive des macrophytes flottants.

Le développement des macrophytes semble favorisé par les eaux stagnantes contenant beaucoup de nutriments et par les troncs émergents qui permettent la mise en place de la végétation flottante. Celle-ci croît en périphérie jusqu'à recouvrir totalement la surface (Paiva, 1977a). La configuration réticulée et dendritique des réservoirs en relation avec la réduction de la vitesse de l'eau crée un habitat idéal pour les macrophytes. Aucune des retenues étudiées n'a été épargnée par ce phénomène, mais l'ampleur de la colonisation est variable (tableau 1).

C'est ainsi que la retenue de Brokopondo avec son temps de rétention élevé et sa faible profondeur moyenne a été le siège d'un développement exceptionnel de macrophytes flottants aux conséquences écologiques très importantes pour la retenue. La couverture par les tapis flottants passa de 9% de la surface quelques mois après la fermeture à 53% deux ans après en 1966 (Paiva, 1977a). A Brokopondo, il fut nécessaire de recourir à l'épandage aérien d'herbicide afin d'enrayer le processus de colonisation de la retenue. L'importance de ce phénomène a provoqué une perte d'eau supplémentaire due à l'évapotranspiration : le rapport entre l'évapotranspiration des tapis et l'évaporation de l'eau libre a été évalué à 1,4 (Leentvaar, 1973), ce qui n'est pas négligeable.

La retenue de Tucurui n'a pas connu un tel développement mais ne fut pas non plus épargnée malgré son faible temps de rétention. L'invasion atteignit une importante partie de la retenue pour régresser ensuite jusqu'à occuper 20% de la surface, deux ans après la fermeture. Le développement à Tucurui a essentiellement été remarqué dans les zones stagnantes et à l'abri du vent. Il faut remarquer qu'à Tucurui le bras Caraïpe dont le temps de rétention est fort long (2 ans) a été déboisée à 80% ainsi que d'autres criques abritées. Ce qui a empêché l'ancrage des tapis flottant sur les troncs d'arbres car ces zones ne furent pas colonisées (EDF, 1986).

La retenue de Curua-Una qui présente un renouvellement très rapide de sa masse d'eau (29,1 jours) a connu aussi un développement excessif de macrophytes flottants puisque 27% de la surface fut colonisée. Cependant ce développement se réalisa peu de temps après la mise en eau et on observa à partir de 1979, donc deux ans après la mise en service, une réduction de l'invasion. Actuellement, seule une petite quantité de macrophytes persiste, le faible temps de rétention favorisant le départ des nutriments avec le flux d'eau (Junk & Nunes de Mello, 1987). Par contre la retenue de Paredao déboisée à 50%, inondant en partie de la savane et de la forêt saisonnière et riparienne, fut colonisée uniquement dans sa partie marginale et dans les zones bien protégées (Paiva, 1977b).

L'existence de transformations profondes de l'environnement. En effet les plantes présentent une croissance très supérieure à celle observée en zone de varzea.

A Curua-Una *Echhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Scirpus cubensis* et *Paspalum repens* dominant (Junk et al, 1981). Ces quatre espèces étaient présentes tout le long de la rivière Curua-Una avant la fermeture du barrage (Paiva, 1977a). Le bas de la rivière Araguari traverse une importante région marécageuse où *Echhornia crassipes* est abondante, la végétation macrophytique flottante était donc présente en aval du barrage de Paredao. A l'opposé, dans la rivière Surinam *Echhornia crassipes* et *Ceratopteris pteroides* qui colonisèrent de façon si spectaculaire la retenue de Brokopondo, étaient rares; elles étaient cependant présentes en grand nombre dans les marais côtiers et dans quelques rivières acides du Surinam (Leentvaar, 1966).

Tableau 1: Présentation des différents aménagements, temps de renouvellement, déboisement et surface colonisée par les macrophytes.

AMENAGEMENT	PETIT-SAUT	BROKOPONDO	PAREDAO	CURUA-UNA	TUCURUI
RIVIERE	Sinnamary	Suriname	Araguari	Curua-Una	Tocantins
VILLE	Sinnamary (35km)	Paramaribo (110km)	Macapa	Santarém (80 km)	Belem (300km)
PAYS	France	Suriname	Brésil	Brésil	Brésil
ETAT	Guyane		Amapa	Para	Para
FERMETURE	1994 (projet)	1964	1975	1977	1984
Type de végétation	Forêt primaire	Forêt primaire	Savane	Forêt primaire	Forêt primaire
Surface de la retenue (km2)	(1) 300	(4) 1776	NC	(5) 100	(9) 2430
Déboisement de la surface de la retenue	(2) 250 ha	aucun	NC	aucun	10000ha
Rapport Déboisement/Surface (%)	0,8	0	(7) 50	0	4,11 dont 80% bras Caraïpe
Temps de rétention	(1) 5 mois	(3) 24 mois	NC	(5) 29,1j	(9) 45j
Surface occupée par les tapis flottants (%)	/	(8) 53	très faible	(6) 27	20

D'après: (1)EDF (1986), (2)EDF (1991), (3)HEIDE(1978b), (4)HEIDE (1982), (5)JUNK et al. (1981), (6)JUNK & NUNES DE MELLO (1987), (7)PAIVA (1977), (8)PAIVA (1978), (9)PEREIRA (1989)

NC: Données non trouvées dans la littérature

Le développement des macrophytes intervient dans toutes les retenues, il est le résultat de la forte disponibilité des nutriments suite à la dégradation de la forêt inondée. Il est fortement influencé par le temps de rétention, l'existence de zone stagnantes, la circulation de l'eau et la vitesse du vent à la surface. La présence des troncs favorise l'ancrage des tapis. Il en résulte que les retenues (ou seulement certaines zones) abritées du vent, ayant une faible profondeur d'eau avec des troncs d'arbres morts partiellement immergés et une mauvaise circulation sont propices au développement des tapis flottants de macrophytes.

La présence d'une importante population de végétaux flottants dans la rivière avant la mise en eau ne semble pas jouer un rôle important sur la colonisation, leur présence dans les régions avoisinantes suffit sans doute pour qu'une infestation se produise.

Le facteur temps de rétention moyen de l'eau de la retenue joue un rôle important sur l'extension dans le temps et dans l'espace de la colonisation mais comme on l'a vu à propos de la qualité de l'eau le temps de renouvellement n'explique pas tout. Là encore la morphologie, la bathymétrie, l'hydrologie et la présence des arbres semblent être des facteurs tout aussi déterminants. Certaines retenues malgré un temps de rétention faible peuvent présenter d'importantes zones abritées avec des temps de rétention beaucoup plus long que le temps moyen. Ces facteurs permettent un recouvrement total par les tapis flottants dans les zones peu renouvelées. Ils rendent plus mauvaise la circulation de l'eau et empêchent la production d'oxygène par le phytoplancton et conduisent ainsi à la formation de zones totalement anoxiques dans les eaux sous-jacentes.

Effets de la forêt ennoyée sur l'ichtyofaune

L'examen de la productivité piscicole des retenues va nous permettre d'apprécier quels sont les avantages et les inconvénients de la présence de la forêt submergée sur la vie des poissons.

Dans les lacs de barrage tropicaux africains, la présence d'arbres ennoyés dans la zone littorale semble bénéfique à la production piscicole. Ils procurent d'importantes surfaces permettant le développement des organismes dont se nourrissent les poissons, et assurent un abri pour les jeunes et les adultes contre les prédateurs (Bernacsek, 1984; Jackson et al, 1988). La mise en place de tapis flottants de macrophytes est également bénéfique dans la mesure où la végétation retient une grande quantité de nutriments de l'eau dans laquelle elles flottent, ce qui permet de garder ces nutriments plus longtemps dans la retenue avant qu'ils ne partent avec la décharge en aval (Jackson et al, 1988). Cependant l'excès de ces plantes a un effet négatif quand elles se développent au delà du littoral car elles inhibent la photosynthèse dans la masse d'eau. Le taux d'oxygène dissous sous les tapis diminue rendant ces zones impropres à la vie des poissons (Bernacsek, 1984).

Or, on a vu précédemment que la présence d'arbres partiellement submergés était en partie responsable du développement des macrophytes en dehors des zones strictement littorales. Heide (1982) dans son étude sur Brokopondo a établi une comparaison avec certains lacs de barrage africains. Ces retenues n'inondent jamais de la forêt dense, mais de la savane arborée beaucoup plus clairsemée. De même, la morphométrie et la bathymétrie de ces lacs font qu'ils ont généralement une zone littorale peu

développée et des profondeurs moyennes relativement plus importantes. La plus faible hauteur des arbres de la savane font qu'ils sont souvent totalement submergés. En outre, en l'absence de tapis flottants les arbres ennoyés peuvent fournir un support important pour les organismes de l'épilimnion des zones centrales. Ceci constitue un facteur favorable à la productivité des poissons comme l'a observé Petr (cité dans EDF, 1986) sur le lac Akosombo (Ghana).

En tout état de cause, dans les zones où il y a une mauvaise circulation et une prolifération de macrophytes, les conditions d'anoxie conduisent à la décomposition anaérobie de la végétation inondée et des restes des végétaux flottants, conduisant ainsi à la formation de H_2S , très néfaste à la vie aquatique. L'importance relative de ces zones dans les retenues joue un rôle important dans la composition de l'ichtyofaune. Dans les lacs de varzea d'Amazonie, quand une dense végétation flottante recouvre la surface, il y a peu d'oxygène dissous et on observe la présence de H_2S . La faune située sous la végétation est pauvre en individus et en espèces (Paiva, 1978).

Cet auteur précise que l'excès des plantes aquatiques favorise certaines population comme les *Serrasalmus rhombeus* à Curua-Una, ce qui réduit la diversité de l'ichtyofaune.

Nous avons vu que les conséquences de la présence de la forêt dense dans les retenues sont difficiles à apprécier tant le problème est complexe. Cependant, il ressort de l'étude des effets de la forêt sur l'écologie des retenues la nécessité de considérer la présence des arbres comme un facteur limnologique à part entière. La forêt altère la circulation de l'eau et augmente de façon substantielle le substrat pour les organismes benthiques, les macrophytes aquatiques et le périphyton. Jusqu'à présent ce facteur malgré son importance n'a pas encore été quantifié ni même suffisamment considéré dans les études des impacts sur l'écologie aquatique par l'ennoisement de la forêt suite à l'aménagement d'un barrage hydroélectrique. Il semble par ailleurs, que l'influence de la forêt dans la masse d'eau varie suivant les conditions morphologiques et hydrologiques des retenues et des différentes zones fonctionnelles d'une même retenue. La forêt joue un double rôle, chimique avec la déplétion d'oxygène et l'apport de nutriments résultant de sa décomposition, et physique avec l'influence des arbres sur les effets du vent, la circulation de l'eau et la fixation des macrophytes flottants. La présence de la forêt n'a pas vraisemblablement un effet complètement négatif sur l'écologie dans certaine zones. Ce rôle peut aussi être limité dans le temps en fonction de la plus ou moins bonne dégradation de la forêt dans l'eau. Par contre, il apparait que dans certains cas il est nécessaire d'étudier un éventuel retrait de sa biomasse pour en atténuer les effets et permettre un retour plus rapide de conditions permettant un meilleur fonctionnement du nouvel écosystème créé par l'aménagement.

PLANS DE DEBOISEMENT DES RETENUES AMAZONIENNES

Le problème du déboisement des retenues en forêt dense est fondamental et se pose pour chaque nouveau projet réalisé

En effet, nous avons vu précédemment que les conséquences écologiques de la submersion de la forêt sont importantes et difficiles à apprécier. Paiva (1977a, 1977b) attribue la plupart des problèmes environnementaux des retenues de Curua-Una et de Brokopondo au non-déforestation préalable à

l'enneigement, alors que le déboisement partiel de la retenue de Paredao serait responsable des bonnes conditions rencontrées dans cette retenue.

Le problème n'avait pas échappé à la WOSUMA (Fondation de Recherche Scientifique du Surinam et des Antilles Hollandaises) qui conseillait en 1954 un déboisement du bassin de la future retenue de Brokopondo (Leentvaar, 1966). Un plan de déboisement fut également mis en oeuvre pour Tucurui (Monosowski, 1986), mais ne fut pas respecté, en partie à cause d'une faillite frauduleuse de l'entreprise qui en avait la responsabilité (Odinetz-Collart, 1985). A Brokopondo, l'absence de déforestation qui permit le développement massif des macrophytes flottants eut des répercussions écologiques et économiques considérables. Le financement de l'épandage aérien destiné à enrayer le processus de colonisation aurait permis de déforester 12,8% de la retenue (Paiva, 1977a). C'est dire l'importance des enjeux économiques touchant à la déforestation et il convient de s'interroger sur les modalités d'un déboisement rationnel.

Aux problèmes écologiques liés à la présence de la forêt ennoyée s'ajoute par ailleurs la nécessité de protéger les infrastructures du barrage. L'aspect financier lié aux problèmes environnementaux et aux possibilités d'un usage multiple des retenues (pêche, loisirs, etc...) devra être pris en compte.

La loi fédérale brésilienne n°3 824 du 23 novembre 1960 oblige à déforester et à retirer la végétation des bassins des réservoirs bénéficiant d'une concession fédérale. L'article 2 de cette même loi précise qu'il faut également préserver une surface boisée sur le littoral afin d'assurer la protection de l'ichtyofaune. Cependant de l'avis des consultants d'Electrobras et d'Electronorte, cette loi est inappropriée aux grands barrages amazoniens (Paiva & Salles, 1977; Goodland, 1978). La taille importante des retenues rend impossible un déboisement complet. Ceci les a conduit à définir quel type de déboisement était le plus approprié aux grands aménagements en tenant compte des composantes environnementales et économiques des projets, et d'un possible usage multiple des retenues.

Plan de déboisement zonal

La mise en place des réservoirs en forêt dense est un aménagement complexe sur un environnement peu connu. La prudence doit donc prévaloir car les effets de la submersion de la forêt sont difficiles à maîtriser.

Parmi les alternatives possibles, le déboisement par zone du bassin est le plus recommandable (Paiva & Salles, 1977; Goodland, 1978, 1979; Paiva, 1977a, 1977b, 1988). Le déboisement total des grandes retenues est déconseillé (Goodland, 1978) car le coût d'une telle opération et ses retombées écologiques ne le justifient pas. Dans tous les cas un déboisement ne devrait pas dépasser 50 % de la surface de la retenue (Paiva & Salles, 1977).

Le déforestation par zone doit donc pouvoir atténuer la plupart des conséquences négatives résultant de la mise en place du réservoir. La retenue de Brokopondo aurait nécessité l'étude d'un plan de déboisement zonal (Paiva, 1977a). Ce plan aurait été réalisable sur 18% de la retenue sans apporter un surcoût financier au projet. En effet cette surface correspond à celle que l'on peut déboiser avec le même

financement que celui nécessaire à lutter contre les mauvaises conditions écologiques liées à la submersion de la forêt. Un investissement réfléchi peut permettre un meilleur profit économique en réduisant les préjudices causés à la retenue et aux installations de l'usine, et un meilleur profit social grâce aux possibilités d'usage multiple de la retenue.

Un déboisement zonal demande une préparation très approfondie intégrant les variables économiques, sociales et écologiques du projet, débouchant sur une planification rigoureuse.

Cette planification doit être définie en fonction des caractéristiques propres de chaque projet et de chaque réservoir. La prise de décision doit intervenir dans la phase de projet des travaux. La planification et l'estimation du coût permettra de définir les zones qu'il apparaît indispensable de déboiser pour obtenir l'optimisation du rapport coût/bénéfice de l'opération. En général, le coût et le temps nécessaire à l'exécution du déboisement servent à justifier l'ennoiement pur et simple de la végétation sans autre respect de l'écologie et des usages des retenues (Paiva & Salles, 1977). Pourtant le retrait d'une partie de la biomasse de régions sélectionnées dans les réservoirs permettrait sans doute de minimiser les impacts.

L'élaboration d'un plan de déboisement zonal doit s'appuyer sur la connaissance de certains paramètres caractéristiques de la forêt et du bassin :

- inventaire forestier précis permettant de dégager les principales catégories de forêt, la composition spécifique de chaque type de forêt, les surfaces de végétation soumises à l'immersion de façon partielle, totale ou saisonnière, la biomasse et la densité de la végétation.
- une analyse de la qualité du bois et des marchés potentiels
- la possible utilisation des différents types de bois
- la morphologie, la bathymétrie, l'hydrologie, la structure fonctionnelle du réservoir.

La connaissance de ces paramètres permet ensuite d'élaborer un plan de déboisement en tenant compte de la chronologie de la mise en eau pour permettre de réduire les coûts et la durée des travaux. Cette analyse doit permettre de localiser de petites surfaces qui devront être déboisées avant la fermeture, puis celles que l'on pourra déboiser pendant la montée des eaux. Enfin on pourra sélectionner les arbres éventuellement exploitables à partir de la surface une fois la retenue mise en eau. En effet il existe des techniques permettant la récupération des arbres à l'aide de barges flottantes, ce qui réduit considérablement le coût de l'opération pour les régions inaccessibles. Cette technique a été utilisée à Tucuruí avec succès quelques temps après la mise en eau, les arbres pouvant être ensuite utilisés pour faire du bois d'oeuvre ou du charbon.

La planification doit permettre d'éviter au maximum la repousse de végétation secondaire. En effet cette repousse apporterait une nouvelle quantité de matière organique facilement dégradable, introduisant une demande biochimique en oxygène supplémentaire.

L'importance des impacts sur l'environnement du réservoir et de l'aval du barrage dépend pour une grande part des bonnes décisions prises lors de la planification du déboisement.

Définition des zones à déboiser

La planification du déboisement par zone tient compte des différents impacts prévisibles et des divers projets associés. Les zones où il est conseillé de déboiser ne seront pas identiques suivant qu'elles concernent la protection de l'usine, le fonctionnement hydroélectrique, l'écologie du réservoir et de la rivière en aval, et les possibles usages de la retenue. Il convient donc d'analyser pourquoi, où et comment déboiser.

(1) Déboisement inhérent au fonctionnement hydroélectrique

L'impact négatif de la forêt sur la qualité de l'eau qui conduit à la formation de H_2S affecte les turbines et les constructions par corrosion. Ainsi à Curua-Una certaines pièces des turbines ont dû être changées (Junk & Nunes de Mello, 1987). Outre les problèmes de corrosion, les travailleurs du barrage de Brokopondo ont dû porter des masques à gaz pendant les deux premières années d'exploitation à cause des émissions de H_2S (Monosowski, 1986). Les problèmes de corrosion à Brokopondo et à Tucuruí ont donc introduit d'importantes pertes financières.

Paiva & Salles (1977) conseillent d'effectuer un déboisement limité juste en avant du barrage. L'importance de cette zone est déterminée par l'isohypse correspondant à la cote minimale du fonctionnement de l'usine. Il est également souhaitable d'éviter que les troncs et les branches flottantes dérivent près du barrage pour éviter les problèmes d'encombrement des prises d'eau.

(2) Déboisement par zone pour des raisons écologiques

L'influence néfaste de la forêt inondée sur l'écologie des retenues a été montrée précédemment. Un déboisement zonal raisonné devrait permettre :

- de réduire la demande biochimique en oxygène pour la dégradation de la matière organique inondée
- de favoriser l'oxygénation par diffusion atmosphérique
- de favoriser la déstratification saisonnière de la masse d'eau
- d'éviter la prolifération des macrophytes en dehors des berges
- d'éviter une trop forte émission de gaz nocifs (H_2S et de CH_4)
- d'assurer un meilleur fonctionnement écologique de la retenue en respectant la forte production des zones latérales et en améliorant les processus photosynthétiques de la zone centrale
- d'assurer la pérennité des populations animales et spécialement des poissons.

La complexité des retenues au niveau morphologique et hydrologique impose une étude spécifique des zones à déboiser en tenant compte du fonctionnement biologique de la retenue et des conséquences en aval. La définition de ces zones tiendra compte de l'influence variable que peut avoir la forêt sur l'écologie aquatique.

Notons que Goodland (1978) dans ses recommandations à Electronorte pour le barrage de Tucuruí semble minimiser l'impact de la forêt en tant que facteur écologique important, puisque selon lui les mauvaises conditions à Brokopondo sont plus liées au fort temps de rétention qu'à la présence de la

forêt. Il considère que les parties peu profondes peuvent recevoir de l'oxygène de la surface par diffusion turbulente et photosynthèse alors que les zones très profondes seront toujours anoxiques à cause de la présence des arbres. Or ces prévisions n'ont pas été confirmées par l'étude limnologique de Tukurui par Pereira (1989) qui constate au contraire que les parties littorales peu profondes sont presque totalement anoxiques et que la partie centrale très profonde présente une déstratification saisonnière.

Il convient donc de déboiser les zones peu profondes abritées du vent où les arbres sont à demi submergés, la circulation mauvaise, le temps de rétention long, abriter du vent ainsi que les zones présentant de très fortes digitations. Par contre il apparaît indispensable de préserver une bande forestière immergée sur le pourtour de la retenue afin d'assurer une bonne production biologique.

(3) Déboisement par zone pour des raisons sanitaires

Les zones des retenues situées à proximité des centres d'activité humaine doivent être surveillées du point de vue sanitaire pour éviter la transmission des maladies infectieuses dont les vecteurs sont liés à l'eau (paludisme, bilharziose).

Il est donc nécessaire d'éviter le développement de la végétation sur les rives et le développement des tapis de macrophytes flottants ancrés sur les troncs des arbres pour éviter la création de sites favorables au développement des vecteurs (moustiques, mollusques).

(4) Déboisement pour les usages multiples

Les projets hydroélectriques, peuvent par la création d'un bassin artificiel, permettre le développement d'activités annexes comme la navigation, la pêche commerciale et sportive, le tourisme et les loisirs aquatiques. Il est nécessaire de définir les zones de la retenue où se dérouleront ces activités afin de permettre l'étude d'un déboisement spécifique.

Les troncs d'arbres gênent la navigation et la pêche aux filets. Il convient donc d'étudier des zones de circulation et des zones de pêche entièrement dégagées quand cette activité est prévue. Par contre, il est impératif de préserver les berges au maximum pour permettre la reproduction, l'alimentation des poissons et le développement des alevins.

Les activités de tourisme et de loisirs nécessitent une eau "propre" sans matériel flottant. Il faut donc éviter les fortes déplétions d'oxygène, l'anoxie des couches profondes et la présence de nombreux débris de végétation. L'aménagement des rives doit être effectué et les parties concernées ont besoin d'être déboisées.

En tout état de cause, un déboisement pour des raisons d'usage multiple reste strictement limité aux zones proches des centres d'activités.

L'utilisation d'une retenue pour d'autres activités que la production d'électricité nécessite donc de maîtriser parfaitement l'impact de ces activités annexes. Il est important d'intégrer ces usages divers au projet de réalisation d'un lac artificiel mais il ne faut pas que ces activités gênent le bon fonctionnement limnologique du milieu nouvellement créé dont l'équilibre est en train de se réaliser.

CONCLUSION

En résumé, il faut répéter encore une fois que les effets sur le milieu aquatique de l'ennoisement de la forêt sont multiples et complexes. Ils sont parfois contradictoires suivant le point de vue de l'analyse.

Il importe en outre de garder à l'esprit trois remarques générales :

(1) La déforestation totale, pour autant qu'elle soit réalisable dans la pratique, est, au vu des connaissances actuelles, un non sens, tant écologique qu'économique, en termes d'analyse des coûts/bénéfices escomptés.

(2) La déforestation partielle (ou zonale) demande une définition claire des objectifs recherchés :

- * amélioration locale de la qualité de l'eau dans une zone donnée, soit que l'on s'attende à ce que celle-ci soit particulièrement dégradée sans intervention, soit que l'on souhaite la préserver spécialement pour une raison précise (sanitaire, esthétique, protection de l'aménagement, de l'habitat, etc.).

- * amélioration de la circulation générale dans la retenue,

- * une utilisation multiple de la retenue en plus de son utilisation principale (pêche, aquaculture, fixation de populations, tourisme, loisirs, etc.).

(3) Toute utilisation multiple des retenues induit de nouveaux impacts qui vont parfois bien au-delà de ceux de l'aménagement initialement prévu. Il faut bien les peser lors des prises de décision. Une des recommandations importantes de la conférence de Rio a justement été de bien prendre la mesure des implications des décisions de développement. Il importe que cette analyse des impacts se fasse bien en amont dans le processus de décision afin que celle-ci soit prise en toute connaissance de cause.

En tout cas il ne faut pas qu'une déforestation soit entreprise sous prétexte d'écologie si dans la réalité elle répond à d'autres impératifs.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BERNACSECK, G.M. 1984. Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins (based on a review of ecological effects of large dams in Africa). CIFA, Tech. Paper. 11 : 98 p.

EDF, 1986. Chute du Petit-Saut. Etude d'impact sur l'environnement.

EDF, 1991. Aménagement de Petit-Saut (Guyane)- Journée sur l'environnement.

GOODLAND, R., 1978. Environmental Assessment of Tucurui Hydroelectric Project, Rio Tocantins, Amazonia. Centrais Elétricas do Brasil S.A., Eléctonorte, Brasília, D.F., Brasil : 250 p.

GOODLAND, R. 1979. Environmental optimization in hydrodevelopment of tropical forest region. In Panday, R.S., Man-made lakes and human health. Proceeding of the Symposium on Man-made lakes and Human Health Paramaribo, University of Suriname, Oct.1977 : 10 20.

HEIDE, J. VAN DER., 1978a. Stability of diurnal stratification in the forming Brokopondo Reservoir in Surinam, South America. Verh. Internat. Verein. Limnol.. 20. : 1702 1709.

HEIDE, J. VAN DER., 1978b. Stratification in the filling phase of the man-made lake Brokopondo in Surinam (S. America). Hydrbiological Bulletin. 12. (2) : 85 98.

HEIDE, J. VAN DER. 1982. Lake Brokopondo - Filling phase limnology of a man made lake in the humid tropic. Univ. Amsterdam : 428 p.

JACKSON, P.B.N., MARSHALL, B.E. & PAUGY, D., 1988. Fish communities in man-made lakes. In Biologie et écologie des poissons d'eau douce africains, Levêque, C., Bruton, M.N. et Ssentongo, G.W. (Eds)- Editions de l'ORSTOM, Coll. Trav. et Doc., Paris : 325 350.

JUNK, W.J., ROBERTSON, B.A., DARWISH, A.J. & VIEIRA, I., 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curua-Una, a primeira represa Hidrelétrica na Amazonia Central. Acta Amazonica. 11. 1 : 687 716.

JUNK, W.S & NUNES DE MELLO, J.A.S., 1987. Impactos ecologicos das represas hidroeléctricas na Bacia Amazônica brasileira. Tubinger Geographische Studies. 95 : 367 385.

LEENTVAAR, P., 1966. The Brokopondo research project, Suriname. In Lowe-McConnell, R.H., Man-made lakes, London, Academic : 218 p.

LEENTVAAR, P., 1973. Lake Brokopondo. In Ackermann, W.C. et al., Man-made lakes : their problems and environmental effects, Washington, D.C., American Geophysical Union : 186 196.

LEENTVAAR, P., 1985. Alto Sinu Hydroelectric Project in Colombia : possible consequences for the environment. *Hydrobiologia*. 120 : 241 248.

MONOSOWSKI, E., 1986. Brazil's Tucurui Dam : Development at Environmental Cost. In The Social Effect of Large Dams, Ed. by E. Goldsmith and N. Hildyard. Chapitre 18. Vol. 2 : 191 198.

ODINETZ-COLLART, O., 1985. Les grands barrages en Amazonie : Impact et développement. Connaissance du milieu amazonien, Actes du séminaire du 15 et 16 Oct. 1985, Paris. Ed. ORSTOM : 175 197.

PAIVA, M.P. 1977a. Algumas considerações sobre a represa de Brokopondo, Suriname. Rio de Janeiro, Electrobras : 61 p.

PAIVA, M.P., 1977b. The environmental impact of man-made lakes in the Amazonian region of Brazil. Electrobras, Rio de Janeiro, Brasil : 69 p.

PAIVA, M.P., 1978. A ictiofauna e as grandes represas brasileiras. Electrobras : 2 37.

PAIVA, M.P. & SALLES, P.V., 1977. Desmatamento de represas hidrelétricas no Brasil. Electrobras. 28 p.

PEREIRA, A., 1989. Etude des données limnologiques de la retenue de Tucurui, Amazonie-Brésil. Rapport de stage de D.E.A. Techniques et Gestion de l'Environnement. CERGRENE-ENPC.

SISSAKIAN, C., 1991. Petit-Saut : Cartographie de la retenue - Volumes- Surfaces. In EDF, Aménagement de Petit-Saut (Guyane)- Journée sur l'environnement : 25 37.

ANNEXE IV

Faisabilité d'opérations de radio-pistage dans un fleuve tropical
sous couvert végétal important

Rapport de mission effectuée en Guyane Française

par

J.M. Bach, J. Raffray, L. Tito de Morais, F. Travade

EXPOSE DES MOTIFS

Au cours des études hydrobiologiques conduites en Guyane française par l'UR 2C, il est apparu essentiel de préciser les modalités d'utilisation de l'espace en relation avec la reproduction, chez certaines espèces:

Hoplias aimara, est un poisson de grande taille (pouvant dépasser le mètre et les 25 kg), n'effectuant sans doute pas de grandes migrations longitudinales mais qui réaliserait des déplacements latéraux entre le cours principal et les affluents (criques). Il aurait un comportement territorial et construirait des nids en période de reproduction.

Leporinus friderici est un poisson de plus petite taille (30 cm pour 2 à 3 kg) est parfois donné comme migrateur dans la littérature. Par ailleurs, certaines observations peuvent laisser supposer que dans le Sinnamary également des migrations soient entreprises par cette espèce. Pour un effort de pêche analogue, les adultes matures sont largement dominants dans le bas cours et les jeunes dans le haut cours et des individus de taille moyenne (15 cm env.) ont été capturés alors qu'ils remontaient des rapides dans le cours moyen.

Myleus rhomboidalis (taille max. 30 cm pour 3 à 4 kg) est une espèce pour laquelle seuls des adultes ont été capturés, malgré un effort de pêche important depuis le début des recherches ichthyologiques sur le Sinnamary (les premiers travaux de l'INRA datent de 1983).

Parmi les espèces, nombreuses, pour lesquelles des interrogations de ce type subsistent, ces trois-là apparaissent, par leur taille, leur résistance et leur relative abondance (moindre pour *M. rhomboidalis*) comme de bons candidats pour le radio-pistage.

Cette technique est régulièrement utilisée en milieu tempéré, mais, à notre connaissance, il s'agit d'une première dans un fleuve tropical sous couvert végétal important. Avec le soutien total du DEC et du responsable de l'UR 2C, nous avons donc mis sur pied cette étude de faisabilité avec la collaboration d'EDF (Direction des Etudes et Recherches - Département Environnement).

Pour cette étude, il s'agissait avant tout de lever les hypothèques relatives à la portée des émetteurs sous couvert végétal important et de cerner les problèmes liés à la capture des poissons et à l'implantation des émetteurs dans la cavité générale des poissons.

PARTICIPANTS

Luis Tito de Morais, affecté à Cayenne, qui sera responsable de la partie radio-pistage des programmes d'hydrobiologie en Guyane pour 93/94.

Jean Raffray, dont l'affectation en Guyane est prévue en Mars 93, participera à ces programmes et devrait devenir par la suite l'élément central d'autres opérations requérant l'utilisation de techniques de radio-pistage.

J.M. Bach et F. Travade ont participé à la mission en tant qu'experts extérieurs à l'Orstom.

CALENDRIER

F. Travade: en Guyane du 22/11 au 28/11

J.M. Bach: en Guyane du 22/11 au 9/12

J. Raffray: en Guyane du 22/11 au 16/12

Deux tournées de terrain ont eu lieu. La première semaine, après dédouanement du matériel EDF, a été consacrée essentiellement aux essais de portée des émetteurs. La deuxième semaine, après le départ de F. Travade, a été consacrée aux essais de capture et d'implantation des émetteurs. Les derniers jours, avant

le départ de J.M. Bach ont été consacrés au re-conditionnement du matériel EDF et à la synthèse des résultats.

La mission de J. Raffray s'est prolongée quelques jours afin de réceptionner le matériel de radio-pistage Orstom et de préparer son affectation en Guyane.

MATERIEL UTILISE

Le matériel utilisé est de marque ATS (Advanced Telemetry Systems). Il a été prêté pour l'étude de faisabilité par EDF (Direction des Etudes et Recherches - Département Environnement).

- Récepteur type R2000 fonctionnant dans la gamme des fréquences 48-49 MHz.
- Emetteurs LS6 d'une durée d'émission de 365 jours (longueur: 70 mm; diamètre: 16 mm; poids: 22 g).

Ce matériel est d'un modèle très proche de celui qui a été retenu pour l'étude à venir et dont les caractéristiques sont:

- Récepteur: type R2100 fonctionnant dans la gamme des fréquences 48-49 MHz.
- Emetteurs: 5 types ont été choisis:

Type	Diamètre (mm)	Longueur (mm)	Poids (g)	Durée de vie (j)	Quantité
LS6	16	70	22	365	20
2			9	170	10
4			14	180	10
5			19	300	6
?			6	60	10

- 1 enregistreur Data Collection Computer 2,
- 4 "antennes boucles" aériennes.

PORTEE:

Les essais de distance de réception en fonction de la profondeur d'immersion des émetteurs et de l'épaisseur du couvert végétal sont présentés en Annexe. Ils ont donné les résultats suivants :

- portée maximale à la surface de l'eau (profondeur < 6m) en terrain dégagé : 1500 m.
- portée maximale à la surface de l'eau sous couvert végétal important (crique) : 300 m.
- portée non influencée par la profondeur de l'immersion de l'émetteur dans la gamme 0-6 m (profondeur maximale sur le site lors des expérimentations).

La portée des émetteurs peut être considérée comme excellente en milieu découvert (1500 m). Par ailleurs, l'absence d'influence de la profondeur d'immersion dans la gamme 0-6 m (explicable par la très faible conductivité de l'eau : environ 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$) laisse à penser que cette portée restera élevée même pour des profondeurs plus importantes (application possible à la retenue de Petit-Saut). Ce résultat permet d'envisager de façon très optimiste un repérage en pirogue ou en avion (survol à une altitude de 500 m environ) de poissons localisés dans le cours principal du fleuve.

La portée des émetteurs est par contre très réduite par couvert végétal (300 m pour de la forêt dense) qui apparaît comme le principal facteur limitant au repérage à longue distance des poissons radio-marqués.

Ceci pose un problème pour le repérage, à partir du fleuve, de poissons effectuant des incursions de longue distance dans les criques. Un repérage à pied est à envisager pour ces poissons. Il serait par ailleurs important de déterminer la faisabilité d'un repérage aérien au travers du couvert végétal des criques du Sinnamary.

Un rapport spécifique sur ce point est fourni en annexe.

CAPTURES:

Les captures ont été effectuées au moyen de filets maillants (côté de maille: 40, 50, 60) et de lignes appâtées.

Aucune de ces deux techniques n'a donné de résultats satisfaisants:

Les poissons maillés présentaient des blessures au niveau des nageoires pectorales et sur le dos.

Les poissons capturés à la ligne présentent une hémorragie importante.

L'utilisation des piège de capture non blessants et moins traumatisants s'avère indispensable pour augmenter les chances de survie des poissons et la réussite de l'opération. Cependant, si cette technique semble bien adaptée à la capture de *H. aimara*, le filet maillant reste, à notre connaissance, le seul moyen de capture pour *Leporinus friderici*. Pour ce dernier il est donc important d'effectuer des relèves de filet fréquentes pour diminuer les risques de traumatisme lors de la capture.

MARQUAGE

Les poissons capturés ont été anesthésiés avant manipulation avec du phénoxi-éthanol dilué (5 cc pour 20 l d'eau).

La technique de marquage dans l'estomac utilisée en métropole sur des migrateurs qui ne se nourrissent plus en rivière, n'est pas possible sur des poissons qui se nourrissent. L'implantation des émetteurs s'est donc effectuée dans la cavité générale. Pour cela, une incision peut être pratiquée entre la 3^{ème} et la 5^{ème} écaille en arrière de la nageoire pelvienne. Pour la suture, nous avons testé plusieurs modèles d'aiguille et de fil. Les aiguilles courbes de section triangulaire munies de fil monofilament serti paraissent les mieux adaptées.

L'implantation de l'émetteur ne semble pas poser de problème chez *Hoplias aimara*; en revanche, des émetteurs de plus petite dimension devront être utilisés chez *Leporinus friderici*.

Chez *Mylocheilichthys rhomboidalis*, la cavité générale très comprimée latéralement, est entièrement protégée par de fortes arêtes qui interdisent le passage d'un émetteur et compromettent cette technique.

SUIVI DES INDIVIDUS MARQUÉS:

Un seul (n° E48/360) *Hoplias aimara* (capturé au filet et présentant des blessures dues aux maillages) a survécu après marquage et a été relâché. Nous l'avons localisé 24 heures après à proximité du point de lâcher. Une semaine après il était toujours localisé au même endroit et nous avons pu nous assurer de sa survie en le délogeant, mais nous ne connaissons pas son état de santé.

CONCLUSIONS:

Les essais *in-situ* du matériel de radio-pistage montrent que la portée des émetteurs (1500 m) est importante en l'absence de couvert végétal et peu influencée par la profondeur d'immersion. On observe cependant, lors d'un repérage à la surface de l'eau, une absorption importante des ondes radio par le couvert végétal (portée réduite à 300 m environ). La faisabilité d'un repérage aérien au dessus du couvert végétal n'a pu être réalisée lors de cette campagne, mais mériterait de l'être dans l'avenir.

Il apparaît de ce fait que le repérage des poissons cantonnés dans le cours principal du fleuve est facilement réalisable à partir d'une embarcation ou d'un avion. En revanche, le repérage des poissons remontant les criques ne pourra être envisagé à bord d'une embarcation remontant le fleuve que si leur incursion n'y dépasse pas quelques centaines de mètres. Une prospection à pied s'imposera donc pour les poissons séjournant dans les criques, et après une interruption du suivi intensif, il sera sans doute nécessaire de prévoir, si la technique s'avère réalisable, des prospections aériennes préliminaires en cas de déplacements importants des poissons dans les criques compte tenu des difficultés de progression sur les berges.

Parmi les trois espèces cible *Myleus rhomboidalis*, *Hoplias aimara* et *Leporinus friderici* seules les deux dernières peuvent être marqués.

Il conviendra par ailleurs d'apporter quelques modifications au matériel utilisé et aux techniques de capture et de marquage mises en oeuvre lors de cette étude de faisabilité:

Les récepteurs devront être tropicalisés et placés dans des boîtiers étanches permettant leur maniement.

L'option "mortalité" proposée par le constructeur semble intéressante pour des poissons effectuant de faibles déplacements comme *H. aimara*; cette option permet de vérifier que le poisson n'est pas mort (doublement du nombre de pulsations/minute si aucun mouvement n'est effectué en 12 heures ou plus)

Pour la capture de *Hoplias aimara*, l'emploi des lignes appâtées est à proscrire. L'utilisation de pièges de type "camina" localement utilisés par les pêcheurs, devrait donner de meilleurs résultats pour la survie du poisson.

Pour la capture *Leporinus friderici*, l'utilisation de filets maillants nécessitera des relèves fréquentes.

Pour le marquage de *Leporinus friderici*, l'emploi d'émetteurs plus petits est nécessaire. Le suivi devant s'effectuer sur une longue période, il convient de se renseigner auprès du constructeur sur la possibilité de réduire le nombre d'impulsions/minute sans diminuer la puissance du signal et la durée de vie de l'émetteur.

L'achat de matériel de chirurgie adéquat (bistouri, pinces, aiguilles, pinces porte-aiguilles, etc...) est nécessaire et la technique de préparation du champ opératoire (incision et suture) doit être mieux maîtrisée par l'opérateur. Enfin, des tubes de stabulation doivent être prévus pour permettre un réveil dans les meilleures conditions possibles (oxygénation, obscurité...) et une période de transition avant le lâcher.

En conclusion, cette mission et l'étude de faisabilité ont été un succès. A la lumière des enseignements que nous avons résumés ci-dessus, il est maintenant possible d'établir les protocoles de recherche relatifs aux deux espèces qui peuvent faire l'objet d'un marquage. Cette opération est prévue dans le projet de convention 93/94 qui a été déposé auprès d'EDF. L'affectation de Jean Raffray en Mars 93 se justifie donc pleinement. Le programme et les connaissances acquises en Guyane seront la clé pour une généralisation de cette technique au sein des équipes d'hydrobiologie de l'Orstom. Il est en effet souhaitable que nous nous placions à l'avant-garde de cette technique qui n'a pas encore été utilisée en milieu tropical.

Cayenne Décembre 1992

Destinataires : DEC, CSHO, UR2C, Direction Orstom Cayenne, Laboratoire de Petit-Saut.

ANNEXE

CALIBRAGE DE LA PORTÉE DES ÉMETTEURS DE RADIOPISTAGE SUR LE SINNAMARY

1 - BUT DES ESSAIS - SITE D'ÉTUDE

Les essais étaient destinés à calibrer la portée des émetteurs de radiopistage de poissons, en milieu équatorial et en fonction des deux paramètres : profondeur d'immersion de l'émetteur et couvert forestier.

Ils ont été réalisés les 25 et 26 novembre 1992 sur le Sinnamary, dans les environs du lieu-dit "Vénus" situé à une trentaine de kilomètres à l'aval du chantier du barrage de Petit Saut (fig.1). Les caractéristiques du cours d'eau dans cette zone et à cette époque sont les suivantes: largeur: 50 à 75 m, profondeur maximale: 6 m, conductivité de l'eau: environ 20 μ S/cm, présence d'un couvert végétal de forêt équatoriale primaire sur la majeure partie des berges.

2 - MATÉRIEL ET MÉTHODE

Les essais ont été réalisés avec du matériel américain de marque A.T.S.(Advanced Telemetry Systems) :

- récepteur R 2000 fonctionnant dans la gamme des fréquences 48-49 MHz

- émetteurs LS6 (longueur: 70 mm, diamètre: 16 mm, poids: 22 g, durée de vie: 365 jours) et BR 1/2 A (longueur: 450mm, diamètre: 20 mm, poids: 20 g, durée de vie: 150 jours) émettant dans la gamme 48 MHz.

- antennes aériennes 1/4 de longueur d'onde type "boucle" (diamètre: 40 cm)

La méthode utilisée a consisté à immerger les deux types d'émetteurs dans diverses zones caractéristiques du milieu étudié (portions de rivière rectilignes, méandres plus ou moins prononcés, zones à végétation "normale" et "dégradée", "criques" au couvert forestier important...), et à déterminer la qualité et la distance maximale de réception de l'émission radio.

Les repérages ont été effectués à partir d'une embarcation: hauteur de l'antenne par rapport à la surface de l'eau variant de 0,5 m à 1,5 m.

Les distances de portée des émetteurs ont été évaluées par positionnement sur une carte au 1/50000 (portée sur le cours principal du fleuve) ou à l'aide d'un "Topofil" (portée sous le couvert végétal de la crique)

3 - RÉSULTATS

3.1. - Zones inventoriées

Quatre zones caractéristiques ont été inventoriées (Fig. 2) :

- zone 1: le Sinnamary entre la crique Petit Tango et la crique Vénus: méandre du cours d'eau principal à courbure moyenne à forte avec couvert végétal normal (Fig. 4),
- zone 2: le Sinnamary entre Dégrad Fromager et la crique Tatonne: portion rectiligne ou à faible courbure du cours d'eau principal sur une longueur importante ($L > 1$ km) avec couvert végétal de bordure "normal" (Fig. 3),
- zone 3: le Sinnamary entre la crique Mouches sans Raison et la crique Fromager: méandre à très forte courbure avec couvert végétal normal et dégradé (Fig. 5),
- zone 4: la crique Vénus: crique typique de largeur 5 à 10m, profondeur 1,5 à 2,5 m avec couvert végétal normal (Fig. 6).

3.2. - Essais zone 1 (Fig. 3)

Essai 1

point A: immersion émetteurs à 0,5 m de profondeur,

Aymara marqué avec émetteur LS6 situé, en berge, à profondeur > 1 m,

point B: bonne réception des deux types d'émetteurs,

points C et D: limite de réception des deux types d'émetteurs,

point E (près du confluent de la Crique Vénus): limite de réception de l'Aimara marqué

Essai 2

point B et C: émetteurs immergés entre 0 m et 5,5 m de profondeur,

point A: réception sur la berge (appontement du carbet de Vénus):

- bonne réception de l'émetteur immergé au point B quelque soit la profondeur d'immersion (pas de variation d'intensité du signal en fonction de la profondeur),

- pas de réception des deux types d'émetteurs immergés au point C quelque soit leur profondeur d'immersion

distance AB: 900 m

distance AC: 950 m en portée directe

1000 m en développé sur le méandre

distance AD: 700 m en portée directe,

800 m en développé sur le méandre.

distance AE: 1000 m en portée directe,

1150 m en développé sur le méandre

Les essais réalisés dans cette zone conduisent aux conclusions suivantes:

- la portée des émetteurs LS6 (encore non testé en France) et BR 1/2 A (utilisé depuis plusieurs années sur le saumon dans les cours d'eau français) est similaire,
- la portée des émetteurs est peu influencée par leur profondeur d'immersion pour une profondeur d'immersion inférieure à 6 m et sur des distances de réception inférieures ou égales à 1000 m,
- le signal radio est fortement absorbé par le couvert forestier comme en témoigne la perte rapide du signal dans un méandre de courbure importante (méandre de la Crique Petit Tango),
- il semble exister une certaine réflexion des ondes radio sur le couvert végétal bordant le fleuve puisque l'Aymara situé au droit du carbet Vénus a pu être détecté jusqu'au confluent de la crique Vénus alors que les deux points ne sont pas "à vue".

3.3. - Essais zone 2 (Fig. 4)

point A: immersion émetteurs à 4,5 m de profondeur (prof. maximale dans la zone),
point B: limite de réception du signal

distance AB: 1500 m en portée directe,
1600 m en développé sur le méandre.

Les essais réalisés dans cette zone montrent que la portée maximale des émetteurs en portion rectiligne du cours d'eau et à la profondeur maximale d'immersion est égale ou supérieure à 1500 m. Il se confirme une certaine réflexion des ondes radio sur le couvert végétal dans la mesure où le signal est perçu après un méandre à faible courbure alors que le point d'immersion de l'émetteur n'est plus "à vue".

3.4 - Essais zone 3 (Fig. 5)

Cette zone est constituée d'un méandre replié permettant d'apprécier l'effet du couvert forestier sur l'absorption des ondes radio. Elle est par ailleurs caractérisée par la présence de couvert végétal hétérogène du fait de la présence d'un couvert dégradé dans la pointe du méandre: forêt plus basse et beaucoup moins dense (Fig. 5)

point A: immersion des émetteurs à 4,5 m de profondeur (prof. maximale dans la zone),
point B: limite de réception en rive droite,
point D: limite de réception en rive gauche,
points C et E: bonne réception

distance AB: 750 m,
distance AC: 500 m, largeur du couvert végétal "dégradé" sur cette ligne: 250 à 300 m
distance AD: 500 m, largeur du couvert végétal "normal" sur cette ligne: 300 m
distance AE: 430 m, largeur du couvert végétal "dégradé" sur cette ligne: 250 à 300 m

Les essais dans cette zone confirment l'absorption importante des ondes radio par le couvert forestier "normal". Les ondes sont totalement absorbées par un écran forestier d'une épaisseur d'environ 250 à 300 m. La forêt dégradée absorbe beaucoup moins ces ondes puisqu'un écran de 250 à 300 m ne provoque pas d'absorption conséquente du signal. Il n'a cependant pas été possible de déterminer la portée maximale avec ce type de végétation.

3.5 - Essais zone 4 (Fig. 6)

Ces essais étaient destinés à tester la possibilité de repérage, à partir d'une embarcation circulant sur le fleuve (moyen de locomotion le plus usité et le moins coûteux), de poissons faisant des incursions dans les criques. A cet effet, des émetteurs ont été immergés en divers points de la crique Vénus et l'on a mesuré la distance maximale de réception à partir d'une embarcation située au confluent Sinnamary - crique Vénus. Les émetteurs ont été immergés à la plus grande profondeur possible et dans les zones potentielles de stationnement des poissons les plus défavorables à la transmission du signal radio (excavations de berges, amas de branchages...).

point A: localisation du récepteur radio (embarcation au confluent Sinnamary - Crique Vénus),
point B: limite de réception du signal.

distance AB: 300 m.

Ces essais confirment ceux obtenus précédemment quant à l'absorption du signal radio par la végétation équatoriale "normale": disparition du signal au bout de 300 m environ.

4 - CONCLUSIONS

La portée des émetteurs, peut être considérée comme excellente en milieu découvert (1500 m). Par ailleurs, l'absence d'influence de la profondeur d'immersion dans la gamme 0-6m (explicable par la très faible conductivité de l'eau : environ 20 μ S) laisse à penser que cette portée restera élevée même pour des profondeurs plus importantes (application possible à la retenue de Petit Saut). Ce résultat permet d'envisager de façon très optimiste un repérage à partir du fleuve (pirogue) ou en avion (survol à une altitude de 500 m environ) de poissons localisés dans le cours principal du fleuve.

La portée des émetteurs est par contre très réduite par le couvert végétal (300 m pour de la forêt dense) qui apparaît comme le principal facteur limitant au repérage à longue distance des poisson radio-marqués. Ceci pose un problème pour le repérage, à partir du fleuve, de **poissons effectuant des incursions de longue distance dans les criques.**

Deux techniques sont envisageables pour le repérage de ces poissons:

- prospection à pied le long des berges de la crique; cette technique, compte tenu des difficultés et des durées de progression dans la forêt, n'est envisageable que dans le cas d'un suivi intensif des poissons (un à plusieurs repérages par jour) où la position des poissons est prédéterminée,
- repérage aérien (survol en avion, ULM ou hélicoptère) à basse altitude (300 à 500 m) Il serait important, à ce titre, de déterminer la faisabilité (qui n'a pu être réalisée durant cette campagne d'étude) d'un repérage aérien au travers du couvert végétal caractéristique des criques du Sinnamary. Ce repérage aérien, s'il s'avérait réalisable, serait particulièrement intéressant pour localiser les poissons après une interruption de suivi intensif.

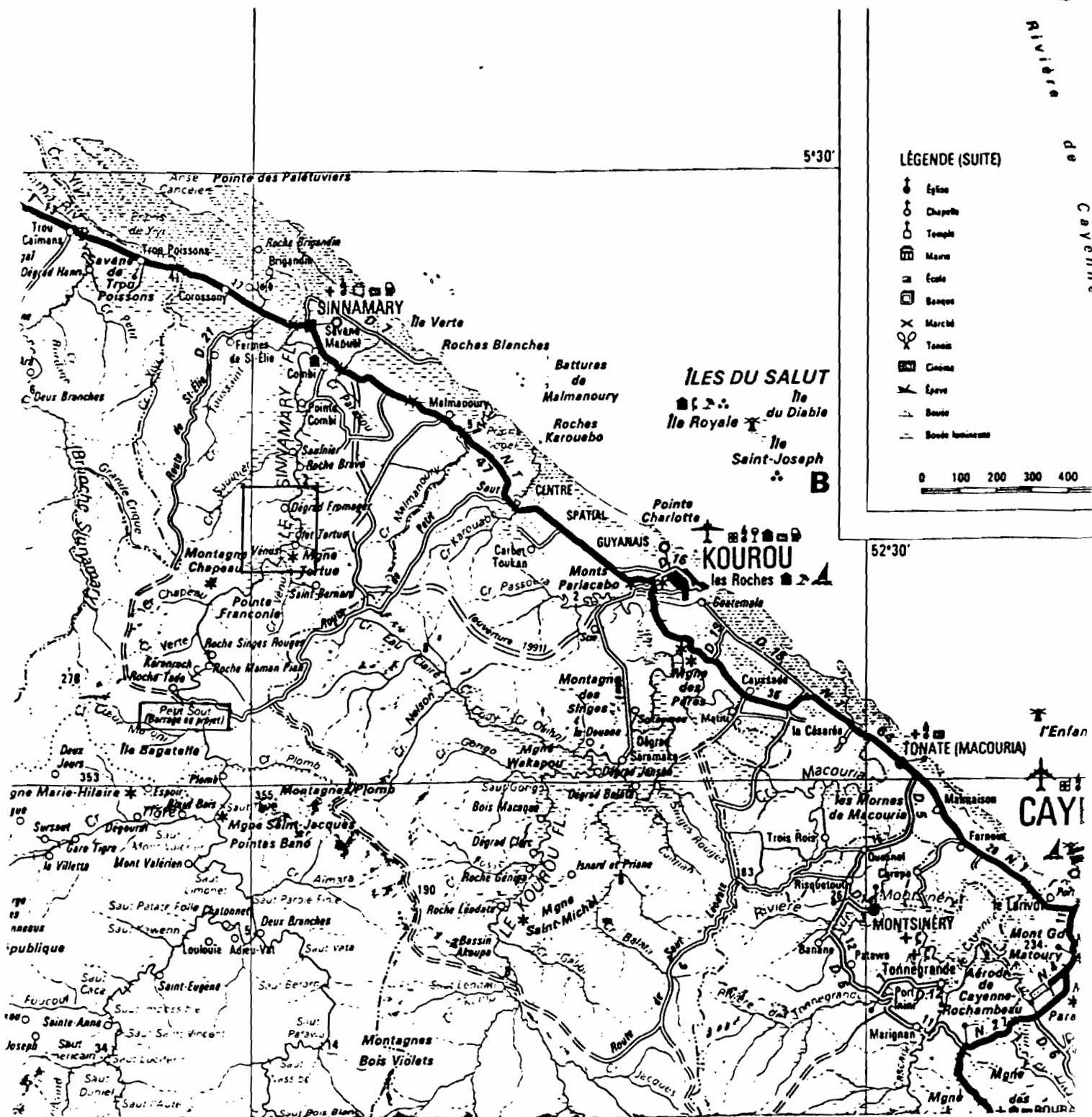


Figure 1 : Site d'étude

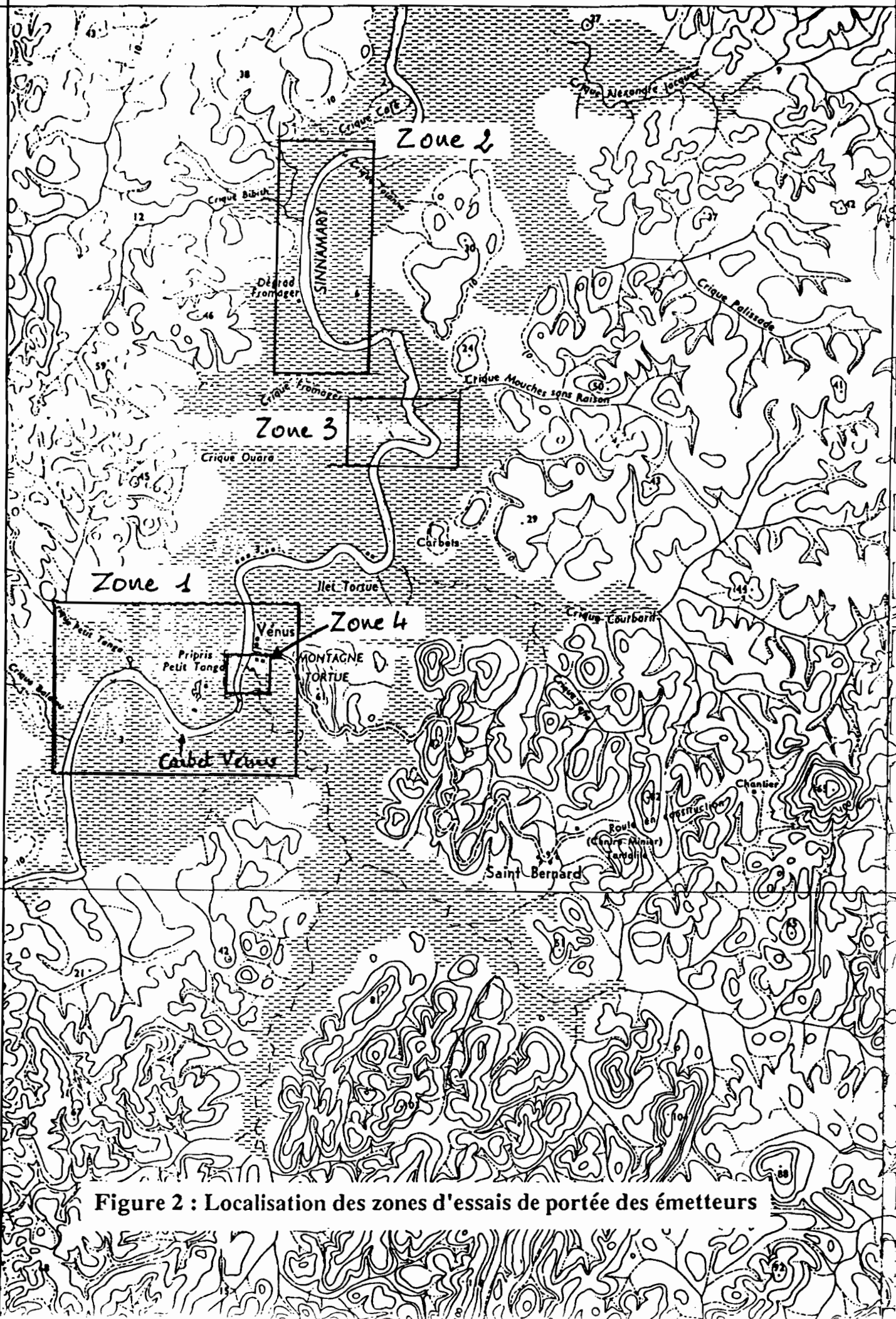


Figure 2 : Localisation des zones d'essais de portée des émetteurs

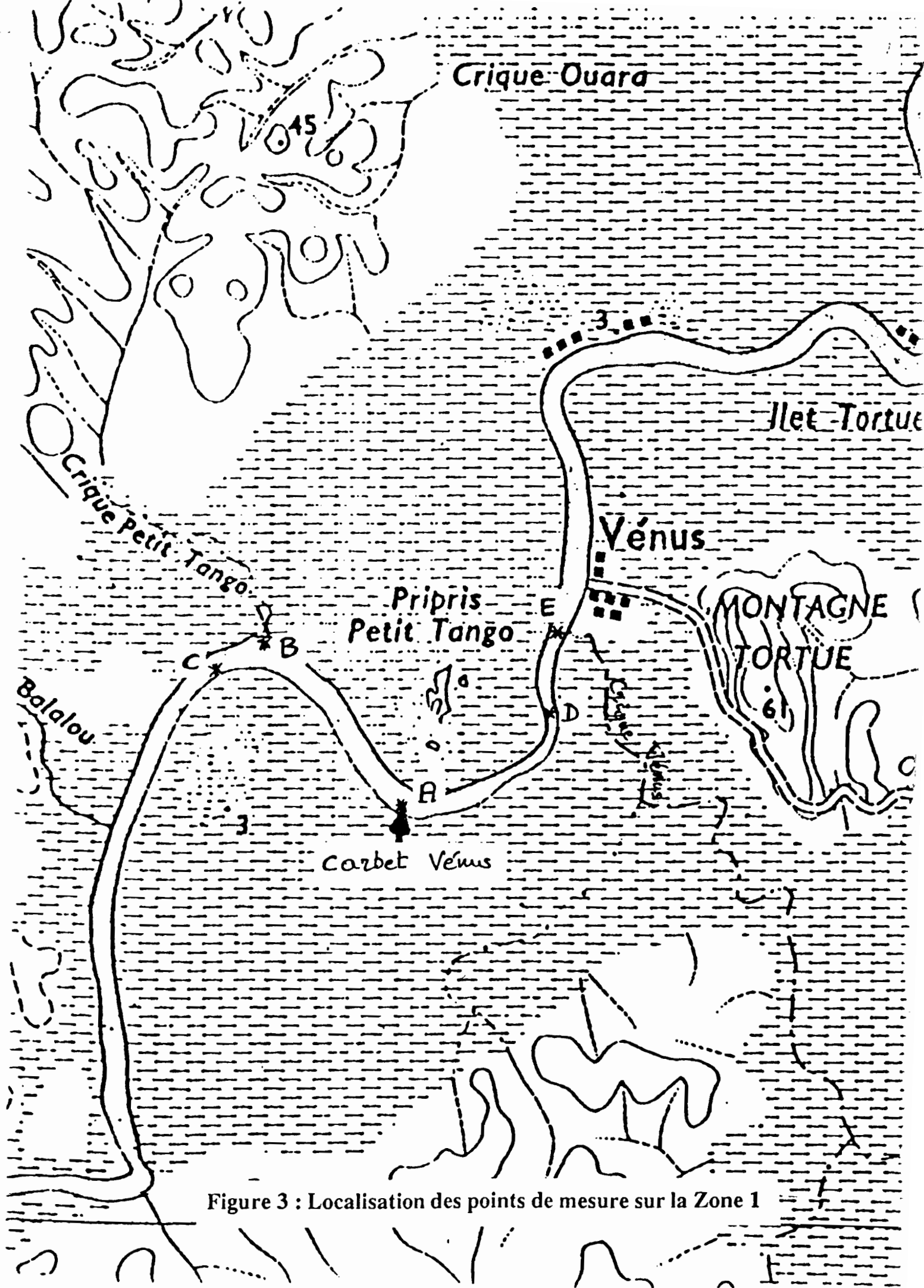


Figure 3 : Localisation des points de mesure sur la Zone 1

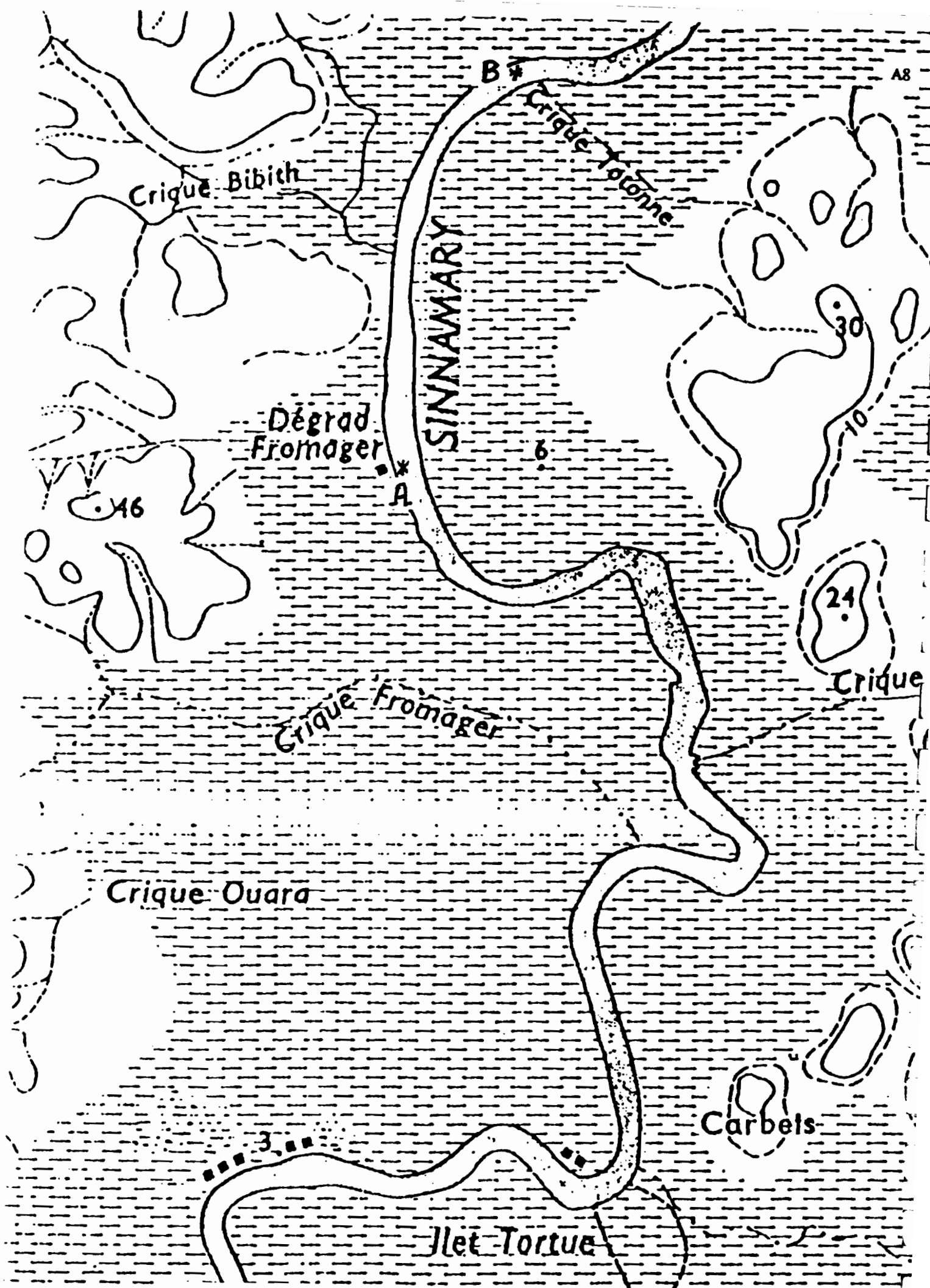


Figure 4 : Localisation des points de mesure sur la Zone 2

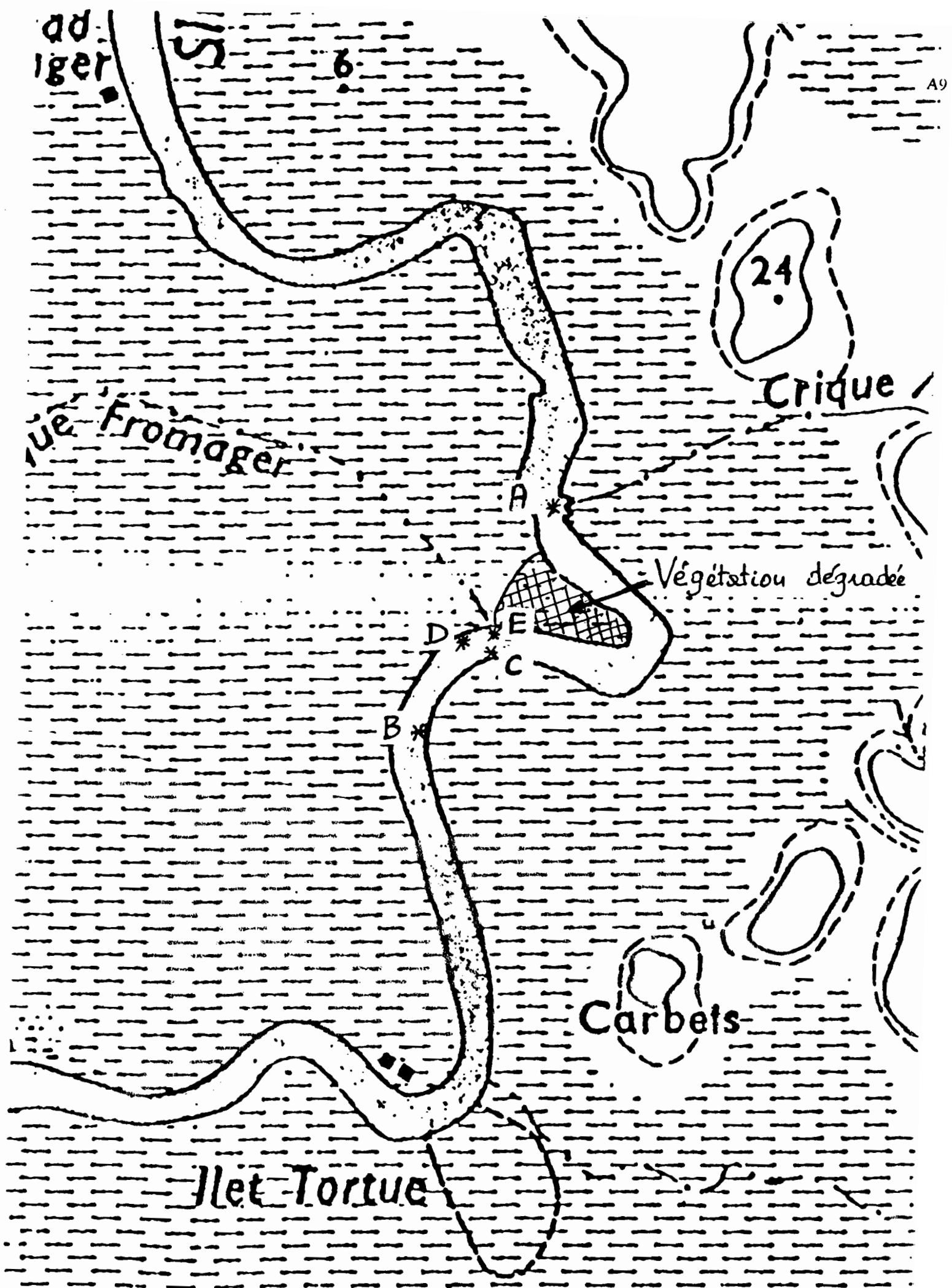


Figure 5 : Localisation des points de mesure sur la Zone 3

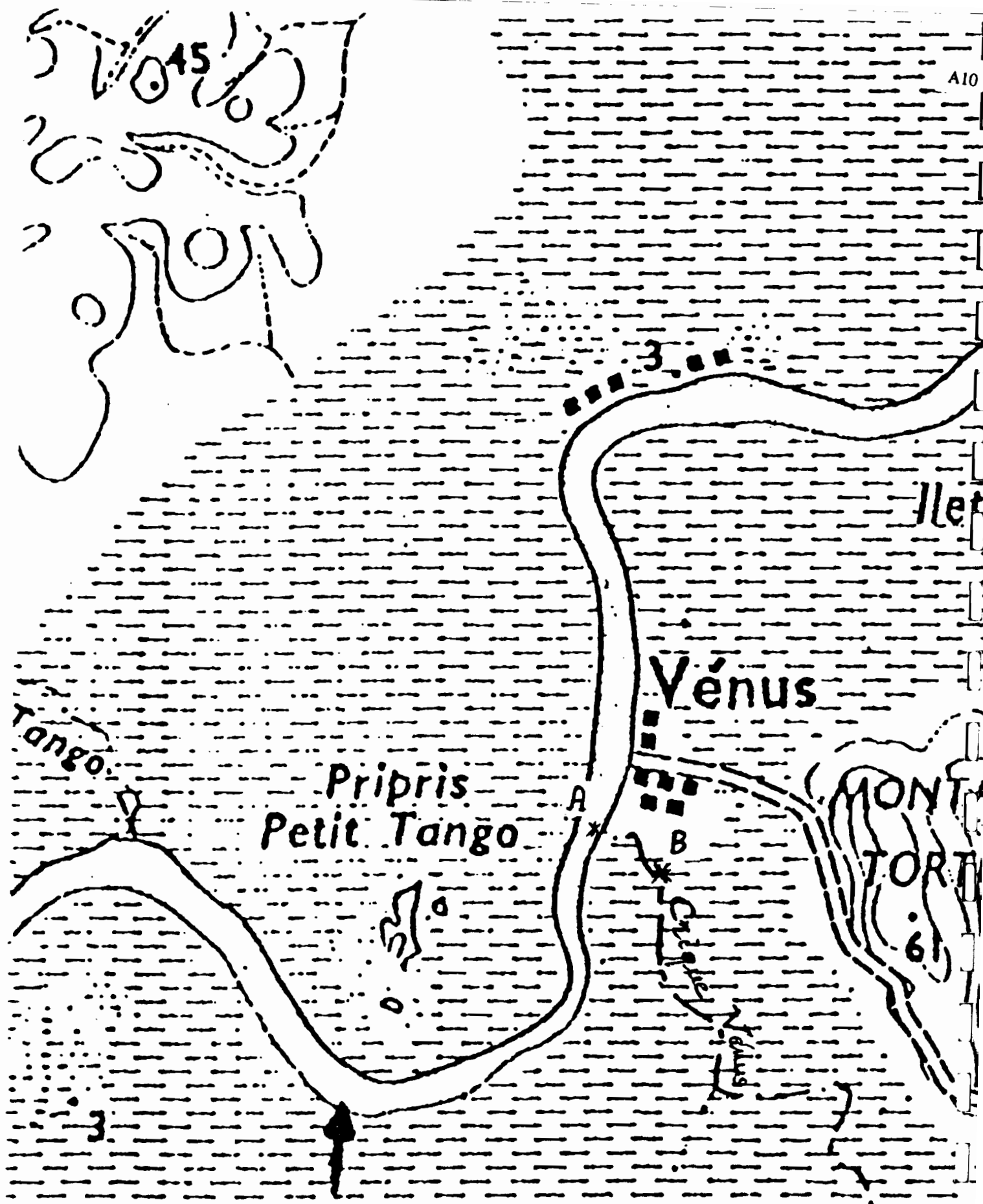


Figure 6 : Localisation des points de mesure sur la Zone 4