Du peuplement piscicole au banc de poisson : une approche acoustique multi-échelle

Jean Guillard

▶ **To cite this version:**

Jean Guillard. Du peuplement piscicole au banc de poisson : une approche acoustique multi-échelle. Sciences du Vivant [q-bio]. Université Joseph Fourier (Grenoble 1), 2011. tel-02808916

HAL Id: tel-02808916
https://hal.inrae.fr/tel-02808916

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

UNIVERSITE CHAMBERY SAVOIE

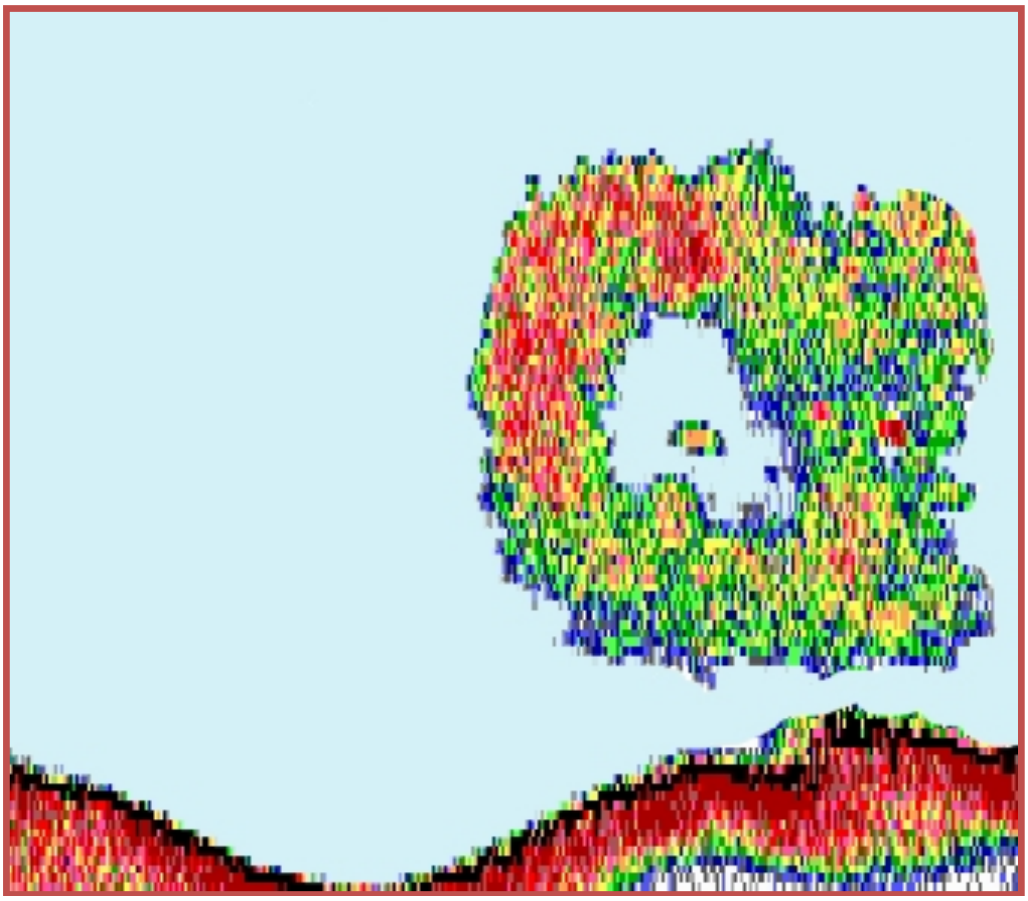
INRA

Habilitation à Diriger des Recherches
Université de Grenoble

Du peuplement piscicole au banc de poissons : une approche acoustique multi-échelle

Jean GUILLARD

CARRTEL
Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et Ecosystèmes Limniques



UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

UNIVERSITE CHAMBERY SAVOIE

INRA

HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Du peuplement piscicole au banc de poissons : une approche acoustique multi-échelle

CARRTEL

Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et Ecosystèmes Limniques

Jean GUILLARD

Rapporteurs

Agnés Bardonnet, Directeur de recherche, INRA

UMR Ecologie Comportementale et Biologie des Populations de Poissons, St Pée-sur-Nivelle

François Gerlotto, Directeur de recherche, IRD

Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, Sète

Bernard Montuelle, Directeur de recherche, INRA

Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et Ecosystèmes Limniques, Thonon

Examinateurs

Christine Argillier, Directeur de recherche, CEMAGREF

UR Hydrobiologie - Equipe Ecosystèmes Lacustres, Aix en Provence

Philippe Boët, Directeur de recherche, CEMAGREF

UR Écosystèmes Estuariens et Poissons Migrateurs Amphihalins, Cestas

Erwan Josse, Directeur de recherche, IRD

Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin, Plouzane

Ce document se compose de :

Dossier d'inscription :

➢ ***Curriculum vitæ*** **page 5**

➢ **Liste de publications :** page 9

➢ **Synthèse d'une page du parcours :** page 21

Dossier de candidature :

➢ ***Synthése des recherches : bilan et perspectives***

Chapitre 1 : Introduction **page 23**

1.1. Propos liminaire **page 23**

1.2. Contexte **page 25**

Chapitre 2 : Optimisation de l'élevage des salmonidés **page 27**

2.1. Optimisation du repeuplement **page 27**

2.2. Transfert de connaissance aux salmoniculteurs **page 29**

2.3. Production en piscicultures de zone de moyenne montagne page 29

Chapitre 3 : Etudes de l'ichtyocénose à l'échelle du peuplement **page 31**

3.1. En écosystème lacustre profond **page 31**

3.1.1. Stratégies d'échantillonnages et méthodes de calculs page 35

3.1.2. Analyse des covariations de paramètres abiotiques et biotiques page 36

3.1.3. Peuplement et qualité du milieu : l'approche DCE page 40

3.1.3.1. Choix du protocole de pêche page 41

3.1.3.2. Applications de la norme européenne en France page 44

3.1.4. Normalisation de l'hydroacoustique et méthodologie page 47

3.1.4.1. Choix de la fréquence page 48

3.1.4.2. Choix de la longueur d'impulsion page 50

3.1.5. Application à un écosystème lacustre tropical page 52

3.1.6. Perspectives de recherches en lac à l'échelle du peuplement page 53

3.1.6.1. Hydroacoustique et filets maillants page 53

3.1.6.2. Approche Multifréquentielle page 55

3.1.6.3. Détermination de la nature des fonds lacustres page 55

3.2. En écosystème de faible profondeur : estuaires, zones côtiéres,… **page 57**

3.2.1. Les estuaires tropicaux page 58

3.2.2. Zones côtières du Sénégal et en Méditerranée page 63

3.2.3. Perspectives de recherches en écosystémes ''peu profonds'' page 65

Chapitre 4 : Etudes de l'ichtyocénose à l'échelle des populations **page 66**

4.1. En lacs péri-alpins **page 66**

4.1.1. Dynamique de la population de perches du lac d'Annecy page 67

4.1.2. Le corégone dans le lac du Bourget : relations cyanobactéries–poissons page 71

4.2. Estimation du stock de la ''sardine du Tanganyika'' dans le lac Kivu **page 75**

4.3. Etude de la migration des aloses dans le Rhône **page 76**

4.4. Perspectives de recherches à l'échelle des populations **page 78**

4.4.1. L'omble chevalier : une population en péril (programme PerOmble) page 78

4.4.2. Monitoring de la population de sambaza dans le lac Kivu page 79

4.4.3. Etudes des migrateurs de la baie du Mont St Michel page 86

Chapitre 5 : Etudes de l'ichtyocénose à l'échelle du banc **page 87**

5.1. Etude de la morphologie des bancs de poissons en eau douce **page 90**

5.2. Comportement d'évitement des bancs **page 92**

5.3. Comparaison de sonars multifaisceaux **page 95**

5.4. Discrimination spécifique des bancs **page 96**

5.5. Perspectives de recherche à l'échelle des bancs **page 99**

Chapitre 6 : Conclusions **page 105**

Références page 110

Liste des tableaux et figures page 128

Résumé page 130

CURRICULUM VITAE

● JEAN GUILLARD

Né le 30 Avril 1960 à Fort-Lamy (Tchad).

• ***Adresses***

privée: 11 Av. de Thony - 74500 EVIAN - France
tél: (33) 6 63 63 48 64
prof. I.N.R.A. - UMR CARRTEL
Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques
BP 511, 74203, THONON Cedex, France
tél: (33) 4 50 26 78 51, fax: (33) 4 50 26 07 60

• ***Courriel***

jean.guillard@thonon.inra.fr

• ***Fonction actuelle***

➢ **Ingénieur** de **Recherche INRA**, UMR CARRTEL

➢ Directeur du comité opérationnel du SOERE Grands Lacs Péri-Alpins

• ***Activités administratives***

➢ Directeur Adjoint UMR CARRTEL Thonon (2002 - 2006 ; 2007 - 2010)
➢ Directeur du comité opérationnel du SOERE Grands Lacs Péri-Alpins (2011 -)
➢ Membre du Comité de direction du CARRTEL (2011 -)

• ***Parcours professionnel***

➢ Directeur Adjoint UMR CARRTEL Thonon (2002 - 2006 ; 2007- 2010)

➢ Ingénieur de Recherche INRA, UMR CARRTEL, Thonon (01/05/2002) *(1ère classe 01/2010)*
➢ Ingénieur d'Etude INRA, UMR CARRTEL, Thonon (01/10/2001)
➢ Chargé de Recherche (1cl.) IRD (accueil), Montpellier puis Sète (01-10-99 au 30-09-2001)
➢ Ingénieur d'Etude INRA, Station d'Hydrobiologie Lacustre, Thonon (01/10/95 -31/09/99)
➢ Chargé de Recherche (2cl.) ORSTOM (accueil), Dakar (01-10-94 au 30-09-95)
➢ Ingénieur d'Etude INRA, Station d'Hydrobiologie Lacustre, Thonon (01/02/89 -31/09/94)

• ***Formation universitaire***

➢ Doctorat en Sciences (*Analyse et modélisation des systèmes biologiques*), juin 91: Estimation des Stocks Pisciaires Lacustres par Echointégration: Problèmes méthodologiques; Université Claude Bernard Lyon I. *Mention très Honorable*
➢ DEA d'Ecologie fondam. appl. eaux cont., sept. 85: Estimation du stock piscicole du lac Léman par échointégration; Université Claude Bernard Lyon I
➢ Maîtrise BOP, juin 83, Faculté des Sciences de Nancy. *Mention Assez Bien*
➢ Licence BOP, juin 82, Faculté des Sciences de Nancy. *Mention Assez Bien*
➢ DEUG B juin 81, Faculté des Sciences de Nancy

• ***Publications***

➢ Cf. liste complète pages 9 à 20.

Articles revues comité de lecture répertoriées dans la base ISI Web of Knowledge : *35.*

http://www.researcherid.com/rid/A-2577-2011

Articles revues comité de lecture non répertoriées dans la base ISI Web of Knowledge: *13.*

Rédaction de chapitres d'ouvrages *5* (co-rédaction) dont *3* en russe.

Communications (orale, affiche) congrès internationaux, nationaux, groupes de travail: *>80.*

Rapports : *> 50*.

➢ *5 publications récentes:*

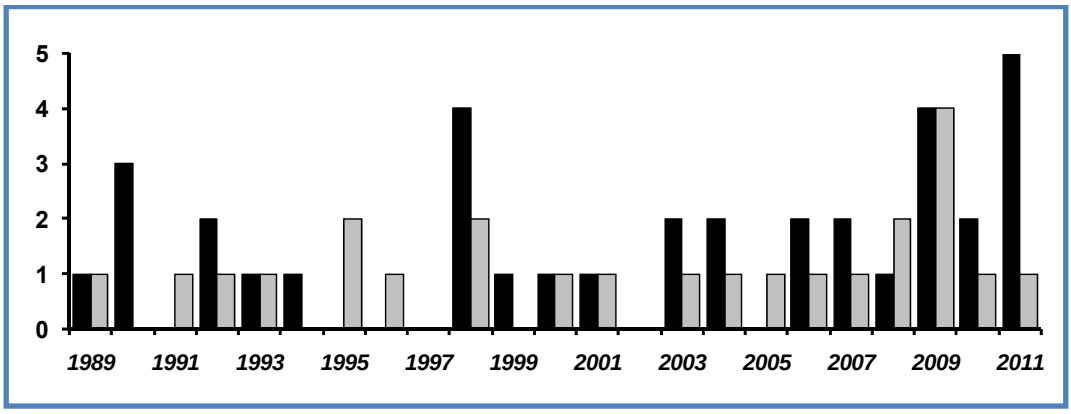
GUILLARD J., FERNANDES P., LALOË T., BREHMER P., 2011. Three-dimensional internal spatial structure of young-of-the-year pelagic freshwater fish provides evidence for the identification of fish school species. *Limnology and Oceanography Methods, sous presse*.

SOTTON B., ANNEVILLE O., CADEL-SIX S., DOMAIZON I., KRYS S., **GUILLARD J.,** 2011. Spatial match between *Planktothrix rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae, doi:10.1016/j.hal.2011.06.006.*

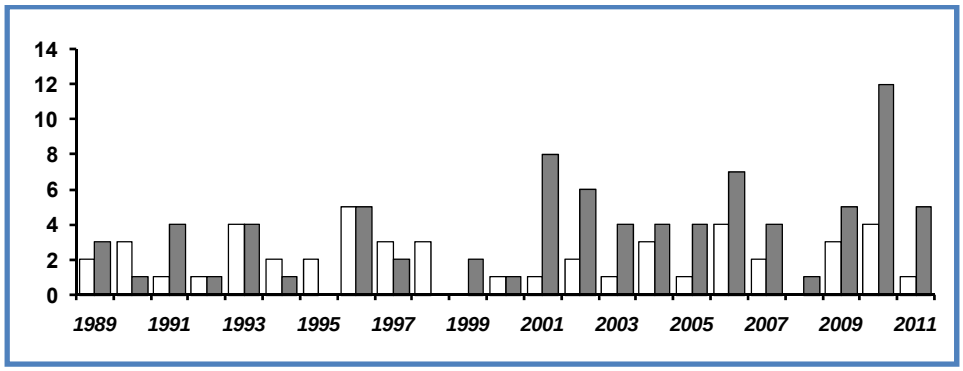
GODLEWSKA M., COLON M., JÓŹWIK A., **GUILLARD J**., 2011. How pulse lengths ee fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquatic Living Resources 24, 71–78.*

GUILLARD J., BALAY P., COLON M., BREHMER P., 2010. Survey boat effect on Y-O-Y fish schools in a pre-alpine lake: evidence from multibeam sonar and split-beam echosounder data. *Ecology of Freshwater Fish 19 (3), 373–380.*

DECELIERE-VERGES C., ARGILLIER C., LANOISELEE C., De BORTOLI J**., GUILLARD J**., 2009. Stability and precision of the fish metrics using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial French lakes. *Fisheries Research 99, 17-25.*



Nombre d'articles publiés dans des revues indexées ISI (noir)
et dans des revues non indexées ou chapitres d'ouvrages (gris)



Nombre de rapports publiés (blanc) et de communications à congrès, orales ou affichées (gris)

- ***Activités associatives et scientifiques***

➢ Fondateur du réseau ECHOSPACE (Etude du Comportement, de l'Hétérogénéité, de l'Organisation Spatiale des Populations Aquatiques Considérées par Echoprospection); Trésorier de l'association (1993-2000).
➢ Co-animateur GIS Plan d'Eau, Groupe de travail échantillonnage (2002 - 2006)
➢ Membre élu du Conseil Scientifique du département INRA HYFS (2002 - 2004) ; EFPA (2004 - 2006)
➢ Membre du Conseil Scientifique du Lac du Bourget (2007 -)
➢ Conseil Scientifique du Parc Amazonien de Guyane, collège de spécialistes (2009 -)
➢ Missions scientifiques (*Gambie, Mali, Mexique, Pologne, R.D.Congo, Réunion, Russie, Rwanda, Sénégal, Tunisie*)
➢ Expert Européen pour les programmes de recherches FAIR (1998-2002)
➢ arbitre*: J.Fish.Biol., Fish. Res., A.L.R., Archiv Hydrobiol., Est. Coasts, Int. Rev. Hydrobiol., Cien. Marin., Trans. Am. Fish. Soc., Fish. Manag. Ecol.*
➢ Comité éditorial *: Journal des Sciences Halieutique et Aquatique.*

- ***Encadrements***

➢ Co-Encadrement Thèse

- Vergés Charlotte : Caractérisation des métriques issues de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu. *Thèse UdS – co-encadrement D. Gerdeaux -* 2006-2008*.*

- Sotton Benoit : Impact des efflorescences de cyanobactéries toxiques sur les perches au lac du Bourget co-encadrement. Thèse *UdS co-encadrement O. Anneville - I. Domaizon* - 2009-2012.

Participation à l'encadrement

- Desmolles François: Etude du peuplement piscicole d'une retenue hypereutrophe (Villerest, Loire). Influence d'un bloom à Cyanobactéries et du marnage sur la répartition spatio-temporelle et les paramètres démographiques des principales espèces de poisson. *Thèse Un. Blaise Pascal. -* 1993- 1997*.*

➢ Encadrement post-doc

- Kaiblinger Christina: 2008. Post doc 10 mois: Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alps basin for the implementation of the European Water Framework. Animation du comité de pilotage (Anneville, Rimet, Tadonleke).

♦ Kaiblinger *et al.,* 2009. Central-European Water Quality indices applied to long-term data from French peri-alpine lakes: test and possible improvements*. Hydrobiol. 633, 67-74.*

- Godlewska Margo : 2008. Chercheur étranger 3 mois: Diversité spécifique piscicole lacustre: l'hydroacoustique multi-fréquentielle, méthode de discrimination spécifique et de suivi de l'état des populations de poissons lacustres ; conséquences pour la bio-indication*.*

♦ Godlewska M., Colon M., Jóźwik A., Guillard J., 2011*.* How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz*. Aquat. Liv. Res., 24, 71-78.*

♦ Godlewska M., Colon M., Doroszczyk L., Długoszewski B., Verges C., Guillard J., 2009. Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation*. Fish. Res., 96, 11-16.*

➢ Encadrement Ingénieur CDD

- 2010 : CDD Ingénieur 9 mois Thomas Poulain : Nature des fonds - Hydromorphologie lacustre- *Co-encadrement Cemagref.*

- 2010 : CDD Ingénieur 6 mois Nicolas Givaudan : relation cyanobactéries–poissons, Accord Cadre INRA-Onema - *co-encadrement O. Anneville.*

- 2011 : CDD Ingénieur 9 mois Thomas Poulain : Nature des fonds - Hydromorphologie lacustre - Accord Cadre INRA-Onema.

- 2011 : CDD Ingénieur 6 mois Marjorie Maréchal: relation cyanobactéries–poissons - Accord Cadre INRA-Onema*, co-encadrement O. Anneville.*

➢ Encadrement d'étudiants sur les thèmes hydroacoustique et pisciculture de salmonidés (I.U.T, Maîtrise, DESS, DEA, Master) en moyenne 1 par an

Liste depuis 2001 :

- Baubit Virginie, Alzina Eric, 2001: Evaluation des stocks pisciaires de l'estuaire de la Gambie basé sur l'utilisation de techniques hydroacoustiques*. Maîtrise BOPE, Montpellier, 20 p*.
- Borel Christophe, 2002: Evolution spatiale et temporelle de la biomasse verno-estivale des juvéniles de perches au lac d'Annecy évaluée par hydroacoustique*. Maîtrise IUP Corte,42 p.*
- Danger Michaël, 2003 : Comparaison de données hydroacoustique en station fixe et de données de pêches expérimentales collectées en Gambie*. Maîtrise Paris VI, 18 p.*
- Leroy Elise, 2003 : Analyse de données acoustiques dans la retenue d'Eguzon obtenues par deux approches acoustiques complémentaires. *DU, co-encadrement IRD Brest.*
- Pinzon Pablo I. Caballero, 2003 : Utilisation du sonar multifaisceaux en lagunes : implications sur la migration des bancs. *DEA Marseille, co-encadrement IRD, 30 p.*
- Sow Ibrahima, 2005. Ingénieur CRODT, Dakar, stage de formation 3 mois, rapports 11p, 15p
- Vergés Charlotte, 2005 : Contribution à la diagnose de l'étude du peuplement piscicole du lac du Bourget. *DESS Besançon, 51 p.*
- Khannoussi Yosra, 2006: L'étude de la croissance du gardon *Rutilus rutilus* (Linné, 1758) et du rotengle *Scardinius erythrophtalmus* (Linné, 1758) échantillonnés aux filets maillants multimailles (Normes Européenne) dans 10 lacs français. *Rapport Ingénieur INA Tunis. 41 p*.
- Balay Pierre, 2007 : Identification spécifique des bancs de poissons par sonar multi-faisceaux : cas du lac d'Annecy (France) avec les bancs de juvéniles de perches (*Perca fluviatilis*) et de gardons (*Rutilus rutilus*). *Master pro. Gestion Intégrée du Littoral et des Ecosystèmes, 30 p*.
- D'Elbée Raphael, 2009. Analyse de l'exposition des jeunes perches (*Perca fluviatilis*) à une cyanobactérie toxique (*Planktothrix rubescens*) dans le Lac du Bourget master, *Master Sciences de la Terre, de l'Eau et de l'Environnement, Co-encadrement O. Anneville, 45 p.*
- Meyapin Yannick, 2011. Analyse de la structure 3D des bancs de poissons lacustres, *Master MAIM (Statistique, informatique, tech. Numérique), Uni. Cl. Bernard, Lyon 1.*

• ***Activités pédagogiques***

➢ Animations Ecole chercheurs **:**

- Hydroacoustique portable : 8 chercheurs ORSTOM, 25-29 mai 1998, Brest ;
- Organisation stage Sonar 5 - SIMRAD ER60 : 15 chercheurs IRD, Ifremer, Golden Associates, CRODT, 27-30 juin 2005 Brest (*cf. Sciences au Sud, nov.-déc. 2005*) ;
- Co-animation Aqua – PNRF Sonar 5 : 20 chercheurs Italie, Ecosse, Pologne, Norvège, Suède, Portugal, Estonie, France, Tchéquie, Allemagne, 01–05 juin 2009, Pluzne, Pologne

➢ Cours d'informatique (personnel INRA, enseignants Lycée : 10 h)
➢ Cours DEA Paris VI (2 heures: nov. 1995; oct. 96)
➢ Présentations de l'hydroacoustique : stages CSP, DEA Lyon, gardes-pêche, étudiants, pêcheurs, techniciens, chercheurs, Journées Portes Ouvertes, … : moyenne 2 h par an

• ***Jury:***
➢ jury de Thése:
- F. Desmolles (janv. 1996, Univ. Clermont-Ferrand) ;
- N. Cadic (déc. 2002, Univ. Perpignan) ;
- P. Brehmer (mars 2004, Univ. Rennes) ;
- P. Massilya (juin 2011, Univ. Namur, Belgique).

➢ jury de concours :
- CEMAGREF AI (1999) / INRA TR (2002) / INRA TR (2004) / IRD IE (2004) / IRD IE président de jury (2005) / IRD TR (2007) / INRA IE (2007) / INRA TR (2008) / Europole Mer Brest Chaire d'Excellence Internationale (2009) / INRA AJT (2009) / INRA AI président de jury (2010) / CNRS IE (2010)

Liste des publications :

Articles dans des revues à comité de lecture répertoriées dans la base ISI Web of Knowledge

Soumis :

BREHMER P., ARZELIES P., GUENEGAN Y., **GUILLARD** J. The fish avoidance reaction to an approaching vessel: not just a simple noise level threshold. *ICES Journal of Marine Science, en révision.*

GUILLARD J., DARCHAMBEAU F., MASILYA P., DESCY J.P. An updated stock assessment of the introduced Tanganyika sardine (*Limnothrissa miodon*) in Lake Kivu, East Africa: an hydroacoustic survey*. Soumis 26-05-2011 Journal Fish Biology.*

GUILLARD J., SIMIER M., ALBARET J.-J., RAFFRAY J., SOW I., TITO DE MORAIS L. Fish population surveys in estuaries: a comparison between acoustic at moored stations and purse seine surveys. *Soumission 2^{éme} semestre 2011, Estuarine, Coastal and Shelf Science.*

2011

BREHMER P., **GUILLARD** J., CABALLERO-PINZON P., BACH P., 2011. Exploratory and Instantaneous Swimming Speeds of Amphidromous Fish School in Shallow-Water Coastal Lagoon Channels*. Estuaries and Coasts, 34(4) 739-744. DOI: 10.1007/s12237-011-9409-3.*

GODLEWSKA M., COLON M., JÓŹWIK A., **GUILLARD J**., 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquatic Living Resources*, *24, 71–78.*

GUILLARD J., FERNANDES P., LALOË T., BREHMER P., 2011. Three-dimensional internal spatial structure of young-of-the-year pelagic freshwater fish provides evidence for the identification of fish school species. *Limnology and Oceanography Methods, sous presse*.

POULAIN T., ARGILLIER C., GEVREY M., **GUILLARD** J., 2011. Identifying lakebed nature: is it feasible with a combination of echosounder and Sonar5-pro? *Advances in Limnology and Oceanography, 2(1), 49-53.*

SOTTON B., ANNEVILLE O., CADEL-SIX S., DOMAIZON I., KRYS S., **GUILLARD** J., 2011. Spatial match between Planktothrix rubescens and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae, doi:10.1016/j.hal.2011.06.006.*

2010

GUILLARD J., BALAY P., COLON M., BREHMER P., 2010. Survey boat effect on Y-O-Y fish schools in a pre-alpine lake: evidence from multibeam sonar and split-beam echosounder data. *Ecology of Freshwater Fish, 19 (3), 373–380*.

PERROT Y., **GUILLARD J.**, JOSSE E., 2010. Two multibeam sonars (SIMRAD SM20 and RESON SeaBat 6012) for fish schools spatial, morphologic and energetic parameters extraction: convergence and divergence. *Fisheries Research, 106, 378-385.*

2009

DECELIERE-VERGES C., ARGILLIER C., LANOISELEE C., De BORTOLI J., **GUILLARD J.**, 2009. Stability and precision of the fish metrics using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial French lakes. *Fisheries Research, 99, 17-25*.

DJEMALI I., TOUJANI R., **GUILLARD J.**, 2009 . Hydroacoustic fish biomass assessment in man-made lakes in Tunisia: horizontal beaming importance and diel. *Aquatic Ecology*, *43:1121–1131.*

GODLEWSKA M., COLON M., DOROSZCZYK L., DŁUGOSZEWSKI B., VERGES C., **GUILLARD J**., 2009 Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation. *Fisheries Research, 96, 11-16.*

KAIBLINGER C., ANNEVILLE O., TADONLEKE R., RIMET F., DRUART J.C., **GUILLARD J**., DOKULIL M.T., 2009. Central-European Water Quality indices applied to long-term data from French peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia, 633:67–74.*

2008

DECELIERE-VERGÈS C., **GUILLARD J.**, 2008. Assessment of the pelagic fish communities: consequences for the lake fish monitoring. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 389, 04.*

2007

COLL C., TITO DE MORAIS L., LAË R., LEBOURGES-DHAUSSY A., SIMIER M., **GUILLARD** J., JOSSE E., ECOUTIN J.M., ALBARET J.J., RAFFRAY J., KANTOUSSAN J., 2007. Use and limits of three assessment methods of fish size spectra and abundance in two tropical man-made lakes. *Fisheries Research*, *83, 306–318.*

GUILLARD J., VERGES C., 2007. The Repeatability of Fish Biomass and Size Distribution Estimates obtained by Hydroacoustic Surveys Using Various Survey Designs and Statistical Analyses. *International Review of Hydrobiology, 92, 6 , 605–617.*

2006

BREHMER P., **GUILLARD J**., GUENNÉGAN Y., BIGOT J.L., LIORZOU B., 2006. Evidence of a variable "unsampled" biomass along the shallow water (<20 m) coastline in small pelagic fish stock assessment method. *ICES Journal of Marine Science, 63, 444-451.*

GUILLARD J., BREHMER P., COLON M., GUENNEGAN Y., 2006. 3D characteristics of young–of–year pelagic fish schools in lake. *Aquatic Living Resources*, *19, 115-122.*

GUILLARD J., PERGA M.-E., COLON M., ANGELI N., 2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France), *Fisheries Management Ecology,13, 319-327.*

2004

GUILLARD J., ALBARET J.J., SIMIER M., SOW I., RAFFRAY J., TITO DE MORAIS L., 2004. Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: moored and mobile sampling. *Aquatic Living Resources*, *17, 47-55.*

GUILLARD J., LEBOURGES-DHAUSSY A., BREHMER P., 2004 . Simultaneous Sv and TS measurements on YOY fresh water fish using three frequencies. *ICES Journal of Marine Science, 61, 267-27*3.

2003

BREHMER P., GERLOTTO F., **GUILLARD J**., SANGUINÈDE F., GUÉNNEGAN Y., BUESTEL D., 2003. New applications of under-acoustics methods for monitoring shallow water aquatic ecosystems: the case of mussel culture grounds in open sea. *Aquatic Living Resources, 16, 333-338.*

2001-1999

GUILLARD J., COLON M., 2000. First results on migrating shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*) echo counting crossing a lock on the Rhône River (France), using a split-beam sounder and relationships with environmental data and fish caught. *Aquatic Living Resources, 13(5), 327-330.*

MASSON S., ANGELI N., **GUILLARD J.**, PINEL-ALLOUL B., 2001. Diel vertical and horizontal distribution of crustacean zooplankton and YOY fish in a sub alpine lake: an approach base on high frequency sampling. *Journal of Plankton Research*, *23, 1041-1060*.

PINEL-ALLOUL, B., GUAY, C., ANGELI, N., LEGENDRE, P., DUTILLEUL, P., BALVAY G., GERDEAUX D., and **GUILLARD J.**, 1999. Large-scale spatial heterogeneity of macrozooplankton in Lake of Geneva, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56 (8) : 1347-1451.*

1998-1994

GUILLARD J., 1998. Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary (Sine-Saloum, Senegal) using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar. *Fisheries Research*, *35, 21 – 29.*

GUILLARD J., BOET P., GERDEAUX D, ROUX P., 1994. Application of mobile acoustic techniques fish survey in shallow waters: the river Seine. *Regulated Rivers: research and* management, 9, 121-126.

GUILLARD J., COLON B., 1998. Estimation hydroacoustique du nombre de poissons migrateurs franchissant l'écluse de Beaucaire-Vallabrègues (Rhône). *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture, 348, 79-90*

GUILLARD J., LEBOURGES A., 1998. Preliminary results of fish populations distribution in a Senegalese coastal area with depths less than 15 m, using acoustic methods. *Aquatic Living Resources, 11, 13-20.*

1993-1988

CHAMPIGNEULLE A., MELHAOUI M., GERDEAUX D., ROJAS-BELTRAN R., GILLET C., **GUILLARD J.**, 1990. La truite commune (*Salmo trutta* L.) dans le Redon, un petit affluent du lac Léman : 1 Caractéristiques de la population en place (1983-1987) et premières données sur l'impact des relâchers d'alevins nourris. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*, *319, 181-196.*

CHAMPIGNEULLE A., MELHAOUI M., GERDEAUX D., ROJAS-BELTRAN R., GILLET C., **GUILLARD J.**, MOILLE J.P., 1990. La truite commune (*Salmo trutta* L.) dans le Redon, un petit affluent du lac Léman: 2 Caractéristiques des géniteurs de truite de lac (1983-1987) et premières données sur l'impact des relâchers d'alevins nourris. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*, *319, 197-212*.

CHAMPIGNEULLE A, MICHOUD M., GERDEAUX D., GILLET C., **GUILLARD J.**, ROJAS-BELTRAN R., 1988. Suivi des pêches de géniteurs d'omble chevalier *(Salvelinus alpinus l.)* sur la partie française du lac Léman de 1982 à 1987. Premières données sur le pacage lacustre de l'omble. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*, *310, 85-100.*

GERDEAUX D., CHAMPIGNEULLE A., LAURENT P.J., **GUILLARD J.**, 1990. Bilan des marquages de truites (LT>8 cm) relâchées dans le lac d'Annecy et le Léman de 1964 à 1977. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture, 319, 313-223.*

GUILLARD J., GERDEAUX D., 1993. *In situ* determinations of the target strength of roach (*Rutilus rutilus* L.) in lake Bourget with a single beam sounder. *Aquatic Living Resources*, *6, 285-289.*

GUILLARD J., GERDEAUX D., BRUN G., CHAPPAZ R., 1992. The use of geostatistics to analyse data from a echo-integration survey of fish stock in lake Sainte-Croix. *Fisheries Research*, 13, 395-406.

GUILLARD J., GERDEAUX D., CHAUTRU J.M., 1990. The use of geostatistics for abundance estimation by echo integration in lakes: the example of Lake Annecy. *Rapp. P-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, *189: 410-414.*

GUILLARD J., GILLET C., CHAMPIGNEULLE A., 1992. Principales caractéristiques de l'élevage de l'omble chevalier (Salvelinus alpinus L.) en eau douce. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture, 325: 47-68.*

Articles dans des revues à comité de lecture non répertoriées dans la base ISI Web of Knowledge

POULAIN, T., **GUILLARD J**., ARGILLIER, C., 2011. Détermination des substrats lacustres par hydroacoustique : application au suivit de qualité morphologique. *Journal Sciences Halieutique et Aquatique, 3, 67-71.*

SOW I., **GUILLARD J.**, 2010. Suivi par hydroacoustique du peuplement piscicole d'une Aire Marine Protégée du Sine-Saloum (Sénégal): bilan 2003-2007. *Journal Sciences Halieutique et Aquatique 1 : 21-32.*

LINARES E.O, CABALLERO P.I, **GUILLARD J.**, SIERRA L., HERNANDEZ J.L. 2009. Medición de la fuerza del blanco acústico de dos especies de peces marinos de las familias Lutjanidae y Haemulidae (pargo criollo, *Lutjanus analis* y ronco amarillo, *Haemulon sciurus*). *Oceanológica 5, 99 – 110*

ACHURY A., HERNÁNDEZ H., GUAIQUIRIÁN J., **GUILLARD J.**, COLON M., HERNÁNDEZ G., ARMAS A., REYES H., 2008. Abundancia de peces en el caño Macareo, delta del Orinoco: una aproximación mediante técnicas de hidroacústica en fondos someros. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales, 168:37-49*

ACHURY A., CARDENAS J.J., **GUILLARD J**., 2007. Evaluacion por acustica submarina de los recursos ictiologicos de las zonas estuarinas del delta del Orinoco. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales, 165, 103-113.*

ANGELI N., GERDEAUX D., **GUILLARD J**. 2006. Analyse géostatistique des répartitions horizontales printanières de la biomasse zooplanctonique et des variables physico-chimiques dans un petit lac. *Revue des Sciences de l'Eau, 19(4), 285-294.*

BREHMER P., GUENNEGAN Y., ARZELIES P**., GUILLARD J**., CHERET Y., DUFORMENTELLE P., COLON M., 2003. Effect of *in situ* radiated noise of the platform used on shallow water area on echo sounder data in fisheries-acoustics. *Hydroacoustics, 6, 31-40*

GUILLARD J., COLON B., 1998. Behavior of Migratory fish passing a lock on the river Rhône, *Shad Journal, 3 (1), 4-5.*

GUILLARD J., HINRICHSEN R., 1998. Twaite shad (*Alosa fallax*). *Shad Journal, Winter 98,* 3 (1), 6.

GUILLARD J., 1996. Utilisation des méthodes acoustiques en milieu peu profond: rivières, estuaires, zones côtières. *Oceanis, 22 (1), 39-50.*

ANGELI N., GERDEAUX D., **GUILLARD J.**, 1995. Co-variations horizontales du zooplancton et des descripteurs environnementaux dans un petit lac eutrophe (approche fondée sur les fonctions de structure). *Journal de la Recherche Oceanographique, 20 (3-4): 142-145.*

GUILLARD J., 1995. Utilisation des techniques acoustiques pour l'estimation des biomasses des populations de poisson lacustre. *Annecy Lac Pêches*, *28, 4-5.*

DEGIORGI F., **GUILLARD J.,** GRANDMOTTET J.P., GERDEAUX D, 1993. Les techniques d'études de l'ichtyofaune lacustre utilisées en France: bilan et perspectives. *Hydroécologie appliquée, 5(2), 27-42.*

GUILLARD J., 1992. Techniques acoustiques pour la gestion piscicole en lac. *Courants*, *16, 44-47.*

Chapitres d'Ouvrage

SNOEKS J., KANINGINI B., NYINAWAMWIZA L., **GUILLARD J**., 2011. Fishes: diversity and fisheries. *In*: Lake Kivu: Biology, Ecology and Geochemistry, Aquatic Ecology Series, Springer, *sous presse.*

KUDRYAVTSEV V.I., RUDSTAM L., **GUILLARD J.**, DEGTEV A.I, MELNIK, N.G., 2009 : World practice in applying hydroacoustic approache to study the distribution, abundance and biomass of pelagic fish. *In:* Hydroacoustic surveys of Baïkal omul. MELNIK N.G. (Ed.) Novosibirsk : Nauka, *27-37 (en russe).*

SIMRNOV V.V., POPOV S.B., GONCHAROV S.M., BONDARENKO V.M., DEGTEV A.I., SMIRNOVA-ZALUMI N.S., DZYUBA E.V., KHANAEV I.V., ANOSHKO P.N., TYAGUN M.L., TOLSTIKOVA L.I., DEGTYAREV V.A., MAKAROV M.M., YAKUP M.A., KUCHER K.A., **GUILLARD J.,** MELNIK, N.G., GRANIN N.G., CHENSKY A.G., AGAFONNIKOV V.A., VARNAVSKY A.V., MIZYURKIN M.A., ASTAFIEV S.E., 2009. Hydroacoustic approaches to fish stock assesment in lake Baïkal. . *In:* Hydroacoustic surveys of Baïkal omul. MELNIK N.G. (Ed.) Novosibirsk : Nauka, *38-78 (en russe).*

MELNIK N.G., MAMONTOV A.M., SMIRNOVA-ZALUMI N.S., DEGTYAREV V.A., DZYUBA E.V., KHANAEV I.V., ANOSHKO P.N., TYAGUN M.L., YAKHNENKO V.M., TOLSTIKOVA L.I. , SIMRNOVA O.G., SAPOZNIKOVA YU.P., POPOV S.B., GONCHAROV S.M., BONDARENKO V.M., GRANIN N.G., CHENSKY A.G., MAKAROV M.M., YAKUP M.A., KUCHER K.A., AGAFONNIKOV V.A., VARNAVSKY A.V., DEGTEV A.I., RUDSTM L., **GUILLARD J.,** 2009. Horizontal and vertical distribution of Omul in Spring : effective hydroacoustic approaches. *In:* Hydroacoustic surveys of Baïkal omul. MELNIK N.G. (Ed.) Novosibirsk : Nauka, *183-202 (en russe).*

GUILLARD J., MARCHAL E., 2001. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. *In :* La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, *215 - 239.*

DEA - Thèse

GUILLARD J., 1991. Etude des stocks pisciaires lacustres par échointégration : problèmes méthodologiques. (Th. Doct. Sci.: Un. Cl. Bernard, Lyon I), 156p.

GUILLARD J, 1985. Estimation du stock piscicole du lac Léman par échoingrétation. (D.E.A. Ecol. fondam. appl. eaux cont.: Lyon I) 45p.

Communications avec actes dans un congrès

GUILLARD J., GODLEWSKA M., COLON M., DOROSZCZYK L., DLUGOSZEWSKI B., 2009. Standardization of hydroacoustic methods-effect of pulse duration. *In:* J.S. Papadakis & L. Bjørnø (Eds), Underwater Acoustic Measurements: Technologies & Results, 3rd International Conference and Exhibition, Nafplion, Greece 21st June – 26th June 2009, Proceedings, Foundation for Research & Technology – Hellas, Institute of Applied Mathematics, *1020-1029*.

VERGES C., **GUILLARD J.,** CACHERA S., GERDEAUX D., 2008. L'échantillonnage du peuplement pisciaire d'un grand lac : le cas du lac du Bourget. *In* : Autour du lac du Bourget, Actes du colloque, *La page Blanche, (Ed. Jacquet S., Domaizon I., Poulenard J., Arnaud F.),167-173.*

GUENNEGAN Y, **GUILLARD J.**, BIGOT J.L., LIORZOU B., CHERET Y., COLON M., BREHMER P. 2004. Variabilité spatio-temporelle des populations de petits pélagiques de la zone littorale observée par acoustique. A*ctes du Colloque de synthèse Rhône-Méditérannée*, 05 -07 mai 2004, Marseille.

GERDEAUX D.**, GUILLARD J.**, JAMET J.L., 1989. Abundance estimation of *Chaoborus* larvae and fishes in lake Aydat by echo-integration. *In:* Proc. I.O.A., *11 (3), 231-237.*

GERDEAUX D., **GUILLARD J**., 1986. Approche des structures spatio-temporelles des populations de poissons du Léman. *In :* Biologie des populations, actes du colloque du CNRS, Lyon 4-6 Sept. 1986, *420-426.*

Communications orales (C) ou affiches (P) sans actes dans un congrès ou groupes de travail

2011

(C) BEHAGLE N., SOW I., **GUILLARD** J., LEBOURGES-DHAUSSY A., 2011. Acoustic monitoring of a Senegalese Marine Protected Area and of its close vicinity. *ICES Working Group on Fisheries Acoustics Science and Technology May 2011 meeting, Reyjavick, Iceland*.

(C) MARTIGNAC F., THIEULLE L., **GUILLARD J.**, BAGLINIERE J.L., OMBREDANE D., 2011. Hydroacoustic monitoring of anadromous migration of Atlantic Salmon in the Couesnon river, and influences of hydraulic modifications on the movements on fish populations. *Estuarine and Lagoon Ecosystem Trajectories, 24-28 oct 2011, Bordeaux*.

(C) MONTUELLE B., DORIOZ JM, **GUILLARD J**., 2011. The French Alpine Lakes Observatory (ALO): a tool for assessing the effects of the global change on lake ecology. *SEFS7 Ecological assessment of lakes, rivers and reservoirs: water quality management, 27 juin - 1 juillet, Girona, Italie*.

(C) SAMEDY V., JOSSE E., **GUILLARD J**., BOËT, P., 2011. Hydroacoustic methods to monitor spatio-temporal distribution of fish population in Gironde estuary (France). *ICES Working Group on Fisheries Acoustics Science and Technology May 2011 meeting, Reyjavick, Iceland*.

(C) WINFIELD I.J., EMMRICH M., **GUILLARD J**., MEHNER T., RUSTADBAKKEN A. 2011. The use and standardisation of hydroacoustics for the assessment of fish populations in lakes and reservoirs. *SEFS7 Ecological assessment of lakes, rivers and reservoirs: water quality management, 27 juin - 1 juillet, Girona, Italie.*

2010

(C) ALLEAUME S., POULAIN T., **GUILLARD J**., ARGILLIER C., 2010. Méthodes de caractérisation de l'hydromorphologie lacustre*. Séminaire dynamique fluviale, hydromorphologie et restauration des milieux aquatiques. 21- 22 avril 2010, ONEMA , Lyon.*

(C) BREHMER P., GERLOTTO F, **GUILLARD J.**, ARZELIES P., GUENNÉGAN Y., JOSSE E., 2010. Platform *in situ* radiated noise impact on echo sounder data in shallow water area: experiences from small boats. *ICES-Working Group on Fisheries Acoustics Science and Technology, 2010 meeting San Diego, USA 27- 30th April 2010.*

(P) BREHMER P., **GUILLARD J**., LALOE T., FERNANDES P., 2010. Three-dimensional internal spatial structure of young-of-the-year pelagic freshwater fish provides evidence for the identification of fish school species. *FSAM 2010 conference, FISH SAMPLING WITH ACTIVE METHODS, 8-11 September 2010, Ceske Budejovice, Czech Republic.*

(C) DARCHAMBEAU F., SARMENTO H., ISUMBISHO M., **GUILLARD J.**, MASILYA P., BORGES A.V., SERVAIS P., LLIRÓS M., BORREGO C., DESCY J.P., 2010. The ecology of lake Kivu: a puzzle solved? *Tropical Rift Lake Systems: Integrated Volcanologic, Tectonic, and Biogeochemical, and Geohazard Assessment of Lake Kivu Gisenyi, Rwanda 13-15 January 2010*

(P) GIVAUDAN N., ANNEVILLE O., DOMAIZON I., DUBOIS J.P., **GUILLARD J**., SAVICHTCHEVA O., VILLAR C., SOTTON B., 2010. Identification des voies de contamination de la perche (*Perca fluviatilis*) par les microcystines au Lac du Bourget. *JIL 2010 –AFL, 5-08 octobre 2010, Thonon, France.*

(P) **GUILLARD J.**, F. DARCHAMBEAU, P. MASILYA, J.P. DESCY, 2010. Evaluation par hydroacoustique du stock de *Limnothrissa miodon*, « sardine du Tanganyika » introduite dans le lac Kivu (Afrique de l'Est). *JIL 2010 – AFL, 05-08 octobre 2010, Thonon, France.*

(P) **GUILLARD J.**, JOSSE E., BALAY P., COLON M., BREHMER P., 2010. Fish schools undervaluation by vertical echosounder: the multibeam sonar contribution *FSAM 2010 conference, FISH SAMPLING WITH ACTIVE METHODS, 8-11 September 2010, Ceske Budejovice, Czech Republic*

(C) POULAIN T., ARGILLIER C., **GUILLARD J.**, 2010. Caractérisation des substrats lacustres par hydroacoustique : plan d'action 2011. Réunion « Hydromorphologie Plan d'eau » ONEMA-CEMAGREF-INRA, 07 février 2011.

(P) POULAIN T., ARGILLIER C., GEVREY M., **GUILLARD J.**, 2010. Classification de la nature des fonds lacustres par hydroacoustique. *JIL 2010 –AFL, 5-8 octobre 2010, Thonon, France.*

(C) SAMEDY V., GIRARDIN M., **GUILLARD J.**, JOSSE E., BOËT P., 2010. Multifrequency acoustic strategies to monitor fish populations in estuaries: a case study applied to the Gironde estuary (France) *FSAM 2010 conference, FISH SAMPLING WITH ACTIVE METHODS, 8-11 September 2010, Ceske Budejovice, Czech Republic*

(P) SAVICHTCHEVA O., SOTTON B., VILLAR C., GIVAUDAN N., ANNEVILLE O., **GUILLARD J.**, DOMAIZON I., 2010. PCR and quantitative-PCR to analyse prey-specific cladocerans feeding: optimisation of *Planktothrix* detection in daphnia diet. *JIL 2010 –AFL, 5-08 octobre 2010, Thonon, France.*

(C) SOTTON B., ANNEVILLE O., **GUILLARD J.**, 2010. Evolution estivale des distributions spatiales de *Planktothrix rubescens* et des communautés piscicoles: Match ou mismatch? *GIS Cyanobactérie, Bourg en Bresse, 25-27 janvier 2010*

(C) SOTTON B., GIVAUDAN N**., GUILLARD J**., DOMAIZON I., ANNEVILLE O., 2010. Etude expérimentale de l'accumulation et de la détoxification de la microcystine-LR par le corégone (*Coregonus lavaretus*) et la perche (*Perca fluviatilis*). *GIS Cyanobactérie, Clermont-Ferrand, 01- 03 février 2011*

(C) SOTTON B., **GUILLARD J**., CADEL-SIX S., DOMAIZON I., KRYS S., ANNEVILLE O., 2010. Distribution spatiale journalière du corégone lors d'un bloom de *Planktothrix rubescens* : une voie directe d'accumulation de microcystine. *JIL 2010 –AFL, 5-08 octobre 2010, Thonon, France.*

2009

(C) BREHMER P., **GUILLARD J.**, COLON M., GUENNÉGAN Y., 2009. Three dimensional characteristics of Young–of–Year fish schools in lake and fish species discrimination. ICES FAST, Ancone, Italie, 18-22 may 2009. ICES CM 2009/FTC:02

(C) **GUILLARD J**., 2009. Multi-frequencies in freshwater: examples of *in situ* comparisons. *Séminaire AQUA-PNRF Assessment of aquatic ecosystems Quality Using Acoustics. Deep lakes and Shallow water. Inland Fisheries Institute - University of Oslo. Lake Pluszne, Waszeta, 1-4 June 2009.*

(C) **GUILLARD J.**, 2009. Estimation de l'abondance du stock de *Limnothrissa miodon* dans le lac Kivu. *Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces- URBO - Département de Biologie Namur Belgique, conf. invitée, 01 avril 2009.*

(C) **GUILLARD J.**, DARCHAMBEAU F., 2009. Le stock de *Limnothrissa miodon* dans le lac Kivu. Séminaire Ecosiky, Gisenyi (Rwanda) 7-8 mai 2009.

(C) **GUILLARD** J., GODLEWSKA M., COLON M., DOROSZCZYK L., DŁUGOSZEWSKI B., 2009. Standardization of hydroacoustic methods-effect of pulse duration. *Underwater Acoustic Measurements - Technologies & Results, Nafplion, Gréce, 21-26 juin 2009.*

2008

(P) **GUILLARD** J., GODLEWSKA M., COLON M., DECELIÉRES-VERGÉS C., DOROSZCZYK L., DŁUGOSZEWSKI B., 2008. Monitoring of fish populations in lakes: towards a standardization of hydroacoustical methods. *Ecosystem Approach with Fisheries Acoustics and Complementary Technologies (SEAFACTS), Bergen (Norway), 16-20 june 2008.*

2007

(C) DECELIERE-VERGES C., **GUILLARD J.** 2007. Assessment of the pelagic fish communities by the joined use of hydroacoustic and CEN standard multi-mesh gillnets: consequences for lake monitoring. *Fish Stock Assessment Methods for Lakes and Reservoirs: Towards the true picture of fish stock , Ceske Budejovice, Czech Republic, 10-15 septembre 2007*

(C) GODLEWSKA M., **GUILLARD J**., BALK H. 2007. Multifrequency studies. *Hydroacoustics workshop, University of Oslo, Department of Physics, Oslo, 03 décembre 2007.*

(C) GODLEWSKA M., COLON M., DOROSZCZYK L., DŁUGOSZEWSKI B., VERGES C., **GUILLARD J**. 2007. Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation. *Fish Stock Assessment Methods for Lakes and Reservoirs: Towards the true picture of fish stock , Ceske Budejovice, Czech Republic, 10-15 septembre 2007.*

(C) LAE R., ECOUTIN J.M., **GUILLARD J**., LEBOURGES-DHAUSSY A., JOSSE E., 2007. Impact des captures accessoires et des rejets des pêcheries artisanales crevettières de l'estuaire de la Gambie (Afrique de l'Ouest). *Forum Halieumétrie - La Rochelle 19-20-21 juin 2007.*

2006

(C) BREHMER P, CABALLERO-PINZO P.I., **GUILLARD J**., DO CHI T., MOUILLOT D., BACH P., 2006. Comparative fish schools morphology, swimming speed and behaviour in two shallow water lagoon channels by multibeam sonar. *INTERNATIONAL CONFERENCE ON COASTAL ECOSYSTEMS, Campeche, Mexique, 26-29 juin 2006*

(C) DEGIORGI F., VERGES C., RAYMOND J.C., **GUILLARD J.**, CHAMPIGNEULLE A., CACHERA S., 2006. Structure du peuplement piscicole du lac du Bourget et qualité de cet écosystème lacustre. *Colloque Bourget*, Chambéry, 15-17 mai.

(C) DJEMALI I., **GUILLARD** J., MRABET R., 2006. Evaluation de la biomasse piscicole dans la retenue de Sidi-Saad. 17èmes Journées Biologiques de l'ATSB - 1er Congrès Maghrébin de Biologie et de Biotechnologie, Yasmine, Hammamet 20-23 Mars 2006.

(C) **GUILLARD J.,** 2006. Overview of acoustic practices in France. 1st EIFAC Acoustics Workshop, 22nd – 23rd March, Warham (U.K.)

(C) LEBOURGES-DHAUSSY A., **GUILLARD** J., 2006 The acoustic multifrequency approach as a help to the description of the ecosystems' components *INTERNATIONAL CONFERENCE ON COASTAL ECOSYSTEMS, Campeche, Mexique, 26-29 juin 2006*.

(P) TITO DE MORAIS L., **GUILLARD** J., SIMIER M., SOW I., RAFFRAY J., ALBARET J.J., 2006. Fish population surveys in estuaries: a comparison between acoustic at moored stations and purse seine surveys. *INTERNATIONAL CONFERENCE ON COASTAL ECOSYSTEMS, Campeche, Mexique, 26-29 juin 2006*

(P) VERGES C., **GUILLARD** J., CACHERA S., GERDEAUX D., 2006. L'échantillonnage du peuplement pisciaire d'un grand lac: le cas du lac du Bourget. *Colloque Bourget,* Chambéry, 15-17 mai.

2005

(P) DEGIORGI F., **GUILLARD J**., HOLMGREN K., DAHLBERG M., RAYMOND J.C, VERGES C., 2005. Swedish fishing sampling, vertical nets and hydroacoustic: three approaches for the study of the fish populatiion of a small lake (Jura, France). *International Symposium on Assessing the ecological status of rivers, lakes and transitional waters, 11-15 July 2005, University of Hull International Fisheries Institute, Hull, UK.*

(C) GUENNEGAN Y., BREHMER P., ARZELIES P., **GUILLARD J**., DUFORMENTELLE P., COLON M., 2005. Effect of *in situ* radiated noise of the platform used on shallow water area on echo sounder data in fisheries-acoustics. *GFCM Scientific Advisory Committee - Sub-Committee Sessions, Rome, Italy, 26 September 2005 - 28 September 2005.*

(P) VERGES C., CACHERA S., **GUILLARD** J., 2005. Evolution d'un stock de perches *(Perca fluviatilis)* dans le lac du Bourget à l'aide deux approches différentes : les statistiques de pêches et l'hydroacoustique. *Congrès AFL, 2005, Lyon.*

(P) VERGES C., DEGIORGI F., RAYMOND J.C., **GUILLARD J**., 2005. Comparison between vertical gillnet catches and hydroacoustic data in four french lakes: complementarities and divergences. *International Symposium on Assessing the ecological status of rivers, lakes and transitional waters, 11-15 July 2005, University of Hull International Fisheries Institute, Hull, UK.*

2004

(C) COLON, M., **GUILLARD**, J., 2004. Results of the hydroacoustic survey on lake Chalain (october 2003) : intercalibration gillnets sampling. *Colloque ATEPPIL (WOSFILPIL) Atelier de Travail sur l'Echantillonnage des Peuplements Piscicoles Lacustres - Workshop On the Sampling of Fish Populations In Lakes - 24 - 26 mars 2004 UMR CARRTEL Thonon les bains.*

(C) GUENNEGAN Y, **GUILLARD** J., BIGOT J.L., BREHMER P., COLON M., CHERET Y., LIORZOU B., 2004. Importance de la zone côtière dans les évaluations des stocks de petits poissons pélagiques : Analyse d'une série de campagnes acoustiques et d'une expérimentation en zone côtière. *SCIENTIFIC ADVISORY COMMITTEE – GFCM / Sub-Committee of Stock Assessment Working Group on Small Pelagics, Málaga*, Spain, 6-7 May, 2004.

(P) GUENNEGAN Y, **GUILLARD** J., BREHMER P., BIGOT J.L., COLON M., CHERET Y., LIORZOU B., FARRUGIO H., 2004. Observations acoustiques de la Variabilité spatio-temporelle de la biomasse de poissons dans la zone littorale. *Colloque de synthése Rhône-Méditérannée*, 05 -07 mai 2004, Marseille.

(C) **GUILLARD** J., SOW I., 2004. Fish population in the Gambia estuary: the use of hydroacoutics. Workshop RAP, Tandaba, Gambia, 20-22 avril 2004.

2003

(P) ANGELI N, **GUILLARD** J., GERDEAUX D., 2003. Evolution saisonnière de la répartition verticale du zooplancton au lac d'Annecy et conséquences pour les 0+ de perche. CILEF 2003, Montréal, 28-31 juillet 2003.

(C) BREHMER P., GUENNEGAN Y., ARZELIES P**., GUILLARD J**., CHERET Y., DUFORMENTELLE P., COLON M. , 2003. Effect of *in situ* radiated noise of the platform used on shallow water area on echo sounder data in fisheries-acoustics. *XX Symposium on Hydroacoustic, Gdansk, Poland, 27-31 may 2003.*

(P) **GUILLARD** J., ANGELI N., BOREL C., COLON M., 2003. Dynamique saisonnière d'une cohorte de 0+ de perche (Perca fluviatilis) suivie par hydroacoustique dans le lac d'Annecy. CILEF 2003, Montréal, 28-31 juillet 2003.

(C) LINARES E.O., CABALLERO P.I., **GUILLARD J**., SIERRA L., HERNANDEZ J.L., 2003. Medición de la fuerza del blanco acústico de dos especies de las familias Lutjanidae y Haemulidae. *X CONGRESO LATINOAMERICANO EN CIENCIAS DEL MAR, COLACMAR, 22 - 26 Set., 2003, PUNTARENAS, COSTA RICA*

2002

(P) ALBARET J.J., **GUILLARD** J., 2002. Complementarity of the purse seine and hydroacoustics in shallow waters to study the fish population in an estuary: the example of the Gambia river in West Africa. *6ème ICES International Symposium on Fisheries and Plankton Acoustics, Montpellier, 10 -14 June 2002*

(P) BREHMER P., SANGUINEDE F., GERLOTTO F. , GUENNEGAN Y, **GUILLARD** J., BUESTEL D., 2002. Monitoring anthropized aquatic ecosystems using acoustics : the case of fisheries and marine culture grounds along the French Mediterranean coastline. *6 ème ICES International Symposium on Fisheries and Plankton Acoustics, Montpellier, 10 -14 June 2002.*

(P) CABALLERO P.I, LINARES E.O, **GUILLARD** J., SCHNEIDER P., 2002. Acoustic surveys in the Yucatan (Mexico) talus for Mero (*Epinephelus striatus*) study aggregations. 6 *ème ICES International Symposium on Fisheries and Plankton Acoustics, Montpellier, 10 -14 June 2002.*

(P) CARDENAS J.J, **GUILLARD** J., ACHURY A., JOSSE E., LEBOURGES A., 2002. Spatio-temporal evolution of fish populations in a tropical estuary (Orinoco delta, Venezuela).*6 ème ICES International Symposium on Fisheries and Plankton Acoustics, Montpellier, 10 -14 June 2002*

(P) GUENNEGAN Y, **GUILLARD** J., BIGOT J.L., COLON M., LIORZOU B., 2002. Importance of the costal area in the fish stock estimation : comparison of acoustical data from the 40 – 20 m depth area obtained from an oceanographic vessel with the ones from the 30 – 5 m depth with a shallow draught boat. *6 ème ICES International Symposium on Fisheries and Plankton Acoustics, Montpellier, 10 -14 June 2002.*

(C) **GUILLARD** J., SOW I., 2002. Etude des peuplements de poissons de l'estuaire du fleuve Gambie par les méthodes acoustiques. Atelier de travail RAP, Dakar, 28 – 31 Janv. 2002.

2001

(C) CABALLERO-PINZON P.Y., LINARES E., **GUILLARD** J, 2001: Contribución al estudio del Mero *Epinephelus striatus* por métodos hidroacústicos en la costa caribeña de México. *VIII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Manzanillo-Colima*, México.

(C) CARDENAS J.J, **GUILLARD** J., ACHURY A., 2001. Distribución espacio-temporal de las poblaciones de peces en un estuario tropical (Caño Makareo, delta del Orinoco), *11éme meeting RAC,* Vénézuéla, 17-22 Sept. 2001.

(C) CARDENAS J.J, **GUILLARD J.**, ACHURY A., 2001. Spatio-temporal evolution of fish populations in a tropical estuary (Orinoco delta, Venezuela). *ICES / FAST*, Seattle, USA, 23 - 27 April 2001. *(Résumé disponible sur le site web http://www.ices.dk/reports/ftc/2001 ,File B06, session B1)*.

(C) GAUDREAU N., **GUILLARD**, J. and D. BOISCLAIR, 2001. Influence of moon phase on the spatial patterns of fish in Lake Annecy, France. *Conférence Canadienne de Recherche sur les Pêches*, Janvier 2001. Toronto, Canada. (http://www.phys.ocean.dal.ca/ccffr/abs2001.htm)

(C) **GUILLARD** J., LEBOURGES A., 2001. Compared acoustical measurements made in the Lake of Annecy at 70 and 129 kHz. I*CES / FAST*, Seattle, USA, 23 - 27 April 2001. *(Résumé disponible sur le site web http://www.ices.dk/reports/ftc/2001 ,File B06, session B1*).

(C) LEBOURGES A.; **GUILLARD** J., 2001. TS and echointegration measurements on perch (*Perca fluviatilis*) in Lake of Annecy, at 70 and 129 kHz. *11éme meeting RAC*, Vénézuéla, 17-22 Sept. 2001.

(C) LINARES E.O., GUILLARD J., CABALLERO-PINZON P.Y , SIERRA L., 2001: Obtención de la relación TS-longitud de 2 especies de peces de interés comercial del Golfo de Batabanó (Haemulon sciurus y Lutjanus analis). *XI reunión de la Red Acústica del Caribe. Isla de Margarita,* Vénézuéla, 17-22 Sept. 2001.

(C) ZYLBERBLAT M., MENELLA J.Y., CLANET C., **GUILLARD** J., 2001. Une méthode originale de franchissement des poissons migrateurs : les écluses de navigation du Rhône. *Scientifiques et Décideurs : Agir ensemble pour une gestion durable des systèmes fluviaux*, Lyon, 6 - 8 juin 2001

2000

(C) CABALLERO-PINZON P.Y., LINARES E., GUILLARD J., 2000. Presentacion de avances de los resultados del proyecto estudio del Mero Epinephelus striatus por metodo hidroacustico en la costa caribena de mexico. *10éme meeting RAC*, Costa-Rica, 19-21 Oct. 2000.

1999

(P) ANGELI N., **GUILLARD** J., CACHERA S. ET VEDRINE S., 1999. Variations circadiennes et saisonnières de la répartition spatiale des alevins et du zooplancton crustacéen en lac oligo-mesotrophe profond (lac d'Annecy, France): valeur adaptative des migrations planctoniques, leur impact sur la nutrition des 0+ de perches. *AFL-UFO*, 7-10 Sept. 1999, Bordeaux.

(P) **GUILLARD** J., COLON M., 1999: Acoustic monitoring of migratory fish passing a lock on the river Rhône (France) using split-beam system. *Shallow Water Fisheries Sonar*, Seatlle, 7-9 Sept. 1999.

1997

(C) MASSON S., ANGELI N., **GUILLARD J**., et PINEL-ALLOUL B., 1997. Distribution spatio-temporelle de la densité zooplanctonique et de la biomasse ichtyaire dans un lac subalpin. *CILEF, Namur*, 6-11 juillet 1997.

(C) MASSON S., PINEL-ALLOUL B., ANGELI N., and **GUILLARD J**., 1997. Environmental control of spatio-temporal repartition of zooplankton in a sub-alpine lake. *Canadian Society Limnologists, Ottawa, Ontario*, 2-4 January 1997.

1996

(P) **GUILLARD J**., 1996. Fish population migrations in an estuary (Sine-Saloum, Senegal) using horizontal split-beam transducer during daily cycles. *Inter. Workshop on Shallow Water Fisheries Sonar*, 16 - 18 sept. 1996, Londres.

(C) **GUILLARD J**., MARCHAL E., 1996. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, 13 - 15 nov. 1996, Thonon.

(C) **GUILLARD J.**, LEBOURGES A., 1996. Spatial structures and behavior of fish populations in a Senegalese costal area. *ICES / FAST*, Woods Hole, USA, 17 - 19 April 1996.

(P) **GUILLARD J**., MENELLA J-Y., THERRY F., 1996. Observation de la migration des aloses dans une écluse par échosondage. *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, 13 - 15 nov. 1996, Thonon.

(P) **GUILLARD J**., MENELLA J-Y., THERRY F., 1996. Shad migrations in a lock using horizontal split-beam transducers. *Inter. Workshop on Shallow Water Fisheries Sonar*, 16 - 18 sept. 1996, Londres.

1995

(P) **GUILLARD** J., BOET P., DEGIORGI F., GERDEAUX D., 1995. *In situ* determination of the target strength of white fish (*Coregonus sp.*) in a lake with two different methods, single beam and split beam echosounder during a daily cycle. *ICES International Symposium on Fisheries and Plankton Acoustics*, Aberdeen(Scotland), 12-16 june 1995.

1994

(C) ANGELI N., GERDEAUX D., **GUILLARD J.**, 1994. Co-variations horizpntales du zooplancton et des descripteurs environnementaux dans un petit lac eutrophe (approche fondée sur les fonctions de structure). *UFO*, 13-17 dec. 1994, Paris.

1993

(P) ANGELI N., GERDEAUX D., **GUILLARD J.**, LAURENT M., CLERE J-L., 1993. Horizontal variations of planktonic rotifers observed during a synoptic survey of lake Nantua. *AFL-UFO*, 25-28 Mai 1993, Evian.

(P) BOET P., GERDEAUX D., **GUILLARD J.**, ROUX P., 1993. Applicabilité des méthodes acoustiques en milieu peu profond *AFL-UFO*, 25-28 Mai 1993, Evian.

(C) DEGIORGI F., GERDEAUX D., **GUILLARD J.**, 1993. Complémentarité des techniques d'échantillonnages (acoustique, filets verticaux, chalutage) dans l'étude du peuplement piscicole lacustre. *AFL-UFO*, 25-28 Mai 1993, Evian.

(P) DESMOLLES F., GERDEAUX D., **GUILLARD J**., DEVAUX J., 1993. Etude de la répartition des poissons par échosondage lors d'un cycle de 48 heures. Lac de Villerest, France. *AFL-UFO*, 25-28 Mai 1993, Evian.

1992

(C) **GUILLARD J.,** GERDEAUX D., 1992. Determination *in situ* of the target strenght of roach (*Rutilus rutilus*). *In* L'occupation de l'espace par les populations d'organismes aquatiques: description et impact sur les évaluations acoustiques. Rapport du groupe de travail. *Doc. ORSTOM Montpellier*,3, 2 p.

1991

(P) ANGELI N., DUFOUR P., GERDEAUX D., **GUILLARD J.,** PELLETIER J. P., 1991. Variabilité horizontale des sels nutritifs et des biomasses planctoniques dans le Léman: incidence de la bise en période de faible stabilité. *In* Hommage à F.-A. Forel: Troisième conférence internationale des limnologues d'expression française (CILEF), Morges, Ed (J.P. Vernet), 219-222.

(C) ANGELI N., DUFOUR P., GERDEAUX D., **GUILLARD J.,** PELLETIER J. P., 1991. Distribution horizontale bidimensionnelle des descripteurs physico-chimiques et planctonologiques dans les couches productives du Léman. *In* L'occupation de l'espace par les populations d'organismes aquatiques: description et impact sur les évaluations acoustiques. Rapport du groupe de travail. *Doc. ORSTOM Montpellier*, 2, 2p.

(C) **GUILLARD J.,** GERDEAUX D., 1991. Estimation des stocks pisciaires par échointégration. *In* L'occupation de l'espace par les populations d'organismes aquatiques: description et impact sur les évaluations acoustiques. Rapport du groupe de travail. *Doc. ORSTOM Montpellier*, 2, 2p.

(C) ROJAS-BELTRAN R., BALVAY G., TUNOWSKI J., GERDEAUX D., **GUILLARD J.**, 1991. Relations trophiques zooplancton-poissons dans le lac Léman: première approche de l'alimentation des larves de *Coregonus lavaretus* en conditions naturelles et semi-naturelles. *In* Hommage à F.-A. Forel*: Troisième conférence internationale des limnologues d'expression française (CILEF*), Morges, Ed(J.P. Vernet), 128- 131.

1990

(C) **GUILLARD J.,** GERDEAUX D., 1990. Application of geostatistics to fisheries acoustics: example of test 3. *In:* Report of the study group on the applicatibility of spatial statistical techniques to acoustic survey data. *ICES CM 1990 /D*:34. 4p.

1989

(C) GERDEAUX D.**,** **GUILLARD J.**, 1989. Détection de la faune piscicole par échosondage. *La gestion Environnementale des plans d'eau., IIGGE, Aix-les-Bains,7-8 juin 1989..*

1987

(C) **GUILLARD J.,** GERDEAUX D., CHAUTRU J.M., 1987. The use of geostatistics for abundance estimation by echo integration in lakes: the example of Lake Annecy. *International Symposium on Fisheries Acoustics*, Seattle, june 1987.

Rapports:

2011

COLON M., **GUILLARD J**. 2011. Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du lac de Morat Campagne 2010. *Rapp. I.L., 623-2011, 21 p.*

POULAIN T., **GUILLARD J**., 2011. Présentation et guide d'utilisation du système acoustique de classification des substrats lacustres : RoxAnn GD-X – guide d'utilisation. *Programme d'études Onema/INRA 2011, 18 pages*.

WINFIELD I.J., EMMRICH M., **GUILLARD J**., MEHNER T., RUSTADBAKKEN R., 2011. Deliverable 3.4-3: Guidelines for standardisation of hydroacoustic methods. *Wiser 31 p.*

2010

ANNEVILLE O., **GUILLARD J.**, 2010. Influence des efflorescences de cyanobactéries toxiques sur la distribution spatiale et le régime alimentaire des populations de poissons au Lac du Bourget *Rapp. I.L., 294-2010, 23 p.*

GIVAUDAN N., **GUILLARD J**., SOTTON B., ANNEVILLE O., 2010. Impacts de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* et de ses toxines, les microcystines, sur des organismes modèles appartenant à la faune piscicole et zooplanctonique du Lac du Bourget *Rapport ONEMA-INRA, 32 p*

POULAIN T., ARGILLIER C., GEVREY, M., **GUILLARD** J., 2010. Caractérisation de la nature des substrats lacustres par hydroacoustique. *Rapport ONEMA-CEMAGREF, 22 p*

POULAIN T., ARGILLIER C., **GUILLARD** J., 2010. Classification des fonds lacustres par hydroacoustique. *Rapport Bibliographique ONEMA-CEMAGREF, 28p*

2009

CEN, 2009 (Co-rédacteur). Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041, 39p.

GUILLARD J., 2009. Estimation de l'abondance du stock de *Limnothrissa miodon* dans le lac Kivu au cours de deux campagnes : février et juillet 2008. Rapport **ECOSYKI** Commission Universitaire pour le Développement de la Communauté française de Belgique. *Thonon : Station d'Hydrobiologie Lacustre, 287/09*, 31 p.

SOW I.**,** **GUILLARD J.**, 2009. Suivi de l'Aire Marine Protégée du bolong Bamboung (Sénégal) par hydroacoustique : bilan 2003-2007. *Rapp. Océanium/IRD N° 2882A0., 22 p.*

2007

DJEMALI I., TOUJANI R., **GUILLARD J.**, 2007. Evaluation des ressources halieutiques dans les lacs Tunisiens par Echosondage: application aux retenues de barrages de Siliana et Masri (Tunisie Septentrional). *Thonon : Station d'Hydrobiologie Lacustre, 288/08*, 6 p.

2006

COLON M., VERGÈS C., **GUILLARD J**. 2006. Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du lac d'Aiguebelette Campagne 2005. *Rapp. I.L., 263-2006, 27 p.*

COLON M., VERGÈS C., **GUILLARD J**. 2006. Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du lac de Gérardmer Campagne 2005. *Rapp. I.L., 264-2006, 14 p.*

DEGIORGI F., CACHERA S., **GUILLARD J**., RAYMOND J.C., VERGES C., 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Etat de santé du peuplement piscicole Facteur limitant ou ralentissant la restauration. Proposition de remédiation et de gestion halieutique. *Cisalb, 73 p*.

VERGÈS C., COLON M., **GUILLARD** J., 2006. Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du Lac du Bourget : Bilan des campagnes 2004 et 2005. *Rapp. I.L., 262-2006, 23 p.*

2005

SOW, I., **GUILLARD**, J, 2005. Suivi de stations fixes de nuit dans l'Aire Marine Protégée Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). *Rapp. I.L., 260-2005, 11* .p

SOW, I., **GUILLARD**, J, 2005. Etude de l'Aire Marine Protégée du bolong Bamboung (Sénégal) par hydroacoustique. *Rapp. I.L.*, *259-2005, 15 p*.

VERGÈS C., COLON M., **GUILLARD** J., 2004. Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du Lac du Bourget (avril, juin et octobre 2004). *Rapp. I.L., 250-2004, 25 p.*

2004

Coordination **J. GUILLARD**: Colloque ATEPPIL (WOSFILPIL) : Atelier de Travail sur l'Echantillonnage des Peuplements Piscicoles Lacustres - Workshop On the Sampling of Fish Populations In Lakes 24 - 26 mars 2004, UMR CARRTEL Thonon les bains, *CSC 374.*

COLON, M., **GUILLARD**, J., 2004. Résultats de la campagne d'hydroacoustique sur le lac de Chalain (octobre 2003) : intercalibration filets verticaux – filets maillants norme suédoise. *Rapp. I.L., 240-2004, 26 p.*

GUILLARD J., 2004. Note sur l'utilisation comparée du protocole nordique et du standard français de pêche au filet dans le cadre de la Directive Européenne sur l'Eau. *Rapp. Agence de l'Eau RMC, 9 p.*

2003

COLON, M., CHAMPIGNEULLE, A., **GUILLARD, J**., RAYMOND, J.C., 2003. Fiche de synthèse « La truite du Léman et le système Dranse », R*app. I.L., 230-2003, 2 p*.

2002

ALBARET J.-J., DARBOE F.S, DURAND J.D., **GUILLARD J.** , PANFILI J., RAFFRAY J.,. SIMIER M., TENDANG C., TITO DE MORAIS L., 2002. Les peuplements de poissons de l'estuaire du fleuve Gambie, Mission Diassanga du 02 juin au 12 juin 2001. *Rapp. IRD – UR RAP*, 42 p.

CÁRDENAS, J.J., **GUILLARD, J.,** ACHURY A., 2002. Evaluación por acústica submarina de los recursos ictiológicos de las zonas estuarinas del delta del Orinoco. Informe Técnico. Programa Ecos-Nord/CONICIT.

2001

ALBARET J.-J., **GUILLARD J.** , SIMIER M. , DARBOE F.S., RAFFRAY J. , RICHARD E. ,. SOW I., SUWAREH M., TITO DE MORAIS L. , VIDY G., 2001. Les peuplements de poissons de l'estuaire du fleuve Gambie, Mission Diassanga du 23 novembre au 4 décembre 2000. *In* : Ressources en poisson, gestion patrimoniale et dynamiques migratoires de l'estuaire de la Gambie. collaboration IRD - Fisheries Department of the Gambia, 74 p., *Projet SCAC*, Ministère des affaires étrangères, 52 p.

2000

GERDEAUX D., ANGELI N., BALVAY G., DRUART J.C., FONTVIEILLE D., GUILLARD J., LAFONT M., PELLETIER J., ROSSSO- DARMET A., VERNEAUX J., VERNEAUX V., VIBOUD S., 2000. Le fonctionnement trophique du lac d'Annecy. *Rapport de fin de contrat, IXème Contrat Plan État-Région, Région Rhône, Alpes, France*.

ANGELI N., BALVAY G., CACHERA S., DRUART J.C., **GUILLARD J.**, PELLETIER J.P., 2000.Le fonctionnement trophique du lac d'Annecy : Volets plancton et alevins de perche. *IX CPER, 16 p.*

1998

ANGELI N., **GUILLARD J**., 1998 Comparaison des structures ichtyaires et planctoniques de grands lacs subalpins profonds. *IX CPER, 63 - 83*.

GUILLARD J., COLON B., THERRY F., VIDAL N., 1998. La migration des *aloses (Alosa fallax rhodanensis*) dans l'écluse de Beaucaire – Vallabrégues étudiée par un sondeur acoustique à faisceaux partagés : synthèse des campagnes de 1996 à 1998. *Rapp. I.L*., 146 - 98, 45 p.

GUILLARD J., VIDAL N., 1998. Etude de la migration des aloses - Utilisation des techniques acoustiques - campagne 1998. *Rapp. I.L*. 145 - 98, 21p.

1997

COLON B., **GUILLARD J**., 1997. Programme d'automatisation de l'acquisition des données acoustiques lors des éclusées a poissons. *Rapp. I.L*. 124 - 97, 11 p.

DEGIORGI F., **GUILLARD J**., RAYMOND J.C., 1997. Etude de l'ichtyofaune du lac d'Aiguebelette. Bilan de l'Etat de Santé en 1995/1996. proposition pour la gestion du milieu et du peuplement. *Rapport CSP* DR 5 96-4, 64 p.

GUILLARD J., COLON B., 1997. Etude de la migration des aloses - Utilisation des techniques acoustiques - campagne 1997. *Rapp. I.L*. 123 - 97, 51p.

1996

GUILLARD J., 1996. Analyse des structures spatio-temporelles des populations de poissons en zone côtière (<15 mètres) du Sénégal: Méthodologie acoustique. *Rapp. ORSTOM*, 77 p.

GUILLARD J., 1996. Utilisation des techniques acoustiques dans l'étude des migrations des populations de poissons en estuaire (Sine-Saloum, Sénégal). *Rapp. I.L*.. 111-96, 24 p.

GUILLARD J., COLON M., 1996. Campagne d'échosondage sur le lac d'Aiguebelette (octobre 1995). *Rapp. I.L*. 107-96, 30 p.

GUILLARD J., GILLET C., COLON M., 1996. Elevage de l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) en pisciculture de production et expérimentale. *Rapp. I.L*. 103-96, 37 p.

GUILLARD J., THERRY F., COLON M., 1996. Etude de la migration des aloses - Utilisation des techniques acoustiques - campagne 1996. *Rapp. I.L*. 108 - 96, 64p.

1995

CARDENAS J.J., NOVOA D.R., **GUILLARD J**, 1995. Cuantificación y determinación de la distribución espacial de los recursos pesqueros del lago Guri, por medios hidroacústicos. Rapp. FLASA, EDIMAR, 14 p.

CHAMPIGNEULLE A., GERDEAUX D., GILLET C., **GUILLARD J**., ROJAS-BELTRAN R., 1995. Programme pilote et recherches appliquées au pacage lacustre de Salmonides; III Rapport final des travaux sur l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus)*. *Rapp. I.L.* 87-95, 21p.

1994

GUILLARD J., 1994. Utilisation de l'échosondage dans l'étude des populations de poisson du Sine-Saloum (Sénégal). *Rapp. I.L*. 80-94, 21p.

GUILLARD J., LEVENEZ J.J., 1994. Répartition spatiale des bancs de poissons en zone côtière de fond inférieure à 10 m du Saloum (Sénégal). *Rapp. CRODT*, 13 p.

1993

DEGIORGI F., GERDEAUX D., **GUILLARD J.**, 1993. Utilisation conjointe des filets verticaux et de l'hydroacoustique pour l'étude de l'ichtyofaune lacustre. *Rapp. I.L*. 71-93, PIREN-EAU CNRS, 47 p.

GERDEAUX D., **GUILLARD J.**, 1993. Bilan des campagnes automnales d'échosondage et chalutage sur le lac d'Annecy (1986-1992). *Rapp.I.L*. 69-93, 3p, 13 figures.

GUILLARD J., BOET P., GERDEAUX D., ROUX P., 1993**.** Applicabilité des méthodes acoustiques en milieu peu profond: exemple de la Seine. *Rapp.I.L*. 70-93, 21p.

GUILLARD J., PUECH M., 1993. Groupe Pisciculture d'Omble chevalier: Suivi Technique 1991-1992. .*Rapp. I.L*. 75-93, 30 p.

1992

GERDEAUX D., **GUILLARD J.,** 1992. Utilisation des techniques acoustiques dans un fleuve: échosondage sur la Seine. *Rapp.I.L*. 65-92, 11p.

1991

CHAMPIGNEULLE A., **GUILLARD J.**, ROJAS-BELTRAN R., 1991. Programme pilote et recherches appliquées au pacage lacustre de salmonidés (octobre 1991). *Rapp.I.L.* 61-91, 78p.

1990

CHAMPIGNEULLE A., **GUILLARD J.**, 1990. Programme pilote et recherches appliquées au pacage lacustre de salmonidés (octobre 1990). *Rapp. I.L.* 55-90, 25p.

GUILLARD J., 1990. Optimisation de la production de juvéniles de salmonidés: Truite sauvage et omble chevalier. Protocoles expérimentaux. *Rapp. I.L.* 58-91, 7p.

GUILLARD J., PUECH M., 1990. Production d'omble chevalier en pisciculture intensive. Recherche en faisabilité. *ADAPRA*, 14p.

1989

GERDEAUX D., **GUILLARD J.,** MOILLE J-P., 1989. Logiciel de démonstration des techniques d'échointégration. Disquette. *Rapp. I.L*. 47-89.

GUILLARD J., GERDEAUX D., 1989. Résultats de la campagne d'échointégration faite sur le lac d'Annecy du 10 au 13 octobre 1988. *Rapp. I.L*. 48-89, 5p.

1988

GUILLARD J., 1988. Aménagement des pêcheries lacustres en Rhône-Alpes. Développement du pacage lacustre de salmonidés. Problématique de l'étude. *Rapp. I.L.* 39-88, 10p.

1987

GERDEAUX D., **GUILLARD J.,** 1987. Description des programmes utilisés en échointégration à la Station d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon-les-Bains. *Rapp. I.L*. 33-87, 16p

GERDEAUX D., **GUILLARD J.,** 1987. Résultats des campagnes d'échointégration faites sur les lacs d'Annecy et du Bourget du 19 au 23 octobre 1987. *Rapp. I.L*. 37-88, 7p.

GERDEAUX D., **GUILLARD J.,** 1987. Résultats de la campagne d'échointégration faite sur le lac d'Annecy du 14 au 17 octobre 1986. *Rapp. I.L*. 31-87, 56p.

Fiche de synthèse

● JEAN GUILLARD

Né le 30 Avril 1960 à Fort-Lamy (Tchad).

➢ ***Adresses**:*

❖ **Prof** : I.N.R.A. UMR CARRTEL
BP 511, 74203, THONON Cedex, France
tél: (33) 4 50 26 78 51,
fax: (33) 4 50 26 07 60

❖ **privée**: 11 Av. de Thony
74500 EVIAN - France
tél: (33) 6 63 63 48 64

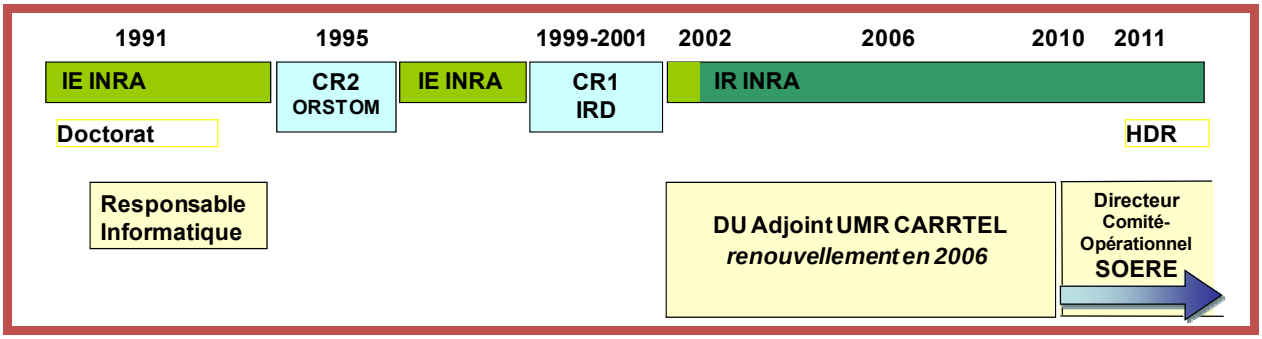
➢ ***Courriel* : guillard@thonon.inra.fr**

➢ ***Fonction actuelle :***

❖ **Ingénieur** de **Recherche INRA**, UMR CARRTEL

❖ Directeur du comité opérationnel du SOERE Grands Lacs Péri-Alpins

➢ ***Parcours :***



➢ ***Formation Universitaire:***

❖ **Doctorat en Sciences** (Analyse et modélisation des systèmes biologiques), juin 91: Estimation des Stocks Pisciaires Lacustres par Echointégration: Problèmes méthodologiques; Université Claude Bernard Lyon I. Mention très Honorable.

➢ ***Encadrement de Thèse et Jury***

❖ **Co-Encadrements de Thèse** : C. Vergés, 2006-2008 ; B. Sotton (2009-2012).

❖ **Jury de Thèse:** F. Desmolles (janv. 1996, Un. Clermont-Ferrand) ; N. Cadic (déc. 2002, Un. Perpignan), P. Brehmer (mars 2004, Uni. Rennes), P. Massilya (mai 2011, Un. Namur, Belgique).

➢ ***Publications***

❖ Journaux indexés ISI: *35 dont 27 en premier ou dernier auteur ;*
❖ Journaux non indexés et chapitres d'ouvrages: *25 dont 15 en premier ou dernier auteur ;*
❖ Rapports: *54 dont 40 en premier ou dernier auteur ;*
❖ Communications (orale – poster): *94 dont 41 en premier ou dernier auteur*
❖ 6 publications récentes :

- **GUILLARD J**., FERNANDES P., LALOË T., BREHMER P., 2011. Three-dimensional internal spatial structure of young-of-the-year pelagic freshwater fish provides evidence for the identification of fish school species. *Limnology and Oceanography Methods, sous presse*.
- SOTTON B., ANNEVILLE O., CADEL-SIX S., DOMAIZON I., KRYS S., **GUILLARD J.**, 2011. Spatial match between Planktothrix rubescens and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae, doi:10.1016/j.hal.2011.06.006.*
- GODLEWSKA M., COLON M., JÓŹWIK A., **GUILLARD J**., 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquatic Living Resources, 24, 71-78.*
- **GUILLARD J**., BALAY P., COLON M., BREHMER P., 2010. Survey boat effect on Y-O-Y fish schools in a pre-alpine lake: evidence from multibeam sonar and split-beam echosounder data. *Ecology of Freshwater Fish, 19 (3), 373–380.*
- DECELIERE-VERGES C., ARGILLIER C., LANOISELEE C., De BORTOLI J**., GUILLARD J**., 2009. Stability and precision of the fish metrics using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial French lakes. *Fisheries Research, 99, 17-25.*
- **GUILLARD J**., PERGA M.-E., COLON M., ANGELI N., 2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, Perca fluviatilis, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France), *Fisheries Management and Ecology, 13, 319-327.*

Synthése des recherches : bilan et perspectives

1. Introduction

1.1. Propos liminaire

Ce bilan scientifique, réalisé 20 ans après la soutenance de mon doctorat (**Guillard, 1991**[1]), me permet de retracer et de synthétiser mon parcours professionnel et de recherche qui m'a conduit à travailler dans de multiples écosystèmes aquatiques, des lacs alpins aux estuaires tropicaux, du lac Baïkal en Sibérie au lac Kivu en Afrique de l'Est, en collaboration avec de nombreux collègues français et étrangers[2]. Durant ce parcours, j'ai été trois ans en poste d'accueil à l'IRD et j'ai consacré presque neuf ans à l'animation-gestion d'un collectif scientifique en tant que Directeur Adjoint de l'UMR CARRTEL[3]. Ce document a donc pour objet de présenter « *une démarche originale dans un domaine scientifique* », l'hydroacoustique appliquée aux communautés de poissons afin de répondre à des questions d'écologie aquatique et d'halieutique, de montrer mon aptitude à « *maîtriser une stratégie autonome de recherche scientifique* » et ma capacité *« à l'encadrement de jeunes chercheurs* ».

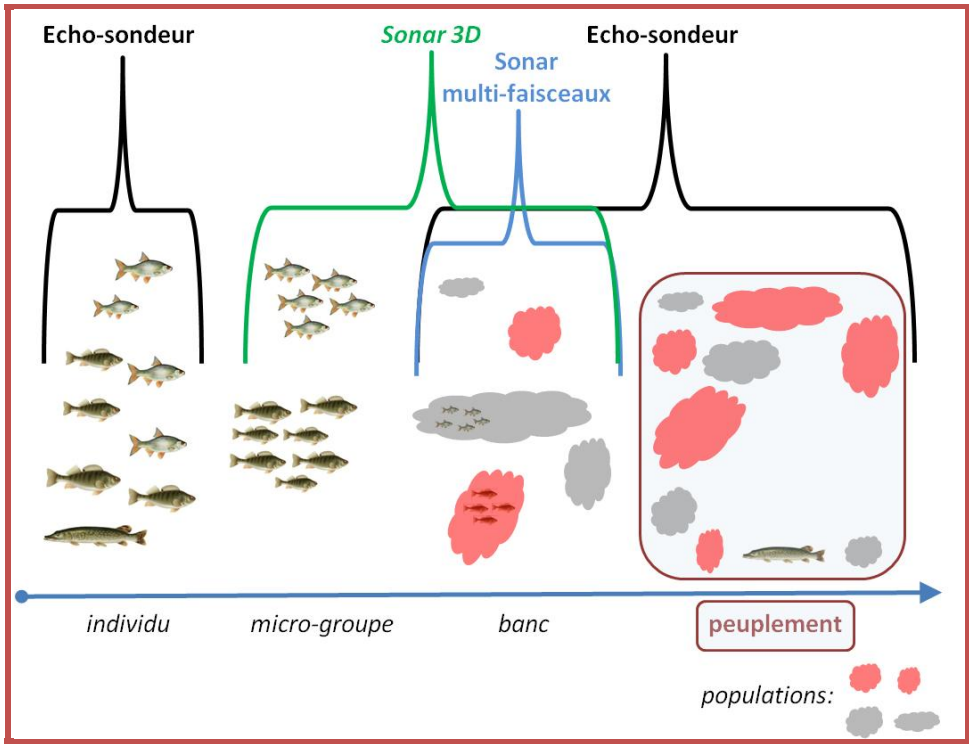


***Figure 1** : de l'individu au peuplement, échelles d'observations et outils associés.*

Au cours de cette trajectoire professionnelle, j'ai essentiellement abordé des questions de recherche centrées sur le poisson, étudié *in situ*, à différentes échelles spatiales dont l'importance dans l'étude des processus écologiques et halieutiques est fondamentale (*Legay et Debouzie, 1989, Petitgas, 2010*). Ces échelles spatiales (Fig. 1) sont intimement liées à l'organisation spatiale des poissons, c'est-à-dire aux relations entre individus, à la structuration des individus au sein d'une même espèce et entre les espèces. Ces structures spatiales s'échelonnent de l'individu au banc, du banc à la population, de la population au peuplement. L'étude de ces niveaux emboités a été rendu possible par la maîtrise d'une méthode, l'hydroacoustique, qui m'a donc permis d'aborder des questions diversifiées, de méthodologie et d'éthologie, d'halieutique et d'écologie aquatique.

---

[1] *la liste complète des références citées (page 110) distingue les références écrites en caractères gras dans le texte, qui correspondent aux publications dont je suis l'auteur ou le co-auteur (pour les retrouver facilement elles sont écrites dans la liste avec une police en caractère bleu) et les autres références, écrites en caractères italiques dans le texte.*

[2] *Ces travaux n'auraient pas pu aboutir sans l'appui technique et logistique qui m'a accompagné durant ces années : je remercie particuliérement Michel Colon, ainsi qu'Ibrahima Sow pour les travaux réalisés en Afrique de l'Ouest.*

[3] www.thonon.inra.fr

Les populations de poissons sont et restent les objets cibles de l'halieutique, car ce sont ''les unités de gestion'' (*Laurec et Le Guen, 1981*), même si aujourd'hui le concept de ''gestion écosystémique des pêches'' (*Cury et al., 2008*) étant accepté (*Hilborn, 2011*) et encouragé *(Gascuel et al., 2011*), la gestion halieutique ne se limite plus à cette échelle. Une population de poissons est un ensemble d'individus vivant dans un même espace géographique et capable de se reproduire entre eux, selon la définition classique en génétique des populations (*Daget et Le Guen, 1975*). Le peuplement est l'ensemble des populations des différentes espèces dans un même écosystème.

Les relations qui s'établissent entre les individus, au sein d'une même population de poissons, sont très variables selon l'espèce et selon l'âge: d'une absence complète de connexions avec ses congénères pour certains prédateurs, en dehors de la période de reproduction, à des groupes d'individus qui interagissent de manière très forte, très structurée, la formation en banc (*Shaw, 1962*). Le banc est la structure comportementale la plus courante chez les poissons, puisque au cours de leur cycle, 80 % des espèces ont une phase comportementale en banc (*Fréon et Misund, 1999*). Ce document sera donc articulé autour de ces emboitements d'échelles spatiales qui structurent l'ichtyofaune, et par conséquent nos observations ainsi que nos recherches, afin de présenter une approche multi-échelle (*Amiot, 2005*).

Si les approches *in situ* sont majoritaires dans les travaux que j'ai menés, j'ai aussi conduit au début de ma carrière, en tant qu'Ingénieur d'Etudes (*Station d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon*), des études expérimentales sur le poisson, non plus *in situ* mais *ex situ.* Ces travaux ont été réalisés en systèmes d'élevage expérimental mais aussi en systèmes de production. Je développerai rapidement dans une première partie (*chapitre 2*) ces études, puis j'aborderai le thème principal de mes recherches, les populations de poissons en milieu naturel et les mécanismes écologiques qui les régissent, qui seront donc développés dans les chapitres suivants. Cette deuxième partie sera structurée en fonction des échelles spatiales d'études :

i) à l'échelle du peuplement piscicole *(chapitre 3)*, à travers différents résultats et applications en lacs, mais aussi dans des écosystèmes aquatiques caractérisés par leur faible profondeur ;

ii) à l'échelle de la population (*chapitre 4)*, l'échelle de la gestion halieutique et d'études ciblées sur la perche (*Perca fluviatilis*), le corégone (*Coregonus lavaretus*), le sambaza (*Limnothrissia miodon*) et l'alose (*Alosa fallax*), et leur relation avec l'environnement ;

iii) la dernière partie sera consacrée à des travaux plus récents, centrés sur les bancs de poissons *(chapitre 5)* ainsi qu'aux perspectives de recherche liées à ce thème. En effet, l'organisation en banc est une caractéristique écologique particulièrement importante, puisque la majorité des espèces de poissons sont grégaires, au moins pendant une phase de leur cycle de vie (*Fréon et Misund, 1999*). Comme pour les autres groupes animaux, les poissons ne sont pas répartis au hasard dans leur milieu, ils se rencontrent et se regroupent pour se reproduire, mais aussi pour partager des ressources ou se protéger contre les prédateurs *(Planque et al., 2011*). La vocation première du banc est de permettre une meilleure vigilance face à l'attaque des prédateurs, de diminuer la probabilité de capture individuelle mais aussi d'exploiter au mieux les ressources dans un milieu très dilué, et d'optimiser son hydrodynamique et donc les consommations énergétiques (*Partridge, 1982*).

Les travaux de recherche se déclinant comme un tout, dans lequel il est difficile de séparer les travaux passés des perspectives de recherches, j'ai donc fait le choix dans ce document, de ne pas présenter, d'une part la synthèse des travaux réalisés, puis d'autre part les perspectives de recherches, mais de grouper pour chaque échelle, chaque thème, ce continuum. Pour faciliter la lecture, dans la partie bilan, les points à retenir sont encadrés en vert, et pour les travaux en projet, un cadre bleu souligne le titre du paragraphe et indique les points importants. Une dernière partie du document (*chapitre 6)* apportera un éclairage synthétique sur l'ensemble de ces différents travaux et approches.

1.2. Contexte

Au début des années 90, j'ai intégré l'équipe de Recherche «Gestion des Ressources Piscicoles » dont les travaux portaient principalement sur des questions relatives à la gestion des populations piscicoles de trois grands lacs alpins, Léman, Annecy et Bourget[4]. En effet, la composition spécifique des populations de poissons de ces lacs évoluait rapidement et s'accompagnait de captures par pêche en forte chute, sous l'effet des phénomènes d'eutrophisation (*Gerdeaux et al., 2006*). Les perturbations majeures subies par les lacs au cours des 50 dernières années ont été d'une part l'eutrophisation, qui culmine dans les années 80/90 (*Anneville et al., 2002 a*), et d'autre part des accroissements constatés de la température (*Dokulil et al., 2006 ; Gillet et Quetin, 2006*), avec en toile de fond des pollutions par les micropolluants, les métaux lourds, les pesticides et autres xénobiotiques (*Millenium Assessment, 2005*). Cette équipe de recherche devenait ainsi une des composantes essentielles (*Arlinghaus et al., 2008*) de la *Station d'Hydrobiologie Lacustre*, laboratoire de Limnologie, ''l'océanographie des lacs'' selon Forel (1892*) (in Pourriot et Meybeck, 1995*).

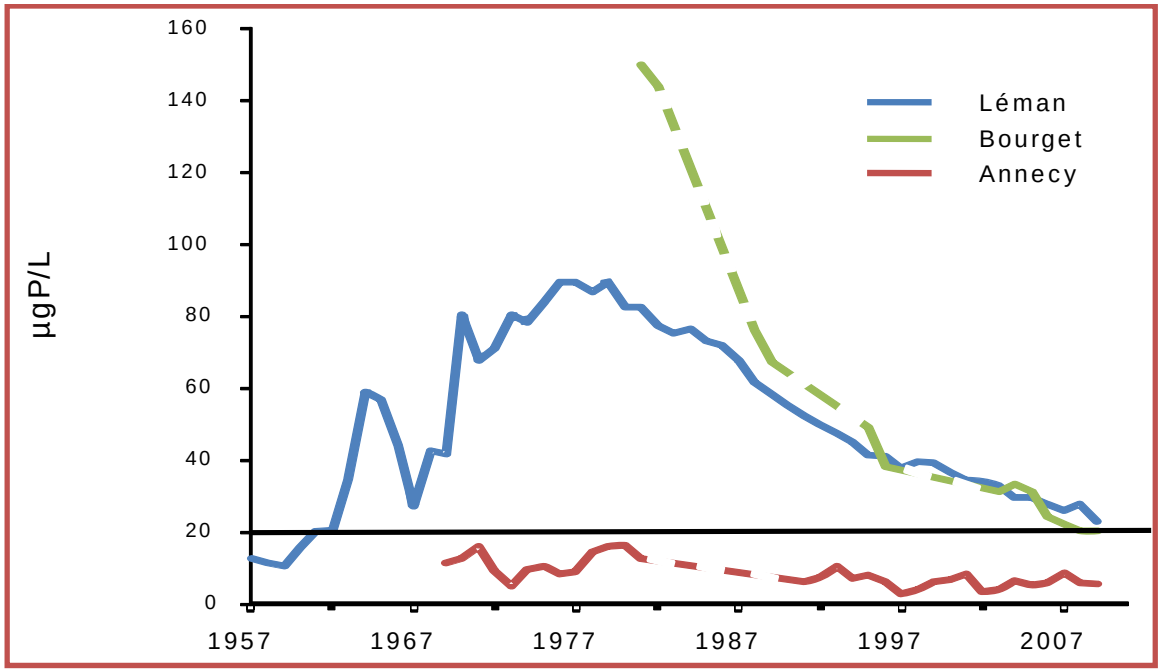


Figure 2 : *évolution du taux de phosphore (Ptotal) dans les 3 lacs de l'observatoire Grands Lacs Péri-alpins (données Soere Glacpe) (la barre noire représentant l'objectif à atteindre www.cipel.org)*

Les services rendus par les lacs sont multiples : réservoirs d'eau (par exemple sur le Léman plus de 600000 personnes en boivent l'eau, *cf. www.cipel.org*), de ressources naturelles avec une pêche qui se mesure en plusieurs centaines de tonnes (*cf. Commission consultative pour la Pêche dans le Léman*), mais aussi sites de conservation de la biodiversité, par exemple pour l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), zones de refuge pour les oiseaux migrateurs, lieux récréatifs et réceptacle ''naturel'' des eaux usées et de pluie (*Pourriot et Meybeck, 1995*). Des mesures de maîtrise de la charge externe en phosphore ont abouti aux premiers résultats de diminution des concentrations en P dans les années 80-90 (Fig. 2) et depuis on observe une phase dite de ré-oligotrophisation (*Anneville et al., 2002 a*). Cette ré-oligotrophisation est plus ou moins rapide selon les écosystèmes. Le lac d'Annecy étant celui des 3 écosystèmes ayant été le moins perturbé (*Benedetti-Crouzet et Meybeck, 1971*), il est retourné le plus rapidement à l'état oligotrophe (*Perga et al., 2010*).

[4] *En 2010, ces trois lacs suivis par la S.H.L. depuis plusieurs années (ou même décennies), sont devenus la matrice d'un observatoire de recherche en environnement porté par le Carrtel (SOERE Glacpe, 2011)*

L'amélioration de la qualité des eaux, ainsi que le développement du pacage lacustre[5] ont depuis favorisé le retour d'un peuplement piscicole dominé par les salmonidés lacustres et par la perche (*Gerdeaux et al., 2006*). Le lac d'Annecy fait depuis ''référence'', tant pour les gestionnaires que pour les scientifiques, car il est peut être le ''modèle'' à atteindre pour les autres lacs. On soulignera que dans le lac d'Annecy, les pêcheurs s'inquiètent d'une éventuelle baisse de la productivité piscicole : le bon fonctionnement du réseau trophique, dont dépend la productivité piscicole, est largement conditionné par l'apport de la boucle microbienne qui recycle la matière organique *(Perga et al, 2006*) et le lac serait en train de passer d'un état oligotrophe à ultra-oligotrophe (*Domaizon et al., 2010*). Pour les deux autres systèmes lacustres, les progrès sont plus lents et parfois moins perceptibles, car on observe par ailleurs des phénomènes qui peuvent apparaitre comme contradictoires, comme des développements importants d'algues filamenteuses dans le Léman (*Anneville et al., 2002 b*) et jusqu'à récemment dans le lac du Bourget des blooms de cyanobactéries (*Jacquet et al., 2005).*

Dans les années 80-90, l'eutrophisation était alors à son maximum pour le Léman et le peuplement piscicole avait fortement évolué. Les impacts sur la pêcherie lacustre, composée de pêcheurs amateurs mais aussi professionnels, étaient la préoccupation majeure de l'équipe, organisée pour répondre à cette demande sociale forte. La bonne gestion d'un écosystème et de son ichtyocénose, ne pouvant se concevoir qu'en ayant une bonne connaissance du milieu, de ses différents compartiments biologiques, mais aussi de l'environnement et de la société (*Décamps, 2006*), l'équipe de recherche inter-agissait alors avec les autres équipes au sein de l'Institut de Limnologie.

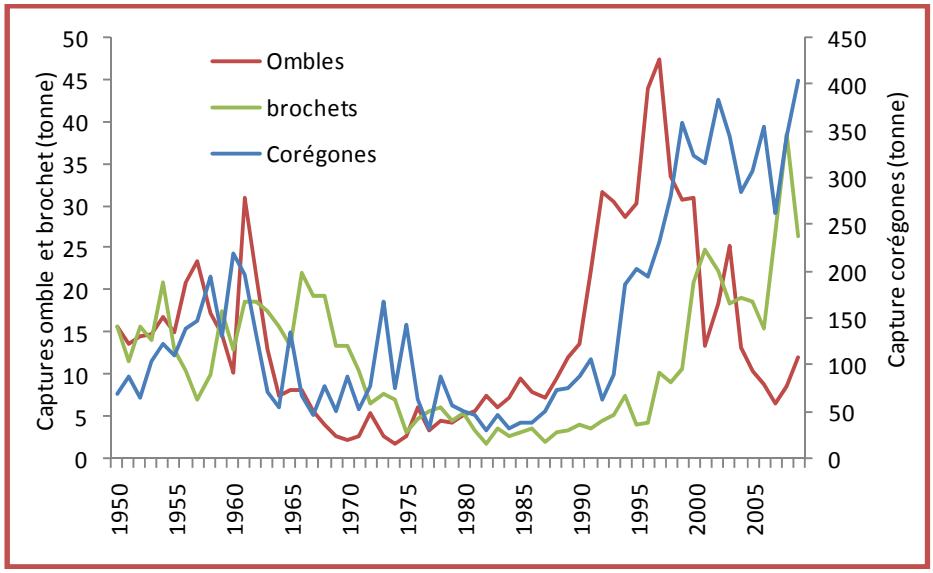


***Figure 3** : évolution des statistiques de captures des pêcheurs professionnels sur le Léman (1950- 2009) d'après la Commission consultative pour la Pêche dans le Léman*

Les captures, donc les populations, de deux des principales espèces, l'omble chevalier et le corégone, se sont effondrées durant cette période d'eutrophisation (Fig. 3). Ces deux espèces bouclent totalement leur cycle en lac, l'une ayant une ponte située en zone profonde et la deuxième, en zone littorale. Le pacage lacustre a été évalué par d'importantes campagnes de marquage puis par des analyses de longues séries de données de repeuplement et de captures. Ces travaux ont montré que le pacage a contribué à la réhabilitation des populations et des pêcheries d'omble chevalier et de corégone dans les trois lacs (*Champigneulle et al., 2001*). Il était donc nécessaire d'aborder, par des approches expérimentales, en amont du milieu naturel, l'optimisation des conditions d'élevage des poissons destinés au repeuplement. Le premier chapitre de ce document sera donc consacré à ce thème.

[5] *Méthode de soutien des stocks de poissons par capture de géniteurs in situ, passage des œufs en écloserie puis relâcher d'alevins nourris afin de court-circuiter les stades initiaux sensibles.*

2. Optimisation de l'élevage des salmonidés

2.1. Optimisation du repeuplement

L'évolution des peuplements de poissons lacustres soumis à des pressions anthropiques fortes (*Gerdeaux et al., 2006)* nécessite parfois d'intervenir dans les processus biologiques : une des possibilités est de réaliser des repeuplements en prélevant dans le milieu naturel les produits génitaux des populations sauvages, afin de court-circuiter la phase du cycle de la reproduction naturelle devenue fragile voire impossible (*Champigneulle et al., 2001*). Dans le cas de l'omble chevalier, la phase de développement des œufs, déposés sur les frayères, était devenu impossible du fait d'un taux d'oxygène trop faible, provoqué par des dépôts trop important de sédiments (*Rubin, 2005*). Un état des lieux des populations de salmonidés dans les lacs alpins, réalisé dans le cadre du programme ''Pacage Lacustre'', a permis de définir les objectifs à atteindre en terme de repeuplement (**Guillard, 1988**) : l'optimisation de l'élevage des jeunes stades de salmonidés, afin de diminuer les coûts de production, a été alors défini comme prioritaire (**Champigneulle *et al.,* 1995**). Cette optimisation devant aboutir à la diminution des taux de mortalités et à l'augmentation des taux de croissance, mes travaux ont alors porté sur les conditions d'élevage d'une des cibles principales du repeuplement, l'omble chevalier.

Cette espèce est autochtone sur le Léman et le lac du Bourget et présente donc à ce titre un intérêt patrimonial fort. L'omble chevalier est d'autant plus emblématique que ces deux lacs sont les seuls écosystèmes lacustres abritant des populations d'origine autochtone sur le territoire français et qu'ils constituent la limite sud de son aire naturelle de répartition en Europe (*Gillet, 2001*). A partir de ces deux populations, l'espèce, en raison de son intérêt halieutique, a été introduite dès le début du 20ème siècle sur de nombreux lacs naturels et artificiels de Rhône-Alpes. Ce poisson, qui se développe essentiellement dans des milieux oligotrophes d'eau froide, véhicule auprès du grand public une image de ''qualité'' emblématique des grands lacs naturels de Rhône-Alpes. La présence de l'omble chevalier dans les grands lacs alpins représente, du fait de son importante exploitation par la pêche de loisir et professionnelle, mais aussi plus globalement du fait de son aspect emblématique et patrimonial, un enjeu socio-économique important. C'est un salmonidé sténotherme d'eaux froides qui présente par ailleurs la particularité d'avoir un comportement qui le différencie des autres salmonidés élevés en pisciculture *(Jobling et al., 1993)*. Cette singularité implique des pratiques d'élevage parfois opposées aux pratiques classiques de la salmoniculture *(Jobling, 1995)*.

L'argument principal à l'origine de ce programme de recherche finalisée est un classique rapport qualité/prix. En effet, on sait que le ''relâcher'' des juvéniles de salmonidés est d'autant plus efficace qu'il est pratiqué sur des individus de quelques mois (**Champigneulle *et al.,* 1995**), mais qu'il est alors d'autant plus coûteux. L'étape préalable de ce travail a été l'analyse de la bibliographie sur le sujet, permettant de mieux cerner les conditions environnementales nécessaires et les paramètres déterminants. Destiné au départ à être un instrument de travail, cette synthèse bibliographique s'est vite trouvée être un outil susceptible d'intéresser un public plus étendu et a donc fait l'objet d'une publication (**Guillard *et al.,* 1992 a**). Les recherches se sont alors focalisées sur 4 points (**Guillard, 1990**): les rythmes alimentaires, les densités d'élevage, les vitesses de courant et l'influence des tris successifs. Ces paramètres sont directement liés aux comportements de l'omble chevalier qui le différencient de la truite, à l'origine des grands principes qui règissent la salmoniculture. Ces travaux ont été principalement réalisés dans la pisciculture domaniale de Rives, qui produit pour les grands lacs alpins les juvéniles destinés aux repeuplements, soit plus de 3 millions d'estivaux d'omble chevalier chaque année (**Champigneulle *et al.,* 1991**). Les travaux effectués dans cette structure m'ont permis d'être confronté aux problèmes liés aux changements d'échelle (*Jobling, 1995*), lorsque l'on passe des bassins expérimentaux de la pisciculture de l'INRA à des bassins de production : les mêmes paramètres n'entraînent pas forcément les mêmes réactions et les conclusions peuvent alors différer de celles données initialement.

Bull. Fr. Pêche Piscic. (1992) **325** : 47-68 — 47 —

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DE L'ÉLEVAGE DE L'OMBLE CHEVALIER (*SALVELINUS ALPINUS* L.) EN EAU DOUCE.

J. GUILLARD, C. GILLET, A. CHAMPIGNEULLE

Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA, 75 Av. de Corzent, BP 511, 74203 THONON, France.

Reçu le 18 septembre 1992 — *Received 18 September, 1992*
Accepté le 9 octobre1992 — *Accepted 9 October, 1992*

RÉSUMÉ

L'omble chevalier (*Salvelinus alpinus* L.) est un salmonidé d'eau froide. Ses caractéristiques physiologiques et biologiques étant différentes de celles des autres poissons de la même famille, les pratiques d'élevage ne sont pas identiques. Les principaux travaux concernant son élevage en eau douce sont présentés, de la fécondation à la production de poissons adultes à des fins de commercialisation.

Mots-clés : omble chevalier, *Salvelinus alpinus*, élevage, eau douce.

MAIN CHARACTERISTICS OF THE ARCTIC CHARR BREEDING (*SALVELINUS ALPINUS* L.) IN FRESH WATER.

ABSTRACT

The Arctic charr *Salvelinus alpinus* L. is a cold water salmonidae. Its physiology and biology being different from the other salmonidae species, raising techniques are not the same. The main research results about its breeding in fresh water are reviewed in this paper, from the fecundation to the production of adult fish for trade.

Key-words : Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, breeding, fresh water.

Article available at http://www.kmae-journal.org or http://dx.doi.org/10.1051/kmae:1992014

Bull. Fr. Pêche Piscic. (1992) **325** : 47-68 — 48 —

INTRODUCTION

L'omble chevalier (*Salvelinus alpinus* L.) est un salmonidé sténotherme d'eau froide ayant une distribution boréale circum polaire, commun dans les régions arctiques et subarctiques de l'Amérique du Nord et de l'Europe. L'espèce peut se rencontrer dans des milieux très différents (lacs, rivières, mers) sous des formes migratrices anadromes ou sédentaires en eau douce ("landlocked"). Sa position taxinomique a été pendant longtemps l'objet de débats, en particulier par suite de cette large distribution géographique, ainsi que de ses formes et modes de vie variables : âge et taille à la maturité sexuelle, époque et lieu de fraie, régime alimentaire,... Les adultes peuvent peser d'une centaine de grammes à plus de 10 kilogrammes. Souvent, dans un même lac, cohabitent plusieurs formes d'omble chevalier (JOHNSON, 1980).

En France, il se trouve en limite sud de son aire de répartition géographique et on le rencontre principalement dans des grands lacs alpins tels que le Léman et le Bourget, où il est autochtone (CHAMPIGNEULLE, 1985). Selon MACHINO (1991), il est également présent dans environ 130 lacs de moyenne montagne où il a été introduit (origines lémanique, autrichienne ou scandinave). Dans les lacs français l'omble chevalier effectue la totalité de son cycle de vie en lac.

Depuis le début du siècle, l'omble chevalier est élevé en pisciculture pour les besoins du repeuplement en lac (CRETTIEZ, 1906), mais ce n'est qu'au cours des années 1970 à 1980 que, devant le besoin de diversifier le marché de la salmoniculture, un intérêt croissant s'est porté sur de nouvelles espèces, et en particulier sur celle-ci.

Dans cet article, nous présenterons une vue d'ensemble des principales connaissances déjà acquises sur l'élevage de l'omble chevalier en eau douce. Ce poisson, avec un taux de croissance spécifique fort même à des basses températures, et une bonne image de marque, possède un potentiel aquacole important en dépit d'une certaine fragilité, si les conditions environnementales ne sont pas respectées. Un certain nombre de problèmes techniques doivent être résolus afin d'en optimiser l'élevage.

1. PRÉSENTATION DE L'OMBLE CHEVALIER

La forme des ombles chevaliers est similaire à celle des autres salmonidés, avec une tête courte et petite. Ses couleurs caractéristiques sont la plupart du temps des flancs rouges et/ou argentés avec des points blancs ; le bord des nageoires pectorales, ventrales et anale est blanc. Durant la période de fraie l'omble chevalier change de robe, spécialement les mâles qui prennent une couleur rouge-orangée, en particulier sur le ventre. Son comportement alimentaire dans le milieu naturel est très variable (planctonophage, benthophage, ichtyophage, mixte), et l'omble se trouve souvent dans des conditions de milieu où les ressources sont limitées. L'omble chevalier se tient souvent en petits bancs, en milieu benthique. Ce comportement est utilisé afin d'exploiter au mieux les agrégats de nourriture. Au sein d'un même lac l'espèce peut occuper différentes niches écologiques ; quand plusieurs formes cohabitent les phénomènes de compétition conduisent souvent à la séparation des types d'alimentation (ERIKSSON et WIKLUND, 1989).

En Suède et en Islande, un programme d'études et de sélection des souches est en cours, portant en particulier sur les aptitudes à l'élevage en pisciculture et sur les performances de croissance. Il est important de noter que des différences sensibles peuvent être observées dans les résultats et les comportements vis-à-vis de la croissance, de la survie, de la maturité sexuelle... Ces différences peuvent provenir d'une variabilité due à la diversité des souches (ADALSTEINSSON *et al.*, 1992) et des conditions d'élevage (JOBLING *et al.*, 1992).

2. CONDITIONS GÉNÉRALES DU MILIEU

Les conditions thermiques pour l'élevage de l'omble chevalier, espèce d'eau froide, ne sont pas très différentes de celles des autres salmonidés. Les exigences varient selon les stades et seront présentées pour les différentes phases d'élevage. L'omble chevalier est sensible à des valeurs de pH trop basses ; un pH situé entre 6 et 7,5 est correct (ERIKSSON et WIKLUND 1989). La concentration d'oxygène dissous dans l'eau ne doit pas être inférieure à 5 mg d'O_2/l d'eau, et le taux de saturation doit être compris entre 60 et 100 %. Les taux de consommation d'oxygène estimés (190 mg O_2/kg/h pour des poissons de 50 g) montrent que

Le rythme d'alimentation est un facteur primordial d'influence du taux de croissance chez les poissons, dans la phase de démarrage et ensuite pour les juvéniles. Il a été montré que, contrairement à la truite, les rythmes d'alimentation de l'omble étant principalement nocturnes (*Jobling et al., 1993*), l'emploi de nourrisseurs automatiques était fortement recommandé (*Steiner, 1984 ; Jorgensen et al., 1991; Jobling et al., 1993*). En distribuant une même quantité de nourriture pendant un cycle de 24 h au lieu de 8 h, nous avons montré, à la suite de *Jobling (1983 a),* mais en système de production, que l'accélération des rythmes de distribution affaiblissait les effets des hiérarchies, l'hétérogénéité des distributions en tailles de la population diminuant (**Champigneulle *et al.*, 1991**). En effet, lorsque l'alimentation est distribuée sur des pas de temps court et peu nombreux, les effets de hiérarchie sont augmentés par un accès restreint à la nourriture : seuls quelques individus dominants accèdent alors aux ressources. Par ailleurs, les densités de poissons par bac doivent être beaucoup plus élevées que pour l'élevage d'autres espèces, car le comportement agressif et territorial de l'omble diminue *(Wallace et al., 1988).* Autrement, ce comportement provoque une domination très nette de quelques individus et donc rapidement de fortes disparités en taille dans les poissons élevés. En forte densité, les ombles chevaliers se mettent en banc et les interactions interindividuelles se réduisent, et ce d'autant plus que des vitesses de courant élevées sont maintenues. Il n'y a plus d'individus dominants qui monopolisent l'accès aux ressources.

Ces constatations et préconisations ont aboutit à une meilleure survie, à une croissance pondérale globale plus rapide, et donc à une diminution des coûts de l'élevage des juvéniles d'omble chevalier (**Champigneulle et Guillard, 1990**). Ils ont été mis en application dans la pisciculture de Rives (**Champigneulle *et al.*, 1995**).

2.2. Transfert de connaissance aux salmoniculteurs

Ces premiers travaux d'optimisation de l'élevage de juvéniles d'omble chevalier ont rencontré un écho favorable chez les salmoniculteurs de la région Rhône-Alpes. Ceux-ci souhaitaient en effet diversifier leurs productions, les prix de vente de la truite baissant régulièrement et leur assurant un faible gain. De plus, les salmoniculteurs scandinaves et canadiens commençaient à produire à la même époque de l'omble portion (*Vieira, 1989*). Ces professionnels souhaitaient ne pas renouveler certaines erreurs commises dans le passé avec l'élevage du saumon, et préserver à l'omble chevalier son image de poisson noble, d'exception, haut de gamme, comme lorsqu'il est prélevé dans le milieu naturel (*Ottoson, 1993*). La région Rhône-Alpes finançant différents projets liés à l'aquaculture, j'ai été chargé de l'animation d'une cellule de réflexion, puis du suivi d'élevages d'omble chevalier en pisciculture privées, en partenariat avec le syndicat des salmoniculteurs (**Guillard et Puech, 1990**). Réalisés pendant plusieurs saisons, ces suivis de sites de productions, de natures très différentes, en termes de tonnages produits, d'alimentation en eau, ont permis de bien cadrer les exigences de ce poisson en conditions réelles d'exploitation. Répondant à une demande issue de la profession, il a fallu parfois réaliser ces suivis dans des conditions *a priori* défavorables, au vu de la littérature scientifique et des connaissances acquises sur l'élevage de ce poisson dans la pisciculture expérimentale du laboratoire. En particulier, certains sites ne respectaient pas les exigences thermiques de l'omble, c'est-à-dire une température de l'eau inférieure à 9 - 10 °C (**Guillard *et al.,* 1992**). Il a ainsi été montré aux salmoniculteurs, en conditions de production, que ce poisson, qui ne présente par ailleurs pas de difficulté particulière à élever, avait des exigences différentes des autres salmonidés. Il ne pouvait donc pas être produit dans toutes les salmonicultures de la région. Les cycles thermiques ne correspondant pas pour tous les sites, un certain nombre de pisciculture n'ont pu aboutir à des résultats rentables (**Guillard et Puech, 1993**). Les informations pratiques sur son élevage ont ainsi été précisées, en faisant passer le message directement aux professionnels.

A partir de ces résultats, une deuxième phase, moins liée aux salmoniculteurs, a ainsi été mise en œuvre et a abouti au développement d'un programme financé par la Chambre d'Agriculture de Haute-Savoie et à l'amélioration de la pisciculture expérimentale de Thonon.

2.3. Production en pisciculture de zone de moyenne montagne

Les suivis réalisés dans les pisciculture de production ayant bien confirmé l'importance du cycle thermique (**Guillard et Puech, 1993**) et la nécessité de garder un produit haut de gamme, nous ont incités à proposer un programme de développement en relation avec la Chambre d'Agriculture de Haute-Savoie, dans un contexte de baisse des revenus des agriculteurs de moyenne montagne. En effet, les sources en région montagneuse alpine sont nombreuses, avec souvent une eau de bonne qualité et des cycles thermiques qui correspondent au préférendum de l'omble (**Guillard *et al.,* 1992**). Nous avons ainsi pu mettre en place une filière de production de l'omble, en proposant à des agriculteurs une activité additionnelle, source de revenus complémentaires, avec un investissement réduit au départ. Ces activités secondaires permettent de plus d'assurer le maintien d'activités dans ces zones rurales. Ces petites productions locales, avec des circuits de commercialisation courts et ''captifs'' (vente directe aux touristes, hôtels, …) permettent de répondre aux exigences d'obtenir un revenu complémentaire significatif (prix de revient analogue à la truite mais avec un produit revendu jusqu'à 5-6 fois plus cher au kilo), et de garder un produit ''noble'' dont les qualités organoleptiques n'ont rien à envier au produit sauvage (**Guillard *et al.,* 1996 a**).

On notera que cette particularité de l'omble chevalier, liée à de bons taux de croissance aux basses températures, même dans de l'eau proche de 0°, en fait aussi un modèle physiologique intéressant (*Gillet et Breton, 1992*). Grâce à ces différents travaux, j'ai pu aborder concrètement les problèmes de changement d'échelle, de non-linéarité des phénomènes biologiques, de l'importance du comportement, ainsi que des interactions entre les facteurs biotiques et abiotiques, que l'on retrouve au centre des études décrites dans les volets suivants, réalisés sur le poisson dans le milieu naturel. Ce thème de l'élevage de l'omble chevalier a été repris à part entière par un chercheur du laboratoire (C. Gillet) et le programme de recherche ‘‘Pacage lacustre de salmonidés en région Rhône-Alpes’’ ayant pris fin, j'ai pu m'investir plus profondément dans des travaux sur l'étude de l'ichtyocénose en utilisant les méthodes acoustiques.

Les travaux sur l'élevage de l'omble chevalier ont trouvé un aboutissement concret dans la mise en place de plusieurs pisciculture de production.

3. Etudes de l'ichtyocénose à l'échelle du peuplement

3.1. En écosystème lacustre profond.

Les poissons dans les écosystèmes lacustres présentent une grande diversité, tant sur le plan de leur niveau trophique (carnivore, planctonophage, détritivore), que de leurs exigences de vie mais aussi de leur comportement et mode de reproduction (*Gillet, 2001*). De par sa position aux niveaux supérieurs du réseau trophique, le poisson est un modèle biologique d'intérêt (*Karr, 1981*): d'une part, il agit en tant que régulateur de la chaîne alimentaire, l'effet « top-down » (*Mehner, 2010*), et intègre les changements qui ont lieu à des niveaux trophiques inférieurs (*Angeli et al., 2001*). D'autre part, son développement et son maintien dans un milieu donné, dépend fortement des échelons inférieurs dans la pyramide trophique, l'effet « bottom-up » (*Lazzaro, 2009*). De plus, sa durée de vie relativement longue par rapport aux autres organismes aquatiques lui permet de pouvoir intégrer les changements d'états des écosystèmes dans le temps (*Karr, 1981*).

L'état des différentes populations de poissons, autochtones et introduites, sur les grands lacs naturels est un sujet de préoccupation majeure du CARRTEL, par le rôle fonctionnel du poisson dans le réseau trophique, mais aussi par la place des pêcheries dans l'économie locale et leurs rôles dans la gestion de l'écosystème lacustre. Sur les trois principaux lacs de la région (Léman, Bourget et Annecy), les stocks de poissons fluctuent, en partie en fonction de l'état trophique du lac (*Gerdeaux et al., 2006*). Dans les années 80-90, la nécessité d'obtenir des informations sur le niveau des stocks de poissons, c'est-à-dire sur les densités, les abondances des peuplements, en s'affranchissant des statistiques de pêches, et en particulier en ce qui concerne les classes de tailles de poissons avant leur entrée dans la pêcherie, a été le point de départ de l'utilisation des méthodes hydroacoustiques (**Guillard, 1991**).

En effet, l'hydroacoustique offre de multiples possibilités et champs d'investigations dans l'étude des populations aquatiques et en particulier pour l'estimation des stocks (*Brandt, 1996*). Au début des années 2000, la mise en place en France de la Directive Cadre sur l'Eau, qui considère l'état des peuplements piscicoles comme une composante importante de l'évaluation de la qualité générale des plans d'eau, a initié de nouveaux travaux sur les peuplements, en utilisant les pêches aux filets maillants. L'hydroacoustique est alors vue comme une méthode alternative ou comme une méthode de comparaison, d'arbitrage. La mise en place de standards d'échantillonnages reconnus et adoptés par tous est une nécessité primordiale et a été un des objectifs principaux de la création en 2001 du Groupement d'Intérêt Scientifique Plans d'Eau (*GIS-PE*) : une gestion efficace du milieu aquatique passe par une bonne connaissance de ses ressources et de leur environnement (*Décamps, 2006*) et par un échantillonnage adapté.

De nombreuses méthodes permettent en effet d'inventorier et d'observer les peuplements de poissons (**Degiorgi *et al.,* 1993**), mais les estimations à l'aide des techniques classiques de captures sont difficiles à obtenir dans les lacs (**Coll *et al.*, 2007** ; *Kubecka et al., 2009*). Les captures avec les engins passifs, tels que les filets maillants, dépendent fortement de l'activité des poissons et les résultats fournis ne permettent d'obtenir que des estimations d'abondance relative (*Kurkilahti et al., 2002*). De plus, les poissons dans les classes de taille inférieures à 8-10 cm sont mal échantillonnés par ces engins (*Olin et al., 2009 ; Prchalová et al., 2009*), alors que leurs rôles, leurs impacts sur la qualité du milieu et les dynamiques pisciaires sont essentiels. Les engins de pêche actifs, tels que le chalut ou la senne, fournissent des estimations d'abondance rapportées à un volume ou une surface échantillonnée, mais pour tenir compte de l'hétérogénéité spatiale de la répartition des poissons, les échantillons doivent couvrir une grande proportion de la surface du lac et de nombreux réplicats sont alors nécessaires **(Degiorgi *et al.,* 1993**). L'hydroacoustique contourne en partie ces différents inconvénients et permet une bonne description des peuplements piscicoles en milieu lacustre (*Brandt, 1996*).

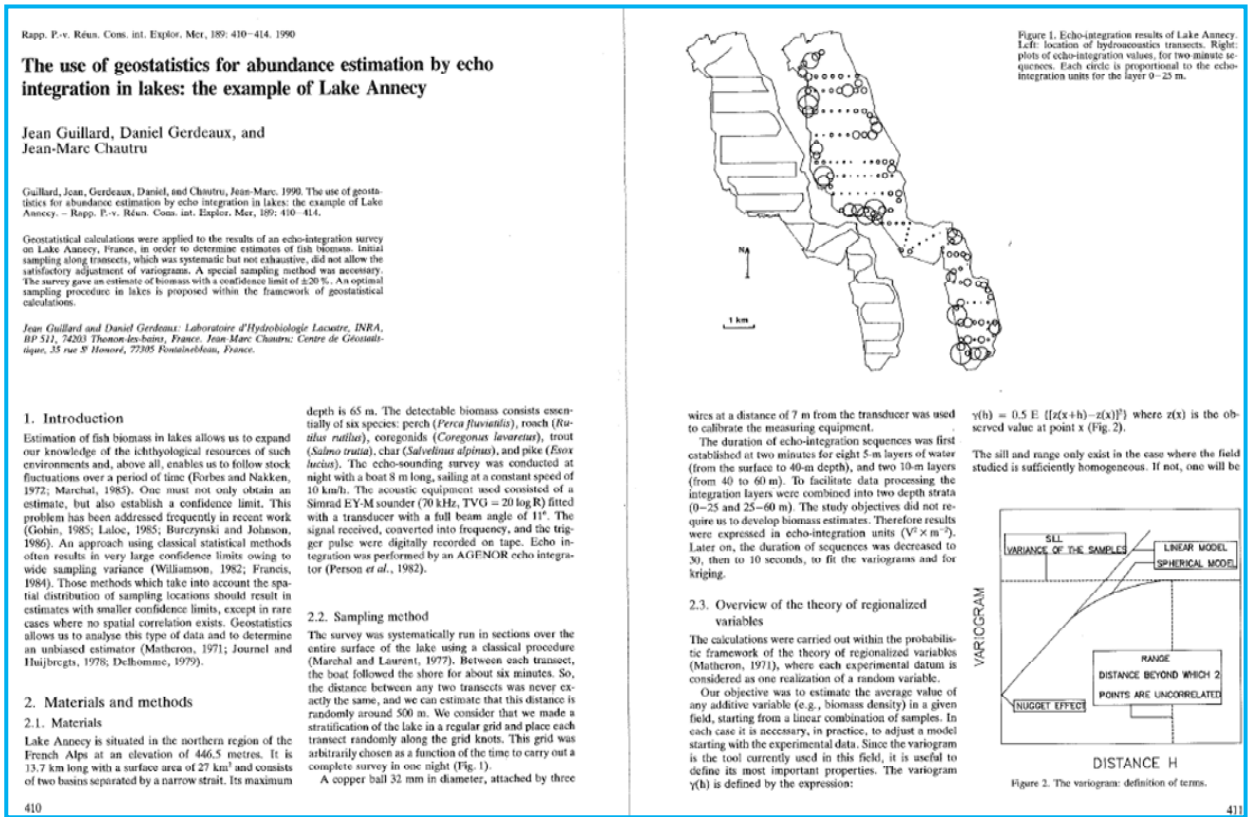
Selon *Fernandes et al. (2002*) qui ont retracé les progrès de l'hydroacoustique au cours du temps à travers l'évolution de l' ‘‘*International Council for the Exploration of the Sea’’* (ICES), dont le rôle a été fondamental dans le développement de ces méthodes, mais aussi selon *Gerlotto (2007)* et *Josse (2008)* qui ont revisité ces aspects historiques, si les premières observations rudimentaires du bruit sous-marin remontent aux tentatives de Leonard de Vinci, les premiers vrais travaux d'acoustique aquatique sont les tentatives contrecarrées de Maury en 1859 ‘‘de sonder l'océan’’. Aux débuts des années 1900, ces techniques vont alors connaitre un développement accéléré pour la détection des sous-marins pendant la Première Guerre Mondiale. L'invention du 'traducteur' piézoélectrique par le physicien français Langevin en 1917 a engendré un certain nombre de ‘‘sondeurs’’ et a également donné l'impulsion à de nombreux travaux. Les premières expériences scientifiques de ce qui deviendra l'hydroacoustique pour détecter des poissons, ont été faites par *Kimura (1929)* qui a utilisé des grandes dorades (*Pagrosomus major*) (longueur de 40 à 50 centimètres) dans un étang, en utilisant un bruit continu d'une fréquence de 200 kHz. La décennie suivante a apporté les premières études de poissons dans leur environnement naturel avec *Sund (1935)* qui a enregistré la distribution verticale de morues (*Gadus morhua)* en Norvège. Le développement commercial de la technique a rapidement suivi et a trouvé des applications évidentes dans les industries des pêches maritimes de l'Europe et d'ailleurs. Ensuite, l'arrivée de la deuxième guerre mondiale et le besoin des navires d'augmenter leurs capacités de détecter des sous-marins, ont conduit à de nombreux progrès techniques et les systèmes de sondeurs sont rapidement devenus plus puissants et sophistiqués. Cependant, ces systèmes étaient toujours relativement grands et très chers. Il faut attendre la période d'après guerre pour que la détection acoustique soit utilisée pour localiser les organismes vivants, et notamment les poissons.

Quelques scientifiques, tel *Cushing (1963)* en Angleterre, pensèrent alors que s'il était possible de localiser un poisson à l'aide d'un sondeur, on devait aussi pouvoir utiliser cette détection de façon quantitative, notamment en comptant le nombre d'échos obtenus au cours d'un trajet: le principe de l'évaluation acoustique de l'abondance était né (*Marchal, 1985*). A cette époque, la mise au point de sondeurs précis et surtout fidèles - il s'agissait d'appareils scientifiques et non plus de sondeurs ‘‘commerciaux’’ - ainsi que le développement de systèmes de traitement du signal, ont conduit certaines équipes à utiliser non plus le ‘‘nombre’’ de détections, mais l'intensité de l'écho comme mesure de la densité en poissons, et donc de l'abondance: l'avantage incontestable de cette méthode, appelée écho-intégration, est qu'elle s'adresse aussi bien aux poissons dispersés que groupés ou en banc, ce que ne peut faire le simple comptage. Depuis la fin des années 70, les efforts ont porté d'une part sur le traitement du signal, notamment par le développement de systèmes numériques, liés aux importants progrès dans les domaines de l'informatique et de l'électronique, et d'autre part sur la mise au point de techniques (sondeurs split-beam) permettant de mesurer *in situ* la réponse acoustique de poissons individuels (**Guillard et Marchal, 2001)**. Cette méthode permet d'obtenir de manière fiable et rapide des estimations des abondances des poissons pélagiques (*Mehner et Schulz, 2002*) avec une perturbation quasi inexistante du milieu et de sa biocénose (*Simmonds et MacLennan, 2005*). Depuis, une nouvelle étape a été franchie et des progrès considérables sur la description fine des bancs de poissons ont été accomplis depuis les années 90 grâce aux progrès liés la technologie des instruments acoustiques et l'utilisation des sonars multi-faisceaux (*Gerlotto et al., 1999, Paramo et al., 201*0) (*cf. paragraphe 5*).

J'ai eu l'occasion récemment de participer à la rédaction de trois documents de synthèse sur l'utilisation de ces méthodes : le premier document est la norme Européenne d'utilisation de l'hydroacoustique dans le cadre des suivis des peuplements piscicoles pour la DCE (**CEN, 2009**) ; le deuxième a été établi dans le cadre du programme Wiser (**Winfield *et al.,* 2011**) et le troisième a été rédigé suite à une collaboration avec des collègues russes, qui a aboutit à un ouvrage (en russe) sur le peuplement de poissons du lac Baïkal, le premier chapitre de cet ouvrage étant une synthèse de l'utilisation de ces méthodes (**Kudryavtsev *et al.*, 2009**).

Réservées au début des années 80 au domaine océanographique, ces méthodes ont nécessité une adaptation au milieu lacustre et des mises au point de logiciels de saisie et de cartographie automatique des résultats (**Gerdeaux et Guillard, 1987 ; Gerdeaux *et al.*, 1989**). Ces travaux m'ont ainsi permis de me former à l'informatique, à une époque où les ordinateurs personnels faisaient de timides apparitions dans les laboratoires[6] et où les formations universitaires de biologistes ne permettaient pas d'être en pointe sur ce sujet.

Très vite la nécessité de mieux appréhender les structures spatiales des populations de poissons et leurs variations au cours du temps, aux petites et aux grandes échelles, s'est révélée indispensable (**Gerdeaux et Guillard, 1986**). De ces variations, en particulier en fonction du nycthémère, mais aussi des conditions environnementales, de la physiologie et du comportement du poisson, découlent l'accessibilité ou non par les techniques acoustiques des cibles recherchées. Des campagnes régulières de détection acoustique dans le Léman et dans le lac d'Annecy, à des échelles hebdomadaires et mensuelles, ont été conduites pour mieux appréhender la dynamique temporelle des structures spatiales, ainsi que les relations avec les paramètres environnementaux. Les principaux résultats ont porté sur la description dans les lacs alpins de la dynamique de répartition des populations, en fonction des rythmes saisonniers et journaliers, et l'analyse des stratégies d'échantillonnage (types de parcours à effectuer, distances inter-échantillons, taille des unités élémentaires d'échantillonnage,…). Il en a résulté des recommandations sur les périodes favorables pour utiliser les techniques acoustiques dans l'étude des peuplements de poissons en lac, fonction des questions initiales posées, et sur les stratégies d'échantillonnages à adopter (**Guillard et Marchal, 2001**).



Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 189: 410–414. 1990

The use of geostatistics for abundance estimation by echo integration in lakes: the example of Lake Annecy

Jean Guillard, Daniel Gerdeaux, and Jean-Marc Chautru

Guillard, Jean, Gerdeaux, Daniel, and Chautru, Jean-Marc. 1990. The use of geostatistics for abundance estimation by echo integration in lakes: the example of Lake Annecy. – Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 189: 410–414.

Geostatistical calculations were applied to the results of an echo-integration survey on Lake Annecy, France, in order to determine estimates of fish biomass. Initial sampling along transects, which was systematic but not exhaustive, did not allow the satisfactory adjustment of variograms. A special sampling method was necessary. The survey gave an estimate of biomass with a confidence limit of ±20 %. An optimal sampling procedure in lakes is proposed within the framework of geostatistical calculations.

Jean Guillard and Daniel Gerdeaux: Laboratoire d'Hydrobiologie Lacustre, INRA, BP 511, 74203 Thonon-les-bains, France. Jean-Marc Chautru: Centre de Géostatistique, 35 rue St Honoré, 77305 Fontainebleau, France.

1. Introduction

Estimation of fish biomass in lakes allows us to expand our knowledge of the ichthyological resources of such environments and, above all, enables us to follow stock fluctuations over a period of time (Forbes and Nakken, 1972; Marchal, 1985). One must not only obtain an estimate, but also establish a confidence limit. This problem has been addressed frequently in recent work (Gohin, 1985; Laloc, 1985; Burczynski and Johnson, 1986). An approach using classical statistical methods often results in very large confidence limits owing to wide sampling variance (Williamson, 1982; Francis, 1984). Those methods which take into account the spatial distribution of sampling locations should result in estimates with smaller confidence limits, except in rare cases where no spatial correlation exists. Geostatistics allows us to analyse this type of data and to determine an unbiased estimator (Matheron, 1971; Journel and Huijbregts, 1978; Delhomme, 1979).

2. Materials and methods

2.1. Materials

Lake Annecy is situated in the northern region of the French Alps at an elevation of 446.5 metres. It is 13.7 km long with a surface area of 27 km^2 and consists of two basins separated by a narrow strait. Its maximum depth is 65 m. The detectable biomass consists essentially of six species: perch (*Perca fluviatilis*), roach (*Rutilus rutilus*), coregonids (*Coregonus lavaretus*), trout (*Salmo trutta*), char (*Salvelinus alpinus*), and pike (*Esox lucius*). The echo-sounding survey was conducted at night with a boat 8 m long, sailing at a constant speed of 10 km/h. The acoustic equipment used consisted of a Simrad EY-M sounder (70 kHz, TVG = 20 log R) fitted with a transducer with a full beam angle of 11°. The signal received, converted into frequency, and the trigger pulse were digitally recorded on tape. Echo integration was performed by an AGENOR echo integrator (Person *et al.*, 1982).

2.2. Sampling method

The survey was systematically run in sections over the entire surface of the lake using a classical procedure (Marchal and Laurent, 1977). Between each transect, the boat followed the shore for about six minutes. So, the distance between any two transects was never exactly the same, and we can estimate that this distance is randomly around 500 m. We consider that we made a stratification of the lake in a regular grid and place each transect randomly along the grid knots. This grid was arbitrarily chosen as a function of the time to carry out a complete survey in one night (Fig. 1).

A copper ball 32 mm in diameter, attached by three

410

Figure 1. Echo-integration results of Lake Annecy. Left: location of hydroacoustics transects. Right: plots of echo-integration values, for two-minute sequences. Each circle is proportional to the echo-integration units for the layer 0–25 m.

wires at a distance of 7 m from the transducer was used to calibrate the measuring equipment.

The duration of echo-integration sequences was first established at two minutes for eight 5-m layers of water (from the surface to 40-m depth), and two 10-m layers (from 40 to 60 m). To facilitate data processing the integration layers were combined into two depth strata (0–25 and 25–60 m). The study objectives did not require us to develop biomass estimates. Therefore results were expressed in echo-integration units ($V^2 \times m^{-2}$). Later on, the duration of sequences was decreased to 30, then to 10 seconds, to fit the variograms and for kriging.

2.3. Overview of the theory of regionalized variables

The calculations were carried out within the probabilistic framework of the theory of regionalized variables (Matheron, 1971), where each experimental datum is considered as one realization of a random variable.

Our objective was to estimate the average value of any additive variable (e.g., biomass density) in a given field, starting from a linear combination of samples. In each case it is necessary, in practice, to adjust a model starting with the experimental data. Since the variogram is the tool currently used in this field, it is useful to define its most important properties. The variogram $\gamma(h)$ is defined by the expression:

$\gamma(h) = 0.5\ E\ \{[z(x+h)-z(x)]^2\}$ where $z(x)$ is the observed value at point x (Fig. 2).

The sill and range only exist in the case where the field studied is sufficiently homogeneous. If not, one will be

Figure 2. The variogram: definition of terms.

411

Les caractéristiques statistiques intrinsèques des données acoustiques (auto-corrélation, problèmes de stationnarité, distributions très asymétriques, ...) ne permettent pas d'utiliser *a priori* les méthodes classiques d'analyse statistique. Ceci d'autant plus que l'échantillon acoustique élémentaire implique certaines contraintes (échantillonnage non aléatoire,

6 *A cette époque la Station de Thonon a obtenu un serveur Sun sous Unix et un réseau local a été installé. J'ai alors eu la responsabilité de l'informatique de la Station entre 1991 et 1995 : mise en place du réseau, installation et administration du serveur, connexion et maintien des ordinateurs individuels (plus de 40 machines). Cette activité a pris fin en 1995 par la nomination d'un IR informaticien au laboratoire.*

continu,...) et que l'objet d'étude n'a pas un comportement aléatoire : c'est une variable dite ''régionalisée'' (*Rivoirard et al., 2000)*, liée à la spatialisation du phénomène. En effet, la distribution des poissons n'est pas le fruit du hasard, mais répond à des contraintes (*Planque et al., 2011*) parfois très strictes, liées aux conditions environnementales (externes), en particulier thermiques, mais aussi morphologiques, aux ressources alimentaires disponibles, et à des contraintes internes comme les structures en âges, les densités, … (*Petitgas, 2010*). Une collaboration avec l'Ecole des Mines a abouti à la publication de résultats analysés par cette méthode à la suite d'une campagne hydroacoustique sur le lac d'Annecy (**Guillard *et al.*, 1990**). Ces résultats confortaient les travaux réalisés à la même époque par les collègues de l'ORSTOM sur ce sujet (*Gerlotto, 2007*). Dans nos travaux, l'accent avait été mis sur le variogramme, outil satistique qui permet de décrire et de modéliser les structures spatiales rencontrées *(Rivoirard et al., 2000)*, même à de très petites échelles. On peut ainsi mieux prendre en compte l'effet de pépite, cette discontinuité à l'origine qui est due soit à des microstructures, soit à la variabilité instrumentale, ainsi que les distances à partir desquelles les liaisons entre les échantillons élémentaires n'existent plus. Ces paramètres sont déterminés par les paramètres du variogramme, le palier et la portée : on peut ainsi calculer les distances optimales entre transects. La prise en compte de la spatialisation du phénomène dans l'analyse a permis d'aboutir à des calculs d'estimateurs des biomasses moyennes, associés à des précisions de l'ordre de 20 à 30 % (**Guillard *et al.*, 1990**).

Ensuite, afin de mieux cerner les avantages et les limites de la méthode, par rapport aux recommandations de certains biostatisticiens qui prônaient plutôt l'utilisation d'échantillonnage aléatoire, d'autres travaux ont été menés en prenant par exemple en compte le transect dans son entier comme unité élémentaire d'échantillonnage (**Guillard *et al.*, 1992 b**).

Fisheries Research, 13 (1992) 395–406 395
Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam

The use of geostatistics to analyse data from an echo-integration survey of fish stock in Lake Sainte-Croix

Jean Guillard[a], Daniel Gerdeaux[a], Guy Brun[b] and Rémi Chappaz[b]
[a]*INRA, Station d'Hydrobiologie Lacustre, B.P. 511, 74203 Thonon Cedex, France*
[b]*Laboratoire d'Hydrobiologie, Université de Provence, Place Victor Hugo, 13331 Marseille Cedex 3, France*

(Accepted 27 August 1991)

ABSTRACT

Guillard, J., Gerdeaux, D., Brun, G. and Chappaz, R., 1992. The use of geostatistics to analyse data from an echo-integration survey of fish stock in Lake Sainte-Croix. *Fish. Res.*, 13: 395–406.

Two echo-integration surveys were carried out in Lake Sainte-Croix with an interval of 14 months, and differences in the spatial distribution of the fish population are described. One survey was during, the other after, the spawning season of the bleak (*Alburnus alburnus* (L.)), which is the predominant pelagic fish in the lake. Different methods of calculation were used to estimate the average biomass: parametric and spatial statistics. The estimates are close, but only the geostatistical estimate provides a useful confidence interval less than 20% of the estimated mean. The geostatistical variogrammes can be processed following a linear or a spherical model. Knowledge of fish population distributions and of natural phenomena in the lake leads to the choice of the linear model. The linear variogramme takes into account the heterogeneity of the spatial distribution of the fish population and the spatial correlation of the samples.

INTRODUCTION

Echo-integration techniques are often used in sea water for fish biomass assessment as an aid to fisheries management. In fresh water, their use has been restricted to scientific studies, mainly in large lakes. Until now, research on echo-integration in freshwater systems has been carried out in North America and in Scandinavian countries (Jurvélius et al., 1984; Dahm et al., 1985; Burczynski and Johnson, 1986; Mulligan and Kieser, 1986) to estimate and monitor the level of fish biomass. For a given lake, annual surveys are repeated at the same time of the year to provide information on the level of recruitment. In Lake Sainte-Croix different surveys were done to study the development of the zooplankton and fish communities in a large reservoir from its establishment (Chappaz et al., 1987; Pont et al., 1989). The non-

© 1992 Elsevier Science Publishers B.V. All rights reserved 0165-7836/92/$05.00

native species bleak (*Alburnus alburnus* (L.)), gudgeon (*Gobio gobio* (L.)), and roach (*Rutilus rutilus* (L.)) are now dominant in the lake. Two echo-integration surveys have been carried out with an interval of 14 months to measure the level of the fish stock and to describe the distribution of the pelagic fish population. The differences between the distribution of the fish population in the two surveys is discussed. Relative biomass estimates obtained from the arithmetic mean and through kriging (which takes into account the spatial structure of the fish population) are compared below. The objectives of this paper are not to explain the interannual variation of the fish biomass, but to examine the applicability of spatial statistics in fisheries surveys and the comparison with the parametric statistic. The experimental variogramme can be fitted to two types of theoretical model. The choice between the two models is discussed and explained.

Lake Sainte-Croix is a hydropower lake (763 hm^3, 2182 ha), filled initially in 1973. It is located 477 m above sea level, between the Var and the Alpes de Haute Provence districts. It is supplied by the Verdon River and water levels fluctuate in winter by about 16 m. Residence time is about 200 days (Chappaz et al., 1985).

Successive inventories of the fish species present showed that *A. alburnus* is virtually the only fish in the pelagic zone, comprising more than 95% of the catches (Pont et al., 1989).

MATERIALS AND METHODS

Acoustic methods

The basic principles of echo-sounding and echo-integration are described in Forbes and Nakken (1972) and Burczinski (1982).

The acoustic equipment used consisted of a SIMRAD EY-M single beam echo-sounder (beam-angle 11°, 70 kHz). The signal was received, converted into an audio-frequency, and digitally stored on video tape. The echo-integration was performed by an AGENOR echo-integrator (Person et al., 1982), which sent the results to a microcomputer. The duration of echo-integration sequences was arbitrarily set at 30 s for two layers (from the transducer to 15 m depth, and 15 m depth to 50 m). Later the duration of sequences was increased to 2 min. The results obtained are reported in units of echo-integration (V^2 m^{-2}), which is proportional to the areal density of the fish target and therefore to its biomass. The estimation of an average target strength for this lake has not yet been addressed, so it is not possible to convert from echo-integration units to biomass. However, for the purposes of this paper it is not necessary to do so, as only within-survey relative densities are required. A copper ball 32 mm in diameter, attached by three wires at a distance of 7 m from the transducer and its acoustical axis, was used to calibrate the measur-

Le travail important accompli par les chercheurs ORSTOM, en particulier *P. Petitgas (2001),* et nos travaux réalisés à la même époque, ont abouti à la prise en compte de la géostatistique par la communauté hydroacoustique internationale. L'originalité de ces méthodes statistiques, de conception française, a eu du mal à s'imposer, mais sont reconnues dorénavant comme particulièrement appropriées dans l'estimation des stocks de poissons par hydroacoustique (*Simmonds et MacLennan, 2005*).

3.1.1. Stratégies d'échantillonnages et méthodes de calculs

Les références bibliographiques d'études de stocks ou d'études de processus utilisant la géostatistique sont maintenant nombreuses et un ouvrage publié à la fin des années 90 fait le point sur l'utilisation des statistiques spatiales (*Rivoirard et al., 2000*). Mais les stratégies d'échantillonnage et les méthodes d'analyse restent des questions récurrentes, soulevées périodiquement. Nous avons abordé à nouveau cette question lors de l'inter-calibration ''filets verticaux standard français'' *vs* ''filets norme DCE'' (*cf. 3.1.3.)* réalisée sur le lac de Chalain. Nous avons profité des campagnes d'hydroacoustique réalisées sur ce lac de surface réduite, campagnes qui devaient apporter un élément de comparaison, d'arbitrage éventuel entre les deux techniques de filets maillants, pour tester des méthodes statistiques et différents parcours d'échantillonnages. Le lac de Chalain est un lac en cuvette de 231 ha avec des rives très abruptes, à l'exception de la partie Ouest du lac en pente douce, et qui se prête donc particulièrement bien à l'approche hydroacoustique : en effet seule une faible partie du lac est inaccessible aux méthodes d'échantillonnage acoustique en émission verticale (moins de 10 %). Le lac a été divisé en deux couches, définies par rapport à la thermocline, paramètre structurant (**Guillard, 1991**) des populations de poissons dans ce type de milieu, où les percidés et les cyprinidés sont majoritaires dans les couches superficielles, et les salmonidés majoritaires dans les couches profondes (**Masson *et al.,* 2001***, Mehner et al., 2010).* La période d'échantillonnage choisie est le début d'automne, période définie comme étant la plus propice pour obtenir la meilleure image du peuplement de poissons (biomasse et structures de tailles) dans des lacs similaires, en termes de composition spécifique et de stratification thermique à celui d'Annecy (**Guillard, 1991**). En effet, à cette période, les poissons sont plus éloignés de la surface qu'en été et ne sont pas encore concentrés en bancs de jour comme de nuit, ce qui est le cas plus tard dans la saison lorsque la thermocline a disparu. Trois types de parcours (Fig. 4) ont été effectués, de jour et de nuit, afin de mettre en évidence l'importance des changements dans les distributions spatiales au cours du nycthémère (*Fréon et al., 1996*), pour 11 parcours au total.

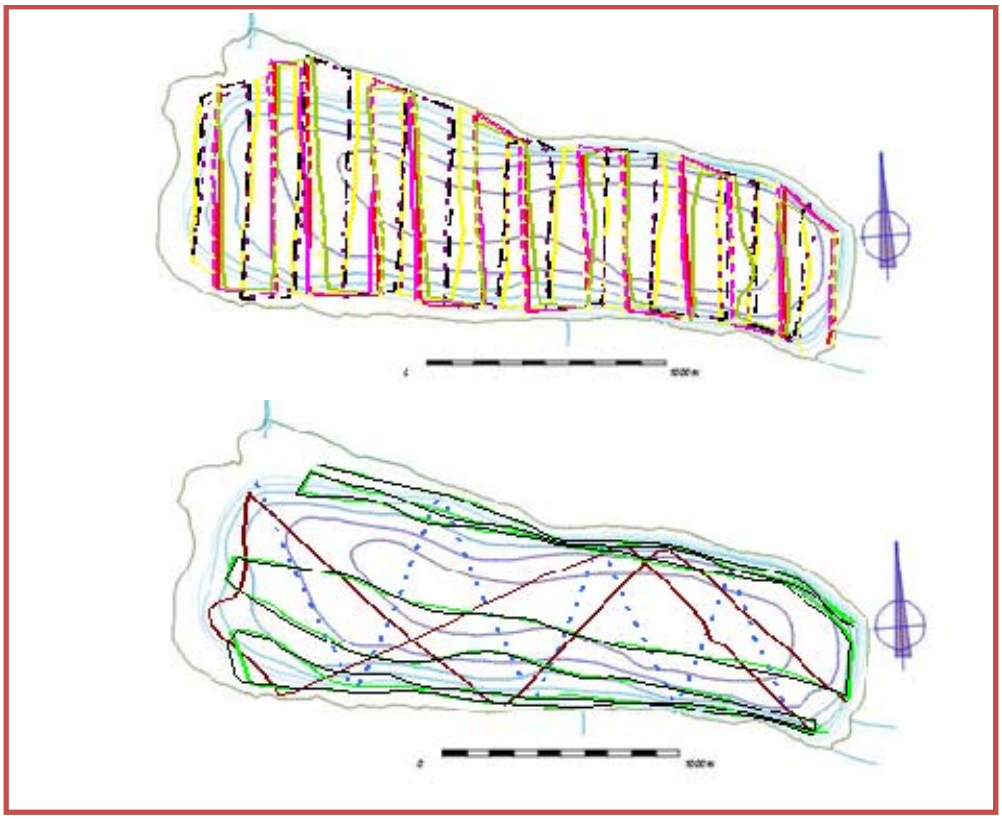


***Figure 4** : carte bathymétrique du lac de Chalain et les différents parcours effectués: transects "longs", zig-zag et transects parallèles*

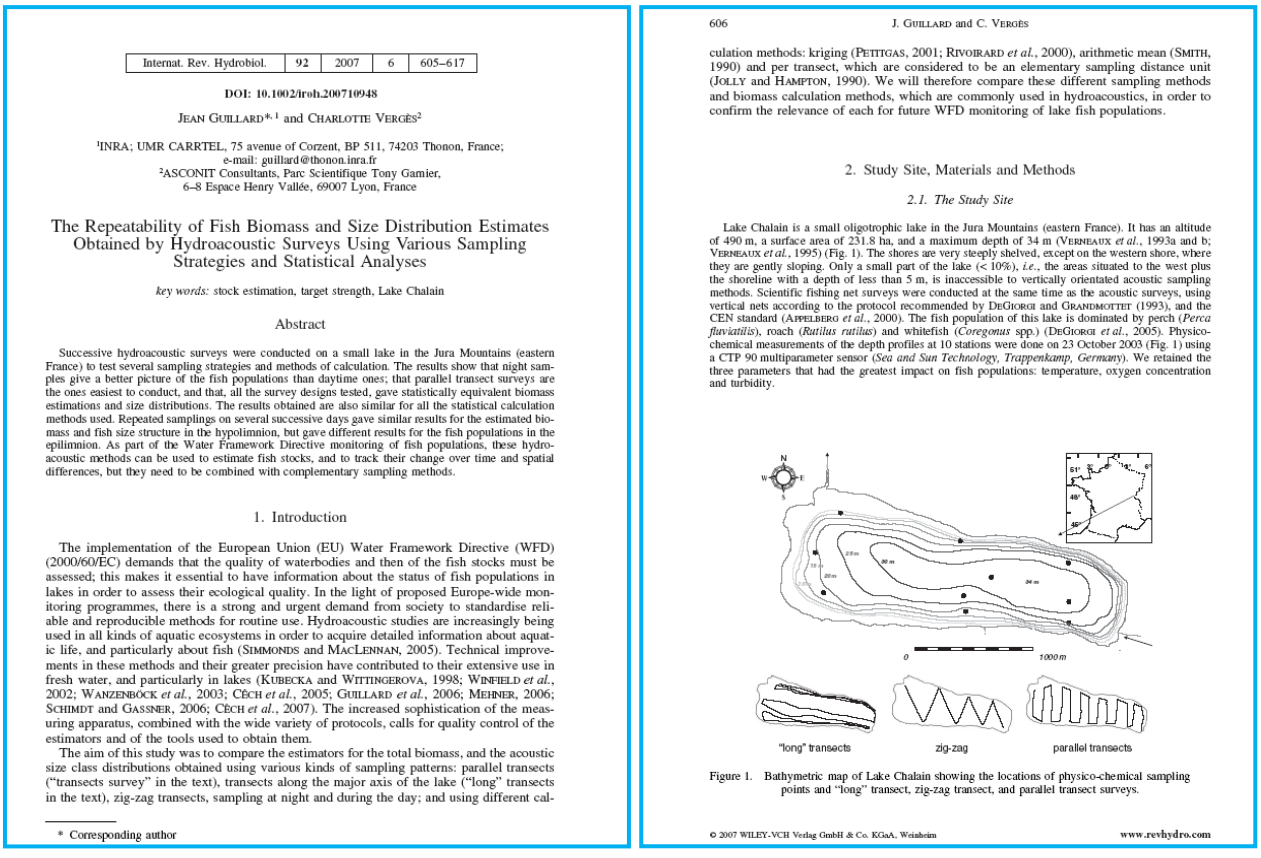
Les parcours en transects, parcours classiques recommandés par *Simmonds et MacLennan (2005)* ont été répliqués deux fois la première nuit et réalisés toutes les nuits suivantes, à l'exception de la deuxième nuit, consacrée au chalutage.

Nous avons choisi d'effectuer les calculs sur la ''biomasse acoustique'', valeurs en ''Sa'' (m^2 m^{-2}) (*MacLennan et al.,* 2002), à partir des trois méthodes les plus reconnues en hydroacoustique pour les calculs d'estimation de stock de poissons (*Simmonds et MacLennan, 2005*):

♦ l'approche géostatistique (*Rivoirard et al., 2000*) à travers le calcul d'un variogramme expérimental; ce variogramme permet de prendre en compte la structuration spatiale des données, puis de calculer un estimateur de la moyenne par krigeage, avec le logiciel Eva2 (*Petitgas et Lafont, 1997*) ;

♦ la moyenne arithmétique des valeurs, celle-ci étant considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène et sans hypothèse statistique au départ (*Smith, 1990*) ;

♦ enfin, en utilisant la méthode dite par transect, considéré alors comme l'unité élémentaire d'échantillonnage, ce qui permet de s'affranchir des contraintes de corrélation spatiale, chaque transect pouvant être supposé indépendant spatialement des autres (*Jolly et Hampton, 1995*).



Internat. Rev. Hydrobiol.	92	2007	6	605–617

DOI: 10.1002/iroh.200710948

JEAN GUILLARD*,[1] and CHARLOTTE VERGÈS[2]

[1]INRA; UMR CARRTEL, 75 avenue of Corzent, BP 511, 74203 Thonon, France;
e-mail: guillard@thonon.inra.fr
[2]ASCONIT Consultants, Parc Scientifique Tony Garnier,
6–8 Espace Henry Vallée, 69007 Lyon, France

The Repeatability of Fish Biomass and Size Distribution Estimates Obtained by Hydroacoustic Surveys Using Various Sampling Strategies and Statistical Analyses

key words: stock estimation, target strength, Lake Chalain

Abstract

Successive hydroacoustic surveys were conducted on a small lake in the Jura Mountains (eastern France) to test several sampling strategies and methods of calculation. The results show that night samples give a better picture of the fish populations than daytime ones; that parallel transect surveys are the ones easiest to conduct, and that, all the survey designs tested, gave statistically equivalent biomass estimations and size distributions. The results obtained are also similar for all the statistical calculation methods used. Repeated samplings on several successive days gave similar results for the estimated biomass and fish size structure in the hypolimnion, but gave different results for the fish populations in the epilimnion. As part of the Water Framework Directive monitoring of fish populations, these hydroacoustic methods can be used to estimate fish stocks, and to track their change over time and spatial differences, but they need to be combined with complementary sampling methods.

1. Introduction

The implementation of the European Union (EU) Water Framework Directive (WFD) (2000/60/EC) demands that the quality of waterbodies and then of the fish stocks must be assessed; this makes it essential to have information about the status of fish populations in lakes in order to assess their ecological quality. In the light of proposed Europe-wide monitoring programmes, there is a strong and urgent demand from society to standardise reliable and reproducible methods for routine use. Hydroacoustic studies are increasingly being used in all kinds of aquatic ecosystems in order to acquire detailed information about aquatic life, and particularly about fish (SIMMONDS and MACLENNAN, 2005). Technical improvements in these methods and their greater precision have contributed to their extensive use in fresh water, and particularly in lakes (KUBECKA and WITTINGEROVA, 1998; WINFIELD *et al.*, 2002; WANZENBÖCK *et al.*, 2003; ČECH *et al.*, 2005; GUILLARD *et al.*, 2006; MEHNER, 2006; SCHMIDT and GASSNER, 2006; ČECH *et al.*, 2007). The increased sophistication of the measuring apparatus, combined with the wide variety of protocols, calls for quality control of the estimators and of the tools used to obtain them.

The aim of this study was to compare the estimators for the total biomass, and the acoustic size class distributions obtained using various kinds of sampling patterns: parallel transects ("transects survey" in the text), transects along the major axis of the lake ("long" transects in the text), zig-zag transects, sampling at night and during the day; and using different cal-

* Corresponding author

culation methods: kriging (PETITGAS, 2001; RIVOIRARD *et al.*, 2000), arithmetic mean (SMITH, 1990) and per transect, which are considered to be an elementary sampling distance unit (JOLLY and HAMPTON, 1990). We will therefore compare these different sampling methods and biomass calculation methods, which are commonly used in hydroacoustics, in order to confirm the relevance of each for future WFD monitoring of lake fish populations.

2. Study Site, Materials and Methods

2.1. The Study Site

Lake Chalain is a small oligotrophic lake in the Jura Mountains (eastern France). It has an altitude of 490 m, a surface area of 231.8 ha, and a maximum depth of 34 m (VERNEAUX *et al.*, 1993a and b; VERNEAUX *et al.*, 1995) (Fig. 1). The shores are very steeply shelved, except on the western shore, where they are gently sloping. Only a small part of the lake (< 10%), *i.e.*, the areas situated to the west plus the shoreline with a depth of less than 5 m, is inaccessible to vertically orientated acoustic sampling methods. Scientific fishing net surveys were conducted at the same time as the acoustic surveys, using vertical nets according to the protocol recommended by DEGIORGI and GRANDMOTTET (1993), and the CEN standard (APPELBERG *et al.*, 2000). The fish population of this lake is dominated by perch (*Perca fluviatilis*), roach (*Rutilus rutilus*) and whitefish (*Coregonus* spp.) (DEGIORGI *et al.*, 2005). Physico-chemical measurements of the depth profiles at 10 stations were done on 23 October 2003 (Fig. 1) using a CTP 90 multiparameter sensor (*Sea and Sun Technology, Trappenkamp, Germany*). We retained the three parameters that had the greatest impact on fish populations: temperature, oxygen concentration and turbidity.

Figure 1. Bathymetric map of Lake Chalain showing the locations of physico-chemical sampling points and "long" transect, zig-zag transect, and parallel transect surveys.

© 2007 WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim

Pour comparer ces estimateurs, obtenus avec les différents protocoles et méthodes de calculs, nous avons utilisés les tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis et Wilcoxon (pour plus de deux échantillons) *(Sprent, 1992*). Ces tests ont permis de comparer *i*) les différences jour – nuit, *ii*) les types de parcours, *iii*) les méthodes statistiques, *iv*) les biomasses dans les différentes couches et *v*) les réplicats des parcours dans le temps.

La conclusion de ces travaux (tableau 1, Fig. 5) montrent la stabilité de l'estimateur moyen quelque soit la méthode de calculs employée (**Guillard et Vergés, 2007**), et confirment les résultats obtenus dans les travaux antérieurs. Les différences entre les approches résident

non dans la valeur de l'estimateur, mais dans les intervalles de confiance associés, qui sont réduits lorsque le modèle spatial sous-jacent des données est établi. En ce qui concerne les types de parcours, les transects ''longitudinaux'' ne présentent aucun avantage en temps et sont plus difficiles à réaliser, les parcours en zigzag, sont plus rapides mais couvrent moins bien le plan d'eau et si on augmente le nombre de zigzag, on se rapproche alors du parcours dit en transect. Le transect pris comme unité d'échantillonnage élémentaire donne un résultat similaire, mais cette méthode ne permet pas de cartographier les densités et d'étudier les variations dans l'espace. Enfin, les données de jour sont sous-évaluées par rapport à celles de nuit (*Fréon et al*., 1996), car en condition nocturne les poissons sont dispersés et en pleine eau, alors que de jour ils sont concentrés en bancs, prés du fond ou des berges et donc moins accessibles. Les données de nuit permettent de plus d'obtenir des indications sur les distributions en taille, difficilement accessibles de jour car le nombre de cibles est alors trop réduit. Les conséquences de ce comportement sur les estimations sont importantes, puisque les estimateurs peuvent varier d'un facteur 20 pour les couches superficielles et 2 pour les couches profondes. Il est par conséquent indispensable de bien dissocier les échantillonnages de jour de ceux de nuit et de travailler dans des conditions environnementales homogènes.

*Table 1: Résultats des tests de comparaisons des différents protocoles et approches (N: nombre de modalités. P-value: niveau de probabilité (***: différence très significative, p<0.001, **: différence significative, p<0.01, *: différence légèrement significative, p<0.05, NS: différence non significative).*

	N	K or W	P value
Différence jour nuit *Jour: moyenne arith. parcours en transects (20, 22, 23 oct.)* *Nuit: moyenne arith. parcours en transects (20, 22,23 oct.)*	**24**	**36**	**0.03872 (*)**
Différence parcours *Transects parallèles: moyenne arith. (20 oct.)* *1 transect / 2: moyenne arith. (20 oct.)* *Zig-zag: moyenne arith. (20- 22 oct.)* *Transects longitudinaux: moyenne arith. (22 oct.)*	**16**	**3**	**0.3916 (NS)**
Différence entre méthodes de calculs *Kriging: parcours en transect (20 oct.)* *Moyenne arith.: parcours en transect (20 oct.)* *Par transect comme unité élémentaire: parcours en transect (20 oct.)*	**12**	**3**	**0.3916 (NS)**
Différence entre les couches *En dessous de la thermocline: toutes estimations, tous parcours* *Au dessus de la thermocline: toutes estimations, tous parcours*	**44**	**2**	**3.802e-12 (***)**
Différence entre les parcours transect parallèles *transect parallèles (20 oct.): toutes estimations* *transect parallèles (22 oct.): toutes estimations* *transect parallèles (23 oct.): toutes estimations*	**24**	**7**	**0.4289 (NS)**

Ce travail est cité plusieurs fois dans la norme CEN ***« Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods*** » (***CEN, 2009***), établie à la suite de la réunion d'un groupe de travail européen (**Guillard, 2006**) (*cf. 3.1.3.).*

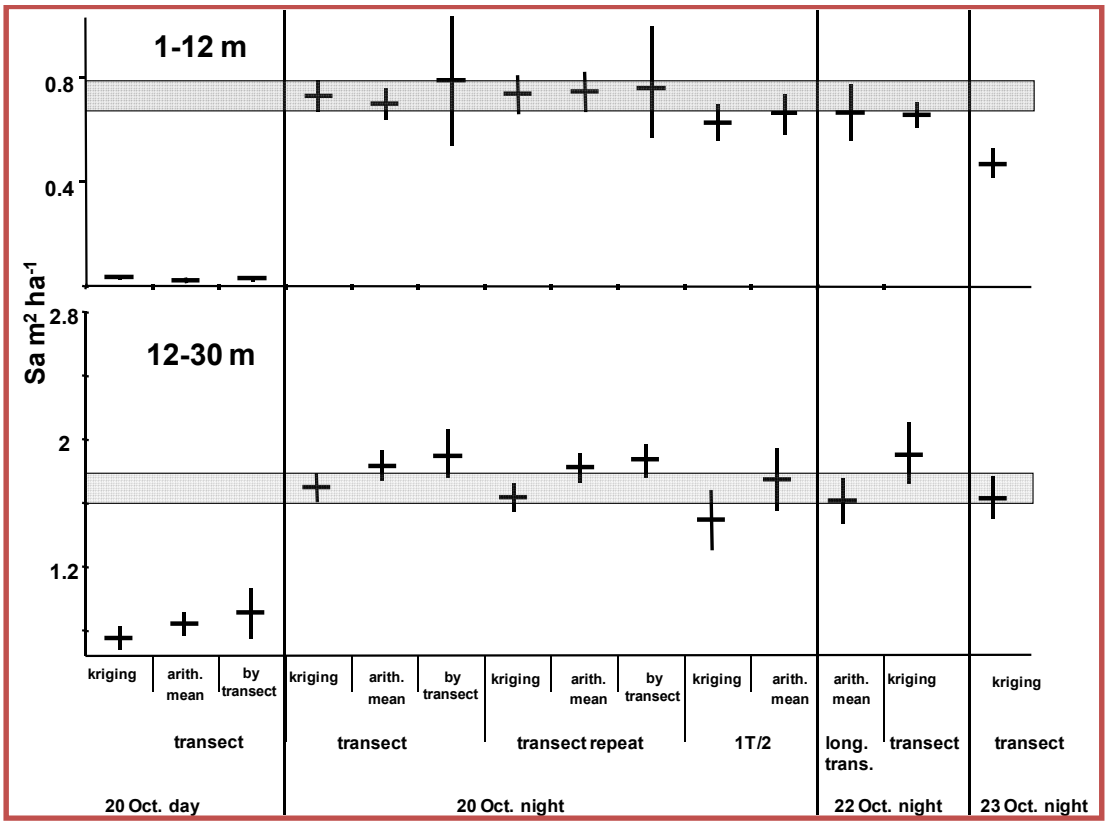


***Figure 5** : biomasse acoustique (Sa, $m^2.ha^{-1}$) pour les différent parcours et méthodes de calculs, surface-12 m and 12-30 m; la barre représente l'intervalle de confiance calculée pour le premier parcours en transect, par krigeage.*

3.1.2. Analyse des covariations de paramètres abiotiques et biotiques

L'utilisation des méthodes statistiques et en particulier des statistiques spatialisées ne se limite pas aux calculs d'estimations des stocks. L'importance des structures spatiales en écologie (*Legay et Debouzie, 1985*) et l'utilisation des variables régionalisées (*Journel et Huijbregts, 1978*) m'ont aussi conduit à réfléchir à l'utilisation de ces méthodes vis-à-vis des autres compartiments de l'écosystème et de la manière de les échantillonner dans les lacs (**Angeli *et al.*, 1995**). En effet, bien que l'importance et la prédictibilité de l'hétérogénéité des organismes pélagiques soit déterminante pour le choix des stratégies d'échantillonnage (*Legendre et Fortin, 1989*), et que des études de plus en plus nombreuses tentent d'intégrer cette caractéristique fonctionnelle multiscalaire de l'écosystème, la grande majorité des suivis effectués sur les lacs se limite à une perception très locale du système : la station dite de référence. Les structures spatiales du zooplancton lacustre ont le plus souvent été étudiées à partir de profils verticaux ou temporels à une station donnée (*Weider et Stich, 1992*) et seules quelques études tiennent compte de la répartition horizontale du zooplancton lacustre et très exceptionnellement sur la totalité d'un lac (*Avois et al., 2000 ;* **Pinel-Alloul et al., 1999**). Ce constat s'explique par le caractère onéreux des séries denses et par l'inadéquation des équipements conventionnels de récolte vis-à-vis des variations des structures spatiales sur l'axe horizontal. Pour aborder ces variations, nous avons ciblé une étude sur le lac de Nantua, petit lac sub-alpin, afin de préciser *i*) l'ordre de grandeur des variations des différents paramètres biotiques et abiotiques; *ii*) les échelles de plus forte variabilité qui déterminent l'effort d'échantillonnage minimal à consentir pour une étude systématique des facteurs structurants et enfin de quelles façons évoluent avec l'échelle d'observation (distance inter-station), la variance de ces descripteurs et leur liaison avec la température, variable indépendante et la plus structurante.

L'analyse se fonde sur la cartographie de données standardisées, sur le variogramme direct et sur le variogramme croisé avec la température, à l'aide du coefficient de co-dispersion spatiale (*Wackernagel, 1988*), rapport entre le variogramme croisé et la racine carrée du produit des variogrammes directs. Ce coefficient décrit la façon dont la corrélation entre les incréments spatiaux de deux variables varie en fonction de l'échelle considérée : on mesure ainsi comment la liaison entre deux paramètres varie en fonction des distances (*Goovaerts, 1992*). Toutes les variables observées (Fig. 6) dans notre cas d'étude (phytoplancton, zooplancton et descripteurs environnementaux tel que transparence, pH, oxygène dissout) co-varient fortement avec la température à l'exception de la stabilité verticale définie par l'équation de Brünt-Väïsälä (*Reynolds, 1984*).

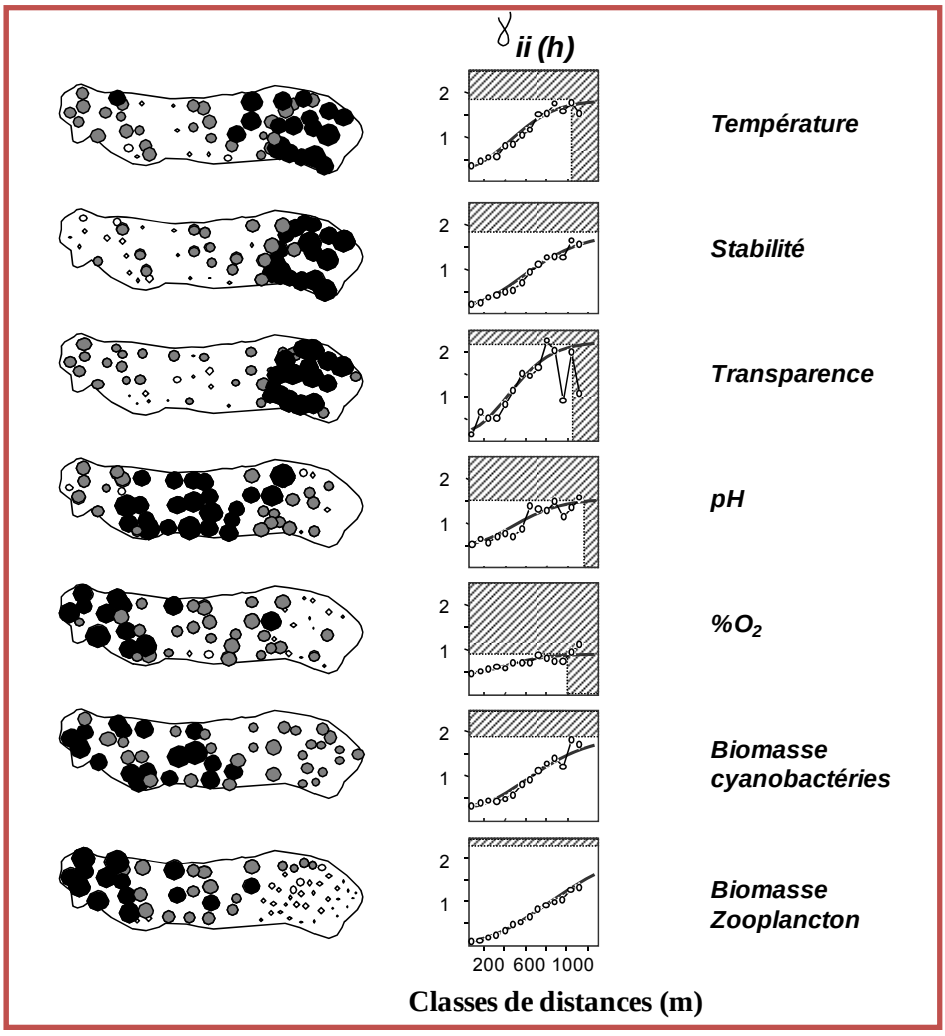


Figure 6 : *Répartitions horizontales des variables physico-chimiques relevées à la sonde multiparamètre et des biomasses planctoniques et variogrammes correspondants.*

Cette dépendance des variables biotiques et abiotiques avec les structures thermiques reflétant les mouvements de l'eau, se modifie fortement avec l'échelle d'observation. Avec l'augmentation de la distance inter-stations, elle passe de fortes valeurs positives à de fortes valeurs négatives pour les descripteurs dépendants d'activité métabolique globale (pH et Oxygène) et dans une moindre mesure pour le zooplancton. Pour les cyanobactéries, qui représentaient l'essentiel de la biomasse phytoplanctonique dans ce lac, la corrélation est également assez fortement négative au delà d'une distance > 500 m, mais s'annule par contre à petite échelle. Compte tenu des faibles amplitudes de variations des descripteurs

physico-chimiques relevées à cette époque de l'année, ces structures auraient peu d'incidence sur l'erreur commise dans le cadre d'un suivi effectué à partir d'une perception très locale de l'écosystème. Un cas de figure considérablement plus défavorable peut par contre se présenter quand se développent et se maintiennent durant la saison chaude de forts gradients de biomasse et de structure de peuplement entre régions pélagique et littorale.

Cette approche, fondée sur des variables globales, souligne la difficulté d'extrapoler les liaisons entre variables ou processus à d'autres échelles que celles observées. Il serait nécessaire, lorsque les conditions tant matérielles que temporelles et météorologiques sont réunies, de réaliser un repérage préalable léger des structures exprimées avant de définir un protocole de suivi pour chaque catégorie d'éléments du système, les structures spatiales et temporelles des biocénoses jouant un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes (**Angeli *et al.*, 2006**).

ANALYSE GÉOSTATISTIQUE DES RÉPARTITIONS HORIZONTALES PRINTANIÈRES DE LA BIOMASSE ZOOPLANCTONIQUE ET DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES DANS UN PETIT LAC

Geostatistical analysis of horizontal distributions of zooplankton biomass and environmental variables in a small lake during the spring season

*Nadine Angeli, Daniel Gerdeaux et Jean Guillard **

I.N.R.A., Station d'Hydrobiologie Lacustre, UMR CARRTEL, B.P.511F, 74203 Thonon Cedex

Reçu le 5 juillet 2005, accepté le 17 février 2006

RÉSUMÉ

À partir d'un échantillonnage intensif du lac de Nantua, nous avons déterminé à quelles échelles les structures spatiales de la biocénose et de son environnement sont le plus fortement exprimées à l'aide de techniques géostatistiques. Ces résultats obtenus au printemps portent sur des descripteurs globaux (biomasse totale, moyennes déduites des profils verticaux enregistrés par sonde multiparamètre). Les modèles de variogrammes ajustés aux données montrent qu'une forte part de la variance totale s'exprimait à grande échelle pour le zooplancton total, à très petite échelle, au contraire, pour les descripteurs reflétant l'activité métabolique lacustre. La liaison des différentes variables explorées avec la température variait en outre fortement avec l'augmentation de la distance inter-stations, confortant l'hypothèse que des facteurs structurants distincts se succédaient sur la plage d'échelles considérée. Cette étude fondée sur des variables globales souligne la difficulté d'extrapoler les liaisons entre variables ou processus à d'autres échelles que celle(s) observée(s).

Mots clefs : structures spatiales, plancton lacustre, géostatistique, coefficient de codispersion.

ABSTRACT

On the basis of a dense sampling survey, and for a given site and a given season (Lake Nantua; mid-spring), we assessed on which scales the spatial patterns of the biocenosis and its environment were most strongly expressed. These preliminary results focused on global descriptors (total biomass per surface unit, means computed from vertical multiprobe recordings). The theoretical variograms fitted to the data showed that most of the total variance was expressed on a broad scale for total zooplankton biomass. In contrast, the variance of descriptors reflecting lake metabolic processes was expressed on very short scales. For most of the explored descriptors, their relations with temperature also varied dramatically on a spatial scale, supporting the hypothesis that distinct structural factors prevail at different scales. The practical implications of these multiscale characteristics are discussed.

Key words: spatial patterns, lacustrine plankton, geostatistics, co-dispersion coefficient.

*Auteur pour correspondance :
Téléphone: 04.50.26.78.00
Télécopieur: 04.50.26.07.60
Courriel : guillard@thonon.inra.fr

ISSN : 1718-8598

Revue des Sciences de l'Eau 19(4) (2006) 285-294

1. INTRODUCTION

Bien que l'importance et la prédictibilité de l'hétérogénéité des organismes pélagiques soient déterminantes pour le choix des stratégies d'échantillonnage (DUTILLEUL, 1993); DUTILLEUL et LEGENDRE, 1993; LEGENDRE, 1993; LEGENDRE et FORTIN, 1989), et que des études de plus en plus nombreuses tentent d'intégrer cette caractéristique fonctionnelle multiscalaire de l'écosystème, la grande majorité des suivis effectués sur les lacs se limite à une perception très locale du système : la station dite de référence. Les structures spatiales du zooplancton lacustre ont le plus souvent été étudiées à partir de profils verticaux ou temporels à une station donnée (BÜRGI *et al.*, 1993; GELLER *et al.*, 1992; HANAZATO, 1992; SOMMER, 1989; WEIDER et STICH, 1992). Plusieurs études tiennent compte de la répartition horizontale du zooplancton lacustre généralement sur un ou quelques transects (GLIWICZ et RYKOWSKA, 1992; JOHANNSSON *et al.*, 1991; PINEL-ALLOUI, et PONT, 1991; URABE, 1990), très exceptionnellement sur la totalité d'un lac (AVOIS *et al.*, 2000; KALIKHMAN *et al.*, 1992; LACROIX et LESCHER-MOUTOUÉ, 1995; MASSON *et al.*, 2004; PATALAS et SALKI, 1992; VILJANEN et KARJALAINEN, 1993). Ce constat s'explique d'une part par le caractère onéreux des séries denses et, d'autre part, par l'inadéquation des équipements conventionnels de récolte vis-à-vis des variations des structures spatiales sur l'axe horizontal (DIRNBERG et THRELKELD, 1986; HART, 1978). Pour contourner les problèmes inhérents à la lenteur des engins de récolte, nous avons ciblé cette étude sur le lac de Nantua, petit lac sub-alpin. Ces échantillonnages qui ont été effectués en début de période de réchauffement des eaux (mai), visent à préciser :

1) l'ordre de grandeur des variations impliquées;

2) les échelles de plus forte variabilité, déterminant l'effort d'échantillonnage minimal à consentir pour une étude systématique des facteurs structurants.

Nous examinerons donc ici, pour un ensemble de descripteurs environnementaux et biologiques, de quelle façon évoluent avec l'échelle d'observation (distance inter-station) la variance de ces descripteurs et leur liaison avec la température, variable indépendante et variable la plus structurante.

2. CARACTÉRISTIQUES DU SITE

Le lac de Nantua (superficie : 1,4 km²; profondeur maximale : 42 m) (Figure 1) est situé en aval de la ville homonyme, dans une vallée encaissée et exposée à un microclimat pluvieux. Le fonctionnement et la structure de cet écosystème sont fortement conditionnés par la dominance des oscillaires (*Planktothrix rubescens*) et par leur mode d'occupation de l'espace (FEUILLADE, 1985; FEUILLADE et DRUART, 1994). Le zooplancton, dont la biomasse est comparativement très faible, compte de nombreux ciliés et rotifères, quelques copépodes et entomostracés, et les larves d'un Chaoboridae.

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 Échantillonnage.

Les prélèvements, effectués le 2 mai 1990 par un temps calme et un ciel clair, sont réalisés sur un pas d'échantillonnage irrégulier, dû à des repérages à vue, un positionnement par des amers et un relevé au compas, sans ancrage. Le lac est couvert en moins d'une douzaine d'heures. Les récoltes planctoniques sont issues de traits verticaux (0-20 m ou 0-fond quand le fond est inférieur à 20 m) au filet biconique (maille de 50 µm, ayant un bon rendement de filtration assuré par un rapport surface filtrante/ouverture de 1/20). Les descripteurs physico-chimique ont été enregistrés à l'aide d'une sonde multiparamètre (Sonde M.E., Standard-Eco-probe version 11) dans la strate 0-13 m (Figure1) pour 54 stations sur 71 (correspondant à la mémoire interne de la sonde).

3.2 Traitement des échantillons

Échantillons biologiques : les fixations ont été faites sur le terrain (formol à 3 %). Compte tenu de la prépondérance des oscillaires dans ce milieu, l'énorme masse de trichomes recueillis au filet fin peut être considérée comme un descripteur de la biomasse totale du phytoplancton. La masse d'oscillaires a été évaluée par pesée sur microbalance après concentration sur filtre d'une fraction d'échantillon brut et 24 h de séchage à 60 °C. Nous avons procédé de même pour le zooplancton métazoaire, après post-fixation des échantillons (formol 10 %) et extraction des animaux du feutrage d'oscillaires. Cette extraction a été faite sur de larges tamis à sédiments ayant la même maille que l'engin de récolte. On obtient par succion une élimination efficace des trichomes en agitant verticalement le tamis à la surface d'une masse d'eau renouvelée. Les résultats sont exprimés en densité de surface dans un souci de cohérence avec d'autres travaux menés conjointement (PINEL-ALLOUI *et al.*, 1999) et en relation avec l'énergie lumineuse calculée en fonction de la surface du lac.

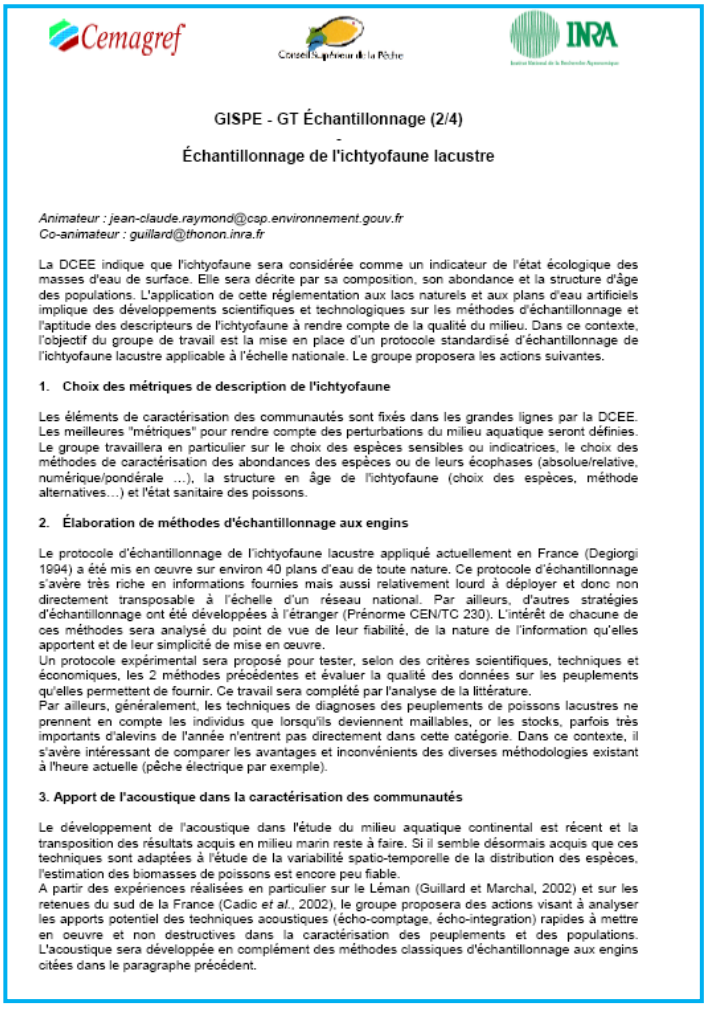
Enregistrements multiparamètres : Les grandeurs analysées sont les valeurs moyennes du segment 2 - 13 m de la colonne d'eau, la couche superficielle étant éliminée afin d'éviter les variations journalières dues au réchauffement. Les variables environnementales sont la température, le pH, la turbidité (FTU : Formazin Turbidity Units) exprimée comme un pourcentage de transparence par rapport à l'air, le pourcentage

3.1.3. Peuplement et qualité du milieu : l'approche DCE

La politique européenne environnementale sur l'eau et les milieux aquatiques a véritablement démarré dans les années 70 en se focalisant initialement sur la lutte contre les pollutions d'origines domestique, agricole et industrielle, et donnant naissance à de nombreux textes sectoriels mais à une absence de vision d'ensemble (*Schlumberger, 2004*). Dans les années 1990, des nouveaux concepts tels que le développement durable ou la gestion éco-systémique émergent, et pour ce qui concerne la pêche, les approches mono-spécifiques de gestion des pêches sont remplacées par des modèles qui prennent en compte l'ensemble des composantes des écosystèmes (*Josse, 2008*) : le concept d'approche écosystémique des pêches (*Cury et al., 2008; Hillborn, 2011)*. Une réflexion commune sur l'harmonisation des directives a abouti à la Directive Cadre Eau (DCE) du 23 octobre 2000, qui propose aux Etats membres une politique communautaire de l'eau (*2000/60/EC*). La DCE organise la politique de l'eau en ayant comme objectifs de mettre un terme à la détérioration des ressources en eau, de réduire les rejets de substances et

d'atteindre d'ici 2015 un ''bon état'' des eaux et des milieux aquatiques. Elle prévoit d'intégrer les paramètres biologiques pour définir la qualité des milieux, le ''bon état'' d'une eau de surface étant défini quand son état chimique et son état écologique, reposant sur une évaluation de la ''structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques'', sont au moins ''bons'' (*Schlumberger, 2004*). Le bon état est établi selon le principe du ''one out, all out'', soit la disqualification d'un milieu lorsqu'un seul paramètre dépasse le seuil de qualité requis. Pour chaque catégorie de masse d'eau définie (milieux de référence pour lesquels les pressions sont absentes ou faibles, milieux naturels plus ou moins modifiés ou dégradés, milieux artificiels ou fortement modifiés) un système de classification est établi dans lequel les écarts par rapport aux conditions de référence sont définis à partir de bio-indicateurs (*Adams, 2002*).

Ces bio-indicateurs reposent sur des paramètres qualitatifs et quantitatifs des peuplements de poissons, d'invertébrés, de macrophytes, et de phytoplancton. J'ai piloté un groupe de travail sur le phytoplancton et les indicateurs DCE de la qualité des eaux, qui a utilisé les données issues des suivis du laboratoire pour vérifier la pertinence des indices existants et proposer des améliorations (**Kaiblinger *et al.*, 2009**). L'ichtyofaune est décrite à partir de plusieurs métriques : la composition du peuplement, des abondances, et des structures de taille (*Deceliéres-Vergés, 2008*).
La mise en place d'un standard d'échantillonnage reconnu et adopté par tous les intervenants au niveau international et donc national, s'est avéré être un nécessaire préalable et a été un des objectifs principaux du **Groupement d'Intérêt Scientifique Plans d'Eau** (GIS-PE) créé pour mettre en place la DCE au niveau français. Ce GIS-PE, centré sur l'ichtyocénose des plans d'eau, réunissait les principaux acteurs travaillant sur ces thèmes et a été cofondé par l'INRA, le CEMAGREF et le CSP. Dans ce GIS, le groupe de travail GT2 « Echantillonnage », que j'ai co-animé, a eu pour objectif la mise en place d'un protocole standardisé d'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre applicable à l'échelle nationale.



Cemagref — Conseil Supérieur de la Pêche — INRA

GISPE - GT Échantillonnage (2/4)

-

Échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre

Animateur : jean-claude.raymond@csp.environnement.gouv.fr
Co-animateur : guillard@thonon.inra.fr

La DCEE indique que l'ichtyofaune sera considérée comme un indicateur de l'état écologique des masses d'eau de surface. Elle sera décrite par sa composition, son abondance et la structure d'âge des populations. L'application de cette réglementation aux lacs naturels et aux plans d'eau artificiels implique des développements scientifiques et technologiques sur les méthodes d'échantillonnage et l'aptitude des descripteurs de l'ichtyofaune à rendre compte de la qualité du milieu. Dans ce contexte, l'objectif du groupe de travail est la mise en place d'un protocole standardisé d'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre applicable à l'échelle nationale. Le groupe proposera les actions suivantes.

1. Choix des métriques de description de l'ichtyofaune

Les éléments de caractérisation des communautés sont fixés dans les grandes lignes par la DCEE. Les meilleures "métriques" pour rendre compte des perturbations du milieu aquatique seront définies. Le groupe travaillera en particulier sur le choix des espèces sensibles ou indicatrices, le choix des méthodes de caractérisation des abondances des espèces ou de leurs écophases (absolue/relative, numérique/pondérale ...), la structure en âge de l'ichtyofaune (choix des espèces, méthode alternatives...) et l'état sanitaire des poissons.

2. Élaboration de méthodes d'échantillonnage aux engins

Le protocole d'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre appliqué actuellement en France (Degiorgi 1994) a été mis en œuvre sur environ 40 plans d'eau de toute nature. Ce protocole d'échantillonnage s'avère très riche en informations fournies mais aussi relativement lourd à déployer et donc non directement transposable à l'échelle d'un réseau national. Par ailleurs, d'autres stratégies d'échantillonnage ont été développées à l'étranger (Prénorme CEN/TC 230). L'intérêt de chacune de ces méthodes sera analysé du point de vue de leur fiabilité, de la nature de l'information qu'elles apportent et de leur simplicité de mise en œuvre.
Un protocole expérimental sera proposé pour tester, selon des critères scientifiques, techniques et économiques, les 2 méthodes précédentes et évaluer la qualité des données sur les peuplements qu'elles permettent de fournir. Ce travail sera complété par l'analyse de la littérature.
Par ailleurs, généralement, les techniques de diagnoses des peuplements de poissons lacustres ne prennent en compte les individus que lorsqu'ils deviennent maillables, or les stocks, parfois très importants d'alevins de l'année n'entrent pas directement dans cette catégorie. Dans ce contexte, il s'avère intéressant de comparer les avantages et inconvénients des diverses méthodologies existant à l'heure actuelle (pêche électrique par exemple).

3. Apport de l'acoustique dans la caractérisation des communautés

Le développement de l'acoustique dans l'étude du milieu aquatique continental est récent et la transposition des résultats acquis en milieu marin reste à faire. Si il semble désormais acquis que ces techniques sont adaptées à l'étude de la variabilité spatio-temporelle de la distribution des espèces, l'estimation des biomasses de poissons est encore peu fiable.
A partir des expériences réalisées en particulier sur le Léman (Guillard et Marchal, 2002) et sur les retenues du sud de la France (Cadic *et al.*, 2002), le groupe proposera des actions visant à analyser les apports potentiel des techniques acoustiques (écho-comptage, écho-integration) rapides à mettre en oeuvre et non destructives dans la caractérisation des peuplements et des populations. L'acoustique sera développée en complément des méthodes classiques d'échantillonnage aux engins citées dans le paragraphe précédent.

3.1.3.1. Choix du protocole de pêche

Au début des années 2000, un standard nordique d'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre par pêche au filet est déjà en cours de normalisation européenne selon la procédure CEN et il est donc apparu opportun de comparer ce standard avec la méthodologie développée en France, fondée sur l'utilisation d'une forme particulière de filet maillant, les filets verticaux (*Degiorgi, 1994*). Le principe d'une collaboration a été convenu avec le ''Swedish National Board of Fisheries (Fiskeriverket)'' et nous avons réalisé une opération d'intercalibration en octobre 2003, sur un lac jurassien (Chalain) (*cf. 3.1.1.*), afin d'évaluer objectivement, dans

quelle mesure et sur quels types de plans d'eau, les différentes méthodes permettent d'atteindre les objectifs fixés par la DCE. Ce travail, que j'ai coordonné, s'est déroulé en octobre 2003 et a comporté trois séries d'investigations conjointes :

- Échantillonnage au moyen de filets multimailles pélagiques et benthiques (*Appelberg, 2000*): il s'agit du standard proposé à la normalisation européenne et élaboré par les pays du nord de l'Europe (Finlande, Norvège, Suède, Danemark). L'effort d'échantillonnage, proportionnel à la superficie et à la profondeur du plan d'eau qui est découpé en strates de profondeur, est donc du type semi-stratifié, avec allocation proportionnelle.
- Échantillonnage au moyen de filets maillant verticaux (**Degiorgi *et al.,* 1993**). Ce protocole constituait le standard français en matière d'étude détaillée et plurisaisonnière de l'ichtyofaune lacustre. Il repose sur le découpage codifié des plans d'eau en une partition topographique (topographie et occupation de l'espace lacustre). Ces compartiments sont prospectés systématiquement et à plusieurs reprises avec des filets verticaux explorant toute la tranche d'eau. La stratégie d'échantillonnage est donc stratifiée sans allocation proportionnelle.
- Parallèlement à l'emploi de ces 2 techniques de filets maillants, une campagne d'hydroacoustique (*cf. 3.1.1.*) a été effectuée suivant la stratégie définie par **Guillard et Marchal (2001)**.

Cette triple prospection de l'ichtyocénose lacustre a été réalisée sur un plan d'eau de gabarit suffisamment grand pour pouvoir supporter un double prélèvement par pêche aux filets, tout en présentant une morphologie adaptée aux techniques d'hydroacoustique. Il convenait aussi de retenir un lac dont les dimensions soient dans la gamme moyenne des systèmes lacustres profonds naturels d'Europe (hors grands lacs alpins). Pour cet ensemble de raisons, notre choix s'est porté sur le lac naturel de Chalain qui présente, par rapport à l'ensemble des sites français concernés par la DCE, une taille et une profondeur moyennes. Bien entendu une véritable intercalibration nécessiterait de travailler sur une gamme de systèmes contrastées, mais cette première approche a eu le mérite de comparer les deux méthodes de pêches au filet *in situ* et de pouvoir conclure sur des données chiffrées et non plus uniquement sur des suppositions. La synthèse des comparaisons entre les deux protocoles a été réalisée au cours d'un atelier de travail[7] que j'ai organisé sous l'égide du GIS-PE, réunissant les participants et des experts indépendants. Le workshop a permis des discussions entre les participants de la campagne de terrain au vu des rapports et des pré-synthèses établies, une ''mise à plat'' des difficultés potentielles de l'application du standard nordique aux plans d'eau français et donc les avantages et inconvénients des deux méthodes.

Des experts extérieurs sont intervenus afin d'apporter un éclairage indépendant et nous avons au final élaboré des amendements au standard nordique que la France a proposé d'intégrer dans la norme CEN. En effet, la comparaison entre les deux protocoles avait montré que, globalement, les résultats obtenus en termes de connaissance des espèces, abondances brutes et relatives, et structure des populations ne divergeaient pas et étaient très proches. Des différences existaient dans la description de la composition spécifique du peuplement, mais qui ne concernaient que des espèces que l'on peut considérer comme marginales, donc ''hors questionnement DCE''. Une seconde divergence concerne les structures en tailles, les filets français capturant plus de gros individus, mais surtout moins de petits individus, ceci étant du à l'absence de mailles inférieures à 10 mm dans le protocole français. Le protocole français est très bien adapté pour la description et l'analyse des distributions spatiales des populations de poissons dans un lac et de leurs évolutions temporelles, mais la DCE n'est pas directement concernée par ce point. Le protocole suédois donne une bonne image de la communauté de poissons, grâce à l'attribution de

[7] *WOSFILPIL*: *Workshop On the Sampling of Fish Populations In Lakes (24 - 26 mars 2004; Thonon)*

l'effort de prélèvement en relation avec la morphologie du lac et la progression géométrique des mailles. Au final, il a donc semblé judicieux de proposer des amendements au protocole Scandinave plutôt que de proposer le standard français comme une alternative, la comparaison des coûts de chaque protocole allant de plus en faveur du standard nordique. Il était nécessaire de procéder à certains ajustements du protocole Nordique, afin qu'il soit utilisable sur tous les plans d'eau d'Europe, aussi bien artificiel que naturel et en particulier dans les aires géographiques les plus méridionales. Les conditions climatiques, les peuplements de poissons, de façon générale les situations, n'étant pas les mêmes dans l'Europe du Nord et du Sud, les points suivants ont été identifiés:

√ l'utilisation de cette méthode dans les lacs et réservoirs chauds, où les peuplements icthyaires présentent des croissances plus rapides, est elle possible ?

√comment tenir compte des morphologies particulières de certains lacs : lac de barrage, lac en cuvette ?

√doit on tenir compte des poissons de l'année dans l'étude des populations, et si oui en quel terme : abondance ou présence ? Comment évaluer correctement les densités dans les filets de petites mailles, qui peuvent être facilement saturés ?

√ comment doit-on définir la période optimale de pêche en fonction des périodes de stratification et lors de l'absence de celles-ci ?

√dans le cas des grands lacs, quel protocole complémentaire doit-on standardiser ?

Ces éléments ayant été discutés, des amendements au protocole nordique ont été proposés (*cf. encadré ci-dessous*) afin que les lacs et réservoirs, en particulier de l'Europe du Sud, de productivité plus élevée, puissent être aussi suivis par ce protocole. Les amendements ont ensuite été votés puis acceptés dans la norme.

WOSFILPIL
Workshop On the Sampling of
Fish Populations In Lakes
24 – 26 mars 2004, UMR CARRTEL

The proposition of the team *(in red italics in the text)* ***was to amend the text EUROPEAN STANDARD, prEN 14757, Water quality - Sampling of fish with gillnets:***

- 4.4 Time for sampling
The result of fish sampling using passive gears is highly influenced by water temperature, life history and time for spawning of specific fish species. Therefore, the sampling period has to be chosen in such a way that each single species is neither over- nor underrepresented in the catch. To minimise between-year variation, due to differences in activity between species, the sampling period should normally be *during the stratification period and preferably during the second half part of this period in Southern Europe.* During this period most freshwater fish species living in lakes don not spawn, and the epilimnion temperature usually exceeds 15 °C in most non-alpine areas. *When the* epilimnion water temperature *decrease*, it is not recommended to prolong the sampling period as the catch may decline substantially when epilimnion temperature drops below 15 °C. Some species, and especially cyprinids, may also change their behaviour during autumn, thereby affecting the representativity of the sampling.

- 4.5 Sampling period
The setting time for the gillnets should ensure that the activity peaks of each fish species will be included. It should also be so short that the fish does not degrade or will be damaged by predatory fish while being caught in the gillnet. This usually means that the gillnets should be set before dusk and lifted after dawn. To avoid calculating abundance relative to hours of setting time, a standard fishing period of 12 h is recommended. This is accomplished by setting the gillnets between 6 and 8 p.m. and lifting the nets between 6 and 8 a.m. In highly productive lakes with abundant fish populations, it may be necessary to shorten the setting time. Otherwise the gillnets (or at least some mesh-panels in the gillnets) may be saturated with fish, thereby affecting the outcome of the sampling. Saturation might start bias the catch when more than 0,12 kg fish per m2 in a 19 mm mesh, or 0,34 kg per m2 in a 70 mm mesh, is caught. Assuming a random distribution of fish over all mesh-sizes, this means that saturation in a multi-mesh gillnet may start to affect the outcome when about 6 kg fish is caught. In such cases, it is recommended to calculate the catch per unit effort (CPUE) relative to hours of fishing time. *Saturation problems can increase dramatically when considering the smallest mesh size (< 10 mm). In addition, in such kind of lakes, clogging can also reduce the capturability. Then, it may be necessary to reduce small mesh sizes use.*

- 5.2 Depth stratification of benthic gillnets
The depth zones are determined in relation to the volume of each stratum in such a way that each depth stratum approximately equalises the same volume of water. Even if lake morphometry may vary considerably between lakes, it is convenient to use a standardised scheme for stratification. For most lakes an approximation of the depth strata can be based on morphometric lake data. Each lake is then divided in approximately equal water volumes resulting in the following depth strata: 0 m to 2,9 m, 3 m to 5,9 m, 6 m to 11,9 m, 12 m to 19,9 m, 20 m to 34,9 m, 35 m to 49,9 m, 50 m to 75 m. Lakes deeper than 75 m are rarely subjected to fish sampling using gillnets. The number of gillnets recommended in each depth stratum is given in Annex A). To achieve a better estimate of the total fish abundance in lakes with extreme morphometry, the volume of each depth stratum should be calculated, and the number of gillnets used at each stratum should be distributed in relation to the volume of each stratum. *In particular case, such reservoirs, the depth strata can also be adaptated to facilitate the equal repartition of water volume between the different strata.* Whenever the deepest stratum is too small to be used for setting benthic gillnets which are independent of each other, it should be excluded in calculations of the total.

7.2 Sampling
All gillnets are set between 6 p.m. to 8 p.m. Benthic gillnets are set randomly relative to the shore line at the predetermined locations, and the depth of the most shallow and deepest points of the net are recorded (Fig 1). The distribution of gillnets at each fishing night should be such that all depth strata are included, in order to avoid bias due to differences in weather conditions between nights. Pelagic gillnets are set over the deepest part of the lake. During the first night, gillnets are placed at depth 0 m to 6 m. The second night they are lowered to 6 m to 12 m and so on until the whole water column has been sampled according to Fig 2. Usually it is possible for two experienced fishermen to fish with eight benthic gillnets and two pelagic gillnets per night in oligo- to mesotrophic lakes. *In order to avoid any biais, the nets can also be placed at the different depths in an aleatory order. For deep lakes (> 50 m), placing pelagic nets in the deepest layers can appear as an irrealistic work in some occasions.*

3.1.3.2. Applications de la norme Européenne en France

C'est à la suite de ces travaux, puis à la mise en place de la DCE au niveau français, et donc des premières pêches standardisés en France, que j'ai encadré, en partenariat avec le Bureau d'Etude ''Asconit Consultant'', la Thèse CIFRE de C. Vergés dans laquelle deux des thèmes abordés étaient directement issus du questionnement de cet atelier de travail.

➢ *La prise en compte, de manière uniquement qualitative, des poissons pélagiques, telle que recommandée par le Standard CEN, peut-elle biaiser la caractérisation du peuplement entier et donc par conséquent la définition de la qualité du milieu ?*

En effet, les métriques piscicoles prises en compte pour la DCE sont la composition spécifique, en particulier la présence d'espèces sensibles, les abondances et les structures en tailles approchées par les structures en âge (*Gerdeaux, 2001*). Le protocole CEN est basé sur l'emploi de deux types de filets *i)* les filets benthiques posés sur le substrat le long de la cuvette lacustre, qui échantillonnent les poissons positionnés à proximité des fonds et *ii)* les filets pélagiques qui sont déployés dans la zone de plus grande profonde, le long de la colonne d'eau, afin d'échantillonner les poissons pélagiques (*Appelberg, 2000*). Selon la norme, les filets pélagiques doivent être utilisés uniquement dans les lacs d'une profondeur supérieure à 10 m, afin de fournir des informations ''qualitatives'' sur les poissons de pleine eau (*CEN, 2005*). Dans ces lacs, la zone pélagique constitue un biotope vaste où vivent de façon permanente ou temporaire certaines espèces de poissons, en particulier les salmonidés qui occupent préférentiellement l'hypolimnion (*Juget et al., 1995*). Ces populations de salmonidés sont sensibles à la pollution, en particulier à l'eutrophisation, et disparaissent en premier lorsque la qualité de l'environnement se dégrade (*Gerdeaux et al., 2006*).

D'autres espèces, comme les cyprinidés et percidés, moins sensibles et généralement réparties de façon moins préférentielle (*Vasek et al., 2004; Prchalova et al., 2008*), peuvent cependant migrer vers la zone pélagique lorsque se produit un changement dans la qualité de l'eau (*Jeppesen et al., 2006*). L'objectif de ce travail a été de tester si l'échantillonnage de la zone pélagique, tel qu'il est défini par la norme CEN, affecte la caractérisation des communautés piscicoles et donc par conséquent la définition de la qualité du milieu, au sens de la DCE. De manière simultanée aux inventaires par filets, l'hydroacoustique, qui échantillonne efficacement la partie pélagique (***Guillard et al., 2006 a;*** *Winfield et al., 2007*) a été utilisée afin d'évaluer les densités de poissons présents dans cette zone. La contribution des filets pélagiques dans l'évaluation des communautés de poissons est testée en comparant les métriques issues uniquement des filets benthiques avec l'effort total, *i.e.* filets benthiques et filets pélagiques. Les résultats montrent que dans la plupart des cas, les filets pélagiques n'apportent pas d'informations supplémentaires pour la caractérisation du peuplement. Cependant, leur intégration dans le calcul des CPUE[8] et des structures en tailles, peut modifier l'image des peuplements, en particulier dans les lacs à salmonidés, lorsque les densités de poisson sont faibles à moyennes.

Ce travail met en évidence l'importance, notamment dans le cas des lacs oligotrophes, de la prise en compte de la zone pélagique pour la caractérisation des peuplements. Il est ainsi recommandé, pour obtenir une image plus fiable, d'augmenter l'effort de pêche dans la zone pélagique (**Déceliéres-Vergés et Guillard, 2008**).

[8] *CPUE: Captures Par Unité d'Effort. Ce sont les rendements. Ils sont en général calculés en kilogramme par heure de pêche*

Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems (2008) 389, 04
©ONEMA, 2008
DOI: 10.1051/kmae:2008005
http://www.kmae-journal.org

Assessment of the pelagic fish populations using CEN multi-mesh gillnets: consequences for the characterization of the fish communities

C. Deceliere-Vergès[1,2] and J. Guillard[2]

Received August 22, 2008 / Reçu le 22 août 2008
Revised October 29, 2008 / Révisé le 29 octobre 2008
Accepted November 18, 2008 / Accepté le 18 novembre 2008

ABSTRACT

Key-words: lake, pelagic zone, fish metric, CEN multi-mesh gillnets, Water Framework Directive

The contribution of CEN standard pelagic nets to the assessment of fish communities is tested by comparing three metrics (species composition, species abundance, and size structures) measured in accordance with the standard (*i.e.* using benthic nets only) to those calculated from the total effort (i.e. including pelagic nets). Hydroacoustic surveys were used simultaneously to assess fish densities in the pelagic habitat. The results show that in most cases the pelagic nets did not provide any extra information about these three metrics. However, their inclusion in the calculation of CPUE and size structures may affect the picture of the fish communities, especially in lakes containing salmonid populations. This study highlights the need to sample pelagic fish when assessing fish communities in order to determine lake quality.

RÉSUMÉ

L'évaluation des populations de poissons pélagiques par les filets multi-mailles CEN : conséquences pour la caractérisation du peuplement

Mots-clés : lac, zone pélagique, métrique piscicole, filets multi-mailles CEN, Directive cadre européenne sur l'eau

La contribution des filets pélagiques du standard CEN dans l'évaluation des peuplements piscicoles est testée en comparant les métriques (composition et abondance spécifiques, structures en tailles) mesurées conformément au standard (*i.e.* les filets benthiques seuls), à celles issues de l'effort total (*i.e.* incluant les filets pélagiques). L'hydroacoustique a été utilisée simultanément pour évaluer les densités de poissons dans l'habitat pélagique. Les résultats montrent que dans la plupart des cas, les filets pélagiques n'apportent pas d'informations supplémentaires sur les trois métriques. Toutefois, leur intégration dans le calcul des CPUE et des structures en tailles peut modifier l'image des peuplements notamment dans les lacs à salmonidés. Ce travail met en évidence la nécessité d'échantillonner les poissons pélagiques pour l'évaluation des peuplements en vue de définir la qualité du milieu.

(1) ASCONIT Consultants, 6–8 Espace Henry Vallée, 69007 Lyon, France, charlotte.deceliere@asconit.com
(2) INRA UMR-CARRTEL, 75 av. de Corzent - BP 511, 74203 Thonon-les-Bains, France

INTRODUCTION

The EU Water Framework Directive (WFD) requires that the European countries achieve good ecological status of their water bodies by 2015 (2000/60/EC). To achieve this goal, the WFD requires the quality of aquatic ecosystems to be monitored using biological quality elements, including the fish fauna (2000/60/EC). Lakes are classified on the basis of ecotypes, and their deviations from high quality status must be defined using biotic variables as indicators. For fish, the metrics used are the species composition, especially type specific disturbance sensitive species, species abundances and age structures (2000/60/EC). It is crucial to obtain a reliable description of the fish communities in this context (Kubecka *et al.*, 2008).

In recent years, Scandinavian scientists have developed and standardized a fish sampling method based on a random strategy for assessing the fish communities living in benthic and pelagic lake habitats (Appelberg *et al.*, 1995; Appelberg, 2000). In temperate lakes, this method provides a whole-lake estimate for species occurrence, quantitative relative fish abundance, and biomass expressed as catch-per-unit-effort (CPUE), and the size structure of fish assemblages (Appelberg, 2000). It distinguishes between two types of equipment: benthic nets, which are set on the lake bottom and used to sample the benthic fish populations, and the pelagic nets, which are deployed at the deepest spot, along the water column in order to sample the pelagic fish populations (Appelberg, 2000). According to the WFD standard, pelagic nets are used only in the deepest lakes (> 10 m), and should only be used to provide qualitative information about the fish communities (CEN, 2005).

In these deep lakes, the offshore area constitutes a wide habitat that is inhabited permanently or temporarily by certain fish species, particularly the salmonids that preferentially occupy the hypolimnion layer (Juget *et al.*, 1995). The salmonid populations are sensitive to pollution including eutrophication, and are the first to disappear when the environmental quality deteriorates (Gerdeaux *et al.*, 2006). Other species, such as cyprinids and percids, are less sensitive and generally distributed throughout the lake (Vasek *et al.*, 2004; Prchalova *et al.*, 2008), and can migrate preferentially into the pelagic zone if the water quality changes (Jeppesen *et al.*, 2006). In view of these considerations, does the pelagic zone have to be taken into account when assessing and monitoring lake quality over time.

The aim of this study is to find out whether sampling the pelagic zone, as recommended by the CEN standard, has any impact on the characterization of the fish communities, and thus on assessing the lake quality as defined by the WFD. This study also highlights the importance of taking pelagic fish communities into consideration, particularly in the case of lakes with salmonid populations, which are characteristic of low trophic status. Hydroacoustic sampling is a widely-recognized effective tool for sampling the pelagic fish in lakes (Mehner and Schulz, 2002; Guillard *et al.*, 2006; Winfield *et al.*, 2007), and was used simultaneously during test-fishing surveys in order to assess densities in the offshore areas. This paper looks at the three fish metrics used in the CEN standard: species composition, species abundance, and the size distribution which is related to the age structure (Gerdeaux, 2001). The contribution of pelagic nets to the assessment of the fish communities is tested by comparing the fish metrics calculated according to the CEN standard (*i.e.* with benthic nets only) to those obtained from the total effort (*i.e.* CEN standard plus pelagic nets). The pictures of the fish communities resulting from these two methods of calculation (*i.e.* CEN standard and total effort) are analyzed, and the consequences of sampling the pelagic habitat are discussed, particularly in light of the assemblages and abundances of fish communities.

MATERIALS AND METHODS

> STUDY SITES

Eleven lakes were sampled in 2005 and 2006. These lakes have differing morphological characteristics (Table I). This study formed part of a monitoring program, and so nutrient

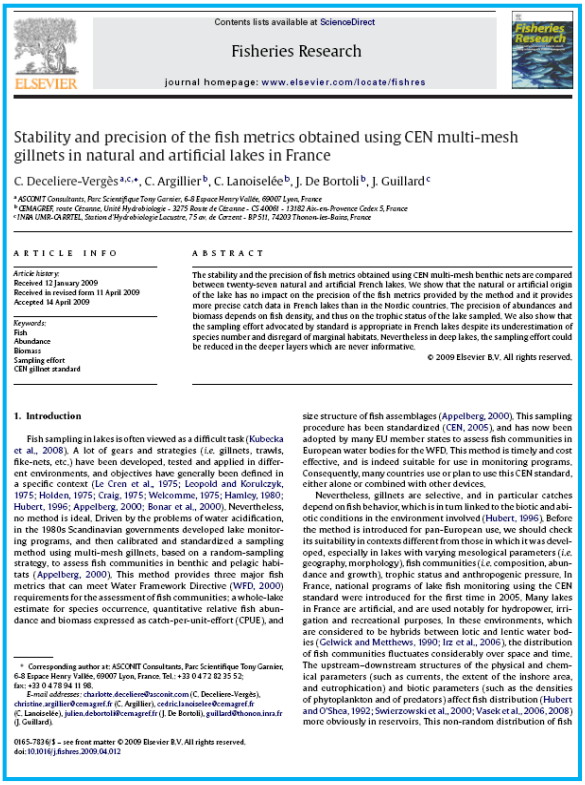
La deuxième question a été l'objet d'une collaboration avec l'équipe du ''Pôle hydroécologie plans d'eau'' du CEMAGREF, afin d'augmenter notre nombre de lacs échantillonnés, limité dans le premier article à 11 plans d'eau que nous avions nous même pêchés.

➢ *Le Standard CEN fournit-il une image précise des peuplements de poissons dans les plans d'eau d'Europe méridionale et en particulier dans les milieux d'origine artificielle ?*

En effet, développé dans les lacs naturels d'Europe du nord, le protocole CEN a vocation à être transposé aux lacs méridionaux et artificiels, pouvant générer des difficultés en termes d'interprétation des données *(Kubecka et al., 2008*). Les métriques issues de la norme CEN devaient donc être testées dans d'autres lacs, en particulier ceux d'origine artificielle, qui sont nombreux dans le Sud de l'Europe. Ces milieux présentent des caractéristiques (berges abruptes, réduction de la zone littorale, statut trophique élevé, gradient amont-aval) qui peuvent avoir un impact direct sur la distribution spatiale des peuplements de poissons (*Vasek et al., 2006, 2008*), dépendante de nombreux paramètres telles que la qualité de l'eau, la disponibilité en habitats et la quantité de ressources trophiques.

Une répartition non aléatoire des poissons peut influer sur les résultats des captures entre les filets : l'hétérogénéité des captures entre les filets impacte la précision de l'échantillonnage (*Appelberg, 2000*). Plus la différence de rendements issus de deux filets est importante, plus la précision est faible. De plus, dans cette étude la comparaison est également réalisée entre la précision des CPUE obtenue sur les plans d'eau français avec celles obtenues dans les lacs scandinaves dont les statuts trophiques sont moins élevés.

On constate d'une part que la stabilité de la composition spécifique est atteinte avec environ 60% de l'effort de pêche préconisé par la norme et ce quelque soit l'origine du milieu. Les 10% d'espèces capturées avec l'effort supplémentaire correspondent à des espèces marginales dont la fraction au sein du peuplement est faible. D'autre part, quelque soit l'origine du milieu, les trois premières strates (0-12 m) permettent en général d'atteindre la composition spécifique observée **(Deceliéres-Vergés *et al.*, 2009)** .



Contents lists available at ScienceDirect

Fisheries Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/fishres

Stability and precision of the fish metrics obtained using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial lakes in France

C. Deceliere-Vergès[a,c,*], C. Argillier[b], C. Lanoiselée[b], J. De Bortoli[b], J. Guillard[c]

[a] ASCONIT Consultants, Parc Scientifique Tony Garnier, 6-8 Espace Henry Vallée, 69007 Lyon, France
[b] CEMAGREF, route Cézanne, Unité Hydrobiologie - 3275 Route de Cézanne - CS 40008 - 13182 Aix-en-Provence Cedex 5, France
[c] INRA UMR-CARRTEL, Station d'Hydrobiologie Lacustre, 75 av. de Corzent - BP 511, 74203 Thonon-les-Bains, France

ARTICLE INFO

Article history:
Received 12 January 2009
Received in revised form 11 April 2009
Accepted 14 April 2009

Keywords:
Fish
Abundance
Biomass
Sampling effort
CEN gillnet standard

ABSTRACT

The stability and the precision of fish metrics obtained using CEN multi-mesh benthic nets are compared between twenty-seven natural and artificial French lakes. We show that the natural or artificial origin of the lake has no impact on the precision of the fish metrics provided by the method and it provides more precise catch data in French lakes than in the Nordic countries. The precision of abundances and biomass depends on fish density, and thus on the trophic status of the lake sampled. We also show that the sampling effort advocated by standard is appropriate in French lakes despite its underestimation of species number and disregard of marginal habitats. Nevertheless in deep lakes, the sampling effort could be reduced in the deeper layers which are never informative.

© 2009 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Fish sampling in lakes is often viewed as a difficult task (Kubecka et al., 2008). A lot of gears and strategies (*i.e.* gillnets, trawls, fike-nets, etc.) have been developed, tested and applied in different environments, and objectives have generally been defined in a specific context (Le Cren et al., 1975; Leopold and Korulczyk, 1975; Holden, 1975; Craig, 1975; Welcomme, 1975; Hamley, 1980; Hubert, 1996; Appelberg, 2000; Bonar et al., 2000). Nevertheless, no method is ideal. Driven by the problems of water acidification, in the 1980s Scandinavian governments developed lake monitoring programs, and then calibrated and standardized a sampling method using multi-mesh gillnets, based on a random-sampling strategy, to assess fish communities in benthic and pelagic habitats (Appelberg, 2000). This method provides three major fish metrics that can meet Water Framework Directive (WFD, 2000) requirements for the assessment of fish communities: a whole-lake estimate for species occurrence, quantitative relative fish abundance and biomass expressed as catch-per-unit-effort (CPUE), and size structure of fish assemblages (Appelberg, 2000). This sampling procedure has been standardized (CEN, 2005), and has now been adopted by many EU member states to assess fish communities in European water bodies for the WFD. This method is timely and cost effective, and is indeed suitable for use in monitoring programs. Consequently, many countries use or plan to use this CEN standard, either alone or combined with other devices.

Nevertheless, gillnets are selective, and in particular catches depend on fish behavior, which is in turn linked to the biotic and abiotic conditions in the environment involved (Hubert, 1996). Before the method is introduced for pan-European use, we should check its suitability in contexts different from those in which it was developed, especially in lakes with varying mesological parameters (*i.e.* geography, morphology), fish communities (*i.e.* composition, abundance and growth), trophic status and anthropogenic pressure. In France, national programs of lake fish monitoring using the CEN standard were introduced for the first time in 2005. Many lakes in France are artificial, and are used notably for hydropower, irrigation and recreational purposes. In these environments, which are considered to be hybrids between lotic and lentic water bodies (Gelwick and Matthews, 1990; Irz et al., 2006), the distribution of fish communities fluctuates considerably over space and time. The upstream–downstream structures of the physical and chemical parameters (such as currents, the extent of the inshore area, and eutrophication) and biotic parameters (such as the densities of phytoplankton and of predators) affect fish distribution (Hubert and O'Shea, 1992; Swierzowski et al., 2000; Vasek et al., 2006, 2008) more obviously in reservoirs. This non-random distribution of fish

* Corresponding author at: ASCONIT Consultants, Parc Scientifique Tony Garnier, 6-8 Espace Henry Vallée, 69007 Lyon, France. Tel.: +33 0 472 82 35 52; fax: +33 0 478 94 11 98.
E-mail addresses: charlotte.deceliere@asconit.com (C. Deceliere-Vergès), christine.argillier@cemagref.fr (C. Argillier), cedric.lanoiselee@cemagref.fr (C. Lanoiselée), julien.deBortoli@cemagref.fr (J. De Bortoli), guillard@thonon.inra.fr (J. Guillard).

0165-7836/$ – see front matter © 2009 Elsevier B.V. All rights reserved.
doi:10.1016/j.fishres.2009.04.012

in the lake may have an impact on the catches taken in the different nets, particularly if the sampling strategy is based on a randomized survey design.

It is also important to assess the variability of the measurements: WFD requires an error to be attributed to the bioindicators. The precision of multi-mesh sampling has been reported in only a limited number of studies (Bagenal, 1979; Craig and Fletcher, 1982; Craig et al., 1986). The main point of these studies was to make sure that the probability of being caught did not vary from population to population (or from time to time), and this could be avoided by standardizing the sampling method (Hubert, 1996). The precision of gillnet sampling has been tested in northern European lakes by measuring the variability of catches between nets (Degerman et al., 1988; Holmgren, 1999). The comparison of this variability in different environments can give an idea of the heterogeneity of fish distribution in the lake (Appelberg, 2000). Thus, a greater difference in net catches is indicative of poorer precision. Moreover, an estimator is stable, defined by Rahel (1990), when the values found in replicates show little or no variability.

The purpose of our study was to determine the stability and precision of the three fish metrics (species composition, abundance of fish species, and size distributions) obtained when the CEN standard is used in environments different from those in which the method was originally developed, *i.e.* acidified-cold-oligotrophic-natural lakes (Johansson and Myberg, 1981). These three fish metrics were compared in lakes of different types, natural and artificial lakes (reservoirs). In this way, the total fishing effort necessary to determine the total species richness was measured in the two lakes types. We also compared the precision of CPUE and size structures in these two types of system. Moreover, since the fishing effort defined by the standard had been calculated per depth stratum, we tested the precision of these metrics for this parameter. In particular, we studied (i) how many layers had to be sampled to observe the full species composition (*i.e.* species richness and relative abundance) and (ii) how the precision of the CPUE changed with the densities measured in each successive depth stratum. The results are discussed particularly in the light of the densities of fish communities, and the efficiency of the sampling method.

2. Study sites, materials and methods

2.1. Study sites

In the course of 2005 and 2006, fishing surveys were carried out once in 14 natural lakes and 13 artificial lakes, displaying differing characteristics (Table 1). This study formed part of a monitoring program, and so nutrient parameters were measured in order to determine the trophic status of the lakes concerned (OCDE, 1982).

2.2. Gillnetting

The samples from the benthic habitats were taken in accordance with the CEN standard protocol (CEN, 2005). The lakes were stratified into depth strata, and random sampling was performed within each depth stratum. The benthic sampling effort was undertaken by the CEN standard method, and depended on the area of the lake and its maximum depth (CEN, 2005). Inventories were compiled at the end of summer (Table 1) according to the protocol. The nets were set before sunset and raised after dawn, so as to include individual nycthemeral migrations, and to maximize the catchability of the fish. To be classified as a standard sample, the netting time had to last 12 h and include dusk and dawn. In practice, periods of 12 ± 1 h are acceptable without requiring any correction (Holmgren, *pers. comm.*). After being disentangled from the nets, the fish were identified to species level, weighed to the nearest gram, and their total length measured to within one millimeter. The abundances (number-per-unit-effort, NPUE) and biomass (weight-per-unit-effort, WPUE) were calculated by adding the total number (or weight) of fish caught in the total number of benthic nets set. The relative abundance and biomass of each species were weighted by the total number (or weight) of fish caught. The CPUE were calculated according to the CEN standard (*i.e.* benthic nets only) without weighting for the volume of the depth strata, based on the hypothesis that the depth strata defined by the protocol contain equal volumes (Degerman et al., 1988; Appelberg, 2000; Lauridsen et al., 2008).

2.3. Data analysis

2.3.1. Characteristics of the natural versus artificial lakes

As fish catches by gillnets are strongly related to productivity and morphometry of lakes, it was essential to show that the groups of natural versus artificial lakes did not differ in size, depth and chlorophyll a content. In this way, we applied a Kolmogorov–Smirnov test on the distributions of the both groups of lakes according to these previous parameters.

2.3.2. Species composition (species richness and relative abundances)

An analysis of the impact of fishing effort on species richness was carried out using accumulation curves (Thompson and Thompson, 2007); one net in a considered lake was taken as the elementary unit of effort. The curves correspond to the variation of the average, calculated using 1000 random iterations without replacement (Colwell, 2005), with an increasing effort up to total sampling. For fish sampling, the effort can be considered to have been sufficient when the curve tends towards a horizontal asymptote, *i.e.* an increase in effort no longer increases the number of species caught. Furthermore, these curves were also used to define the sampling effort required to catch 90% of the total species richness observed, *i.e.* the species thought to be most common.

To determine the depth from which the total species composition could be observed (*i.e.* richness and relative abundance), the Euclidean distance was calculated between the total faunal composition of the fish caught (*i.e.* relative abundance of each species) and the compositions obtained by combining the strata (*i.e.* [0–2.9 m], [0–5.9 m], [0–11.9 m], etc.). The Euclidean distance measures the difference between the composition calculated within depth strata and the total composition.

Scripts and data analysis were performed using R software (R Development Core Team version 2.2.1, 2005-12-20).

2.3.3. Catch per unit effort

In order to estimate the precision of the CPUE, the coefficient of variation for the mean (CVM) catches after $\log(x+1)$-transformation of CPUE, was determined according to Degerman et al. (1988):

$$\mathrm{CVM} = \frac{\mathrm{SE}}{\mathrm{CPUE}}$$

where SE is the standard error. The calculation was done for the abundance (NPUE) and biomass (BPUE) of the benthic fish communities for the lake (*i.e.* including all the benthic nets), and for each depth stratum (*i.e.* for the benthic nets within a given depth stratum). It was also done for the abundance and biomass of the two dominant fish species (*i.e.* those dominant in all the lakes sampled in this study) to enable us to work at the population scale on the fish species that are the most widely distributed in the lakes studied.

To determine the weighted and numerical fish densities for which the precision of CPUE is greatest, a model was fitted on the CVM values obtained for the average estimates of abundance

Enfin, l'effort de pêche préconisé par le standard CEN fournit dans les lacs français des précisions sur les captures aussi bonnes que celles obtenues dans les pays nordiques. L'origine des milieux n'a pas d'impact sur la précision des métriques fournies par la méthode de pêche puisque celle-ci est similaire entre les lacs naturels et les retenues artificielles, même si selon l'origine des écosystèmes, les indicateurs de qualité à prendre en compte ne sont pas les mêmes (*Launois et al., 2011*)

Ces travaux issus du GT2 du GIS-PE et du travail réalisé pendant la thèse Cifre (*Deceliéres-Vergés, 2008*) conclut sur l'applicabilité de la norme de pêche CEN en France : on obtient une image des peuplements de poissons des milieux lacustres répétables et comparables dans le temps et dans l'espace (**Deceliéres-Vergés *et al.*, 2009**). Les pêches aux filets sont dorénavant appliquées en France et alimentent les bases de données pour la construction d'indicateurs de la qualité des eaux et répondre aux exigences de la DCE.

3.1.4. Normalisation de l'hydroacoustique et méthodologie

La DCE en Europe et d'autres approches équivalentes aux États-Unis (*Rudstam et al., 2009*) ont amené les scientifiques et gestionnaires à standardiser leurs méthodes afin d'obtenir des données comparables dans l'espace et le temps. Actuellement, l'hydroacoustique ne peut que partiellement répondre à la DCE car elle ne peut pas identifier les espèces, même si de nombreux projets de recherche ont tenté par le passé d'essayer de réaliser cette discrimination d'espèces (*cf. Horne 2000*). L'ichtyofaune lacustre doit être décrite par sa composition, son abondance et la structure de taille des populations et il sera donc nécessaire de supplémenter les données acoustiques par une approche complémentaire afin de pouvoir apporter les informations non pourvues par cette technique. Mais la rapidité de la mise en œuvre de l'hydroacoustique, son faible coût d'utilisation lui confère un avantage indéniable par rapport aux autres méthodes, et cela d'autant plus qu'elle est non destructive. De plus, sa fiabilité, malgré la diversité des matériels potentiels, est maintenant établie, en particulier en milieu lacustre (*Wanzenböck et al., 2003)*. Les données, sous réserve d'une nécessaire standardisation, peuvent être comparées d'un lac à l'autre, permettant de confronter les densités de chaque plan d'eau et les structures en taille. En 2006, j'ai participé au *1st EIFAC Acoustics Workshop* (Warham, U.K.) en tant que représentant de la France pour la mise en place d'une norme acoustique (**CEN, 2009**) dans le cadre de la DCE (**Guillard, 2006**). Cet objectif de normalisation est mené en parallèle avec des actions réalisées dans le cadre d'un programme Polonium EGIDE (2006-2010) que j'ai coordonné et qui a été à l'origine de nombreux travaux. Dans ces études, nous avons essayé de répondre à des questions méthodologiques précises, afin de savoir si les données issues de campagnes effectuées dans différents pays et avec différents matériels, donc différentes caractéristiques, pouvaient être comparables. Dés le début des années 2000, nous avions abordé ces questions avec Anne Lebourges-Dhaussy, sur le lac d'Annecy, où nous avions testé l'utilisation de trois sondeurs Simrad et Biosonics, split-beam et dual-beam, de fréquences 70 kHz, 120 kHz et 129 kHz (Fig. 7).

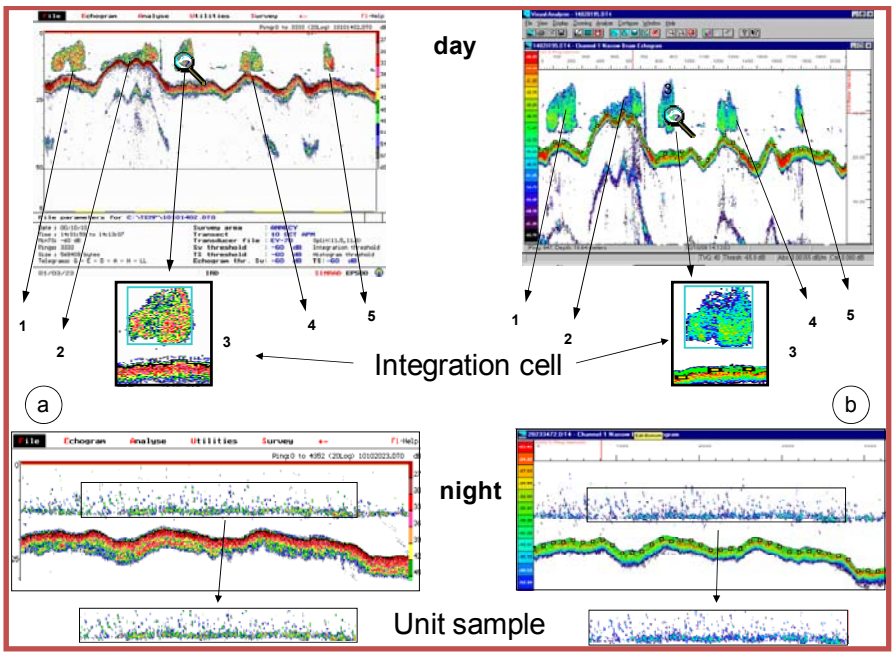


Figure 7: *Echogrammes Simrad 70 kHz (a) et Biosonics 129 kHz (b)* (***Guillard et al., 2004***)

Nous avions conclus que les mesures des énergies renvoyées par des bancs, *i.e.* les estimations de ''biomasse acoustique'' ainsi que les estimations des classes de tailles sur les cibles individuelles étaient similaires et donc que les mesures acoustiques acquises sur des juvéniles de percidés et cyprinidés, les poissons échantillonnés dans la couche supérieure du lac d'Annecy, étaient indépendantes de la fréquence et des caractéristiques des échosondeurs (**Guillard et al., 2004 b**).

Simultaneous Sv and TS measurements on Young-of-the-Year (YOY) freshwater fish using three frequencies

J. Guillard, A. Lebourges-Dhaussy, and P. Brehmer

Guillard, J., Lebourges-Dhaussy, A., and Brehmer, P. 2004. Simultaneous Sv and TS measurements on Young-of-the-Year (YOY) freshwater fish using three frequencies. – ICES Journal of Marine Science, 61: 267–273.

In autumn, the fish population above the thermocline in Lake Annecy mainly comprises young perch (*Perca fluviatilis*) of the year. The fish are distributed in schools during the day and as scattered individual fish targets at night. Measurements of volume-backscattering strength and target strengths (TS) were carried out in a synchronous way using three echosounders operating at three frequencies (70, 120, and 129 kHz), with different characteristics (split beam, dual beam, beam shape, pulse length, etc.). Target-strength values show variability from one elementary sampling unit to another and from one device to another, but the mean global TS values are similar, independently of the frequency. The volume-backscattering strengths measured on precise schools by the three acoustic devices give significantly similar results. Acoustic measurements on YOY perch are completely independent of the frequency and the characteristics of the echosounders.

© 2004 International Council for the Exploration of the Sea. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

Keywords: dual beam, freshwater, lake, multi-frequency, *Perca fluviatilis*, split beam, target strength.

Received 21 July 2003; accepted 19 November 2003.

J. Guillard and P. Brehmer: Institut de Recherches pour le Développement, US004 - UR061, BP 171, 34203 Sète, France. A. Lebourges-Dhaussy: Institut de Recherches pour le Développement, US004, BP 70, 29280 Plouzané, France. Correspondence to J. Guillard: Institut National de Recherche Agronomique, CARRTEL, BP 511, 74203 Thonon les Bains, France; tel: +33 4 50 26 78 51; fax: +33 4 50 26 07 60; e-mail: guillard@thonon.inra.fr

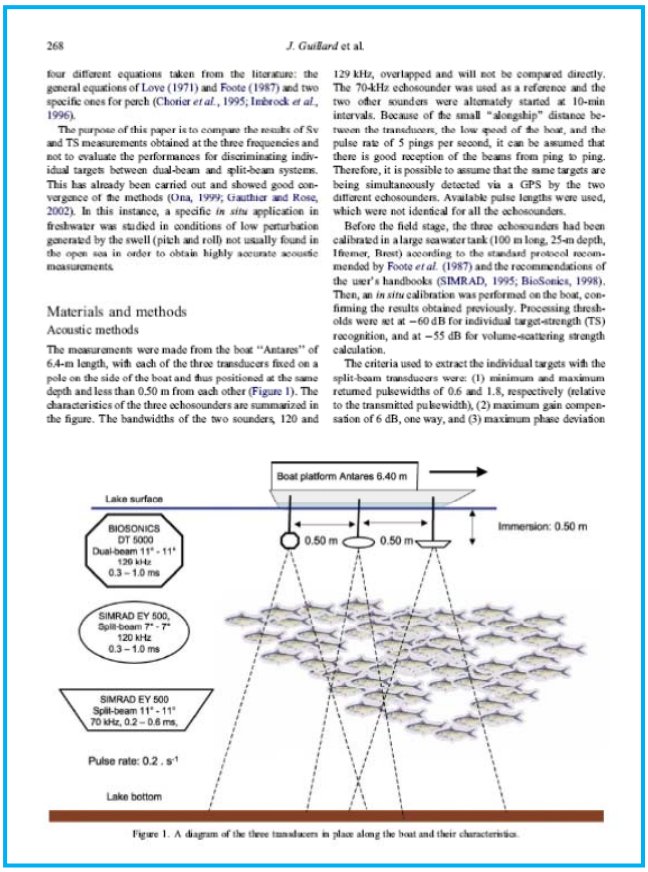
Introduction

The fisheries scientific community is currently very impressed by the improvements of stock estimates that can result from the use of multi-frequency acoustic information. Several exercises were carried out in relatively recent years with wideband prototypes (Lebourges, 1990; Simmonds *et al.*, 1996) on fish species identification. The observations made in this case with multi-frequency echosounders show clearly that different organisms are not detected in the same way by all the frequencies. The classical frequencies, 38 and 120 kHz, have often been used jointly with a general aim of separating fish and euphausiids (Madureira *et al.*, 1993; Mitson *et al.*, 1996). Advantage is taken here of the fact that the miniaturization of equipment allows several frequencies to be used at the same time on small boats. The multi-frequency approach is therefore available for surveys performed on lakes. Additionally, new tools are available within the processing software that allows the combination of frequencies in order to highlight the different types of acoustic detection.

The present work focuses on measurements made at three frequencies (70, 120, and 129 kHz) on a rather simple population, viz. fish above the thermocline in Lake Annecy. The surveys were carried out during the autumn, in order to compare the results produced by the three portable, scientific echosounders at their respective frequencies. We used two split-beam echosounders (SIMRAD EY 500) simultaneously, one at 70 kHz and the other at 120 kHz (SIMRAD, 1995), and a dual-beam transducer (BioSonics DT 5000) at 129 kHz (BioSonics, 1998). In October 2000, during the experiment, the main part of the fish biomass comprised "Young-of-the-Year" (YOY) perch (*Perca fluviatilis*) (Guillard, 1991) distributed in schools during the day and in scattered individual fish targets at night (Fréon *et al.*, 1993). This behaviour gave us the opportunity to acquire data from two acoustically energetic data descriptors of an aggregative fish population, the volume-scattering strength "Sv" (dB re 1 m^{-1}) and the target strengths (TS) (dB) (MacLennan *et al.*, 2002), and thus to compare the measurements from the three frequencies. Finally, the average TS of single targets were calculated according to

1054-3139/$30

© 2004 International Council for the Exploration of the Sea. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.



four different equations taken from the literature: the general equations of Love (1971) and Foote (1987) and two specific ones for perch (Chorier *et al.*, 1995; Imbrock *et al.*, 1996).

The purpose of this paper is to compare the results of Sv and TS measurements obtained at the three frequencies and not to evaluate the performances for discriminating individual targets between dual-beam and split-beam systems. This has already been carried out and showed good convergence of the methods (Ona, 1999; Gauthier and Rose, 2002). In this instance, a specific *in situ* application in freshwater was studied in conditions of low perturbation generated by the swell (pitch and roll) not usually found in the open sea in order to obtain highly accurate acoustic measurements.

Materials and methods

Acoustic methods

The measurements were made from the boat "Antares" of 6.4-m length, with each of the three transducers fixed on a pole on the side of the boat and thus positioned at the same depth and less than 0.50 m from each other (Figure 1). The characteristics of the three echosounders are summarized in the figure. The bandwidths of the two sounders, 120 and 129 kHz, overlapped and will not be compared directly. The 70-kHz echosounder was used as a reference and the two other sounders were alternately started at 10-min intervals. Because of the small "alongship" distance between the transducers, the low speed of the boat, and the pulse rate of 5 pings per second, it can be assumed that there is good reception of the beams from ping to ping. Therefore, it is possible to assume that the same targets are being simultaneously detected via a GPS by the two different echosounders. Available pulse lengths were used, which were not identical for all the echosounders.

Before the field stage, the three echosounders had been calibrated in a large seawater tank (100 m long, 25-m depth, Ifremer, Brest) according to the standard protocol recommended by Foote *et al.* (1987) and the recommendations of the user's handbooks (SIMRAD, 1995; BioSonics, 1998). Then, an *in situ* calibration was performed on the boat, confirming the results obtained previously. Processing thresholds were set at −60 dB for individual target-strength (TS) recognition, and at −55 dB for volume-scattering strength calculation.

The criteria used to extract the individual targets with the split-beam transducers were: (1) minimum and maximum returned pulsewidths of 0.6 and 1.8, respectively (relative to the transmitted pulsewidth), (2) maximum gain compensation of 6 dB, one way, and (3) maximum phase deviation

Figure 1. A diagram of the three transducers in place along the boat and their characteristics.

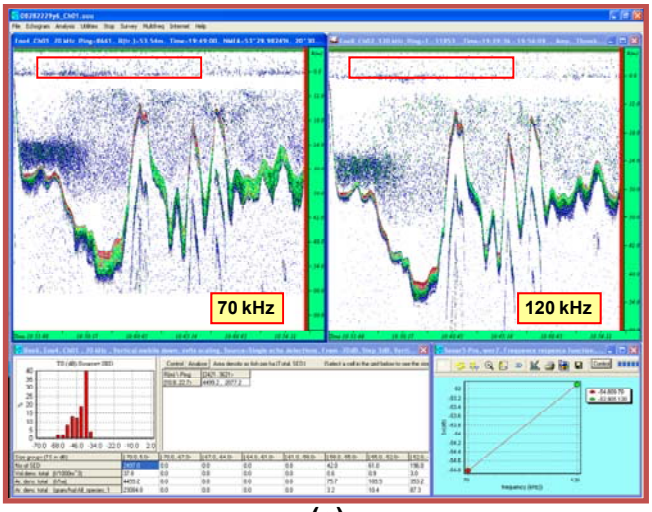
3.1.4.1. Choix de la fréquence

A la suite de ces premiers travaux, de la mise en place de la norme hydroacoustique Européenne et du financement des programmes Egide Polonium (2006-2010), nous avons, avec Margo Godlewska[9] mis en place et réalisé des expérimentations spécifiques afin de tenter de répondre à un certain nombre d'interrogations concernant les paramètres d'acquisitions des données acoustiques, tels que la fréquence, la longueur d'impulsion. En effet, ces paramètres ne sont plus modifiables lors de l'analyse et même si les réponses sur le plan théorique (*Rossing, 2007*) sont connues, il nous a semblé nécessaire de les vérifier *in situ*. La mise en place de la procédure de standardisation répond aux souhaits de conforter cette méthode comme une méthode complémentaire aux autres méthodes d'échantillonnage du poisson. L'hydroacoustique est à ce titre déjà citée dans la norme ''chapeau'' (*CEN, 2006*), et ce d'autant plus que les anglo-saxons sont soumis à une forte pression du lobbying du ''No Kill''. Actuellement, les équipements hydroacoustiques disponibles sur le marché sont produits par plusieurs fabricants et ont des caractéristiques matérielles et logicielles assez différentes.

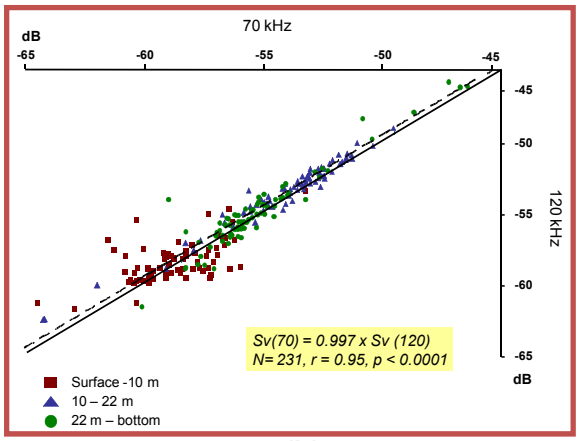
Une première étape est de confronter différents systèmes, différentes fréquences, mais peu de travaux de comparaisons sont disponibles : *Rudstam et al. (1999)* a comparé des sondeurs dits à ''faisceaux partagés'' (split-beam), commercialisés dans les années 90, avec les dispositifs plus anciens à simple faisceau, où l'approche des distributions en classes de taille des cibles individuelles n'était possible que dans des cas particuliers (**Guillard et Gerdeaux, 1993**).

[9] *Stanislaw Sakowicz Inland Fisheries Institute et International Institute of the Polish Academy of Sciences*

La comparaison avec les systèmes dit ‘‘double-faisceaux’’ (dual beam) a aussi été à l’origine d’un certain nombre de travaux (*Ehrenberg et Torkelson, 1996; Gauthier et Rose, 2002*), ainsi que la comparaison des systèmes Simrad et Biosonics (*Wanzenböck et al., 2003*). Cependant, bien que l'utilisation de l'acoustique multifréquence devienne de plus en plus importante, en particulier dans le milieu marin, les comparaisons systématiques *in situ* de différentes fréquences d'écho-sondeur manquent toujours largement. En 2004, nous avions donc montré (**Guillard et al., 2004 b)** l’absence de différences de réponse entre les fréquences de 70, 120 et 129 kHz sur une population de juvéniles de poissons alors que *Wanzenböck et al. (2003)* constataient des différences très significatives entre les fréquences de 120 kHz (Simrad EY500) et 200 kHz (Biosonics DT6000) dans un lac dominé par des corégones. L’approche multi-fréquences a par ailleurs permis dans des cas bien particuliers de discriminer des espèces ou de distinguer les poissons d’autres organismes (*Madureira et al., 1993; Mitson et al., 1996; Horne, 2000 ; Korneliussen et al., 2002, 2003 ; Knudsen et al., 2006*).



(a)



(b)

Figure 8: *Echogrammes Simrad EK60 70 kHz et 120 kHz (a) et comparaisons des valeurs de Sv obtenues à 70 and 120 kHz pour différentes couches (surface – 10 m, 10 – 22 m, 22 m –fond) (b), d’après Godlewska et al. (2009).*

Nous avons donc étudié à l’aide de sondeurs SIMRAD EK60, 70 kHz et 120 kHz (Fig. 8), employés simultanément, l’influence sur les résultats de ces deux fréquences, qui sont les plus couramment utilisées en eau douce en Europe. Les données ont été analysées à l’aide du logiciel Sonar5 (*Balk et Lindem, 2006*), qui est devenu le logiciel de référence en eau douce. De nombreuses interactions ont lieu avec son développeur Helge Balk[10] qui améliore constamment son produit avec les indications et souhaits de la communauté (par exemple l’analyse multifréquentielle de Sonar5 a été développée suite à cette expérimentation où nous avions besoin de comparer précisément les deux fréquences acquises en parallèle).

Le peuplement piscicole du lac choisi, le lac Pluzne (Pologne), est principalement composé de cyprinidés et de percidés dans les couches de surface et d’un corégonidé, le vendace (*Coregonus albula*), qui domine l’hypolimnion du lac. Nous nous sommes intéressés aux valeurs de base obtenues en acoustique, les énergies rétrodiffusées (Sa ou Sv) et les tailles de cibles individuelles (‘‘Target Strength” ou T.S.) (*MacLennan et al., 2002)*.

En conclusion, et même si il est nécessaire de procéder à plus d'expérimentations sur d'autres populations de poissons et dans d’autres milieux, les résultats obtenus sur les valeurs de Sa, Sv et T.S. à partir des sondeurs à 70 kHz et 120 kHz sont similaires (Fig. 8 b). Pour les lacs européens, les résultats acoustiques obtenus par des sondeurs split-beam utilisant des fréquences de 70 et 120 kHz sont équivalents (**Godlewska *et al.*, 2009**).

[10] *http://www.fys.uio.no/~hbalk/*

Contents lists available at ScienceDirect

Fisheries Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/fishres

Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz – consequences for fish stock estimation

M. Godlewska[a], M. Colon[b], L. Doroszczyk[a], B. Długoszewski[a], C. Verges[b,c], J. Guillard[b,*]

ARTICLE INFO

ABSTRACT

1. Introduction

2. Study site, materials and methods

3.1.4.2. Choix de la longueur d'impulsion

La longueur d'impulsion est aussi un paramètre que l'on ne peut modifier lors des analyses et il était donc nécessaire de le tester, de le vérifier *in situ* afin de s'assurer que les réponses obtenues avec les différentes longueurs d'ondes donnent des résultats analogues. Les réponses théoriques doivent être normalement identiques mais des contraintes physiques nécessitent qu'au moins 10 à 15 cycles soient effectués par durée d'impulsion. En utilisant le principe de précaution, il alors est recommandé de prendre plutôt 20 cycles (*Josse, com. pers.*). Par exemple à la fréquence de 70 kHz, c'est à dire 70 000 cycles par seconde ou 70 cycles par milliseconde, les longueurs d'impulsion utilisables doivent être comprises entre 0.214 (15 cycles) et 0.2857 (20 cycles). La longueur d'impulsion la plus courte serait donc à déconseiller. Les longueurs d'impulsion plus longues seraient utilisables, mais on perd alors en résolution. A notre connaissance aucun travail systématique sur les effets de la longueur d'impulsion n'a été effectué *in situ*. Les questions soulevées dans ce travail étaient donc: les longueurs d'impulsion donnent elles des valeurs identiques en ce qui concerne les données acoustiques de base, telles que Sv et TS (*MacLennan et al., 2002*)? Est-ce que les distributions en classes de tailles et les densités de poissons obtenues *in situ* sont identiques? Quelles sont les conséquences sur les estimations de stock de poissons de l'utilisation de l'une ou l'autre de ces longueurs d'impulsion.

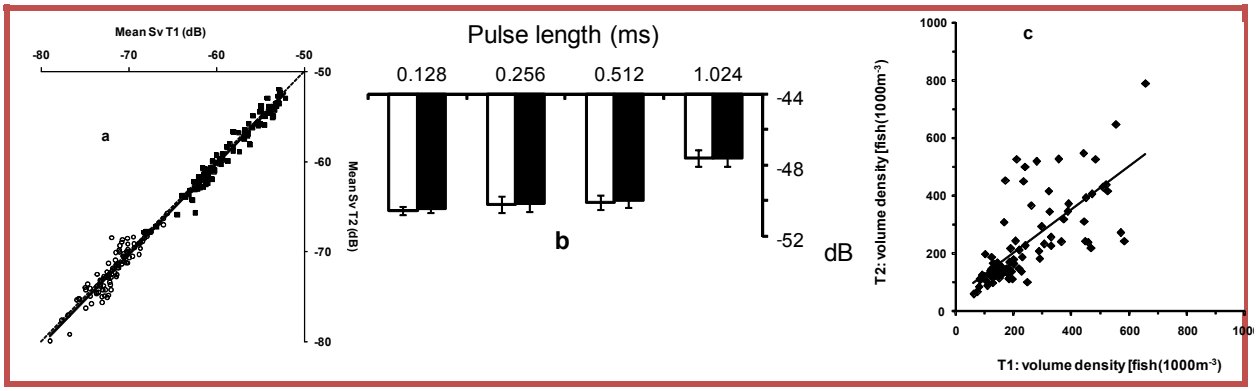
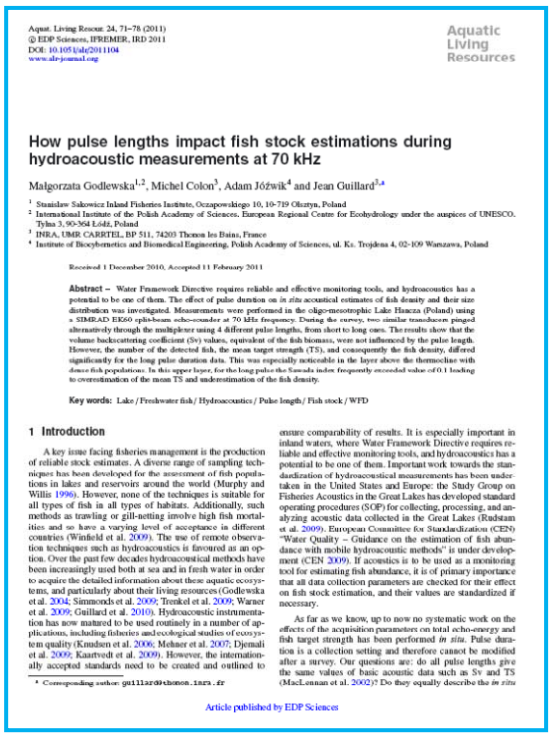


Figure 9: *a) comparaison des Sv provenant des 2 transducteurs pour 4 longueurs d'impulsion testées pour 2 couches; b) TS moyennes obtenues avec les différentes longueurs d'impulsion ; c) densités observées pour la couche de surface avec les différentes impulsions, d'après* ***Godlewska et al. (2011).***

Notre étude a été réalisée en septembre 2008 sur le Lac Hancza au Nord-Est de la Pologne : c'est un lac profond (profondeur max. 108 m), d'une superficie de 330 ha, oligo-mésotrophe qui renferme une population de poissons dominée par le gardon (*Rutilus rutilus*), la perche, le vendance et le corégone (*Coregonus lavaretus*). Nous avons observé, à l'aide du logiciel Sonar5 (*Balk et Lindem 2006*), des différences importantes, pouvant aller jusqu'à 5 fois plus d'échos détectés, en fonction des différentes longueurs d'impulsion utilisées. Les distributions de TS sont significativement identiques en % et les valeurs de Sv sont corrélés très significativement (Fig. 9 a) avec une pente de 1:1. A l'échelle du lac, les résultats en Sv ne sont pas donc affectés par la durée d'impulsion. Cependant, si on transforme ces données acoustiques en métriques biologiquement et écologiquement significatives, telle que la densité de poissons, la conclusion sur l'indépendance des résultats par rapport à la durée d'impulsion n'est plus valable. En effet les évaluations *in situ* des TS sont biaisées, liées en particulier aux problèmes de recouvrement d'échos déjà décrits dans les années 90 (*Soule et al., 1995*) : la probabilité d'accepter des cibles multiples en tant que cible simple s'accroit avec l'augmentation de la densité de poissons et la durée d'impulsion. Dans nos expérimentations, nous n'observons pas de différence de résultats entre les longueurs d'impulsion lorsque nous échantillonnons des densités de poissons de faible à moyenne, donc principalement pour les couches profondes. Mais dans les couches contenant de fortes densités de poissons, c'est à dire celles proches de la surface, avec de nombreux petits poissons, les TS moyennes (Fig. 9b) et donc les densités moyennes (Fig. 9c) différent significativement selon la longueur d'impulsion utilisée. En effet, les TS moyennes obtenues à partir de la longueur d'impulsion longue sont significativement différentes par rapport aux autres longueurs d'impulsion, ce qui entraine une sous-estimation des densités de poissons calculées. Il est impératif de limiter les estimations de TS aux zones de faibles à moyennes densités, afin de limiter la proportion de cibles multiples acceptées comme des échos simples. L'index de *Sawada et al. (1993)* est utilisé pour définir ce seuil, mais il semble que jusqu'à présent peu d'auteurs en eau douce utilisent ce facteur, qui altère véritablement les résultats.

En conclusion, nous suggérons (**Godlewska *et al.*, 2011)** d'utiliser uniquement les longueurs d'impulsions moyennes, recommandations qui vont dans le même sens que celles définies par *Rudstam et al. (2009).*



Aquat. Living Resour. 24, 71–78 (2011)
© EDP Sciences, IFREMER, IRD 2011
DOI: 10.1051/alr/2011104
www.alr-journal.org

Aquatic Living Resources

How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz

Małgorzata Godlewska[1,2], Michel Colon[3], Adam Jóźwik[4] and Jean Guillard[3,a]

[1] Stanisław Sakowicz Inland Fisheries Institute, Oczapowskiego 10, 10-719 Olsztyn, Poland
[2] International Institute of the Polish Academy of Sciences, European Regional Centre for Ecohydrology under the auspices of UNESCO, Tylna 3, 90-364 Łódź, Poland
[3] INRA, UMR CARRTEL, BP 511, 74203 Thonon les Bains, France
[4] Institute of Biocybernetics and Biomedical Engineering, Polish Academy of Sciences, ul. Ks. Trojdena 4, 02-109 Warszawa, Poland

Received 1 December 2010, Accepted 11 February 2011

Abstract – Water Framework Directive requires reliable and effective monitoring tools, and hydroacoustics has a potential to be one of them. The effect of pulse duration on *in situ* acoustical estimates of fish density and their size distribution was investigated. Measurements were performed in the oligo-mesotrophic Lake Hancza (Poland) using a SIMRAD EK60 split-beam echo-sounder at 70 kHz frequency. During the survey, two similar transducers pinged alternatively through the multiplexer using 4 different pulse lengths, from short to long ones. The results show that the volume backscattering coefficient (Sv) values, equivalent of the fish biomass, were not influenced by the pulse length. However, the number of the detected fish, the mean target strength (TS), and consequently the fish density, differed significantly for the long pulse duration data. This was especially noticeable in the layer above the thermocline with dense fish populations. In this upper layer, for the long pulse the Sawada index frequently exceeded value of 0.1 leading to overestimation of the mean TS and underestimation of the fish density.

Key words: Lake / Freshwater fish / Hydroacoustics / Pulse length / Fish stock / WFD

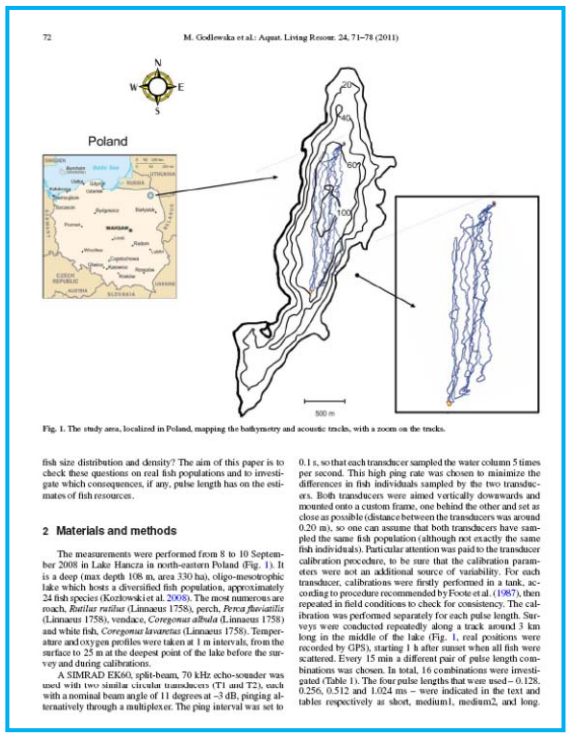
1 Introduction

A key issue facing fisheries management is the production of reliable stock estimates. A diverse range of sampling techniques has been developed for the assessment of fish populations in lakes and reservoirs around the world (Murphy and Willis 1996). However, none of the techniques is suitable for all types of fish in all types of habitats. Additionally, such methods as trawling or gill-netting involve high fish mortalities and so have a varying level of acceptance in different countries (Winfield et al. 2009). The use of remote observation techniques such as hydroacoustics is favoured as an option. Over the past few decades hydroacoustical methods have been increasingly used both at sea and in fresh water in order to acquire the detailed information about these aquatic ecosystems, and particularly about their living resources (Godlewska et al. 2004; Simmonds et al. 2009; Trenkel et al. 2009; Warner et al. 2009; Guillard et al. 2010). Hydroacoustic instrumentation has now matured to be used routinely in a number of applications, including fisheries and ecological studies of ecosystem quality (Knudsen et al. 2006; Mehner et al. 2007; Djemali et al. 2009; Kaartvedt et al. 2009). However, the internationally accepted standards need to be created and outlined to ensure comparability of results. It is especially important in inland waters, where Water Framework Directive requires reliable and effective monitoring tools, and hydroacoustics has a potential to be one of them. Important work towards the standardization of hydroacoustical measurements has been undertaken in the United States and Europe: the Study Group on Fisheries Acoustics in the Great Lakes has developed standard operating procedures (SOP) for collecting, processing, and analyzing acoustic data collected in the Great Lakes (Rudstam et al. 2009). European Committee for Standardization (CEN) "Water Quality – Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods" is under development (CEN 2009). If acoustics is to be used as a monitoring tool for estimating fish abundance, it is of primary importance that all data collection parameters are checked for their effect on fish stock estimation, and their values are standardized if necessary.

As far as we know, up to now no systematic work on the effects of the acquisition parameters on total echo-energy and fish target strength has been performed *in situ*. Pulse duration is a collection setting and therefore cannot be modified after a survey. Our questions are: do all pulse lengths give the same values of basic acoustic data such as Sv and TS (MacLennan et al. 2002)? Do they equally describe the *in situ* fish size distribution and density? The aim of this paper is to check these questions on real fish populations and to investigate which consequences, if any, pulse length has on the estimates of fish resources.

[a] Corresponding author: guillard@thonon.inra.fr

Article published by EDP Sciences



Poland

Fig. 1. The study area, localized in Poland, mapping the bathymetry and acoustic tracks, with a zoom on the tracks.

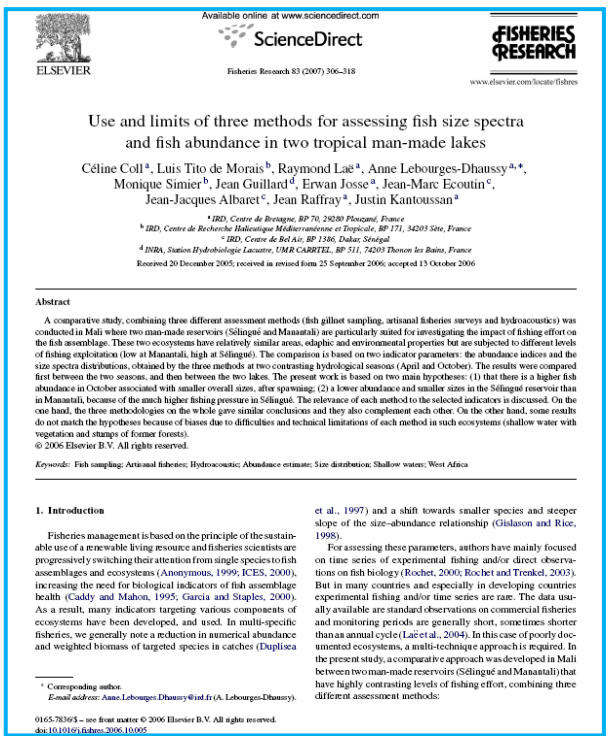
2 Materials and methods

The measurements were performed from 8 to 10 September 2008 in Lake Hancza in north-eastern Poland (Fig. 1). It is a deep (max depth 108 m, area 330 ha), oligo-mesotrophic lake which hosts a diversified fish population, approximately 24 fish species (Kozlowski et al. 2008). The most numerous are roach, *Rutilus rutilus* (Linnaeus 1758), perch, *Perca fluviatilis* (Linnaeus 1758), vendace, *Coregonus albula* (Linnaeus 1758) and white fish, *Coregonus lavaretus* (Linnaeus 1758). Temperature and oxygen profiles were taken at 1 m intervals, from the surface to 25 m at the deepest point of the lake before the survey and during calibrations.

A SIMRAD EK60, split-beam, 70 kHz echo-sounder was used with two similar circular transducers (T1 and T2), each with a nominal beam angle of 11 degrees at –3 dB, pinging alternatively through a multiplexer. The ping interval was set to 0.1 s, so that each transducer sampled the water column 5 times per second. This high ping rate was chosen to minimize the differences in fish individuals sampled by the two transducers. Both transducers were aimed vertically downwards and mounted onto a custom frame, one behind the other and set as close as possible (distance between the transducers was around 0.20 m), so one can assume that both transducers have sampled the same fish population (although not exactly the same fish individuals). Particular attention was paid to the transducer calibration procedure, to be sure that the calibration parameters were not an additional source of variability. For each transducer, calibrations were firstly performed in a tank, according to procedure recommended by Foote et al. (1987), then repeated in field conditions to check for consistency. The calibration was performed separately for each pulse length. Surveys were conducted repeatedly along a track around 3 km long in the middle of the lake (Fig. 1, real positions were recorded by GPS), starting 1 h after sunset when all fish were scattered. Every 15 min a different pair of pulse length combinations was chosen. In total, 16 combinations were investigated (Table 1). The four pulse lengths that were used – 0.128, 0.256, 0.512 and 1.024 ms – were indicated in the text and tables respectively as short, medium1, medium2, and long.

3.1.5. Application à un écosystème lacustre tropical

Les méthodes acoustiques ont ainsi été utilisées dans plusieurs lacs afin de mesurer les biomasses de poissons présentes et leurs évolutions (**Gerdeaux et Guillard, 1993 ; Cardenas *et al.*, 1995**), ce qui a conduit à développer une approche synthétique prenant plus en compte la complémentarité avec d'autres méthodes d'étude (**Degiorgi *et al.*, 1993**). L'ensemble des résultats peut alors être pris en compte pour une diagnose du milieu comme cela a été fait dans les lacs du Bourget et d'Aiguebelette (**Degiorgi *et al.*, 1997 , Degiorgi *et al.*, 2006**). La complémentarité de ces approches a aussi fait l'objet d'un travail en collaboration avec l'IRD sur un lac malien (**Coll *et al.*, 2007**) et a été au cœur des questions initiales de la Thèse de C. Vergés *(Deceliéres-Vergés, 2008)*. En effet, la synergie entre les approches est certainement la meilleure méthode et la seule pour obtenir une image la plus fidèle possible d'un stock de poissons (*Kubecka et al., 2009*) et il est essentiel de tenter d'évaluer dans quelle mesure les approches indépendantes s'en écartent. Le meilleur résultat est évidemment lorsque plusieurs méthodes donnent des résultats semblables pour les mêmes espèces de poissons et pour des habitats similaires. Dans le cas du réservoir Malien, une approche multi-technique était indispensable, les connaissances sur cet écosystème et son ichtyocénose étant faible. Trois différentes méthodes d'évaluation ont donc été utilisées :



Available online at www.sciencedirect.com
ScienceDirect
ELSEVIER
FISHERIES RESEARCH
Fisheries Research 83 (2007) 306–318
www.elsevier.com/locate/fishres

Use and limits of three methods for assessing fish size spectra and fish abundance in two tropical man-made lakes

Céline Coll [a], Luis Tito de Morais [b], Raymond Laë [a], Anne Lebourges-Dhaussy [a,*], Monique Simier [b], Jean Guillard [d], Erwan Josse [a], Jean-Marc Ecoutin [c], Jean-Jacques Albaret [c], Jean Raffray [a], Justin Kantoussan [a]

[a] IRD, Centre de Bretagne, BP 70, 29280 Plouzané, France
[b] IRD, Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, BP 171, 34203 Sète, France
[c] IRD, Centre de Bel Air, BP 1386, Dakar, Sénégal
[d] INRA, Station Hydrobiologie Lacustre, UMR CARRTEL, BP 511, 74203 Thonon les Bains, France

Received 20 December 2005; received in revised form 25 September 2006; accepted 15 October 2006

Abstract

A comparative study, combining three different assessment methods (fish gillnet sampling, artisanal fisheries surveys and hydroacoustics) was conducted in Mali where two man-made reservoirs (Sélingué and Manantali) are particularly suited for investigating the impact of fishing effort on the fish assemblage. These two ecosystems have relatively similar areas, edaphic and environmental properties but are subjected to different levels of fishing exploitation (low at Manantali, high at Sélingué). The comparison is based on two indicator parameters: the abundance indices and the size spectra distributions, obtained by the three methods at two contrasting hydrological seasons (April and October). The results were compared first between the two seasons, and then between the two lakes. The present work is based on two main hypotheses: (1) that there is a higher fish abundance in October associated with smaller overall sizes, after spawning; (2) a lower abundance and smaller sizes in the Sélingué reservoir than in Manantali, because of the much higher fishing pressure in Sélingué. The relevance of each method to the selected indicators is discussed. On the one hand, the three methodologies on the whole gave similar conclusions and they also complement each other. On the other hand, some results do not match the hypotheses because of biases due to difficulties and technical limitations of each method in such ecosystems (shallow water with vegetation and stumps of former forests).
© 2006 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Fish sampling; Artisanal fisheries; Hydroacoustic; Abundance estimate; Size distribution; Shallow waters; West Africa

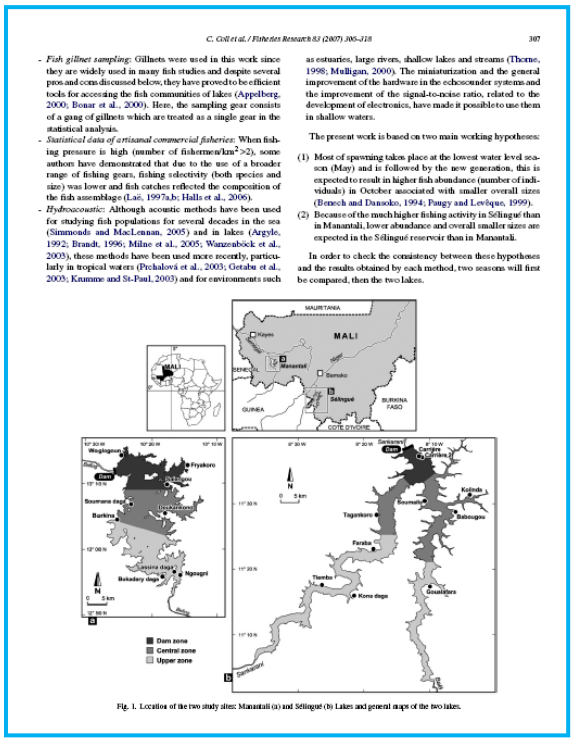
1. Introduction

Fisheries management is based on the principle of the sustainable use of a renewable living resource and fisheries scientists are progressively switching their attention from single species to fish assemblages and ecosystems (Anonymous, 1999; ICES, 2000), increasing the need for biological indicators of fish assemblage health (Caddy and Mahon, 1995; Garcia and Staples, 2000). As a result, many indicators targeting various components of ecosystems have been developed, and used. In multi-specific fisheries, we generally note a reduction in numerical abundance and weighted biomass of targeted species in catches (Duplisea et al., 1997) and a shift towards smaller species and steeper slope of the size–abundance relationship (Gislason and Rice, 1998).

For assessing these parameters, authors have mainly focused on time series of experimental fishing and/or direct observations on fish biology (Rochet, 2000; Rochet and Trenkel, 2003). But in many countries and especially in developing countries experimental fishing and/or time series are rare. The data usually available are standard observations on commercial fisheries and monitoring periods are generally short, sometimes shorter than an annual cycle (Laë et al., 2004). In this case of poorly documented ecosystems, a multi-technique approach is required. In the present study, a comparative approach was developed in Mali between two man-made reservoirs (Sélingué and Manantali) that have highly contrasting levels of fishing effort, combining three different assessment methods:

* Corresponding author.
E-mail address: Anne.Lebourges.Dhaussy@ird.fr (A. Lebourges-Dhaussy).

0165-7836/$ – see front matter © 2006 Elsevier B.V. All rights reserved.
doi:10.1016/j.fishres.2006.10.005



- *Fish gillnet sampling*: Gillnets were used in this work since they are widely used in many fish studies and despite several pros and cons discussed below, they have proved to be efficient tools for accessing the fish communities of lakes (Appelberg, 2000; Bonar et al., 2000). Here, the sampling gear consists of a gang of gillnets which are treated as a single gear in the statistical analysis.
- *Statistical data of artisanal commercial fisheries*: When fishing pressure is high (number of fishermen/km² >2), some authors have demonstrated that due to the use of a broader range of fishing gears, fishing selectivity (both species and size) was lower and fish catches reflected the composition of the fish assemblage (Laë, 1997a,b; Halls et al., 2006).
- *Hydroacoustic*: Although acoustic methods have been used for studying fish populations for several decades in the sea (Simmonds and MacLennan, 2005) and in lakes (Argyle, 1992; Brandt, 1996; Milne et al., 2005; Wanzenböck et al., 2003), these methods have been used more recently, particularly in tropical waters (Prchalová et al., 2003; Getabu et al., 2003; Kramme and St-Paul, 2003) and for environments such as estuaries, large rivers, shallow lakes and streams (Thorne, 1998; Mulligan, 2000). The miniaturization and the general improvement of the hardware in the echosounder systems and the improvement of the signal-to-noise ratio, related to the development of electronics, have made it possible to use them in shallow waters.

The present work is based on two main working hypotheses:

(1) Most of spawning takes place at the lowest water level season (May) and is followed by the new generation, this is expected to result in higher fish abundance (number of individuals) in October associated with smaller overall sizes (Benech and Dansoko, 1994; Paugy and Lévêque, 1999).
(2) Because of the much higher fishing activity in Sélingué than in Manantali, lower abundance and overall smaller sizes are expected in the Sélingué reservoir than in Manantali.

In order to check the consistency between these hypotheses and the results obtained by each method, two seasons will first be compared, then the two lakes.

Fig. 1. Location of the two study sites: Manantali (a) and Sélingué (b) Lakes and general maps of the two lakes.

➢ *prélèvement par filets* : employés couramment dans beaucoup d'études et en dépit de leurs inconvénients, les filets s'avèrent être des outils efficaces pour accéder aux communautés de poissons des lacs (*Bonar et al., 2000*) ;

➢ *données provenant de statistiques de pêche*: quand la pression de pêche est suffisamment forte (nombre de pêcheurs > 2 km^{-2}), quelques auteurs ont montré que du fait d'une utilisation d'une large gamme d'engins de pêche, la sélectivité des espèces et des tailles était faible et ces données reflétaient le peuplement de poissons (*Halls et al., 2006*) ;

➢ *données hydroacoustiques* : ces méthodes sont d'un emploi relativement plus récent dans les eaux tropicales (*Prchalová et al., 2003; Getabu et al., 2003* ; **Djemali *et al.*, 2009**) dont l'intérêt en lac a par ailleurs été admis (*Brandt, 1996 ; Wanzenböck et al, 2003*).

Le but de ce travail était d'appréhender les difficultés et les limitations techniques de chaque méthode et d'étudier les complémentarités et pertinence avec les indicateurs choisis. Les principales conclusions, en partie extrapolable aux écosystèmes aquatiques en milieu tempérés, sont que les trois méthodes, chacune ayant leur limite, fournissent effectivement des informations qui ne peuvent pas être obtenues par une méthodologie seule et leur association est donc une bonne manière d'obtenir des indicateurs biologiques sur les populations de poissons afin de pouvoir établir un diagnostic de l'état des populations, des communautés et des écosystèmes (**Coll et al., 2007**).

3.1.6. Perspectives en lac

L'utilisation de l'hydroacoustique pour l'étude des peuplements de poissons en lacs continue de se développer et les questions autour de sa normalisation, des paramètres d'acquisition, de la convergence avec les autres techniques d'échantillonnages de poissons sont l'objet de nombreux travaux. Plusieurs travaux sont en cours d'analyse, d'acquisition ou s'inscrivent dans des perspectives à plus long terme.

3.1.6.1. Hydroacoustique et filets maillants

La Thèse de C. Vergés a permis d'aborder ces approches de comparaisons de méthodes d'échantillonnages, mais les analyses n'ont pas encore été finalisées, le nombre de lacs échantillonnés, pourtant déjà important, plus d'une dizaine, ne permettant pas d'obtenir des relations suffisamment significatives. En effet, les lacs échantillonnés avaient des statuts trophiques variables, d'oligotrophe à eutrophe, les peuplements de poissons étaient hétérogènes, et la comparaison de données acquises à des échelles temporelles et spatiales différentes est difficile. Mais parallèlement, le programme WISER (*Water bodies in Europe: integrative systems to assess ecological status and recovery*) (FP7), démarré en 2009 (http://www.wiser.eu/) pose des questions identiques :

***Workpackage 3.4** aims at developing fish based community indicators reflecting the impacts of changes in water level fluctuations and eutrophication on ecological quality in lakes. Both single and multi-metric indices will be developed and tested on independent datasets. The composite metrics will include, for instance, species composition, size distribution and functional traits.*

The specific objectives of Workpackage 3.4 are:
- *to develop fish based metrics in different geographical regions of Europe,*
- *to undertake uncertainty estimations on gill net fishing and*
- *to improve fish survey methods towards specific lake types by comparing the different fish sampling methods (gill net and hydroacoustics).*

The development of metrics is based on standardised gill net samples performed in approximately 1,800 lakes across Europe. The metrics are tested on data from the new field campaigns carried out between 2009 and 2010 in 25 lakes in Norway, Sweden, England, Finland, Estonia, Poland, Germany, Denmark, France and Italy (including lakes sampled during the WISER field campaign). ***Sampling was carried out using both gill netting and hydroacoustics:***

Des données ont d'ores et déjà été acquises dans le cadre de ce projet et l'ensemble des données récoltées pendant la thèse de C. Vergés fait l'objet d'une collaboration avec un partenaire allemand, Prof. Thomas Mehner[11], qui encadre un doctorat sur ce sujet. On espère ainsi pouvoir aborder de façon plus complète les relations entre les deux types d'échantillonnages, grâce à un jeu de données plus étendues (*article en préparation*).

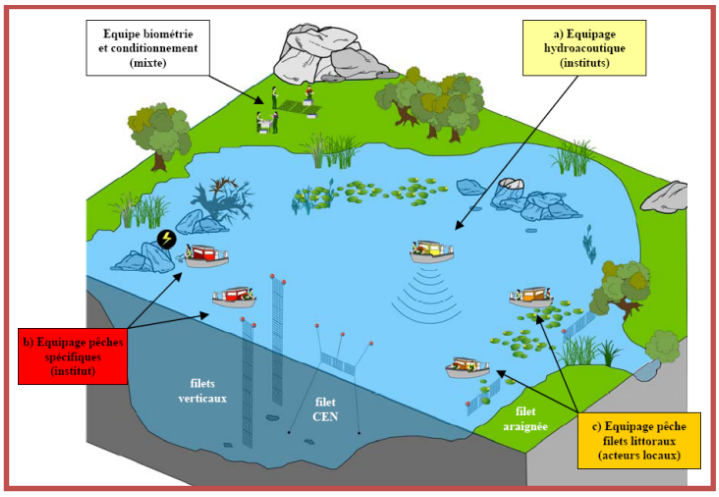


Figure 10 : *échantillonnage prévu dans le projet avec l'EAWAG repris de Périat et al., 2010.*

De manière concomitante un projet avec les collègues de l'EAWAG débute (Fig. 10) qui reprend des objectifs identiques en termes d'échantillonnages par filets et des campagnes acoustiques. Un premier lac a été échantillonné en 2010 en suisse (**Colon et Guillard, 2011**) et 3 autres sont prévus en 2011. Enfin le SOERE Grands Lacs péri-Alpins intègre dès 2011 sur le lac du Bourget (**Degiorgi et al., 2006**) un suivi piscicole basé sur l'échantillonnage CEN et hydroacoustique sous ma responsabilité.

Il est prévu de plus de participer à un atelier d'inter-calibration Européen suite à l'établissement de la norme « *Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods prEN 15910* » avec les autres partenaires impliqués. On notera que pour le projet Wiser, un rapport (**Winfield *et al*., 2011***)* a été publié sur ce thème : ce rapport devrait donner lieu à une publication commune. Enfin, en octobre se tient un workshop sur invitation, ciblé sur ce thème : ***''Assigning ground truth to hydroacoustic density estimates Improving accuracy and precision in fish community assessments"*** (24-28 octobre 2011, Stockholm, Suède.

3.1.6.2. Approche Multifréquentielle

Les précédents travaux (**Guillard *et al*., 2004 ; Godlewska *et al.*, 2009**) vont être prolongés par la comparaison des trois fréquences les plus utilisées en Europe, 70 kHz, 120 kHz et 200 kHz. Ce travail réunira la collègue Polonaise Margo Godlewska, mais aussi Anne Lebourges-Dhaussy qui a une longue expérience de l'utilisation de plusieurs fréquences en mer (*cf programme SIMFAMII*) et Helge Balk, concepteur du logiciel Sonar5, avec qui nous avons échangé depuis longtemps sur ce projet.

Le but de ces travaux est de répondre aux questions méthodologiques liées à la normalisation de la méthode hydroacoustique, afin de déterminer l'impact des fréquences d'acquisition des sondeurs sur les résultats obtenus *in situ* et donc de proposer des recommandations à inscrire dans la norme CEN.

[11] *Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries Berlin*

3.1.6.3. Détermination de la nature des fonds lacustres

Les caractéristiques hydrologiques et morphologiques des hydrosystèmes peuvent être considérées comme des facteurs de structuration des communautés biologiques qu'ils abritent (*Pourriot et Meybeck, 1995*). La DCE stipule que l'hydromorphologie est une composante des systèmes soutenant la biologie : pour les plans d'eau, la nature des substrats de la cuvette figure donc parmi les critères morphologiques retenus par la DCE. Pour étudier ce critère, les outils traditionnels tels que les bennes à sédiments et les caméras offrent la possibilité d'obtenir une image précise de la nature du fond mais trop ponctuelle : il est difficile d'obtenir une information à l'échelle de tout un plan d'eau avec une résolution spatiale suffisamment fine.

Les techniques utilisant des moyens acoustiques sont apparues dans les années 1980, suite aux travaux fondateurs d'*Orlowski (1984*). Contrairement aux méthodes précédentes, elles offrent la possibilité de travailler à l'échelle du plan d'eau dans son ensemble, avec une très bonne résolution spatiale. Les océanographes ont été les premiers à travailler sur l'utilisation des appareils acoustiques pour effectuer la caractérisation des fonds marins. Parmi les technologies qu'ils ont développées, les échosondeurs mono-faisceau couplés à un outil d'analyse du signal acoustique, comme celui proposé dans le logiciel Sonar5-pro par exemple (**Poulain *et al.*, 2011**) sont parfaitement adaptables en milieu lacustre. De plus, des systèmes spécialisés dans la classification de la nature des fonds sont commercialisés depuis les années 1990 (*Hamilton et al., 1999).*

Les deux principaux systèmes spécialisés existants sur le marché (RoxAnn et QTC view) utilisent des méthodes d'analyse du signal légèrement différentes mais fournissent des résultats de mêmes natures : une représentation géo-référencée (Fig. 11), grâce à un GPS connecté à l'appareil lors des acquisitions, de la nature des substrats enregistrés le long du parcours ; le profil bathymétrique étant également acquis, la forme globale de la cuvette des lacs peut être également caractérisée. La précision sur la nature des sédiments dépend principalement de la qualité de la phase de calibration (appelée « ground truth ») et de la qualité de l'échosondeur utilisé ; plus le signal envoyé puis réenregistré par l'échosondeur est de qualité (on parle ici de la capacité de l'échosondeur à maîtriser les paramètres de l'onde : fréquence, amplitude, gain, … et de sa stabilité), plus le post traitement peut être performant.

Ces systèmes permettent d'effectuer une classification de toute la gamme des substrats existant dans les lacs et donc de distinguer entre eux les principaux : limon, sable fin, sable grossier, graviers, galets, blocs (*Pourriot et Meybeck, 1995*). Une analyse plus pointue peut être envisageable lorsque un échosondeur scientifique est utilisé, en approfondissant la phase de calibration avec validation *in situ* de la nature du substrat (*Ellingsen et al., 2002*), afin d'affiner par exemple la granulométrie des différentes types de sable.

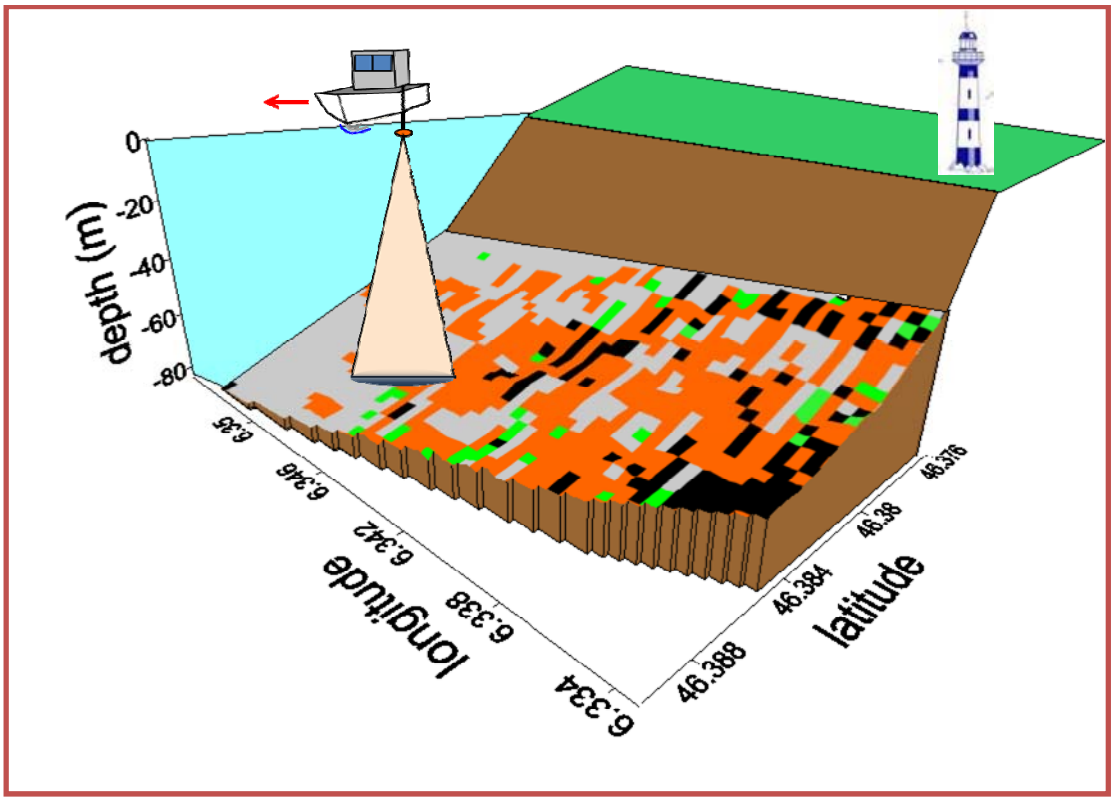


***Figure 11** : Cartographie d'une zone du lac Léman répertoriée comme un lieu de fraye de l'omble chevalier (Salvelinus alpinus) (Rubin, 2005) réalisée à partir des résultats obtenus avec Sonar5-pro. Gris : vase ; Rouge : blocs ; Vert : vase ou blocs ; Noir : inconnu (d'après **Poulain et al., 2011**).*

Les pourcentages de divers types de substrats naturels ou altérés (colmatage par exemple), pourraient être inclus dans les variables explicatives des modèles liant la biologie à l'environnement naturel et anthropique. Au-delà de l'importance relative de chacun des types identifiés, si l'on raisonne en terme d'intérêt pour les organismes aquatiques, on pourrait envisager par exemple, une combinaison des paramètres substrat et profondeur. La prise en compte de la fragmentation des substrats pourrait aussi être intéressante si l'on considère que certains substrats n'ont un intérêt qu'à partir du moment où ils représentent une surface minimale. Ces domaines sont encore peu explorés mais certainement très informatifs sur les processus écologiques et fonctionnels opérant à l'intérieur des systèmes. D'un point de vue opérationnel immédiat, ces connaissances seront mobilisées pour l'établissement des diagnostics d'état écologique des milieux (critères hydromorphologiques soutenant la biologie) requis en application de la DCE. Dans ce cadre, elles seront cruciales pour identifier les leviers de la restauration suite à l'analyse des relations altérations milieux/impacts sur les communautés. Cette méthodologie permet aussi d'envisager d'autres applications comme le suivi de la qualité de sites de reproduction de certaines espèces de poissons tels que l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) qui a besoin de fonds particuliers (blocs, graviers) pour frayer.

Dans le cadre d'un accord ONEMA[12]-INRA, nous allons tester un système spécialisé commercialisé dans la classification des substrats subaquatiques (RoxAnn GD-X) afin de réaliser un mode opératoire de ce matériel, de cerner les capacités réelles (résolution effective en termes de taille de grains du substrat, limite de profondeur, …) sur une trentaine de lacs afin de valider les données acquises in situ dans des situations contrastées. Au cours de ce projet, un guide méthodologique de l'utilisation du système sera fourni qui servira de mode d'emploi dans le cadre de la mise en place de suivis.

[12] *Office national de l'eau et des milieux aquatiques (www.onema.fr)*

3.2. En écosystème de faible profondeur : estuaires, zones côtières, …

Si l'utilisation des méthodes acoustiques pour l'étude des peuplements de poissons est largement répandue depuis plusieurs décennies dans le milieu marin (*Simmonds et MacLennan, 2005*), et acceptée depuis plusieurs années dans les milieux lacustres (*Brandt, 1996*), les eaux peu profondes (< 10 mètres) n'ont été véritablement étudiées qu'à partir de la fin des années 90[13]. Seuls quelques travaux des années 80-90, utilisant des transducteurs en position fixe afin d'observer les migrations des poissons *(Mulligan et Kieser, 1995; Steig et Johnston, 1996*) ont été réalisés dans des .zones peu profondes.

Les rivières, les zones littorales et côtières, les estuaires, les lagons, les ballastières,... sont, tant du point de vue qualitatif que quantitatif, très importantes écologiquement (*Beck et al., 2001*). L'applicabilité de ces techniques avait pourtant été montrée par quelques auteurs (*Gerlotto et al., 1992 ; Thorne, 1997*). Cette lacune était due à des problèmes méthodologiques, mais aussi culturels, et ceci en dépit des imperfections des techniques classiques d'échantillonnage et d'investigation de ces milieux (*Dahm, 1987*). Lorsque l'on évoque les petits fonds aux océanographes, on s'aperçoit que l'on ne considère évidemment pas les mêmes échelles : 50 mètres dans un cas, 5 mètres dans l'autre. L'utilisation de sondeur dans 5 mètres d'eau nécessite une conception et une approche novatrice par rapport aux émissions verticales classiques.

APPLICATION OF MOBILE ACOUSTIC TECHNIQUES FISH SURVEYS IN SHALLOW WATER: THE RIVER SEINE

JEAN GUILLARD
INRA, 75 Avenue de Corzent, BP 511, 74203 Thonon-les-Bains Cedex, France
PHILIPPE BOET
CEMAGREF, Division Qualité des Eaux, 14 Avenue de Saint-Mandé, 75012, Paris, France
DANIEL GERDEAUX
INRA, 75 Avenue de Corzent, BP 511, 74203 Thonon-les-Bains Cedex, France
and
PHILIPPE ROUX
Laboratoire Ondes et Acoustique, Université Paris 7, Ecole de Physique et de Chimie Industrielle de la Ville de Paris, 10 rue Vauquelin, 75231 Paris, France

ABSTRACT

Mobile acoustic techniques (echo-sounding and echo-integration) for fish surveys were used in shallow waters of depths less than 5 m. These techniques show the importance of fish biomass in the side-channels and the detection of echoes in the main channel. Diurnal spatial migrations are seen. The advantages and limitations of the method as a complement to traditional sampling methods in the river are examined.

KEY WORDS Fish surveys Acoustic techniques Shallow water Rivers

INTRODUCTION

Vertical active sonar is increasingly used for studying freshwater fish populations (Guillard, 1991), particularly in lacustrine environments where the bathymetry is favourable. However, although the applicability of sonar in shallow waters (depth < 10 m) has been demonstrated (Gerdeaux, 1986; Gerlotto *et al*., 1992), only a few studies have been carried out in rivers and those that have mainly with the use of fixed and horizontal transducers (Johnston and Hopelain, 1990; Mesiar *et al*., 1990; Kubecka *et al*., 1992).

This paper briefly describes preliminary experiments with vertical mobile sonar in the River Seine and discusses the method, its originality and limitations, as well as the technical improvements necessary to obtain more reliable biological data in shallow waters such as rivers and off-channel areas.

METHODS

Experiments were performed using a shallow draught boat (4·61 m long × 1·73 m wide × 0·30 m high) moving at a constant speed of about 6 km h^{-1}. The acoustic equipment consisted of a Simrad EY-200 echo-sounder operating at 70 kHz and using a vertical transducer fixed in front of the boat with a

CCC 0886–9375/94/020121–06
© 1994 by John Wiley & Sons, Ltd.
Received 3 July 1993
Accepted 11 November 1993

half-beam angle of 11° at −3 dB; the duration of the signal was 0·3 ms. The depth resolution of the transducer was 0·22 m and the acoustic cone had an average surface area of 1·9 m^2 at 4 m depth. The system was calibrated using a copper sphere of −39·2 dB target strength and by the measurement of a test signal.

Electrical noise of about 0·5 ms duration at each emission prevented us from working within the first metre below the surface. The near-field distance of the transducer was less than 0·50 m. These limitations (i.e. the transmission noise, draught of the boat and depth resolution of the sounder) limited our studies to the layer from 1·50 m depth to 0·50 m above the river bed.

A portable oscilloscope was used to inspect the data, which were stored on a digital audio tape recorder and printed on a colour printer. Data processing was carried out in the laboratory using the software HADAS developed by T. Lindem (Walline *et al*., 1992). The echo-sounder uses a time variable gain (TVG) function, which is an amplifier where the gain increases with depth to compensate for the geometric spreading loss. The amplification is $(\alpha R + 20 \log R)$ or $(\alpha R + 40 \log R)$, where α is the sound attenuation coefficient in freshwater and R is the distance in metres between the target and the transducer. According to the TVG function selected, this software allows the calculation of biomass $(\alpha R + 20 \log R)$ or the size distribution of the echoes $(\alpha R + 40 \log R)$ using the modified algorithm of Craig and Forbes (Craig and Forbes, 1969; Lindem, 1983). The estimation of an average target strength for the fish population in the River Seine has not yet been addressed, so it is not possible to convert from echo-integration units to biomass. Mean densities for each 10 minutes, a distance of about 1 km, were expressed in echo-integration units of volts^2 m^{-2}.

A first survey was attempted downstream of Paris in April 1992; however, because of the busy boat traffic and high noise in the environment, the use of acoustic methods in such a disturbed areas was difficult and appeared to be unsuitable as a sampling method.

A second survey was conducted in July 1992 in a reach upstream of Paris (Figure 1) where traffic density is much lower. The mean depth is about 5 m in the main channel and 4 m in the backwaters, sandpit and dead arm, where navigation is not possible. More than 25 fish species were present, with roach, *Rutilus rutilus* (L.), being the most abundant (Allardi *et al*., 1991).

RESULTS

The echograms show a clear difference between fish density in the main channel and in the two backwaters (Figure 2). A noise level of 220 mV, compared with the largest echo amplitude of 1·5 V and TVG $(\alpha R + 20 \log R)$ starting at 1 m was used for echo-integration. The noise level was chosen to eliminate records of bubbles, zooplankton and to take account only of the fish. The signal was not filtered and surface noise, bubbles and zooplankton aggregations, which were lower than the noise level used for echo-integration could be seen on the echograms. The analysis showed difference in fish density between the areas (table I).

Differences in fish densities between night and day were also observed in the backwaters, as pointed out by Guillard (1991). During daylight, fish were schooling near the bottom (Figure 3); some fish may have moved out of the area of near to the banks.

The main channel and the sandpit were surveyed with the 40 log R TVG starting at 1 m. With respect to the hypothesis of the Craig and Forbes' modified algorithm (the number of single fish echoes must be higher than 1000), only an estimate of the size distribution of the data collected in the sandpit was applicable (1162 single fish echoes). A multimodal distribution of fish size was observed when the results were divided into 2 dB classes (Figure 4).

To assess the influence of the TVG in shallow waters a survey was carried out without using the TVG function. In this instance the results of echo-integration were lower (table I).

DISCUSSION

Despite the shallowness of the water bodies studied, use of the amplification function is essential and recording must start as near to the surface as possible. In such shallow waters (about 4 m deep) with an

Dès 1992, avec une équipe du CEMAGREF qui étudiait le peuplement piscicole de la Seine (*Belliard et al., 1997)*, j'ai utilisé l'approche hydroacoustique, en complémentarité avec les méthodes traditionnelles d'études de ces milieux, afin de mieux appréhender les dynamiques spatiales et temporelles des populations de poissons et prendre en compte la partie du peuplement mal échantillonné par l'échantillonnage classique. En effet, dans un milieu tel que la Seine, les études du peuplement de poissons consistent essentiellement à pratiquer des échantillonnages par pêches électriques au niveau des berges (*Allardi et al., 1991*). Dans le chenal, les fonds étant d'une profondeur d'environ 6 à 7 mètres, les poissons qui

[13] *En 1996, le premier congrès spécifique sur ce théme s'est tenu : Shallow Water Fisheries Sonar Workshop, 16-18 sept. 1996, London (U.K.).*

occupent le cours du fleuve sont mal échantillonnés. Deux expérimentations ont été réalisées en aval et en amont de Paris. Lors de ces premier essais, les plans d'expérimentation utilisés ont consisté en des parcours répétés sur différents biotopes (chenal, ballastières, bras morts,..), à différentes heures (jour, coucher du soleil, nuit, lever du soleil). Des résultats ont été obtenus sur la variabilité des répartitions spatiales des poissons en fonction du nycthémère, la présence de poissons dans le chenal principal, ainsi que sur l'importance des annexes hydrauliques telles que ballastières, bras morts en tant que zones de refuges et dans les dynamiques de colonisation.

Cet exemple préliminaire a bien illustré la complémentarité des méthodes acoustiques et des méthodes traditionnelles d'échantillonnage. La pêche électrique reste indispensable afin d'échantillonner les zones qui demeurent inaccessibles à l'acoustique (les berges,...). En utilisant les deux approches, le milieu peut être alors décrit plus globalement : les méthodes hydroacoustiques peuvent apporter quantité d'information sur le peuplement piscicole de ces écosystèmes et leurs annexes (**Guillard et al., 1994**).

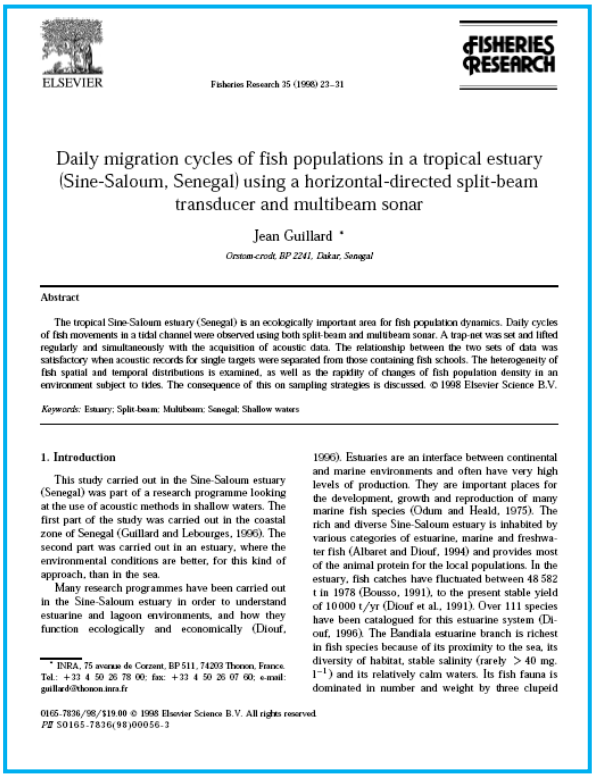
Cette première approche a donné suite à différents projets de recherches, dans des écosystèmes de faibles profondeurs, estuaires, zones côtières, etc. afin d'accroitre les connaissances sur les structures spatio-temporelles des peuplements de poissons dans ces milieux.

3.2.1. Les estuaires tropicaux

Les estuaires sont définis comme les parties de l'embouchure d'un fleuve où l'effet de la mer est perceptible : effet d'augmentation de la salinité de l'eau, mais surtout effets dynamiques de la marée sur les eaux fluviales. Cet écotone est donc mouvant et ses limites sont d'appréciations délicates et variables dans le temps. On y trouve des espèces marines, des espèces d'eau douces et des espèces endémiques aux estuaires. Les estuaires et les biotopes qui leurs sont connectés, tel que les mangroves dans les écosystèmes tropicaux, mais aussi les tributaires associés, les zones humides, les méandres sont reconnus pour leur rôle fondamental dans le fonctionnement des systèmes aquatiques marins (*Blaber, 2002*). Ils sont à l'origine de nombreuses chaînes alimentaires et sont des zones de reproduction et de nourrissage irremplaçable pour beaucoup d'espèces (*Vidy, 2000*). De nombreuses espèces de poissons dépendent au cours de leurs cycles biologiques de ces systèmes aquatiques, soumis à de fortes variations de leurs paramètres environnementaux (turbidité, débit, salinité, …), sous la contrainte de différents cycles (marées, jour-nuit, saisons, …). L'ensemble de ces paramètres structurent les peuplements de poissons de ces milieux (*Cottingham et al., 2001*).

Ces écosystèmes sont difficiles à étudier (*Cowx, 1996*), les méthodes traditionnelles d'échantillonnages étant difficiles à mettre en place et se limitant à certains biotopes (*Harvey and Cowx, 1996*). Depuis la fin des années 90, les estuaires, les fleuves et les rivières ont été abordés par les approches hydroacoustiques (*Duncan et al., 1998; Trevorrow et al., 2000, Mulligan, 2000*). En effet, la miniaturisation des systèmes d'acquisition et les nouvelles performances des sondeurs, en particulier l'amélioration du rapport signal-bruit, liées au développement de l'électronique, a rendu possible leur utilisation dans les milieux de faibles profondeurs (*Thorne, 1997, Mulligan, 2000*). Mais peu de travaux ont été réalisés en milieu estuarien, alors que cette approche globale, à l'échelle du peuplement, par la prise en compte de la biomasse totale, sans distinction taxonomique, est nécessaire à la compréhension du fonctionnement des écosystèmes aquatiques et de leurs évolutions (*Debruyn et al., 2002*). L'importance de ces écosystèmes, tant du point de vue halieutique que écologique et les compétences acquises en milieux peu profonds m'ont donc conduit dans les années 90 à participer et à diriger plusieurs programmes sur ces milieux (**Guillard, 1996**).

Dans l'estuaire du Sine-Saloum (**Guillard, 1994**), les principaux résultats ont porté sur la nécessaire prise en compte de la courantométrie, des marées dans l'étude du peuplement piscicole, afin d'appréhender sa variabilité spatio-temporelle, ainsi que l'apport de nouvelles technologies comme le sonar multifaisceaux (**Guillard, 1998**).



ELSEVIER

Fisheries Research 35 (1998) 23–31

FISHERIES RESEARCH

Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary (Sine-Saloum, Senegal) using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar

Jean Guillard *

Orstom-croft, BP 2241, Dakar, Senegal

Abstract

The tropical Sine-Saloum estuary (Senegal) is an ecologically important area for fish population dynamics. Daily cycles of fish movements in a tidal channel were observed using both split-beam and multibeam sonar. A trap-net was set and lifted regularly and simultaneously with the acquisition of acoustic data. The relationship between the two sets of data was satisfactory when acoustic records for single targets were separated from those containing fish schools. The heterogeneity of fish spatial and temporal distributions is examined, as well as the rapidity of changes of fish population density in an environment subject to tides. The consequence of this on sampling strategies is discussed. © 1998 Elsevier Science B.V.

Keywords: Estuary; Split-beam; Multibeam; Senegal; Shallow waters

1. Introduction

This study carried out in the Sine-Saloum estuary (Senegal) was part of a research programme looking at the use of acoustic methods in shallow waters. The first part of the study was carried out in the coastal zone of Senegal (Guillard and Lebourges, 1996). The second part was carried out in an estuary, where the environmental conditions are better, for this kind of approach, than in the sea.

Many research programmes have been carried out in the Sine-Saloum estuary in order to understand estuarine and lagoon environments, and how they function ecologically and economically (Diouf, 1996). Estuaries are an interface between continental and marine environments and often have very high levels of production. They are important places for the development, growth and reproduction of many marine fish species (Odum and Heald, 1975). The rich and diverse Sine-Saloum estuary is inhabited by various categories of estuarine, marine and freshwater fish (Albaret and Diouf, 1994) and provides most of the animal protein for the local populations. In the estuary, fish catches have fluctuated between 48 582 t in 1978 (Bousso, 1991), to the present stable yield of 10 000 t/yr (Diouf et al., 1991). Over 111 species have been catalogued for this estuarine system (Diouf, 1996). The Bandiala estuarine branch is richest in fish species because of its proximity to the sea, its diversity of habitat, stable salinity (rarely > 40 mg. l^{-1}) and its relatively calm waters. Its fish fauna is dominated in number and weight by three clupeid

* INRA, 75 avenue de Corzent, BP 511, 74203 Thonon, France. Tel.: +33 4 50 26 78 00; fax: +33 4 50 26 07 60; e-mail: guillard@thonon.inra.fr

0165-7836/98/$19.00 © 1998 Elsevier Science B.V. All rights reserved.
PII S0165-7836(98)00056-3

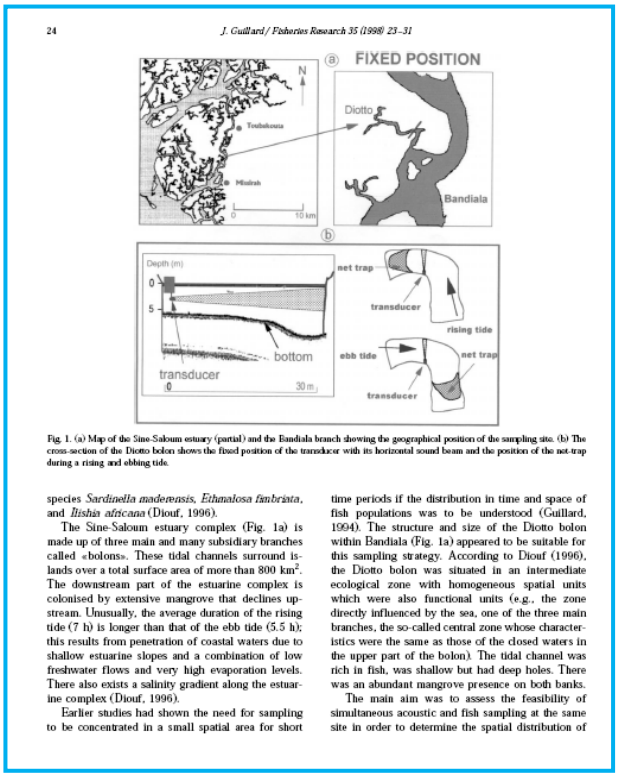


Fig. 1. (a) Map of the Sine-Saloum estuary (partial) and the Bandiala branch showing the geographical position of the sampling site. (b) The cross-section of the Diotto bolon shows the fixed position of the transducer with its horizontal sound beam and the position of the net-trap during a rising and ebbing tide.

species *Sardinella maderensis*, *Ethmalosa fimbriata*, and *Ilisha africana* (Diouf, 1996).

The Sine-Saloum estuary complex (Fig. 1a) is made up of three main and many subsidiary branches called «bolons». These tidal channels surround islands over a total surface area of more than 800 km^2. The downstream part of the estuarine complex is colonised by extensive mangrove that declines upstream. Unusually, the average duration of the rising tide (7 h) is longer than that of the ebb tide (5.5 h); this results from penetration of coastal waters due to shallow estuarine slopes and a combination of low freshwater flows and very high evaporation levels. There also exists a salinity gradient along the estuarine complex (Diouf, 1996).

Earlier studies had shown the need for sampling to be concentrated in a small spatial area for short time periods if the distribution in time and space of fish populations was to be understood (Guillard, 1994). The structure and size of the Diotto bolon within Bandiala (Fig. 1a) appeared to be suitable for this sampling strategy. According to Diouf (1996), the Diotto bolon was situated in an intermediate ecological zone with homogeneous spatial units which were also functional units (e.g., the zone directly influenced by the sea, one of the three main branches, the so-called central zone whose characteristics were the same as those of the closed waters in the upper part of the bolon). The tidal channel was rich in fish, was shallow but had deep holes. There was an abundant mangrove presence on both banks.

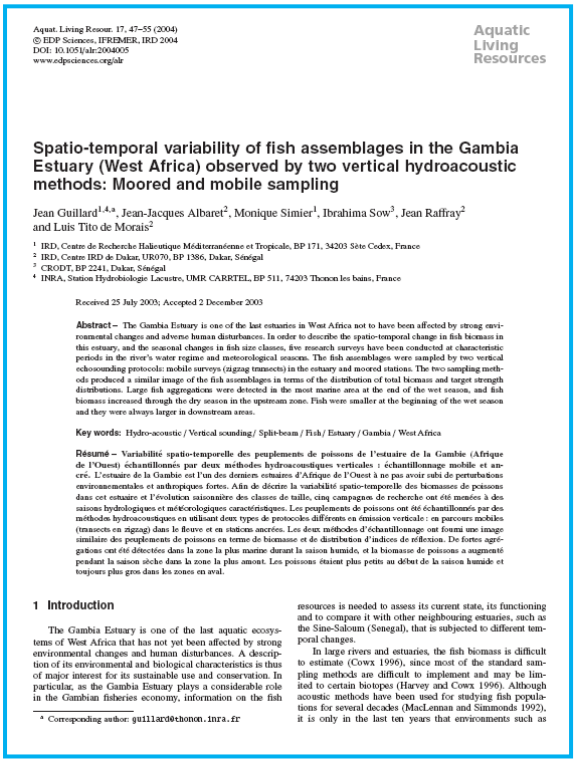
The main aim was to assess the feasibility of simultaneous acoustic and fish sampling at the same site in order to determine the spatial distribution of

Utilisés en position fixe, le sonar et le sondeur permettent de mieux comprendre les mouvements de poissons et leurs comportements migratoires en fonction des paramètres environnementaux et ainsi les prendre en compte dans nos stratégies d'échantillonnages. Des travaux analogues, dans lesquels j'ai été impliqué, ont été menés au début des années 2000 par les collègues de l'IRD dans des lagunes de Méditerranée (**Brehmer *et al.*, 2011**) : les résultats soulignent l'intérêt des sonars multifaisceaux qui permettent de mesurer les vitesses et directions de déplacements de bancs dans des chenaux entre la mer et les lagunes.

Les travaux initiaux réalisés dans le Saloum m'ont amené à participer à un programme sur le peuplement de poissons de l'estuaire de la Gambie, dans le cadre d'un poste d'accueil IRD. Cet estuaire, fortement brassé par le jeu des courants et du vent, présente un gradient longitudinal de salinité variable selon les saisons hydrologiques. C'est le dernier estuaire de la sous-région à ne pas avoir subi de perturbations environnementales et anthropiques fortes et sa caractérisation, tant d'un point de vue environnemental que biologique, présente donc un intérêt majeur pour sa mise en valeur et sa préservation (*Simier et al., 2004*). Son rôle est considérable en ce qui concerne l'écologie et l'économie halieutique du littoral gambien et son influence s'étend aussi au Sénégal, dans les estuaires voisins du Sine-Saloum et de la Casamance. Une bonne connaissance des ressources en poissons de l'estuaire de la Gambie est nécessaire pour mieux appréhender son état, comprendre son fonctionnement et ainsi pouvoir le comparer avec des estuaires de mêmes caractéristiques, comme celui du Sine-Saloum ou de la Casamance mais qui présentent des évolutions différentes. L'étude par les méthodes hydroacoustiques du peuplement de poissons de l'estuaire de la Gambie a été réalisée en parallèle avec des pêches d'échantillonnage scientifique à la senne tournante (*Albaret et al., 2004*).

Ces deux approches complémentaires d'échantillonnage des peuplements de poissons ont été utilisées de façon conjointe lors des campagnes, permettant de pouvoir comparer les images du peuplement obtenues par les deux méthodes et donc d'obtenir l'image du peuplement piscicole la plus représentative possible, l'utilisation d'une seule approche étant par ailleurs inadaptée (*McClatchie et al., 2000*). Les profondeurs importantes de l'estuaire et du fleuve, supérieures à 10 mètres, ont permis d'utiliser les détections acoustiques en mode vertical, et non en mode horizontal, très souvent employé dans ce type de milieu (*Kubecka et Duncan, 1998; Lyons, 1998 ; Hughes, 1998*). Mais en zones venteuses, les détections horizontales sont difficilement utilisables (*Knudsen et Saegrov, 2000*).

Deux types d'acquisitions (Fig. 12) ont été utilisées, le parcours classique et une observation ''novatrice'', en position fixe verticale, qui donne une même vision du peuplement tant en terme de biomasses moyennes (corrélation significative au risque de 1 %) que des distributions en taille de cibles (**Guillard *et al.*, 2004 b)**: la première méthode est plus intégrative car les différents biotopes sont échantillonnés et le volume détecté plus important. La seconde approche est construite sur une représentation plus partielle de l'écosystème. On obtient une densité à un endroit donné, une vision instantanée, mais qui pourra être directement comparée avec les résultats des pêches expérimentales à la senne tournante (même localisation spatiale et temporelle) (**Tito de Morais *et al.*, 2006 ; Guillard *et al.*, soumis**).



Aquat. Living Resour. 17, 47–55 (2004)
© EDP Sciences, IFREMER, IRD 2004
DOI: 10.1051/alr:2004005
www.edpsciences.org/alr

Aquatic Living Resources

Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: Moored and mobile sampling

Jean Guillard[1,4,a], Jean-Jacques Albaret[2], Monique Simier[1], Ibrahima Sow[3], Jean Raffray[2] and Luis Tito de Morais[2]

[1] IRD, Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, BP 171, 34203 Sète Cedex, France
[2] IRD, Centre IRD de Dakar, UR070, BP 1386, Dakar, Sénégal
[3] CRODT, BP 2241, Dakar, Sénégal
[4] INRA, Station Hydrobiologie Lacustre, UMR CARRTEL, BP 511, 74203 Thonon les bains, France

Received 25 July 2003; Accepted 2 December 2003

Abstract – The Gambia Estuary is one of the last estuaries in West Africa not to have been affected by strong environmental changes and adverse human disturbances. In order to describe the spatio-temporal change in fish biomass in this estuary, and the seasonal changes in fish size classes, five research surveys have been conducted at characteristic periods in the river's water regime and meteorological seasons. The fish assemblages were sampled by two vertical echosounding protocols: mobile surveys (zigzag transects) in the estuary and moored stations. The two sampling methods produced a similar image of the fish assemblages in terms of the distribution of total biomass and target strength distributions. Large fish aggregations were detected in the most marine area at the end of the wet season, and fish biomass increased through the dry season in the upstream zone. Fish were smaller at the beginning of the wet season and they were always larger in downstream areas.

Key words: Hydro-acoustic / Vertical sounding / Split-beam / Fish / Estuary / Gambia / West Africa

Résumé – Variabilité spatio-temporelle des peuplements de poissons de l'estuaire de la Gambie (Afrique de l'Ouest) échantillonnés par deux méthodes hydroacoustiques verticales : échantillonnage mobile et ancré. L'estuaire de la Gambie est l'un des derniers estuaires d'Afrique de l'Ouest à ne pas avoir subi de perturbations environnementales et anthropiques fortes. Afin de décrire la variabilité spatio-temporelle des biomasses de poissons dans cet estuaire et l'évolution saisonnière des classes de taille, cinq campagnes de recherche ont été menées à des saisons hydrologiques et météorologiques caractéristiques. Les peuplements de poissons ont été échantillonnés par des méthodes hydroacoustiques en utilisant deux types de protocoles différents en émission verticale : en parcours mobiles (transects en zigzag) dans le fleuve et en stations ancrées. Les deux méthodes d'échantillonnage ont fourni une image similaire des peuplements de poissons en terme de biomasse et de distribution d'indices de réflexion. De fortes agrégations ont été détectées dans la zone la plus marine durant la saison humide, et la biomasse de poissons a augmenté pendant la saison sèche dans la zone la plus amont. Les poissons étaient plus petits au début de la saison humide et toujours plus gros dans les zones en aval.

1 Introduction

The Gambia Estuary is one of the last aquatic ecosystems of West Africa that has not yet been affected by strong environmental changes and human disturbances. A description of its environmental and biological characteristics is thus of major interest for its sustainable use and conservation. In particular, as the Gambia Estuary plays a considerable role in the Gambian fisheries economy, information on the fish resources is needed to assess its current state, its functioning and to compare it with other neighbouring estuaries, such as the Sine-Saloum (Senegal), that is subjected to different temporal changes.

In large rivers and estuaries, the fish biomass is difficult to estimate (Cowx 1996), since most of the standard sampling methods are difficult to implement and may be limited to certain biotopes (Harvey and Cowx 1996). Although acoustic methods have been used for studying fish populations for several decades (MacLennan and Simmonds 1992), it is only in the last ten years that environments such as

* Corresponding author: guillard@thonon.inra.fr

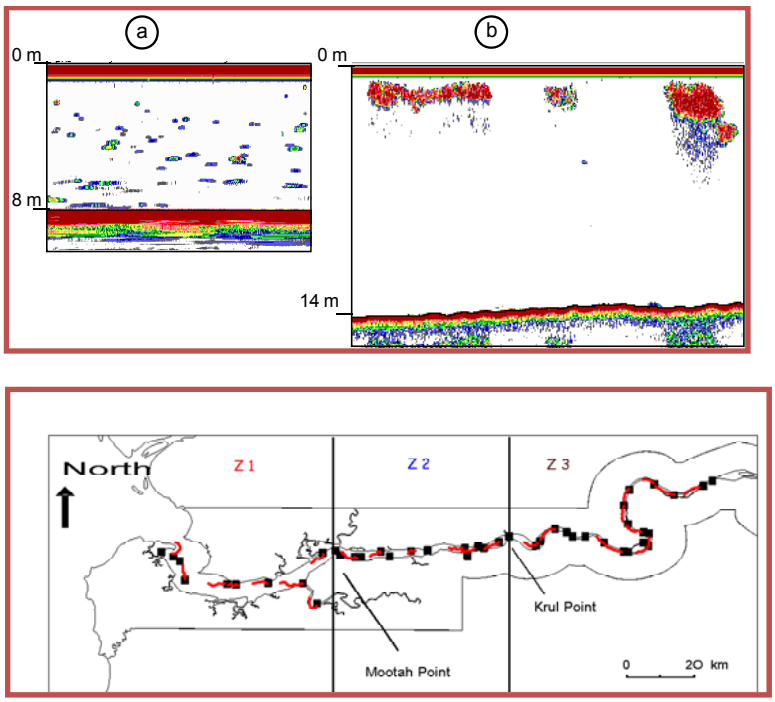


Figure 12 *: échogrammes avec cibles individuelles (a) et bancs (b) ; l'estuaire de la Gambie avec la position des stations fixes (carré noir) et les transects échantillonnés (ligne rouge) (d'après* ***Guillard et al., 2004****)..*

Cette approche, rapide, peut être répétée plusieurs fois dans une même journée et permet donc de couvrir rapidement de grandes distances. Les résultats obtenus à partir de ces deux stratégies peuvent diverger dans les zones où il y a des bancs (Fig. 12 b), qui sont plus rarement détectés en station fixe. En effet, le plus faible volume échantillonné lors des positions fixes diminue la probabilité de rencontre, même si lors des stations fixes, les poissons pourraient alors être attirés, ''piégés'' par le bateau (*Fréon et Dagorn, 2001*). Les comportements d'évitement (*Fréon et Misund, 1999*) du poisson face à notre bateau, en relation avec les bruits ambiants, les stimuli lumineux,…, mais aussi parfois les comportements de concentration, n'ont pas été abordés dans le cadre de ce programme.

En effet, ces comportements sont impossibles à aborder sans expérimentation spécifique complémentaire mettant en œuvre d'autres techniques (sonar, caméra, …). Néanmoins, il est peu vraisemblable en estuaire, pour des durées de ''stationnement'' court, environ une demi-heure dans notre étude, que le bateau joue le rôle d'un dispositif de concentration. Nous avons fait l'hypothèse que si des biais liés au comportement existaient, ils étaient similaires dans le temps et dans l'espace.

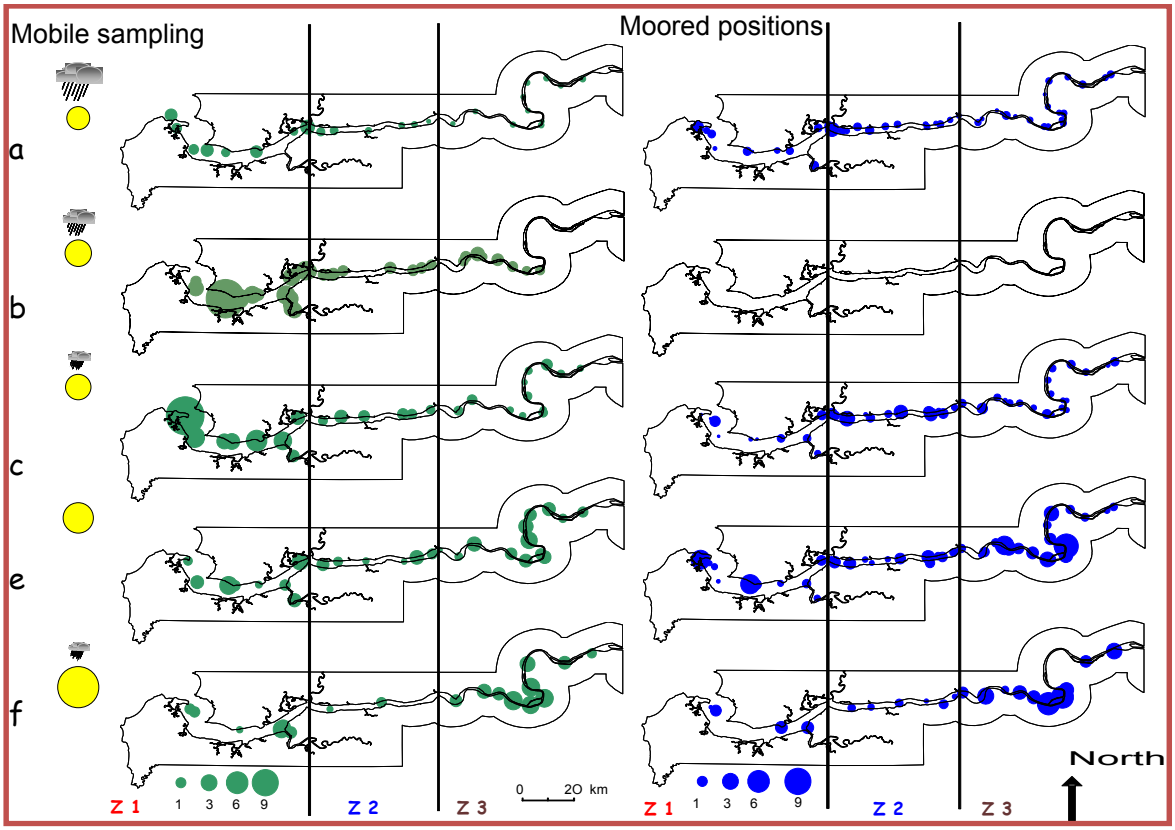


Figure 13 : *Biomasses acoustiques en Sa (m^2 m^{-2}), pour les parcours en transects et les positions fixes suivant les saisons hydrologiques : (a) septembre 2001, (b) novembre 2000, (c) décembre 2001, (d) avril 2002, (e) juin 2001 (d'après* ***Guillard et al., 2004****).*

L'influence du cycle saisonnier sur les densités de poissons dans l'estuaire du fleuve Gambie a été clairement mise en évidence (Fig. 13) : on note de faibles biomasses en saison humide, lors des minima de salinité, dans toutes les zones du fleuve, puis de très fortes biomasses dans la zone la plus en aval, aux saisons intermédiaires. Lors de la saison sèche, période où les salinités sont supérieures à 25 ‰ sur l'ensemble de la zone prospectée, les très fortes concentrations, dues en particulier à la détection de bancs d'*Ethmalosa fimbriata* et de *Sardinella maderensis* ne sont plus observées (*Albaret et al., 2004*). On observe par contre, dans les zones les plus en amont, de fortes densités et une augmentation des biomasses au fur et à mesure de l'accroissement de la salinité dans le fleuve (saison sèche). La proportion de poissons de petite taille est majoritaire en début de saison, sauf dans la partie en aval. Cette proportion diminue au fur et à mesure que progresse la saison sèche, les cibles de plus grandes tailles étant de plus en plus nombreuses dans l'écosystème. La connaissance de la biomasse totale du peuplement de poissons, les évolutions de la biomasse et de la structure en taille, dans le temps et l'espace, est fondamentale pour la bonne compréhension de ces écosystèmes (*Borgmann, 1987*).

Grâce à leur rapidité d'acquisition, les techniques acoustiques permettent d'obtenir rapidement une image globale du peuplement, de pouvoir mesurer son évolution au cours des saisons et ainsi la comparer avec d'autres milieux. Ces approches sont particulièrement intéressantes dans les milieux estuariens et lagunaires où les variations spatiales et saisonnières peuvent être fortes (**Guillard *et al.*, 2004**).

J'ai effectué et mis en place une coopération pour des travaux analogues dans l'Orénoque (**Achury *et al.,* 2007, 2008**) puis à nouveau dans le Sine-Saloum pour suivre une Aire Marine Protégée (AMP), le bolong Bamboung (**Sow et Guillard, 2010**). En effet, la nécessité de préserver les ressources halieutiques en constante diminution, tant aux échelles globales que locales (*Troadec et al., 2003*), conduit à la création d'AMP afin de préserver les peuplements de poissons (*Dalton, 2010*) : dans l'estuaire du Sine-Saloum, où la pression de pêches est très forte (*Diouf, 1996*), une zone a ainsi été créée, pilotée par l'Océanium (association sénégalaise de protection des ressources marines) et financée par le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM).

Le ''bolong'' Bamboung, affluent du Diomboss, est devenu une AMP en décembre 2003 et fait l'objet depuis mars 2003 d'un suivi biologique (pêches expérimentales à la senne tournante) par l'IRD, avec la participation du Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye pour la réalisation de suivi par hydroacoustique des populations de poissons. L'estuaire du Sine-Saloum devenu hyperhalin et inverse en raison du déficit cumulé de pluviométrie depuis plusieurs décennies, possède trois bras principaux et une multitude de canaux, appelés ''bolongs''. Il est entouré de mangroves caractéristiques des zones humides saumâtres intertropicales (*Diouf, 1996*). Le choix de ce site est pertinent d'un point de vue bio-écologique puisque les eaux sont peu profondes et la biodiversité réputée importante, notamment pour les oiseaux, poissons et mammifères marins (dauphins et lamantins) (*Tito de Morais et al., 2007*). Cet estuaire est de plus utilisé comme lieu de reproduction et/ou de croissance des phases juvéniles par de nombreuses espèces de poissons, estuariens mais aussi côtiers, d'un grand intérêt économique ou écologique (ayant un rôle essentiel dans le fonctionnement général de l'écosystème). Les investigations impliquent la mise en place de protocoles de suivi afin d'étudier et mesurer, à partir de l'état initial, les évolutions de ces zones de protection. Si l'état initial repose sur les données obtenues à partir de pêches expérimentales et/ou de suivi de statistiques en provenance de la pêcherie, il est nécessaire de pouvoir suivre ces écosystèmes en les perturbant au minimum et en effectuant le moins possible de prélèvements de poissons. L'hydroacoustique, méthode standard reconnue pour les suivis de peuplement de poissons en mer (*Mesnil, 2003*), en lac (*Wanzenböck et al., 2003*), mais aussi en rivière (*Peirson et & Frear, 2003*) et en estuaire tropical (**Guillard *et al.*, 2004 a**), a été utilisée pour étudier l'évolution du peuplement de poissons depuis 2003. Au cours de ce cycle 2003-2007, les résultats (**Sow et Guillard, 2010**) montrent que le ''bolong'' Bamboung pourrait être entré dans une deuxième phase de son évolution. Au début les biomasses observées dans le ''bolong'' ont augmenté : on a noté que pour une même saison, elles étaient plus élevées que dans d'autres ''bolongs'' proches, et ce jusqu'en 2005-2006. A partir de cette date, la biomasse globale semble diminuer. Les TS moyennes évolueraient aussi d'une manière parallèle: après une augmentation des tailles jusqu'en 2005-2006, on observerait une diminution de celles ci.

Les résultats de 2007 semblent montrer un changement net dans l'évolution de ces deux indicateurs, mais sans que l'on puisse prédire une vraie tendance (**Sow et Guillard, 2010**). Enjeux majeurs des prochaines années, les Aires Marines Protégées doivent être suivies afin de mesurer l'efficacité des protections et cela en effectuant des prises minimum sur le peuplement de poissons. L'hydroacoustique, en réalisant des parcours réguliers, permet de réaliser le suivi de l'évolution des biomasses présentes sans prélèvement préjudiciable dans le milieu. De plus, le coût d'un tel suivi, nécessitant peu de personnes, est peu élevé, hors équipement initial. On peut ainsi alléger les protocoles de pêches expérimentales, toujours nécessaires, afin de les réduire au minimum.

Mais ces milieux sont très hétérogènes et l'obtention d'indicateurs fiables nécessite des approches rigoureuses afin de s'affranchir des variabilités dues aux autres paramètres. Une gestion optimisée de ce milieu devrait mieux appréhender les échanges bras principaux – bras secondaires par un suivi fin des migrations entre les deux.

3.2.2. Zones côtières au Sénégal et en Méditerranée

A la même époque que mes premiers travaux dans l'estuaire du Saloum, lors de mon premier poste d'accueil à l'ORSTOM, j'ai effectué parallèlement des échantillonnages sur le peuplement de poissons de la ''Petite côte'' du Sénégal, où se développe une pêche artisanale très forte depuis de nombreuses années (*Barry-Gérard et al., 1993*). Les navires océanographiques, pour des raisons de sécurité, n'explorent pas les secteurs dont la bathymétrie est inférieure à 15 - 20 mètres, alors que cette zone peut parfois s'étendre jusqu'à plus de 10 N.M. de la côte. Pourtant une part non négligeable du peuplement de poissons peut s'y trouver positionnée, souvent composée pour partie de juvéniles, et les statistiques de pêches sont trop imprécises, pour des raisons conjoncturelles, pour pouvoir être réellement utilisables. Des campagnes mensuelles ont été réalisées pendant une année afin d'estimer le peuplement ichtyaire de ces zones, ainsi que sa répartition en fonction des facteurs environnementaux.

Si sur des échelles de temps courtes (journée), nous avons pu observer une relative stabilité des biomasses détectées, sur des échelles de temps plus longues (mois), on observe de fortes variabilités, liées aux conditions environnementales. En revanche, les distributions en tailles des individus détectés sont similaires pendant tout le suivi annuel. Les cycles connus de migration reliés à la reproduction (*Boëly et al., 1978*) laissaient penser à de fortes variations en fonction de la saison : il y aurait donc un renouvellement constant du peuplement de poissons et ceci sur l'ensemble de la zone abordée (**Guillard et Lebourges, 1998**).

Aquat. Living Resour. 11 (1998) 13-20 / © Ifremer-Elsevier, Paris

Preliminary results of fish population distribution in a Senegalese coastal area with depths less than 15 m, using acoustic methods

Jean Guillard [1*], Anne Lebourges [2]

[1] *ORSTOM - CRODT, BP 2241, Dakar, Sénégal.*

[2] *ORSTOM, Institut Océanographique, 195 rue St Jacques, 75005, Paris, France. E-mail: lebourge@orstom.orstom.fr*

Received December 9, 1996; accepted September 29, 1997.

Abstract – In order to manage the fish stock of the Senegal coastal zone it is necessary to carry out direct assessment surveys by acoustic methods. Acoustic surveys were carried out in this region from a sports-fishing boat, using a split-beam echo sounder in vertical mode, in areas with depth less than 15 m. On a short time scale, spatial structure of the fish population remained stable. The average acoustic biomass detected was variable, but we observed a relative stability of target strength distribution of single fish. The use of acoustic methods in these areas of shallow depths, the consequences of escape behaviour of the fish, and sampling strategies are discussed. © Ifremer-Elsevier, Paris

acoustic survey / shallow waters / target strength / multi-beam sonar / Senegal.

Résumé – Résultats préliminaires de la répartition des populations de poissons dans la zone côtière du Sénégal sur des fonds inférieurs à 15 m, par des méthodes acoustiques. Des campagnes d'estimation du stock de poissons, utilisant des méthodes acoustiques, ont été réalisées dans la zone côtière du Sénégal sur des fonds inférieurs à 15 m, à partir d'un bateau de pêche sportive, au moyen d'un sondeur à faisceau scindé utilisé en mode vertical. Sur une courte échelle de temps, les structures spatiales des populations de poisson semblent stables. La quantité de poisson détectée est variable, mais on observe une relative stabilité des distributions des indices de réflexion des poissons individuels. L'utilisation des méthodes acoustiques dans ces zones peu profondes, les conséquences des comportements de fuite des poissons, ainsi que les stratégies d'échantillonnage sont discutées. © Ifremer-Elsevier, Paris

acoustique / eaux peu profondes / indice de réflexion / sonar multi-faisceaux / Sénégal.

1. INTRODUCTION

In Senegal, coastal pelagic fish account for more than 80 % of the artisanal fishery catches and this resource is increasingly exploited [1]. Data analyses are based on fishery statistics and direct biomass evaluations by acoustic methods. The artisanal fishery uses beach seines, but fisheries data are too fragmentary to be applicable for precise stock evaluation. For more than 10 years, acoustic surveys have been carried out to estimate the biomass of pelagic fish, and to map fish population distribution [19]. Shallow waters, less than 15 m deep, are missed in these evaluations, as oceanographic ships can not operate in such waters. Nevertheless, a substantial portion of the fish biomass can be found on the coastal fringes which sometimes extend more than 10 nautical miles from the coast.

The main part of the Senegalese small coastal pelagic fish exploitation is the M'Bour area. Additionally, this region is considered as a reproduction and nursery zone [1]. The main types of fish in the region are small pelagic fish like *Sardinella aurita*, (Clu-

[*] Correspondence address : INRA, BP 511, 74203 Thonon cedex, France (e-mail: guillard@thonon.inra.fr)

peidae), *Trachurus trecae*, and *Trachurus trachurus* (Carangidae). *Sardinella aurita* migrate seasonally North - South, depending on their reproductive cycles which peak in May - June and October - November [5]; on the contrary *Sardinella maderensis* is more sedentary. The juveniles stay in the nursery zones for a year before migrating. Migration charts and zones of concentration have been identified [2].

The use of acoustic methods in shallow waters (depth < 15 m), though still unusual, is increasing [9] [11, 10, 3]. Acoustic surveys were undertaken in M'Bour area, in depth less than 15 m, and done monthly from December 94 up to August 1995. After a description of the material, and of the sampling strategies, results of the surveys are provided. Two types of results were obtained: acoustic biomass and target strength (T.S.) distributions of the fish populations, both in relative rather than absolute terms, because of the preliminary nature of this study. It is our aim to increase the knowledge about the fish stock distribution, give the difficulties and technical limitations of acoustic methods in shallow waters [9, 11].

2. MATERIAL AND METHODS

The experiments were carried out from a sport-fishing boat equipped with a Global Positioning System. Its draught allows navigation in shallow depths. The acoustic device used was a SIMRAD EY500 split-beam echo sounder, frequency 120 kHz, circular transducer, total beam angle 9.1° at –3 dB, pulse length 0.3 ms·s^{-1}, Time Varied Gain amplifier, TVG 20 log R and 40 log R. Power was supplied from the boat electric batteries. The transducer was rigidly fixed at the right side of the boat between 0.50 m and 1.50 m below the surface for vertical mode emission. The 2 m depth layer below the surface was ignored (the surface - transducer distance, then the blind transducer zone) [13]. During each survey, calibrations were carried out by using a standard 120 kHz copper sphere, with the standard protocol recognised by Foote et al. [4], and the procedure defined by the EY500 sounder manual (SIMRAD, 1994). A calibration procedure was done in an experimental basin before the first survey. In addition, noise measurements at sea were carried out as recommended by the EY500 manual. The data were processed using SIMRAD EP500 analysis software, which generates results in echo integration units in m^2· nautical mile^{-2}, for the integrated echoes (termed Sa by SIMRAD). This is the acoustic biomass in terms of "area" reflected and has not been transformed to biomass in weight units. This is because the correction factor, the mean acoustic cross section per fish, was difficult to calculate in a multi-species environment whose species composition varied throughout the season. Furthermore, for the purpose of this paper it is not necessary to do so, as only relative biomass are required. Concerning biomass calculations, the threshold was set at –55 dB. These levels were chosen during readings in order to avoid ambient noises, and to only take fish into account. Careful scrutiny of the echograms was undertaken to ensure that only fish were considered, in situ and by replaying echograms. Single fish discrimination was done using EY500 parameters, recommended in noisy conditions. The single fish T.S. minimum value was fixed at –50 dB. To accept a target as a single fish, the maximum number of consecutive missing pings in a track was set at one ping, and the minimum number of consecutive track was set at two pings. Only surveys with more than 100 single fish observed were analysed.

2.1. Sampling strategies

Eleven sampling surveys were carried out over identical courses, night and day, from December 1994 to August 1995. Surveys were made monthly, only when weather conditions were approximately identical, i.e. moderate rough seas. The procedure was as follows: surveys started at 2-3 m depth, at about 4 p.m., and were run at a constant speed of about 4 knots towards the open sea. Every 15 min (1 nautical mile) direction was changed, at first parallel to and then perpendicular to the coast. We returned to shore when 15-20 m depths were reached. The survey ended normally between 2 and 4 a.m. The forth and back trips were often quite different due to currents. The sample length echointegration units, a sequence, i.e. the distance over which the echo integral is accumulated to give one sample, was 0.1 nautical mile.

To describe spatial distribution of fish biomass, 1/2 variograms [18] were calculated for each survey [20]. The variogram measures the mean quadratic deviation between two points separated by a vectorial distance, h, and describe the spatial structures of the variable at different scales [26].

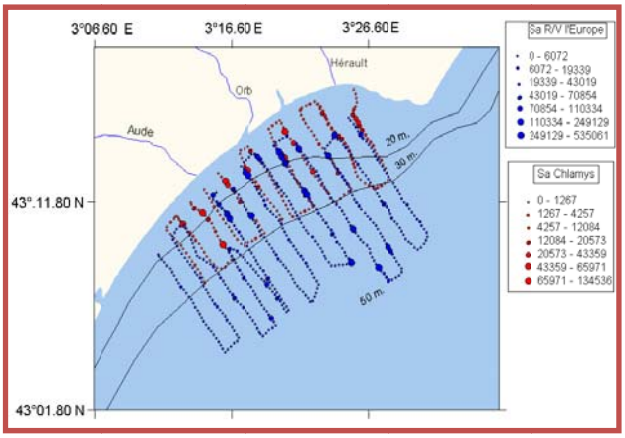
3. RESULTS

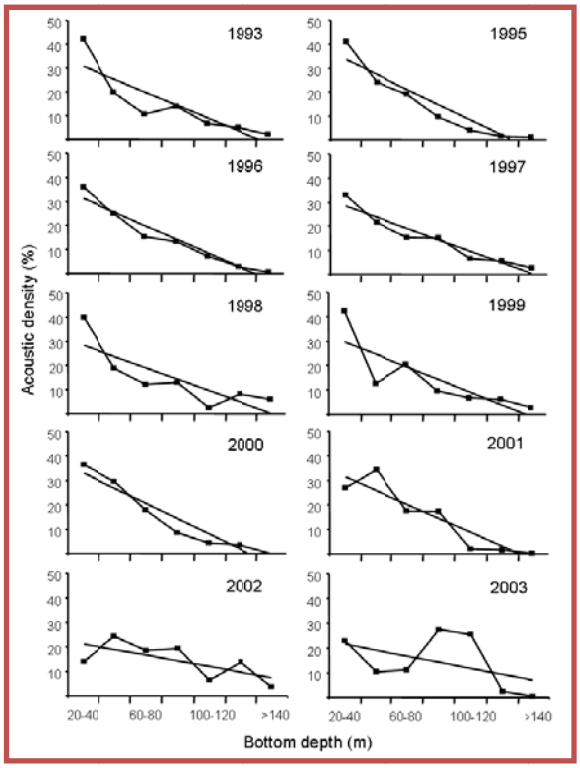
3.1. Estimates of acoustic biomass from split-beam data

The results of different surveys are presented on maps of detected biomass in echointegration units (m^2· nautical mile^{-2}). The sample length echointegration units are represented by proportional circles to observed acoustic biomass, centred on the middle of each sequence (*figure 1*). The shape of the histograms of biomass values (*figure 2*) is classical [13, 14]. Whatever the season, the histograms have a high percentage of low or zero biomass sampling units, and a very long distribution tail-off. The proportion of zero values varies very little (< 10 %) apart from the March surveys, when the percentage was as high as 25 %. This low number of sequences without detection means that fish are distributed in the whole area. The extreme values to the right correspond to fish schools. Schools are

Nous avons conçu une approche similaire dans le Golfe du Lion, réalisée dans le cadre des campagnes annuelles PELMED (PELagiques MEDiterranée), réalisées à partir du N/O L'Europe (catamaran, 30 mètres) de l'Ifremer. Ces campagnes sont destinées à estimer par hydroacoustique le stock du peuplement de poissons pélagiques de Marseille à la frontière espagnole (*Guennégan et al., 2000*). Durant la dernière partie des campagnes 2001, 2002 et 2003, des échantillonnages (Fig. 14a) ont été réalisés sur un secteur traditionnellement riche

en juvéniles, caractérisé par la présence d'un upwelling et de panache de rivières. Ces échantillonnages avaient pour but d'évaluer les biomasses se situant à proximité de la côte et qui ne sont donc pas prises en compte dans les campagnes PELMED. Dans cette zone côtière, les fonds inférieurs à 15 m s'étendent sur des distances importantes et la pression de pêche artisanale est très forte. Une partie du peuplement est présent dans cette frange où la reproduction de beaucoup d'espèces est assurée et les jeunes stades de poisson s'y développent. Outre leur rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème (biodiversité, nurserie, zone de reproduction, …), ces zones sont soumises à une pression économique et anthropique importante. Le matériel embarqué sur «l'Europe » était composé d'un sondeur SIMRAD EK500, split-beam, fréquences 120 kHz et 38 kHz et celui sur le « Chlamys », d'un sondeur SIMRAD EY500, split-beam, 70 kHz ; on a ainsi comparé les informations obtenues par les deux navires (Fig. 14) afin de s'intéresser aux comportements des bancs face à deux embarcations de caractéristiques différentes (**Brehmer *et al.*, soumis**).





ICES Journal of Marine Science, 63: 444–451 (2006)
doi:10.1016/j.icesjms.2005.10.016

Available online at www.sciencedirect.com

Evidence of a variable "unsampled" pelagic fish biomass in shallow water (< 20 m): the case of the Gulf of Lion

P. Brehmer, J. Guillard, Y. Guennégan, J. L. Bigot, and B. Liorzou

Brehmer, P., Guillard, J., Guennégan, Y., Bigot, J. L., and Liorzou, B. 2006. Evidence of a variable "unsampled" pelagic fish biomass in shallow water (<20 m): the case of the Gulf of Lion. – ICES Journal of Marine Science, 63: 444–451.

Studies of small pelagic fish biomass are limited by the fact that research vessels and fishing boats are usually restricted to working areas with a bottom depth >20 m. Consequently, "unsampled" areas can represent a large proportion of the continental shelf, and the biomass in those areas can be important and must be taken into account in assessment methods in order to avoid misleading interpretations in population dynamics. A time-series ten years long has been compiled from acoustic-assessment surveys of small pelagic fish stocks, and the results show an overall increase in the acoustic fish density towards the coast, where values were the highest. Additional experiments on transects covering shallow-water areas (5–20 m) were conducted from 2001 to 2003 with small boats and a research vessel to evaluate the acoustic fish density in those areas. The results confirmed that the fish biomass in shallow water is significant, sometimes very large, and should be evaluated to avoid underestimation. Therefore, surveys should be conducted in shallow water, if at all possible, as well as at greater depths when carrying out surveys destined to support assessment exercises.

© 2005 International Council for the Exploration of the Sea. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

Keywords: assessment, hydroacoustic methods, shallow water, small pelagic fish, spatial distribution.

Received 4 November 2004; accepted 15 October 2005.

P. Brehmer: IRD, Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, UR 109 & US 004, BP 171, 34203, Sète cedex, France. J. Guillard: INRA, Station d'Hydrobiologie Lacustre, UMR CARRTEL, BP 511, 74203, Thonon, France. Y. Guennégan, J. L. Bigot, and B. Liorzou: IFREMER, Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, RH, BP 171, 34 203, Sète cedex, France. Correspondence to P. Brehmer: tel: + 33 499 573241; fax: + 33 499 573295; e-mail: pbrehmer@ifremer.fr.

Introduction

Most of the world's fish catch is small pelagic fish, mainly belonging to the Clupeidae and Engraulidae (http://www.fao.org). The often-critical current state of pelagic fish stocks (Troadec *et al.*, 2003) requires the use of stock-assessment methods that are either dependent on or independent of commercial fish landings. Regular scientific monitoring of fish populations (Mesnil, 2003) is usually conducted by scientific trawling or hydroacoustic surveys, or a combination of both (Johannesson and Losse, 1977; MacLennan and Simmonds, 1992). Direct and indirect stock-assessment methods are carried out on research vessels or commercial fishing boats (Hilborn and Walters, 1992; Fréon and Misund, 1999). Inshore coastal waters shallower than 20 m are inaccessible to such vessels for safety reasons and also to avoid conflict with artisanal fishers (Petursdottir *et al.*, 2004). Therefore, industrial fisheries are usually excluded from such waters by national regulation. On the other hand, small-scale fisheries are often very limited in their catches of small pelagic fish. Consequently, very little is known about the fish populations of shallow waters close to the coast. However, the part of the continental shelf up to about 20 m deep can account in some regions for a large proportion of the total shelf area. In our study, the continental shelf along the French coastline in the Gulf of Lion (Mediterranean Sea), where most of the small pelagic fish of the area occur, accounts for about 8% of the total continental shelf. It is therefore necessary to determine whether the fact that the fish in these areas are not taken into account has any effect on direct fish stock assessments. Indeed, no official recommendation has been made for small pelagic fish assessment regarding the biomass in shallow water where research vessels cannot generally go.

To determine the importance of the unsampled coastal waters in stock assessment, our study was focused on acoustic-assessment surveys of small pelagic fish

1054-3139/$32.00 © 2005 International Council for the Exploration of the Sea. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

Figure 14 : a) *cartographies des détections observées par l'Europe (bleu) et le Chlamys (rouge), la taille des cercles est proportionnel à la biomasse détectée; b) détections acoustiques moyennes par campagne exprimées en pourcentage des densités totales observées au cours des campagnes PELMED. Pour chaque année une courbe de tendance est calculée (d'après* ***Brehmer et al., 2006****).*

Nous avons mis en évidence, en ré-analysant les données historiques (Fig. 14b), que, comme dans le cas du Sénégal, la non prise en compte de ces zones pouvait être préjudiciable aux estimations de stock : les estimations effectuées au large des peuplements de poissons peuvent être biaisés et fortement sous évalués (**Brehmer *et al.*, 2006**).

3.2.3. Perspectives en écosystèmes ‘‘peu profonds’’

Les perspectives de travaux concernant l’étude des peuplements de poissons en écosystèmes peu profonds sont principalement des valorisations d’expérimentations réalisées il ya plusieurs années et qui sont revisitées avec une approche plus éco-éthologique.

➢ La mise en œuvre du sonar multifaisceaux dans un canal entre la mer et une lagune afin d’étudier les déplacements des bancs a permis d’acquérir de nombreuses données. Les analyses des cinétiques des bancs seront effectuées sur des échelles temporelles courtes, d’une émission à la suivante, et longues, sur l’ensemble du déplacement, permettant d’appréhender les processus d'orientation utilisés par les bancs lors des phases de migrations mer-lagune automnale.

Les vitesses d'exploration pourraient être ainsi employées comme méthode de discrimination des espèces et ceci indépendamment des prélèvements de pêche (‘‘Lagoon fish school movement patterns at short range: application for ecological purposes’’ *Brehmer, Guillard, Bach, en préparation*). Les données seront examinées sous l’hypothèse du « multi-passage » proposée par *Brehmer et al. (2006)*, tous les bancs ne montrant pas une trajectoire orientée assumée, qui est représentative du comportement actif de migration.

➢ Les données acquises dans l’AMP du Saloum vont être ré-analysées en 2011 par un CDD que je co-encadre avec les collègues IRD et qui est financé par le projet ANR Amphore. Les données vont être abordées avec un outil d’analyse plus adapté (Sonar5) : les questions sont centrées sur l’évolution du peuplement du ‘‘bolong’’ Bamboung depuis sa mise en réserve il y a 8 ans : estimations des biomasses et des distributions en tailles, examinées en fonction des données de pêches et des autres échantillonnages effectués hors de l’AMP. De plus, une analyse approfondie des échantillons acquis au cours de nombreuses stations fixes de nuit effectuées pendant ces 8 ans pourrait aussi permettre d’appréhender les schémas de déplacements des poissons en fonction des cycles de marées.

Les questions sont orientées sur la question centrale de l’AMP : augmentation ou non de sa biomasse et évolution des classes de tailles du peuplement. La confrontation avec des données acquises sur des ‘‘bolongs’’ de nature similaire mais non protégés permettra de valider les évolutions décrites (**Behagle *et al.*, 2011**).

4. Etudes de l'ichtyocénose à l'échelle de la population

Les travaux décrits dans le chapitre précédent de ce document correspondent à des approches globales, réalisées à l'échelle du peuplement, sans que l'on ait distingué de façon précise les différentes populations de poissons, qui sont pourtant les objets cibles de la gestion halieutique (*Laurec et Le Guen, 1981*). Les populations sont aussi les niveaux d'études pertinents pour l'étude des processus, des transferts et des interactions au sein des réseaux trophiques. Ce chapitre est donc consacré à cette échelle d'étude, la population de poissons. Les travaux réalisés à cette échelle ont été conduits dans différents écosystèmes aquatiques : *i)* en lac, dans les lacs péri-alpins, les écosystèmes aquatiques de références du CARRTEL, mais aussi dans le lac Kivu (Afrique de l'Est), pour l'étude d'une population de poissons introduits (*Limnothrissa miodon*) ; *ii)* en écosystème de faibles profondeurs, pour l'analyse de la migration de l'Alose (*Alosa fallax rhodanensis*) dans le Rhône.

4.1. En lacs péri-alpins

Les principales espèces d'intérêt halieutique de ces lacs sont l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), le corégone (*Coregonus lavaretus*) et la perche (*Perca fluviatilis*), qui occupent la partie pélagique des lacs pendant la majeure partie de leur cycle de vie (*Juget et al., 1995).* Ces 3 espèces font l'objet d'attentions particulières dans l'équipe de recherche qui m'accueille.

L'omble chevalier :

Nous avons déjà évoqué ce poisson dont la valeur halieutique est importante. A la fin des années 1990, les captures d'omble chevalier diminuent (Fig. 3) comme le montrent les captures par pêches, tant par les amateurs que par les professionnels. Ces captures ont été divisées par 5 au cours de ces 15-20 dernières années, alors que dans les années 80-90 le repeuplement avait eu un effet très positif (*Rubin et Büttiker, 1993 ; Janjua et al., 2010*). Sur le Léman et le lac du Bourget, les repeuplements contribuent à plus de 85% des captures et entre 70 et 95% des géniteurs. Entre 1995 et 2009, les captures ont diminué de 6 à 1,2 T/an sur le lac du Bourget, de 65 à 15 T/an sur le Léman (Fig. 3) et de 9 à 3 T/an sur le lac d'Annecy. En un demi-siècle, on peut considérer que la ''fonctionnalité'' des populations d'omble chevalier s'est considérablement dégradée, passant de populations naturelles à des populations majoritairement soutenues par le repeuplement (*cf. 4.4.1.*).

Le corégone :

Contrairement à l'omble, la ''fonctionnalité'' d'espèces se reproduisant en zone littorale, comme le corégone ou le brochet (*Esox lucius*), s'est nettement améliorée depuis les années 90 suite à la ré-oligotrophisation des lacs, ce qui s'est traduit par une véritable explosion des captures et donc des stocks (*Anneville et al., 2009*). Par exemple, sur le Léman, les captures annuelles de ces deux espèces ont été multipliées par 10, passant de 4 à 40 tonnes pour le brochet et de 40 à 400 tonnes pour le corégone, au cours de ces 20 dernières années (Fig. 3). Au cours de la même période, au lac du Bourget les captures des corégones ont progressé, passant de moins de 500 kg par an à plus de 40 tonnes par an et cela malgré des blooms récurrents de cyanobactéries (*Jacquet et al., 2005*) dans les zones de préférendum thermique de cette population (**Sotton *et al.*, 2011**) *(cf. 4.1.2.*). Ces observations suggèrent que la restauration de la fonctionnalité naturelle d'une espèce peut être une stratégie efficace pour restaurer les stocks avec une incidence positive sur leurs exploitations.

La perche :

Contrairement à ce qui est observé chez le corégone, les captures de perche sont en baisse dans tous les lacs en voie de ré-oligotrophisation et soumis au réchauffement climatique (*Gerdeaux et al., 2006 ; Eckmann et al., 2006)*. Dans le Léman, les captures de perches qui ont montré par le passé des niveaux fluctuants selon les années (Fig. 15) confirment cette tendance à la baisse *(Dubois et al., 2009*). Dans le lac d'Annecy, qui peut être considéré comme une référence pour le futur des autres lacs des Alpes en cours de ré-oligotrophisation, le recrutement, la croissance et la mortalité des juvéniles en relation avec

la nourriture disponible ont été étudiés au cours d'un cycle annuel. Cette dynamique de populations de poissons pourrait dans l'avenir se retrouver dans les autres lacs alpins (**Guillard *et al.*, 2006 b**) *(cf. 4.2.*).

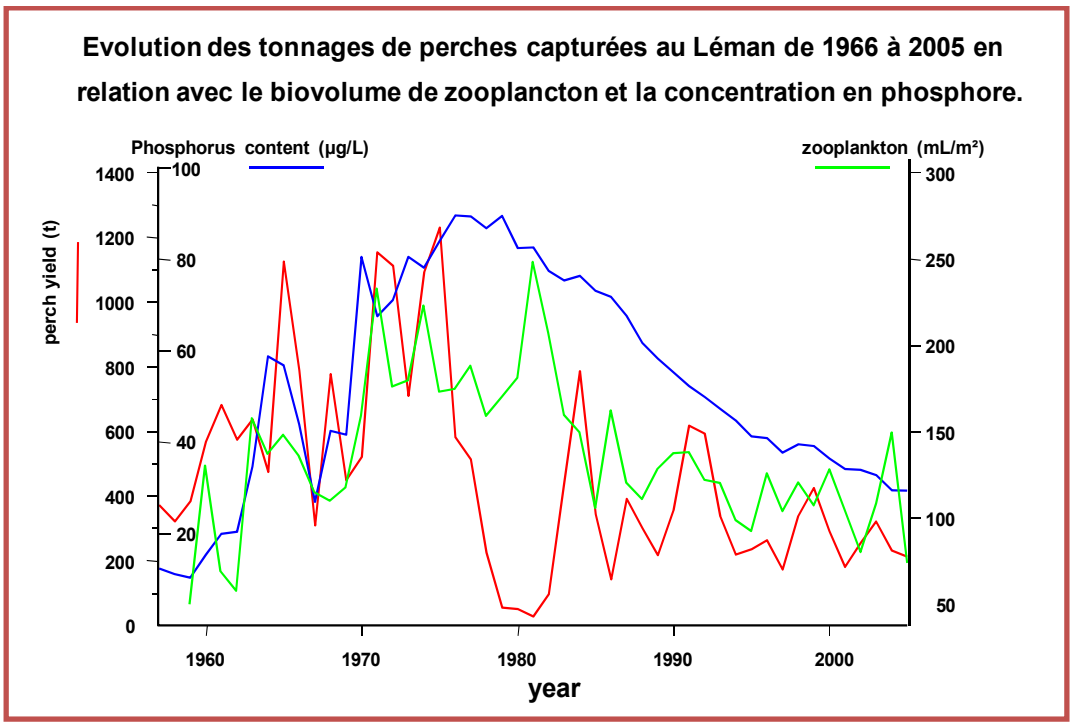


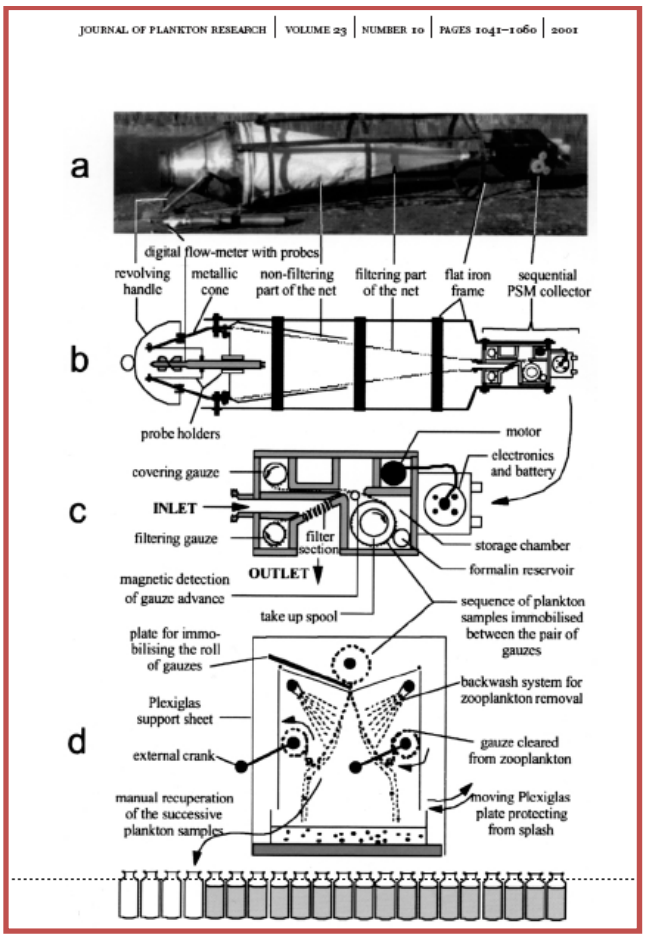
***Figure 15** : évolution des captures de perches dans le Léman en relation avec le niveau d'eutrophisation (d'après Dubois et al., 2009).*

4.1.1. Dynamique de la population de perches dans le lac d'Annecy

Avec une faible teneur en nutriments, le lac d'Annecy est considéré comme un des plans d'eau les ''plus purs d'Europe'' et ce depuis plusieurs années, l'eutrophisation l'ayant très peu touché dans les années 60 (*Crouzet et Meybeck, 1971*). Ce statut implique théoriquement une faible production globale, or le peuplement piscicole est relativement important *(Zanella, 2003).* Cette ressource est exploitée par 4 pêcheurs professionnels ainsi que par une pêche de loisir très intensive (*Caranhac, 1999*). Le corégone et l'omble chevalier ne sont pas natifs du lac d'Annecy mais ont été introduits pour la première fois en 1888 et 1890 respectivement (*Gerdeaux et Janjua, 2009*). Le peuplement piscicole actuel est donc similaire aux peuplements des autres lacs alpins dans sa composition spécifique. La perche est peu recherchée par la pêche des amateurs et des professionnels, qui est plutôt centrée sur le corégone (*Gerdeaux et Janjua, 2009).*

A la fin des années 90, en collaboration avec Nadine Angeli, CR CNRS affecté au sein de l'équipe ''Poissons'', nous avons abordé les relations zooplancton-poissons, en utilisant l'hydroacoustique pour établir la description de la répartition spatio-temporelle des populations de poissons. En effet, la distribution spatiale du zooplancton dans les écosystèmes aquatiques est impactée par les processus physico-chimiques et biologiques et en particulier par la prédation des poissons, citée comme l'un des facteurs les plus importants (*Angeli et al., 1995*). Pour éviter la prédation par les poissons, le zooplancton a développé des stratégies d'action telles que les migrations horizontales journalières dans les zones littorales mais surtout des migrations verticales en eaux profondes et froides (*Lampert, 1993*). Compte tenu de la difficulté de coupler les deux échantillonnages, poissons et zooplancton, peu d'études ont évalué la distribution spatio-temporelle du zooplancton et des poissons en simultané (*Rudstam et al., 1993*). Dans notre étude, nous avons réalisé une description précise des distributions de proies (zooplancton crustacéen) et des prédateurs (perche 0+) dans le lac d'Annecy le long d'un gradient berge-large, au cours d'un cycle

nycthéméral, en utilisant simultanément, l'hydroacoustique pour décrire les répartitions des poissons et un prélèvement en continu de zooplancton avec un PSM (Plankton Sampling Mechanism) (Fig. 17).



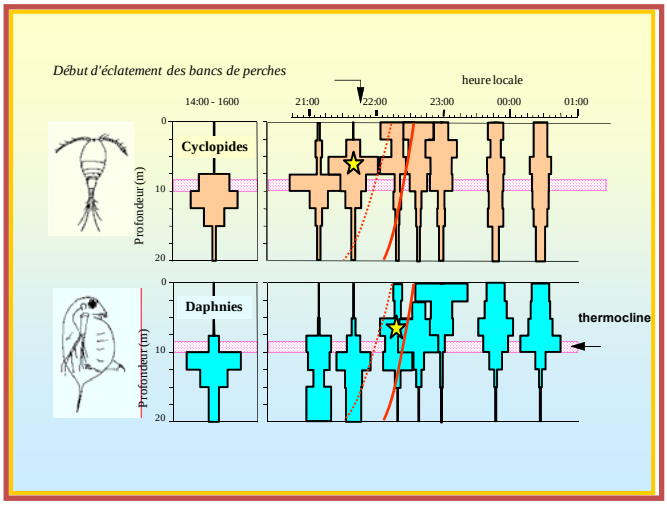


Figure 17 : *présentation du PSM (d'après **Masson et al., 2001**) et phénologie crépusculaire de la migration du zooplancton (d'après **Angeli et al., 2003**)*

Les résultats de ces travaux (**Masson *et al.*, 2001**) ont mis en évidence que l'on doit considérer aussi bien les échelles horizontales que verticales quand on étudie la distribution du zooplancton dans les lacs, car une forte hétérogénéité spatiale est observée dans les deux axes. Comme le souligne *Megard et al. (1995)*, les agrégations de zooplancton les plus denses, d'une importance majeure pour les poissons planctonophage, sont si peu fréquentes qu'elles sont peu susceptibles d'être détectées avec les méthodes de prélèvement conventionnelles.

Nos prélèvements à haute fréquence tant pour le zooplancton (PSM) que pour le poisson (hydroacoustique), nous ont permis de détecter des phénomènes qui se produisent à des échelles temporelles courtes mais sur de grandes échelles spatiales. Les fortes agrégations de zooplancton observées dans les eaux profondes sont bien liées aux interactions prédateur-proies et la période crépusculaire est particulièrement critique dans ces interactions et dans la recherche de nourriture par la perche, prédateur visuel. L'atténuation de la lumière joue un rôle crucial comme horloge biologique dans la dispersion et la migration spatio-temporelle du zooplancton et des poissons, et donc des interactions entre les deux (**Masson *et al.*, 1997**).

Ces travaux sur le lac d'Annecy nous ont conduit à travailler plus précisément sur cette population de jeunes perches, particulièrement abondante (Fig. 18), et qui semblait l'être presque chaque année, comme nous l'avions constaté au cours d'autres campagnes d'échantillonnages (**Guillard *et al.*, 1990 ; Angeli et Guillard, 1998** ; **Angeli *et al.*, 2000**). Ces mêmes constats sont aussi faits par les pêcheurs locaux, professionnels et amateurs,

alors que les perches de plus d'un an ne sont que faiblement représentées dans la pêche et n'occupent que la quatrième place de la biomasse ichtyaire (*Caranhac, 1999*). Ces poissons de l'année jouent un rôle important dans le réseau trophique lacustre, en particulier par leur impact sur les dynamiques planctoniques et la boucle microbienne, mais aussi sur les échelons supérieurs du réseau trophique en tant que ''poissons fourrages'' (*Angeli et al., 2001*). Afin de quantifier la biomasse totale de perchettes présentes dans le lac et d'en suivre son évolution au cours d'un cycle saisonnier, nous avons effectué des mesures périodiques lors de campagnes d'estimation du stock, en couplant des relevés hydroacoustiques à des captures directes par chalut. La biomasse du zooplancton et sa composition ont été mesurées sur les mêmes pas de temps, afin de mesurer l'impact potentiel sur la dynamique saisonnière du zooplancton de ces juvéniles de poissons zooplanctonophages (*Mehner et Thiel, 1999*). D'après la littérature (*Tresurer, 1988 ; Wang et Eckman, 1994*) la dynamique spatiale des jeunes stades de perches se caractérise par une répartition typiquement pélagique au cours d'une durée variant de 3 à 6 semaines, puis par un retour en zone littorale.
Dans le lac d'Annecy, nos études préalables (**Guillard et al., 1990; Masson et al., 2001 ; Guillard et al., 2004**) ont montré que ce schéma n'était pas respecté et que durant la majeure partie de la saison, les juvéniles de perches étaient répartis sur l'ensemble du plan d'eau, même de jour. La présence de juvéniles de perches dans les zones non échantillonnées (herbiers, zones littorales inférieures à 5 m) est probable, mais n'a pas de conséquence dans notre suivi. En effet, le lac d'Annecy, par son origine glaciaire, présente de fortes pentes au niveau des berges et l'on peut estimer que les zones de fonds inférieurs à 5 m, donc non accessibles à nos méthodes, ont une très faible contribution au volume total du lac. La première campagne, réalisée en période de ponte des percidés et cyprinidés a permis d'obtenir une estimation du stock de poissons pélagiques avant le recrutement de ces poissons. Lors des premières campagnes (mai), les cibles détectées directement sous la surface avec un corps remorqué (*Probst et al., 2009*) sont en quantité négligeable et ont une T.S. faible, ne modifiant pas la valeur de la biomasse totale évaluée pour les poissons pélagiques. Puis au cours de ce cycle, les perches, très largement majoritaires dans les captures au chalut, s'éloignent de la surface et se rapprochent de la thermocline qui s'enfonce, et l'utilisation d'un transducteur remorqué émettant vers le haut n'est donc plus nécessaire.

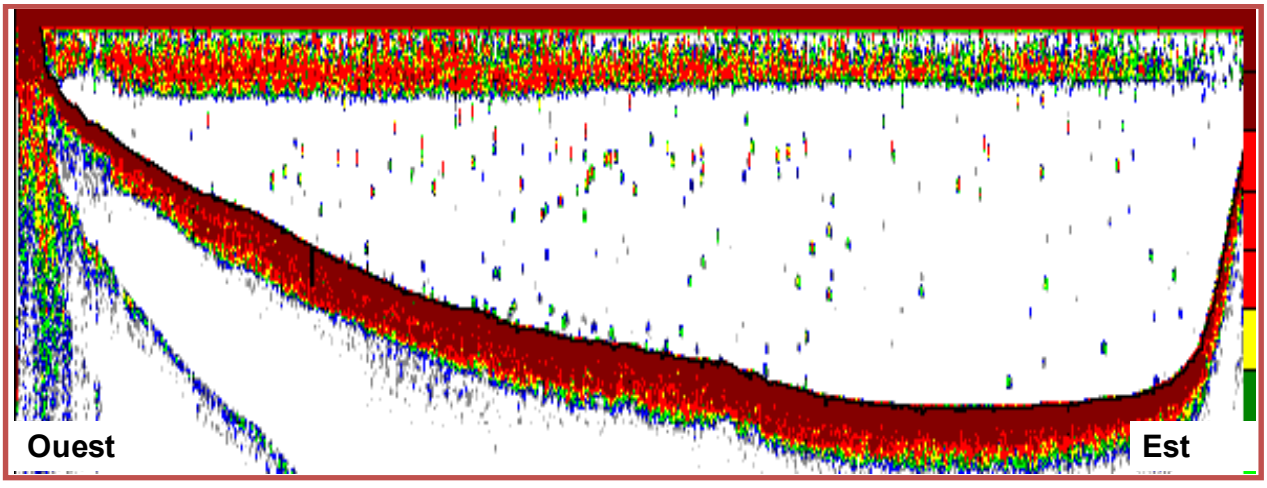
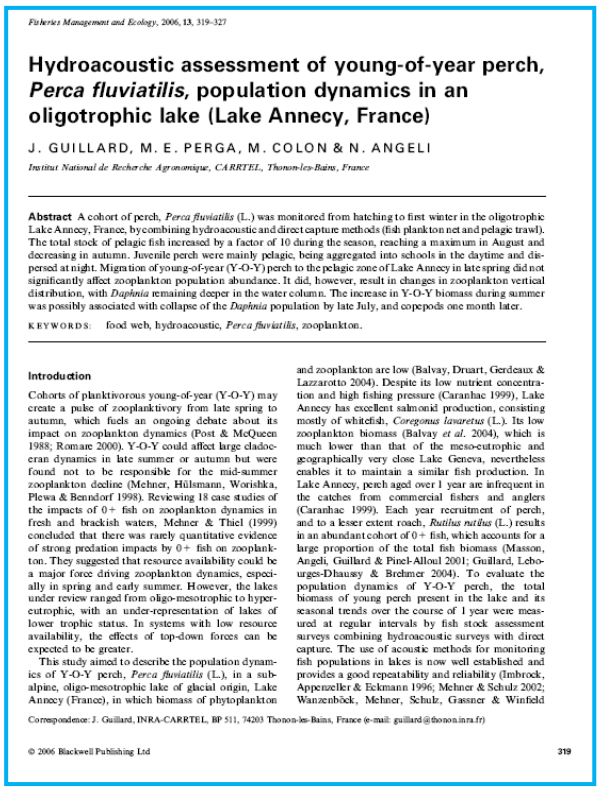


Figure 18 : *exemple d'un transect, été 2002*
(échelles : verticale 0-60 m environ, horizontale 1 km environ).

La biomasse totale pisciaire du lac a augmenté d'un facteur 10 (Fig. 19) au cours de notre saison de suivi, ce qui ne peut être imputable à des biais méthodologiques et qui est donc lié au succès du recrutement d'une ou plusieurs espèces. Le taux de survie des larves et juvéniles dépend d'un grand nombre de facteurs, en particuliers des conditions environnementales et notamment de la température (*Eckmann et al., 1988 ; Gillet, 2001*), mais la quantité et la qualité de zooplancton disponible apparaissent également comme des

facteurs déterminants (*Beaugrand et al., 2003*). Plusieurs études mettent en avant l'importance de la disponibilité en nourriture et le synchronisme entre éclosion des larves de poissons et présence des proies planctoniques en renvoyant à l'hypothèse du ''match-mismatch'' de *Cushing (1990*). Mais la ''période critique'' ne se limite pas au moment de l'éclosion, elle concerne toute la période de pré-recrutement.



Fisheries Management and Ecology, 2006, **13**, 319–327

Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France)

J. GUILLARD, M. E. PERGA, M. COLON & N. ANGELI

Institut National de Recherche Agronomique, CARRTEL, Thonon-les-Bains, France

Abstract A cohort of perch, *Perca fluviatilis* (L.) was monitored from hatching to first winter in the oligotrophic Lake Annecy, France, by combining hydroacoustic and direct capture methods (fish plankton net and pelagic trawl). The total stock of pelagic fish increased by a factor of 10 during the season, reaching a maximum in August and decreasing in autumn. Juvenile perch were mainly pelagic, being aggregated into schools in the daytime and dispersed at night. Migration of young-of-year (Y-O-Y) perch to the pelagic zone of Lake Annecy in late spring did not significantly affect zooplankton population abundance. It did, however, result in changes in zooplankton vertical distribution, with *Daphnia* remaining deeper in the water column. The increase in Y-O-Y biomass during summer was possibly associated with collapse of the *Daphnia* population by late July, and copepods one month later.

KEYWORDS: food web, hydroacoustic, *Perca fluviatilis*, zooplankton.

Introduction

Cohorts of planktivorous young-of-year (Y-O-Y) may create a pulse of zooplanktivory from late spring to autumn, which fuels an ongoing debate about its impact on zooplankton dynamics (Post & McQueen 1988; Romare 2000). Y-O-Y could affect large cladoceran dynamics in late summer or autumn but were found not to be responsible for the mid-summer zooplankton decline (Mehner, Hülsmann, Worischka, Plewa & Benndorf 1998). Reviewing 18 case studies of the impacts of 0+ fish on zooplankton dynamics in fresh and brackish waters, Mehner & Thiel (1999) concluded that there was rarely quantitative evidence of strong predation impacts by 0+ fish on zooplankton. They suggested that resource availability could be a major force driving zooplankton dynamics, especially in spring and early summer. However, the lakes under review ranged from oligo-mesotrophic to hypereutrophic, with an under-representation of lakes of lower trophic status. In systems with low resource availability, the effects of top-down forces can be expected to be greater.

This study aimed to describe the population dynamics of Y-O-Y perch, *Perca fluviatilis* (L.), in a subalpine, oligo-mesotrophic lake of glacial origin, Lake Annecy (France), in which biomass of phytoplankton and zooplankton are low (Balvay, Druart, Gerdeaux & Lazzarotto 2004). Despite its low nutrient concentration and high fishing pressure (Caranhac 1999), Lake Annecy has excellent salmonid production, consisting mostly of whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.). Its low zooplankton biomass (Balvay *et al.* 2004), which is much lower than that of the meso-eutrophic and geographically very close Lake Geneva, nevertheless enables it to maintain a similar fish production. In Lake Annecy, perch aged over 1 year are infrequent in the catches from commercial fishers and anglers (Caranhac 1999). Each year recruitment of perch, and to a lesser extent roach, *Rutilus rutilus* (L.) results in an abundant cohort of 0+ fish, which accounts for a large proportion of the total fish biomass (Masson, Angeli, Guillard & Pinel-Alloul 2001; Guillard, Lehoureges-Dhaussy & Brehmer 2004). To evaluate the population dynamics of Y-O-Y perch, the total biomass of young perch present in the lake and its seasonal trends over the course of 1 year were measured at regular intervals by fish stock assessment surveys combining hydroacoustic surveys with direct capture. The use of acoustic methods for monitoring fish populations in lakes is now well established and provides a good repeatability and reliability (Imbrock, Appenzeller & Eckmann 1996; Mehner & Schulz 2002; Wanzenböck, Mehner, Schulz, Gassner & Winfield

Correspondence: J. Guillard, INRA-CARRTEL, BP 511, 74203 Thonon-les-Bains, France (e-mail: guillard@thonon.inra.fr)

© 2006 Blackwell Publishing Ltd

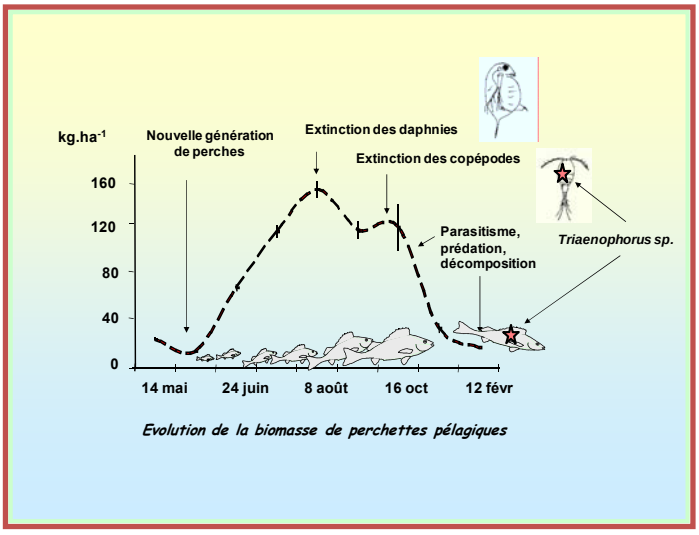


Figure 19 : *évolution de la biomasse de perchettes détectées par acoustique et cycle du parasite d'après* ***Guillard et al., 2006 b****.*

Dés la fin de l'été, on constate au lac d'Annecy, une diminution de la biomasse totale de poissons (Fig. 19) et un ralentissement, voir un arrêt de la croissance des jeunes perches (**Guillard *et al.*, 2006 b**). Avec une densité de poissons d'environ 150 kg.ha^{-1}, la quantité de zooplancton présent dans le lac pourrait être un facteur limitant pour la croissance des juvéniles de perches. On observe une diminution de la biomasse de daphnies, synchrone avec le pic maximum de biomasse de juvéniles alors que le nombre de cyclopoïdes décroit plus tard. De plus, des examens effectués sur les poissons capturés ont montré une forte prévalence parasitaire de *Triaenophorus crassus (Eckmann et al., 2006*) de 60% en juillet à plus de 80% fin août chez les perchettes (Fig. 19).

La limitation du nombre des proies les plus favorables à la croissance, les daphnies, couplée avec la diminution globale de l'abondance du zooplancton en fin d'été et un taux de parasitisme fort, donc des conditions physiologiques mauvaises, expliqueraient les fortes mortalités observées en automne et en hiver (*Borcherding, et al., 2007*). Ces fortes mortalités, liées à une forte prédation, induisent un niveau du stock de poissons pélagiques à un niveau analogue à celui estimé avant la reproduction de ces poissons. Par sa fertilité importante (*Gillet, 2001*), la perche pourra assurer l'année suivante un nouveau cycle, malgré un taux de recrutement annuel faible.

Ce modèle de dynamique de population de poissons (Fig. 19) que l'on a mis en évidence dans ce lac oligotrophe (**Guillard et al., 2006**), peut servir de référence pour le futur des autres lacs alpins en cours de ré-oligotrophisation et de base pour les réflexions à mener en termes de gestion halieutique de cette espèce. Cette forte biomasse doit aussi jouer un rôle dans le fonctionnement du réseau trophique pélagique, et donc la bonne productivité du lac d'Annecy : son intégration dans des modèles de type Ecopath (*Janjua et Gerdeaux, 2009***)** devrait être faite.

4.1.2. Le corégone dans le lac du Bourget : relations cyanobactéries – poissons

Outre les études relatives aux inter-actions perches-zooplancton décrites dans le paragraphe précédent, j'ai par ailleurs utilisé l'hydroacoustique comme méthode d'étude des interactions entre une population de poissons planctonophages et des algues filamenteuses. Cette étude est menée dans le cadre du lac du Bourget, qui se caractérise par des blooms récurrents de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens (Jacquet et al., 2005)*. En effet, je co-dirige avec O. Anneville et I. Domaizon, un projet et une thèse financés par la région Rhône-Alpes sur les relations cyanobactéries – poissons, initialement centrés sur le lac du Bourget. Le lac du Bourget est un des 3 lacs de notre observatoire (*Soere Glacpe, 2010*), qui, comme les autres lacs, sert à de multiples usages tels que la production d'eau potable, le tourisme et les ressources piscicoles. Il a connu une période de forte eutrophisation au cours de laquelle les concentrations en phosphore ont atteint 120 $\mu gP \cdot L^{-1}$ (Fig. 2) et qui a motivé un programme de restauration impliquant le traitement des eaux usées et la dérivation des eaux polluées. Ces mesures de protection ont permis un retour à des concentrations en phosphore de l'ordre de 30 $\mu gP\ L^{-1}$, caractéristiques des états mésotrophes (*OCDE, 1982*) mais qui permettent encore le développement de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* (*Jacquet et al., 2005*). Cette algue filamenteuse peut produire des toxines, dont la microcystine est potentiellement toxique pour les mammifères (*Puschner et Humbert, 2007*) et les poissons (*Ernst et al., 2006*).

Les proliférations de cyanobactéries sont considérées comme probablement dangereuses pour la santé animale et elles peuvent également engendrer des dysfonctionnements environnementaux (*Hudnell, 2007*). Les mécanismes par lesquelles les cyanobactéries perturbent le fonctionnement de l'écosystème sont divers. Ils sont directement liés à leur toxicité, à leur production de substances allélopathiques et peuvent aussi provenir de la production de fortes biomasses qui induisent une diminution de l'oxygène dans le milieu ou qui augmente la compétition pour la lumière avec les autres micro-organismes phototrophes. Ils peuvent également découler d'interférences physiques pour les organismes filtreurs ou les prédateurs visuels : interférences générées en raison de la morphologie et de l'abondance de ces organismes. Les efflorescences de cyanobactéries diminuent ainsi le taux de prédation de certains poissons zooplanctonophages en réduisant la visibilité et/ou en obstruant les branchies (*Engström-Öst et al., 2006*). En raison d'une baisse de l'alimentation ou d'une réaction aux toxines, le taux de croissance des larves de poisson est alors réduit (*Malbrouck et Kestemont, 2006*).

L'influence directe des toxines de cyanobactéries a souvent été considérée et mise en relation avec les fortes mortalités de poissons observées pendant les efflorescences, même si les fortes diminutions des niveaux d'oxygène dans l'eau pendant ces périodes sont souvent le facteur prépondérant. Des dommages au foie ont été observés à des concentrations supérieures à 10 µg/g de poids sec sans cendre chez les perches lors de proliférations de *Microcystis aeruginosa* et *Planktothrix agardhii* (*Ibelings et al., 2005*), ainsi que chez des corégones (*Coregonus lavaretus*) en présence d'un pic métalimnique de *Planktothrix spp* (*Ernst et al., 2001*). A l'inverse, les efflorescences de cyanobactéries peuvent aussi servir de refuge au zooplancton ou aux petits poissons (*Engström-Öst et al., 2006*). Les cyanobactéries toxiques ont donc un rôle complexe dans le fonctionnement de l'écosystème. Elles influencent la composition des communautés planctoniques et piscicoles en agissant directement via leur toxicité et indirectement en modifiant le comportement des organismes (*Baganz et al., 1998*) et les relations trophiques. Pour connaître et prédire l'impact des efflorescences de cyanobactéries toxiques sur l'état de santé, écologique et économique, des écosystèmes aquatiques, il est nécessaire d'en estimer les conséquences sur les communautés piscicoles. L'objectif initial de ce projet est d'évaluer l'impact des efflorescences de cyanobactéries toxiques (*Planktothrix rubescens*) sur la population de perches et de corégones du Lac du Bourget, les deux principales espèces piscicoles exploitées dans ce lac.

Plusieurs volets sont ainsi abordés dans ce programme:

- *Match-mismatch :* ce premier volet, dont je suis responsable, tente de définir si en milieu naturel le poisson modifie son comportement, via sa répartition dans la colonne d'eau, afin d'éviter ou au contraire se réfugier dans les zones à fortes concentrations en cyanobactéries. Ce volet permettra également de fournir un degré d'exposition en précisant si le poisson est en contact direct avec les cyanobactéries, auquel cas les risques d'ingestion de cellules et d'intoxication seraient élevés.
- *Qualité nutritionnelle (Acides Gras)*: les cyanobactéries sont une source alimentaire de faible qualité pour le zooplancton (*Gulati et Demott, 1997*) et sont également difficilement consommables en raison de leur taille. De plus, la présence de filaments peut constituer une gêne visuelle pour le poisson et ralentir la prédation (*Engström-Öst et al., 2006*). Enfin, si les efflorescences perturbent le mode de répartition spatiale du poisson, on peut s'attendre à ce que le synchronisme entre les migrations trophiques du poisson et du zooplancton soit perturbé et affecte l'alimentation des juvéniles de perches. L'objectif de ce volet est donc d'estimer dans quelle mesure les efflorescences de *P. rubescens* peuvent modifier la qualité et la quantité de ressource alimentaire ingérée par les jeunes poissons, et ainsi constituer un stress nutritionnel qui affecterait leur croissance.
- *Transfert de toxines*: La contamination du poisson par les toxines peut se faire par différentes voies. L'ingestion des cellules de cyanobactéries peut se faire par simple ingurgitation des filaments présents dans l'eau, ou alors, si le zooplancton broute des souches toxiques *de P. rubescens*, le transfert et l'accumulation des toxines se fait via les relations trophiques (*Ibelings et al., 2005*). Des études ont montré que certaines espèces de daphnies ont la possibilité de brouter des filaments et peuvent être source de microcystines (*Oberhaus et al., 2007*). Dans ce volet, il s'agira donc, dans un premier temps, de vérifier si les toxines sont parvenues jusqu'au poisson. Si tel est le cas, il s'agira, dans un second temps, d'identifier et d'évaluer l'importance relative des différents modes de transfert, notamment en vérifiant si la daphnie est effectivement le mode de transfert principal.
- *Toxicité* : l'exposition aux microcystines représente un risque réel pour les poissons (*Malbrouck et Kestemont, 2006*). La toxicité des microcystines est due à leur rôle inhibiteur des sérine/thréonine phosphatases et/ou à la production d'espèces réactives de l'oxygène en modulant les enzymes du stress oxydant. Ces toxines induisent ainsi des dommages dans le cytosquelette conduisant à des changements dans la morphologie de la cellule et des hémorragies hépatiques, et des dommages à l'ADN au niveau de différents tissus. De nombreuses études basées sur des injections intrapéritonéales, des gavages oraux, une immersion dans des eaux contenant des microcystines ou des cellules de cyanobactéries, ont montré l'impact des microcystines sur les poissons. Dans ces expériences, les lésions hépatiques se caractérisaient par des perturbations de la structure hépatique, un cytoplasme concentré et la présence massive de noyaux pycnotiques/apoptotiques (*Ernst et al., 2006*).

Des premiers résultats ont été obtenus pour le volet ‘‘*Match-mismatch”* pendant une série de campagnes réalisée de juin à novembre 2009 (**Sotton *et al.,* 2011**). La distribution verticale de l'abondance des cyanobactéries est réalisée avec une sonde spectrofluorimétrique BBE (*Leboulanger et al., 2002*) sur 6 transects (Fig. 20). Trois points de mesure par transect (deux côtières et une pélagique) sont effectués, ce qui fait un total de 18 points d'échantillonnage par campagne. La sonde permet ainsi une étude en temps réel et en continu dans la colonne d'eau et est utilisée pour déterminer la présence et l'abondance de classes d'algues, grâce à 5 diodes, qui émettent à différentes longueurs d'onde pour exciter les pigments de chaque classe de phytoplancton. Dans notre étude, une classe sur les 5 diodes disponibles a été choisie pour se focaliser uniquement sur les cyanobactéries pour mesurer précisément la présence et l'abondance de *Planktothrix rubescens* (*Leboulanger et al., 2002*). La sonde est reliée à un microordinateur pour visualiser les données sous formes de profils verticaux. Les profils de température sont également récupérés à l'aide de cette sonde. Afin d'obtenir une image synchrone des répartitions de poissons, une couverture du lac par hydroacoustique est réalisée sur les mêmes transects (Fig. 20).

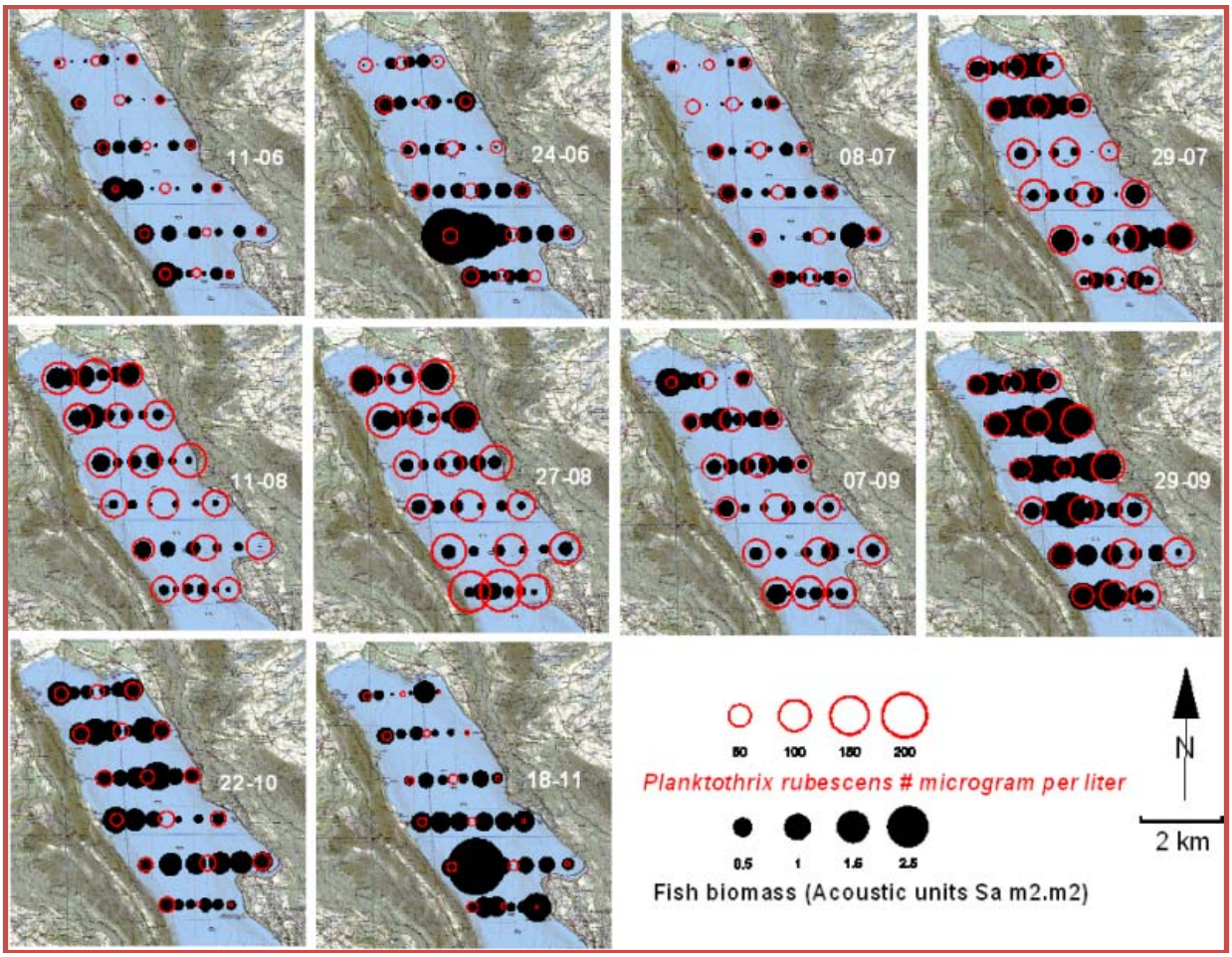


Figure 20: *distribution des biomasses de poissons détectés en dessous de la thermocline et abondances de P. rubescens observées (d'après* ***Sotton et al., 2011****).*

P. rubescens présente une dynamique saisonnière en 2009 caractérisée par des concentrations maximales de juillet à début septembre (Fig. 21). Cette dynamique est similaire en tout point du lac, avec des maxima de 30 µg Chl.a Eq. L^{-1} atteints et avec un pic qui se situe cette année là en dessous de la thermocline, mais à une profondeur variable due aux mouvements de basculement des masses d'eau dans le lac (*Cuypers et al., 2011*) (Fig. 21). Les données d'échosondage indiquent une distribution spatiale marquée des populations de poissons, avec des bancs compacts situés au dessus de la thermocline et qui, par conséquent, ne sont pas en contact direct avec les fortes concentrations en *P. rubescens* (juvéniles de percidés et cyprinidés) et parallèlement, on observe la présence de cibles isolées dans l'hypolimnion, principalement des corégones, conformément à d'autres travaux dans des lacs de même nature (**Guillard et al., 2006 b** ; *Mehner et al., 2010*). Nous avons analysés statistiquement sur l'échelle verticale les relations entre les densités de cyanobactéries et celles des poissons qui évoluent dans la zone affectée par les cyanobactéries.

On n'observe pas de lien significatif entre l'abondance des corégones et celle des cyanobactéries. On ne peut donc conclure ni à un comportement d'évitement, ni d'occupation préférentielle. Le corégone n'adapte pas sa position en fonction de l'abondance de *P. rubescens* **(Sotton *et al*., 2011)** aux densités observées.

La profondeur de distribution des corégones est donc régie par d'autres paramètres plus structurants comme la température et la concentration en oxygène, pour les concentrations *en P. rubescens* observées. On observe une hétérogénéité spatiale des abondances de *P. rubescens* cumulées sur la strate 15-30 m, zone dans laquelle évoluent les corégones, à l'échelle du lac. Certaines zones présentent des concentrations plus fortes que d'autres (Fig. 20). La comparaison entre la répartition horizontale des abondances de corégones et de *P. rubescens* ne permet pas de mettre en évidence un quelconque lien entre ces deux paramètres dans la strate 15-30m. En effet, les fortes abondances de poissons s'observent aussi bien dans des zones à faibles qu'à fortes densités de *P. rubescens*. Nous avons analysé la relation entre les maxima de *P. rubescens* mesurés en chaque point d'échantillonnage et l'abondance de poissons en ces points : aucune relation significative n'apparaît entre ces deux paramètres. Par ailleurs, dans 23.9% des observations, la profondeur du pic des cyanobactéries correspond à la profondeur présentant la plus forte abondance de poissons.

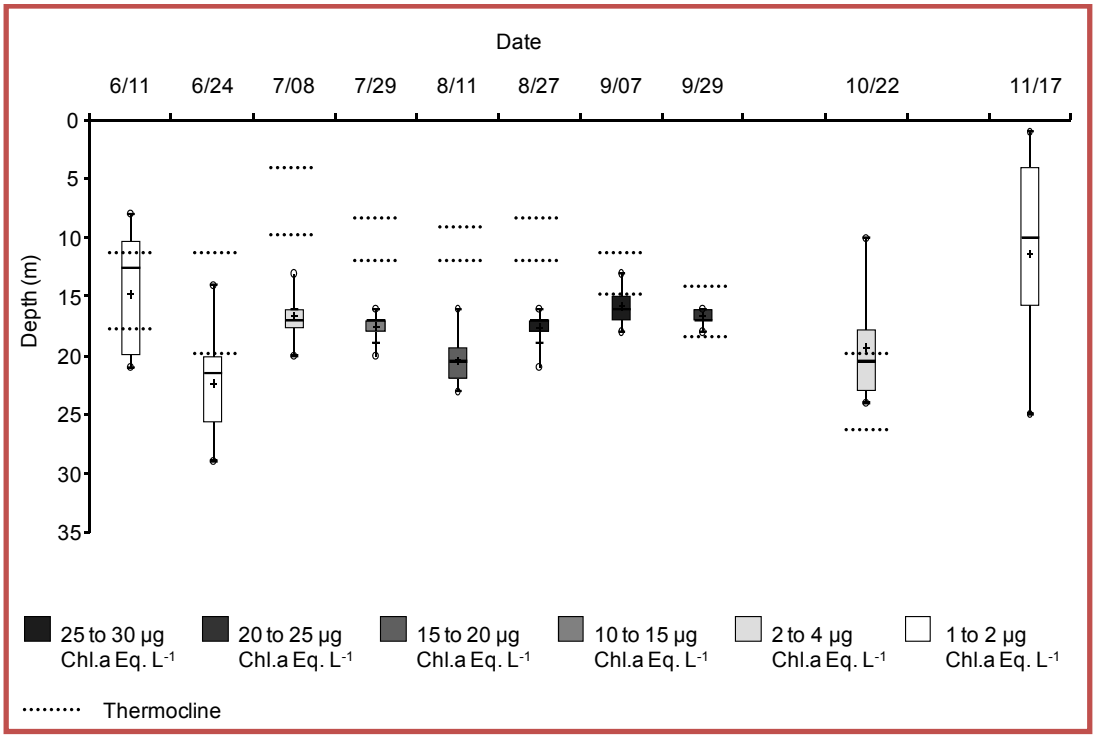


Figure 21 *: concentrations (niveaux de gris) et profondeur du pic de P. rubescens en 2009. La ligne en pointillé indique le niveau de la thermocline (d'après* ***Sotton et al., 2011****)*

Ces résultats confirment que pour la gamme de concentrations en *P. rubescens* mesurées de juin à septembre 2009 dans le lac du Bourget, la distribution spatiale diurne des corégones n'est pas impactée par l'abondance des cyanobactéries, même si l'on a retrouvé des filaments de cette algue filamenteuse dans les estomacs des corégones, comme dans les travaux publiés par Ernst *(2008)*. De plus, dans les intestins, les foies et les muscles de corégones capturés, la présence de microcystine-LR a été observée à des niveaux significatifs (**Sotton *et al., 2011***).

Au vu des résultats de cette étude nous pouvons établir qu'en raison de sa distribution spatiale et de son régime alimentaire, les blooms de cette cyanobactérie peuvent avoir des implications sur la physiologie de cette espèce. Mais des recherches complémentaires sur les effets pathologiques et les processus de détoxification sont nécessaires pour estimer l'impact réel sur la population de corégones des blooms de *P. rubescens* : un certain nombre d'expérimentations *ex–situ* a été réalisé (**Givaudan *et al.*, 2010**).

4.2. Estimation du stock de la ‘‘sardine du Tanganyika’’ dans le lac Kivu

Un exemple d’application des méthodes d’hydroacoustique appliquéez à une population de poisson a été conduite dans un lac éloigné de nos lacs alpins, mais dont les caractéristiques se prêtent particulièrement bien à l’utilisation de l’acoustique, le lac Kivu. Le Lac Kivu est un des lacs du Grand Rift Africain qui supporte une forte densité d’habitants vivant principalement de l'agriculture et de la pêche. L'introduction dans les années 1950 *(Roest, 1999*) de la petite sardine *Limnothrissa miodon* (*Boulenger, 1906*) est souvent considérée comme un des rares cas d’introduction réalisée avec succès (*Gozlan, 2008 ; Vitule et al , 2009*). Ce poisson, appelé localement ‘‘*sambaza”*, endémique au lac Tanganyika, a permis le développement d'une pêche de grande importance dans la région, avec un stock exploitable de l'ordre de 2.000 à 4.000 tonnes/an (*Kaningini et al., 1999*). La pêche artisanale et professionnelle permet de nourrir chaque jour entre 25.000 et 50.000 habitants de la région et apporte des ressources économiques de l'ordre de 2 à 4 millions de dollars par an. Le rendement de la pêche montre toutefois des fluctuations saisonnières et interannuelles assez importantes, constituant une source de préoccupation des pêcheurs et des gestionnaires du lac (*Kaningini et al., 1999*). Plusieurs études ont été menées sur la biologie et la pêche de *Limnothrissa miodon* (*Kaningini et al., 1999*), mais aussi sur le plancton, principale ressource alimentaire de la sardine (*Isumbisho, 2006*) et sur le réseau trophique *(Villanueva et al., 2008*), mais le stock de ‘‘sambaza’’ n'a plus été évalué depuis la fin des années 1980.

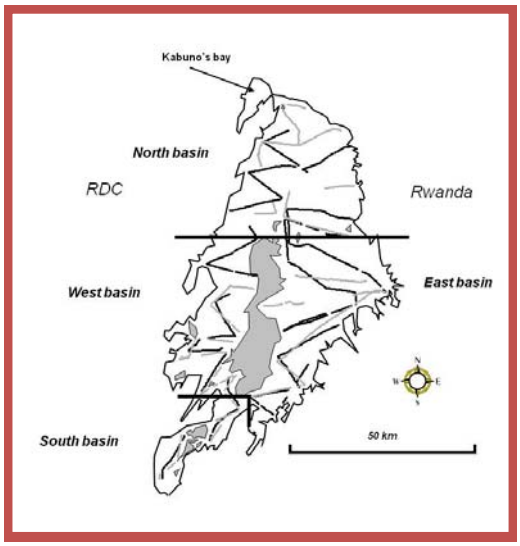


Figure 22: *parcours effectués en février (gris) et juillet 2008 (noir) sur le lac Kivu (d’après* ***Guillard et al, soumis****).*

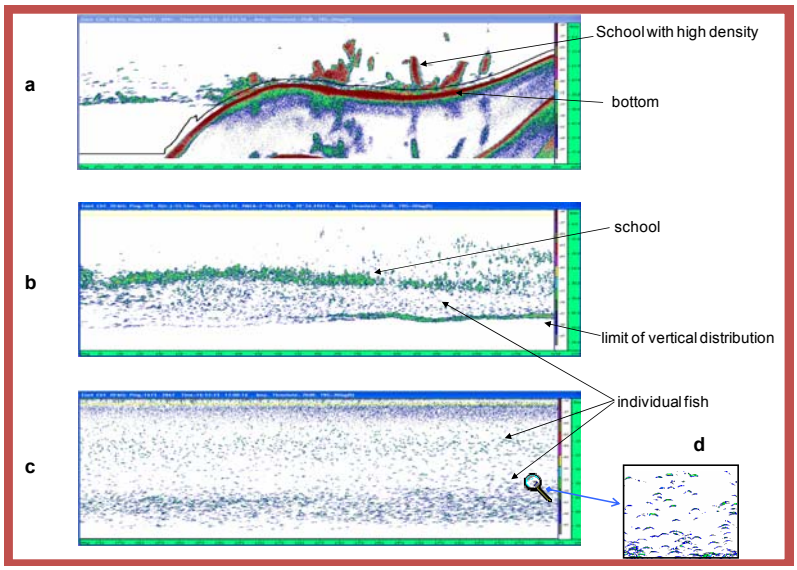


Figure 23 : *échogrammes : a) en zone de bordure ; b) dans le pélagique ; c) de nuit ; d) poissons individuels (d’après* ***Guillard et al, soumis****) .*

L’impact de l'importante pression de pêche sur le stock ne nous est donc pas connu et aucune stratégie de gestion basée sur des données récentes ne peut donc être proposée. Il était donc nécessaire, presque 20 ans après la dernière estimation de stock de ‘‘*sambaza”*, de réaliser une nouvelle campagne d’estimation. Les tonnages globaux variaient selon *Kaningini et al. (1999)* entre 6000 et 10000 tonnes de poissons, mais la synthèse réalisée par *Lamboeuf (1991)* estime le stock total de *L. miodon* entre 4 et 5000 tonnes. Les deux campagnes réalisées en 2008, avec un effort d’échantillonnage supérieur aux précédentes (*Lamboeuf, 1991*), aboutissent à une estimation du même ordre de grandeur de 5000 à 6000 tonnes de poissons ou de 4500 à 5500 tonnes si l’on ne tient pas compte des données obtenues dans les zones de fonds inférieurs à 40-50m. Entre les deux campagnes de 2008, les estimations sont similaires, montrant la stabilité relative du stock au cours de cette

saison, alors que ce stock de petits poissons pélagiques peut subir des fluctuations de niveau très importantes (*Roest, 1999*). Les densités moyennes observées par unité de surface sont du même ordre de grandeur que celle décrites par *Lamboeuf (1991)* : densités moyennes de 15 à 40 kg.ha^{-1}, mais nous observons des maximum de plus de 120 kg.ha^{-1}en zone de fonds inférieurs à 40-50 m, avec la détection de bancs très denses. Les parcours (Fig. 22) ont été réalisés de jour, comme lors des campagnes précédentes, avec un taux d'échantillonnage proche de celui préconisé par *Aglen (1989*). La réalisation de cette estimation avec du matériel récent et plus performant (split-beam) permet de garantir la fiabilité des mesures effectuées et ce d'autant plus que le contexte pour l'utilisation de l'hydroacoustique est très favorable : le volume d'eau des zones ''non-échantillonnables'' est très faible (zone littorale < 10 %), une seule espèce est présente dans la zone pélagique, et enfin les poissons ont une répartition de jour homogène et se situent à des profondeurs où les mouvements de fuite ainsi que la difficulté de les détecter en émission verticale sont négligeables (Fig. 23).

En conclusion, la population de ''*sambaza''* semble être stable depuis deux décennies confirmant la durabilité de cette pêcherie (**Snoek *et al.,* 2011)**, et cela en dépit des prédictions d'effondrement de cette population qui auraient pu résulter de la pression excessive de prédation de *Limnothrissa* sur le zooplancton, induisant une forte diminution de l'abondance des ressources planctoniques et la modification de la structure de la communauté (*Dumont, 1986*). Mais la communauté zooplanctonique, de façon analogue a ce qui a été montré dans d'autres écosystèmes lentiques, s'est depuis stabilisée (*Darchambeau et al., 2011*) et le système semble être en équilibre (**Guillard *et al.*, soumis**)

4.3. Etude de la migration des aloses dans le Rhône

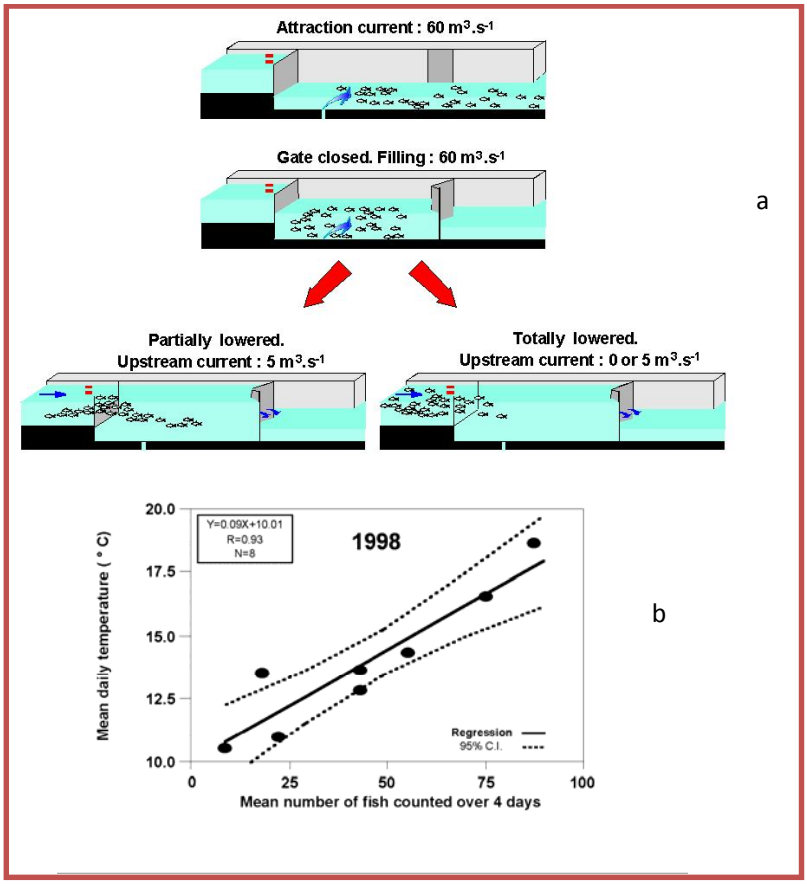
La majeure partie des travaux réalisés à l'échelle de la population de poissons ont été effectuée en milieu lacustre, excepté un projet lié à l'application des méthodes acoustiques en petits fonds pour l'étude de la migration de l'alose (*Alosa fallax rhodanensis*) dans le Rhône. Des études préliminaires menées par l'association Migrateurs Rhône-Méditerranée (*Ruchon et al., 1994*) ayant montré que les écluses de navigation pouvaient être une alternative intéressante pour faire franchir aux poissons migrateurs le premier obstacle rencontré sur le Rhône (l'écluse de Beaucaire-Vallabrègues), j'ai dirigé de 1995 à 1998 un programme de suivi de poissons par acoustique dans cette écluse (**Guillard et Colon, 1998**). Les ouvrages conçus pour le franchissement n'ayant pas prouvé leur efficacité pour la migration de l'alose et la construction de nouveaux ouvrages étant de toutes façons très onéreuse (*Menella et Mazens, 1997*), l'écluse de navigation peut être utilisée, grâce à un protocole spécifique (*Ruchon et al., 1994*), comme une ''écluse à poissons'' (Fig. 16).

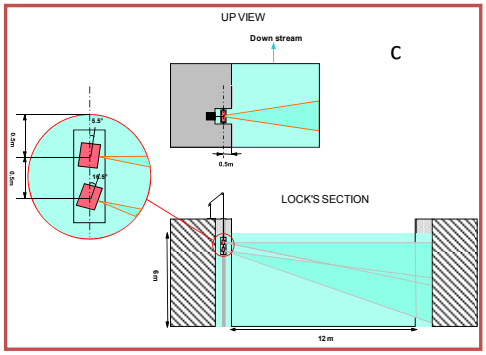
Pour suivre les poissons migrateurs, plusieurs techniques peuvent être employées : *i)* des pêches aux filets, mais une mise en œuvre difficile, des résultats très variables et la destruction des poissons, font que cette approche est rarement réalisée ; *ii)* les dénombrements visuels par abaissement partiel de la porte amont qui est une technique très efficace pour dénombrer et discriminer les différentes espèces qui franchissent l'écluse, l'alose et le mulet (*Mugil cephalus*) (*Le Corre et al., 1997*), n'a pas non plus été retenu. En effet, cette technique nécessite la présence d'environ 6 personnes. Le coût induit est donc important et ne permet pas d'effectuer cette manœuvre souvent. De plus, ce type de fonctionnement génère des forces importantes sur la porte de l'écluse, et donc des risques de dysfonctionnement, voir d'accident non négligeable pour l'exploitant, la CNR[14]. En conséquence, lors de la période de migration, seulement une demi-douzaine de manœuvres à abaissement partiel est autorisée ; *iii)* dans certains cas, l'installation de caméras vidéo permet de dénombrer les poissons, mais la forte turbidité du Rhône rend cette option impossible. De 1996 à 1998, nous avons installé sur le site de Beaucaire-Vallabrégues du matériel acoustique puis suivi les migrations des poissons. Les techniques acoustiques utilisant des transducteurs en position fixe sont utilisées de manière assez courante depuis

[14] *Compagnie Nationale du Rhône : http://www.cnr.tm.fr/*

le milieu des années 90 (*Thorne, 1997),* car la mise sur le marché des sondeurs scientifiques de type ‘‘split-beam’’ permet outre le comptage et les estimations de densités d’individus migrants, de discriminer les poissons montant ou descendant le courant. Les poissons ne sont pas manipulés et l’automatisation du système, ou la possibilité d’observer pendant de longues périodes ou en continu, permet d’aborder les schémas temporels de la migration. Différents essais en position verticale aussi ont été réalisés (*Stables et Thomas, 1992*), en installant plusieurs transducteurs, mais c’est surtout en insonification horizontale que le procédé est utilisé. Le volet méthodologique (multiplexeur et deux transducteurs) relativement novateur à cette époque a nécessité la mise en place de système de pilotage distant par modem (**Guillard et Colon, 1998 a**). Nous avons ainsi analysé les facteurs déclenchant la migration de ce poisson et sa dynamique à différentes échelles de temps (**Colon et Guillard, 1997**).

Les méthodes acoustiques ont permis de montrer que l’écluse, en tant que passe à poissons, est un système efficace, qui permet le franchissement de l’obstacle par les poissons. Nous avons aussi mis en évidence que l’attrait de courant amont, déclenchant l’acte de franchissement, peut se limiter aux 10 premières minutes, ce qui permet une gestion optimisée et la mise en application potentielle dans d’autres écluses sur le Rhône (**Guillard et Colon, 1998 a**). Le nombre de poissons comptés est un indicateur du nombre de poissons migrants: il y a en effet une corrélation significative entre ce nombre et les captures par unité d’efforts de la pêche amateur en aval de l’obstacle, ainsi qu’avec les écarts de température par rapport à 10 °C, seuil de déclenchement de la migration (Fig. 12) (**Guillard et Colon, 2000**).





First results on migrating shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*) echocounting in a lock on the Rhône River (France) using a split-beam sounder, and relationships with environmental data and fish caught

Jean Guillard[a,b,*], Michel Colon[a]

[a] Institut national de la recherche agronomique, station d'hydrobiologie lacustre, BP 511, 74203 Thonon-les-Bains cedex, France

[b] Present adress: IRD-HEA, BP 5045, 2051, avenue du Val-de-Montferrand, 34032 Montpellier cedex, France

Accepted 18 April 2000

Abstract – The application of fisheries acoustics in shallow waters opens new fields of observation and allows new methods for abundance estimates. In this paper we deal with echocounting of migrating fish crossing the Beaucaire-Vallabrègues lock, the first obstacle encountered on the Rhône, using a SIMRAD EY500 split-beam sounder, 70 kHz frequency. Two transducers sampled a section of water and evaluated approximately 35% of the lock section, based on a calibration sphere. The number of fish crossing the lock was calculated for each fish lock. Crossing data for the fish were recorded (dates, position, exit time). The present analysis did not allow the identification of the two major species that cross the dam: shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*). The number of fish counted was positively correlated with the catches per unit effort (CPUE) by recreating fisherman below the dam and with increasing water temperature. © 2000 Ifremer/CNRS/INRA/IRD/Cemagref/Éditions scientifiques et médicales Elsevier SAS

hydroacoustic / target strength (TS) / *Alosa fallax* / *Mugil cephalus* / Rhône river / migrating fish / lock

1. INTRODUCTION

The development of dams and locks on the Rhône River induced important ecological and behavioural changes. Among all of the fish populations present, migrating fish were the most seriously affected. The shad (*Alosa fallax rhodanensis*) stock, the target species for the Rhône restoration program (Le Corre et al., 1997), decreased drastically, from 50 tons fished in the 1920's to less than 7 tons at present. The shad did not totally disappear, as 'substitute' spawning grounds appeared downstream of the first dam. Fish ladders were installed so that migrating fish could reach their spawning grounds. However, their poor overall design and the difficulty involved in improving them often made them useless. At the same time, it became evident that the locks provided the fish with a means to cross the dams. In addition to shad, the lock is crossed by a large number of individuals from another species, the mullet (*Mugil cephalus*).

Since 1993, study surveys have been planned by the MRM association (Migrateur Rhône Méditerranée) at the Beaucaire-Vallabrègues site, the first obstacle encountered by migrating fish. Net fishing, which is difficult to implement and which results are unreliable and fish destructive, cannot be used for counting. The possibility of visually counting the fish by partially lowering the head gate is a very efficient means of counting and determining the different species crossing the lock. But this expensive technique is of limited use, since it requires the presence of more than six people. Moreover, this type of operation creates a great deal of pressure on the gate, which could result in malfunction or even an accident. As a result, only a half dozen of partial lowering operations are allowed during the migration period. The installation of video cameras to count the fish is allowed, but the high turbidity of the river makes this solution impossible.

After the completion of a preliminary survey, a daily assessment of the number of fish crossing the lock was

*Correspondence and reprints.
E-mail address: guillard@thonon.inra.fr (J. Guillard).

Figure 16 : *a) schémas de fonctionnement de l’écluse; b) corrélation entre la moyenne du nombre de poissons compté sur 4 jours et la température journalière moyenne sur 4 jours c) installation (d’après* ***Guillard et Colon, 2000****)*

4.4. Perspectives de recherches à l'échelle des populations

Les travaux des paragraphes précédents ont été effectués à l'échelle de la population pour différentes espèces, perche, corégone, sambaza et alose. Certains travaux se poursuivent dans des directions qui sont exposées dans les pages suivantes, d'autres sont finis et certains sont en projet (population d'ombles chevaliers, migrations des saumons). Les travaux sur les relations cyanobactéries-poissons étant réalisés dans le cadre de la Thèse de B. Sotton (soutenance prévue en 2012), ne seront pas repris ici.

4.4.1. Monitoring de la population de sambaza dans le lac Kivu

En ce qui concerne le sambaza, la collaboration avec les collègues Belges de l'Université de Namur se prolonge sur deux axes :

➢ **le programme EAGLES** (*East African Great Lake Ecosystem Sensitivity to changes*), financé par les fonds Belge de la Recherche, va tenter de faire le lien entre le forçage atmosphérique et les caractéristiques du lac. L'objectif est de comprendre et simuler la variabilité des mélanges saisonniers et de prévoir des changements à long terme, en prenant en compte les interactions entre les processus physiques et les processus biologiques et écologiques : diversité et biomasse du plancton, devenir de la production primaire au sein du réseau trophique planctonique, abondance des poissons. Plusieurs campagnes sont programmées dés 2012 :

Task 2.1.4.: *Fishery yield shows considerable seasonal variation in Lake Kivu (Marshall, 1991), which may result from variation of fish abundance, which may be a response to variations of plankton production. The use of hydroacoustic techniques to monitor and estimate fish population in aquatic ecosystems are now well developed and accepted (Simmonds & MacLennan, 2005), particularly in lakes. Hydroacoustics permit to afford, in a reliable and fast way, estimations of pelagic fish abundances (Mehner & Schulz, 2002) whereas classical methods are difficult to use in lakes (Coll et al., 2007; Kubecka et al., 2009).*

The use of hydroacoustics is highly adequate in L. Kivu (Lamboeuf, 1991), due to a very low volume of non-sampled areas, only one species in the pelagic area, and homogeneous daily distribution of fish at depths where escape movements are negligible. This sub-task aims at monitoring the biomass of pelagic fish in the lake once a year for 3 years, at the period of maximum fish development, in January-February. New data on fish stocks (2011-2013) will allow to unravel inter-annual variations which are a pre-requisite to investigate long-term trends by comparison with the 2008 and 1980's data.

Further, the extension of the fish stock data-set could then allow a cross-analysis with limnological data to investigate the drivers of inter-annual variations and long-term trends. In addition to this regular stock assessment, fisheries statistics will be collected. Owing to the obvious difficulty of monitoring fishing units over the whole lake, and to the lack of sufficient data collected by the local administrations, the catches will be recorded on a limited number of fishing units, for establishing CPUE (catch per unit effort). These data will allow to estimate fishing pressure in the pelagic zone and to obtain fish parameters, such as size structures, sex ratio, coefficient of condition, which can be linked to hydroacoustic data and historical ones. Fish stock estimates and fisheries statistics will be compiled in a separate report for local managers and policy-makers (Deliverable 2.3).

➢ **le programme ToR : ''BASELINE BIOLOGIQUE'' du lac Kivu**

Le lac Kivu est un écosystème extraordinaire qui mérite l'attention de ses gestionnaires. Personne n'ignore que les principales ressources de ce lac sont : les poissons, véritable source de nourriture pour les populations locales ; le méthane, précieuse source d'énergie

pour les pays riverains. Si cela reste vrai pour les utilisateurs des ressources de ce lac, la principale question que les gestionnaires du lac Kivu devraient se poser, est de savoir si ces deux exploitations sont conciliables. C'est dans cette optique que le MININFRA, dans son programme de Monitoring du Lac Kivu voudrait initier une Baseline biologique du lac Kivu afin d'évaluer les effets à long et moyen terme de l'exploitation du gaz pour la protection de l'écosystème et du biozone.

Je formerai un scientifique Rwandais à l'hydroacoustique dans le cadre de ce projet : il effectuera ensuite les campagnes de terrains et l'analyse des résultats. Le financement pour l'achat de matériel (Sondeur EK60, 70 kHz, split-beam) et d'un bateau a aussi été accepté.

4.4.2. L'omble chevalier : une population en péril (programme de recherche PerOmble)

J'ai déposé en tant que coordinateur, avec l'appui d'A. Caudron (IR), un projet de recherche sur l'omble chevalier auprès de la région Rhône-Alpes comportant une demande de financement de Thèse (projet Cible) : ''*L'omble chevalier en péril : **Per**turbations aux stades précoces du recrutement de l'**omble** chevalier sur les grands lacs péri-alpins''* (*PerOmble*).

Ce projet s'inscrit dans la thématique générale de la biologie de la conservation et de l'écologie de la restauration des populations naturelles d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) dans les grands lacs péri-alpins de la Région Rhône-Alpes. Cette espèce est autochtone sur les lacs Léman et du Bourget et présente donc à ce titre un intérêt patrimonial fort. L'omble chevalier est d'autant plus emblématique de la Région que ces deux lacs sont les seuls écosystèmes lacustres abritant des populations d'origine autochtone sur le territoire français et qu'ils constituent la limite sud de son aire naturelle de répartition en Europe. A partir de ces populations autochtones, l'espèce, en raison de son intérêt halieutique, a été introduite dès le début du 20ème siècle, sur de nombreux lacs naturels et artificiels de Rhône-Alpes.

Ces introductions historiques ont permis d'établir des populations naturellement fonctionnelles sur certains lacs présentant à l'époque des conditions favorables à leur développement (lac d'Annecy, d'Aiguebelette, de Paladru, des retenues hydro-électriques, des lacs de montagne). Très exigeante écologiquement, l'omble se développe essentiellement dans des milieux oligotrophes d'eau froide, et véhicule, auprès du grand public, une image de pureté emblématique des grands lacs naturels de Rhône-Alpes. La présence de l'omble chevalier dans les grands lacs alpins représente aujourd'hui, du fait de son importante exploitation par la pêche amateur et professionnelle, mais aussi plus globalement du fait de son aspect emblématique et patrimoniale, un enjeu socio-économique important.

Cependant, l'état actuel de fonctionnalité et de persistance des différentes populations autochtones et introduites sur les grands lacs naturels, est extrêmement préoccupant. En effet, sur les trois principaux lacs de la région (Léman, Bourget et Annecy) les stocks naturels d'omble chevalier diminuent drastiquement comme le montrent les captures par pêche (amateur et professionnelle) qui ont été divisées par 5 au cours de ces 15-20 dernières années (Fig. 3). De plus, plusieurs études (*Janjua et al., 2010*) utilisant des techniques de marquage des individus repeuplés, ont montré que la majorité du stock des poissons capturés par pêche provenaient des repeuplements et que la tendance n'avait pas évolué au cours de ces 30 dernières années vers un accroissement de la part provenant du recrutement naturel. A titre d'exemples, sur le Léman et le Bourget, les repeuplements contribuent à plus de 85% des captures par pêche et entre 70 et 95% des géniteurs. Ces informations indiquent qu'en un demi-siècle, la fonctionnalité des populations d'omble chevalier s'est considérablement dégradée, passant de populations naturelles à des populations soutenues majoritairement par le repeuplement.

Plusieurs études récentes se sont intéressées aux causes de diminution des stocks et aux chutes des captures par pêche (*Rubin 2005 ; Gerdeaux 2010*), mais aucune ne s'est encore focalisée sur le phénomène de déficit du recrutement naturel et sur l'aggravation de la perte de fonctionnalité. Pourtant, ce problème de recrutement naturel très insuffisant risque de conduire à une disparition progressive des populations naturelles d'omble chevalier sur les trois grands lacs naturels de Rhône-Alpes. Cette perte de fonctionnalité, qui est similaire et synchrone sur ces trois lacs, est en contradiction apparente avec la nette amélioration du statut trophique des lacs et de la qualité des eaux (phénomène de réoligotrophisation) (Fig. 2).

Plusieurs hypothèses sont évoquées pour expliquer cette évolution négative de la fonctionnalité naturelle de l'omble chevalier sur les trois lacs :

√ l'existence de conditions écologiques toujours très défavorables au développement embryo-larvaire au niveau des zones de reproductions naturelles en zone profonde, malgré l'amélioration de l'état trophique global des lacs ;
√ les impacts génétiques des repeuplements répétés depuis plusieurs décennies sur les populations naturelles (perte de diversité génétique, domestication, réduction de la fitness) ;
√ des effets directs ou indirects de certains facteurs de forçage liés aux changements globaux, comme la température et la présence de toxiques auxquels sont soumis les milieux anthropisés ;
√ une augmentation de la pression de prédation à des stades critiques du cycle de vie : *i)* pré-reproduction, par le brochet (*Esox lucius*) sur les géniteurs au moment de leurs rassemblements sur les sites de reproductions et/ou *ii)* post-reproduction, par la lote (*Lota lota*) sur les œufs).

La deuxième hypothèse qui concernent les possibles effets négatifs des repeuplements, répétés chaque année sur le pool génétique des populations des trois lacs, semblent tout à fait envisageable. En effet sur chaque lac, les pratiques utilisant la technique de ''supportive breeding'' consistent à repeupler avec des juvéniles (stade estivaux 5-6 cm, *cf. chapitre 2*) produits chaque année à partir de géniteurs ''sauvages'' capturés aux filets sur les sites de reproduction. Plusieurs auteurs (*Wang et Ryman, 2001 ; Ford, 2002*) ont mis en évidence les risques de perte rapide de fitness des populations sauvages de salmonidés soumis à ce type de pratiques de repeuplement. Dans le cas présent, les impacts peuvent être d'autant plus importants que cette pratique est répétée depuis plusieurs décennies, et que la majorité des géniteurs dits ''sauvages'' utilisés pour produire les œufs, proviennent en réalité eux-mêmes des repeuplements réalisés 2-3 ans auparavant. Cette hypothèse ne sera pas abordée dans ce projet car elle est actuellement testée sur la population du Léman par une partie des participants à ce projet (A. Caudron et A. Champigneulle) : des échantillons historiques disponibles (écailles des années 1960) et contemporains (2009) sont analysés.

Le présent projet se propose de se focaliser sur les hypothèses 1 et 3 en s'intéressant essentiellement aux facteurs de perturbations pouvant agir aux stades précoces du développement, soit *i)* avant la reproduction sur la fécondité des poissons et/ou la qualité des gamètes, due à des conditions thermiques plus défavorables (augmentation de la température des lacs et en particulier des couches profondes), soit *ii)* après la reproduction, du stade œufs au stade alevins émergents, directement au niveau des sites de reproduction. Le postulat scientifique du projet est que les facteurs qui provoquent le mauvais recrutement naturel agissent précocement, au niveau des zones de reproductions. Ces zones sont géographiquement limitées dans l'espace et correspondent à des caractéristiques environnementales strictes. Deux principales observations soutiennent ce postulat : d'une part, les pêches de géniteurs réalisées chaque année pour les opérations de repeuplement montrent l'existence d'une quantité importante de géniteurs des deux sexes sur les sites de pontes. Cette observation semble indiquer que l'absence de recrutement naturel n'est pas directement liée à un déficit de reproducteurs ; d'autre part, les alevins repeuplés au stade

juvéniles (estivaux) représentent l'essentiel du stock (80 à 90% selon les lacs), et sont retrouvés sur les sites de reproductions 2 à 3 ans après leur relâcher. Donc, à partir du stade alevin nageant, les poissons trouvent au sein des trois lacs des conditions favorables à leur grossissement et à leur maturation sexuelle. A partir de ce constat, le projet se propose d'étudier et de tester trois principaux facteurs pouvant agir précocement au cours du développement et qui seront testés:

♦ la qualité des gamètes mâle et femelle en relation avec l'élévation de la température qui peut affecter, directement ou indirectement par dérèglement physiologique, la réussite de la fécondation, la survie des œufs et le développement larvaire post-éclosion ;
♦ la qualité de l'habitat physique et en particulier du substrat des sites de reproduction en relation avec leur utilisation réelle par les géniteurs en place ;
♦ la survie au cours du développement embryo-larvaire en lien avec les conditions physico-chimiques, la présence de micropolluants et la sédimentologie à l'interface eau-sédiment sur les sites de reproduction.

Le projet est fondé sur deux objectifs complémentaires, l'un fondamental, l'autre finalisé :

- l'objectif fondamental est de clarifier et de quantifier les effets des différents facteurs limitant le recrutement naturel dès les stades précoces. L'enjeu à long terme est de sauvegarder les populations autochtones et introduites d'omble chevalier sur les grands lacs péri-alpins.

- l'objectif finalisé est d'être capable, à partir d'une meilleure connaissance des facteurs de forçage, d'élaborer des scénarii de restauration écologique permettant de recouvrer progressivement des populations fonctionnelles majoritairement soutenu par le recrutement naturel. Cet objectif doit nécessairement être conduit en concertation avec les gestionnaires des lacs (collectivités locales et associations de pêcheurs amateurs et professionnels) afin de mieux répondre aux enjeux socio-économiques associés à cette problématique. Il est évidemment construit à partir des résultats qui auront permis de discriminer les facteurs limitants.

L'originalité de ce projet PerOmble repose aussi sur l'étude synchrone de différents facteurs de forçage pouvant agir au cours d'une phase critique du cycle de développement par une approche *in situ* sur les habitats de reproductions en zone profonde (entre -25 et -120 mètres). Ces objectifs nécessitent d'innover sur le plan méthodologique pour réaliser ces expérimentations *in situ* en zone profonde en utilisant des technologies de pointe dans le domaine de la robotique sub-aquatique. Jusqu'à récemment, les seuls moyens d'investigation sur les sites de reproductions situés en zone profonde étaient la plongée autonome et l'utilisation de sous-marins. Ces deux moyens d'observation utilisés par le passé, en particulier sur le Léman, ont permis d'améliorer significativement les connaissances sur la biologie de l'omble chevalier (*Rubin, 1990*). Cependant, pour diverses raisons techniques, de sécurité, de disponibilité et de coût financier, leur utilisation reste ponctuelle et limitée à des observations ou à la collecte d'échantillon simple. Depuis les années 90, l'utilisation d'engins commandés à distance appelé ROV (Remote Operated Vehicle), initialement dédiés à l'industrie militaire et pétrolifère est en plein développement dans les programmes de recherches en milieu marin et lacustre profond (*Robison, 1999 ; Reynolds et al., 2001 ; Palozzi et al., 2010*). Cette technologie permet de lever des verrous méthodologiques et d'ouvrir de nouvelles perspectives d'investigation sur des phénomènes très peu étudiés en limnologie profonde.

La plus-value scientifique du projet qui en résulte est assurée par une approche interdisciplinaire associant physiologiste de la reproduction, biologiste de la conservation, hydroacousticien et chimiste, couplée à l'utilisation pour la première fois en Europe de la technologie ROV. Pour cela, l'équipe s'associera à un prestataire Rhône-Alpins (ITER SARL, Cran-Gevrier) spécialiste international dans le domaine de la robotique sub-aquatique (ROV, caméra, positionnements).

➢ ***Méthodologie générale et principales étapes :***

Afin d'identifier les effets des différents facteurs régulateurs du recrutement naturel aux stades précoces, la démarche méthodologique associera une étude synchrone de ces facteurs directement sur les sites de reproductions, appelés ''omblières'' dans différents lacs à des tests en milieux contrôlés dans la pisciculture expérimentale de l'INRA. En milieu naturel, les investigations seront menées sur 4 zones de reproduction différentes, situées entre 25 et 120 mètres de profondeur. Les sites seront choisis principalement en fonction des paramètres profondeur et substrat afin de rendre compte de la diversité des situations rencontrées sur les grands lacs péri-alpins. Le principe suivant sera respecté : 1 zone de reproduction sera étudiée sur chacun des 3 grands lacs (Léman, Bourget, Annecy) présentant un déficit de recrutement naturel et 1 zone dans un lac artificiel abritant une population uniquement soutenue par le recrutement naturel. Cette approche permettra de comparer les informations obtenues dans des situations contrastées, populations fonctionnelles *vs* populations non fonctionnelles.

La première investigation concerne la qualité de l'habitat physique et en particulier du substrat qui sera décrite par hydroacoustique (*cf. 3.1.5.3*) (**Poulain *et al.,* 2011)** pendant deux années consécutives (2011, 2012), au début de la période de reproduction et pendant le pic de reproduction. Les échosondeurs mono-faisceau couplés à un outil d'analyse du signal acoustique, tel que le logiciel Sonar5-pro (*Balk et Lindem, 2006*) ou des systèmes complets tel que le système RoxAnn (*Hamilton et al., 1999*) sont parfaitement adaptés au milieu lacustre[15]. Le profil bathymétrique étant également acquis, la zone de reproduction est ainsi caractérisée. La qualité de la représentation va dépendre directement de la distance inter-transects et de l'hétérogénéité des substrats.

Dans le cadre de ce projet, les surfaces étant relativement réduites (ordre de grandeur du km²), la couverture de chaque zone de reproduction pourra être réalisée de façon fine avec un quadrillage tous les 10-20 m. Une fois cette carte établie, les superficies occupées par chaque type de substrat sont exprimées en pourcentage par rapport à la superficie totale échantillonnée. On obtient ainsi une cartographie précise et annuelle de la mosaïque granulométrique de chaque site de reproductions. Ainsi, la distribution spatio-temporelle des micro-habitats réellement favorables à la reproduction (dépourvus de sédiments fins) au sein des omblières seront connus. Cette analyse permettra de plus la comparaison entre les omblières des différents lacs, et leurs évolutions, en termes de dégradation ou d'amélioration.

En complément de cette caractérisation physique, un suivi des rassemblements de géniteurs sur ces mêmes omblières sera réalisé pendant les mêmes années au cours de la période de reproduction par cette même approche hydroacoustique, non intrusive. Les parcours permettront en effet de cartographier les distributions de poissons sur la zone de frayère, l'estimation des biomasses ainsi que les répartitions des classes de tailles. Cet échantillonnage sera effectué deux fois au début de la période de reproduction et pendant le pic, de jour et de nuit. Suite à la caractérisation des géniteurs (taille, biomasse), la localisation des différents rassemblements sera analysée en fonction de la distribution des habitats de reproduction obtenue préalablement. Ces résultats permettront de mieux

[15] *Le CARRTEL posséde les deux systèmes*

appréhender les évolutions spatio-temporelles de la distribution des micro-habitats favorables à la reproduction et leurs conséquences possibles sur la dynamique du recrutement naturel.

La deuxième investigation, réalisée par C. Gillet, CR1, CARRTEL, s'intéressera à quantifier la survie au cours du développement embryo-larvaire en relation avec plusieurs paramètres clés (physico-chimie, température, sédimentation, micro-polluants). Sur chacun des sites, 10 capsules-tests renfermant des œufs préalablement fécondés à la pisciculture expérimentale de l'INRA seront déposés dans le substrat par un ROV (Sharkmarine Stealth 2) au sein d'un micro-habitat favorable. Des lots témoins de chaque ponte utilisée pour le test *in situ* seront gardés en pisciculture. Les capsules-tests seront récupérés par le ROV en fin de période de résorption de la vésicule soit environ 2 mois après la pose. Cette expérimentation en vraie grandeur sur des zones profondes est rendue possible par la levée préalable de deux verrous méthodologiques. D'une part, des tests préliminaires ont montré la faisabilité de descendre depuis la surface jusqu'en zone profonde des œufs d'omble sans induire de mortalité significative lié à l'augmentation de pression (*Gillet, com. pers*.). D'autre part, l'installation de systèmes de positionnements installés sur les omblières permettra au ROV de retrouver sans difficulté l'emplacement exact des capsules-tests (précision à 20-30 cm près).

Des prélèvements d'eau et de sédiments au niveau des zones de reproduction seront également réalisés par le ROV lors de la pose et de la relève des capsules-tests. Les paramètres physico-chimiques classiques de l'eau ainsi que les teneurs en micro-polluants de l'eau et des sédiments seront analysés au laboratoire de chimie de l'Université de Savoie (*Collaboration LCME[16], Pr. E. Naffrechoux*). En outre, pendant toute la période de test de survie embryo-larvaire, les conditions de température et d'oxygène à l'interface eau-sédiment et la dynamique sédimentaire seront étudiées en continu sur les sites grâce à l'installation par le ROV d'enregistreurs autonomes (sonde multi-paramètres MS5 OTT) et de trappes à sédiment. La quantité, la qualité et la nature des sédiments récoltés seront caractérisées au sein du LCME. L'étude s'intéresse principalement à ces paramètres en raison de l'impact déterminant qu'ils ont sur la survie embryo-larvaire chez les autres salmonidés (*Greig et al., 2006*). Cette expérimentation sera répétée pendant les deux premières années du projet (2011, 2012). Le jeu de données recueilli permettra une analyse statistique des effets des différents paramètres étudiés sur le taux de survie pendant la phase de développement embryo-larvaire.

Enfin en milieu contrôlé, deux investigations seront réalisées à la pisciculture expérimentale de l'INRA pour appréhender les effets directs et indirects de l'élévation de la température de l'eau sur le recrutement au stade précoce :

♦ une étude de l'effet indirect de la température sur la viabilité des gamètes en lien avec certaines caractéristiques physiologiques des géniteurs. Les recherches antérieures ont montré qu'une température de 10°C inhibait totalement l'émission des gamètes tandis que la température de 5°C était très propice à la reproduction de l'omble chevalier (*Gillet et Breton, 2009*). L'eau du Léman et des autres lacs péri-alpins évolue maintenant en générale dans une gamme de températures comprises entre ces 2 valeurs-seuils. Le rythme d'ovulation, la qualité des ovules et la qualité de la laitance émises par des mâles (volume émis, spermatocrite, fécondance) seront étudiés dans la gamme des températures comprises entre 5 et 10°C, afin de déterminer plus finement à partir de quelle température la reproduction de l'omble subit un effet négatif provoqué par le réchauffement climatique.

---

[16] *LCME : Laboratoire de Chimie Moléculaire et Environnement - Université de Savoie*

♦ une étude des effets directs de l'élévation de la température et de la concentration en oxygène dissous sur la survie, la vitesse du développement embryonnaire et sur le développement de l'alevin. *Rubin (1990)* a montré que la survie des œufs en pleine phase eutrophe était faible dans les frayères naturelles du Léman en raison de la désoxygénation de l'eau qui en résulte dans les couches profondes. Le réchauffement climatique devrait aggraver ce problème car le brassage hivernal qui permet la ré-oxygénation des couches profondes diminuera. Les effets du colmatage du sédiment et du manque d'oxygène sur les stades embryo-larvaires de l'omble chevalier, de la fécondation à la fin de la phase de résorption de la vésicule vitelline, seront abordés à 2 températures, une très propice et une correspondant à un réchauffement de 2°C, l'eau du Léman s'étant déjà réchauffée d'1°C en surface depuis 1980 (*Gillet et Quetin, 2006*). La survie, les malformations, la longueur et le poids de l'alevin en fin de résorption paramètres liés à l'utilisation des réserves vitellines seront décrites.

Comme pour les investigations *in situ,* ces tests en milieu contrôlé seront répétés pendant les deux premières années du projet (2011, 2012). Les résultats attendus permettront d'évaluer si l'élévation actuelle de la température de l'eau des lacs ainsi que celle envisagée pour les 20 prochaines années, de l'ordre de 1 à 2°C, ne risque pas de mettre définitivement en péril les populations naturelles.

Ce projet, que je coordonne, est porté par des membres de l'équipe de Recherche Ritoxe (*Ressources Ichtyologiques et écoTOXicologie des Ecosystèmes limniques*) à laquelle j'appartiens. Cette équipe s'intéresse aux bases biologiques de la bio-indication et de la gestion des ressources piscicoles. Les travaux de l'équipe sont centrés sur la qualité du milieu aquatique, l'écotoxicologie et fonctionnalité des populations d'espèces clés (écogénétique, écophysiologie, production, conservation, halieutique,…) avec un objectif de gestion et d'indicateurs. Les principaux résultats validés par la commission d'évaluation de l'AERES (2010), tout en répondant à des objectifs opérationnels, représentent des avancées importantes de connaissance sur les processus qui structurent les populations de poissons. La ré-oligotrophisation progressive des grands lacs implique à terme des changements dans la structure des communautés piscicoles lacustres exploitées et donc suppose une adaptation des stratégies de gestion qui seront également à réorienter en fonction des différents stresseurs.

Ce projet s'inscrit donc parfaitement dans les objectifs de l'équipe tels qu'ils ont été définis puis validés par l'AERES. Ce projet Cible « PerOmble » vise un nombre restreint d'hypothèses fortes et centre ses efforts sur un nombre limité d'actions. La participation de plusieurs membres de l'équipe est aussi un facteur structurant de ce projet car s'appuyant sur des compétences multiples, reconnues, centrées sur un objectif commun. Ce projet s'inscrit de manière cohérente avec les perspectives de l'UMR CARRTEL, définie comme une unité de limnologie biologique impliquée principalement dans des recherches relevant à la fois de l'écologie fonctionnelle et de la limnologie opérationnelle. L'Unité contribue à des projets spécialisés grâce à sa maîtrise de méthodologies clés ou d'outils (halieutique, bio-indicateurs, hydroacoustique, marquages de poissons, …), son implication sur les sites de références du SOERE GLACPE et à sa capacité à mobiliser différents acteurs scientifiques ou gestionnaires.

Les travaux décrits pourront ainsi s'appuyer sur l'ensemble des paramètres limnologiques acquis sur les 3 lacs étudiés. Enfin, la participation du LCME, laboratoire de chimie environnementale de l'UdS, et partenaire dans la Fédération FLAME[17], Fédération également validée par l'AERES en 2010, permet de développer des passerelles entre des disciplines connexes dont l'intervention concertée est nécessaire pour aborder la complexité des problèmes environnementaux liés à l'eau et qui apportera ses compétences en ce qui concerne des mesures spécifiques décrites dans le document.

[17] *FLAME : Fédération de recherche Lac ; Montagne ; Environnement (UdS Carrtel, LCME, EDYTEM)*

Parallèlement, un projet ANR a été déposé, porté par des collègues du CEMAGREF de Lyon. Ce projet intitulé ‘‘*Interactions between Sediment and Biota: a trophic web Model for improving the Management of environmental risks’’* comporte un volet spécifique sur la contamination par les PCB de l'omble chevalier, dont la pêche est interdite depuis février 2009 dans le lac du Bourget. Ce volet, coordonné par M. Perga, CR1 CARRTEL, qui a pour titre: *‘‘Study of intra-specific variability in Artic Charr contamination levels in lake Bourget’’,* s'articule parfaitement avec le projet « PerOmble » mais aussi avec le suivi du peuplement de poissons dans le cadre du SOERE (*cf. 3.1.5.1.*)

Les objectifs de ce volet :

1. *to establish a mapping of the contamination of lake Bourget sediments and pelagic/benthic biota by PCBs (polychlorobiphenyls), PBDEs (Polybromo-diphenyl-ethers) and Hg.*
2. *to establish an isotope mapping (C, S and H) of Lake Bourget sediment and pelagic/benthic biota,*
3. *to assess, for Arctic char in Lake Bourget, the intra-specific variability:*
   - 3.1. *of contamination levels for PCBs, PBBEs and Hg, accounting for seasonal variations;*
   - 3.2. *of char trophic behaviour (+/- piscivorous) and feeding habitats (pelagic/benthic), relying on gut contents and trophic biomarkers (C, N stable isotopes and fatty acids);*
   - 3.3. *in char feeding areas, combining hydroacoustics and C, S and H stable isotope methods.*
4. *to evaluate, with respect to biological modelling, how much of this variability in contamination levels can be attributed to fish differences in terms of trophic behaviour and/or spatial distribution.*

- ***Assessment of fish spatial distribution at day and night using hydroacoustics****,*
- ***Fish sampling in every habitats (deep and shallow pelagic waters, littoral areas) in which they were detected using hydroacoustics, for a minimal sample of 200 individuals, in order to get a reliable estimate of inter-individual variability.***

- *Fish prey collection (zooplankton, chironomids and young fishes of the year, identified from gut content analyses) and sediment samplings for contaminant and isotope measurements, with a minimal sampling effort of 150 (120 for chironomids and 30 for pelagic preys) and 120 (sediment) samples for each analysis, in order to get a reliable estimate of spatial and seasonal variability.*

- ***Cartography of sediment contamination by kriging****.*

- *Detection of potential correlations between trophic-spatial and contamination variability at the intra-specific scale*
- *Development of stable isotope mixing models, based on three isotopes, to determine the part of diet preference and foraging environment in contamination levels (in interaction with WP3).*

The main difficulty of this program is related to the efficiency of charr sampling : individuals have to be caught in every of their habitats. Combining hydroacoustics with various catching methods might be very helpful in this perspective. The objectives of the planned exploratory campaign are therefore to test various fishing methods, and adapt them when necessary. In addition, the logistical support and involvement from CISALB and local angling associations have been considered as an alternative approach to improving our fishing efficiency.

4.4.3. Etudes des migrateurs de la baie du Mont St Michel

Un projet, qui serait réalisé à l'échelle d'une population de saumon atlantique (*Salmo salar*), dans les affluents de la baie du Mont-Saint-Michel, est en préparation. Cette baie fait en effet l'objet d'un plan d'ensemble, qui devrait à terme rétablir son caractère maritime. Ce projet implique des aménagements d'infrastructures lourds et donc des modifications fortes de l'environnement aquatique, qui auront des conséquences sur la migration de certaines espèces de poissons. Une Thèse CIFRE avec le Bureau d'Etude Asconit et l'INRA de Rennes (J.L. Bagliniére, D. Ombredanne) est en train de se monter.

La mise en place d'un nouveau barrage sur le Couesnon, cours d'eau connecté à la baie, a pour but de réaliser des stockages temporaires d'eau puis des lâchers à marée basse, afin de faire régresser l'emprise des ''herbus'' dans le périmètre proche du Mont. Ce barrage va profondément modifier la morphodynamique fluviale et estuarienne, ainsi que la qualité des milieux aquatiques amont et aval. Les impacts prévisibles sur l'ichtyofaune sont liés à la modification de la gestion hydraulique du site, avec la reprise des marées dynamiques dans le Couesnon amont, la restauration des milieux saumâtres, la modification de la courantologie locale et des processus de transport fluvial. Ces modifications vont impacter les déplacements et les migrations des espèces locales. Dans ce contexte, un suivi hydroacoustique des populations de poissons migrateurs du Couesnon permettrait de décrire quantitativement et qualitativement le franchissement du barrage par le saumon atlantique en parallèle avec le suivi du peuplement de poissons de la partie aval, réalisé suivant un protocole connu et couramment utilisé, la pêche à la senne de plage.

Le projet de recherche a pour objet de suivre la migration des espèces amphihalines migratrices par hydroacoustique, couplées à des approches complémentaires afin de mettre en évidence les stratégies, les caractéristiques et les dynamiques de migration des populations de poissons. Une première année de suivi avec un sondeur split-beam 70 kHz a déjà été effectuée sur une partie de l'année (**Martignac *et al*., 2011**), le projet devant pérenniser ce suivi. Un deuxième cours d'eau, la Sélune, pourrait aussi être suivi : sur ce cours d'eau un barrage doit être arasé. Pour ce suivi, l'achat d'un sondeur de type DIDSON a été acté (juillet 2011) par l'Agence de l'eau Seine-Normandie.

5. Etudes de l'ichtyocénose à l'échelle du banc

D'après *Aron et Passera (2000),* la vie en groupe est un phénomène comportemental très répandu dans le monde animal : ce comportement varie bien entendu selon les espèces ou le cycle de vie, et il s'établit de façon permanente ou temporaire. La structure agrégative, quand elle est présente, dépend notamment des conditions du milieu ou des fonctions nécessaires et vitales telles que la nutrition, la reproduction, la survie,…. Pour les vertébrés, cette évolution vers la socialité s'explique principalement par une relation coût-bénéfices: en première approximation, si un comportement rapporte plus de bénéfices qu'il ne coûte, il sera sélectionné. Cependant, il est difficile de traduire quantitativement un tel raisonnement : on peut effectuer un calcul des gains effectifs dans peu d'exemples. On peut citer le cas des prédateurs qui chassent en groupe (meute, banc, ..) où l'efficacité est alors avérée. Dans un certain nombre de cas, le comportement coopératif est maintenu, même si il apparait comme désavantageux ou peu visible : *Aron et Passera (2000)* le qualifient alors d'altruiste et l'expliquent par une contribution indirecte d'aide à la diffusion de certains gènes, afin de favoriser des combinaisons génétiques proches de celles des membres du groupe. Mais les explications de la socialité chez les vertébrés reposent majoritairement sur le rapport coûts/bénéfices et donc sur l'environnement qui influe sur ce rapport.

Pour un banc de poissons, un certain nombre d'hypothèses très générales a été énoncé par plusieurs auteurs tel que *Partridge* en *(1982) :* la structure en banc augmente *i)* la protection contre les prédateurs, la prédation est alors "diluée" entre tous les poissons du banc et de plus la vigilance est accrue, *ii)* la probabilité de détecter des ressources trophiques, *iii)* la probabilité de disposer d'un partenaire reproductif, *iv)* le gain énergétique,… Pour les poissons grégaires, le banc, comme le résume *Aoki* (1980) d'après *Bertrand et al., 2008* est *''an essential life unit in which fish feed, breed, rest, and flee*". Etre en groupe représente alors un coût-bénéfice positif, induit par des paramètres extérieurs, l'environnement, qui influent sur ce bilan : la vie en groupe ne se faisant pas alors uniquement dans un but reproductif. Il y a bien sur un continuum entre une vie isolée et une vie complètement dépendante de celle des autres, de l'animal solitaire à l'animal eusocial (mode de vie sociale le plus élaboré) (*Aron et Passera, 2000*). Le banc de poissons est donc composé d'individus, qui sont eux-mêmes, selon certains auteurs (*Gerlotto et Paramo, 2003 ; Gerlotto et al., 2010*), structurés spatialement en micro-groupes ou nucleus, à l'intérieur du groupe.

Une revue récente (*Conrad et al., 2011*) fait le point sur l'intérêt croissant des recherches sur les comportements individuels des poissons. Les traits de vie sont étudiés sous l'angle du comportement individuel (agression, exploration, curiosité, sociabilité) et des recherches liées à l'évolution et la plasticité des traits évolutifs. La sociabilité est vue au travers du comportement d'un individu par rapport à d'autres individus et donc en particulier de la tendance à former ou non des bancs. C'est en effet la rencontre entre individus qui donne naissance à ces structures en bancs : cette action en fait un des éléments fondamentaux du comportement chez les poissons (*Croft et al. , 2003*). Les changements des conditions environnementales, telles que les ressources trophiques disponibles, le nombre de prédateurs, et les conditions physiologiques individuelles, telles que la faim et la reproduction, peuvent influer les différentes décisions de se structurer ou non en banc, afin de maximiser ce rapport coût-bénéfice dans un environnement en évolution (*Mackinson et al., 1999*).

On retrouve ainsi la notion d'échelles spatiales emboitées, au niveau de la structuration des individus dans le banc, puis de la structuration des bancs à l'échelle de l'écosystème. *Bertrand et al. (2008)* ont synthétisé les motivations de la structuration en banc en fonction des échelles spatiales (Fig. 24) : la taille des bancs, leur forme et leur localisation dépendent principalement *i)* des caractéristiques de l'habitat, c'est-à-dire la présence et la distribution des ressources, les contraintes hydrodynamiques comme la présence de forts gradients

d'oxygène et la présence ou non de prédateurs, et *ii)* du comportement relatif à des besoins physiologiques comme la reproduction. Lorsqu'on s'intéresse à des échelles spatiales plus larges que celle du banc, les forces environnementales sont les principaux paramètres qui structurent la distribution des poissons en milieu marin : les clusters (*Petitgas, 2010*) et leurs tailles dépendent de paramètres physiques comme les upwellings qui impactent les distributions des ressources trophiques. Le nombre et la taille des clusters dépendent alors directement des structures physiques et sont reliés à des paramètres intrinsèques de la population et de l'abondance totale *(Planque et al., 2011*). En milieu lacustre de telles structures spatiales ont aussi été décrites (**Pinel-Alloul *et al.*, 1999**).

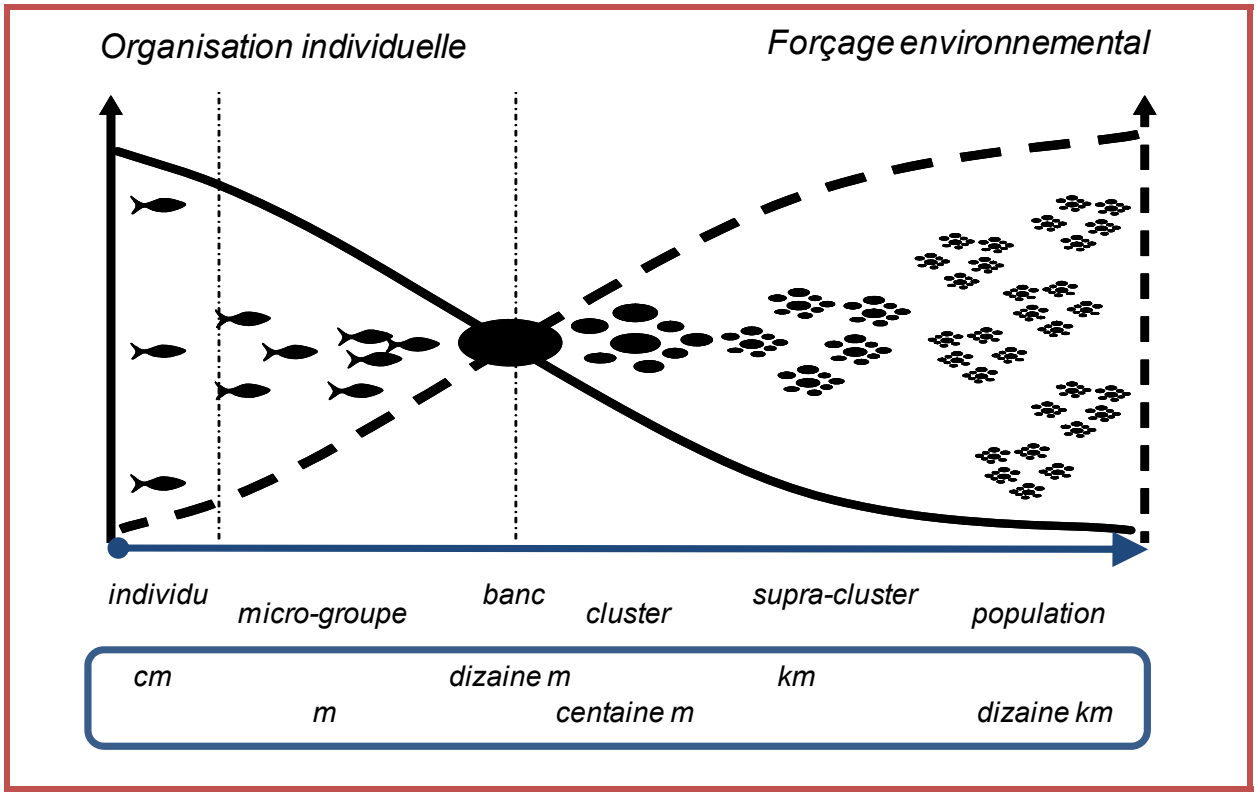


Figure 24: *Diagramme des motivations de la structuration en banc: en abscisse, les dimensions spatiales (échelle logarithmique) des principales structures observées, de l'individu à la population. En ordonnées, l'intensité (échelle arbitraire) de l'échelle de sociabilité (échelle gauche, ligne pleine) et de la pression de l'environnement (échelle de droite, en pointillé). Ce schéma souligne l'importance de la structuration des populations de poissons : aux échelles spatiales courtes, l'organisation individuelle domine, alors qu'aux échelles larges, ce sont les contraintes de l'environnement qui dominent (repris de Bertrand et al., 2008).*

Les dynamiques d'agrégation et désagrégation des bancs sont encore mal connues, même si l'approche écosystémique des pêches (*Cury et al., 2008*) devrait permettre de mieux appréhender l'effet de l'environnement et des facteurs de forçage sur ces dynamiques. Elles sont pourtant des points clefs de la compréhension de ces phénomènes agrégatifs. De même, les mécanismes qui permettent de maintenir la cohésion du banc, via des signaux inter-individuels de différentes natures, pressions et densités (déplacement d'eau, sensation des congénères) (*Larsson, 2009*), visuels ainsi que probablement chimiques, sont aussi incontournables à la compréhension des bancs. La stabilité de la composition d'un groupe interfère avec la notion d'altruisme et avec la nécessaire compréhension des signaux de reconnaissances individuels et des associations (cas de bancs multi-spécifiques) (*Croft et*

al., 2003). Certains modèles montrent par ailleurs la proximité de parentés des individus au sein du même banc (*Behrmann-Gold et al., 2006*).

Les poissons en bancs sont parmi les espèces les plus fortement exploitées dans les océans du monde (*Parrish, 1999*). En effet, la pêche commerciale a exploité, à travers différentes techniques de pêches, les bancs, avec comme conséquence un effondrement des stocks dans de nombreux cas (*Pauly et al., 2005*), même si le niveau des stocks mondiaux et les effondrements annoncés sont sujets à controverse (*Daan et al., 2011*).

Croft et al., 2003 affirment donc, à la suite de *Pitcher (1997),* que la connaissance de la structure et de la dynamique des bancs de poissons, c'est à dire les mécanismes et les contraintes des rencontres entre bancs, est essentielle dans la gestion de la pêche, et pourrait être la clef de la conservation des stocks halieutiques. Selon ces auteurs, les interactions entre bancs sont fondamentales car elles influencent les opportunités de brassage entre individus, impactent les processus évolutifs, la transmission d'informations et de maladies.

Dans les écosystèmes d'eau douce, la plupart des travaux sur les bancs sont basés sur des recherches en milieux contrôlés (*Gautrais et al., 2009*) et sur quelques espèces clefs. Ces recherches reposent essentiellement sur l'étude des interactions individuelles et des choix de socialité, c'est-à-dire de la formation de banc : *Krause et al. (2000)* montrent que les poissons forment des bancs en s'associant préférentiellement avec des individus de même longueur, de même couleur ou qui sont porteurs des mêmes parasites (*Ward et al., 2005*). Ces associations ciblées ont mis en avant l'importance des comportements individuels dans l'apparition de ces structures et sont liées à la notion d'apprentissage (*Soria, 1997*). Les capacités cognitives des poissons sont mal connues et l'hypothèse des ''micro-structures'' dans les bancs (*Gerlotto et al., 2010*) permet de s'inscrire dans des réflexions similaires à celles concernant les travaux sur les vols d'oiseaux (*Ballerini et al., 2008*) qui remettent en cause la notion de distance entre individus au profit d'une notion de voisinage.

L'étude du fonctionnement des dynamiques agrégatives des bancs de poissons grégaires (*Pitcher et Parrish, 1993*) est donc devenue une des composantes majeures de l'écologie halieutique depuis plusieurs années et c'est dans ce contexte que nos travaux sur les bancs de poissons en eau douce ont été initiés. Les connaissances acquises dans ces milieux d'eau douce, qui sont des écosystèmes moins complexes que le milieu marin, pourraient alors servir de modèle aux recherches océanographiques. En effet, nos écosystèmes présentent l'avantage de posséder :

- un peuplement de poissons structuré par une thermocline marquée, de fin juin à début octobre, avec des salmonidés en dessous de la thermocline, des cyprinidés et percidés au dessus (*Mehner et al., 2010*) ;
- deux espèces de poissons, la perche et le gardon, dont les juvéniles sont en banc pendant la journée, souvent en grande quantité, tant en biomasse qu'en nombre de bancs (**Guillard et al., 2006a**) ;
- des distances d'observateurs-bancs réduites ;
- une bonne utilisation des méthodes de captures qui permet de valider les données acoustiques par un échantillonnage ciblé (taille, espèces) (**Guillard et Gerdeaux, 1993 ;** *Colon et al., 2006*);
- des conditions environnementales souvent calmes qui permettent de réaliser des approches méthodologiques dans de très bonnes conditions (**Guillard *et al.,* 2004 b**) et à des coûts moindres par rapport aux campagnes océanographiques ;
- enfin, un bateau équipé qui appartient au laboratoire de Thonon et qui est disponible facilement avec un équipage réduit.

5.1. Etude de la morphologie des bancs de poissons en eau douce

Si l'étude des bancs de poissons en milieu marin commence à être très bien documentée *(cf. en particulier la synthèse réalisée par Fréon et Misund en 1999*), en eau douce peu d'études ont été réalisées *in situ* sur ces structures biologiques (*Milne et al. 2005*), malgré leurs importances tant quantitatives que qualitatives dans les milieux lacustres. Il existe de très nombreux articles sur les mécanismes et les fonctions de ces structures agrégatives mais essentiellement basés sur de la modélisation, de la simulation en utilisant des animoïdes[18], ou sur des expériences en laboratoire ou *in situ* mais uniquement à de petites échelles spatiales (*Hoare et al. 2004*; *Hensor et al. 2005; Ward et al. 2005*). Dans le lac d'Annecy, comme dans les autres grands lacs alpins (*Gerdeaux et al., 2006)*, le recrutement printanier des cyprinidés et percidés peut être couronné de succès et donner ainsi naissance à des cohortes très abondantes (*Kahl et Radke 2006*), augmentant d'un facteur 10 la biomasse piscicole pélagique totale d'un lac pendant la saison estivale (**Guillard *et al.*, 2006 b**). Ces poissons, outre leur effet sur le réseau trophique lacustre par des effets top-down (*Angeli et al., 2001*), ont aussi une importance économique locale (*Zanella*, *2003* ; **Degiorgi *et al.*, *2006***). Le propos de ces premières expérimentations, réalisées en 2004, a été de décrire, pour la première fois à notre connaissance, les structures tri-dimensionnelles des bancs de juvéniles de poissons en lac, à l'aide d'un sonar multi-faisceaux haute résolution (Fig. 25) (*Gerlotto et al., 1999).* Dans notre étude, le nombre de bancs détectés est important et a été acquis en un laps de temps relativement court (durée inférieure à 7 h), permettant d'obtenir des données d'une grande homogénéité. En effet, les conditions environnementales à cette échelle de temps étaient très stables et n'impactent donc pas les structures (*Bertrand et al., 2008*). Cette rapidité d'acquisition induit aussi un coût réduit pour l'obtention de ce type de données et cela d'autant plus que les moyens pour la navigation en eau douce sont d'un coût sans commune mesure avec ceux nécessaires à la mise en œuvre de vaisseaux de recherche océanographique (*Mackinson et al. 2004*).

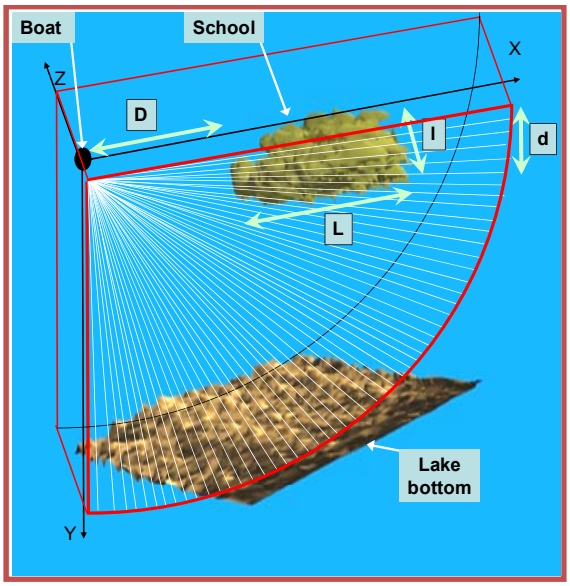


Figure 25: *vue schématique d'un banc vu au sonar et les principaux paramètres (d'après **Guillard et al., 2006b**).*

Les bancs observés dans notre écosystème présentent des paramètres tant morphologiques qu'énergétiques ou spatiaux très variables. Du point de vue morphologique, on ne trouve pas de bancs très haut et peu large, ou très long et très peu haut, comme décrit par ailleurs dans la littérature (*Petitgas et Levenez 1996 ; Massé et al. 1996 ; Muiño et al. 2003*). Le ratio surface/volume diffère de 1 et est beaucoup plus élevé (aux alentours de 7) que celui décrit par *Brierley et Cox (2010)* et présenté comme universel. La hauteur des bancs étant limitée par la position de la thermocline, il n'y a pas de banc ayant une hauteur supérieure à une

[18] *Animoïde : Terme générique désignant les individus indifférenciés d'ensembles d'animaux, au sens large (sardines, thermites, etc.).*

vingtaine de mètres : les plus gros bancs ont tendance à prendre une forme écrasée. Les paramètres médians (longueur : 14.30 m, largeur : 10.55 m, hauteur : 7.77 m, surface : 897.34 m²) des bancs de gardons et de perches observés sont beaucoup plus élevés que ceux décrits par *Milne et al. (2005)* en eau douce mais qui concernent une autre espèce (*Coregonus artedi*). En revanche ces paramètres sont analogues aux données de la littérature en eau de mer (*Bahri et Fréon, 2000* ; *Muiño et al., 2003 ; Gerlotto et Paramo, 2003 ; Gerlotto et al., 2004*). L'énergie moyenne globale de chaque banc est très variable, montrant une très forte hétérogénéité entre bancs. L'analyse des données obtenues par le sonar Reson à travers le logiciel Sbi-Viewer (*Gerlotto et al., 1999*) permet de plus une analyse de la structure interne des bancs. Les bancs ne sont pas des structures homogènes mais présentent à l'intérieur de nombreuses zones de plus faibles densités, les vacuoles (*Fréon et al., 1992). Gerlotto et Paramo (2003)* qui ont utilisé le même outil d'acquisition et d'analyse, reprécisent la définition de cette structure interne : ''*a fish school is a very heterogeneous 3D structure with numerous empty sub-volumes that they named vacuoles''*.

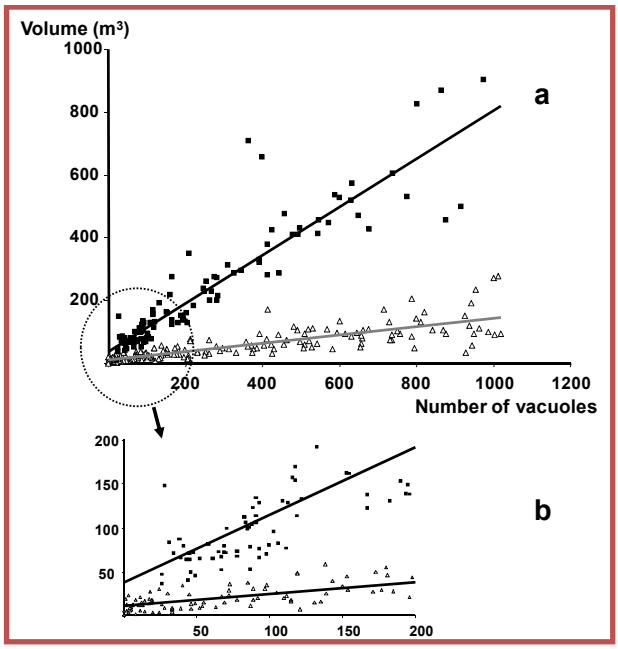


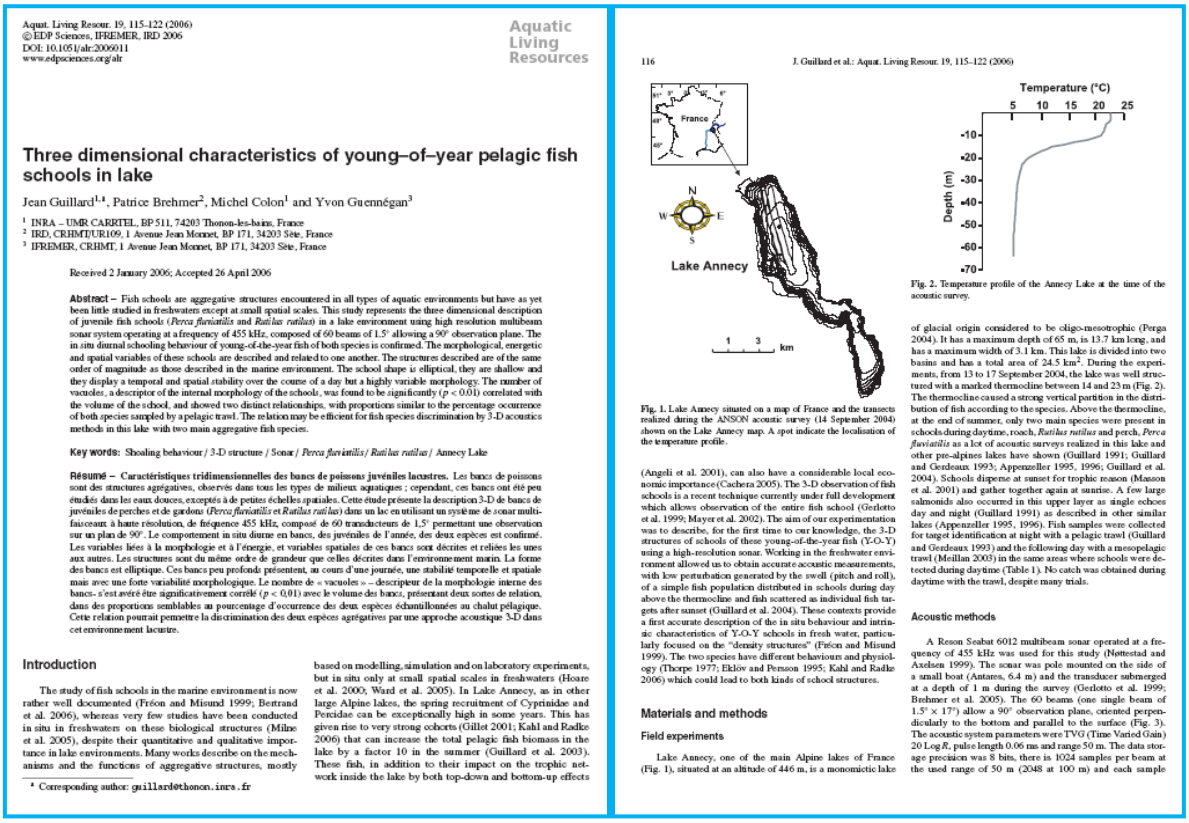
Figure 26 *: relations linéaires significatives entre le nombre de vacuoles et le volume du banc. Deux relations sont discriminées, et zoom sur l'origine (d'après* ***Guillard et al., 2006b)***

Le nombre de vacuoles par bancs dans nos analyses est significativement corrélé ($p < 0,01$) au volume du banc: en effet, plus le banc est important, plus le nombre de vacuoles détectées dans le banc est important. Mais cette corrélation présente deux modalités distinctes, dans des proportions de 60 % et 40 % (Fig. 26). Par ailleurs, nous n'avons pu mettre en évidence aucune relation entre le nombre de vacuoles et les autres paramètres (distance, profondeur, temps, position géographique, énergie, …) qui auraient permis d'émettre des hypothèses sur les deux modalités rencontrées. Nous pouvons affirmer que dans notre écosystème les bancs sont monospécifiques, ce qui est souvent le cas (*Fréon and Misund 1999)* et ce d'autant plus qu'une espèce (la perche) est un prédateur de l'autre espéce (le gardon) (*Turesson et Brönmark 2004*).

Pour un volume donné, il existe donc des bancs avec beaucoup de vacuoles et d'autres avec très peu. Cette différence pourrait être du *i)* à des bancs ayant des comportements différents, par exemple certains bancs sont en fuite et se dispersent alors que d'autres se regroupent, mais aussi *ii)* aux deux espèces présentes. En effet *Eklöv et Persson (1995)* ont montré expérimentalement qu'elles se comportaient différemment*:* "roach formed schools which were denser in the presence of predators, had a higher swimming speed (both in the open water and in the refuge) than juvenile perch". Les proportions de chaque catégorie de banc sont du même ordre de grandeur que les proportions des deux espèces présentes dans le milieu, capturées au chalut : 65 % et 35 %.

Cette étude préliminaire (**Guillard *et al.*, 2006b**) nous a permis de décrire les caractéristiques, tant morphologiques que spatiales et énergétiques de bancs de gardons et de perches. Dans un milieu stable et peu complexe, elle nous a permis d'apporter des observations obtenues *in situ* sur ces structures agrégatives en eau douce.

Le nombre de vacuoles, paramètre de la morphologie interne des bancs, s'est avéré être significativement corrélé avec le volume des bancs, en présentant deux modalités distinctes, dans des proportions semblables à l'occurrence des deux espèces présentes. Cette relation pourrait permettre, si elle était validée, la discrimination spécifique par les approches acoustiques 3D des poissons pélagiques dans les écosystèmes d'eau douce.



Aquat. Living Resour. 19, 115–122 (2006)
©EDP Sciences, IFREMER, IRD 2006
DOI: 10.1051/alr:2006011
www.edpsciences.org/alr

Aquatic Living Resources

Three dimensional characteristics of young–of–year pelagic fish schools in lake

Jean Guillard[1,a], Patrice Brehmer[2], Michel Colon[1] and Yvon Guennégan[3]

[1] INRA – UMR CARRTEL, BP 511, 74203 Thonon-les-bains, France
[2] IRD, CRHMT/UR109, 1 Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète, France
[3] IFREMER, CRHMT, 1 Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète, France

Received 2 January 2006; Accepted 26 April 2006

Abstract – Fish schools are aggregative structures encountered in all types of aquatic environments but have as yet been little studied in freshwaters except at small spatial scales. This study represents the three dimensional description of juvenile fish schools (*Perca fluviatilis* and *Rutilus rutilus*) in a lake environment using high resolution multibeam sonar system operating at a frequency of 455 kHz, composed of 60 beams of 1.5° allowing a 90° observation plane. The in situ diurnal schooling behaviour of young-of-the-year fish of both species is confirmed. The morphological, energetic and spatial variables of these schools are described and related to one another. The structures described are of the same order of magnitude as those described in the marine environment. The school shape is elliptical, they are shallow and they display a temporal and spatial stability over the course of a day but a highly variable morphology. The number of vacuoles, a descriptor of the internal morphology of the schools, was found to be significantly ($p < 0.01$) correlated with the volume of the school, and showed two distinct relationships, with proportions similar to the percentage occurrence of both species sampled by a pelagic trawl. The relation may be efficient for fish species discrimination by 3-D acoustics methods in this lake with two main aggregative fish species.

Key words: Shoaling behaviour / 3-D structure / Sonar / *Perca fluviatilis* / *Rutilus rutilus* / Annecy Lake

Résumé – Caractéristiques tridimensionnelles des bancs de poissons juvéniles lacustres. Les bancs de poissons sont des structures agrégatives, observés dans tous les types de milieux aquatiques ; cependant, ces bancs ont été peu étudiés dans les eaux douces, excepté à de petites échelles spatiales. Cette étude présente la description 3-D de bancs de juvéniles de perches et de gardons (*Perca fluviatilis* et *Rutilus rutilus*) dans un lac en utilisant un système de sonar multi-faisceaux à haute résolution, de fréquence 455 kHz, composé de 60 transducteurs de 1,5° permettant une observation sur un plan de 90°. Le comportement in situ diurne en bancs, des juvéniles de l'année, des deux espèces est confirmé. Les variables liées à la morphologie et à l'énergie, et variables spatiales de ces bancs sont décrites et reliées les unes aux autres. Les structures sont du même ordre de grandeur que celles décrites dans l'environnement marin. La forme des bancs est elliptique. Ces bancs peu profonds présentent, au cours d'une journée, une stabilité temporelle et spatiale mais avec une forte variabilité morphologique. Le nombre de « vacuoles » – descripteur de la morphologie interne des bancs– s'est avéré être significativement corrélé ($p < 0,01$) avec le volume des bancs, présentant deux sortes de relation, dans des proportions semblables au pourcentage d'occurrence des deux espèces échantillonnées au chalut pélagique. Cette relation pourrait permettre la discrimination des deux espèces agrégatives par une approche acoustique 3-D dans cet environnement lacustre.

Introduction

The study of fish schools in the marine environment is now rather well documented (Fréon and Misund 1999; Bertrand et al. 2006), whereas very few studies have been conducted in situ in freshwaters on these biological structures (Milne et al. 2005), despite their quantitative and qualitative importance in lake environments. Many works describe on the mechanisms and the functions of aggregative structures, mostly based on modelling, simulation and on laboratory experiments, but in situ only at small spatial scales in freshwaters (Hoare et al. 2000; Ward et al. 2005). In Lake Annecy, as in other large Alpine lakes, the spring recruitment of Cyprinidae and Percidae can be exceptionally high in some years. This has given rise to very strong cohorts (Gillet 2001; Kahl and Radke 2006) that can increase the total pelagic fish biomass in the lake by a factor 10 in the summer (Guillard et al. 2003). These fish, in addition to their impact on the trophic network inside the lake by both top-down and bottom-up effects

[a] Corresponding author: guillard@thonon.inra.fr

Fig. 1. Lake Annecy situated on a map of France and the transects realized during the ANSON acoustic survey (14 September 2004) shown on the Lake Annecy map. A spot indicates the localisation of the temperature profile.

Fig. 2. Temperature profile of the Annecy Lake at the time of the acoustic survey.

(Angeli et al. 2001), can also have a considerable local economic importance (Cachera 2005). The 3-D observation of fish schools is a recent technique currently under full development which allows observation of the entire fish school (Gerlotto et al. 1999; Mayer et al. 2002). The aim of our experimentation was to describe, for the first time to our knowledge, the 3-D structures of schools of these young-of-the-year fish (Y-O-Y) using a high-resolution sonar. Working in the freshwater environment allowed us to obtain accurate acoustic measurements, with low perturbation generated by the swell (pitch and roll), of a simple fish population distributed in schools during day above the thermocline and fish scattered as individual fish targets after sunset (Guillard et al. 2004). These contexts provide a first accurate description of the in situ behaviour and intrinsic characteristics of Y-O-Y schools in fresh water, particularly focused on the "density structures" (Fréon and Misund 1999). The two species have different behaviours and physiology (Thorpe 1977; Eklöv and Persson 1995; Kahl and Radke 2006) which could lead to both kinds of school structures.

Materials and methods

Field experiments

Lake Annecy, one of the main Alpine lakes of France (Fig. 1), situated at an altitude of 446 m, is a monomictic lake of glacial origin considered to be oligo-mesotrophic (Perga 2004). It has a maximum depth of 65 m, is 13.7 km long, and has a maximum width of 3.1 km. This lake is divided into two basins and has a total area of 24.5 km^2. During the experiments, from 13 to 17 September 2004, the lake was well structured with a marked thermocline between 14 and 23 m (Fig. 2). The thermocline caused a strong vertical partition in the distribution of fish according to the species. Above the thermocline, at the end of summer, only two main species were present in schools during daytime, roach, *Rutilus rutilus* and perch, *Perca fluviatilis* as a lot of acoustic surveys realized in this lake and other pre-alpines lakes have shown (Guillard 1991; Guillard and Gerdeaux 1993; Appenzeller 1995, 1996; Guillard et al. 2004). Schools disperse at sunset for trophic reason (Masson et al. 2001) and gather together again at sunrise. A few large salmonids also occurred in this upper layer as single echoes day and night (Guillard 1991) as described in other similar lakes (Appenzeller 1995, 1996). Fish samples were collected for target identification at night with a pelagic trawl (Guillard and Gerdeaux 1993) and the following day with a mesopelagic trawl (Meillan 2003) in the same areas where schools were detected during daytime (Table 1). No catch was obtained during daytime with the trawl, despite many trials.

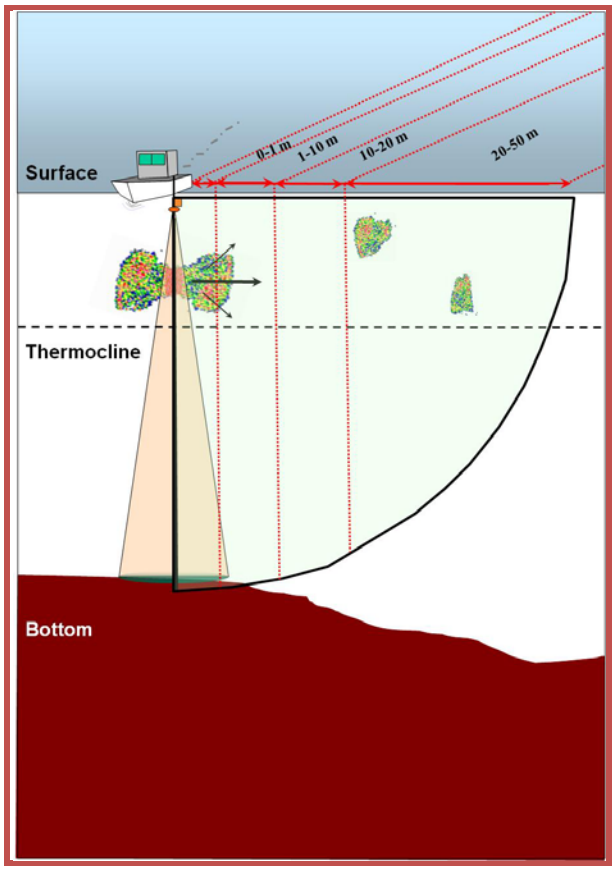
Acoustic methods

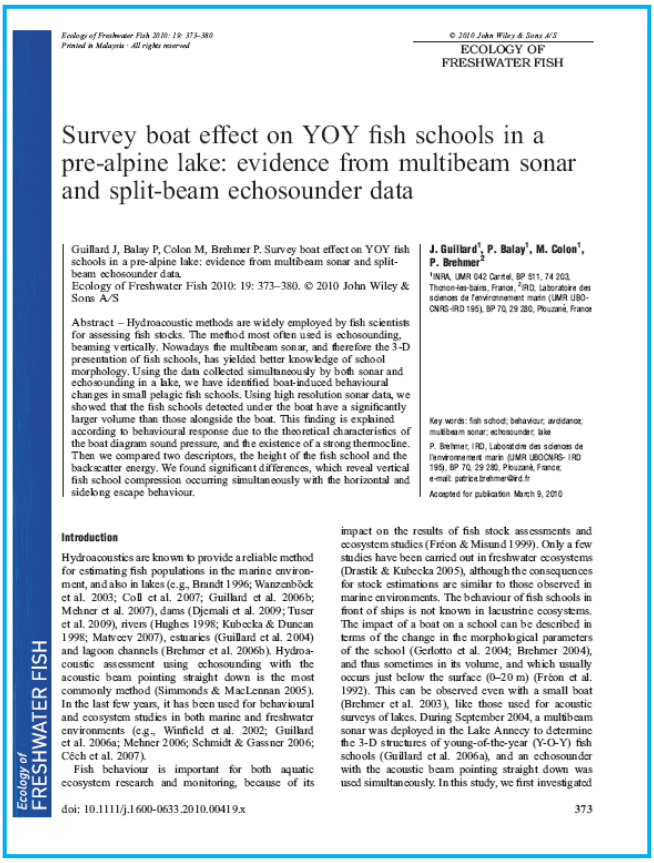
A Reson Seabat 6012 multibeam sonar operated at a frequency of 455 kHz was used for this study (Nøttestad and Axelsen 1999). The sonar was pole mounted on the side of a small boat (Antares, 6.4 m) and the transducer submerged at a depth of 1 m during the survey (Gerlotto et al. 1999; Brehmer et al. 2005). The 60 beams (one single beam of 1.5° × 17°) allow a 90° observation plane, oriented perpendicularly to the bottom and parallel to the surface (Fig. 3). The acoustic system parameters were TVG (Time Varied Gain) 20 Log R, pulse length 0.06 ms and range 50 m. The data storage precision was 8 bits, there is 1024 samples per beam at the used range of 50 m (2048 at 100 m) and each sample

5.2. Comportement d'évitement des bancs

Ces travaux préliminaires sur la morphologie des bancs de poissons m'ont incité à prolonger ce projet en demandant un financement *« Projet innovant du département EFPA* » afin de valider l'hypothèse de discrimination spécifique (*cf. 5.4.*). Ce financement a permis aussi de mener une étude sur le comportement des bancs face au bateau. Le comportement est une thématique importante en halieutique, par son impact sur les résultats des estimations de stock (*Fréon et Misund 1999*). Mais peu d'études ont été réalisées en eau douce (*Lucas et al., 2002* ; *Drastik et Kubecka, 2005*), bien que les conséquences sur les estimations soient similaires à celles observées en milieu marin. L'impact d'un bateau sur un banc peut être décrit par un changement de la morphologie du banc (*Gerlotto et al. 2004; Brehmer 2004*), de son intégrité et/ou de son volume, en particulier pour les bancs proches de la surface (*Fréon et al. 1992*) et ceci indépendamment de la taille du bateau (**Brehmer *et al.* 2003 b)**. Dans ce projet, nous avons étudié si les volumes et les paramètres morphologiques des bancs détectés directement sous le bateau, donc les bancs observés simultanément par l'échosondeur et par le sonar multifaisceaux, étaient différents de ceux observés à une certaine distance de l'embarcation. Il est en effet primordial de savoir si les bancs détectés par les sondeurs émettant verticalement, méthode acoustique la plus répandue, présentent un biais lié à un évitement, puis si possible de quantifier ce biais (*Hjellvik et al. 2008; Patel et Ona 2009*).

Le premier constat issu de nos investigations est qu'effectivement, le bateau induit un effet d'évitement. Les volumes et les hauteurs des bancs détectés sous le bateau, estimés par le sonar, sont en moyenne, significativement plus élevés que ceux des bancs distants : les bancs réagissent au bateau. De plus, on constate que la hauteur moyenne des bancs détectés par le sondeur est plus faible que celle des bancs détectés par le sonar et en particulier pour ceux qui sont détectés simultanément par les deux appareils. Ce dernier résultat est *a priori* inattendu, puisque ce sont les mêmes bancs qui sont détectés simultanément. Cette différence est due en réalité aux volumes insonnifiés qui ne sont pas les mêmes: avec le sondeur vertical on n'enregistre qu'une petite partie du banc, le volume est limité, alors qu'avec le sonar on effectue des mesures, qualifiées d'exhaustives par certains auteurs, sur l'ensemble du banc. La taille des bancs obtenue à l'aide du sondeur est donc biaisée, comme *Gerlotto et al. (1999)* l'avaient déjà montré: la hauteur des bancs détectés par l'échosondeur sous le bateau est toujours plus faible que la valeur moyenne du banc en entier (*Jørgensen et al. 2004*). Mais pour ces mêmes bancs, le descripteur énergétique obtenu par les deux instruments a été trouvé plus élevé pour le sondeur que pour le sonar, indiquant ainsi que la partie du banc localisée juste sous le bateau serait plus dense : moins haute mais plus dense (Fig. 27).





Ecology of Freshwater Fish 2010: 19: 373–380
Printed in Malaysia · All rights reserved

© 2010 John Wiley & Sons A/S

ECOLOGY OF FRESHWATER FISH

Survey boat effect on YOY fish schools in a pre-alpine lake: evidence from multibeam sonar and split-beam echosounder data

Guillard J, Balay P, Colon M, Brehmer P. Survey boat effect on YOY fish schools in a pre-alpine lake: evidence from multibeam sonar and split-beam echosounder data.
Ecology of Freshwater Fish 2010: 19: 373–380. © 2010 John Wiley & Sons A/S

J. Guillard[1], P. Balay[1], M. Colon[1], P. Brehmer[2]

[1]INRA, UMR 042 Carrtel, BP 511, 74 203, Thonon-les-bains, France, [2]IRD, Laboratoire des sciences de l'environnement marin (UMR UBO-CNRS-IRD 195), BP 70, 29 280, Plouzané, France

Abstract – Hydroacoustic methods are widely employed by fish scientists for assessing fish stocks. The method most often used is echosounding, beaming vertically. Nowadays the multibeam sonar, and therefore the 3-D presentation of fish schools, has yielded better knowledge of school morphology. Using the data collected simultaneously by both sonar and echosounding in a lake, we have identified boat-induced behavioural changes in small pelagic fish schools. Using high resolution sonar data, we showed that the fish schools detected under the boat have a significantly larger volume than those alongside the boat. This finding is explained according to behavioural response due to the theoretical characteristics of the boat diagram sound pressure, and the existence of a strong thermocline. Then we compared two descriptors, the height of the fish school and the backscatter energy. We found significant differences, which reveal vertical fish school compression occurring simultaneously with the horizontal and sidelong escape behaviour.

Key words: fish school; behaviour; avoidance; multibeam sonar; echosounder; lake

P. Brehmer, IRD, Laboratoire des sciences de l'environnement marin (UMR UBO/CNRS- IRD 195), BP 70, 29 280, Plouzané, France; e-mail: patrice.brehmer@ird.fr

Accepted for publication March 9, 2010

Introduction

Hydroacoustics are known to provide a reliable method for estimating fish populations in the marine environment, and also in lakes (e.g., Brandt 1996; Wanzenböck et al. 2003; Coll et al. 2007; Guillard et al. 2006b; Mehner et al. 2007), dams (Djemali et al. 2009; Tuser et al. 2009), rivers (Hughes 1998; Kubecka & Duncan 1998; Matveev 2007), estuaries (Guillard et al. 2004) and lagoon channels (Brehmer et al. 2006b). Hydroacoustic assessment using echosounding with the acoustic beam pointing straight down is the most commonly method (Simmonds & MacLennan 2005). In the last few years, it has been used for behavioural and ecosystem studies in both marine and freshwater environments (e.g., Winfield et al. 2002; Guillard et al. 2006a; Mehner 2006; Schmidt & Gassner 2006; Cech et al. 2007).

Fish behaviour is important for both aquatic ecosystem research and monitoring, because of its impact on the results of fish stock assessments and ecosystem studies (Fréon & Misund 1999). Only a few studies have been carried out in freshwater ecosystems (Drastik & Kubecka 2005), although the consequences for stock estimations are similar to those observed in marine environments. The behaviour of fish schools in front of ships is not known in lacustrine ecosystems. The impact of a boat on a school can be described in terms of the change in the morphological parameters of the school (Gerlotto et al. 2004; Brehmer 2004), and thus sometimes in its volume, and which usually occurs just below the surface (0–20 m) (Fréon et al. 1992). This can be observed even with a small boat (Brehmer et al. 2003), like those used for acoustic surveys of lakes. During September 2004, a multibeam sonar was deployed in the Lake Annecy to determine the 3-D structures of young-of-the-year (Y-O-Y) fish schools (Guillard et al. 2006a), and an echosounder with the acoustic beam pointing straight down was used simultaneously. In this study, we first investigated

Ecology of FRESHWATER FISH

doi: 10.1111/j.1600-0633.2010.00419.x

373

Figure 27: *schéma du comportement des bancs sous le bateau ; le banc adopte un comportement de fuite devant l'embarcation, mais il est bloqué par la thermocline. L'échosondeur ne détecte qu'une partie du banc, qui de plus n'est pas représentative du banc dans son ensemble (d'après* ***Guillard et al., 2010****).*

Nous avons ainsi montré que le comportement des bancs dans notre écosystème change à l'arrivée du bateau, soit par la perception du bruit, soit par une détection visuelle du bateau ou de son ombre *(Brehmer et al., 2000*). Les évitements des bancs s'effectuent dans les plans horizontaux et verticaux (*Misund et al., 1998; Misund et Coetzee, 2000*) et l'utilisation des sonars multifaisceaux a permis de mettre en évidence ces mouvements de fuite, sur le côté ou en plongeant (*Soria et al., 1996*). *Misund et Aglen (1992)* ont défini ainsi le "guiding

effect" comme étant la résultante de l'effet d'ombre du bruit émis sous la coque du bateau, qui est plus faible dans l'axe de l'embarcation (*Urick, 1975*). En conséquence, les bancs seraient plus nombreux dans cet espace (*Gerlotto et Fréon, 1988*). *Soria et al. (2003)* affirment par ailleurs que les mouvements verticaux des poissons, dans des conditions environnementales particulières, liées à l'existence de gradients marqués de température, d'oxygène ou de salinité, peuvent être contraints. Nos travaux précédents (**Guillard *et al*. 2006 b**) avaient montré que les bancs dans le lac d'Annecy étaient répartis en fonction de la profondeur de la thermocline. Les bancs plongeant devant le bateau sont donc contraints par cette barrière thermique, qui augmenterait les mouvements de fuite latéraux (Fig. 27). Selon cette hypothèse, le volume plus important des bancs détectés sous le bateau, par rapport à ceux distants, serait attribuable aux mouvements latéraux de fuite.

Nous avons ainsi mis en évidence que dans les écosystèmes lacustres, comme dans les écosystèmes marins (*Soria et al. 1996; Misund & Coetzee, 2000; Gerlotto et al. 2004*) les embarcations pouvaient induire des mouvements de fuite entrainant des biais dans les données acoustiques enregistrées de jour par un sondeur émettant verticalement. Les paramètres enregistrés par l'échosondeur sont issus d'une petite partie du banc, qui apparait comme étant peu représentative du banc dans son ensemble, en termes de volume et d'énergie (**Guillard et al., 2010**).

Des travaux sur le comportement des bancs ont aussi été menés dans le cadre des campagnes PELMED (*cf. 3.2.3.*) qui nous ont permis de comparer des données d'échosondeur obtenues à partir d'une petite embarcation, qui se conforme aux recommandations de l'ICES concernant les bruits émis (mesures effectuées avant la campagne, **Brehmer *et al.*, 2003b**) et le navire de recherche de l'IFREMER, ''l'Europe'' qui est lui au dessus des normes actuelles recommandées. Les résultats montrent que le nombre de bancs enregistrés par les deux embarcations est équivalent et que les caractéristiques morphologiques globales des bancs enregistrés par les deux embarcations sont semblables. Cependant, les bancs détectés par le navire le plus bruyant sont plus profonds et présentent une énergie moyenne plus élevée. Ces résultats suggèrent que le navire le moins bruyant a déclenché une réaction différente d'évitement, une réaction à courte distance et non pas aux longues distances, comme celle déclenchée par le navire océanographique (**Brehmer *et al.*, soumis**). Les bancs, dans le cas de la réaction longues distances, réagissent en plongeant, alors qu'aux courtes distances, ils privilégient la fuite sur le côté, d'où une énergie moyenne plus faible.

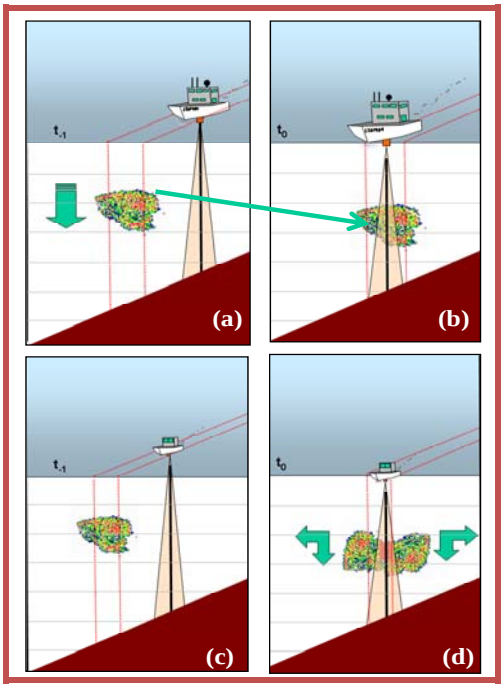


Figure 28: *représentation des différences de comportement des bancs devant un bateau ''bruyant'' (a et b) et un bateau moins bruyant (c et d), à (t-1) et lorsque le bateau est au dessus (t0) (d'après* **Brehmer *et al.*, soumis)**

Ces travaux montrent que la norme de réduction des bruits est effectivement nécessaire mais qu'elle n'est pas suffisante, les stimuli visuels pouvant aussi impacter le comportement des poissons. Les stimuli acoustiques pourraient dans certaines conditions locales, en particulier dans les eaux peu profondes, avoir un impact moins important que les stimuli visuels (**Brehmer *et al.*, soumis**).

5.3. Comparaison de sonars multifaisceaux

Les sonars multifaisceaux sont employés de façon croissante pour l'étude de l'ichtyocénose depuis plusieurs années. Ils complètent et améliorent l'utilisation conventionnelle des écho-sondeurs scientifiques verticaux en fournissant des informations en 3D des bancs de poissons et ils augmentent le volume d'échantillonnage (*Fernandes et al, 2002 ; Mayer et al., 2002*). Les données provenant de ces systèmes sont utilisées dans plusieurs domaines tels que *i)* l'étude du comportement des bancs (*Gerlotto et al., 2004*; **Guillard, 1998** ; **Guillard *et al.*, 2010** *; Hafsteinsson et Misund, 1995 ; Soria et al., 2003*), et les interactions prédateur-proie (*Axelsen et al., 2001 ; Benoit-Bird, 2009* ; *Nøttestad et Axelsen, 1999*), *ii)* pour améliorer les méthodes acoustiques classiques d'estimation des biomasses de poissons (*Gerlotto et al., 2000; Misund et Coetzee, 2000 ; Trenkel et al., 2008*), et plus largement *iii)* pour fournir des mesures des différents descripteurs acoustiques utilisés pour étudier les bancs de poissons. Depuis 1995, l'IRD, puis le laboratoire CARRTEL[19], ont utilisé le modèle de sonar RESON SeaBat 6012 455 kHz dans plusieurs programmes de recherche (***Brehmer et al., 2003**, 2006; Gerlotto et al., 1998, 2006*). En 2007, l'IRD a acheté un nouveau sonar multifaisceaux SIMRAD SM20 200 kHz pour remplacer le sonar RESON. Pour s'assurer que les données provenant du SM20 soient comparables aux données précédemment acquises, il était nécessaire de vérifier si les informations issues de ces deux systèmes étaient similaires (Fig. 29). Le site du lac d'Annecy ayant montré auparavant ses ''avantages'', une expérimentation a été réalisée sur ce lac en 2008 où nous avons comparé les données provenant des deux sonars.

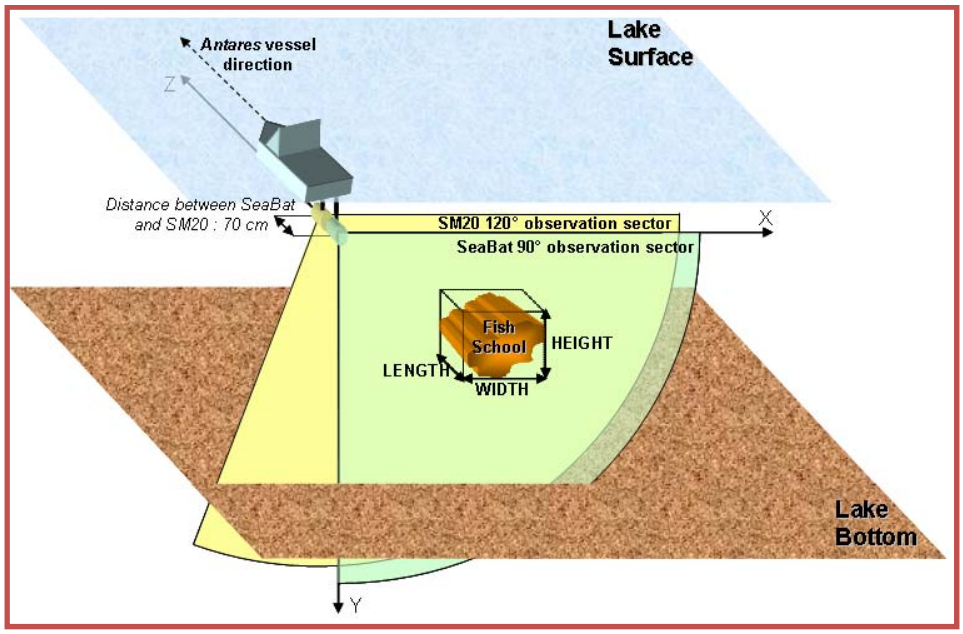
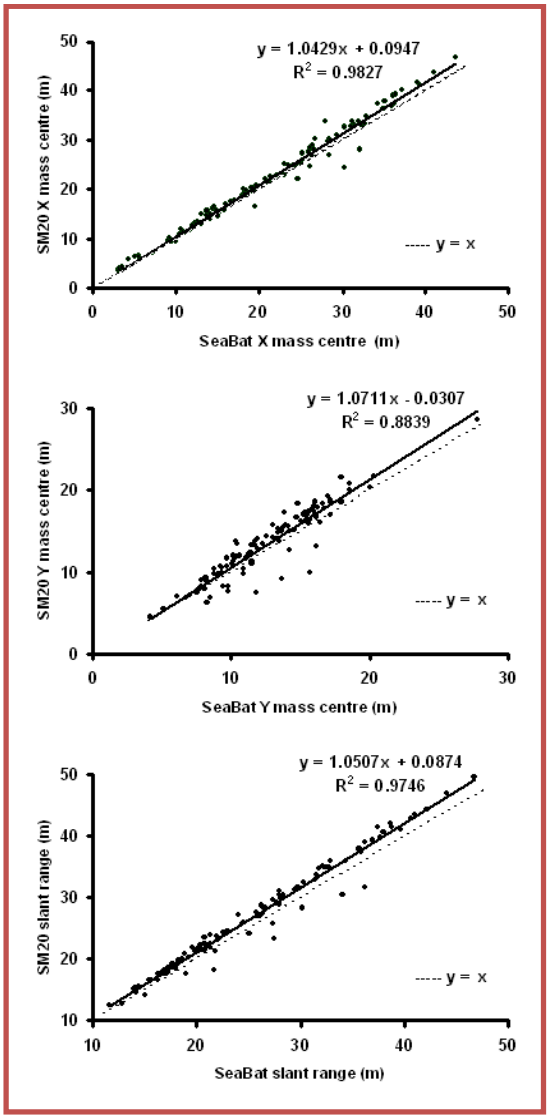


***Figure 29**: Positions, et secteurs d'insonification des deux sonars ; paramètres extraits des bancs: longueur, largeur et taille (d'après **Perrot et al., 2010**)*

Notre étude (**Perrot *et al.*, 2010**) a montré que les résultats provenant des deux instruments étaient similaires (Fig. 30), mais que des divergences pouvaient apparaitre à l'extraction des données. La standardisation de certains paramètres, en particulier les vacuoles et les calculs des volumes des bancs, est nécessaire. En effet, différents algorithmes d'extraction sont utilisés dans la communauté scientifique, tels que Movies3D (*Trenkel et al., 2009*), Echoview (*Buelens et al., 2006*), et d'autres, issus de développements individuels (*Benoit-Bird, 2009*). Ces méthodes nécessiteraient d'être harmonisées pour que les résultats provenant des différents outils puissent être comparables entre eux.

[19] *Le Carrtel a en prêt un sonar RESON appartenant à l'IFREMER et l'IRD*



Fisheries Research 106 (2010) 378–385

Contents lists available at ScienceDirect

Fisheries Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/fishres

Convergence and divergence between two multibeam sonars (SIMRAD SM20 and RESON SeaBat 6012) used to extract the spatial, morphologic and energy parameters of fish schools

Y. Perrot[a,*], J. Guillard[b], E. Josse[a]

[a] IRD, UMR LEMAR (CNRS/UBO/IRD), BP 70, F-29280 Plouzané, France
[b] INRA, UMR CARRTEL, BP 511, F-74203 Thonon les Bains, France

ARTICLE INFO

Article history:
Received 19 March 2010
Received in revised form 8 September 2010
Accepted 8 September 2010

Keywords:
Multibeam sonar
SM20
SeaBat 6012
Fish schools
3D structure

ABSTRACT

In situ three-dimensional (3D) fish school descriptors were compared using two multibeam sonars, a Simrad SM20 200-kHz and a Reson SeaBat 6012 455-kHz, deployed together in a lake to observe same fish schools simultaneously. School-specific 3D parameters observed by SeaBat and SM20 were extracted using the SBIViewer software for the Reson, and a customized IRD Matlab algorithm (IMA) for the SM20. This study shows that for most of the school parameters considered (school length, width, height, surface, volume, mean energy, energy standard deviation), the estimates from the SeaBat and SM20 sonars converged. The divergences observed for three other school parameters (school roughness, number of holes, and hole volume) may have been due to differences between the instrumental and/or the extraction methods. The source of each divergence was identified, and its impact discussed.

© 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Vertical multibeam sonar systems have been used for several years to complement and enhance conventional vertical scientific echo-sounders in fisheries acoustics (Rudstam et al., 2009) by providing 3D information about fish schools, and by increasing the sampling volume as well as the efficiency and precision of acoustic surveys (Fernandes et al., 2002; Gerlotto et al., 1999; Mayer et al., 2002). Multibeam sonars are powerful tools for remote three-dimensional (3D) observations (Gerlotto and Paramo, 2003; Guillard et al., 2006a; Paramo et al., 2007), and for characterizing the spatial distribution, internal structure (Gerlotto et al., 2010) and kinematics of fish schools (Gerlotto et al., 2006). Data from these systems are useful in several domains of fisheries research particularly: (i) to investigate fish school behaviour (Gerlotto et al., 2004a,b; Guillard, 1998; Guillard et al., 2010; Hafsteinsson and Misund, 1995; Soria et al., 1996, 2003), and predator–prey interaction (Axelsen et al., 2001; Benoit-Bird, 2009; Cox et al., 2009; Nøttestad and Axelsen, 1999), (ii) to enhance acoustic methods used to estimate fish biomass (Gerlotto et al., 2000; Misund and Coetzee, 2000; Trenkel et al., 2008), and more widely, (iii) to provide measurements of the different acoustic descriptors used for monitoring fish schools. School tracking using horizontal insonification with multibeam omnidirectional sonar is also very informative when monitoring fish schools. Recently-developed school tracking techniques were used to identify the schools and estimate dynamic school descriptors (Brehmer et al., 2006a, 2007; Trygonis et al., 2009).

Since 1995, IRD has been using the 455-kHz RESON SeaBat 6012 multibeam sonar in several different research programs (Brehmer et al., 2003, 2006b; Gerlotto et al., 1998, 2006; Gonzalez and Gerlotto, 1998). Specific software, the SBIViewer, has been developed to extract the 3D descriptors defined by Gerlotto et al., 1999 (position, morphology, energy, density, holes) of each fish school recorded from SeaBat multibeam images (Hamitouche-Djabou et al., 1999; Lecornu et al., 1998). In 2007, IRD purchased a 200-kHz SIMRAD SM20 multibeam sonar, which was intended to replace the ageing SeaBat sonar. To ensure that future studies using the SM20 were comparable with existing data, it was necessary to check the consistency between data collected by these two sonar systems. The consistency of the data was evaluated by estimating the level of correlation between the 3D fish school parameters obtained using the two sonars.

This paper presents the results of a comparison of the 3D fish school parameters estimated from the SeaBat and SM20 sonars. The convergences and divergences between the two sets of estimates of sonar parameters are identified and discussed, and their source and their impact on fish school characteristics determined. Two different sets of reasons for divergence were: those attributable to

* Corresponding author. Tel.: +33 02 98 22 46 71; fax: +33 02 98 22 45 14.
E-mail addresses: yannick.perrot@ird.fr (Y. Perrot), guillard@thonon.inra.fr (J. Guillard), erwan.josse@ird.fr (E. Josse).

0165-7836/$ – see front matter © 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.
doi:10.1016/j.fishres.2010.09.007

Figure 30: *relations entre les descripteurs obtenus par les deux sonars.*

5.4. Discrimination spécifiques des bancs

Les développements technologique récents, comme les sonars multifaisceaux que nous venons d'évoquer, ainsi que des améliorations dans les traitements des signaux acoustiques (*Godø et Tenningen 2009*), conjugués à des décennies d'expérience en mer et en eau douce (*Fernandes et al., 2002*), ont aboutit à une acceptation des campagnes acoustiques comme une technique fiable pour les évaluations d'abondance, en particulier des poissons pélagiques (*Simmonds et MacLennan 2005*). Cependant, il est toujours difficile de discriminer les espèces lors de ces campagnes à partir des simples données acoustiques. De nombreuses études ont pourtant été consacrées pour tenter de résoudre ce problème (*cf. Horne 2000*), en utilisant une variété de méthodes comme *i)* la morphologie du banc à partir des échogrammes bidimensionnels (*Cushing 1963 ; Haralabous et Georgakarakos 1996 ; Moreno et al., 2007*); *ii*) l'analyse multi-fréquentielle (*Horne et al., 2000; Fernandes 2009*); et *iii*) l'utilisation de sondeurs à large-bande (*Reeder et al., 2004*).

Plus récemment, les observations tridimensionnelles (3D) de bancs entiers de poissons (*Gerlotto et al., 1999*; *Mayer et al., 2002; Paramo et al., 2010*) ou de bancs de krill (*Brierley et Cox, 2010*) ont été employés dans des études écologiques et comportementales (*Gerlotto et al., 2004; Brehmer et al., 2006*) mais rarement pour de l'identification d'espèces (*Paramo et al., 2007*). Afin de valider nos hypothèses sur la discrimination des espèces à partir de la relation nombre de vacuoles – volume du banc (*cf. 5.1.*), nous avons réalisé une nouvelle série d'acquisition dans le lac d'Annecy, en 2008 avec le sonar RESON (Fig. 31). La distribution spatiale des poissons, couplée au fait que seulement deux espèces sont structurés en bancs, dans un écosystème de taille limitée, fait de ce lac un terrain de travail particulièrement adapté. Les méthodes utilisées sont les mêmes qu'en 2004, mais nous avons fortement augmenté notre nombre de chalutages, de 5 à plus de 20 (Fig. 32), pour avoir des résultats plus précis sur l'occurrence des deux espèces.

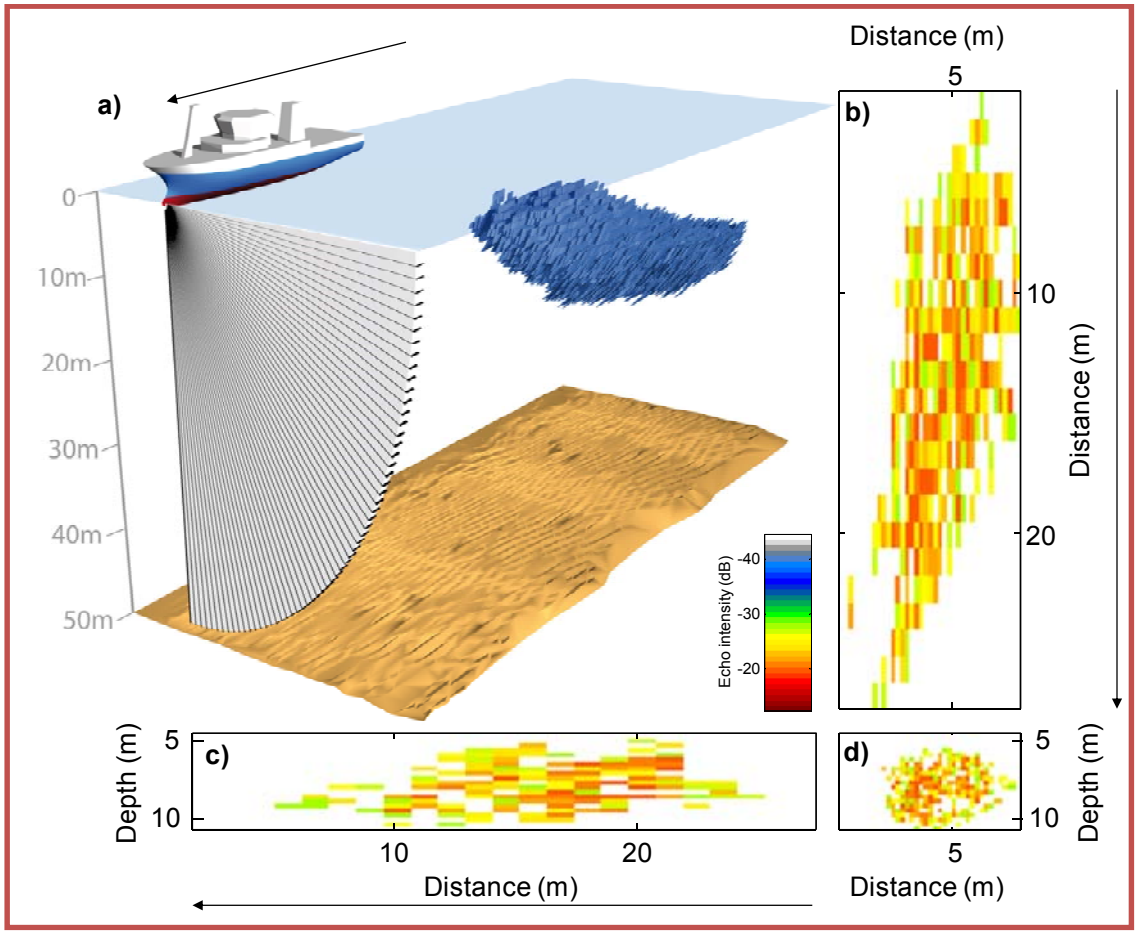


Figure 31: v*u 3D reconstruite d'un banc pélagique de poissons, le sonar ayant été orienté à 45° à la verticale, perpendiculairement à la ligne de cheminement: (a) reconstruction tridimensionnelle du banc et des sections transversales dans le plan (b) horizontal, (c) vertical le long du bateau et (d) vertical traversant (d'après* ***Guillard et al., 2011****).*

En 2008, les résultats des pêches sont différents de ceux obtenus en 2004, où les deux espèces étaient présentes dans des proportions proches. En effet, en 2008, une seule espèce domine nettement le peuplement, la perche, qui représente plus de 93 % des captures. En 2004, nous avions mis en évidence la présence de deux modalités, significativement différentes, entre le nombre de vacuoles et le volume des bancs (Fig. 33, *relations FG1 carrés rouges et FG2 triangles oranges*), qui étaient dans des proportions similaires à l'occurrence des deux espèces.

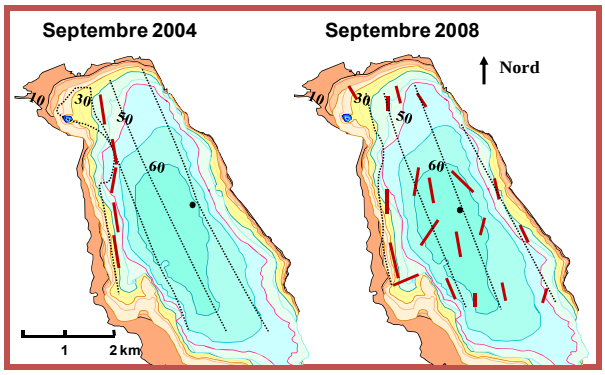


Figure 32: *parcours effectués (pointillés) et localisation des chalutages (marron).*

Les analyses ont été effectuées sur les données 2004 et 2008 avec une méthode de classification (*Gersho et Gray 1991*), améliorée par *Laloë*[20] *(2010),* afin de valider statistiquement les relations mises en évidence : une seule de ces relations a été trouvée en 2008 (Fig. 33, *relation FG3**), similaire à celle attribuée à la perche en 2004 (*FG1*).

Nous proposons l'hypothèse que la stcru interne des bancs, décrite par le rapport entre le volume du banc et le nombre de vacuoles, est une caractéristique liée à l'espèce (**Guillard *et al*., 2011**). Bien entendu d'autres investigations sont nécessaires, en essayant d'améliorer la connaissance de la composition spécifique du peuplement pour connaitre *in situ* la nature de chaque banc. Par exemple, l'utilisation de dispositifs de pêche pendant le jour comme la senne tournante pourrait être une solution. Il serait également nécessaire d'examiner si cette relation existe dans d'autres écosystèmes et pour d'autres espèces, en particulier marines. Ce rapport entre la morphologie interne des bancs et la composition spécifique pourrait alors devenir un outil efficace de discrimination des espèces et ainsi améliorer la gestion des populations pélagiques de poissons et plus largement des écosystèmes aquatiques.

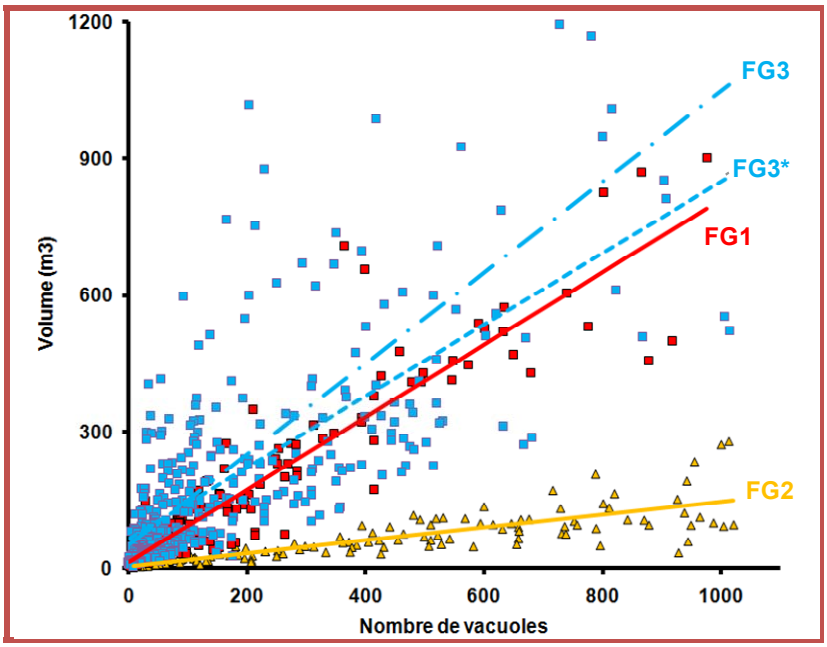


Figure 33 : *données 2008 (carré bleu) : relations FG3 (pointillés – tirets bleus) et FG3* (pointillés bleus), avec 9 bancs en moins correspondant à des valeurs extrêmes. Une relation linéaire significative entre le volume des bancs et le nombre de vacuoles a été déterminé pour FG3*, qui de plus n'est pas significativement différente (p = 0.13) de la relation FG1 (trait rouge) attribuée aux perches en 2004 (d'après* ***Guillard et al., 2011****).*

[20] *Université de Nice, Sophia Antipolis, Laboratoire J-A Dieudonné, 06108 Nice Cedex 2*

5.5. Perspectives de recherche à l'échelle des bancs

Les travaux menés depuis ces dernières années sur les bancs de poissons ont permis *i)* de renforcer la coopération avec les équipes de l'IRD sur ce thème, *ii)* de montrer les atouts de nos écosystèmes lacustres comme ''écosystème laboratoire'' pour résoudre des points méthodologiques et *iii)* d'aborder de nouvelles questions.

➢ Le comportement des bancs face au bateau a fait l'objet d'une expérimentation réalisée en 2009 mais non analysée à ce jour, où nous avons mesuré *in situ* l'évitement des bancs face à notre embarcation, dans le prolongement des travaux publiés en 2010 (**Guillard *et al.*, 2010**). Notre approche est basée sur une approche comparative entre deux écosystèmes contrastés en terme de fréquentation de bateaux : le lac d'Annecy qui est très fréquenté, avec de nombreux bateaux à moteur pour la pêche, le ski nautique, le transport de personnes,... (*Zanella, 2003*) et le lac d'Aiguebelette (**Colon *et al.*, 2006**) où la navigation à moteur thermique n'est autorisée que par dérogation.

On comparera ainsi dans ces deux écosystèmes, si les comportements face à une même embarcation divergent, c'est-à-dire si un apprentissage de fuite ou d'habituation[21] aux bruits aurait pu se développer de manière différenciée.

➢ Nous avons montré que les vacuoles à l'intérieur de bancs de poissons d'écosystèmes lacustres existaient, mais sans pour le moment approcher leur rôle fonctionnel. Selon certains auteurs, ces vacuoles pourraient être des volumes permettant une plus grande mobilité des individus lors des brusques changements de directions (*Fréon et Misund, 1999*) ou être liées à l'existence de micro-groupes (*Gerlotto et al., 2010*). Différents travaux ont montré l'existence de capacités cognitives chez les poissons et l'importance potentielle du rôle de ces capacités (*Takahashi et al, 2010*) : les poissons sont capables d'apprentissage et d'adaptation individuelle, donc de transmissions de l'information (*Soria, 1997*) et de reconnaissances entre individus. Plus récemment, de nouvelles approches sur les relations individuelles dans les bancs d'oiseaux (*Ballerini et al., 2008*) ont remis en cause la théorie de la distance constante entre individus qui assureraient la cohésion du groupe au profit de la notion de voisinage. Ces approches rejoignent ainsi les travaux sur les nucleus et micro-groupes des bancs de poissons (*Gerlotto et al., 2010*) et ouvrent de nouvelles perspectives sur les mécanismes de fonctionnement des bancs. Malheureusement, les moyens d'observation des individus dans un banc restent très limités. Nous sommes face à une série d'hypothèses qui changeraient notre compréhension des réactions collectives, mais dans l'incapacité de tester ces hypothèses par manque d'instruments d'observations à ces échelles.

De plus, dans un article récent, *Brierley et Cox (2010)* soulèvent l'hypothèse que les vacuoles pourraient jouer un rôle de réservoir d'oxygène. Ils montrent en effet que le ratio (surface:volume) de bancs de krill et de bancs de poissons tropicaux étudiés par nos collègues de l'IRD (*Gerlotto et Paramo, 2003, Gerlotto et al., 2004, Paramo et al., 2007*) a une valeur commune constante autour de 3.3, malgré une très grande variabilité des tailles et des densités observées. Le krill, comme les bancs tropicaux, a été examiné à l'aide de sonars multifaisceaux. Ils en concluent que cette propriété commune serait contrainte par des facteurs de forçages environnementaux et serait donc le résultat d'un compromis entre la théorie classique du banc comme comportement anti-prédateur, mais qui devrait aboutir à un ratio de 1, et l'accès à l'oxygène dans le banc. L'accès à l'oxygène dans le banc est modélisé en prenant en compte les taux et consommations d'oxygène ainsi que sa diffusion, le nombre d'individus et les mouvements de l'intérieur du banc vers la périphérie. Dans un contexte de changement global, la diminution de l'oxygène disponible dans les océans

[21] *l'habituation constitue une forme d'apprentissage. Elle consiste en la diminution graduelle (et relativement prolongée) de l'intensité ou de la fréquence d'apparition d'une réponse suite à la présentation répétée ou prolongée du stimulus l'ayant déclenchée.*

devrait impacter les structures de bancs, qui pour garder un ratio identique devrait ainsi devenir plus petits ou moins denses.

Un travail sur ce thème est engagé (*Encadrement Master 2 Statistique, informatique, techniques numériques, Un. Lyon 1, 2011*) afin de comparer ce modèle avec nos bancs lacustres, dont le ratio est plus élevé (*cf. 5.1.)*. Des données sur des bancs acquis en Méditerranée au cours des campagnes Pelmed (*cf. 3.2.2.*) compléteront cette approche. Ce travail a aussi pour but de mieux appréhender et caractériser les structures des vacuoles dans les bancs.

➢ L'ensemble de ces perspectives se retrouvent dans le projet CASTOR (*Caractérisation et Application d'un Sonar Tridimensionnel pour l'Observation des Ressources aquatiques*) (ANR blanc), qui doit mettre en œuvre un sonar 3D de conception nouvelle. Dans les paragraphes précédents nous avons vu l'importance, tant sur le plan halieutique qu'écosystémique, de la nécessité de comprendre les dynamiques agrégatives des bancs, de mieux appréhender leurs structures internes, le rôle des micro-groupes et des vacuoles.

Même si des progrès considérables sur la description fine des bancs de poissons ont été accomplis depuis les années 90 [*voir en particulier les travaux réalisés par Gerlotto et al. (1999, 2003, 2004, 2006, 2010) et Bertrand et al., (2008, 2010*)], grâce aux améliorations technologiques des instruments acoustiques, les instruments actuels restent incapables d'observer les phénomènes dynamiques qui se passent dans les trois dimensions aux échelles allant de l'individu au banc. Le projet CASTOR d'application de sonar tridimensionnel (3D) à haute fréquence devrait permettre l'observation et l'analyse de cette échelle essentielle pour la compréhension du fonctionnement des bancs (Fig. 34). Ce projet nécessite un ''saut qualitatif'' dans l'application des concepts physiques et devra s'accompagner d'un dialogue permanent entre physiciens et écologues.

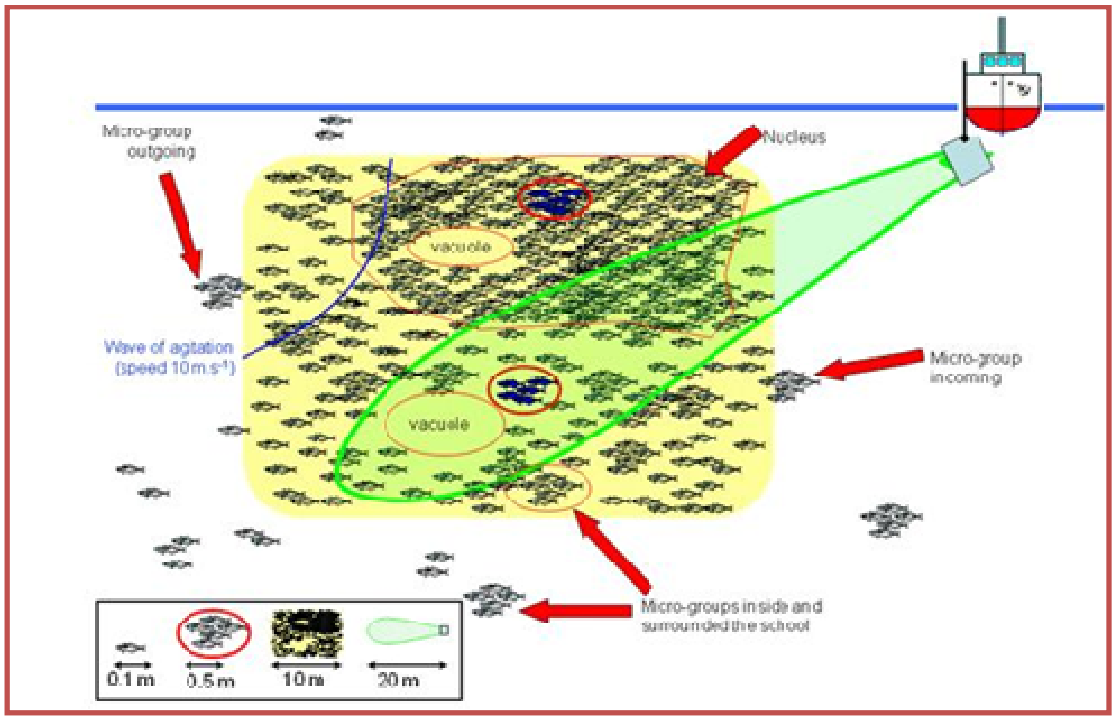


Figure 34 : *il s'agit d'observer en 3D les mouvements et les changements de morphologie d'un groupe de 5-10 poissons dans un banc de plusieurs milliers d'individus (d'après le projet CASTOR 2011).*

Il existe déjà des instruments qui semblent répondre en partie à ces attentes comme le sondeur multifaisceaux halieutique, développé conjointement par l'Ifremer, l'IMR (Norvège) et la compagnie Simrad (*Trenkel et al., 2008*). Malheureusement ses dimensions et son

poids, dus à la bande de fréquence exploitée (70 kHz – 120 kHz), ainsi que son coût, destinent cet instrument aux seuls navires océanographiques, dont l'encombrement est un perturbateur du comportement à petite échelle. La caméra DIDSON (http://www.soundmetrics.com) est un outil à très haute résolution, mais qui ne peut produire du vrai 3D. Ces instruments présentent des inconvénients et des lacunes majeures et de plus sont "fermés", interdisant toute investigation scientifique originale en ne permettant pas d'obtenir une véritable acquisition tridimensionnelle dynamique d'un banc de poisson, ni d'obtenir des informations individuelles sur les poissons à l'intérieur du banc, telle que les énergies rétrodiffusées (T.S.), les positionnements spatiaux et les cinétiques individuelles, pourtant indispensables à la compréhension de ces structures.

Le projet CASTOR a pour ambition scientifique de mettre en évidence l'effet des capacités cognitives des poissons dans leur organisation collective, servie par une ambition méthodologique de mettre au point des moyens permettant d'améliorer les capacités d'observation dans le milieu aquatique : une observation adaptée à l'échelle des individus (Fig. 33). Il s'agit d'observer, dans les trois dimensions spatiales, le comportement dynamique d'un groupe de poissons au sein d'un rassemblement de plusieurs centaines d'individus et à une distance suffisante pour que la structure ne soit pas perturbée. L'ambition méthodologique de notre projet est de dépasser les concepts classiques pour développer un système d'échographie acoustique 3D des bancs de poissons, avec une fréquence de l'ordre de 500 kHz pour permettre une résolution spatiale variant entre 3 cm et 15 cm pour des bancs situés entre 5 m et 20 m du bateau, avec la possibilité de choisir une fréquence d'acquisition lente de la globalité du banc en mode continu, puis une fréquence d'acquisition rapide sur une partie du banc, pendant une courte période de temps, afin de permettre un post-traitement échographique optimal des données enregistrées.

Les objectifs scientifiques du projet sont donc :

- **Objectif halieutique et éco-éthologique** : la compréhension de la dynamique interne des bancs, des trajectoires individuelles dans un groupe, des structures internes et des mécanismes de formation et maintien des vacuoles, des dynamiques d'agrégation - désagrégation, les preuves de l'existence ou non de bancs multispécifiques, et dans le cas où ils existent, les comportements spécifiques aboutissant à de telles structures.

  - comment s'organisent les poissons dans un banc ? Les structures majeures (vacuoles et micro-groupes) sont déjà décrites, mais ni dans leurs dynamiques, ni dans leurs relations avec le niveau de l'individu. Une typologie générale reste à faire.
  - existe-t-il un niveau de structuration en micro-groupes ? Des micro-structures ont été mises en évidence, mais de façon statistique donc indirecte, et l'on ne connait ni leur dynamique, ni leur durée de vie, ni leur structure réelle (nombre d'individus), ni leurs interactions et impacts sur l'organisation globale. S'agit-il de micro-groupes organisés de façon volontaire et cognitive par les poissons ou de structures aléatoires.
  - les bancs hétérogènes (multispécifiques ou multi-cohortes) existent-ils, et si oui comment fonctionnent-ils? Il s'agit d'une question essentielle pour la compréhension du comportement des populations (possibilités de transmission de connaissances entre générations ou espèces), mais aussi de gestion des stocks.

- **Objectif instrumental** : le projet consiste donc à s'affranchir des limites traditionnelles de l'acoustique subaquatique en appliquant des méthodes physiques différentes et à transformer une série d'images obtenues à une fréquence telle que les images reconstruites soient assimilables à de vraies images 3D.

Au lieu d'attendre la disparition des échos parasites de fortes intensités (fond ou surface) entre deux acquisitions successives, on ajoutera un algorithme de traitement du signal qui

profite de la cohérence spatiale des échos parasites pour les éliminer sur toutes les acquisitions. La fréquence de tir devient alors très supérieure à celle d'un système classique et permet la reconstruction de plusieurs images 3D par seconde, ce qui rend la vitesse des poissons pratiquement négligeable face à la rapidité des successions d'images. Ce choix permet donc de dépasser les limitations classiques en acoustique 3D et de gagner un ordre de grandeur dans la précision et la fréquence des images obtenues. Le but de ce projet est donc de dépasser les blocages instrumentaux qui interdisent de poursuivre les recherches en éco-éthologie sur les bancs de poissons.

Ce projet, par sa dimension pluridisciplinaire, requière trois niveaux d'activités qui le structureront :

- un niveau de recherche d'applicabilité et de questions éco-éthologique, destiné à la fois à explorer des champs scientifiques nouveaux et à tester l'applicabilité du sonar 3D.
- un niveau physique, qui consistera à introduire dans un système sonar des capacités d'analyse nouvelle. Ce niveau s'intéressera également aux voies potentielles ouvertes en acoustique par un tel instrument (diffusion multiple dans un système naturel à cibles multiples) ;
- un niveau de saisie, traitement et mise en forme des données aux fins d'imagerie et d'extraction des mesures pertinentes pour répondre aux questions éco-éthologiques ;

Je suis coordonateur, dans ce projet, de la tâche 2, aboutissement du projet :

- 2.1. Dynamics and three-dimensional (3D) analysis methods of fish school morphology;
- 2.2. Behavioral dynamics in a school: 3D observations of school structures, space and time evolution of internal heterogeneities (identification, micro-group, vacuoles, individual characterization, TS, …).

*Task 2.1 will start at the beginning of the project. This methodological task is based on historical data analysis to test methods, define visualization algorithms, identification and follow-up of structures inside the school. The topics of task 2.2 are inter-connected and synchronized: they begin at the calibration procedure, continue with the confined enclosures tests, and then finally are carried out in Lake Ecosystem and marine environment. This task is focused on historical data analysis, development and test of algorithms. A set of data were recorded in two different environments using a Simrad SM20 multibeam sonar; data will be emulated into false 3D. The first data set, including more than 600 schools, was recorded in freshwater, Lake Annecy, in 2009 (**Perrot et al., 2010**) and a second one in marine environment (Peru). This second data set is composed of anchovies observed nightly in a dense layer near the thermocline, at a distance of around 15 m from the transducer and of schools daily observed. From these two data set, a great proportion of schools was observed a sufficient long time to be able to rebuild schools in 3 dimensions. Then it will be possible to carry out in a dynamic way the temporal analysis of its internal structures using Movies3D software and to define 3D parameters. In a second time specific algorithms, based on previous analysis which will enable us to evaluate and thus improve these algorithms, will be developed to treat and analyze the data 3D collected by the system CASTOR. It will make it possible to release the relevant methodological solutions for the characterization of the internal structuring of the schools and their dynamics. Two complementary approaches will be considered:*

- *Identification of internal structures by criteria of contrast and the space-time follow-up of these structures. A statistical characterization in space and time of internal structures pathways will be developed;*
- *Global statistical analysis of the space and time schools structures by tools similar to the microscopy analysis of the dynamics of the interior of cells.*

The choice of one of these two approaches and/or of their combination will depend mainly i) on the resolution of the system, ii) the complexity of the identification and iii) the follow-up of internal structures (number of structures, identifying information of the structures, etc), with respect to the state of the art. These algorithmic developments will be coordinated by Telecom Bretagne, within the framework of a postdoctoral position, in connection with the biologists. Thus this new tool will be then used for the analysis of the school recorded in situ with the Sonar 3D.

Task 2.2.
This task gathers all the participants: it brings the sonar to play, using the software adaptation and the data analysis development. All experiments will be carried out with a similar protocol, after calibration procedures and basin tests. Firstly in lake ecosystem, where experiments are easier to carried out and then in marine coastal areas, protected bay and/or lagoon, to test our results on marine species.
Initially the prototype will be used in a peri-Alpine lake (Annecy, Le Bourget or Aiguebellette), because in these ecosystems:
- fish population is spatially well structured by a thermocline from late June to early October (salmonids below the thermocline, Cyprinidae and Percidae above)
- pelagic schools are only from two species (perch, Perca fluviatilis, and roach, Rutilus rutilus): juveniles are in schools during daytime, forming large and numerous schools;
- distances between observer and schools are limited;
- we have a good knowledge of catch methods, to validate acoustic data :size, species;
- usually weather conditions are quiet, which make it possible to carry out methodological tests under very good conditions and at lower costs, compared to marine environments;
- a well-equipped boat belongs to the INRA team; only the new support for the transducer is required.
All experiments will be carried out with a similar protocol: the sonar is mounted on the side of a boat (Antares, 6.4 m, INRA Thonon), with the transducer submerged at 1 m depth, connected to a OCTANS underwater motion sensor. The physical principle of 3D acoustic imaging is the same as that of a multibeam sonar, for which the team has acquired a good knowledge. The sonar prototype Castor cannot claim to deliver real-time information. Once a school is identified (slow acquisition procedure with visualization), we then record the information with ultra-fast acquisition to collect all the information needed to perform post-processing. Thus, we build ultrasound images of the internal and external morphology of the school, number and size of vacuoles, micro-structures, individual characterization, ...
Acquisitions are repeated daily on a large number of schools, to study the variability of internal and external structures for the same species and to tackle issues on the very short, short and long time scales defined as:
- very long (months): changing patterns of internal structures during the season and with the increase of fish size;
- long (hours): school dynamics and structure across a day, aggregation and disintegration phenomena during dawn or/dusk;
- short (minutes): school dynamics and mechanisms to maintain the structure;
- very short (seconds): breakdown due to stimuli (visual and/or sound) that lead to escape behaviour and structure modification (these experimentations will be carried out in marine environment, with sedentary school trapped around artificial reef.
Experiments will be carried out over approximately 5 days, 3 times by year for lake and marine ecosystem to address seasonality. Trawl hauls will be carried out to determine species identification and individual fish sizes.

Schools global structure
The information obtained on the schools using Castor system will allow to measure the internal and external structures of fish schools and their dynamic temporal. These typological characteristics (Gerlotto et al., 2004) will make it possible to study the structural characteristics (internal structure) specific (density by cubic meter, dimensions and sizes of the vacuoles, micro-groups, etc) and the morphological characteristics (external) informative of the adaptation of the school to its immediate environment (diameter, height, roughness, relation surface/volume, etc). They will be analyzed according to the knowledge acquired by other sonars in the same or in different ecosystems (***Guillard et al.; 2006****; Paramo et al.; 2010; Brierley and Cox, 2010).*

Internal heterogeneities
The space and time dynamic description of internal heterogeneities of the fish school and the individual characterization (aggregation-disintegration, micro-groups) will be carried out on the temporal scales defined. The 3D sonar will allow the observing of fish schools at small spatial scales (maximum 20-30 m), subsequently the fine-scale 3D characteristics of pelagic aggregations can be described and explored at scales ranging from individuals to schools, which is out of reach of existing observation systems. This new information is expected to provide insights into the internal dynamics of fish schools, such as mechanisms of aggregation and disintegration, and individual and group behaviours that can result in such structures. The smallest organisational level, as micro-groups, is

*currently completely unstudied, despite the information transfer between individuals that takes place at this level, as schools form and dissolve, learning takes place, etc. We will use behavioural observations to demonstrate or refute the existence of micro-groups, study the dynamics of entry and exit of individuals and the internal organisation of schools (Gerlotto et al., 2006). Moreover persistence of vacuoles in the school and their dynamic will be also approached in order to i) highlight their roles in the general structure of schools (Brierley and Cox, 2010) and ii) their interactions with the total volume as a phenotypical expression (**Guillard et al., 2011**).*

School internal behavioral dynamics

The objective is to study the possibility of following a micro-structure (a group of individual or a micro-group) in a school. For each micro-structure, will be retained information such as position and shifting from one shoot to the next one, therefore the speed and direction, as well as the distances between the micro-structure and between the micro-structure and the vacuoles. The evolution of the flows of the structures inside schools will make it possible to understand how the internal organization of the schools temporally evolves. Furthermore TS distributions, from micro-groups, directly connected to the individual size, their intrinsic characteristics will be recorded in a dynamic way and a statistical approach (distribution). These TS will be analyzed taking into consideration their positioning in the school (comparison between margin and heart of the school, evolution according to polarization, instantaneous variability). The gregarious fish are carried out by an activity of imitation of nearest close (Gerlotto et al., 2006, among many works), capacity to locate an individual or a group of individual in a school is an important objective because this will make it possible to understand the organizational diagrams of the aggregative structure.

6. Conclusion

A la suite de ma formation initiale d'hydrobiologiste, j'ai orienté mon parcours sur l'acquisition de nouvelles compétences dans des domaines *a priori* éloignés des disciplines classiques des sciences du vivant : l'hydroacoustique, l'informatique et les statistiques spatiales. Cet attrait initial vers des approches qui comblaient à mon sens avantageusement ma formation classique universitaire, à l'heure où l'électronique et la micro-informatique allaient exploser, m'a permis d'aborder ma carrière scientifique avec une vision originale, orientée vers l'étude *in situ* de l'ichtyocénose lacustre. Cette double compétence, écologique et technologique, était de plus cohérente avec un recrutement sur un profil d'ingénieur, même si ensuite, lors de mon parcours professionnel, j'ai été affecté deux fois dans le corps des chercheurs (CR2 ORSTOM, CR1 IRD).

J'ai ainsi pu aborder des questions variées, dans des contextes finalisés ou plus fondamentaux. Par exemple, pour répondre à des demandes sociétales, j'ai mis en place des travaux de zootechnie et j'ai participé à l'élaboration de normes dans le cadre de la DCE. Par ailleurs, d'autres travaux, comme l'étude des interactions trophiques entre deux compartiments de la biocénose ou ceux relatifs à l'analyse des bancs de poissons, s'appuient sur les concepts développés en écologie fonctionnelle et en éthologie. Les compétences que j'ai acquises et développées m'ont également conduit à réaliser des travaux dans des écosystèmes aquatiques très contrastés : de la moyenne montagne alpine aux estuaires du Sine-Saloum, du lac Baïkal au lac Kivu, même si l'essentiel de mes recherches a été réalisé dans les écosystèmes lacustres péri-alpins, en particulier ceux qui constituent notre observatoire de recherche, le Léman et les lacs d'Annecy et du Bourget.

Les avancées scientifiques ne sont pas des sauts brusques, ou que trop rarement pour de réelles innovations, mais sont plutôt à considérer comme un continuum, nos propres travaux contribuant à alimenter les connaissances globales. On constate aussi que les mêmes questions reviennent périodiquement, pour être réexaminées sous un angle neuf, grâce à l'évolution des disciplines, l'apparition de nouveaux outils ou de nouvelles demandes et pressions de la société. Je citerai trois exemples pour illustrer ces propos :

- les relations cyanobactéries – poissons, objet de deux thèses, à 15 ans d'intervalles ;

- l'estimation des stocks piscicoles, revisitée après deux décennies, suite à la mise en place de la DCE et à la prise en compte du poisson dans la définition de la qualité des écosystèmes aquatiques lentiques;

- les bancs de poissons, que nous évoquions dans un document à la fin des années 80, où nous nous interrogions sur le déterminisme de la structuration en bancs des gardons du Léman, à certaines périodes de l'année, et qui sont au centre de mes préoccupations actuelles, grâce au développement de nouveaux outils.

Au travers de cette conclusion, je souhaite mettre en avant quelques idées fortes, issues des recherches réalisées pendant ce parcours, puis synthétiser quelques grandes lignes directrices des projets. Dans le document les points importants du bilan ont été indiqués par un cadre vert : nous n'allons pas les re-décliner ici, mais en extraire ma contribution à ''l'avancée des connaissances'', en distinguant les aspects relevant de la méthodologie de ceux liés à l'écologie aquatique et l'halieutique.

Contribution méthodologique :

Quatre volets peuvent être ainsi distingués pour ces travaux méthodologiques : *i)* une approche de mise au point et de test des paramètres d'acquisition des données issues de l'hydroacoustique, *ii)* des études portant sur la faisabilité de la pêche avec les filets CEN, *iii)* des travaux sur l'analyse des données hydroacoustiques, *iv)* la validation d'un outil de discrimination spécifique.

i- Méthodologie acoustique

Développés par la recherche océanographique hauturière, les méthodes hydroacoustiques sont d'un usage plus récent en eau douce et en écosystèmes peu profonds et ont nécessité des mises au point et adaptations :

↗ J'ai réalisé de nombreux travaux en écosystèmes peu profonds, montrant l'applicabilité de cette méthode pour décrire les peuplements de poissons en estuaires, rivières, zones côtières. L'hydroacoustique en écosystèmes de faible profondeur est devenue maintenant un outil répandu.

↗ Nous avons mis en place un système de comptage acoustique dans une écluse et montré qu'elle pouvait être ainsi un système efficace de franchissement de l'obstacle par les poissons.

↗ L'échantillonnage en lac des poissons repose sur peu de méthodes : l'hydroacoustique pour l'étude de l'ichtyocénose lacustre est en voie de normalisation et est reconnue par ailleurs par une large communauté.

↗ Cette nécessaire normalisation, afin que l'hydroacoustique devienne un outil fiable, répétable et utilisé pour l'étude des populations de poissons lacustres, nécessite de fixer le choix des paramètres d'acquisition en mesurant leurs impacts sur les résultats : nous avons montré que dans les écosystèmes lacustres, les sondeurs split-beam utilisant les fréquences de 70 kHz et 120 kHz donnaient *in situ* des résultats similaires, en termes d'estimations des biomasses et des distributions en classes de tailles et qu'il était préférable de ne pas utiliser les longueurs d'impulsions les plus longues.

ii- Echantillonnage aux filets

Nécessaire pour connaitre la composition spécifique des communautés ichtyaires des écosystèmes lacustres, la pêche aux filets proposée dans le cadre de la DCE a été mise au point dans des écosystèmes peu productifs et peu profonds.

↗ Une intercalibration réalisée sur un lac jurassien et nos recommandations ont permis d'amender la norme de pêche CEN d'échantillonnage de l'ichtyocénose en écosystèmes lacustres.

↗ Cette norme a été adoptée par la France pour les suivis de la qualité des eaux lacustres dans le cadre de la DCE.

↗ Nous avons mis en évidence, notamment dans les lacs oligotrophes, l'importance de la prise en compte de la zone pélagique pour la caractérisation des peuplements.

➢ La norme a été testée et nous avons validée son utilisation sur des peuplements de poissons de lacs d'origines artificielles, qui présentent des caractéristiques éloignées des lacs ayant servi à son élaboration.

iii- Analyse de données

Les données issues de l'hydroacoustique ont des caractéristiques intrinsèques qui nécessitent une analyse prenant en compte la dimension spatiale et le comportement des poissons.

➢ La distribution spatiale des populations de poissons répond à des contraintes externes et internes qui impactent les calculs d'estimations des stocks ainsi que l'étude des processus et des relations trophiques poissons-plancton. En prenant en compte cette distribution par l'utilisation des statistiques spatiales (krigeage), nous avons ainsi permis d'améliorer le calcul de la précision des estimateurs issus des données hydroacoustiques. Ces approches sont maintenant acceptées par l'ensemble de la communauté.

➢ Les embarcations provoquent des comportements de fuite des poissons qui peuvent induire des biais dans la mesure des caractéristiques morphologiques et énergétiques des bancs de poissons par échosondage: en lac, les données enregistrées de jour, par un sondeur émettant verticalement, sont peu représentatives du banc dans son ensemble, en termes de volume et d'énergie.

iv- Outil de discrimination spécifique

Le point faible de l'hydroacoustique est sa mauvaise capacité à discriminer les espèces, malgré de nombreux travaux qui ont tenté de résoudre ce problème. Les sonars multi-faisceaux permettent d'obtenir une image 3D des bancs de poissons et de leur structure interne.

➢ Nous avons émis l'hypothèse que la structure interne des bancs de poissons puisse être un critère de discrimination spécifique : nous avons validé cette hypothèse *in situ* sur deux espèces grégaires.

Contribution Ecologie aquatique et halieutique.

Dans cette partie, deux volets étroitement connectés sont abordés, *v)* l'un est lié à la prise en compte des dynamiques des populations de poissons, *vi)* l'autre porte sur les interactions biotiques, en relation avec le fonctionnement du réseau trophique pélagique.

v- Dynamique de populations de poissons

Le suivi et les estimations de stocks de poissons pélagiques sont au cœur du développement et de l'utilisation des méthodes hydroacoustiques.

➢ Dans la zone côtière peu profonde du Sénégal, nous avons montré qu'il y avait un renouvellement constant du peuplement de poissons dans cette zone. En effet, les classes de tailles des poissons présents correspondent majoritairement à des juvéniles, mettant en évidence l'importance de cette région dans les cycles de vie des poissons pélagiques.

➢ L'Aire Marine Protégée du Sine-Saloum voit, depuis sa mise en place, un accroissement de la biomasse de son peuplement piscicole, validant l'intérêt d'une telle

structure de protection. De plus, nous avons pu indiquer que l'aire était rentrée dans un nouveau cycle de son évolution.

↗ Nous avons souligné la nécessité de prendre en compte, lors des estimations de stocks des poissons pélagiques, les populations de poissons des zones côtières : le rôle particulier de ces biotopes dans les cycles de vie des communautés ichtyaires en fait une zone de concentration de poissons, pouvant alors impacter les résultats des estimations de stocks.

↗ Le retour à l'état oligotrophe des lacs alpins induit des changements dans les communautés de poissons : nous avons décrit la dynamique de la population de perches du lac d'Annecy, mettant en évidence son cycle annuel, et préfigurant ainsi un modèle pour le futur des populations de perches des lacs péri-alpins.

↗ La durabilité de la pêcherie de la ''sardine du Tanganyika'' dans le lac Kivu a été confirmée: en effet, nous avons montré que depuis deux décennies le niveau du stock de cette espèce introduite est stable.

vi- Ecologie aquatique

L'hydroacoustique permet des études à des échelles spatiales et temporelles très fines, mais réalisables sur de grandes étendues, grâce à ses capacités d'acquisitions rapides et à sa forte discrimination spatiale. L'étude des interactions biotiques et abiotiques, l'analyse de processus dans le fonctionnement du réseau trophique pélagique, peuvent être ainsi abordées en utilisant cet outil.

↗ Dans le lac du Bourget, des blooms de cyanobactéries toxiques apparaissent régulièrement, entrainant des perturbations pour l'utilisation de l'eau et impactant le réseau trophique : aux densités de cyanobactéries observées, nous avons mis en évidence que celles-ci n'influent pas sur la distribution spatiale diurne des corégones, malgré l'accumulation de toxines provenant de ces efflorescences dans ces poissons .

↗ Face à la prédation en lac, le zooplancton effectue des migrations : un modèle d'évitement a été validé en lac oligotrophe à l'aide d'outils adaptés.

↗ Nous avons décrit la structure interne et externe de bancs de poissons en milieu lacustre et mis ainsi en évidence que les structures rencontrées sont analogues à celles observées dans le milieu marin.

Les perspectives, déclinées par thème, ont été indiquées dans le document par un cadre bleu, mais la synthèse en quelques grandes lignes directrices permet de bien distinguer les objectifs à atteindre.

Certains ont une portée finalisée :

↗ Le suivi des populations de poissons lacustres par la pêche aux filets CEN est une méthode lourde : l'élaboration d'un protocole proposant une réduction du nombre de filets posés et un couplage avec une approche hydroacoustique, permettrait d'alléger ces suivis.

- La détermination des facteurs de perturbations du recrutement de l'omble chevalier dans les grands lacs péri-alpins devrait permettre de mieux comprendre l'impact du changement global sur cette espéce et nourrir la réflexion sur les objectifs de maintien de cette population dans ces écosystèmes.

- La structure interne du banc comme paramètre de discrimination spécifique sera testée sur d'autres modèles, d'autres écosystèmes.

Et d'autres sont plus conceptuels:

- Les bancs jouent rôle important dans les cycles de vie des populations de poissons : la compréhension du déterminisme de ces phénomènes agrégatifs, de leurs dynamiques, des structurations internes et du rôle particulier des vacuoles va être abordée à partir de données déjà acquises et surtout grâce au projet de construction d'un nouvel outil : nous allons ainsi atteindre des échelles d'observation *in situ* non accessibles actuellement.

Ces résultats et ces projets s'inscrivent dans une cohérence globale : l'étude du fonctionnement des écosystèmes aquatiques, centrée sur l'étude *in situ* des poissons, aux différentes échelles spatiales qui structurent l'ichtyocénose, déclinée sur des axes de recherche allant du finalisé ou plus théorique.

Les changements climatiques (*Béniston, 2006*) prédisent pour les lacs péri-alpins une reprise des accumulations algales, notamment en automne et un accroissement des épisodes de désoxygénation des fonds (*Kipfer et Livingstone, 2008*), qui vont impacter les populations de poissons et la qualité des eaux, par ailleurs soumis à de multiple pressions anthropiques. Les autres écosystèmes aquatiques, rivières, estuaires et marins, vont aussi subir des évolutions dans le futur (*Millenium Assessment, 2005*).

Comment les écosystèmes aquatiques et les communautés de poissons, soumis à ces pressions, et dans certains cas à des pêcheries intensives, vont réagir à ces facteurs de forçage, qui peuvent en partie remettre en question la restauration en cours de la qualité des eaux dans nos écosystèmes lacustres modèles?

Il s'agit donc bien de continuer à acquérir des connaissances sur les écosystèmes lacustres et ses populations de poissons, indicateurs et intégrateurs de leur qualité, en adaptant et en améliorant nos méthodes de suivis, pour pouvoir prédire et anticiper les réactions des écosystèmes et les évolutions des communautés piscicoles.

L'acoustique a été au cours de ces 50 dernières années, un outil important de l'évaluation des stocks halieutiques, mais la nécessité d'une gestion écosystémique pose de nouveaux défis : aucun outil de recherche n'est susceptible de se révéler aussi efficace que l'hydroacoustique, à condition qu'elle soit intégrée dans des approches interdisciplinaires et que les nouveaux développements, comme l'acoustique multifaisceaux, conduisent à des avancées significatives sur l'identification des organismes vivants (*Koslwo, 2009*).

7. Références

2000/60/EC. Directive of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000, 1–73.*

Achury, A., Hernández, H., Guaiquirián, J., Guillard, J., Colon, M., Hernández, G., Armas, A., Reyes, H., 2008. Abundancia de peces en el caño Macareo, delta del Orinoco: una aproximación mediante técnicas de hidroacústica en fondos someros. *Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat., 168: 37-49*

Achury, A., Cardenas, J.J., Guillard, J., 2007. Evaluacion por acustica submarina de los recursos ictiologicos de las zonas estuarinas del delta del Orinoco. *Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat., 165: 103-113.*

Adams S.M., 2002. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 644 p.

Aglen, A., 1989: Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. - ICES CM B/30: 28 p.

Albaret, J.J., Darboe, F.S., Ecoutin, J.M., Raffray, J., Simier, M., Tito de Morais, L., 2004. Environment and fish communities of the Gambia River Estuary. *Aquat. Living Resour., 17: 35-46*.

Allardi J., Belliard J., Boët P., Boughida L., 1991. L'ichtyocénose du bassin de la Seine. *Rapp. Piren-Seine 1/91/07, 18 p.*

Amiot D., 2005. Plusieurs *vs* poly-, pluri- et multi-. *Verbum 27/4, 403-417.*

Angeli N., Cretenoy L., Gerdeaux D., 2001. Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux: les biomanipulations. *In :* Gerdeaux D. (ed.), Gestion piscicole des grands plans d'eaux, *INRA Paris : 35-73.*

Angeli, N., Balvay, G., Cachera, S., Druart, J.C., Guillard, J., Pelletier, J.P., 2000.Le fonctionnement trophique du lac d'Annecy : Volets plancton et alevins de perche. *IX CPER, 16 p.*

Angeli, N., Gerdeaux, D., Guillard, J., 1995. Co-variations horizontales du zooplancton et des descripteurs environnementaux dans un petit lac eutrophe (approche fondée sur les fonctions de structure). *J. Res. Oceanogr., 20 (3-4): 142-145.*

Angeli, N., Gerdeaux, D., Guillard, J., 2006. Analyse géostatistique des répartitions horizontales printanières de la biomasse zooplanctonique et des variables physico-chimiques dans un petit lac. *Rev. Sciences de l'Eau, 19-4, 285-294.*

Angeli, N., Guillard, J., 1998 Comparaison des structures ichtyaires et planctoniques de grands lacs subalpins profonds. *IX CPER : 63 - 83*.

Angeli, N., Pont, D. Pourriot, R., 1995. Hétérogénéité spatiale et migration du plancton. *In :* Pourriot,R. and Meybeck,M. (eds), Limnologie générale, Collection d'Écologie, Masson, Paris, Milan, Barcelone : 411-440.

Anneville O., Ginot V., Angeli N., 2002 a. Restoration of Lake Geneva : expectations and results vs. Phytoplankton response to phosphorus decrease. *Lakes Reserv. Resear. Manag., 7: 67-80.*

Anneville O., Souissi S., Ginot V., Ibanez F., Druart J.-C. et Angeli N., 2002 b. Temporal mapping of phytoplankton assemblages in Lake Geneva: annual and interannual changes in their patterns of succession. *Limnol.Oceano., 47 : 1355-1366*.

Anneville O., Souissi S., Molinero J.C., Gerdeaux D., 2009. Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. *Fish. Manag. Ecol., 16, 6: 492-500.*

Aoki, I., 1980. An analysis of the schooling behavior of fish: internal organization and communication process. *Bull. Ocean. Res. Inst. Un. Tokyo 12 : 1–65.*

Argillier, C., 2007. Les communautés de poisson en bioindication lacustre. *Mer & littoral, lacs & cours d'eau, 72 : 67-69.*

Arlinghaus R., Johnson B.M., Wolter C., 2008. The past, present, future role of Limnology in freshwater fisheries sciences. *Interat. Rev. Hydrobiol., 93 : 514-543.*

Aron, S., Passera L., 2000. Les sociétés animales: évolution de la coopération et organisation sociale*. De Boeck Université, 300p*

Appelberg M., 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multimesh gillnets. *Fiskerieverket Information, 1: 3-32.*

Avois C., Legendre P., Masson S., Pinel-Alloul B., 2000. Is the sampling strategy interfering with the study of spatial variability of zooplankton communities? *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57: 1940–1956.*

Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Kvamme, C., Nøttestad, L., 2001. Pretty patterns but a simple strategy: predator– prey interactions between juvenile herring and Atlantic puffins observed with multibeam sonar. *Can. J. Zool.: 79: 1586–1596.*

Balk, H., Lindem, T. , 2006, Sonar 4, Sonar 5, Sonar 6 – Post-processing Systems. Operator Manual. Lindem Data Acquisition, Oslo.

Ballerini, M., Cabibbo, N., Candelier, R., Cavagna, A, Cisbani, E., Giardina, I., Lecomte, V., Orlandi, A., Parisi, G., Procaccini, A., Viale M., Zdravkovic V., 2008. Interaction ruling animal collective behavior depends on topological rather than metric distance: Evidence from a field study. *PNAS, 105(4): 1237*.

Baganz, D., Staaks, G., Steinberg, C., 1998. Impact of the cyanobacteria toxin, microcystin-LR on behaviour of zebrafish, *Danio rerio*. *Water Res., 32: 948-952.*

Bahri, T., Fréon P., 2000. Spatial structure of coastal pelagic schools descriptors in the Mediterranean Sea. *Fish. Res. 48 : 157-166*.

Barry-Gérard, M., Kebe M., Thiam, M., 1993. Exploitation des ressources halieutiques côtiéres dans les eaux sous jurisdiction sénégalais. *In* : Actes de l'atelier de Gorée du 27-29 juillet 1992, gestion des ressources côtiéres et littorales du Sénégal. Diaw E.T. ed, UICN-ISRA-IFAN, Dakar, 291-310.

Beaugrand, G., Brander, K.M., Lindley, J.A., Souissi, S., Reid P.C., 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature 426: 661–664.*

Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., Weinstein M.P., 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience 51: 633-641.*

Behagle N., Sow I., Guillard J., Lebourges-Dhaussy A., 2011. Acoustic monitoring of a Senegalese Marine Protected Area and of its close vicinity. *ICES Working Group on Fisheries Acoustics Science and Technology May 2011 meeting, Reyjavick, Iceland.*

Belliard, J., Boët, P., Tales, E., 1997. Regional and longitudinal patterns of fish community structure in the Seine River basin, France. *Environ. Biol. Fish. 50: 133-147.*

Beniston, M., 2006. Mountain weather and climate: A general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiol., 562: 3–16.*

Benoit-Bird, K., 2009. Dynamic 3Dimensional structure of thin zooplankton layers is impacted by foraging fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser. 396: 61-76*.

Behrmann-Godel, J., Gerlach, G., Eckmann, R., 2006. Kin and population recognition in sympatric Lake Constance perch (*Perca fluviatilis L.*): can assortative shoaling drive population divergence? *Behav Ecol Sociobiol 59: 461-468*.

Bertrand, A., Gerlotto, F., Bertrand, S., Gutierrez, M., Alza, L., Chipollini, A., Diaz, E., Espinoza, P., Ledesma, J., Quesquen, R., Peraltilla, S., Chavez, F., 2008. Schooling behaviour and environmental forcing in relation to anchoveta distribution: An analysis across multiple spatial scales. *Progr. Ocean. 79: 264–277.*

Blaber S., 2002. Fish in hot water: the challenges facing fish and fisheries reserach in tropical estuaries. *J. Fish Biol. 61: 1-20.*

Borcherding J., Hermasch B., Murawski P., 2007. Field observations and laboratory experiments on growth and lipid content of young-of-the-year perch. *Ecol. Freshw. Fish, 16: 198–209.*

Boëly T., Chabanne J., Fréon P., 1978. Schémas migratoires, aires de concentrations et périodes de reproduction des principales espéces pélagiques côtires dans la zone sénégalo-mauritannienne*. In :* Rapport du groupe de travail *ad hoc* sur les poissons pélagiques côtires ouest –africains de la Mauritanie au libérai. Copace/pace, Dakar, 78.10: 63-70.

Borgmann U., 1987, Models on the slope of, and biomass flow up, the biomass spectrum*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 136-140.*

Bonar, S.A., Bolding, B.D., Divens, M., 2000. Standard Fish Sampling Guidelines for Washington State Ponds and Lakes. *Wash. Dept. Fish Wildlife, Olympia, USA, 28 pp.*

Brandt, S.B., 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. *In*: Murphy, B.R., Willis D.W. (Eds.), Fisheries Techniques, 2nd ed. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, *385–419*.

Brehmer, P. 2004. Analyse comparée des caractéristiques dynamiques et spatiales des bancs de Sardinella aurita (Valenciennes, 1847) de diverses populations: adaptations comportementales face à l'environnent et à l'exploitation; effet sur la capturabilité. *Thése, Ecole Nat. Sup. Agr. Rennes, France, 386 p.*

Brehmer, P., Arzelies, P., Guenegan, Y., Guillard, J. The fish avoidance reaction to an approaching vessel: not just a simple noise level threshold. *Soumis à ICES J. Mar.Sci.*

Brehmer, P., Gerlotto, F., Guillard, J., Sanguinède, F., Guénnegan, Y., Buestel, D., 2003. New applications of under-acoustics methods for monitoring shallow water aquatic ecosystems: the case of mussel culture grounds in open sea. *Aquat. Liv. Res., 16: 333-338.*

Brehmer, P., Gerlotto, F., Samb, B. 2000. Measuring fish avoidance during surveys. *Int. Coun. Expl. Sea document, CM 2000/K: 07.*

Brehmer, P., Guennegan, Y., Arzelies, P., Guillard, J., Cheret, Y., Duformentelle, P., Colon, M., 2003. Effect of *in situ* radiated noise of the platform used on shallow water area on echo sounder data in fisheries-acoustics. *Hydroacoustics, 6: 31-40*

Brehmer, P., Gerlotto, F., Guillard, J., Sanguinède, F., Guénnegan, Y., Buestel, D., 2003. New applications of under-acoustics methods for monitoring shallow water aquatic ecosystems: the case of mussel culture grounds in open sea. *Aquat. Liv. Res., 16: 333-338.*

Brehmer, P., Guillard, J., Guennégan, Y., Bigot, J.L., Liorzou, B., 2006. Evidence of a variable "unsampled" biomass along the shallow water (<20 m) coastline in small pelagic fish stock assessment method. *ICES J. Mar.Sci., 63: 444-451.*

Brehmer, P., Guillard, J., Caballero-Pinzon, P., Bach, P., 2011. Exploratory and Instantaneous Swimming Speeds of Amphidromous Fish School in Shallow-Water Coastal Lagoon Channels. *Est.Coasts, 34(4): 739-744.*

Brehmer, P., Mouillot, D., Do Chi, T., 2006 . Amphidromus fish school diel flow in two Mediterranean lagoons by combining sonar and fishing data. *J. Experimental Mar. Biol. Ecology 334(1): 139-150*.

Brehmer, P., Vercelli, C., Gerlotto, F., Sanguinède, F., Pichot, Y., Guénnegan, Y., Buestel, D., 2006b. Multibeam sonar detection of suspended mussel culture grounds in the open sea: Direct observation methods for management purposes. *Aquaculture 252: 234-241*.

Brierley, A.S., Cox, J.M., 2010. Shapes of Krill Swarms and Fish Schools Emerge as Aggregation Members Avoid Predators and Access Oxygen. *Curr. Biol. 20: 1-5.*

Buelens, B., Williams, W., Sale, A., Pauly, T., 2006. Computational challenges in processing and analysis of full watercolumn multibeam sonar data. *In*: Jesus S.M. and Rodrıguez O.C. (Eds), Proceedings of the Eighth European Conference on Underwater Acoustics, 8th ECUA, Carvoeiro, Portugal, 12-15 June, 6 p.

Cardenas, J.J., Novoa, D.R., Guillard, J, 1995. Cuantificación y determinación de la distribución espacial de los recursos pesqueros del lago Guri, por medios hidroacústicos. *Rapp. FLASA, EDIMAR, 14 p.*

Caranhac F., 1999. Modélisation de la dynamique de populations piscicoles exploitées intégrant la variabilité individuelle de croissance : application aux corégones (*Coregonus Lavaretus*) du lac d'Annecy. *Thèse, Université Claude Bernard-Lyon I , 276p*.

CEN 2005. EN 14 757, CEN TC 230, Water quality – Sampling of fish with multimesh gillnets. European Committee for Standardization, Brussels.

CEN 2006. EN 14 962, CEN TC 230, Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods. European Committee for Standardization, Brussels.

CEN, 2009 (Co-rédacteur). Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041, 39p.

Champigneulle A., Michoud M., Brun J.C., 2001. Pacage lacustre de salmonidés (omble chevalier, corégone et truite) dans le lac Léman et le lac du Bourget. *In* La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 349-421.

Champigneulle A., Gerdeaux D., Gillet C., Guillard J., Rojas-Beltran R., 1995. Programme pilote et recherches appliquées au pacage lacustre de Salmonides; III Rapport final des travaux sur l'omble chevalier (Salvelinus alpinus). *Rapp. I.L. 87-95, 21p.*

Champigneulle A., Guillard J., Rojas-Beltran R., 1991. Programme pilote et recherches appliquées au pacage lacustre de salmonidés (octobre 1991). *Rapp.I.L. 61-91, 78p.*

Champigneulle A., Guillard J., 1990. Programme pilote et recherches appliquées au pacage lacustre de salmonidés (octobre 1990). *Rapp. I.L. 55-90, 25p.*

Coll, C., Tito de Morais, L., Laë, R., Lebourges-Dhaussy, A., Simier, M., Guillard, J., Josse, E., Ecoutin, J.M., Albaret, J.J., Raffray, J., Kantoussan, J., 2007. Use and limits of three assessment methods of fish size spectra and abundance in two tropical man-made lakes. *Fish. Res., 83, 306–318.*

Colon M., Hustache J.C., Chifflet P., 2006. Outils de pêche actifs pour l'échantillonnage de larves et de juvéniles de poissons dans les grand lacs alpins. *Cah. Tech. INRA, num. spéc. "Méthodes et outils pour l'observation et l'évaluation des milieux forestiers, prairiaux et aquatiques", 115-118.*

Colon, M., Guillard, J., 1997. Programme d'automatisation de l'acquisition des données acoustiques lors des éclusées a poissons. *Rapp. I.L. 124 - 97, 11 p.*

Colon, M., Guillard, J. 2011. Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du lac de Morat Campagne 2010. *Rapp. I.L., 623-2011, 25 p.*

Colon, M., Vergés, C., Guillard, J. 2006. Etude hydroa-coustique de l'ichtyofaune du lac d'Aiguebelette Campagne 2005. *Rapp. I.L., 263-2006, 27 p*.

Conrad J.L., Weinersmith K.L., Brodin T., Saltz J.B., Sih A., 2011. Behavioural syndromes in fishes: a review with implications for ecology and fisheries management. *J. Fish. Biol., 78: 395–435.*

Cottingham, K.L., Brown, B.L., Lennon, J.T., 2001. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. *Ecol. letters, 4: 72-85*

Cowx, I.G., 1996. Stock assessment in inland fisheries. Fishing News Books, Blackwell Sci. Pub., London.

Croft, D. P., Krause, J., Couzin, I.D., Pitcher J.T., 2003. When fish shoals meet: outcomes for evolution and fisheries. *Fish Fish. 4: 138-146.*

Crouzet E., Meybeck M., 1971. Le lac d'Annecy et son bassin versant - Premières données climatologiques, hydrologiques, chimiques et sédimentologiques. *Arch. Scien. Genève, 24: 437-486.*

Cury, P.M., Shin, Y-J., Planque, B., Durant ,J.M., Fromentin, J.M., Kramer-Schadt, S., Stenseth, N.C., Travers ,M., Grimm, V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends Ecol. Evol. 23(6): 338-346.*

Cushing, D.H. 1963. The Uses of Echo Sounding for Fishermen. H.M.S.O.

Cushing, D.H., 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. *Adv. Mar. Biol. 26: 250–293.*

Cuypers Y., Vinçon-Leite, B., Groleau, A., Tassin, B., Humbert, J.-F. 2010. Impact of internal waves on the spatial distribution of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) in an alpine lake. *ISME Journal.*

Daan, N., Gislason, H., Pope, J. G., and Rice, J. C. 2011. Apocalypse in world fisheries? The reports of their death are greatly exaggerated. *ICES J. Mar. Scien. 68: 1375–1378.*

Daget, J., Le Guen, J.C., 1975. Dynamique des populations exploitées de poissons. *In* : Problèmes d'écologie : la démographie des populations de vertébrés. Lamotte et Bourliére eds, Paris : 395-443.

Dalton, R., 2010. Reserves 'win–win' for fish and fishermen. *Nature, 463(25): 1007.*

Dahm E., 1987. Bibliography of existing litterature on selectivity of inland water fishing gear published by European authors. *EIFAC Occasional Paper, 18, European Inland Fisheries Advisory Commission of the Food and Agriculture Organization, 46 p.*

Darchambeau F., Isumbisho M., Descy J.-P., 2011. Zooplankton of Lake Kivu. *In*: Lake Kivu: Biology, Ecology and Biogeochemistry. Descy J.-P., Darchambeau F., Schmid M., eds. Springer, *in press*.

Debruyn, A.M.H., Marcogliese, D.J., Rasmussen, J.B., 2002. Regional analysis of body size and population density in stream fish assemblages: testing predictions of the energetic equivalence rule. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59 : 819-828.*

Deceliéres-Vergés, C., 2008. Caractérisation des métriques issue de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu. *Thése Univ. De Savoie, 165 p.*

Deceliere-Vergès, C., Argillier, C., Lanoiselée, C., De Bortoli, J., Guillard J., 2009. Stability and precision of the fish metrics using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial French lakes. *Fish. Res., 99: 17-25.*

Deceliere-Vergès, C., Guillard J., 2008. Assessment of the pelagic fish communities: consequences for the lake fish monitoring. *Knowl. Manag. Aqu. Ecosys., 389 : 04*

Degiorgi, F., 1994. Etude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre. Prospection multisaisonnière de 6 plans d'eau de l'Est de la France à l'aide de filets verticaux. *Thèse UFR des Sci. Tech., Univ. Franche-Comté, 207 p.*

Degiorgi F., Cachera S., Guillard J., Raymond J.C., Vergés C., 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Etat de santé du peuplement piscicole Facteur limitant ou ralentissant la restauration. Proposition de remédiation et de gestion halieutique. *Cisalb, 73 p.*

Degiorgi F., Guillard J., Grandmottet J.P., Gerdeaux D, 1993. Les techniques d'études de l'ichtyofaune lacustre utilisée en France: bilan et perspectives. *Hydroéc. Appl., 5(2) : 27-42.*

Degiorgi F., Guillard J., Raymond J.C., 1997. Etude de l'ichtyofaune du lac d'Aiguebelette. Bilan de l'Etat de Santé en 1995/1996. Proposition pour la gestion du milieu et du peuplement. *Rapport CSP DR 5 96-4, 64 p.*

Décamps H., 2006. Ecosystèmes aquatiques. *In :* Les eaux continentales, Académie des Sciences RST 25, 105-190.

Djemali I., Toujani R., Guillard J., 2009. Hydroacoustic fish biomass assessment in man-made lakes in Tunisia: horizontal beaming importance and diel. *Aquat. Ecol., 43:1121–1131.*

Diouf, P.S., 1996. Les peuplements de poissons des milieux estuariens d'Afrique de l'Ouest : l'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum. *Thèses et Documents microfiches No. 156, ORSTOM, Paris.*

Dokulil M., Jagsch T.A., George G.D, Anneville O., Jankowski T., Wahl B., Lenhart B., Blenckner T., Teubner K., 2006. Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnol. Oceanogr., 51(6): 2787-2793*.

Domaizon, I., Gerdeaux, D., Druart, J.C., Laine, L., Lazzarotto, J., Perga, M.E., Rimet, F. 2010. Suivi Scientifique du lac d'Annecy : rapport 2009. *SILA (éd.) et INRA-Thonon, 64 p.*

Drastik, V., Kubecka, J. 2005. Fish avoidance of acoustic survey boat in shallow waters. *Fish. Res. 72: 219-228.*

Dubois J.-P., Gillet C., Hilgert N., Balvay G., 2008 - The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. *Aquat. Living Resour., 21: 4, 1-10.*

Duncan, A., Butterworth, A.J., Gerlotto, F., Kubecka, J., 1998. Editorial. *Fish. Res. 35: 1-3.*

Eckmann, R., Gaedke, U., Wetzlar, H.J., 1988. Effects of climatic and density-dependent factors on year-class strength of *Coregonus lavaretus* in Lake Constance. *Can. J. Fish. Aqu. Sci. 45: 1088–1093.*

Eckmann, R., Gerster, S., Kraammer, A., 2006. Yields of European perch from Upper Lake Constance from 1910 to present. *Fish. Manag. Ecol. 13: 381-390.*

Ehrenberg, J.E., Torkelson, T.C., 1996. Application of dual-beam and split-beam target tracking in fisheries acoustics. *ICES J. Mar. Sci. 53: 329-334.*

Eklöv, P., Persson, L., 1995. Species-specific antipredator capacities and prey refuges: interactions between piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) and juvenile perch and roach (*Rutilus rutilus). Behav. Ecol. Sociobiol. 37: 169-178.*

Ellingsen, K. E., Gray, J. S., Bjørnbom, E., 2002. Acoustic classification of seabed habitats using the QTC VIEW system. , *ICES Journal of Marine Science, 59: 825–835*.

Engström-Öst, J., Karjalainen, M., Viitasalo, M. 2006. Feeding and Refuge Use by Small Fish in the Presence of Cyanobacteria Blooms. *Environ. Biol. Fish., 76: 109-117.*

Ernst, B., 2008. Investigations on the impact of toxic cyanobacteria on fish - As exemplified by coregonids in Lake Ammersee*. PhD, 176 p.*

Ernst, B., Hitzfeld, B., Dietrich D., 2001. Presence of *Planktothrix sp*. and cyanobacterial toxins in Lake Ammersee, Germany and their impact on whitefish (*Coregonus lavaretus L*.). *Env. Tox., 16: 483-488*.

Ernst, B., Hoeger, S.J., O'Brien, E., Dietrich, D.R., 2006. Oral toxicity of the microcystin containing cyanobacterium Planktothrix rubescens in European whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Aquat. Tox., 79: 31-40.*

Fernandes, P.G., 2009. Classification trees for species identification of fish-school echotraces. *ICES J. Mar. Sci. 66: 1073-1080*.

Fernandes, P.G., Gerlotto, F., Holliday, D.V., Nakken, O. Simmonds, E.J. 2002. Acoustic applications in fisheries science: the ICES contribution*. ICES Marine Science Symposia, 215: 483-492.*

Ford, M.J. 2002. Selection in Captivity during Supportive Breeding May Reduce Fitness in the Wild. *Conser. Biol. 16: 815-825.*

Fréon, P., Dagorn, L., 2001 Review of fish associative behaviour: toward a generalisation of the meeting point hypothesis. *Rev. Fish Biol. Fish. 10 (2): 183-207*.

Fréon, P., Misund, O.A., 1999. Dynamics of Pelagic Fish Distribution and Behaviour: Effects on Fisheries and Stock Assessment (Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.).

Fréon, P., Gerlotto F., Soria., M., 1996. Diel variability of school structure with special reference to transition*. ICES J. Mar. Sci. 53(2): 459-464.*

Fréon, P., Gerlotto, F., Soria, M., 1992. Changes in school structure according to external stimuli: description and influence on acoustic assessment. *Fish. Res. 15: 45-66.*

Gascuel, D., Bez, N., Forest, A., Guillotreau, P., Laloë, F., Lobrya, J., Mahévas, S., Mesnil, B., Rivota, E., Rochette, S., Trenkel, V., 2011. Future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d'Halieumétrie). *Fish. Res. 109: 1–6.*

Gauthier, S, Rose, G.A., 2002. *In situ* target-strength studies on Atlantic redfish *(Sebastes spp.). ICES J. Mar. Sci. 59 : 805-815.*

Gautrais J., Jost C., Soria M., Campo A., Motsch S., Fournier R., Blanco S., Theraulaz G., 2009. Analyzing fish movement as a persistent turning walker. *J. Math. Biol. 58 : 429-445.*

Gerdeaux D., 2001. Détermination de l'âge et de la croissance des poissons. *In:* Gerdeaux D. (ed.), Gestion piscicole des grands plans d'eaux, INRA Paris, 215–239.

Gerdeaux D. 2010. Does global warming threaten the dynamics of Arctic char in Lake Geneva? *Hydrobiol., 660: 69-78.*

Gerdeaux D., Anneville O., Hefti D., 2006. Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years*. Acta Oeco. 30: 161-177.*

Gerdeaux, D., Guillard, J., 1986. Approche des structures spatio-temporelles des populations de poissons du Léman. *In* : Biologie des populations, actes du colloque du CNRS, Lyon 4-6 Sept. 1986, 420-426.

Gerdeaux, D., Guillard, J., 1987. Description des programmes utilisés en échointégration à la Station d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon. les Bains. *Rapp. I.L. 33-87, 16p.*

Gerdeaux, D., Guillard J., 1993. Bilan des campagnes automnales d'échosondage et chalutage sur le lac d'Annecy (1986-1992). *Rapp.I.L. 69-93, 3p.*

Gerdeaux, D., Guillard, J., Moille J-P., 1989. Logiciel de démonstration des techniques d'échointégration. Disquette. *Rapp. I.L. 47-89.*

Gerdeau D., Janjua J., 2009. Contribution of obligatory and voluntary fisheries statistics to the knowledge of whitefish population in Lake Annecy (France). *Fish. Res., 96 : 6-10.*

Gerlotto, F., 2007. L'observation directe du comportement : une information indispensable dans une approche écosystémique de la gestion des stocks halieutiques*. HDR, Univ. Montpellier 2, 65 p.*

Gerlotto, F., Castillo, J., Saavedra, A., Barbieri, M.A., Espejo, M., Cotel, P., 2004. Three-dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools in central southern Chile. *ICES J. Marine Science 61 : 1120-1126.*

Gerlotto F., Claro R., Hernandez-Corujo C., Garcia-Arteuga J.P., 1992. Una metodologia para la evaluation de los recursos Pesqueros por hidroacoustica en aquas someras. *Scientia Marina, 56: 309-319.*

Gerlotto, F., Fréon, P., 1998. Influence of the structure and behaviour of fish schools on acoustic assessment. *Int. Coun. Expl. Sea document CM 1988/B:53.*

Gerlotto, F., Georgakarakos, S., Eriksen, P.K., 2000. The application of multibeam sonar technology for quantitative estimates of fish density in shallow water acoustic surveys. *Aquat. Living Res. 13: 385-393.*

Gerlotto, F., Hernandez, C., Linares, E., 1998. Experiences with multibeam sonar in shallow tropical waters. *Fish. Res. 35: 143-147*.

Gerlotto, F., Jones, E., Bez, N., Reid D.G., 2010. When good neighbours become good friends: observing small scale structures in fish aggregations using multibeam sonar *Aquat. Living Resour, 23: 143-151.*

Gerlotto, F., Paramo, J., 2003. The three-dimensional morphology and internal structure of clupeid schools as observed using vertical scanning multibeam sonar*. Aquat. Living Resour. 16: 113-122.*

Gerlotto, F., Soria M., Fréon, P., 1999. From two dimensions to three: the use of multibeam sonar for a new approach in fisheries acoustics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 6-12.*

Gersho, A., Gray R.M., 1991. Vector quantization and signal compression. Kluwer Academic Publishers.

Getabu, A., Tumwebaze, R., MacLennan, D.N., 2003. Spatial distribution and temporal changes in the fish populations of Lake Victoria. *Aquat. Living Resour. 16: 159–165.*

Gillet C., Breton B., 1992. Research work on Arctic charr, Salvelinus alpinus, in France—broodstock management. *Icel. Agr. Sci. 6 : 25–45.*

Gillet C., 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. *In :* Gerdeaux D. (ed.), Gestion piscicole des grands plans d'eaux, INRA Paris, 241-282.

Gillet C. , Quetin P., 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *J. Fish Biol. 69: 518-534.*

Givaudan, N., Guillard, J., Sotton, B., Anneville, O., 2010. Impacts de la cyanobactérie Planktothrix rubescens et de ses toxines, les microcystines, sur des organismes modèles appartenant à la faune piscicole et zooplanctonique du Lac du Bourget *Rapport ONEMA-INRA, 32 p*

Godlewska, M., Colon, M., Doroszczyk, L., Długoszewski, B., Verges, C., Guillard, J., 2009 Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation. *Fish. Res., 96, 11-16.*

Godlewska, M., Colon, M., Jóźwik, A., Guillard, J., 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aqu. Liv. Res., 24: 71-78.*

Godø, O.R., Tenningen, E., 2009. Remote sensing, chapter 5. *In*: Megrey, B.A. and E. Moksness (Eds.) Computers in Fisheries Research (2nd Ed.), Springer, Heidelberg.

Goovaerts, P., 1992. Factorial kriging analysis: a useful tool for exploring the structure of multivariate soil inforamtion. *J. Soil. Sci., 43: 597-619.*

Gozlan, R.E., 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish Fish., 9: 106-115.*

Greig, S.M., Sear, D.A., Carling, P.A. 2006. A review of factors influencing the availability of dissolved oxygen to incubatign salmonid embryos. *Hydrolog. Proc., 21 : 323-334.*

Guennégan, Y., Liorzou, B., Bigot, J.L., 2000. Exploitation des petits pélagiques dans le golfe du Lion et suivi de l'évolution des stock par écho-intégration de 1995 à 1999. *In* : CGPM groupe de travail "petits pélagiques". Sous comité Aménagement des pêches. Fuengirola, Espagne 1-3 mars 2000. 29 p.

Guillard J., 1988. Aménagement des pêcheries lacustres en Rhône-Alpes. Développement du pacage lacustre de salmonidés. Problématique de l'étude. *Rapp. I.L. 39-88, 10p.*

Guillard J., 1990. Optimisation de la production de juvéniles de salmonidés: Truite sauvage et omble chevalier. Protocoles expérimentaux. *Rapp. I.L. 58-91, 7p*.

Guillard J., 1991. Etude des stocks pisciaires lacustres par échointégration : problèmes méthodologiques. Thése. Doct. Sci.: Un. Cl. Bernard, Lyon I, 156p.

Guillard J., 1994. Utilisation de l'échosondage dans l'étude des populations de poisson du Sine-Saloum (Sénégal). *Rapp. I.L. 80-94, 21p.*

Guillard J., 1996. Utilisation des méthodes acoustiques en milieu peu profond: rivières, estuaires, zones côtières. *Oceanis, 22 (1): 39-50.*

Guillard J., 1998. Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary (Sine-Saloum, Senegal) using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar. *Fish. Res., 35: 21 – 29.*

Guillard J., 2006. Overview of acoustic practices in France. *1st EIFAC Acoustics Workshop, 22nd – 23rd March, Warham (U.K.).*

Guillard, J., Albaret, J.J., Simier, M., Sow, I., Raffray, J., Tito de Morais L., 2004 b. Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: moored and mobile sampling. *Aquat. Liv. Res., 17: 47-55.*

Guillard, J., Balay, P., Colon, M., Brehmer, P., 2010. Survey boat effect on YOY fish schools in a pre-alpine lake: evidence from multibeam sonar and split-beam echosounder data. *Ecol. Freshw. Fish, 19 (3): 373-380*.

Guillard J., Boët P., Gerdeaux, D, Roux, P., 1994. Application of mobile acoustic techniques fish survey in shallow waters: the river Seine. *Regul. Riv.: res. Manag., 9: 121-126.*

Guillard, J., Brehmer, P., Colon, M., Guennegan, Y., 2006 b. 3D characteristics of young–of–year pelagic fish schools in lake. *Aqu. Liv. Res., 19 : 115-122.*

Guillard, J., Colon, B., 1998. Estimation hydroacoustique du nombre de poissons migrateurs franchissant l'écluse de Beaucaire-Vallabrègues (Rhône). *Bull. fr. pêche piscic., 348: 79-90.*

Guillard J., Colon, M., 2000. First results on migrating shad (Alosa fallax) and mullet (Mugil cephalus) echo counting crossing a lock on the Rhône River (France), using a split-beam sounder and relationships with environmental data and fish caught. *Aquat. Liv. Res., 13(5) : 327-330.*

Guillard J., Darchambeau F., Masilya P., Descy J.P., soumis*. An updated stock assessment of the introduced Tanganyika sardine (Limnothrissa miodon) in Lake Kivu, East Africa: an hydroacoustic survey. Soumis Journal of Fish Biology (25-05-2011)*

Guillard, J., Fernandes, P., Laloë, T., Brehmer, P., 2011. Three-dimensional internal spatial structure of young-of-the-year pelagic freshwater fish provides evidence for the identification of fish school species. *Limn. Ocean. Meth., sous presse.*

Guillard J., Gerdeaux D., 1993. In situ determinations of the target strength of roach (*Rutilus rutilus L.*) in lake Bourget with a single beam sounder. *Aquat. Living. Resour., 6: 285-289.*

Guillard J., Gerdeaux D., Brun G., Chappaz R., 1992 b. The use of geostatistics to analyse data from a echo-integration survey of fish stock in lake Sainte-Croix. *Fish. Res., 13: 395-406.*

Guillard, J., Gerdeaux, D., Chautru, J.M., 1990. The use of geostatistics for abundance estimation by echo integration in lakes: the example of Lake Annecy. *Rapp. P-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 189: 410-414.*

Guillard, J., Gillet, C., Champignuelle, A., 1992 a. Principales caractéristiques de l'élevage de l'omble chevalier (Salvelinus alpinus L.) en eau douce. *Bull. fr. Pêche Piscic, 325: 47-68*.

Guillard, J., Gillet, C., Colon, M., 1996 a. Elevage de l'omble chevalier (Salvelinus alpinus) en pisciculture de production et expérimentale. *Rapp. I.L. 103-96, 37 p.*

Guillard, J., Lebourges-Dhaussy, A 1998. Preliminary results of fish populations distribution in a Senegalese coastal area with depths less than 15 m, using acoustic methods. *Aquat. Living. Resour., 11: 13-20.*

Guillard, J., Lebourges-Dhaussy, A., Brehmer, P., 2004 a. Simultaneous Sv and TS measurements on YOY fresh water fish using three frequencies. *ICES J. Mar. Sci., 61 : 267-273.*

Guillard, J., Marchal, E., 2001. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. *In* : La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 215 - 239.

Guillard, J., Perga, M.-E., Colon, M., Angeli, N., 2006 a. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, Perca fluviatilis, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fish. Manag. Ecol.,13 : 319-327.*

Guillard J., Puech M., 1990. Production d'omble chevalier en pisciculture intensive. Recherche en faisabilité. *ADAPRA, 14p.*

Guillard J., Puech M., 1993. Groupe Pisciculture d'Omble chevalier: Suivi Technique 1991-1992. *Rapp. I.L. 75-93, 30 p.*

Guillard J., Simier M., Albaret J.-J., Raffray J., Sow I., Tito de Morais L., en préparation. Fish population surveys in estuaries: a comparison between acoustic at moored stations and purse seine surveys. *Estuarine, Coastal and Shelf Science: soumission prévue 2^{éme} semestre 2011.*

Guillard J., Vergés C., 2007. The Repeatability of Fish Biomass and Size Distribution Estimates obtained by Hydroacoustic Surveys Using Various Survey Designs and Statistical Analyses. *Int. Rev. Hydrobiol., 92, 6: 605–617.*

Gulati, R.D., Demott, W.R., 1997. The role of food quality for zooplankton : remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Fresh. Biol., 38: 753-768*.

Halls, A.S., Welcomme, R.L., Burn, R.W., 2006. Relationship between multispecies catch and effort: among fishery comparisons. *Fish. Res. 77: 78–83.*

Hamilton, L.J., Mulhearn, P.J., Poeckert, R., 1999. Comparison of RoxAnn and QTC View acoustic bottom classification system performance for the Cairns area, Great Barrier Reef, Australia. *Continental Shelf Research 19: 1577-1597.*

Haralabous, J., Georgakarakos, S. 1996. Artificial neural networks as a tool for species identification of fish schools. *ICES J. Mar. Sci. 53: 173-180*.

Harvey, J., Cowx, I.G., 1996. Electric fishing for assessment of fish stocks in large rivers. *In*: Cowx, I.G. (Ed.) Stock Assessment in Inland Fisheries. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, *11-26*.

Hafsteinsson, M.T., Misund, O.A., 1995. Recording the migration behaviour of fish schools by multi-beam sonar during conventional acoustic surveys. *ICES J. Mar. Sci. 52: 915-924.*

Hilborn, R., 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: a personnal perspective. *Fish. Res., 108: 235-239.*

Hjellvik, V., Handegard, N. O., Ona, E. 2008. Correcting for vessel avoidance in acoustic-abundance estimates for herring. *ICES J. Mar. Sci. 65: 1036-1045*.

Hensor, E., Couzin, I.D., James, R., Krause, J. , 2005, Modelling density-dependent fish shoal distributions in the laboratory and field. *Oikos 110: 344-352.*

Hoare, D.J., Couzin, I.D., Godin, J.G.J., Krause, J., 2004. Context-dependent group size choice in fish. *Anim. Beh. 67: 155-164.*

Horne, J.K. 2000. Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fish. Oceanogr. 9: 356-371.*

Horne, J.K., Walline, P.D., Jech J.M., 2000. Comparing acoustic model predictions to in situ backscatter measurements of fish with dual-chambered swimbladers. *J. Fish Biol. 57: 1105-1121.*

Hughes, S., 1998, A mobile horizontal hydroacoustic fisheries survey of the River Thames, United Kingdom. *Fish. Res. 35: 91-97.*

Hudnell, H.K., [Ed.], 2007. Proceedings of the Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (ISOC-HAB): State of the science and research needs, Springer Press, NewYork: Advances in Experimental Medicine and Biology, 924pp.

Ibelings, B.W., Bruning, K., De Jonge, J., Wolfstein, K., Dionisto-Pires, L.M., Postma, J., Burger, T., 2005. Distribution of mycrocystins in lake foodweb : No evidence for biomagnification. *Microb. Ecol., 49 : 487-500.*

Isumbisho, M., 2006. Ecologie du zooplancton du lac Kivu (Afrique de l'Est). Thèse de Doctorat en Sciences, Biologie, F.U.N.D.P., Facultés des Sciences, Namur, 176 p.

Jacquet, S., Briand, J.-F., Leboulanger, C., Avois-Jacquet, C., Oberhaus, L., Tassin, B., Vinçon-Leite, B., Paolini, G., Druart, J.-C., Anneville, O., Humbert, J.-F., 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae, 4: 651-672.*

Janjua M.Y., Zanella D., Gerdeaux D. 2010. Comparative effectiveness, growth and dispersal of stocked Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from different origins in Lake Annecy. *Knowl Manag. Aquat. Ecosyst., 397: 04.*

Janjua M.Y., Gerdeaux D., 2009. Preliminary trophic network analysis of subalpine Lake Annecy France) using Ecopath Model. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst., 392: 02.*

Jeppesen E., Pekcan-Hekim Z., Lauridsen T.L., Sondergaard M., Jensen J.P., 2006. Habitat distribution of fish in late summer: changes along a nutrient gradient in Danish lakes. *Ecol. Freshwater Fish, 15: 180–190.*

Jobling, M., Jörgensen, E.H. Arnesen, A.M, Ringö, E. 1993. Feeding, growth and environmental requirements of Artic charr: a review of aquaculture potential. *Aqua. Inter., 1: 20-46.*

Jobling, M. 1995. Feeding of Charr in relation to aquaculture. *Nordic J. Freshw. Res. 71: 102-112.*

Journel A., Huijbregts C., 1978. Mining geostatistics. Academic press, London.

Jobling M., 1983 (a). Effect of feeding frequency on food intake and growth of Arctic charr *Salvelinus alpinus* L. *J. Fish. Biol., 23:177-185.*

Jolly, G., Hampton I. 1990. A stratified random transect design for acoustic surveys of fish stock. *Can. J. Fish. Aquatic Sci. 47: 1281-1291.*

Jorgensen, E.H., Jobling M., Christiansen J.S., 1991. Metabolic requirements of Arctic charr *Salvelinus alpinus* L., under hatchery conditions. *Aqua. Fish. Manag., 22: 377-378*.

Jørgensen, R., Handegard, N. O., Gjøsæter, H., Slotte, A., 2004. Possible vessel avoidance behaviour of capelin in a feeding area and on a spawning ground. *Fish. Res. 69: 251-261.*

Josse, E. 2008. L'observation acoustique des écosystèmes aquatiques: De l'écologie halieutique à la définition d'indicateurs bio-acoustiques. *Université de Bretagne Occidentale, 82 p*.

Juget, J., Lafont, M., Mouton J., Gerdeaux D., 1995. Structure des communautés benthiques et pisciaires. *In* Pourriot R. & Meybeck M. (Eds). Limnologie générale. Masson (Paris) 494-513.

Kaiblinger, C., Anneville, O., Tadonleke, R., Rimet, F., Druart, J.C., Guillard, J., Dokulil M.T., 2009. Central-European Water Quality indices applied to long-term data from French peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiol., 633: 67–74.*

Kahl, U., Radke, R.J. 2006. Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? *Ecol. Freshw. Fishes 15: 48-56*

Kaningini, B., Micha, J.-CL., Vandenhaute, J., Platteau, J.-P., Watongoka, H., Melard, C., Wilondja, M.K., Isumbisho, M., 1999. Pêche du Sambaza au filet maillant dans le lac Kivu. Presses Universitaires de Namur, Namur, 187 p.

Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries 6: 21–27.*

Kimura, K. 1929. On the detection of fish-groups by an acoustic method. *J. Imper. Fish. Inst., Tokyo, 24: 41-45.*

Kipfer, R., Livingstone, D.M., 2008. Ressources en eau et changement climatique. *EAWAG NEWS 65f, 8-10*

Knudsen, F. R., Larsson, P, Jakobsen, P.J., 2006. Acoustic scattering from a larval insect (*Chaoborus flavicans*) at six echosounder frequencies: Implication for acoustic estimates of fish abundance. *Fish. Res., 79: 84-89.*

Knudsen, F.R., Sægrov, H., 2002, Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fish. Res. 56: 205-211*

Korneliussen, R. J., Ona, E., 2002. An operational system for processing and visualizing multi-frequency acoustic data. *ICES J. Mar. Sci., 59: 293-313.*

Korneliussen, R. J., Ona, E., 2003. Synthetic echograms generated from the relative frequency response. *ICES J. Mar. Sci., 60: 636-640.*

Koslow, J. A. 2009. The role of acoustics in ecosystem-based fishery management. *ICES J. Mar. Sci., 66: 000–000.*

Krause, J., Hoare, D.J., Croft, D., Lawrence J., Ward L., Ruxon G.D., Godin J.G., James, R., 2000b. Fish shoal composition: mechanisms and constraints. *Proc. Royal Soc. Lond. Series B. Biol. Scien. 267: 2011-2017.*

Kudryavtsev, V.I., Rudstam, L., Guillard, J., Degtev, A.I, Melnik, N.G., 2009 : World practice in applying hydroacoustic approache to study the distribution, abundance and biomass of pelagic fish. *In:* Hydroacoustic surveys of Baïkal omul. MELNIK N.G. (Eds) Novosibirsk : Nauka, 27-37 (en russe)

Kubecka J., Duncan A., 1998, Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish. *Fish. Res. 35: 115-125.*

Kubecka, J., Hohausová, E., Matena, J., Peterka, J., Amarasinghe U.S., , Bonar, S.A., Hately, J., Hickley, P., Suuronen, P., Tereschenko V., Welcomme R., Winfield, I., 2009. The true picture of a lake or reservoir fish stock: A review of needs and progress. *Fish. Res., 96: 1-5*

Kurkilahti, M., Appelberg, M., Hesthagen, T. Rask M., 2002. Effect of fish shape on gillnet selectivity: a study with Fulton's condition factor. *Fish. Res.,* 54: *153-170*.

Laloë, T. 2010. L1-Quantization and clustering in Banach spaces. *Math. Methods Stat. 19: 136-150.*

Lamboeuf M., 1991. Abondance et répartition du Limnothrissa miodon du lac Kivu, résultat des prospections acoustiques d'avril 1989 à juin 1991. RWA/87/012/DOC/TR/46

Lampert, W., 1993. Ultimate causes of diel vertical migration of zooplankton : New evidence for the predator-avoidance hypothesis. *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol. 39: 79-88*.

Larsson, M., 2009. Possible functions of the octavolateralis system in fish schooling. *Fish and Fisheries, 10: 344–353.*

Launois L, Veslot J, Irz P, Argillier C., 2011. Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. *Ecol. Freshw. Fish 2011, 20: 120–132*.

Laurec A. et Le Guen J.C., 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Techn., 45. CNEXO, 119p.*

Lazzaro, X., 2009. Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds. *HDR Univ. Pierre et marie Curie – Paris 6, 115p.*

Leboulanger, C., Dorigo, U., Jacquet, S., LeBerre, B., Paolini, G., Humbert, J.F., 2002. Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms : a case study. *Aquat. Microb. Ecol., 30 : 83-89.*

Le Corre M., Bagliniére J.L., Sabatier R., Menella J.Y., Pont D., 1997. Données récentes sur les caractéristiques morphologiques et biologiques de la population d'alose feinte du Rhône (*Alosa fallax rhodanensis* ROULE, 1924). *Bull. Fr. Pêche Pisci. 346: 527-545*

Legendre P., Fortin M.J., 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Veget.,* 80*, 107-138.*

Legay J.M. et Debouzie D., 1985. Introduction à une bilogie des populations. Masson, paris, 149 p.

Lucas, M.C., Walker, L., Mercer, T., Kubecka, J. 2002. A review of fish behaviours likely to influence acoustic fish stock assessment in shallow temperate rivers and lakes. *R&D technical report W2- 063/TR/1 Environment Agency, 85 pp.*

Lyons, J., 1998., A hydroacoustic assessment of fish stocks in the River Trent, England. *Fish. Res. 35: 83-90.*

MacLennan, D., Fernandes P. G., Dalen, J., 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Marine Scien. 59: 365-369*.

Mackinson, S., Freemanb, S., Flatta, R., Meadowsa, B., 2004. Improved acoustic surveys that save time and money integrating fisheries and ground-discrimination acoustic technologies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 129-140.*

Mackinson, S., Nöttestad, L., Guénette, S., Pitcher, T.J., Misund, O.A., Fernö, A. 1999. Cross-scale observations on distribution and behavioural dynamics of ocean feeding Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus L.). ICES J. Mar. Sci. 56: 613-626.*

McClatchie, S., Thorne R.E., Grimesa P., Hanchet S., 2000. Ground truth and target identification for fisheries acoustics. *Fish. Res. 47: 173-191*

Madureira, L.S.P., Ward, P., Atkinson, A., 1993. Differences in backscattering strength determined at 120 and 38 kHz for three species of Antarctic macroplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser., 93: 17-24.*

Malbrouck, C., Kestemont, P., 2006. Effects of microcystins on fish. *Env. Tox.Chem., 25 : 72-86.*

Marchal, E., 1985. La détection acoustique dans l'étude des peuplements pisciaires. *In :* Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles, D. Gerdeaux et R. Billard Ed., INRA, Paris, 1985, 107-124.

Martignac, F., Thiieulle, L., Guillard, J., Bagliniére, J.L., Ombredanne, D., 2011. Hydroacoustic monitoring of anadromous migration of Atlantic Salmon in the Couesnon river, and influences of hydraulic modifications on the movements on fish populations. *Estuarine and Lagoon Ecosystem Trajectories, 24-28 oct 2011, Bordeaux.*

Marshall, B. E., 1991. Seasonal and annual variations in the abundance of the clupeid Limnothrissa miodon in Lake. *J. Fish Biol., 39: 641-648.*

Massé, J., Koutsikopoulos, C., Patty, W., 1996, The structure and spatial distribution of pelagic fish schools in multispecies clusters: an acoustic study. *ICES J. Mar. Scien. 53 : 155-160.*

Masson S., Angeli N., Guillard J., Pinel-Alloul B., 2001. Diel vertical and horizontal distribution of crustacean zooplankton and YOY fish in a sub alpine lake: an approach base on high frequency sampling. *J. Plank. Res., 23 : 1041-1060.*

Masson, S., Angeli, N., Guillard, J., Pinel-Alloul, B., 1997. Distribution spatio-temporelle de la densité zooplanctonique et de la biomasse ichtyaire dans un lac subalpin. CILEF, Namur, 6-11 juillet 1997.

Mayer, L., Li, Y., Melvin, G., 2002. 3D visualization for pelagic fisheries research and assessment. *ICES J. Mar. Sci. 59: 216–225.*

Megard, R.O., Kuns, M.M., Whiteside, M.C., Downing, J.A. 1997. Spatial distributions of zooplankton during coastal upwelling in western Lake Superior. *Limnol. Oceanogr. 42 (5): 827-840.*

Mehner, T. 2010. No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnol. Oceanogr. 55(1): 203-213.*

Mehner, T., Schulz, M., 2002. Monthly variability of hydroacoustic fish stock estimates in a deep lake and its correlation to gillnet catches. *J. Fish Biol*. *61: 1109-1121.*

Mehner, T., Busch, S., Helland, I.P., Emmrich, M., and J. Freyhof. 2010. Temperature related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecol. Freshw. Fish*, *19: 408-419.*

Mehner, T., Thiel, R., 1999. A review of predation impact by 0+fish on zooplankton in fresh and brackish waters of the temperate northern hemisphere. *Envir. Biol. Fish. 56 :169-181.*

Mesnil, B. 2003. Dynamique des populations exploitées et principaux modèles démographiques appliqués à la gestion des pêches. *In :* Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes. Académies des sciences, Rapport sur la science et la technologie 17, Edition Tec & Doc., Paris, 123-155.

Menella J.Y., Mazens Y., 1997. Le Rhône et ses affluents retrouvent leurs grands migrateurs. Première étape : L'alose dans le Bassin du Rhône jusque dans l'Ardèche. *Rapport de synthèse 1993-1997, Association Migrateurs Rhône-Méditerranée, 46 p.*

Millenium Assessment 2005. Ecosystems and human well-being: Wetland and Water synthesis, 2005.

Milne, S.W., Shute, B.J., Sprules, W.G., 2005, The schooling and foraging ecology of lake herring (Coregonus artedi) in Lake Opeongo, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1210–1218.*

Misund, O.A, Aglen, A. 1992. Swimming behaviour of fish schools in the North Sea during acoustic surveying. *ICES J. Mar. Sci. 49: 325-334.*

Misund, O. A., Coetzee, J., 2000. Recording fish schools by multi-beam sonar: potential for validating and supplementing echo integration recordings of schooling fish. *Fish. Res. 47: 149-159.*

Misund, O.A., Fernö, A., Pitcher, T. & Totland, B. 1998. Tracking herring schools with a high resolution sonar. Variation in horizontal area and relative echo intensity. *ICES J. Mar. Sci. 55: 58-66.*

Mitson, R.B., Simard, Y., Goss, C., 1996. Use of a two-frequency algorithm to determine abundance of plankton in three widely spaced locations. *ICES J. Mar. Sci., 53: 209-215.*

Moreno, G., Josse, E., Brehmer, P., Nøttestad L., 2007. Echotrace classification and spatial distribution of pelagic fish aggregations around drifting fish aggregating devices (DFAD). *Aquat. Living Resour. 20: 343-356.*

Mulligan, T., 2000. Shallow water fisheries sonar: a personal view. *Aquat. Living Resour. 13: 269 – 273.*

Mulligan T.J., Kieser R., 1995. An echo-trace counting model of estilmation of riverine salmon migration. *ICES Symposium on Fisheries and Plankton Acoustics, 12-16 June, 1995, Aberdeen, 9 p.*

Muiño, R., Carrera, P., Petitgas, P., Beare, D.J., Georgakarakos, S., Haralambous, J., Iglesias, M., Liorzou, B., Massé, J., Reid, D.G., 2003, Consistency in the correlation of school parameters across years and stocks. *ICES J. Mar. Sci. 60: 164-175.*

Nøttestad, L., Axelsen, B.E., 1999. Herring schooling manoeuvres in response to killer whale attacks. *Can. J. Zool. 77: 1540-1546.*

Oberhaus, L., Gélinas, M., Pinel-Alloul, B., Ghadouani, A., Humbert, J.F., 2007. Grazing of toxic Planktothrix species by Daphnia pulicaria: potential for bloom control and transfer of microcystins. *J. Plankt. Res*., *29 : 827-838.*

OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux: méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris, 164p.

Ottoson H., 1992. Icelandic efforts marketing Arctic charr. Aquaculture of Arctic charr and brown trout*. In:* Aquaculture of Arctic charr and brown trout, Flúðum 16. -18. August 1991

Olin, M. Malinen T., Ruuhijärvi, J., 2009. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community—Comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake*. Fish. Res., 96: 88–94.*

Orlowski A., 1984 Application of multiple echoes energy measurements for evaluation of sea bottom type*. Oceanologia 19, 61–78.*

Ona, E., 1999. Methodology for TS measurements. *ICES Coop. Res. Rep. 403: 235 p*

Palozzi, R., Vacchi, M., Bono, R., Catalano, F., Rovere, A. 2010. Italian underwater exploration in Antarctica: scientific diving and ROV operations. *The Int. J. Soc. Underw., 29: 87-93.*

Parrish, J.K., 1999. Using behavior and ecology to exploit schooling fishes. *Environm. Biol. Fish. 55: 157-181.*

Partridge, B.L. 1982. The structure and function of fish schools*. Scient. Amer. 246: 114–123.*

Paramo, J., Bertrand, S., Villalobos, H., Gerlotto, F., 2007. A three-dimensional approach to school typology using vertical scanning multibeam sonar*. Fish. Res. 84: 171–179.*

Paramo, J., Gerlotto, F., Oyarzun C., 2010 Three dimensional structure and morphology of pelagic fish schools*. J. Appl. Ichthyol. 26: 1-8.*

Patel, R., Ona, E. 2009. Measuring herring densities with one real and several phantom research vessels. *ICES J. Mar. Sci 66: 1264-1269.*

Pauly, D., Watson, R., Alder, J., 2005. Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Phil. Trans. R. Soc. B 360: 05-12.*

Peirson, G., Frear, P.A., 2003. Fixed location hydroacoustic monitoring of fish populations in the tidal River Hull, north-east England, in relation to water quality. *Fish. Manag. Ecol., 10: 1-12.*

Perga M.E., Bec A., Anneville O., 2009. Origins of carbon sustaining the growth of whitefish (*Coregonus lavaretus*) early larval stages in Lake Annecy: insights from fatty acid biomarkers. *J. Fish Biol., 74: 2-17.*

Perga, M.E., Desmet, M., Enters, D., Reyss J.L., 2010. A century of bottom-up- and top-down-driven changes on a lake planktonic food web: A paleoecological and paleoisotopic study of Lake Annecy, France. *Limnol. Oceanogr. 55: 803-816*.

Périat, G. et collaborateurs, 2010 : Projet Lac : Principe, Déroulement & Échéancier des opérations de terrain. EAWAG.

Perrot, Y., Guillard, J., Josse, E., 2010. Two multibeam sonars (SIMRAD SM20 and RESON SeaBat 6012) for fish schools spatial, morphologic and energetic parameters extraction: convergence and divergence. *Fish. Res., 106: 378-385.*

Petitgas, P., 2001: Geostatistics in fisheries survey design and stock assessment: models, variances and applications. *Fish Fisher. 2: 231-249*.

Petitgas, P; 2010. Organisation géographique des populations de poissons marins. *HDR, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 84 p.*

Petitgas, P., Lafont, T., 1997. EVA2: Estimation of Variance, version 2. A geostatistical software package on Windows 95 for estimating precision of fish stock assessment surveys. *ICES CM 1997/Y 22*.

Petitgas, P., Levenez J.J., 1996. Spatial organization of pelagic fish: echogram structure, spatio-temporal condition, and biomass in Senegalese waters. *ICES J. Mar. Sci. 53: 147-153.*

Pinel-Alloul, B., Gay, C., Angeli, N., Legendre, P., Dutilleul, P., Balvay, G., Gerdeaux, D., Guillard, J., 1999. Large-scale spatial heterogeneity of macrozooplankton in Lake of Geneva, *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 56 (8) : 1347-1451.*

Pitcher,T.J. ,1997. Fish shoaling behaviour is a key factor in the resilience of fisheries: shoaling behaviour alone can generate range collapse in fisheries. *Proc. 2nd World Fish Congress 2:143-148.*

Pitcher, T.J., Parrish J.K., 1993. Function of shoaling behavior in teleosts. *In*: T.J. Pitcher (Ed.) Behaviour of Teleost Fishes, Chapman & Hall, 363-439.

Planque, B., Loots, C., Petitgas, P., Lindstrom, U, Vaz, S., 2011. Understanding what controls the spatial distribution of fish populations using a multi-model approach. *Fish. Oceanogr. 20(1):, 1-17.*

Poulain, T., Argillier, C., Gevrey, M., Guillard, J., 2011. Identifying lakebed nature: is it feasible with a combination of echosounder and Sonar5-pro? *Adv. Limn. Ocean., 2(1), 49-53.*

Pourriot R. & Meybeck M. (1995). Limnologie générale. Paris, Masson, 956 p.

Prchalová, M. Kubecka J., Říha, M., Mrkvicka T., Vaseka, M., Juza T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Drastík, V. Krízekd, J., 2009. Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fish. Res., 96:* 51-57

Prchalová, M., Drastık, V., Kubecka, J., Sricharoendham, B., Schiemer, F., Vijverber, J., 2003. Acoustic study of fish and invertebrate in a tropical reservoir. *Aquat. Living Resour. 16: 325–331.*

Prchalová M., Kubecka J., Vasek M., Peterka J., Sed'a J., Juza T., Riha M., Jarolim O., Tuser M., Kratochvil M., Cech M., Drastik V., Frouzova J. and Hohausova E., 2008. Distribution patterns of fishes in a canyon-shaped reservoir. *J. Fish Biol., 73: 54–78.*

Probst W.N., Thomas G., Eckmann R., 2009. Hydroacoustic observations of surface shoaling behaviour of young-of-the-year perch Perca fluviatilis (Linnaeus, 1758) with a towed upward-facing transducer. *Fish. Res. 96: 133–138.*

Puschner, B., Humbert, J.F., 2007. Cyanobacterial (blue-green algae) toxins. *In:* Veterinary Toxicology: Basic & Clinical Principles, Gupta R.C. (Ed), Elsevier, 714-724.

Reeder, D.B., Jech, J.M., Stanton, T.K., 2004. Broadband acoustic backscatter and high-resolution morphology of fish: Measurement and modelling. *J. Acoust. Soc. Am. 116: 747-761.*

Reynolds C.S., 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Reynolds, J.R., Highsmith, R.C., Konar, B., Wheat, C.G., Doudna, D. 2001. Fisheries and fisheries habitat investigations using undersea technology. *IEEE Oceans Conference, Honolulu.*

Rivoirard J., Simmonds, Foote K.G., Fernandes P., Bez N., 2000. Geostatistics for estimating fish abundance, Blackwell Science Ltd, Oxford, G.B.

Robison, B.H. 1999. Deep pelagic biodiversity. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 300: 253-272*.

Roest, F. C., 1999. Introduction of a pelagic fish into a large natural Lake : Lake Kivu, Central Africa, *In*: Fish and Fisheries of Lakes and Reservoirs in Southeast Asia and Africa., W. L. T. M. van Densen, M. J., ed. (Otley: Westbury Publishing), 327-338.

Rossing, T.D., 2007. Springer Hanbook of Acoustics, 1182 p.

Rubin, J.F. 1990. Biologie de l'omble chevalier *Salvelinus alpinus* (L.) dans le Léman (Suisse). Thèse de doctorat, Université de Lausanne, 169p.

Rubin, J. F., 2005. Why does the Artic char population collapse in Lake Geneva? *Arch.Scien. Genève 58: 247–256.*

Rubin J.F. et Büttiker B. 1993. Quelle est la proportion d'ombles chevaliers, *Salvelinus alpinus* (L.) issus de la reproduction naturelle ou de repeuplement dans le Léman ? *Bull. Fran. Pêche Pisc.*, *329, 211-229.*

Ruchon F., Menella J.Y., Tabardel M., 1994 Reproductibilité du franchissement par les aloses des écluses de navigation sur le Bas-Rhône. *Rapport interne Association Migrateurs Rhône-Méditerranée, 47 p.*

Rudstam, L. G., Hansson, S., Lindem, T., Einhouse, D.W, 1999. Comparison of target strength distributions and fish densities obtained with split and single beam echo sounders. *Fish. Res., 42: 207-214.*

Rudstam, L.G., Lathrop, R.C., Carpenter, S.R., 1993. The rise and fall of a dominant planktivore: direct and indirect effects on zooplankton. *Ecology 74 (2): 303-319.*

Rudstam L.G., Parker-Stetter S.L., Sullivan P.J., Warner D.M., 2009. Towards a standard operating procedure for fishery acoustic surveys in the Laurentian Great Lakes, North America*. ICES Journal of Marine Science, 66, .*

Samedy, V., Girardin, M., Guillard, J., Josse, E., Boët, P., 2010. Multifrequency acoustic strategies to monitor fish populations in estuaries: a case study applied to the Gironde estuary (France) FSAM 2010 conference, 8-11 September 2010, Ceske Budejovice, Czech Republic.

Sawada K., Furusawa M., Williamson N.J., 1993, Conditions for the precise measurement of fish target strength in situ. *Fisheries Sci. 20 : 15-21.*

Schlumberger O., 2004. L'état écologique des plans d'eau; des acquis… et des interrogations: le peuplement piscicole est-il un indicateur pertinent? *Ingénieries, 39, 17-27.*

Shaw, E., 1962. The schooling of fishes. *Scient. American 206: 128-138.*

Simier, M., Laurent, ECoutin, J.M., Alabaret J.J., 2006. The Gambia River estuary: A reference point for estuarine fish assemblages studies in West Africa. *Estuar. Coast. Shelf Sci. 69: 615-628.*

Simmonds, E. J., MacLennan D. N., 2005. Fisheries Acoustics: Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 p.

Smith, S., 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. *Can. J. Fish. Aquatic Sci. 47 : 894-903.*

Snoeks, J., Kaningini, B., Nyinawamwiza, L., Guillard, J., 2011. Fishes: diversity and fisheries. *In*: Lake Kivu: Biology, Ecology and Geochemistry, Aquatic Ecology Series, Springer, *sous presse*

SOERE Glacpe, 2010. Système d'Observation et d'Expérimentation, sur le long terme, pour la Recherche en Environnement : Grands Lacs Péri-Alpins 21 p.

Soria, M. 1997. Le banc de poissons: expression d'une motivation sociale ou comportement collectif d'un groupe auto-organisé? *In* Auto-Organisation et Comportement,. Ed. By G. Théraulaz, and F. Spitz. Hermes, Paris: 141-156.

Soria, M., Bahri, T., Gerlotto, F., 2003. Effect of external factors (environment and survey vessel) on fish school characteristics observed by echosounder and multibeam sonar in the Mediterranean Sea. *Aqua. Liv. Res. 16: 145-157*.

Soria, M., Fréon, P., Gerlotto, F., 1996. Analysis of vessel influence on spatial behavior of fish schools using multi-beam sonar and consequences for biomass estimates by echosounder. *ICES J. Mar. Sci.Science 53: 453-458*.

Sotton, B., Anneville, O., Cadel-Six, S., Domaizon, I., Krys, S., Guillard, J., 2011. Spatial match between Planktothrix rubescens and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae, doi:10.1016/j.hal.2011.06.006*.

Soule M., Barange M., Hampton I., 1995, Evidence in bias of in estimates of target strength obtained with a split beam echosounder*. ICES J. Mar. Sci.Science 52 : 139-144.*

Sprent, P., 1992. Pratique des statistiques non paramétriques. - INRA (Ed.), Paris, 105 p.

Stables T.B., Thomas G.L., 1992. Acoustic measurement of trout distributions in Spada Lake, Washington, using traditionary transducers. *J. Fish Biol., 40: 191-203*

Steig T.W., Johnston S.V., 1996. Monitoring fidh movements patterns in a reservoir using horizontally scanning split-beam techniques. *ICES Journal Marine Science, 53: 435-441.*

Steiner V., 1984. Experiments towards improving the culture of Arctic charr *Salvelinus alpinus* L.. Biology of the Arctic charr. Proceedings of the International Symposium on Arctic charr, Winnipeg, Manitoba, May 1981, 509-521. *In*: L. Johnson and B.L. Burns Ed., Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

Sund, O. 1935. Echo sounding in fishery research. *Nature 135: 953.*

Sow I., Guillard J., 2010. Suivi par hydroacoustique du peuplement piscicole d'une Aire Marine Protégée du Sine-Saloum (Sénégal): bilan 2003-2007. *J. Sci. Hal. Aqua. 1 : 21-32.*

Takahashi, K., R. Masuda, Y. Yamashita, 2010. Ontogenetic changes in the spatial learning capability of jack mackerel Trachurus japonicas. *J. Fish Biol., 7, 10, 2315-2325*.

Thorne R.E., 1997. Experiences with shallow water acoustics. *Fish. Res., 35: 137-141*.

Tito de Morais, L., Guillard, J., Simier, M., Sow, I., Raffray, J., Albaret, J.J., 2006. Fish population surveys in estuaries: a comparison between acoustic at moored stations and purse seine surveys. Int. Conf. Coast. Ecos., Campeche, Mexique, 26-29 juin 2006

Tito de Morais, L., Simier, M., Raffray, J., Sadio, O., 2007 Suivi biologique des peuplements de poisons d'une aire protégée en zone de mangrove : le bolon de Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). *Rapport IRD 2007, 23p.*

Trenkel, V.M., Berger, L., Bourguignon, S., Doray, M., Fablet, R., Massé, J., Mazauric, V., Poncelet, C., Quemener, G., Scalabrin, C., Villalobos, H., 2009. Overview of recent progress in fisheries acoustics made by Ifremer with examples from the Bay of Biscay. *Aquat. Living Resour. 22: 433-445.*

Trenkel, V.M., Mazauric, V., Berger, L., 2008. The new fisheries multibeam echosounder ME70: description and expected contribution to fisheries research. *ICES J. Mar. Sci. 65: 645–655.*

Trevorrow, M., Burczynski, J., Kubecka, J., 2000. Editorial*. Aquat. Living Resour. 13: 267*.

Treasurer, J.W., 1988. The distribution and growth of lacustrine 0+ perch, *Perca fluviatilis*. *Envir. Biol. Fish. 21/1 : 37–44.*

Troadec, J.P., Boncoeur, J., Boucher, J., 2003. Le constat. *In* Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes. Académies des sciences, Rapport sur la science et la technologie 17, Edition Tec & Doc., Paris, 16-56.

Turesson, H., Brönmark C., 2004. Foraging behaviour and capture success in perch, pikeperch and pike and the effects of prey density. *J. Fish Biol. 65: 363-375.*

Urick, R.J. 1975. Principles of underwater sound. McGraw-Hill, New York, 384 p.

Vasek M., Kubecka J., Peterka J., Cech M., Drastik V., Hladik M., Prchalova M. and Frouzova J., 2004. Longitudinal and vertical spatial gradients in the distribution of fish within a canyon-shaped reservoir. Internat. *Rev. Hydrobiol., 89(4): 352–362.*

Vasek M., Kubecka J., Matena J., Seda J., 2006. Distribution and diet of 0+ fish within a canyon-shaped European reservoir in late summer. *Int. Rev. Hydrol. 91: 178–194*.

Vasek M., Kubecka J., Cech M., Drastík V., Matena J., Mrkvicka T., Peterka J., Prchalova M., 2008. Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir. *Fish Res. 96: 64–69.*

Vidy, G. (2000). Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal). *Wetl. Ecol. Manag. 8: 37-51.*

Vieira D.P., 1989. Commercial production of Arctic charr *Salvelinus alpinus* L. *Bull. Assoc. Aquae. Canad*., *3: 43-44.*

Villanueva, M. C., Isumbisho, M., Kaningini, B., Moreau, J., Micha, J.-C, 2008. Modeling trophic interactions in Lake Kivu: What roles do exotics play? *Ecological Modelling, 212: 422–438.*

Vitule, J.R.S. Freiere, C.A., Simberloff D., 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad*. Fish. Fish., 10: 98–108*

Wackernagel H., 1988. Geostatistical technics for interpreting multivariate spatial information. *In*: C.F. Chung et al. (Editors), Quantitative Analysis of Mineral and Energy Resources. Reidel, Dordrecht.

Wallace J.C., Kolbeishawn A.G., Reinsnes T.G., 1988 (b). The effects of stocking density on early growth in Arctic charr *Salvelinus alpinus L. Aquac., 73: 101-110*.

Wang, N., Eckmann R., 1994. Distribution of perch (*Perca fluviatilis L*.) during their first year of life in Lake Constance. *Hydrobiol. 277: 135–143.*

Wang, J., Ryman, N. 2001. Genetic effects of multiple generations of supportive breeding. *Conserv. Biol. 15: 1619-1631.*

Wanzenböck, J., Mehner, T., Schulz, M., Gassner, H.,Winfield, I.J., 2003. Quality assurance of hydroacoustic surveys: the repeatability of fish-abundance and biomass estimates in lakes within and between hydroacoustic systems*. ICES J. Mar. Sci. 60: 486–492.*

Ward, A.J.W., Duff, A.J., Krause, J., Barber, I., 2005. Shoaling behaviour of sticklebacks infected with the microsporidian parasite, Glugea anomala. *Env. Biol. Fish 72 (2): 155-160.*

Weider L.J., Stich H.B., 1992. Spatial and temporal heterogeneity of Daphnia in Lake Constance; intra- and interspecific comparisons. *Limnol. Oceanogr., 37, 6: 1327-1334.*

Winfield I.J., Emmrich, M., Guillard, J., Mehner T., Rustadbakken R., 2011. Deliverable 3.4-3: Guidelines for standardisation of hydroacoustic methods. *Wiser 31 p.*

Winfield I.J., Fletcher J.M., James J.B., 2007. Seasonal variability in the abundance of Arctic charr (*Salvelinus alpinus (L.))* recorded using hydroacoustics in Windermere, UK and its implications for survey design. *Ecol. Freshwater Fish, 16 : 64–69.*

Zanella D., 2003. Compilation et résumé des principaux thèmes et résultats des études scientifiques liées à la productivité et au fonctionnement écologique du lac d'Annecy. *Rapport réalisé pour le Musée d'Annecy-Observatoire Régional des Lacs Alpins : 75 p.*

Liste des tableaux et figures

*Table 1: Résultats des tests de comparaisons des différents protocoles et approches (N: nombre de modalités. P-value: niveau de probabilité (***: différence très significative, p<0.001, **: différence significative, p<0.01, *: différence légèrement significative, p<0.05, NS: différence non significative).*

Figure 1 : de l'individu au peuplement, différentes échelles d'observations et outils associés.

Figure 2 : évolution du taux de phosphore dans les 3 lacs de l'observatoire

Figure 3 : évolution des statistiques de captures des pêcheurs professionnels sur le Léman (1950- 2009) d'après la Commission consultative pour la Pêche dans le Léman

Figure 4 : carte bathymétrique du lac de Chalain et les différents parcours effectués: transects "longs", zig-zag et transects parallèles

Figure 5 : biomasse acoustique (Sa, m2.ha-1) pour les différent parcours et méthodes de calculs, surface-12 m and 12-30 m; la barre grise représente l'intervalle de confiance pour le premier parcours en transect, calculé par krigeage.

Figure 6 : Répartitions horizontales des variables physico-chimiques relevées à la sonde multiparamètres et des biomasses planctoniques et variogrammes correspondants.

Figure 7: Echogrammes Simrad EY 500 (70 kHz) (a) et Biosonics DT 5000 (129 kHz) (b)

Figure 8: Echogrammes Simrad EK60 70 kHz et 120 kHz) (a) et comparaisons des valeurs de Sv obtenues à 70 and 120 kHz pour différentes couches (surface – 10 m, 10 – 22 m, 22 m –fond) (b).

Figure 9: a) comparaison des Sv provenant des 2 transducteurs pour 4 longueurs d'impulsion testées pour les couches 1.8 - 11.8 m (carré noir) et 11.8 – fond (cercle blanc) ; b) TS moyennes obtenues avec les différentes longueurs d'impulsion ; c) densités observées pour la couche de surface avec les différentes impulsions.

Figure 10 : échantillonnage prévu dans le projet avec l'EAWAG repris de Périat et al., 2010.

Figure 11 : Cartographie d'une zone du lac Léman connue pour être un lieu de fraye de l'omble chevalier (Salvelinus alpinus) (Rubin, 2005) réalisée à partir des résultats obtenus avec Sonar5-pro. Gris : boue ; Rouge : blocs ; Vert : boue ou blocs ; Noir : inconnu.

Figure 12 : l'estuaire de la Gambie avec la position des stations fixes (carré noir) et des transects (ligne rouge). Deux exemples d'échogrammes sont montrés avec la détection de bancs (b).

Figure 13 : Biomasses de poisons détectées (en Sa (m^2 m^{-2}) pour les parcours en transects et les positions fixes au cours des différentes saisons hydrologiques : (a) septembre 2001, (b) novembre 2000, (c) décembre 2001, (d) avril 2002, (e) juin 2001.

Figure 14 : cartographies des détections observées par l'Europe (bleu) et le Chlamys (rouge), la taille des cercles est proportionnel à la biomasse détectée (Sa in m^2.mni^{-2}) ; détections acoustiques moyennes détectées par campagne exprimées en pourcentage des densités totales observées au cours des 10 campagnes annuelles PELMED. Pour chaque année une courbe de tendance est calculée.

Figure 15 : évolution des captures de perches dans le Léman en relation avec le niveau.

Figure 16 : a) schémas de fonctionnement de l'écluse et de l'installation ; b) corrélation entre la moyenne du nombre de poisons compté sur 4 jours et la température journalière moyenne sur 4 jours

Figure 17 : présentation du PSM (d'après Masson et al., 2001) et phénologie crépusculaire de la migration du zooplancton (d'après Angeli et al., 2003)

Figure 18 : exemple d'un transect, été 2002.

Figure 19 : évolution de la biomasse de perchettes détectées par acoustique et cycle du parasite d'après Guillard et al., 2006 b.

Figure 20: distribution des biomasses de poissons en dessous de la thermocline et

Figure 21 : concentrations (niveaux de gris) et profondeur du pic de P.rubescens en 2009. La ligne en pointillé indique le niveau de la thermocline (d'après Sotton et al., soumis)

Figure 22: parcours effectués en février (gris) et juillet 2008 (noir) sur le lac Kivu (d'après Snoek et al., 2011)

Figure 23 : échogrammes : a en zone de bordure ; b dans le pélagique ; c de nuit ; d poissons individuels.

Figure 24: Diagramme des motivations de la structuration en banc: en abscisse, les dimensions spatiales (échelle logarithmique) des principales structures observées, de l'individu à la population. En ordonnées, l'intensité (échelle arbitraire) de l'échelle de sociabilité (échelle gauche, ligne pleine) et de la pression de l'environnent (échelle de droite, en pointillé). Ce schéma souligne l'importance de la structure dans les populations de poissons, aux échelles spatiales courtes, l'organisation individuelle domine, alors qu'aux échelles larges, ce sont les contraintes de l'environnement qui dominent (repris de Bertrand et al., 2008).

Figure 25: vue schématique d'un banc vu au sonar et les principaux paramètres d'après Guillard et al. (2006a).

Figure 26 : relations linéaires significatives entre le nombre de vacuoles et le volume du banc. Deux relations sont discriminés, et zoom sur l'origine d'après Guillard et al. (2006a).

Figure 27: schéma du comportement des bancs sous le bateau : le banc a des comportements de fuite devant l'embarcation, mais limité par la thermocline. L'échosondeur ne détecte qu'une partie limitée du banc qui de plus n'est pas représentative du bancs dans son ensemble (d'après Guillard et al., 2010).

Figure 28: representation des différences de comportement des bancs devant un bateau ''bruyant'' (a et b) et un bateau moins bruyant (c et d), à (t-1) et lorsque le bateau est au dessus (t0).

Figure 29: Positions, et secteurs d'insonification des deux sonars ; paramètres extraits des bancs: longueur, largeur et taille (d'après Perrot et al., 2010)

Figure 30: relations entre les descripteurs obtenus par les deux sonars..

Figure 31: vu 3D reconstruite d'un banc pélagique de poissons, le sonar ayant été orienté à 45° à la vertical, perpendiculaire à la ligne de cheminement (flèche rouge) : (a) reconstruction tridimensionnelle du banc et des sections transversales dans le plan horizontal (b), vertical le long du bateau (c) et vertical traversant (d) (d'après Guillard et al., 2011)

Figure 32: les parcours effectués (pointillés) et localisations des chalutages (marron)

Figure 33 : données 2008 (carré bleu) : relations FG3 (pointillés – tirets bleus) et FG3 (pointillés bleus), avec 9 bancs en moins correspondant à des valeurs extrêmes. Une relation linéaire significative entre le volume des bancs et le nombre de vacuoles a été déterminé pour FG3*, qui de plus n'est pas significativement différente (p = 0.13) de la relation FG1 (trait rouge) attribuée aux perches en 2004 (d'après Guillard et al., 2011).*

Figure 34 : il s'agit d'observer en 3D les mouvements et les changements de morphologie d'un groupe de 5-10 poissons dans un banc de plusieurs milliers d'individus, se déplaçant à environ 10 cm.s-1 à une quinzaine de mètres du transducteur (d'après le projet CASTOR 2011).

Habilitation à Diriger des Recherches – Université de Grenoble

Jean GUILLARD, UMR CARRTEL, Ingénieur de Recherche INRA, Docteur en Sciences (*Analyse et modélisation des systèmes biologiques- Université Claude Bernard Lyon I*).

Du peuplement piscicole au banc de poissons : une approche acoustique multi-échelle

Ce bilan scientifique retrace et synthétise un parcours de recherche réalisé dans de multiples écosystèmes aquatiques, des lacs Alpins aux estuaires tropicaux, du lac Baïkal (Sibérie) au lac Kivu (Afrique de l'Est). Les questions de recherche abordées sont centrées sur les communautés ichtyaires, étudiées *in situ*, à différentes échelles spatiales dont l'importance dans l'étude des processus écologiques et halieutiques est fondamentale. Ces échelles spatiales, fonction de l'environnement et des relations entre individus au sein d'une même espèce et entre les espèces, s'échelonnent de l'individu au banc, du banc à la population, de la population au peuplement. L'étude de ces niveaux emboités a été rendue possible par la maîtrise d'une méthode, l'hydroacoustique, dont le fort pouvoir de discrimination spatiale a permis d'aborder des questions diversifiées relevant de l'éthologie, de l'halieutique et de l'écologie trophique aquatique. Le document décline ainsi les travaux réalisés en fonction des échelles spatiales d'étude, en les inscrivant dans le continuum bilans et perspectives de recherches, et en les structurant en quatre volets:

- Echelle de l'individu : à travers des travaux initiaux sur l'optimisation de l'élevage des salmonidés, les questions de changement d'échelle, de non-linéarité des phénomènes biologiques, de l'importance du comportement, ainsi que des interactions entre les facteurs biotiques et abiotiques, que l'on retrouve au coeur des études décrites dans les volets suivants réalisés sur le poisson dans le milieu naturel, ont pu être abordées.

- Echelle du peuplement de poissons : différents résultats, obtenus en écosystèmes lacustres profonds mais aussi dans des écosystèmes aquatiques caractérisés par leur faible profondeur (estuaires, zones côtières,...), portent sur la prise en compte de la biomasse piscicole totale, sans distinction taxonomique, et apportent les éléments nécessaires à la compréhension du fonctionnement d'écosystèmes, de leurs évolutions, en relation avec les paramètres environnementaux structurants. Les contributions méthodologiques sur l'utilisation des statistiques spatiales, sur l'hydroacoustique et les pêches aux filets sont déclinées dans ce chapitre.

- Echelle de la population de poissons : c'est l'échelle de la gestion halieutique et de l'étude de processus. Les travaux ont porté sur *i)* la perche (*Perca fluviatilis*) et la préfiguration d'un modèle de dynamique de population dans les lacs oligotrophes ; *ii)* le corégone (*Coregonus lavaretus*), poisson emblématique des grands lacs alpins et les interactions spatiales avec des efflorescences de cyanobactérie (*Planktothrix rubescens)*; *iii)* le sambaza (*Limnothrissia miodon*), poisson pélagique introduit dans le lac Kivu et la durabilité de sa pêcherie ; *iv)* l'alose (*Alosa fallax*), migrateur amphihalin et sa dynamique de migration en relation avec les paramètres abiotiques et biotiques.

- Echelle du banc : l'organisation en banc est une caractéristique éco-éthologique particulièrement importante, puisque la majorité des espèces de poissons sont grégaires, au moins pendant une phase de leur cycle de vie. Le banc permet une meilleure vigilance face à l'attaque des prédateurs, de diminuer ainsi la probabilité de capture individuelle, mais aussi d'exploiter au mieux les ressources dans un milieu très dilué, et d'optimiser l'hydrodynamique individuelle et donc les consommations énergétiques. Les caractéristiques de bancs en écosystèmes lacustres ont été décrites et l'existence de vacuoles, région interne du banc vide ont mis en évidence. De plus, les processus d'évitement, comportement ayant un impact fort sur les estimations de stocks, ont été analysés. Enfin, l'hypothèse que la structure interne des bancs, décrite par le rapport entre le volume du banc et le nombre de vacuoles, soit une caractéristique intrinsèque liée à l'espèce a été validée *in situ* sur deux espèces grégaires.

La dernière partie de ce document apporte un éclairage synthétique sur l'ensemble des résultats et sur les projets, qui s'inscrivent dans une cohérence globale, l'étude du fonctionnement des écosystèmes aquatiques, centrée sur l'étude *in situ* des poissons, aux différentes échelles spatiales qui structurent l'ichtyocénose, déclinée sur des axes de recherche allant du finalisé ou plus théorique. Il s'agit de continuer à acquérir des connaissances sur les écosystèmes lacustres et ses populations de poissons, indicateurs et intégrateurs de leur qualité, en adaptant et en améliorant nos méthodes de suivis, pour pouvoir prédire et anticiper les réactions des écosystèmes et les évolutions des communautés piscicoles.