

# Effet du niveau d'eau sur la communauté piscicole du lac de Grand-Lieu

Rapport préliminaire interne au conseil scientifique de la Réserve Naturelle  
du Lac de Grand-Lieu



**Alexandre Carpentier, Jean-Marc Paillisson, Loïc Marion**

**Mars 2003**

# Sommaire

<b>1. Introduction</b>	<b>p. 2</b>
<b>2. Contexte scientifique, matériel et méthode</b>	<b>p. 4</b>
1. L'étude de la communauté piscicole	<b>p. 4</b>
2. L'impact potentiel des variations de niveau d'eau sur la faune piscicole	<b>p. 6</b>
<b>3. Résultats, discussion</b>	<b>p. 8</b>
1. Présentation du peuplement piscicole du lac de Grand-Lieu	<b>p. 8</b>
2. Les effets du niveau d'eau sur la répartition spatiale des poissons	
2.1. Le niveau d'eau	<b>p. 11</b>
2.2 La répartition globale du peuplement de 1999 à 2002	<b>p. 12</b>
3. Les effets du niveau d'eau sur la dynamique des espèces	<b>p.14</b>
4. Cas particulier de la perche franche	<b>p.15</b>
<b>4. Conclusion</b>	<b>p. 17</b>
<b>5. Bibliographie</b>	<b>p. 19</b>

# 1. Introduction

La variation du niveau d'eau du lac de Grand-Lieu a été progressivement artificialisée par de nombreux aménagements survenus depuis la fin du XVIII<sup>ème</sup> siècle et surtout au XX<sup>ème</sup> siècle : construction du canal de Buzay (en fin de parcours de l'émissaire l'Acheneau) en 1713, construction d'une digue-route coupant toute la queue du lac à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, création du Canal maritime de la Martinière en parallèle à la Loire et à partir de 1892 installation d'écluses contrariant la remontée de l'onde de marée jusqu'au lac, mettant fin à la remontée de l'onde de marée jusqu'au lac avec enfin, le recalibrage et la suppression des seuils rocheux de l'Acheneau en 1956-58 et installation d'une écluse en sortie du lac à Bouaye. Ces divers aménagements ont tous conduit à une réduction des périodes de libre circulation des eaux, une diminution des crues et une baisse des niveaux moyens. Ils ont mis fin à la remontée de poissons marins ou estuariens qui ont aujourd'hui disparu des prises réalisées par les pêcheurs. Seule l'Anguille, migrateur thalassotoque, s'est maintenue grâce à sa grande capacité de franchissement, favorisée par l'installation de passes à civelles sur les divers seuils qui séparent le lac de la Loire dans les années 90, et par un soutien de population par alevinage de la part des pêcheurs professionnels du lac pour lesquels l'Anguille représente l'essentiel des captures ( $77 \pm 3 \%$ ) (Adam, 1997; Carpentier et al. 2003). Les modifications des conditions hydrauliques de sortie du lac ont accéléré les problèmes d'envasement du lac, phénomène accentué par la nouvelle gestion des niveaux d'eau appliquée en 1965 grâce à l'installation de l'écluse de Bouaye, permettant d'accélérer l'exondation printanière des prairies inondables riveraines du lac, pour une utilisation plus précoce par le pâturage ou l'exploitation du foin. Parallèlement à la modification des niveaux d'eau intervenue en 1965, les profonds changements survenus sur le bassin versant par l'intensification des exploitations agricoles ont conduit à une eutrophisation grandissante du lac (apports de N et P, synergie avec les faibles niveaux d'eau culminant lors de la décennie de sécheresse des années 1990). Le classement en réserve naturelle de la partie centrale du lac en 1982 a modifié cette approche agricole en ajoutant la prise en compte de la préservation du milieu et de sa richesse patrimoniale, essentiellement avifaunistique.

Cette situation a justifié l'adoption d'un Plan de sauvetage en 1992, préconisant la diminution des intrants d'un facteur 10 en dix ans, un retard d'exondation des prairies inondables et un maintien d'un niveau d'eau supérieur de 40 cm en mai et environ 20 cm par la suite pour diminuer la production des macrophytes flottants responsables d'une partie importante de l'envasement. Il faut attendre le paroxysme de l'eutrophisation en 1995, avec une spectaculaire épidémie de botulisme touchant plusieurs dizaines de milliers d'oiseaux, pour qu'une nouvelle gestion des niveaux d'eau soit décidée en 1996, avec un maintien de 22 cm d'eau en plus en mai par rapport à la moyenne des années 1965-95, 15 cm en juin et 10 cm jusqu'en août (scénario dit 1 ter). Outre ses effets escomptés sur la vitesse d'envasement et la réduction des risques de botulisme, cette compensation partielle de la perte moyenne de niveaux survenue en un siècle (50 cm) était supposée améliorer le fonctionnement global du lac. Elle a également été plus favorable aux pêcheurs grâce à l'accessibilité accrue sur l'ensemble du lac et d'après leur déclaration, un sentiment d'augmentation globale du stock et un accroissement de l'abondance de brochets, espèce dépendante des zones inondables pour la reproduction. Les captures de cette espèce ont été les plus importantes de la décennie en 1998 soit deux ans après l'application de la nouvelle gestion hydraulique. Le Plan de sauvetage a par contre été dénoncé par les agriculteurs refusant une diminution de la durée d'exploitation des prairies inondables, d'autant que des crues printanières exceptionnelles ont conduit à un niveau d'eau supérieur à celui préconisé par le scénario 1 ter. En 2002, ce conflit a débouché sur une non application de l'arrêté ministériel de 1996, avec une hausse réduite de moitié en mai et une suppression du retard d'exondation des prairies avec un retour en juin au niveau d'eau moyen de la période 1965-95.

Le présent rapport tente de répondre, à partir de données recueillies pour un objectif différent (cf. infra, Méthodes), à la question posée par la préfecture de Loire Atlantique au Conseil scientifique de la Réserve naturelle du Lac de Grand-Lieu de décembre 2002, sur les effets du niveau d'eau appliqué en 2002 sur la faune piscicole. Les résultats présentés ici de manière succincte sont préliminaires et sont destinés à l'usage interne du Conseil scientifique.

## 2. Contexte scientifique, matériel et méthode

### 1. L'étude de la communauté piscicole

Le suivi de la communauté piscicole du Lac de Grand-Lieu a été initié lors d'une première étude en 1990-92 à la demande du Ministère de l'environnement et de la SCI propriétaire des terrains classés en Réserve naturelle en vue de déterminer les conditions optimales de l'exercice de la pêche professionnelle. Cette étude réalisée par le CEMAGREF à partir de données de capture au filet verveux expérimental et suivi des carnets de pêche des professionnels du lac (Adam & Elie, 1993) n'a cependant pas permis d'estimer les stocks et n'a pas été poursuivie, les filets verveux destinés à la capture de l'Anguille se montrant trop sélectifs pour une étude exhaustive du peuplement du lac. Seule cette espèce a donc été suivie par la suite en terme de stock donnant lieu à la publication d'une thèse (Adam, 1997). L'Université de Rennes a repris ce suivi en 1999, l'objectif initial de l'adaptation de la pêche professionnelle aux stocks faisant place à l'étude de l'impact comparé de la pêche et du prélèvement de la colonie de Grands cormorans installée depuis 1987 et comptant aujourd'hui environ 500 couples nicheurs. La méthode des E.P.A (Echantillonnage Ponctuel d'Abondance) par pêche électrique a été retenue du fait de sa facilité de mise en œuvre, de la faible mortalité engendrée et enfin d'une sélectivité réduite de l'engin aussi bien vis à vis des espèces que des tailles échantillonnées (Nelva *et al.* 1979, Copp et Penaz 1988, Randall 1996, Huatagalung *et al.* 1997, voir la revue de Lucas & Baras 2000).

L'appareil utilisé est un EFKO (type FEG 8000) composé d'un groupe électrogène monocylindre de 8000W et d'un boîtier électronique intégré. A cet appareil sont reliées une cathode (-) de cuivre fixe et une anode (+) mobile composée d'un manche de 2 m de long au bout duquel est fixé un cercle métallique de 20 cm de diamètre. Le matériel de pêche électrique est installé dans une embarcation. Le bateau s'approche lentement du point de prélèvement alors que deux personnes à la proue se préparent l'une avec l'anode, l'autre avec l'épuisette. L'anode est alors projetée à une distance comprise entre 5m et 10 mètres en avant du bateau afin de surprendre le

poisson et le tétaniser. Cela nécessite un courant plus puissant que celui utilisé pour la pêche électrique en cours d'eau (400 V pour une intensité de l'ordre de 20 à 30A). Le bateau se rapproche alors rapidement du point d'impact de l'anode, le manipulateur la récupère pendant que l'autre capture les poissons. La pêche se poursuit sur environ 2 m<sup>2</sup> de surface jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de poissons. Ces derniers sont identifiés, mesurés avant d'être remis à l'eau. Il existe une corrélation bien précise entre la taille et le poids d'un poisson, propre à chaque espèce et à chaque milieu ce qui évite un travail supplémentaire de pesée toujours hasardeux en extérieur. Ce travail avait été réalisé en 1990-1991 par le CEMAGREF (Adam et Elie 1993), les coefficients de corrélation ont donc été repris pour cette étude.

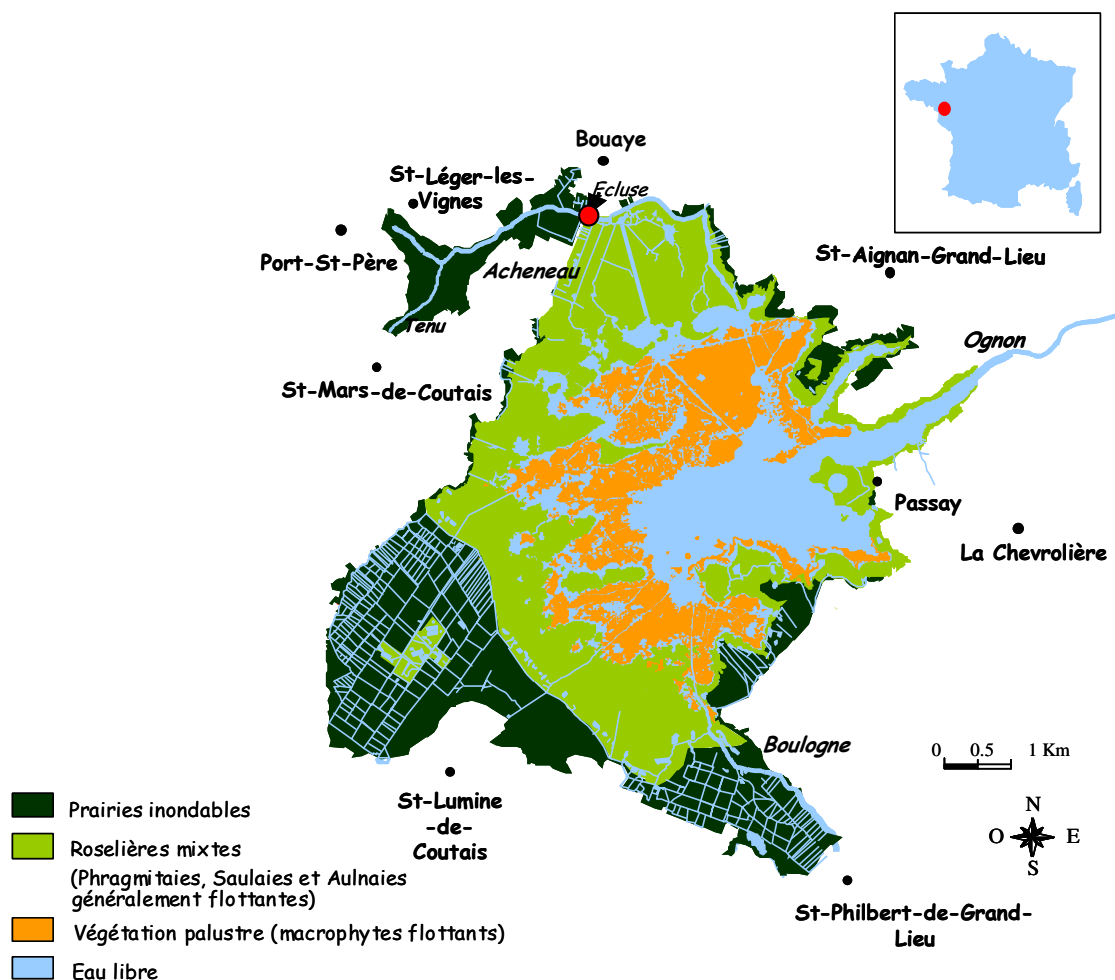
Alors qu'un suivi mensuel a été effectué en 2000-01 (environ 1300 E.P.A.) afin d'étudier les variations spatio-temporelles de la communauté piscicole parmi les différents compartiments du lac, l'échantillonnage n'a été effectué qu'en juillet en 1999 (mise au point méthodologique, n = 100 E.P.A.) et en juillet en 2002 afin d'étudier plus précisément la distribution des poissons selon des gradients de distance à partir des rives (n = 260 E.P.A.). Nous avons retenu dans le présent rapport les données du mois de juillet au cours de ces 4 ans afin d'avoir un recul maximum, totalisant ainsi 559 points répartis dans trois macrohabitats (Carpentier *et al.* 2002a). Cette zonation distingue (voir carte n°1) :

- ✓ la zone rivulaire incluant la ripysilve plus ou moins inondée selon le niveau d'eau, riche en racine, souches, arbres morts enchevêtrés. Cette zone dépourvue de macrophytes aquatiques forme une bande variant de 5 à 20 m de large tout autour du lac et représente une superficie relativement restreinte à l'échelle du lac (environ 30 ha).

- ✓ la zone périphérique ou zone des herbiers (1000 ha) constituée de quatre espèces principales de macrophytes flottants (Nénuphars jaune et blanc, Limnanthème, Mâcre et Scirpe lacustre) distribuées en taches monospécifiques incluant des zones d'eau libre dépourvues d'herbiers.

✓ la zone centrale d'eau libre ou « large » (1000 ha), dépourvue d'herbiers flottants.

Cet échantillonnage nous a permis d'une part de réactualiser l'inventaire piscicole sur le lac faisant apparaître 2 nouvelles espèces (Able de Heckel et Epinochette, Carpentier 1999) et de caractériser la répartition spatiale des différentes espèces entre ces compartiments (Carpentier 1999, Carpentier *et al.* 2002a et en prép.).



Carte n°1 : Principales unités écologiques du Lac de Grand-Lieu.

## 2. L'impact potentiel des variations de niveau d'eau sur la faune piscicole

Le niveau d'eau peut avoir deux types d'effets majeurs sur le peuplement piscicole lacustre (Matthews 1998). En cas de variations de niveau d'eau, le lac de

Grand-lieu qui est un lac de plaine peu profond (40 à 70 cm en été dans les herbiers flottants, 1,20 à 1,80 m dans la zone centrale, tandis que les roselières et les prairies sont exondées excepté lorsque le niveau remonte d'environ 1,50 m en hiver) voit sa surface varier de façon importante découvrant ou inondant des zones que les poissons sont susceptibles d'exploiter à divers stades de leur développement. Certaines espèces par exemple utiliseront des zones inondées pour frayer (Brochet) et ceci dès le mois de février (Casselman et Lewis 1996). Des zones à faible niveau d'eau comme les roselières et les prairies inondées pourront également être utilisées par les jeunes poissons pour se protéger des prédateurs et/ou comme zone d'alimentation (Carpentier *et al.* 2001, 2002b). Si les zones favorables à telle espèce ou telle fonction (reproduction, nurseries) sont absentes ou caractérisées par un niveau d'eau trop bas pour être colonisées, **la répartition spatiale** des différentes espèces sera donc modifiée, ce qui peut influencer sur les niveaux de compétition intra et interspécifiques.

Intimement liés à cette répartition spatiale des individus, des effets pourront donc se faire sentir ultérieurement sur la **dynamique des populations** en fonction de la disponibilité ou non de ces frayères et/ou des nurseries au moment opportun, si la compétition ou les relations prédateurs-proies sont modifiées suite à une concentration ou au contraire une « dilution » des individus au cours de variations de niveau d'eau. De la même façon, une exondation trop rapide peut piéger les poissons et notamment les alevins sur des zones inondées qui se retrouvent alors isolées lors de leur assèchement plus ou moins rapide, condamnant les individus qui s'y trouvent. Ce sont donc autant de facteurs liés au facteur habitat et sa sensibilité à la variation des niveaux d'eau qui auront des répercussions sur la dynamique des populations en liaison directe avec la répartition spatiale des individus. La mise en évidence du seul effet du niveau d'eau peut donc s'avérer particulièrement délicate en raison des interférences avec d'autres facteurs saisonniers comme la température et l'oxygénation, mais aussi les conditions de reproduction ou d'alimentation, la répercussion d'une année défavorable ou au contraire avec un fort recrutement, pouvant avoir des effets sur la dynamique de la population sur plusieurs années. Ces constatations nous incitent donc à la prudence aussi bien sur la distinction de l'effet

niveau d'eau que sur ses répercussions à plus ou moins long terme difficiles à mettre en évidence à partir d'une simple étude de peuplement.

### **3. Résultats, discussion**

#### **1. Présentation du peuplement piscicole du lac de Grand-Lieu**

Avant de discuter des effets du niveau d'eau, il convient de présenter le peuplement piscicole qui caractérise le lac de Grand-Lieu en terme de composition spécifique relative, les variations de niveau d'eau n'ayant pas le même effet selon la biologie des espèces qui composent le peuplement.

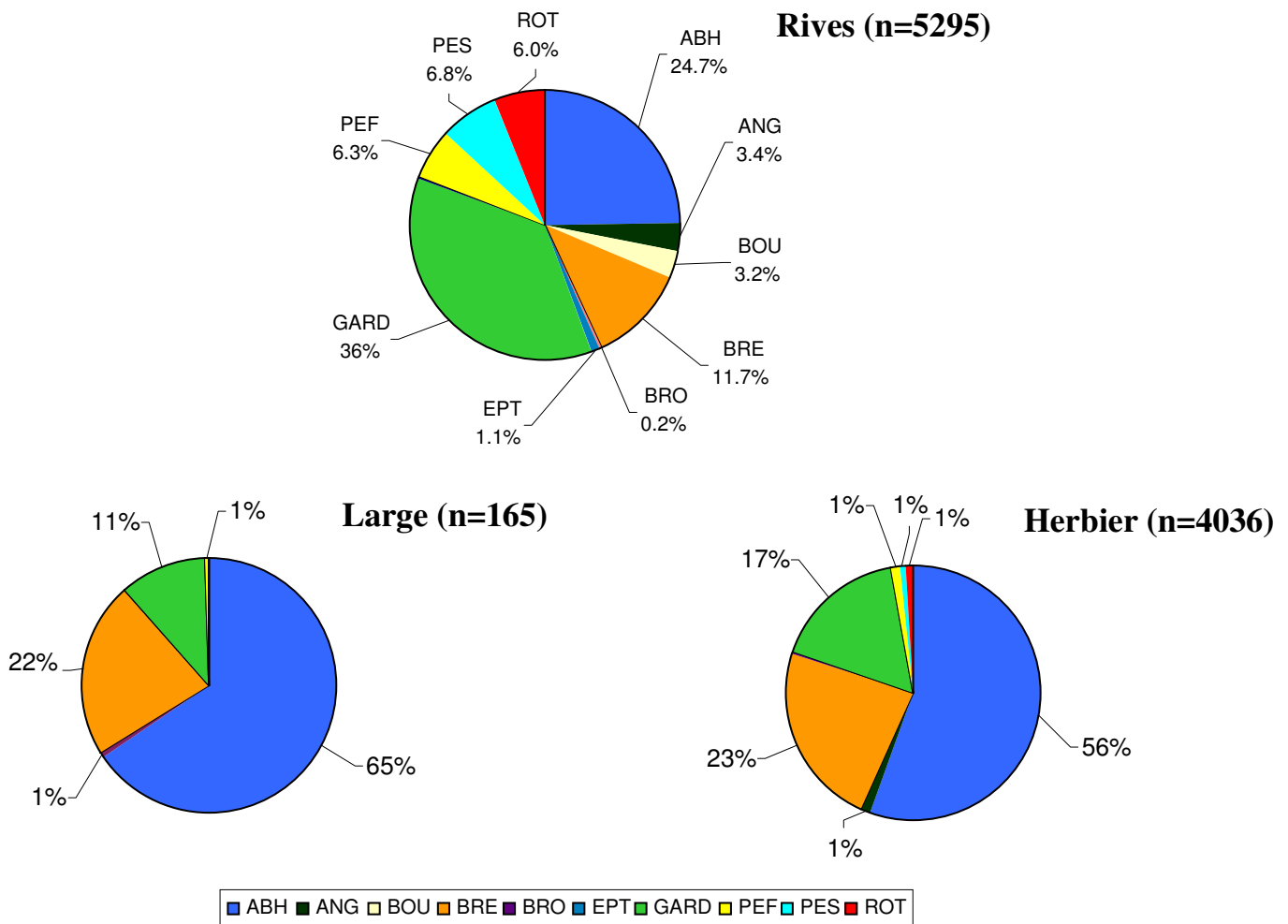
Sur l'ensemble des 4 années étudiées, 9496 poissons appartenant à 15 espèces ont été capturés. La liste des espèces figure dans le tableau n°1 avec les abondances dans chacune des trois zones échantillonnées, la biologie de leur reproduction et un indice de leur sensibilité relative à des variations de niveau d'eau. Plus une espèce est dépendante du niveau d'eau pour sa reproduction ou sa répartition spatiale générale, plus l'indice comportera de signes « + ». Ainsi les espèces rivulaires seront «+, dépendantes », les espèces pélagiques, « -, indépendantes » et les espèces ubiquistes «+-, plus ou moins dépendantes ». De la même façon, les espèces à reproduction précoce utilisant des zones inondées seront plus dépendantes que celles qui fraient au printemps et en été dans les herbiers.

Famille	Espèces	Rive	Herbiers	Zone centrale	Is
Cyprinidae	GARD <i>Rutilus rutilus</i> (NG, <b>PL</b> )	1911 (7828)	682 (2907)	18 (186)	+
	ROT <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (NG, <b>P</b> )	317 (2117)	34 (256)	0	+ -
	BRE <i>Abramis brama</i> (NG, <b>PL</b> ) & <i>Blicca bjoerkna</i> (NG, <b>P</b> )	621 (19737)	942 (32666)	37 (3462)	--
	ABH <i>Leucaspis delineatus</i> (G, <b>P</b> )	1308 (502)	2243 (825)	108 (105)	---
	BOU <i>Rhodeus sericeus</i> (NG, <b>O</b> )	167 (105)	0	0	+
	<i>Tinca tinca</i> (NG, <b>P</b> )	6 (85)	1 (1268)	0	+
	<i>Cyprinus carpio</i> (NG, <b>P</b> )	11 (20)	1 (1)	0	+
Esocidae	BRO <i>Esox lucius</i> (NG, <b>P</b> )	10 (156)	5 (426)	0	+++
Anguillidae	ANG <i>Anguilla anguilla</i> (NG, <b>Pe</b> )	180 (10913)	48 (7664)	1 (44)	+ -
Ictaluridae	<i>Ictalurus melas</i> (G, <b>L</b> )	1 (14)	0	0	+
Percidae	PEF <i>Perca fluviatilis</i> (NG, <b>PL</b> )	335 (1697)	46 (464)	1 (2)	++
	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (NG, <b>PL</b> )	9 (27)	5 (16)	0	+ -
Centrarchidae	PES <i>Lepomis gibbosus</i> (G, <b>Po</b> )	361 (1844)	29 (218)	0	+
Gasterosteidae	EPT <i>Pungitius pungitius</i> (G, <b>A</b> )	58 (16)	0	0	+

**Tableau 1.** Composition spécifique des espèces et abondances (CPUE : Captures Par Unité d'Effort) dans chacun des macrohabitats avec les biomasses correspondantes entre parenthèses (g/EPA). Les codes de lettres entre parenthèses correspondent à la classification en guildes reproductrices selon Balon (1975). La première indique le comportement de garde du nid (G), ou l'absence de ce comportement (NG), la seconde lettre le « support » de ponte, **P**: Phytophile, **L**: Lithophile, **PL** Phytolithophile, **Pe**: Pelagophile, **Po**: Polyphile, **O**: Ostracophile et **A**: Ariadnophile. *Is* : indice de sensibilité au niveau d'eau.

La figure n°1 montre la proportion numérique de chaque espèce en fonction des trois macrohabitats sur l'ensemble des 4 années échantillonnées. On remarque tout d'abord un très net gradient de diversité entre la zone d'eau libre centrale qui ne comprend que 4 espèces majoritaires (Able de Heckel, Brème et Gardon, à faible valeur commerciale), les zones d'herbiers flottants avec les mêmes espèces dominantes accompagnées d'espèces plus occasionnelles (Anguille, Perche franche, Perche soleil et Rotengle), et enfin la zone de rives où l'ensemble des espèces est

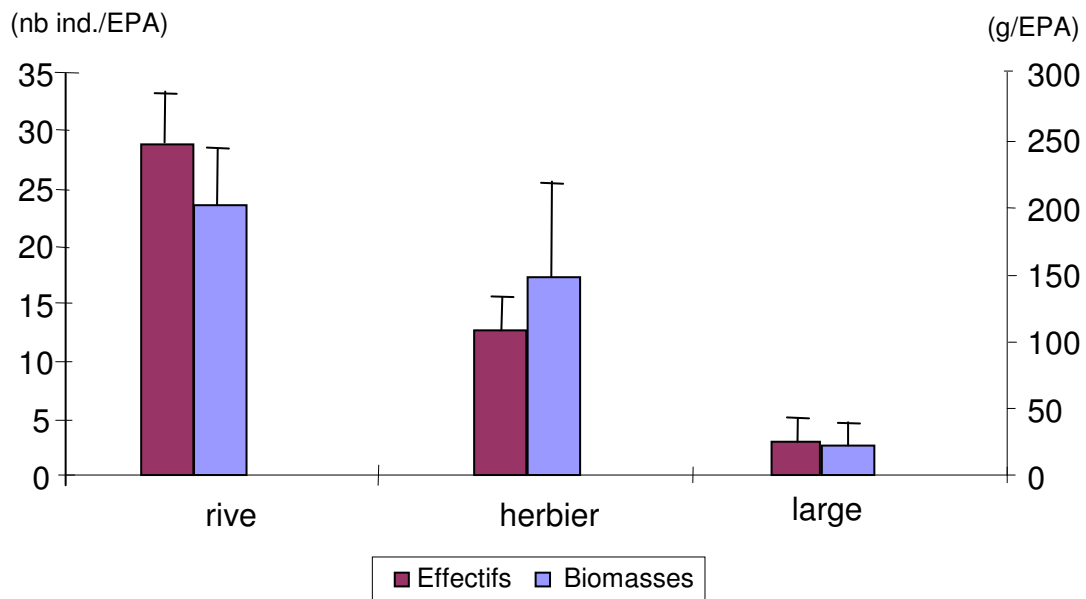
représentée. Un autre phénomène logique en rapport avec la biologie des espèces est la diminution progressive d'espèces à tendance pélagiques comme le Able et la Brème, dominantes dans les zones d'herbiers et sur la zone centrale d'eau libre, au profit d'espèces plus rivulaires comme le Gardon espèce la plus abondante en rive



**Figure n°1** : Proportion relative des effectifs des différentes espèces capturées en fonction des 3 macrohabitats (cf. Tableau n°1 pour les codes d'espèce)

Cependant, les CPUE en abondances et en biomasses montrent une décroissance importante en fonction des macrohabitats (de  $2.89 \pm 2.08$  à  $28.77 \pm 4.42$  ind/EPA et de  $22.49 \pm 18.6$  à  $201.3 \pm 42.61$  g/EPA) (Cf. Fig n°2). Ceci dénote, malgré

le clivage spécifique observé entre les trois zones, une fréquentation des milieux non homogène en liaison probable avec des conditions environnementales contrastées.



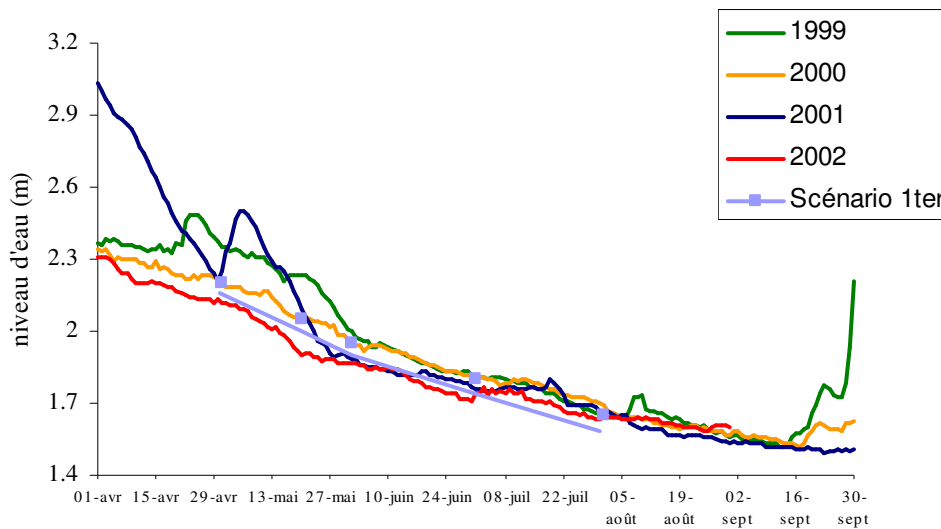
**Figure n°2 :** Valeurs moyenne des CPUE en effectifs et en biomasses sur la série 1999-2002 dans chacun des trois macrohabitats.

## 2. Les effets du niveau d'eau sur la répartition spatiale des poissons

### 2.1. Le niveau d'eau

Malgré un niveau d'eau très contrasté entre 1999 et 2002 variable selon le scénario appliqué et la gestion des crues de printemps, il est important de noter que les variations de niveau enregistrés en juillet, mois au cours duquel les échantillonnages sont effectués, sont particulièrement faibles (Cf. fig. n° 3). Cette situation rend bien sûr particulièrement délicate l'interprétation concernant la répartition spatiale des individus, même si le peuplement de juillet reflète les conditions des mois précédents. Cependant, d'une manière générale les années 1999 et 2001 se distinguent par une crue de printemps suivie d'une chute importante du niveau sous le scénario 1 ter, le niveau se stabilisant ensuite notamment en juillet. L'année 2000 correspond bien au scénario 1ter alors que l'année 2002 se trouve environ dix centimètres en dessous des

cotes de ce scénario et constituent les niveaux d'eau les plus bas enregistrés sur toute la période d'étude de 4 ans.



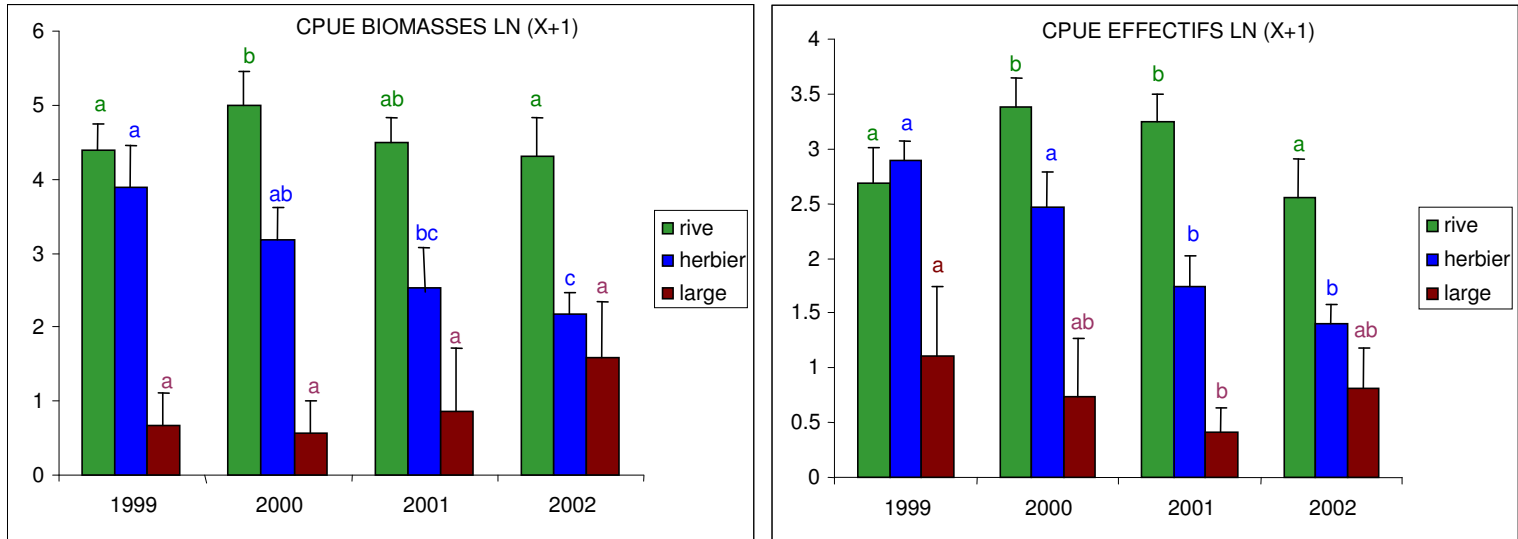
**Figure n°3 :** Courbes de niveau d'eau relevées sur le lac de Grand-Lieu d'avril à septembre sur la période 1999-2002. Le scénario 1 ter théorique est également figuré.

## 2.2 La répartition globale du peuplement de 1999 à 2002

Les tendances principales observées tant au niveau des effectifs que des biomasses sont nettes dans la zone des herbiers où les CPUE moyennes diminuent progressivement sur la période 1999-2002 (Cf fig. n°4). Les CPUE de l'année 2002 sont dans ces herbiers statistiquement plus basses que lors des années 1999 et 2000 où le niveau moyen de l'eau était plus élevé. Elles ne diffèrent pas de l'année 2001, où le niveau plus élevé en début d'année avait nettement chuté à partir d'avril pour se retrouver sous celui du scénario 1ter par la suite.

Par contre on n'observe curieusement pas de diminution en rives, supposées plus sensibles à une baisse de niveau, et qui montrent globalement assez peu de variations significatives, qui ne paraissent en outre pas liées au niveau d'eau puisque les forts niveaux d'eau de 1999 ne correspondent à aucune variation particulière des CPUE, pas plus que lors des niveaux d'eau bas enregistrés en 2002.

En zone centrale, aucune tendance significative ne se distingue en biomasse et seuls les effectifs de 2001 sont inférieurs à ceux de 1999 ne correspondant pas là non plus à un niveau d'eau particulier.



**Figure n°4** : Variation des CPUE moyennes annuelles (+/- intervalle de confiance à 95%) sur chacun des macrohabitats. Les valeurs ont été transformées en  $\ln(x+1)$  afin de réduire l'effet de fortes biomasses ponctuelles (gros individus) ou d'effectifs importants (bancs d'alevins). Pour chaque macrohabitat des comparaisons inter-annuelles de moyenne (2 à 2) ont été effectuées et les résultats (similitudes ou différences statistiques) sont symbolisées par le codage de lettres (vert, bleu et marron respectivement pour les rives, les herbiers et le large)

La baisse des biomasses de poissons sur les herbiers au cours des 4 années d'étude ne semble pas liée à un changement significatif de biomasse des nénuphars sur cette période, même si cette espèce caractérisée par une phénologie précoce a vu sa biomasse remonter pour la première fois en 2002 depuis l'application du niveau d'eau de 1996 (Paillisson & Marion 2003).

La figure 4 nous donne également des renseignements sur la répartition des espèces sur les 3 macrohabitats au cours du temps. Il est par exemple intéressant de remarquer que les CPUE en rives et en herbiers ne sont pas différentes en juillet 1999 alors que ce clivage devient très net en faveur des rives dès 2000, suite à la diminution progressive des poissons dans les herbiers dont les effectifs capturés tendent même à se rapprocher des valeurs rencontrées sur la zone d'eau libre en 2002.

Il conviendrait de vérifier auprès des pêcheurs si le mouvement de repli constaté de leurs filets vers des zones plus profondes est le signe d'une baisse des captures en rive ce qui serait une indication d'un mouvement centripète des poissons au fur et à mesure que le niveau d'eau diminue. Un mouvement de colonisation des herbiers lié au pattern de production de ces derniers a par ailleurs été mis en évidence à partir des suivis mensuels de l'ichthyofaune de 2000 et 2001 (Carpentier *et al.* 2002a). Ce dernier point reste à compléter et en particulier par l'existence d'une éventuelle relation entre la densité ponctuelle des macrophytes flottants comme facteur limitant de la répartition spatiale des poissons. Y'a t'il un lien entre les espèces de macrophytes, l'évolution de leur densité au cours de la saison et leur rôle fonctionnel pour les différentes espèces de poissons présentes dans les herbiers ?

### **3. Les effets du niveau d'eau sur la dynamique des espèces**

Si le mois de juillet n'est pas propice à l'observation de variations de répartition spatiales du peuplement en raison d'un niveau d'eau devenu stable à cette période quelle que soit l'année, les répercussions des niveaux printaniers beaucoup plus aléatoires sont eux susceptibles d'être détectés au niveau du recrutement. En effet, un niveau d'eau important en période de fraie, offre des habitats supplémentaires pouvant influencer la reproduction (Matthews 1998). Les effets sur la dynamique de la population se répercuteront alors l'année ou les années suivante. Si nous reprenons à cet effet la figure 4, l'année 1999 avec un niveau élevé, qui suivait d'ailleurs l'année 1998 avec un niveau encore plus élevé, paraît effectivement influencer l'année 2000 sur la zone des rives, les effectifs et les biomasses étant significativement plus importants qu'en 1999. A l'opposé, la chute de biomasse continue sur les herbiers entre 1999 et 2002 vient contredire cette hypothèse et en montre les limites. Par ailleurs, aucun autre pattern ne vient étayer cette hypothèse sur aucun des macrohabitats. Il semble donc à ce stade délicat de statuer sur un effet du niveau d'eau sur la dynamique du peuplement piscicole sur le lac de Grand-Lieu.

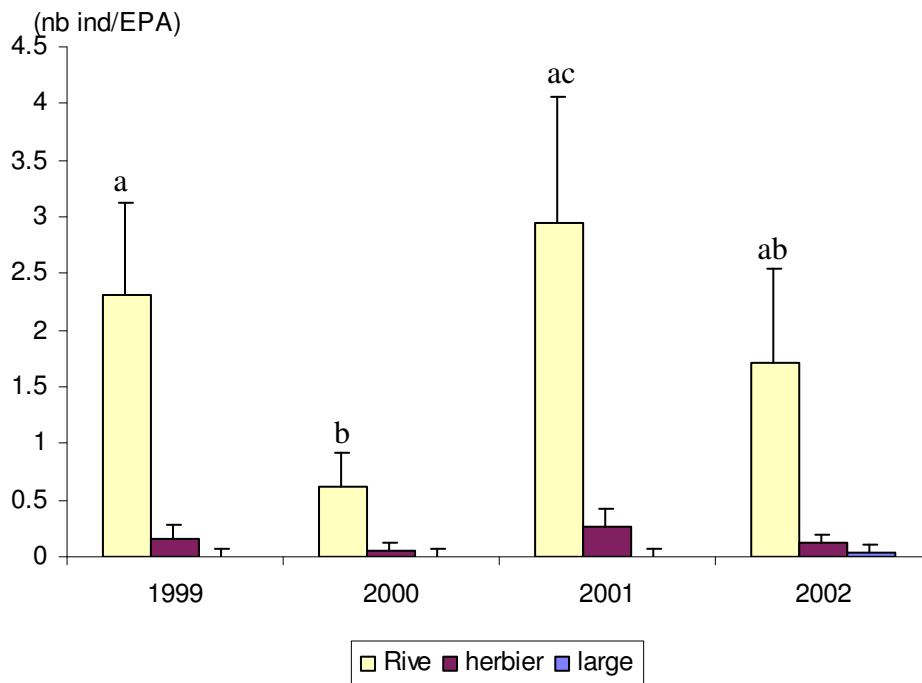
Cependant, plusieurs raisons peuvent expliquer cette absence d'effet. D'autres facteurs que le niveau d'eau peuvent influencer le recrutement et notamment les

conditions climatiques. La période de reproduction des poissons est par exemple fortement dépendante de la température ainsi que le développement des œufs et la survie des alevins (Matthews, 1998). Par ailleurs, la très grande majorité des espèces qui composent le peuplement sont des Cyprinidés généralement phytophiles (Brème, Gardon et Able représentent 83 % des effectifs), se reproduisant d'avril à juillet (Keith et Allardi, 2001). Ils fraient donc pour la plupart dans la zone des herbiers les zones à priori les moins exposées aux variations de niveau d'eau. Il est donc probable que le niveau d'eau n'influence pas directement la reproduction des Cyprinidés ce qui expliquerait l'absence de variations des abondances en rapport avec les différentes conditions hydrauliques du lac de Grand-lieu en juillet. C'est la raison pour laquelle il nous est apparu opportun d'étudier la réponse de populations plus ciblées susceptibles d'être dépendantes aux variations de niveau d'eau.

#### **4. Cas particulier de la perche franche**

Compte tenu de l'écologie des espèces composant le peuplement du lac de Grand-Lieu, deux d'entre elles sont susceptibles d'être plus influencées par le niveau d'eau du fait de leur période de reproduction précoce : dès mars pour la Perche franche ( $T^{\circ}$  de l'eau = 7 à 8°C) et dès février pour le Brochet (Casselman et Lewis 1996, Bartosova et Jurajda 2001).

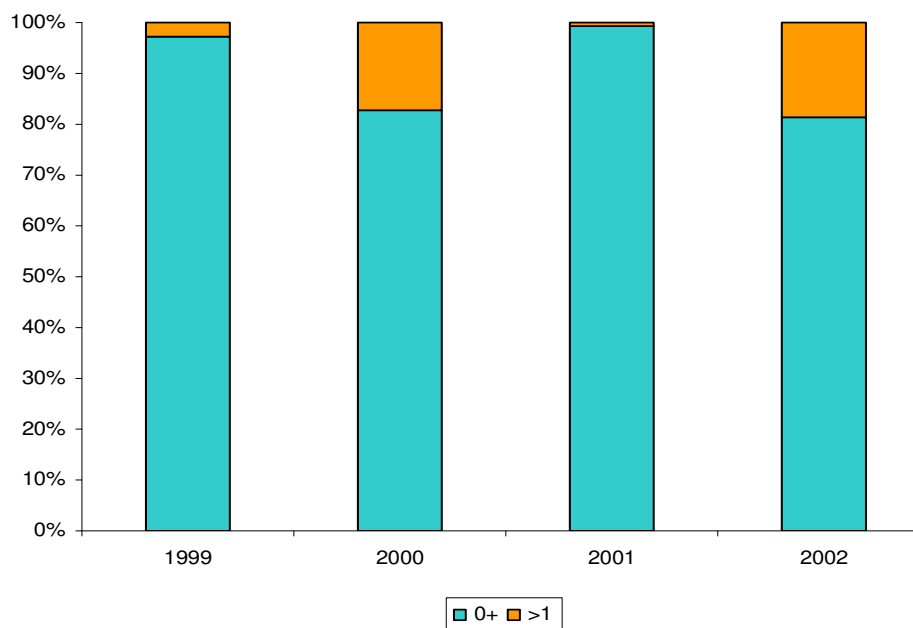
La figure 5 nous montre les variations des CPUE en effectif de la Perche franche en fonction des milieux échantillonnés. Essentiellement présente en zone rivulaire, les variations de CPUE de l'espèce montrent la diminution significative des valeurs de CPUE en 2000 et en 2002. Ces diminutions pourraient donc être liées au faible niveau d'eau printanier de ces deux années, les CPUE de 2002 étant significativement en deçà de celles de 2001, équivalentes à celles de 2000 mais également à celles de 1999 (Anova,  $F=6.064$ ,  $p=0.001$ , Tukey HSD,  $p=0.175$  et  $0.773$  respectivement avec 1999 et 2000). La remontée des effectifs en 2001 peut également être imputable aux forts niveaux d'eau d'avril et mai de cette même année.



**Figure n° 5** : CPUE de Perche franche (nombre d'individus capturés / EPA) dans chacun des trois macrohabitats et sur les 4 années d'études.

Cette tendance est par ailleurs confirmée par une représentativité plus forte des individus de plus d'un an sur les années qui suivent les forts niveaux d'eau et donc les fortes CPUE de 1999 et 2000 (Cf. Fig. n°6). Le fort recrutement de 1999 et 2001 suggéré par les CPUE se serait donc répercuté en 2000 et 2002 par une plus grande représentativité des adultes (>1) qui passent de 1 à 3 % en 1999 et 2001 à 17 et 19% respectivement en 2000 et 2002. Ce résultat est néanmoins à relativiser dans la mesure où il est difficile de séparer les 1+ des individus plus vieux.

Il semble que cette espèce soit particulièrement favorisée par les crues printanières qui correspondent à sa période de reproduction. L'année 2000 qui suit pourtant le scénario 1 ter montre néanmoins une chute des CPUE. Ce phénomène, confirmé par la littérature est également observé pour le brochet (Casselman et Lewis 1996, Bartosova et Jurajda 2001).



**Figure n°6 :** Proportion de jeunes de l'année (0+) dans la population de Perche franche échantillonnée sur les rives de 1999 à 2002.

Le Brochet est une espèce encore plus sensible aux variations de niveau d'eau que la Perche franche (Casselman et Lewis, 1996) et il aurait donc été intéressant de pouvoir suivre l'évolution des CPUE de la même façon. Malheureusement, le manque de données ne nous permet pas une telle comparaison, le nombre de Brochets capturé n'étant pas suffisant. Nous savons néanmoins que cette espèce est beaucoup plus fréquente dans les bassins annexes qui bordent le lac ainsi que dans le réseau de douves attenant, milieux que nous n'avons échantillonnés que ponctuellement et qui ne permettent pas d'émettre un avis sur les effets des variations de niveau d'eau sur l'espèce.

## 4. Conclusion

Il est très difficile à partir de l'échantillonnage que nous avons réalisé de tirer des conclusions sur l'influence du niveau d'eau sur la communauté piscicole du Lac de Grand-Lieu. Le protocole n'a pas été conçu pour cela et d'autant plus que les espèces considérées comme sensibles aux variations de niveau d'eau (Brochet et Perche franche) sont minoritaires dans le peuplement. Les conclusions principales que nous pouvons tirer de cette comparaison 1999-2002 restent mitigés sans pattern particulier

des CPUE en relation avec les niveaux d'eau. Il est cependant important de noter une chute des effectifs de poissons capturés dans la zone des herbiers, le milieu le plus important en surface. Cette diminution est difficilement explicable hormis par de mauvaises conditions environnementales. Même si les années étudiées présentent des niveaux d'eau contrastés d'une année sur l'autre au printemps, la période 1999-2001 reste une période de « hautes eaux » comparée au niveau d'eau appliqué sur la période 1965-1996. Seule l'année 2002 présente des niveaux « bas » comparables à ces trois décennies et dont les effets pourraient se faire sentir dans les années à venir avec un impact éventuel sur la dynamique des populations de poissons notamment si ces conditions sont conservées.

Les résultats sont plus intéressants au niveau d'une population plus ciblée comme celle de la Perche franche qui se reproduit plus tôt que les Cyprinidés (dès mars) alors que les écarts de niveaux entre les années sont maximum. Il semble que les CPUE de cette espèce soient influencées par le niveau d'eau, avec des effets sur plusieurs années puisque les bons recrutements des années 1999 et 2001, années à forts niveaux d'eau se répercutent en terme de pourcentages d'adultes sur les années intermédiaires (2000 et 2002) à faible recrutement et plus faible niveau d'eau.

Compte tenu de ce bilan, il est donc souhaitable pour confirmer ces hypothèses, d'adapter l'échantillonnage de la communauté piscicole et de le cibler sur les espèces qui semblent les plus sensibles comme la Perche franche et le Brochet. Par ailleurs, il est bon de rappeler que les faibles niveaux d'eau sur la période 1965-95 s'accompagnaient d'une anoxie en été dans les herbiers entraînant probablement un déplacement des poissons (Marion 1975). Aucune anoxie n'a été détectée pendant la période d'étude mais la détérioration progressive de la qualité de l'eau reste une explication de la baisse des CPUE dans les herbiers et la possibilité d'un retour à la situation antérieure à 1996 n'est pas exclue si les niveaux d'eau de 2002 se maintiennent dans les années à venir.

## 5. Bibliographie

- Adam G. et Elie P., (1993) Etude de la faune ichtyologique et de l'exploitation halieutique professionnelle du Lac de Grand-Lieu, Loire-Atlantique. CEMAGREF, Bordeaux.
- Adam G., (1997) L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758): dynamique de la sous population du lac de Grand Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. Thèse de 3e cycle, Université de Toulouse.
- Bartosova S. et Jurajda P., (2001) A comparison of + fish communities in borrow pits under different flooding regime. *Folia Zool.* 50 (4), 305-315.
- Carpentier A., 1999. Approche méthodologique de la modélisation de l'impact du grand cormoran sur les peuplements piscicoles et la pêche professionnelle en eaux continentales : cas du lac de Grand-Lieu. Rapport de DEA, MNHN, Université d'Orléans.
- Carpentier A., Paillisson J.-M., Damien J.-P. et Feunteun E., 2001. Gyrobroyage de cariçaies en Grande Brière Mottière : nouvelles zones d'accueil pour la faune piscicole ? Rapport Université de Rennes 1, PNR Brière.
- Carpentier A., Paillisson J.-M. et Marion L., 2002a. Fish-macrophyte interactions in littoral and pelagic habitats of a eutrophic shallow lake: effects of vegetation shifts on the fish community. European Congress « Management and conservation of lake littoral vegetation », Le Bourget du Lac, 23-25 Octobre.
- Carpentier A., Paillisson J.-M. et Damien J. -P., 2002b. Evolution de l'intérêt écologique et fonctionnel des cariçaies gyrobroyées pour la faune piscicole : comparaison avec d'autres zones inondables en Grande Brière Mottière. Rapport ITACSE, PNR Brière.
- Carpentier A., Paillisson J.-M. et Marion L., 2003 (sous presse). Assessing the interaction between cormorants and fisheries: the importance of fish community change. In: *Fish and birds interactions*. Ian Cowx (Ed.), chapter 14, 187-195.
- Casselman J.M. et Lewis C.A., 1996. Habitat requirement of northern pike (*Esox lucius*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53 (suppl.1), 161-174.
- Copp G.H. et Pennaz M., 1988. Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia*, 169, 209-224.
- Huatagalung R.A., Lim P., Belaud A. et Lagarigue T., 1997. Effets globaux d'une agglomération sur la typologie ichtyenne d'un fleuve : cas de la Garonne à Toulouse (France). *Ann. Limnol.*, 33, 263-279.
- Keith P. et Allardi J. (coord.), 2001. Atlas des poissons d'eau douce de France. Patrimoines naturels, 47: 387p.
- Lucas M.C. and Baras E., 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries*, 1 (4): 283-316.

Marion L. et Marion P., 1975. Contribution à l'étude écologique du Lac de Grand-Lieu. Soc. Sc. Nat. Ouest France, 611 p.

Matthews W.J., 1998. Patterns in Freshwater fish ecology, Chapman et Hall (Ed.). 756 p.

Paillisson J.-M. et Marion L., 2003. Gestion des herbiers de macrophytes flottants par les niveaux d'eau au lac de Grand-Lieu. Rapport Université de Rennes1, UMR Ecobio 6553.

Randall R.G., Minns C.K., Cairns V.W. et Moore J.E., 1996. The relationship between an index of fish production and submerged macrophytes and other habitat features at three littoral areas in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 35-44.