



Caractérisation des métriques issue de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu

Charlotte Decelierre-Vergès

► To cite this version:

Charlotte Decelierre-Vergès. Caractérisation des métriques issue de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu. Biodiversité et Ecologie. Université de Savoie, 2008. Français. NNT: . tel-02821394

HAL Id: tel-02821394

<https://hal.inrae.fr/tel-02821394>

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.

UNIVERSITE DE SAVOIE

THESE
Pour l'obtention du grade de

DOCTEUR EN
BIOLOGIE DES POPULATIONS ET ECOSYSTEMES

Par

Charlotte DECELIERE-VERGÈS

Soutenue publiquement
le 17 décembre 2008

**CARACTERISATION DES METRIQUES ISSUES DE
L'ECHANTILLONNAGE DE L'ICHTYOFAUNE
LACUSTRE ET CONSEQUENCES POUR L'EVALUATION
DE LA QUALITE DU MILIEU**

Devant le jury composé de :

Rapporteurs :	P. BOËT, Directeur de recherche CEMAGREF
	R. LAË, Directeur de recherche IRD (Président du jury)
Examineurs :	R. BERREBI, Directeur Délégué au Développement ONEMA
	P. GERARD, Directeur de recherche Service Public de Wallonie
Directeur de Thèse :	D. GERDEAUX, Directeur de recherche INRA UMR-CARRTEL
Co-directeurs :	J. GUILLARD, Ingénieur de recherche INRA UMR-CARRTEL
	J-P. MALLET, Directeur de département ASCONIT Consultants

Remerciements

Une page se tourne sur trois années de travail passionnantes et riches en rencontres. Bien évidemment, il y a eu des déceptions et beaucoup de doutes, mais une forte dose de persévérance et une foi (presque) inaltérable en la réussite du projet m'ont permis de mener à terme ce travail. Bref, ce but qui semblait si lointain, impalpable, s'est aujourd'hui réalisé et c'est non sans une certaine nostalgie, que je m'apprête à rédiger la dernière page pour remercier toutes les personnes qui ont contribué à la réussite de ce projet. En particulier, celles qui ont permis son démarrage, celles qui m'ont guidée ou soutenue, enfin, certaines d'entre elles ont eu la malchance d'endosser tous les rôles.

Le sujet de thèse à peu près ficelé et le laboratoire près à m'encadrer, ce projet n'aurait jamais vu le jour sans une certaine prise de risque de la part du partenaire industriel. Je remercie donc Serge Rochepeau, créateur et gérant d'ASCONIT Consultants, de m'avoir fait confiance dès le début pour entreprendre cette aventure, et aujourd'hui encore pour me permettre de concrétiser mes projets au sein de l'entreprise.

Les partenaires soudés autour d'un même projet, celui-ci n'aurait pu exister sans le soutien financier de l'Agence Nationale de la Recherche Technique. Je remercie donc l'ensemble des personnes qui ont examiné/jugé le projet et qui nous ont donnés le feu vert.

Parmi l'équipe encadrante, je tiens à remercier en premier lieu Daniel Gerdeaux, pour avoir accepté d'être le Directeur de la thèse et bien voulu orienter puis juger ce travail.

Mes plus vifs remerciements vont à Jean Guillard, co-directeur de la thèse. Merci d'abord de m'avoir accueillie en stage de DESS au cours duquel tu m'as initiée à l'hydroacoustique et transmis ton goût des terrains « audacieux », puis d'avoir accepté de poursuivre l'aventure par cette thèse. Merci d'avoir toujours laissé ta porte grande ouverte pour toutes ces discussions improvisées et ces conseils pour avancer dans la recherche et aussi dans la vie. Merci pour ces quatre années de travail passionnantes et enrichissantes.

Faire une thèse au sein d'une entreprise, située de surcroît à deux cents kilomètres du laboratoire n'a rien d'évident ! Au quotidien, il a fallu compter sur la disponibilité et le soutien de certaines personnes qui ont ainsi contribué à l'avancement de ce travail. Je tiens donc à remercier tout particulièrement Jean-Paul Mallet, co-directeur de la thèse, pour avoir pris le temps de lever mes doutes et faire avancer mes questionnements. Merci enfin de m'avoir permis d'achever cette thèse en toute sérénité.

Je tiens également à remercier l'équipe du CEMAGREF d'Aix-en-Provence et en particulier Christine Argillier, Julien De Bortoli et Cédric Lanoiselée pour tous ces échanges constructifs. Merci encore Christine d'avoir bien voulu relire ce travail et permis de l'améliorer.

Une thèse en écologie et de surcroît en ichtyologie a de bons côtés, surtout lors de la phase de récolte des données ! Les campagnes de pêches dans des endroits parfois insolites, souvent magiques, ont été des moments inoubliables. La quinzaine de lacs échantillonnés a nécessité le recours à des équipes nombreuses qui ont rendu ce travail aussi exaltant que

convivial. Je tiens à remercier toutes les personnes, qui ont fourni un travail considérable lors de ces opérations, en particulier le personnel d'ASCONIT Consultants (notamment Christian Richeux, Pascal Francisco, Stéphane Marty, Julien Barthes, Kathy Labarthe et Patrick Rouquet), ainsi que le personnel de l'INRA de Thonon (en particulier Michel Colon, Jean-Christophe Hustache, Pascal Chifflet et Jean-Paul Dubois). Un remerciement tout particulier à l'équipe polonaise (notamment Malgorzata Godlewska et Lech Doroszczyk) pour leur accueil et leur aide. Merci également à toutes les personnes, trop nombreuses pour être citées individuellement, qui ont contribué au bon déroulement des campagnes de terrain. Je pense en particulier au personnel des PNR, DDAF, CSP, CEMAGREF et CISALB.

Trois années de thèse m'ont permise de croiser et de connaître bien des personnes qui ont contribué, chacune à leur manière, à rendre mon quotidien plus agréable. Qu'il s'agisse de mes malchanceux collègues de bureau à ASCONIT qui ont dû me supporter : Christophe, Julien, Kathy, Cécile, Adeline(s), Thomas, Eric, etc. ; ou tous ceux « du couloir d'en face », qu'ils soient informaticiens, géomaticiens, géographes, socio-économistes, internationaux, secrétaires, comptables, etc. Tous, je vous remercie pour ces discussions et ces moments de vie. Je ne pourrais bien évidemment clore cette liste sans remercier Nicolas, pour son soutien, pour tous les doutes, les peines, les joies, les espoirs et les interrogations partagés ensemble. Bref, pour avoir traversé en même temps que moi cette douloureuse expérience de la thèse et avoir été présent dans les moments de déprime les plus sombres ! Merci également à Christian pour toutes ces discussions électroniques « customisées » qui, malgré la distance, m'ont été d'un grand soutien, en particulier durant la dernière ligne droite.

Je tiens à remercier les personnes du laboratoire de l'INRA de Thonon qui ont également participé à rendre cette expérience plus agréable au détour de discussions : Lulu, Jean-Christophe, Marie, Dudu, Alexis, Agnès, Jean-Marcel, Philippe, Eric, Véro, Pascal, Manu etc., ainsi que les thésards, les stagiaires et les personnels temporaires passés et présents qui m'ont fait partager d'agréables moments. Un merci particulier à Stéphanie, pour ton soutien tout au long de la thèse. Je n'oublierai jamais ces nombreux co-voiturages trans-savoyards pour rejoindre les lieux de cours, ces longues discussions et ces fous-rires. Merci pour ton soutien durant les derniers mois de rédaction. Ca y est, nos études sont finies ! Je te souhaite beaucoup de bonheur pour ta nouvelle vie.

Je ne pourrais clore ces remerciements sans adresser ma plus profonde reconnaissance envers ma famille, mes parents, pour leur confiance et leur soutien sans faille. Les études ont été plus longues que prévues, cette thèse je vous la dois.

Enfin, Grégory, tu as été mon guide durant toutes ces années. Ton soutien, ta bienveillance et tes conseils m'ont été indispensables. Pour tout cela je te dédie ma thèse.

« Face à la roche, le ruisseau l'emporte toujours, non pas par la force mais par la persévérance ». H. Jackson Brown

Résumé

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) place les Etats membres devant l'obligation d'atteindre le bon état écologique de leurs masses d'eau d'ici 2015. Pour atteindre cet objectif, une phase de diagnostic des milieux doit établir l'état des écosystèmes aquatiques sur la base des éléments de qualité biologique incluant l'ichtyofaune. La classification des milieux est réalisée au sein d'écotypes pour lesquels l'écart par rapport au très bon état est défini à partir des métriques biologiques. Pour le poisson, ces métriques sont la composition spécifique, les abondances relatives et les structures d'âge. Dans ce contexte, l'obtention d'une description fiable des peuplements de poissons est importante. Au cours des dernières années, les Scandinaves ont mis au point puis standardisé une méthode d'échantillonnage des poissons vivant dans les habitats benthiques et pélagiques, basée sur une prospection aléatoire des strates de profondeur. Le standard CEN fournit ainsi à l'échelle du lac une liste des espèces ainsi que l'abondance relative des populations exprimée en captures-par-unité-d'effort (CPUE), et leur structure en tailles. Par ailleurs l'hydroacoustique, méthode reconnue et efficace pour l'échantillonnage des poissons de pleine eau, nécessite que les procédures soient standardisées et les métriques fiabilisées avant d'être utilisée dans le cadre d'un réseau.

Les questions soulevées par ce travail sont i) quel est l'impact de la généralisation du standard CEN dans les plans d'eau d'Europe méridionale, et notamment dans les milieux artificiels, sur la précision et la stabilité des métriques ? ii) la prise en compte qualitative des poissons pélagiques, telle que recommandée par le standard CEN, peut-elle biaiser la caractérisation des peuplements et donc l'évaluation de la qualité des milieux ? iii) dans quelle mesure l'hydroacoustique (méthode en cours de normalisation) peut-elle apporter des informations complémentaires pour évaluer les peuplements et ainsi intégrer un outil de bioindication lacustre ?

Les principaux résultats issus de ce travail montrent que le standard CEN fournit une meilleure précision des indices d'abondance dans les lacs français que scandinaves. Cette précision n'est pas affectée par l'origine des plans d'eau, mais est principalement contrôlée par le statut trophique. La prise en compte uniquement qualitative des filets pélagiques pour le calcul des métriques peut biaiser la caractérisation des peuplements en particulier dans les lacs oligotrophes à salmonidés. Ces espèces vivant préférentiellement dans le milieu pélagique constituent de bons indicateurs de pollution et leur mauvaise prise en compte peut biaiser l'évaluation de la qualité du milieu. L'échantillonnage de la zone

pélagique nécessite donc une approche adaptée telle que l'hydroacoustique, méthode rapide à mettre en œuvre et peu onéreuse. Cependant, avant d'être utilisée en routine, elle nécessite que les données acquises soient comparables. Des travaux préliminaires conduits au cours de ce travail doctoral sur les caractéristiques du sondeur, les stratégies d'échantillonnage et les méthodes d'analyses constituent des éléments de réflexion vers l'élaboration d'un standard de l'échantillonnage par hydroacoustique. Dans l'optique du développement d'un outil de bioindication basé sur l'ichtyofaune lacustre, l'identification de métriques pertinentes, précises et fiables constitue ainsi un préalable indispensable.

Mots-clés : Poisson, lac, échantillonnage, métrique, Directive Cadre Européenne, bioindication.

Abstract

Characterization of metrics resulting from the sampling of lake fish communities and consequences for lake quality assessment

The EU Water Framework Directive (WFD) requires that the European countries ensure the good ecological status of their water bodies by 2015. To achieve this goal, the WFD requires monitoring the quality of aquatic ecosystems by using biological quality elements including fish fauna. The lake classification is established from ecotypes in which deviations from the high quality status must be defined by using biotic variables as indicators. For fish, these metrics are species composition, relative abundance and age structure. In this context, achieving a representative description of the fish communities is of the highest importance. In recent years, the Scandinavian scientists have developed and standardised a sampling method based on a random strategy for assessing the lake fish communities living in benthic and pelagic habitats. This CEN method provides 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 in temperate lakes. In addition, hydroacoustics are widely recognized as an effective method of sampling pelagic populations and estimating total fish densities. The combined use of these two methods could provide a representative picture of the fish stocks.

In this context, our purposes were i) does the Scandinavian protocol provide an accurate picture of the fish communities in more meridional lakes? ii) may the qualitative consideration of the pelagic fish such as recommended by the Scandinavian protocol bias the characterization of the fish communities and thus the definition of the lake quality? iii) how could hydroacoustics (presently being standardized) provide complementary information in order to assess the fish communities and be integrated among the tools of lake bioindication?

The main results of this work show that the CEN standard provides greater accuracy in French lakes than in the Scandinavian lakes. This accuracy is not affected by the origin of the lake but it is mainly explained by its trophic status. The only-qualitative consideration of pelagic nets for calculating the metrics can skew the assessment of the fish communities, especially in oligotrophic lakes with salmonids. Preferentially living in the offshore area, these species are good indicators of pollution and their inadequate consideration can bias the assessment of the lake quality. The sampling of the pelagic zone

thus requires a suited approach such as hydroacoustics, a fast and inexpensive technique. Nevertheless, before being used in lake monitoring, hydroacoustic data need to be comparable. Preliminary investigations conducted within the framework of this thesis, about sounder characteristics, survey designs, and analysis methods, are a first step towards the development of a standardized protocol of hydroacoustics. The identification of relevant, accurate, and reliable metrics is thus necessary for the development of a bioindication tool.

Key-words : Fish, lake, sampling method, fish metrics, Water Framework Directive, bioindication.

Table des matières

Remerciements	2
Résumé	5
Abstract.....	7
Table des matières	9
Liste des tableaux	11
Liste des figures.....	12
Avant-propos	13
Introduction	19
1. La standardisation de l'échantillonnage par filets maillants de l'ichtyofaune lacustre	28
1.1. La recherche d'un standard de pêche pour les suivis de routine	28
1.2. L'élaboration du standard scandinave pour surveiller l'état de l'ichtyofaune.....	30
1.3. Les contraintes méthodologiques liées à l'échantillonnage par filets maillants	31
1.3.1 Les problèmes de sélectivité.....	31
1.3.2 Les problèmes de capturabilité	33
1.3.3 Les problèmes de variabilité spatio-temporelle	34
2. Les limites d'interprétation du standard CEN pour l'évaluation de la qualité des milieux.....	37
2.1 Limites d'interprétations liées à l'utilisation du standard CEN.....	37
2.1.1 La prise en compte des espèces minoritaires	37
2.1.2 Les variations annuelles des stocks	40
2.2 Limites d'interprétation du standard CEN liées à sa généralisation	41
2.2.1 Diversité des milieux et des peuplements	41
2.2.2 Variations géographiques	44
3. Les apports des techniques acoustiques pour la caractérisation et le suivi des peuplements.....	46
3.1 Assurance-qualité des données acoustiques et standardisation des procédures	47
3.2 Les métriques supplémentaires	52
3.2.1 La biomasse totale des poissons de pleine eau	52
3.2.2 La biomasse des juvéniles	53
3.2.3 La répartition spatiale des poissons	53
3.3 Vers l'élaboration d'un protocole basé sur l'utilisation conjointe des filets benthiques CEN et de l'hydroacoustique	54
4. Le poisson comme bioindicateur de la qualité des plans d'eau : avantages et limites de son utilisation dans les réseaux DCE.....	57
4.1 Modifications anthropiques des peuplements	58
4.1.1 Les introductions d'espèces.....	58
4.1.2 La pression de pêche.....	59
4.2 Intégrateurs spatio-temporels des changements	60
4.3 La définition des seuils de qualité.....	62
Conclusion générale	65

Article 1 : Assessment of pelagic fish communities: consequences for the characterization of the fish communities	70
Article 2 : Stability and precision of the fish metrics using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial French lakes	89
Article 3 : The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses	122
Article 4 : Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences for fish stock estimation	138
Références bibliographiques.....	148
Annexes	163

Liste des tableaux

Tableau 1: Paramètres à collecter pour chaque élément biologique dans le cadre des programmes de surveillance des plans d'eau (d'après 2000/60/EC) _____	21
Tableau 2 : Définitions des états écologiques "très bon", "bon" et "moyen" pour l'ichtyofaune lacustre (d'après 2000/60/EC) _____	22
Tableau 3 : Abondances et biomasses relatives en pourcentage pour les espèces de salmonidés calculées à partir du standard CEN et de l'effort total, ainsi que leur rang au sein du peuplement. _____	39
Tableau 4 : Moyennes des abondances (NPUE, nb./net) et des biomasses (BPUE, g./net) par unité d'effort issues des filets benthiques, Coefficients de Variation de la Moyenne des CPUE et proportion de filets vides. _____	43
Tableau 5: Comparaison en nombre d'hommes/jour de l'application du standard CEN et d'une variante "allégée" basée sur l'utilisation des filets benthiques CEN et de l'hydroacoustique. _____	55

Liste des figures

Figure 1 : Mise en œuvre de la DCEE (d'après Wasson, 2001)_____ 20

Figure 2 : Carte bathymétrique d'un lac hypothétique d'une superficie de 40 ha et d'une profondeur maximale de 12 m. La grille de coordonnées, les isobathes à 3 m, 6 m et 9 m, l'emplacement des filets maillants benthiques (petits repères) et pélagiques (grands repères) y sont représentés (d'après CEN, 2005). _____ 24

Figure 3 : Exemple de courbes de sélectivité ajustées pour l'éperlan (*Osmerus eperlanus*) — : efficacité relative cumulée du filet multimaille sur l'ensemble de la gamme de taille allant de 8.9 à 17 cm. L'efficacité relative des différentes mailles est présentée sur la figure : maille de 5 mm, ---- maille de 6.25 mm, — maille de 8 mm -.- maille de 10 mm, — maille de 12.5 mm, -.- maille de 15.5 mm (d'après Kurkilahti *et al.*, 1998). _ 32

Figure 4 : Coefficients de variation de la moyenne des CPUE en lien avec l'abondance (NPUE) et la biomasse (BPUE) pour chaque strate de profondeur et pour l'ensemble des lacs étudiés. _____ 34

Figure 5 : Coefficients de Variation de la Moyenne (CVMs) des abondances (NPUE) (figure du haut) et des biomasses (BPUE) (figure du bas) des captures issues des filets benthiques dans les lacs français. Les losanges noirs correspondent aux lacs naturels, les carrés gris aux retenues artificielles. Les lignes en trait plein correspondent aux CVMs moyens pour les plans d'eau naturels et artificiels français, les lignes en pointillés aux CVMs moyens des lacs scandinaves. _____ 44

Figure 6 : Comparaison des Sv entre les fréquences 70 et 120 kHz issus de la couche superficielle: surface-10 m, la nuit (carrés rouges, droite de régression, $y = 1.0047x$, $R^2 = 0.2326$), de la couche 10 m-fond le jour (ronds verts, droite de régression, $y = 1.0195x$, $R^2 = 0.8567$), et 10 m-fond la nuit (triangles bleus, droite de régression, $y = 1.0051x$, $R^2 = 0.9021$), ligne en pointillés $y = x$. _____ 49

Figure 7 : Comparaison des TS entre les fréquences 70 et 120 kHz issues de la couche 10 m-fond le jour (carrés blancs, droite de régression, $y = 1.0192x$, $R^2 = 0.6862$), 10 m-fond la nuit (carrés verts, droite de régression, $y = 0.9994x$, $R^2 = 0.7688$), surface-10 m la nuit (triangles verts, droite de régression $y = 1.0042x$, $R^2 = 0.3085$), ligne en pointillés $y = x$. 49

Figure 8 : Carte bathymétrique du lac de Chalain montrant la localisation des points de mesure physico-chimiques et les parcours d'échantillonnage : transects en long, zig-zag et transects parallèles. _____ 50

Figure 9 : Biomasse acoustique moyenne (S_a , $m^2 \cdot ha^{-1}$) issues de différentes stratégies d'échantillonnage et de méthodes statistiques, pour les couches 1-12 m et 12-30 m ; Les lignes grisées indiquent l'intervalle de confiance pour le premier parcours en transects analysé par krigeage. _____ 51

Figure 10 : Test de linéarité entre les CPUE (en $nb \cdot m^{-2}$ de filets) et la biomasse acoustique (S_a , en $m \cdot m^{-1}$) issues des couches inférieures à la thermocline dans les lacs sans salmonidés (figure de gauche) et les lacs avec salmonidés (figure de droite, $R^2 = 0.669$, p -value < 0.05). _____ 54

Avant-propos

Dans quel contexte le sujet a-t-il émergé ?

Ce travail doctoral a émergé en 2005 dans le contexte de la Directive Cadre Européenne sur l'eau et l'urgente nécessité de standardiser des outils et des méthodes adaptés à l'échantillonnage et l'évaluation des compartiments biologiques constitutifs des écosystèmes lacustres. Ces outils doivent fournir des informations précises, représentatives et comparables, à moindre coût, pour une utilisation de routine dans le cadre d'un réseau de surveillance européen. Une norme générale détaille les techniques d'échantillonnage des poissons adaptées aux différentes masses d'eau (CEN, 2006). Concernant les plans d'eau, cette norme répertorie des techniques variées dont l'utilisation complémentaire permet d'obtenir une bonne image des peuplements. Dans le contexte de la mise en œuvre d'un réseau de surveillance, le développement d'une technique unique, rapide et peu onéreuse pour l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre est alors apparu nécessaire.

En Europe, plusieurs méthodologies existent qui sont utilisées soit isolément soit de manière complémentaire. En Scandinavie, les problèmes d'acidification des lacs ont poussé les autorités et la communauté scientifique à mettre en place un réseau de surveillance dans le cadre duquel un standard de pêche a été développé (Appelberg *et al.*, 1995 ; Appelberg, 2000). En France, pour répondre aux objectifs de la DCE et favoriser la concertation et la coopération au sein de la communauté scientifique, le Groupe d'Intérêt Scientifique Plans d'Eau (GISPE) fut créé en 2001, dont les travaux devaient contribuer à une meilleure connaissance des communautés piscicoles des plans d'eau. A ce titre, les principales orientations de travail portaient sur 4 volets : l'échantillonnage et le suivi de l'ichtyofaune, l'utilisation du poisson comme indicateur de l'état écologique des milieux et les modalités de sa gestion. En matière d'échantillonnage, en France, une technique d'inspiration anglo-saxonne basée sur l'utilisation de filets verticaux, testée et adaptée sur des lacs français par Grandmottet et Vaudaux (1989) puis Guyard *et al.* (1989) constituait dans les années 90 la technique couramment utilisée pour étudier l'ichtyofaune lacustre. Ce dispositif qui comprend aussi des araignées multimailles pour les zones littorales (Degiorgi, 1994) permet de caractériser les répartitions aux échelles micro- et macro-spatiales des populations de poissons au cours des saisons. La normalisation des procédures doit valider le choix de la technique la plus adaptée au contexte de l'échantillonnage en routine, et à l'aube de l'adoption par les Etats membres du standard

scandinave, la France (avec la Hollande) y était opposée. Dans ce contexte, une opération d'intercalibration organisée par le GISPE a eu lieu en octobre 2003 afin de comparer la méthodologie développée en France avec celle des pays nordiques (ATEPPIL, 2003). Une collaboration tripartite a donc été entreprise entre le Swedish National Board of Fisheries (Fiskeriverket), le Conseil Supérieur de la Pêche et l'INRA de Thonon-les-Bains, pour conduire cette opération sur un lac jurassien de taille et de profondeur moyenne (Chalain). Les principaux résultats qui sont ressortis de cette opération sont que les deux méthodes fournissent des résultats similaires de l'image du peuplement à l'exception des juvéniles qui sont moins bien pris en compte par le standard français du fait de l'absence de mailles inférieures à 10 cm dans les filets (Guillard, 2004 ; Guillard *et al.*, 2005). De plus, le standard français propose une méthodologie permettant l'étude saisonnière des populations de poissons dont la caractérisation habitationnelle à une échelle d'information relativement fine constitue une approche centrale de la méthode. Cette méthodologie, relativement lourde et coûteuse à mettre et en œuvre, ne répondait pas précisément aux attentes de la DCE en termes de description de l'état des peuplements dans le cadre d'un échantillonnage de routine. Le standard scandinave fut voté en 2005 par le Comité Européen de Normalisation (CEN, 2005).

Le protocole nordique étant alors considéré comme le protocole de base pour l'étude des populations de poissons dans le cadre précis de la directive européenne, il est apparu nécessaire de procéder à certains ajustements afin que ce protocole soit utilisable sur tous les plans d'eau d'Europe, quelles que soient leur origine et leur situation géographique (Guillard, 2004). En effet, les conditions climatiques, les assemblages, et d'une manière générale les contextes n'étant pas les mêmes dans l'Europe du nord et du sud, certains points d'ajustements furent soulevés dans le cadre du GISPE, qui concernaient i) l'utilisation de cette méthode dans les lacs et réservoirs chauds où les populations de poissons présentent des croissances rapides ; ii) la prise en compte des morphologies particulières de certains lacs (e.g. lacs de barrage, lac de cratère) ; iii) la prise en compte des poissons de l'année dans l'étude des populations ; iv) l'évaluation des densités dans les filets de petites mailles qui peuvent rapidement saturer ; v) la définition de la période optimale de pêche en fonction des périodes de stratification et en cas d'absence de celles-ci et vi) l'identification d'une méthode complémentaire pouvant être standardisée (hydroacoustique?) dans le cas des grands lacs. Ces éléments ayant été discutés, des amendements au protocole nordique furent proposés (Guillard, 2004) mais il

a semblé nécessaire que des tests complémentaires dans différents types de milieux puissent être effectués avant toute adoption définitive du protocole.

Quels étaient les objectifs de la thèse ?

Dans l'optique de l'élaboration d'un futur outil européen de bioindication, basé sur l'ichtyofaune lacustre, la généralisation du standard de pêche à l'échelle européenne nécessite que les métriques piscicoles fournies (i.e. composition spécifique, abondances relatives et structure en taille) soient testées et fiabilisées dans des milieux différents de ceux dans lesquels la méthode a été conçue. De plus, l'hydroacoustique, méthode reconnue pour l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre est de plus en plus utilisée complémentirement aux techniques classiques pour fournir des informations supplémentaires sur les poissons de pleine eau. Cette technique présente de surcroît un faible coût en termes de mise en œuvre et suscite un intérêt croissant auprès de la communauté scientifique pour une utilisation en routine. Cependant, face à la diversité du matériel utilisé et des procédures d'acquisition et d'analyse, la technique nécessite d'être appliquée dans des milieux différents puis standardisée, afin de fournir *in fine* des métriques piscicoles fiabilisées. C'est pour répondre à ces différentes attentes que ce travail doctoral a été initié en vue de caractériser la précision et la pertinence des métriques issues de ces deux méthodes normalisées, ou en voie de le devenir, pour décrire l'état des peuplements piscicoles.

Quelles ont été les difficultés rencontrées ?

Un des enjeux de ce travail était de disposer d'un jeu de données relativement important et diversifié mettant en œuvre et de manière conjointe la Norme européenne de pêche par filets maillants et l'hydroacoustique. La mise en pratique de la DCE sur le territoire français s'est traduite dès 2005, par le déploiement d'appels d'offre émanant des Agences de bassin. Ces dernières sont en charge de l'application en France de la Directive et sont soucieuses de respecter le calendrier imposé par la nouvelle réglementation et les échéances, notamment celle de 2015 qui concerne l'atteinte du « bon état » écologique des masses d'eau. Dans ce contexte, l'obtention d'une bourse de thèse en convention CIFRE¹, avec un partenaire opérationnel privé, constituait une bonne opportunité à la fois pour donner matière à ce travail de recherche et d'autre part pour développer au niveau du

¹ Conventions Industrielles de Formation par la REcherche

partenaire, des approches techniques modernes. Le bureau d'étude ASCONIT Consultants, dont la politique affirmée de Recherche et Développement valorise l'élaboration de nouveaux outils opérationnels en matière d'expertise et de gestion des milieux aquatiques, a répondu présent.

Dès son démarrage, ce partenariat a débouché sur un certain nombre d'études contractuelles qui ont servi, dans le cadre de la thèse, à caractériser les milieux dans lesquels les méthodologies d'échantillonnage étaient mises en œuvre. Ces travaux, qui font partie intégrante du travail de thèse, ont également permis de cerner les contraintes d'un échantillonnage de routine et de tester la faisabilité de l'hydroacoustique dans le contexte d'un réseau. De nombreuses campagnes de terrain ont ainsi été réalisées, nécessitant à la fois une longue préparation pour l'organisation logistique, matérielle et humaine, mais également un travail supplémentaire d'analyse et de restitution des résultats à destination des donneurs d'ordre. L'ensemble des rapports d'expertise ne sont pas présentés dans ce manuscrit, seule une liste exhaustive est annexée à la fin du document. L'une des difficultés de cette thèse, située à la frontière entre la Recherche et le Développement, et basculant régulièrement vers l'application en bout de chaîne des outils, était de prendre suffisamment de recul (et de temps !) pour se plonger dans les aspects plus théoriques.

Justification de la forme du document

Dans le cadre de la portée à connaissance de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre à l'aide de techniques standardisées (ou en cours de standardisation), ce travail doctoral s'est attaché à étudier des points méthodologiques particuliers. Ceux-ci s'articulent autour de la précision des métriques issues d'une part du standard de pêche aux filets appliqué dans des milieux appartenant à des écorégions différentes et présentant des peuplements dissemblables ; d'autre part de l'hydroacoustique, mise en œuvre selon des stratégies d'échantillonnage variées et à l'aide de matériels d'acquisitions et de procédures d'analyses différentes. Ce travail méthodologique, développé sous forme d'articles rassemblés en seconde partie du document, constitue donc des éléments de réflexion pour l'élaboration du standard d'hydroacoustique ainsi qu'un préalable indispensable à l'élaboration d'un outil de bioindication lacustre basé sur l'ichtyofaune.

A ce travail centré sur les méthodes d'échantillonnage et situé en amont des problèmes de bioindication, nous avons souhaité apporter une vision plus large et ouvrir la réflexion sur des aspects davantage opérationnels, justifiés de surcroît dans le cadre d'une convention CIFRE. Ainsi, la première partie de ce document se veut être une synthèse de l'ensemble des réflexions qui ont guidé l'écriture des différents articles, lesquels permettent d'entrevoir un certain nombre de perspectives en matière d'évaluation des peuplements piscicoles et de la qualité des milieux. Après le passage en revue des difficultés liées à la standardisation d'une méthode d'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre, la synthèse débat d'une part des conséquences liées aux limites d'interprétation du standard et à sa généralisation pour l'évaluation de la qualité des milieux. D'autre part, elle discute de la pertinence des métriques acoustiques qui pourraient intégrer un outil de bioindication. Enfin, elle ouvre sur les difficultés liées à l'utilisation du poisson en tant que bioindicateur du milieu dans le cadre d'un réseau européen de surveillance tel qu'il est conçu dans le contexte réglementaire actuel. Certains points précis de ces réflexions seront illustrés par les différents articles, vers lesquels le lecteur sera renvoyé de manière explicite dans le texte.

**CARACTERISATION DES METRIQUES ISSUES DE
L'ECHANTILLONNAGE DE L'ICHTYOFAUNE LACUSTRE
ET CONSEQUENCES POUR L'EVALUATION DE LA
QUALITE DU MILIEU**

Introduction

Vers une politique de l'eau intercommunautaire

La prise en compte de l'eau et des milieux aquatiques dans la politique européenne s'est accrue à partir des années 1970. Elle s'est tout d'abord focalisée sur la lutte contre les pollutions d'origines domestique, agricole et industrielle, donnant naissance à de nombreux textes sectoriels et à une absence de vision d'ensemble. La réglementation et les valeurs guides variaient alors entre les milieux et selon les usages, rendant l'édifice réglementaire européen complexe, peu lisible et de ce fait, peu mobilisateur. Dans les années 1990, deux nouvelles directives ont été adoptées pour réglementer les sources de pollution liées aux eaux résiduaires urbaines (91/271/CE) et aux nitrates d'origine agricole (91/676/CE). C'est aussi à cette époque qu'apparaissent des nouveaux concepts tels que le développement durable ou la gestion globale (Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau). Face à une situation réglementaire hétérogène et à l'ampleur des enjeux financiers engendrés par les deux directives de 1991, les responsables nationaux des politiques de l'eau ont souhaité établir une réflexion commune sur l'harmonisation des directives. Elle a abouti à la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) du 23 octobre 2000, qui entend proposer aux Etats membres de l'Union Européenne dans le cadre d'une politique communautaire de l'eau « *un cadre législatif transparent, efficace et cohérent* » (2000/60/EC).

Des objectifs ambitieux

Basée sur le même constat que la loi française sur l'eau de 1992 : « *l'eau n'est pas un bien marchand comme les autres, mais un patrimoine qu'il faut protéger, défendre et traiter comme tel* » (Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau), la DCE réorganise en conséquence la politique de l'eau. Les objectifs sont simples mais particulièrement ambitieux : mettre un terme à la détérioration des ressources en eau, réduire les rejets de substances et atteindre d'ici 2015 un « bon état » des eaux et des milieux aquatiques jugés dégradés. Elle prévoit d'intégrer plus largement les mesures biologiques que dans les conventions précédentes qui étaient davantage basées sur les paramètres chimiques. Une prise de conscience forte s'est donc manifestée pour préserver les ressources vivantes

associées aux hydrosystèmes, non seulement en termes de patrimoine mais également pour permettre le maintien voire le développement d'activités économiques. A ce titre la ressource piscicole en constitue un des enjeux collectifs. En outre, une des principales avancées de la DCE réside dans la méthode, puisque c'est la première fois qu'un texte réglementaire détaille précisément la stratégie mise en œuvre pour évaluer l'état des masses d'eau.

La stratégie mise en œuvre

La DCE définit le « bon état » d'une eau de surface quand son état chimique, se rapportant à des normes de concentration de substances dangereuses (toxiques) définies sur des critères écotoxicologiques, et son état écologique, reposant sur une évaluation de la « structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques », sont au moins « bons ». Le bon état est établi d'après la situation la plus déclassante entre la chimie et la biologie selon le principe du « *one out, all out* », c'est-à-dire la disqualification d'un milieu lorsqu'un seul paramètre dépasse le seuil de qualité requis.

Pour atteindre cet objectif, deux phases ont été définies : une première phase de diagnostic général de l'état des milieux, préalable à la mise en place d'un réseau de suivi, puis à moyen terme d'une phase de restauration des milieux qui n'atteindraient pas le « bon état ». Un schéma de la mise en œuvre de la DCE est présenté sur la figure 1.

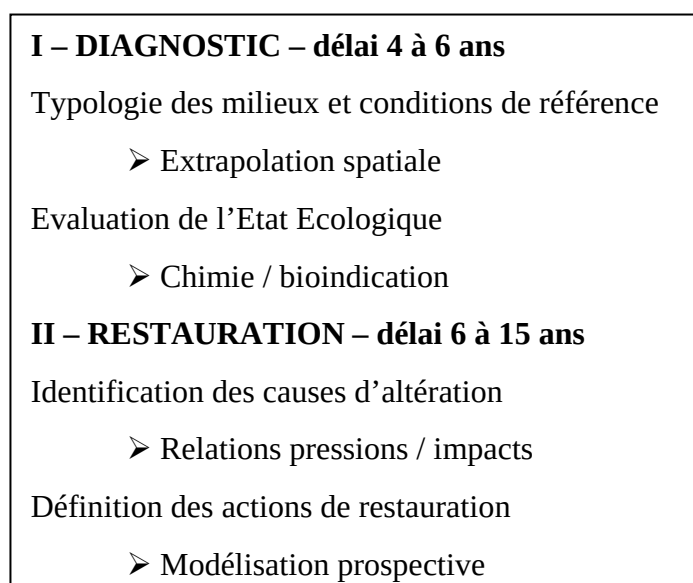


Figure 1 : Mise en œuvre de la DCEE (d'après Wasson, 2001)

Le principe de la DCE repose sur une typologie des masses d'eau, à partir uniquement de critères physiques et géographiques, permettant ainsi de définir des objectifs par type. Parallèlement, un référencement des pressions anthropiques a permis de regrouper les milieux en trois catégories ou « écotypes » : les milieux de référence pour lesquels les pressions sont absentes ou faibles, les milieux naturels plus ou moins modifiés ou dégradés, les milieux artificiels ou fortement modifiés (2000/60/EC). Ce référencement distingue ainsi les sites de référence des sites à inclure dans le réseau de contrôle opérationnel.

Les milieux de référence ont été échantillonnés en vue d'établir les conditions de référence qui doivent alors servir de repère pour définir « l'état écologique » des milieux naturels. Pour chaque écotype, un système de classification est établi (« élevé », « bon », « moyen », « médiocre » et « mauvais ») dans lequel les écarts par rapport aux conditions de référence sont définis à partir de bioindicateurs (ou éléments de qualité biologique), ceux-ci reposant sur des paramètres (ou métriques) qualitatifs et quantitatifs des peuplements de poissons, d'invertébrés, de macrophytes, et de phytoplancton (tableau 1).

Tableau 1: Paramètres à collecter pour chaque élément biologique dans le cadre des programmes de surveillance des plans d'eau (d'après 2000/60/EC)

Elément de qualité biologique	Paramètre 1	Paramètre 2	Paramètre 3	Paramètre 4
Phytoplancton	composition taxonomique	abondance absolue	biomasse	intensité et fréquence des blooms algaux
Macrophytes	composition du peuplement	abondance	recouvrement global du peuplement	
Invertébrés benthiques	composition taxonomique	abondance	diversité	
Ichtyofaune	composition du peuplement	abondance	structure de taille	Présence d'espèces sensibles aux perturbations

L'ichtyofaune est décrite à partir de la composition du peuplement, des abondances, et des structures de taille (2000/60/EC). Le tableau 2 rappelle les états écologiques "très bon", "bon" et "moyen" concernant l'ichtyofaune.

Tableau 2 : Définitions des états écologiques "très bon", "bon" et "moyen" pour l'ichtyofaune lacustre (d'après 2000/60/EC)

Paramètre	Très bon état	Bon état	État moyen
Composition et abondance spécifiques	correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.	Légères modifications par rapport aux communautés caractéristiques, en raison d'effets anthropogéniques sur les éléments de qualité physico-chimiques et hydromorphologiques.	diffèrent modérément de celles des communautés caractéristiques, en raison d'effets anthropogéniques sur les éléments de qualité physico-chimiques ou hydromorphologiques.
Structure d'âge		signes de perturbation dus aux effets anthropogéniques sur les éléments de qualité physico-chimiques et hydromorphologiques et, dans certains cas, révèlent des troubles dans la reproduction ou dans le développement d'une espèce particulière, en ce sens que certaines classes d'âge peuvent faire défaut.	signes importants de perturbations anthropogéniques, en ce sens qu'une proportion modérée de l'espèce caractéristique est absente ou très peu abondante.
Présence d'espèces sensibles aux perturbations	Toutes les espèces sensibles aux perturbations sont présentes.		

La seconde phase concerne la restauration des milieux qui constitue le point clé de la directive mais également un enjeu scientifique et financier d'importance. En effet, les actions de restauration devront tenir compte à la fois des délais de réponse des communautés biologiques face aux actions entreprises, ainsi que des compromis socio-économiques. A l'aube de 2009, la communauté européenne s'apprête à entrer dans la seconde phase correspondant à la mise en place des programmes de restauration, ceux-ci devant permettre d'atteindre l'objectif de 2015. Les phases préalables de typologie des masses d'eau (2004) puis de caractérisation de leur état écologique (2008) ont été réalisées, la prochaine étape consiste en la mise en œuvre des politiques de gestion de l'eau et des programmes de restauration (2000/60/EC).

Le poisson, un modèle biologique d'intérêt

Au sommet de la chaîne trophique, le poisson constitue un modèle biologique d'intérêt. En tant que consommateur secondaire, il intervient dans le réseau trophique par le biais des interactions trophiques qu'il entretient avec les maillons inférieurs. A ce titre, il agit comme régulateur de l'ensemble de la chaîne alimentaire (*top-down control*) (Mc

Queen *et al.*, 1996). De plus, sa position apicale dans le réseau trophique lui confère un rôle d'intégrateur des changements qui ont lieu à des niveaux trophiques inférieurs. Pour ces différentes raisons, son maintien et son développement dans un milieu donné, dépend fortement des perturbations aux échelons inférieurs dans la pyramide trophique (*bottom-up control*) (Mc Queen *et al.*, 1996). Sa durée de vie relativement longue par rapport aux autres organismes aquatiques lui permet en outre de pouvoir intégrer les changements dans le temps.

L'élaboration d'une Norme européenne d'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre

Bien que les outils et méthodes d'échantillonnage soient depuis longtemps étudiés et développés au niveau international (Kubecka *et al.*, 2008), les données relatives aux différents paramètres considérés dans l'évaluation des milieux pour répondre aux objectifs de la DCE sont partielles, difficilement comparables et les acquisitions de routine largement lacunaires (Kubecka, 2008). Dans le contexte réglementaire actuel, il existe donc un besoin de standardisation des méthodes et procédures permettant de suivre dans le temps l'état des peuplements de poissons et de pouvoir les comparer entre les milieux et à plus large échelle entre les pays (Welcomme, 1975 ; Le Cren *et al.*, 1977 ; Appelberg *et al.*, 1995 ; Bonar et Hubert, 2002). Le comité Européen de Normalisation (CEN) a œuvré pour l'élaboration d'une norme spécifique à l'échantillonnage des poissons lacustres (CEN, 2005). Le principe de la méthode s'inspire des travaux réalisés au cours des dernières décennies par les principaux instituts de recherche halieutique suédois, finlandais et norvégien (Appelberg, *et al.* 1995 ; Appelberg, 2000).

Ce standard CEN est basé sur un échantillonnage aléatoire par strates de profondeur avec allocation proportionnelle de l'effort dans chaque strate (figure 2). Les différentes strates sont définies dans la Norme et calculées de sorte que les volumes d'eau contenus à l'intérieur de celles-ci soient égaux (Degerman *et al.*, 1988).

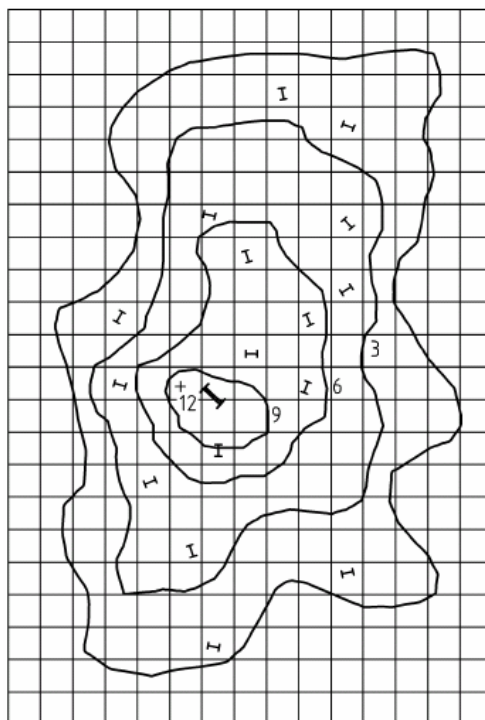


Figure 2 : Carte bathymétrique d'un lac hypothétique d'une superficie de 40 ha et d'une profondeur maximale de 12 m. La grille de coordonnées, les isobathes à 3 m, 6 m et 9 m, l'emplacement des filets maillants benthiques (petits repères) et pélagiques (grands repères) y sont représentés (d'après CEN, 2005).

La prospection des zones benthique et pélagique se fait à l'aide de deux types de filets : les filets « benthiques » de type araignées multimailles posés sur les fonds le long de la cuvette, et les filets « pélagiques » posés dans la zone de plus grande profondeur jusqu'au fond du lac. Les efforts de pêche fournis pour chaque lac sont fonction de la superficie et de la profondeur maximale du plan d'eau. Les inventaires doivent être réalisés en fin d'été, en deuxième période de stratification thermique, période où les populations de poisson sont à leur maximum d'activité (Juget *et al.*, 1995). Les filets sont posés avant le coucher du soleil et relevés peu après le lever du soleil, de manière à intégrer les migrations nycthémerales des individus et ainsi maximiser leur capturabilité. Le standard CEN fournit à l'échelle du lac entier, la liste des espèces capturées, une estimation des abondances et biomasses relatives de ces espèces exprimées en Capture-Par-Unité-d'Effort (CPUE) et la structure en tailles des principales populations (Appelberg, 2000). Le standard nordique présente l'avantage d'être relativement peu onéreux dans sa mise en œuvre, apportant à la fois une réponse technique et économique aux exigences de la DCE.

Vers la standardisation des techniques acoustiques

Depuis quelques années, l'hydroacoustique suscite auprès de la communauté scientifique un intérêt croissant pour l'échantillonnage des poissons en eau douce (Kubecka, 2008), en particulier dans les pays pour lesquels la pêche est difficile, notamment au Royaume Uni, du fait des problèmes de mortalité que cela induit sur les peuplements. Le CEN a officiellement reconnu et approuvé la méthode pour l'échantillonnage de l'ichtyofaune du fait de son aptitude à fournir des estimations d'abondance des poissons dans les grands fleuves, les eaux de transition et les zones pélagiques et profondes des lacs (CEN, 2006). Cependant, malgré cette reconnaissance internationale, la complexité des techniques de l'hydroacoustique constitue actuellement un obstacle pour la comparaison des résultats. Il existe donc un besoin évident d'harmoniser et de fiabiliser les méthodes, en particulier pour une utilisation de routine dans le cadre des réseaux DCE. Suite à un atelier de deux jours en 2006 dans le Dorset (Royaume-Uni), un projet de norme européenne a été réalisé pour l'échantillonnage par hydroacoustique des lacs, des réservoirs et des grands cours d'eau. Cet atelier a permis de spécifier les exigences minimales en termes de configuration des échosondeurs, de méthodes d'étalonnage, de stratégie d'échantillonnage, d'acquisition des données incluant les paramètres de sonar, d'apport de données environnementales, d'analyse des données acoustiques (i.e. pour le calcul des abondances et des biomasses) et de valorisation des résultats (y compris le contrôle et l'assurance-qualité). Mais la méthode nécessite encore de nombreux tests dans des milieux présentant des caractéristiques variées avant de pouvoir être normalisée. En outre, en vue de la prise en compte de l'hydroacoustique dans un futur outil de bioindication lacustre, il est nécessaire de définir et de fiabiliser des métriques pertinentes permettant d'apporter des informations complémentaires aux techniques classiques sur les peuplements et la qualité des milieux.

Plan de la synthèse

L'utilisation d'indicateurs biologiques pour décrire l'état d'un milieu nécessite avant tout que les échantillonnages génèrent le moins de biais possible pour minimiser la variabilité de l'information. Au-delà du fait que la standardisation des procédures contribue à rendre la donnée comparable dans le temps et entre différents contextes (i.e. régions, milieux, peuplements), la technique d'échantillonnage doit permettre de fournir une image du peuplement (i.e. nombre d'espèces et de classes d'âges présentes dans un volume

donné, à un instant donné) la plus proche de la réalité (Kubecka *et al.*, 2008). Cependant, la standardisation d'une méthode repose sur un certain nombre de compromis, à la fois méthodologiques et économiques pour obtenir une méthode peu sélective, efficace et nécessitant peu de moyens. La généralisation d'un standard (i.e. sa transposition d'un milieu à un autre) peut biaiser l'interprétation sur les informations acquises du fait que l'efficacité et la précision testées dans une région donnée peuvent varier dans des contextes différents. Dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE, l'utilisation d'un standard de pêche aux filets maillants, technique passive dont les biais liés à la sélectivité et à la capturabilité sont documentés, est recommandée afin d'évaluer la qualité des plans d'eau européens à partir des différentes métriques piscicoles. Dans ce contexte, quelles sont les conséquences que la normalisation puis la généralisation d'une telle méthode peuvent entraîner sur la connaissance des peuplements et par conséquent sur l'évaluation de la qualité des milieux ? L'hydroacoustique, technique d'échantillonnage aux performances avérées dans différents types de milieux, permet de fournir des informations sur les peuplements, complémentaires aux techniques de pêches classiques. Quels peuvent être les apports de cette technique dans le cadre d'un suivi de routine des peuplements piscicoles et en particulier quelles métriques supplémentaires pourraient être intégrées dans un futur outil de bioindication ?

Dans une première partie nous passons en revue les aspects méthodologiques liés à l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre au moyen de la technique de pêche passive par filets maillants. Nous discutons également des difficultés liées plus particulièrement à la standardisation de cette méthode compte tenu des biais préalablement évoqués. La deuxième partie discute des limites d'interprétation inhérentes à la généralisation du standard CEN en Europe et des conséquences engendrées pour l'évaluation de la qualité des milieux. La troisième partie traite des apports potentiels des techniques acoustiques pour la connaissance des peuplements et discute des métriques les plus pertinentes pouvant intégrer un futur outil de bioindication basé sur l'ichtyofaune lacustre. Enfin, compte tenu de la complexité liée à la standardisation d'un échantillonnage de routine des poissons lacustres et de l'intervention de l'homme dans la structure des assemblages piscicoles, la quatrième partie débat de la pertinence de ce modèle biologique comme indicateur de la qualité des milieux en particulier dans le cadre d'un réseau de surveillance.

De l'ensemble de ces réflexions ont découlé quatre articles publiés, acceptés ou soumis dans des revues de rang A. Certains points précis de cette synthèse seront illustrés par les résultats issus de ces papiers :

1. DECELIERE-VERGES C. and J. GUILLARD. Assessment of pelagic fish communities: consequences for the characterization of the fish communities. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2008) 389, 04, DOI: 10.1051/kmae: 2008005.
2. DECELIERE-VERGES C., C. ARGILLIER, C. LANOISELEE, J. DE BORTOLI and J. GUILLARD. Accuracy and stability of the fish metrics from CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial French lakes. *Fisheries Research* (en révision)
3. GUILLARD J. and C. VERGES (2007) The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses. *International Review of Hydrobiology* 92 (6), 605-617.
4. GODLEWSKA M., M. COLON, L. DOROSZCZYK, B. DLUGOSZEWSKI, C. VERGES and J. GUILLARD. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research* (2008), doi:10.1016/j.fishres.2008.09.015

On trouvera en annexes la liste des rapports sur lesquels s'appuient les données de la thèse ainsi que les communications présentées au cours du travail doctoral.

1. La standardisation de l'échantillonnage par filets maillants de l'ichtyofaune lacustre

La standardisation des méthodes et des procédures a conduit à des progrès considérables dans bien des domaines (e.g. industrie, médecine, sciences). En biologie des eaux douces, la standardisation à une large échelle présente des avantages potentiels : la mesure des effets climatiques et géographiques sur les peuplements, l'évaluation des techniques de gestion, l'acquisition d'informations sur les espèces rares et un partage facile de données homogènes allié à une communication plus simple (Kubecka *et al.*, 2008). Cependant, en ce qui concerne l'échantillonnage des poissons d'eau douce, rares sont les méthodes qui ont fait l'objet d'une standardisation et généralement, lorsqu'elle existe, celle-ci a été réalisée à une échelle géographique très locale (Bonar et Hubert 2002). La mise en œuvre des programmes européens de surveillance des masses d'eau pousse de nombreux pays à développer un standard pour l'échantillonnage des poissons lacustres. De nombreuses méthodes existent qui présentent chacune leurs propres biais. L'utilisation combinée de plusieurs techniques constitue le moyen évident pour obtenir une image la plus proche du vrai peuplement, mais dans le cadre de la DCE, l'élaboration d'une seule méthode efficace et peu onéreuse constitue un enjeu d'importance.

1.1. La recherche d'un standard de pêche pour les suivis de routine

Le danger des effets des pollutions sur les milieux naturels a accru depuis de nombreuses années un peu partout dans le monde, le besoin de développer des méthodes d'évaluation des communautés biologiques pour surveiller les impacts anthropiques et pouvoir y remédier (Appelberg *et al.*, 1995). Pour échantillonner l'ichtyofaune lacustre, de nombreuses méthodes ont été développées et appliquées dans des contextes variés pour répondre à des objectifs précis (Gerdeaux, 2001). Ce foisonnement de techniques (i.e.

chaluts, sennes, nasses,...) a alors fortement réduit les possibilités d'évaluer et de comparer les structures des populations.

De nombreux paramètres agissent sur l'efficacité des captures et sont liés d'une part aux paramètres abiotiques (i.e. la saison, la température de l'eau, le cycle circadien, la fluctuation des niveaux d'eau, la turbidité, les courants, etc.) ; d'autre part, les paramètres biotiques (i.e. compétition, prédation, parasitisme, etc.) influencent également l'efficacité des captures en agissant sur le comportement du poisson et donc sa mobilité (Hubert, 1996). Par conséquent, un moyen de réduire la variabilité de l'information - de sorte que tout changement au sein des populations se traduise par un changement dans les métriques - est d'une part de standardiser les caractéristiques techniques des engins employés, d'autre part d'établir un cadre d'échantillonnage reposant sur une stratégie fixe d'investigation spatiale et temporelle. L'échantillonnage doit ainsi être réalisé au moyen du même matériel, aux mêmes endroits et à la même période chaque année (Hubert, 1996). Au-delà du suivi des indicateurs biologiques, la standardisation constitue un préalable nécessaire à l'établissement de programmes de gestion (Hayes *et al.*, 2003).

L'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre repose sur deux types de techniques que l'on peut regrouper en techniques actives (e.g. chalut, senne, épervier, haveneau, etc.) et passives (e.g. filets maillants, filets tramails, nasses, etc.) selon que l'opérateur intervienne ou non lorsque l'engin est en action de pêche (Hayes, 1996 ; Hubert, 1996 ; Gerdeaux, 2001). La technique la plus fréquemment utilisée pour obtenir des échantillons représentatifs des populations de poissons en plans d'eau sont les filets maillants (Boy et Crivelli, 1988 ; Hubert et O'Shea, 1992). Leur utilisation est relativement simple et ne nécessite pas de mécanisme d'assistance pour leur mise en œuvre, autre qu'un bateau, ni de formation très spécialisée (Hubert, 1996).

Les termes de sélectivité et d'efficacité sont généralement employés pour décrire un engin de pêche passif. La sélectivité concerne le biais d'échantillonnage que présente un engin vis-à-vis de certaines espèces, de certaines classes de taille ou du sexe des poissons (Hubert, 1996). La sélectivité entraîne donc une surreprésentation à l'intérieur de l'échantillon prélevé de certains individus par rapport au peuplement. L'efficacité concerne la quantité d'effort allouée pour capturer les individus. L'élaboration d'un engin de pêche

doit tendre à maximiser l'efficacité tout en minimisant le temps et le coût des opérations et les filets maillants constituent des engins de pêche efficaces pour atteindre ces objectifs.

On distingue deux principales variantes : les filets mono-maillles utilisés en « séries » (Jensen, 1990 ; Jensen et Hesthagen, 1996) et les filets multi-maillles, qui présentent une sélectivité moindre associée à un coût d'utilisation réduit (Hovgard et Lassen, 2000). La pose de filets multi-maillles est en outre plus aisée dans les lacs vastes et profonds et sur des fonds difficiles (Hovgard et Lassen, 2000). Plusieurs stratégies et matériels existent dont les principales différences concernent la stratégie d'échantillonnage (*i.e.* mode de répartition des filets, période d'échantillonnage, temps de pose, etc.) et le type de matériel (*i.e.* taille des engins, diamètre des mailles, nature, épaisseur et couleur des fils, etc.). Mais les données acquises par les différents types de filets ne peuvent être comparées entre elles du fait de la sélectivité propre à chacun d'eux.

1.2. L'élaboration du standard scandinave pour surveiller l'état de l'ichtyofaune

Dans les pays nordiques, et particulièrement en Suède et en Norvège, l'acidification des lacs par l'action conjointe des pluies acides et du faible pouvoir tampon des roches granitiques, constitue un des plus graves problèmes environnementaux auxquels ces pays sont confrontés. L'acidification des eaux a pour conséquence une réduction de la diversité spécifique au niveau de tous les maillons trophiques, soit par toxicité directe soit par compétition interspécifique pour l'accès aux nutriments. En Suède, près de 20% des lacs de plus de 1ha (soient 18000 sites) sont touchés par ces problèmes d'acidification, dont 9000 présentent des ressources piscicoles altérées (Johansson et Nyberg, 1981).

Dans les années 1980, le gouvernement suédois a donc pris des mesures pour réduire et contrôler ces problèmes d'acidification par le déversement de chaux dans les plans d'eau. Parallèlement à ces mesures, des programmes de surveillance des milieux aquatiques ont été mis en place, poussant au développement d'une méthode d'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre utilisable en routine et à large échelle (Appelberg, 2000).

La méthode des filets nordiques a été développée par les principaux instituts de recherche suédois, finlandais et norvégien et une procédure d'intercalibration a eu lieu en 1990. L'élaboration du standard avait pour objectif de réduire la variabilité de l'échantillonnage en agissant principalement sur la sélectivité, la capturabilité et les problèmes de variabilité spatio-temporelle des populations de poissons. Ces contraintes méthodologiques sont détaillées aux paragraphes suivants et la réponse apportée par le standard pour chacune d'entre elles est précisée.

1.3. Les contraintes méthodologiques liées à l'échantillonnage par filets maillants

1.3.1 Les problèmes de sélectivité

Pour être capturé, un poisson doit d'abord rencontrer le filet puis se mailler dans le filet et y être retenu (Hubert, 1996). La sélectivité du filet joue à chacune de ces étapes par le biais du comportement et de la morphologie des poissons. Ainsi, les changements de comportements entre espèces ou cohortes tendent à faire varier les résultats des inventaires. Il est en effet admis (Appelberg, 2000) que certaines espèces sont difficilement capturables aux filets du fait de leur comportement (*e.g.* la carpe *Cyprinus carpio*, le brochet *Esox lucius*, la lotte *Lota lota*). Mais ces comportements sont parfois imprédictibles car les mécanismes par lesquels les facteurs environnementaux affectent le comportement des poissons sont souvent mal connus.

La capture d'un poisson par un filet maillant dépend également de sa morphologie et en particulier de sa circonférence qui constitue le principal facteur déterminant la rétention des poissons dans le filet (Kurkilahti *et al.*, 2002). Le diamètre de maille influence la capture des espèces, dont certaines demeurent difficilement maillables du fait de leur forme très allongée (*e.g.* l'anguille *Anguilla anguilla*). Le diamètre des mailles sélectionne certaines classes de tailles de poissons en fonction de l'embonpoint (*i.e.* facteur de condition (Ricker, 1975)) des individus qui varie entre les saisons. Cependant, les modèles de sélectivité s'intéressent peu à l'embonpoint mais se focalisent principalement sur la longueur et le poids des poissons (Hamley, 1975). Pour une même circonférence, un poisson plus lourd sera plus court qu'un poisson léger, ce qui peut entraîner des problèmes de comparaison des structures en taille des populations entre différents milieux. La mesure

des poids et longueurs de poissons constitue toutefois une méthode plus rapide et facile à mettre en œuvre que la mesure de l'embonpoint des individus.

L'hypothèse selon laquelle l'embonpoint des poissons, variable entre les lacs, affecte la sélectivité des filets est réduite par l'utilisation des filets nordiques. En effet, leurs mailles ont été conçues selon une combinaison géométrique, de sorte que les courbes de sélectivité des mailles adjacentes se chevauchent les unes avec les autres (Kurkilahti *et al.*, 2002). En outre, les travaux concernant la sélectivité des filets en Europe se sont principalement focalisés sur quelques espèces, telles que la truite *Salmo trutta*, la perche *Perca fluviatilis* et le gardon *Rutilus rutilus* (Borgström, 1989 ; Jensen, 1995). La sélectivité des filets nordiques (figure 3) a été testée sur plusieurs espèces (Jensen et Hesthagen, 1996 ; Kurkilahti et Rask, 1996 ; Kurkilahti *et al.*, 1998 ; Kurkilahti, 1999) et le standard propose ainsi des équations de correction pour les six espèces communément rencontrées dans les lacs nordiques : la truite, le gardon, la perche, la grémille *Gymnocephalus cernuus*, l'omble chevalier *Salvelinus alpinus* et l'éperlan *Osmerus eperlanus* (Appelberg, 2000).

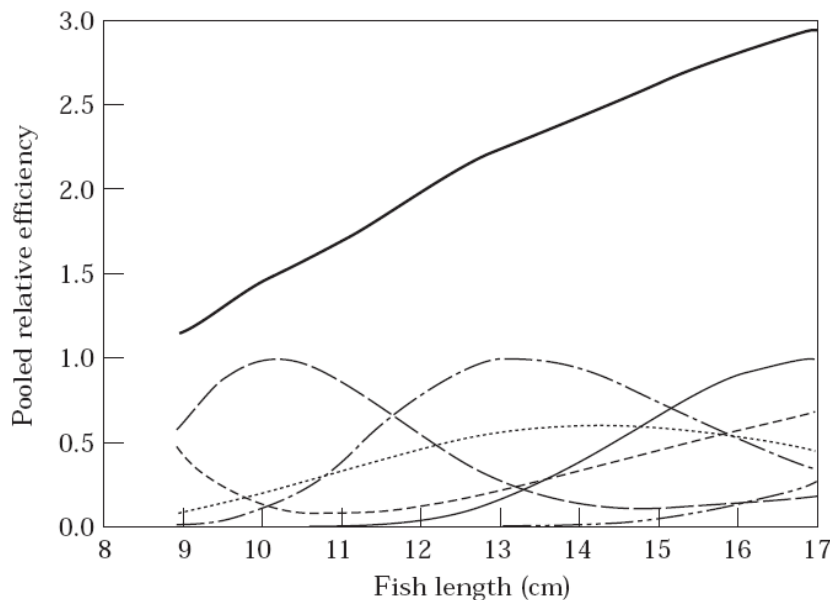


Figure 3 : Exemple de courbes de sélectivité ajustées pour l'éperlan (*Osmerus eperlanus*) — : efficacité relative cumulée du filet multimaille sur l'ensemble de la gamme de taille allant de 8.9 à 17 cm. L'efficacité relative des différentes mailles est présentée sur la figure : maille de 5 mm, ---- maille de 6.25 mm, — maille de 8 mm -.- maille de 10 mm, — maille de 12.5 mm, -.-.- maille de 15.5 mm (d'après Kurkilahti *et al.*, 1998).

1.3.2 Les problèmes de capturabilité

Dans de nombreux travaux d'halieutique, les CPUE qui résultent de l'échantillonnage par filets maillants sont souvent utilisées comme indices d'abondance ou de biomasse des populations de poissons (Yule, 2000). Cependant la corrélation entre les CPUE issus des filets maillants et l'abondance provenant d'autres techniques d'échantillonnage tels que les engins de pêche actifs ou l'échosondage n'a pas toujours été démontrée (Hansson and Rudstam, 1995; Peltonen *et al.*, 1999 ; Mehner, 2002). Dans le cadre des programmes de monitoring liés à l'application de la DCE, la définition de l'état écologique d'un milieu se base sur l'évaluation des abondances relatives des principales espèces de poissons, que le standard CEN fournit par le biais des CPUE.

En tant qu'engin de pêche passif, les filets maillants sont tributaires de l'activité du poisson, par conséquent les CPUE dépendent à la fois de la densité des poissons dans le milieu (Pierce et Tomcko, 2003), de leur mobilité et de leur forme. Les CPUE sont également affectées par le fait que la capturabilité décroît avec l'accumulation de poissons dans les filets (Olin *et al.*, 2004), elle-même liée au temps de pose. Ce déclin, lié à la diminution de mailles disponibles (Minns et Hurley, 1988) et à l'accentuation du phénomène d'évitement (Kennedy, 1951), peut avoir des conséquences sur l'estimation des stocks mais également sur la caractérisation des structures en taille des populations ainsi que sur la nature des assemblages des peuplements.

Le standard scandinave fixe le temps de pose des filets à 12h, incluant le coucher et le lever du soleil, ceci afin de maximiser la capturabilité au moment où les poissons atteignent leur pic d'activité. Degerman *et al.*, (1988) ont montré que l'effet de saturation survient dans les filets benthiques lorsque que la biomasse atteint 13 kg par filet, contre seulement 6kg selon Appelberg (2000). Dans l'article 2, nous travaillons sur la précision (i.e. capacité d'une mesure à être proche de la valeur réelle) et la stabilité (i.e. capacité d'une mesure à être invariante) des métriques fournies par le standard CEN dans les plans d'eau français. Nous comparons la précision des métriques piscicoles fournies par le standard CEN entre des milieux de nature et de peuplements différents, ceux-ci variant principalement en termes d'abondance. La figure 4 modélise l'évolution de la précision (i.e. coefficient de variation de la moyenne) des CPUE en fonction des densités logarithmiques et montre qu'à partir de 12kg de poissons (ou 70 individus) par filet, la

précision de la métrique est maximale concordant avec l'apparition d'un effet de saturation (Deceliere-Vergès *et al.*, *en révision*). Par conséquent, nous montrons que le statut trophique qui influence les abondances de poissons peut affecter indirectement la précision des rendements.

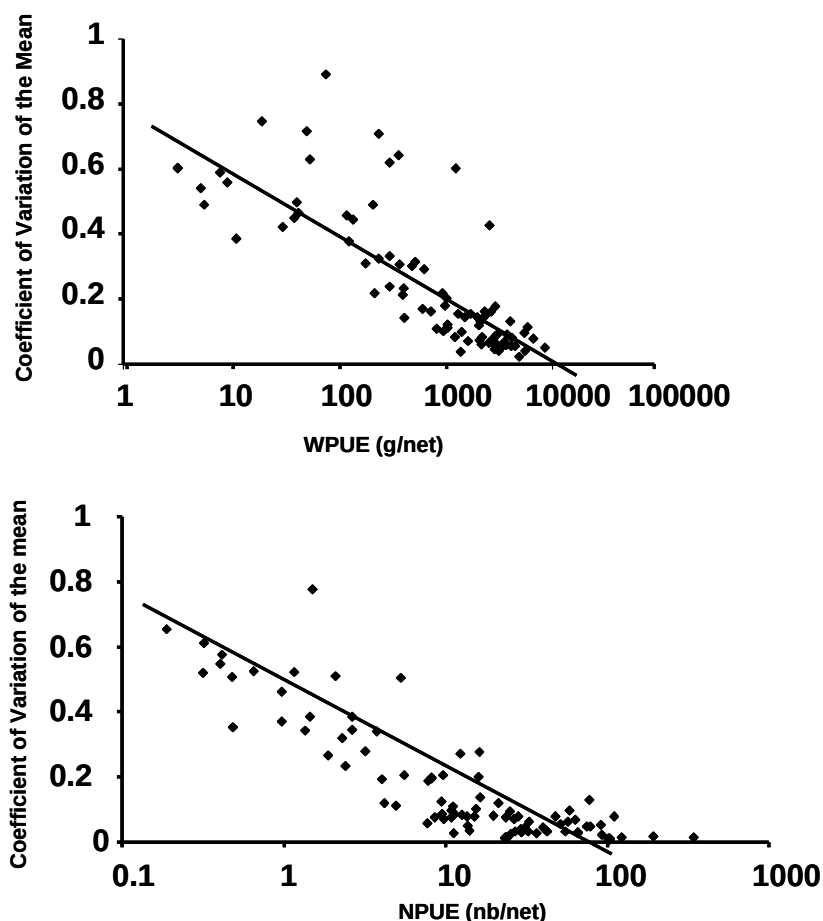


Figure 4 : Coefficients de variation de la moyenne des CPUE en lien avec l'abondance (NPUE) et la biomasse (BPUE) pour chaque strate de profondeur et pour l'ensemble des lacs étudiés.

Le phénomène de saturation est rare dans les lacs oligotrophes, en revanche, dans le cas de plans d'eau très productifs, la méthode prévoit alors d'ajuster le temps de pose en fonction des densités capturées et de calculer les CPUE en pondérant par la durée de pose (Appelberg, 2000). Les indications restent cependant floues dans la Norme en ce qui concerne l'ajustement du temps de pose (i.e. partie de la nuit à réduire, durée).

1.3.3 Les problèmes de variabilité spatio-temporelle

L'activité du poisson et donc sa répartition au sein d'un plan d'eau sont principalement déterminées par la température et le stade de développement (Neuman,

1979 ; Nyberg *et al.*, 1986). Il est de plus admis que les poissons n'ont pas une répartition aléatoire dans les lacs mais que celle-ci est déterminée selon des zones préférentielles ou « pôle d'attraction » qui varient en fonction de la journée et des saisons (Degiorgi, 1994). En particulier, la zone littorale abrite de nombreuses espèces en leur fournissant au cours de leur cycle ou du nyctémère, un refuge contre les prédateurs, des ressources trophiques ou encore des abris de ponte (Winfield, 2004). L'hétérogénéité des habitats influence par conséquent la répartition horizontale des espèces tandis que la position de la thermocline, en période de stratification, contrôle leur répartition verticale (Guillard *et al.*, 2006).

Variabilité spatiale et variabilité temporelle sont donc étroitement liées et pour que la technique soit efficace, la période d'échantillonnage et la stratégie de pose doivent être définies de sorte que chaque espèce ne soit ni surestimée ni sous-estimée dans les captures. Le standard nordique fixe donc la période d'échantillonnage en fin été, en seconde période de stratification, lorsque la thermocline est bien installée et que la température des couches superficielles est supérieure à 15°C. A cette période, les principales espèces se sont reproduites et les poissons ont une dispersion maximale dans la masse d'eau (Juget *et al.*, 1995).

La durée de pose de 12h préconisée par le standard intègre les pics d'activité des poissons, liés notamment à des raisons trophiques (Juget *et al.*, 1995). En outre, la stratégie d'échantillonnage est basée sur une prospection aléatoire des différentes strates de profondeur, permettant de s'affranchir de toute hypothèse a priori sur la répartition horizontale des poissons. La stratification verticale du plan d'échantillonnage en différentes strates de profondeur permet de réduire la variance totale associée à l'estimateur d'abondance (Degerman *et al.*, 1988).

Conclusion du Chapitre 1

Les filets maillants constituent la technique de pêche la plus usuelle en milieux lacustres, mais présente un certain nombre de biais liés notamment aux problèmes de sélectivité, de capturabilité et de variabilité spatio-temporelle des mesures. Les travaux des scandinaves sur la standardisation de cette technique sont particulièrement aboutis et ont débouché sur l'élaboration d'un protocole de pêche normalisé en 2005 (CEN 14757) et utilisable en routine dans le cadre des réseaux de surveillance. Ce standard tente de répondre à l'ensemble des contraintes méthodologiques en établissant un cadre d'échantillonnage fixe permettant de fournir des métriques représentatives, précises et stables quels que soient les types de milieu et de peuplement. Cependant des limites à la standardisation existent et sont tributaires des consensus réalisés en termes de matériel et de stratégie d'échantillonnage. Les limites d'interprétation liées à l'utilisation du standard sont discutées dans le Chapitre 2 de même que les problèmes de généralisation de la méthode dans différentes régions.

2. Les limites d'interprétation du standard CEN pour l'évaluation de la qualité des milieux

Le standard scandinave constitue une méthode simple d'application et peu coûteuse adaptée à une utilisation en routine telle que préconisée par la DCE. Dans le cadre de la mise en œuvre des programmes de surveillance des plans d'eau, de plus en plus de pays européens sont amenés à l'utiliser, seule ou associée à une technique complémentaire. Néanmoins, les captures aux filets sont très sélectives et la variabilité des estimateurs est dépendante de l'activité et de la morphologie du poisson, elles-mêmes contrôlées par les paramètres environnementaux. Ainsi, avant une utilisation en routine à large échelle, il est nécessaire de réaliser des tests dans des milieux différents afin de connaître la pertinence de la Norme et d'anticiper, dans des contextes différents de ceux dans lesquels elle a été développée, les éventuels problèmes liés à sa généralisation. Dans cette optique, la norme doit être suffisamment précise pour pouvoir être appliquée correctement mais doit également intégrer une certaine souplesse pour pouvoir s'adapter à différents milieux.

2.1 Limites d'interprétations liées à l'utilisation du standard CEN

2.1.1 La prise en compte des espèces minoritaires

La diversité et les abondances spécifiques sont des métriques couramment utilisées en écologie pour mesurer l'état de la biodiversité d'un écosystème dont les objectifs de conservation sont actuellement un enjeu fort (Gotelli and Colwell, 2001). Au-delà des aspects de bioconservation, la présence dans un milieu de certaines espèces peut-être révélatrice des caractéristiques propres à celui-ci (i.e. biotypologie), voire de sa qualité (i.e. bioindication). Dans ce contexte, l'évaluation des espèces dites « sentinelles » (i.e. espèces qui manifestent une réponse à une dégradation) (Noble *et al.*, 2007), des espèces accompagnatrices (i.e. espèces minoritaires caractéristiques d'un type de milieu)

(Schlumberger, 2005), et en voie d'extinction qui font l'objet de mesures de protection (Poos *et al.*, 2007), représente un enjeu scientifique et économique pour les gestionnaires des milieux. La recherche d'une méthode d'inventaire à la fois précise et peu coûteuse pour mesurer les assemblages piscicoles et orienter les pistes de gestion, constitue donc une étape importante (Hendricks *et al.*, 1980; Lyons, 1992; Angermeier et Smogor, 1995; Ensign *et al.*, 2002). La variation de la biodiversité et la prise en compte des espèces minoritaires, doivent être mesurées avec précision et cette précision peut alors être compromise par l'emploi d'une méthode unique qui tend généralement à sous-estimer la richesse spécifique d'un milieu (Jackson et Harvey, 1997). Dans la mesure où chaque engin possède ses propres limites de sélectivité (Murphy et Willis, 1996), l'emploi de plusieurs méthodes permettrait donc d'accéder au plus grand nombre d'espèces présentes. Cependant, dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE et des programmes de surveillance européens, il est nécessaire de standardiser une méthode qui puisse fournir des informations fiables et rapidement, et le standard nordique constitue en cela une bonne alternative. Toutefois, les filets maillants sont très sélectifs notamment vis-à-vis de certaines espèces du fait de leur forme ou de leur comportement. Par conséquent certaines espèces minoritaires (*i.e.* espèces « accompagnatrices » comme la blennie *Salaria fluviatilis*, le goujon *Gobio gobio*, la loche *Barbatula barbatula*, etc.), ou occupant des habitats marginaux (*e.g.* confluence des tributaires, frange eu-littorale) ou qui nécessitent un effort de pêche important (*e.g.* zone pélagique) voire différent (*e.g.* zone littorale) peuvent être sous-échantillonnées. Ceci peut avoir des conséquences pour l'évaluation des abondances spécifiques relatives qui renseignent sur la composition des assemblages (*i.e.* dominance de groupes d'espèces) et donc sur les caractéristiques du milieu.

Par exemple, les salmonidés, espèces sensibles qui disparaissent les premières en cas de pollution (Gerdeaux *et al.*, 2006), occupent préférentiellement la zone pélagique. La dominance de ces espèces est caractéristique de lacs profonds et oligotrophes (Mehner, 2005) et le suivi dans le temps de leurs abondances peut alors renseigner sur la dégradation du milieu. Cependant, la prise en compte uniquement qualitative de la zone pélagique par le standard CEN peut aboutir à une sous-évaluation de ces populations, pouvant alors fausser les interprétations concernant la qualité du milieu (Deceliere-Vergès et Guillard, 2008). Dans cet article, nous étudions l'effet de l'inclusion des filets pélagiques dans le calcul des métriques issues du standard CEN (*i.e.* composition spécifique, abondances relatives et structure en tailles). Le tableau 3 compare les abondances et biomasses

relatives des salmonidés calculées selon les recommandations du standard CEN et à partir de l'effort total, c'est-à-dire en cumulant les efforts des filets benthiques et pélagiques. Nous montrons que dans certains lacs, le rang de ces espèces peut considérablement changer en fonction de la prise en compte ou non des filets pélagiques pour le calcul des indices d'abondances. Par exemple dans Aiguebelette, le corégone (*Coregonus lavaretus*) figure parmi les espèces minoritaires en ne considérant que les filets benthiques mais passe au rang des espèces majoritaires lorsque les filets pélagiques sont inclus dans le calcul des abondances et biomasses relatives.

Tableau 3 : Abondances et biomasses relatives en pourcentage pour les espèces de salmonidés calculées à partir du standard CEN et de l'effort total, ainsi que leur rang au sein du peuplement.

Lacs	Espèces (nom latin)	Abondance				Biomasse			
		Estimations relatives (%)		Rang de l'espèce		Estimations relatives (%)		Rang de l'espèce	
		Standard CEN	Effort total	Standard CEN	Effort total	Standard CEN	Effort total	Standard CEN	Effort total
Aiguebelette	Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	0.6	12.8	8	3	2.8	39.9	9	1
	Ombre chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	1.1	1.6	7	7	3.2	4.8	8	5
Bourget	Corégone	0.1	0.2	10	9	0.1	0.4	11	9
	Ombre chevalier	0.1	0.1	12	12	< 0.01	< 0.01	12	12
Issarles	Brown trout (<i>Salmo trutta fario</i>)	7.4	8.0	4	4	14.9	15.7	3	3
	Corégone	0.8	1.1	6	5	4.4	5.7	4	4
Montriond	Brown trout	11.6	11.5	3	3	55.8	46.6	1	1
	Rainbow trout (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	1.9	2.4	5	5	14.7	26	2	2
	Ombre chevalier	1.0	0.9	7	7	7.2	5.6	4	4
Pavin	Ombre chevalier	11.3	22.2	2	2	7	21.1	5	3
	Truite arc-en-ciel	3.4	3	4	4	13.2	10.3	3	5
Pluzne	Corégone albula (<i>Coregonus albula</i>)	1.3	2.7	4	5	2.5	5.2	6	5
	Corégone	0.4	0.4	6	7	5	4.3	4	6

L'accès aux populations localisées préférentiellement dans la zone pélagique est rendu difficile du fait du volume très important de cet habitat, notamment dans les lacs profonds (Mehner, 2005). C'est pour cette raison que l'échantillonnage de cette zone devrait être renforcé par un effort de pêche plus important que ce qui est actuellement préconisé par la norme. De plus, étant donné le volume important de l'habitat pélagique notamment dans les lacs profonds, les densités relatives des populations pélagiques

peuvent varier significativement par la prise en compte du volume dans le calcul des indices d'abondance (Mehner, 2007 ; Lauridsen *et al.*, 2008). Le calcul des CPUE issues de l'effort total devrait donc inclure de manière explicite cette pondération.

Dans certains cas, le recours à des méthodes d'investigation complémentaires telles que la pêche électrique en zone littorale (Perrow, Jowitt et González, 1996), ou les statistiques de pêche pour certaines espèces de pleine eau d'intérêt socio-économique (Winfield *et al.*, 2004 ; Gerdeaux et Janjua, 2007) peut pallier aux limites d'interprétation du standard concernant la qualité du milieu. Dans le lac du Bourget par exemple, le standard CEN a capturé un total de 13 espèces (Deceliere-Vergès et Guillard, 2008). La richesse spécifique du lac, sur la base d'inventaires réalisés à différentes saisons, s'élève à 27 espèces (Degiorgi *et al.*, 2006). Parmi les espèces minoritaires que le standard n'a pas permis de capturer, la Blennie occupe préférentiellement la zone eulittorale, dans des profondeurs principalement inférieures à 50 cm. Cette espèce patrimoniale qui témoigne de la capacité biogène d'un milieu, contribue à diversifier le réseau trophique en occupant des habitats de faible profondeur. Un échantillonnage complémentaire à l'électricité favorise la capture de ces espèces difficilement accessibles avec le standard.

2.1.2 Les variations annuelles des stocks

Les stocks de poissons lacustres présentent de fortes fluctuations saisonnières (Axenrot et Hansson 2004 ; Guillard *et al.*, 2006) qui sont difficilement mises en évidence par les captures aux filets (Tichler, 2000 ; Mehner, 2002). Les densités et les biomasses augmentent en été consécutivement à la reproduction des poissons, puis diminuent à la fin de l'été et en automne du fait de la mortalité naturelle induite par l'abaissement des températures (Appenzeller, 1998 ; Mehner, 2002). La biomasse mesurée peut ainsi être multipliée par dix entre le minimum et le maximum observés et ces variations ne peuvent être imputées aux biais d'échantillonnage (Guillard *et al.*, 2006). Chez certaines espèces, les densités de juvéniles sont en outre régulées par les cycles de reproduction comme ce qui a pu être mis en évidence chez la perche (Holmgren, 2000). Dans le cadre des réseaux de surveillance qui prévoient un échantillonnage tous les trois ans, ces variations de stock peuvent avoir des conséquences sur l'interprétation de l'état du peuplement à partir des techniques d'échantillonnage classiques qui fournissent des photographies instantanées du peuplement. Si l'échantillonnage se produit un an voire

deux ans après une année de fort recrutement d'une population, l'interprétation des résultats va surestimer cette population à l'issue de l'échantillonnage (sous-estimée dans le cas inverse). Les conséquences d'une part en matière de gestion piscicole peuvent être importantes, notamment sur la réglementation des prélèvements de certaines espèces. D'autre part, ces biais d'interprétation liées à la fréquence d'utilisation du standard peuvent avoir des conséquences pour l'évaluation de la qualité des milieux, notamment parce que l'état du peuplement est mesuré à partir des indices d'abondances et des structures en taille. L'importance de la bonne représentativité des jeunes de l'année dans les programmes de surveillance constitue à ce titre un enjeu fort. Cependant les filets maillants sont très sélectifs vis-à-vis des plus petites classes de tailles et sous-échantillonnent les jeunes de l'année (Appelberg, 2000). Un suivi annuel par échosondage permettrait de mieux appréhender les fluctuations de cette cohorte. En particulier les cyprinidés et les percidés présentent des biomasses totales qui peuvent varier fortement (Mehner et Schultz, 2002 ; Dubois *et al.* 2008) contrairement aux salmonidés dont les variations du recrutement sont moins décelables à l'échelle d'un peuplement. L'évaluation par acoustique de ces fluctuations des biomasses totales serait alors en grande partie imputable aux taux de recrutement des espèces majoritaires.

2.2 Limites d'interprétation du standard CEN liées à sa généralisation

2.2.1 Diversité des milieux et des peuplements

La répartition des espèces à l'échelle de la planète est gouvernée par un certain nombre de paramètres environnementaux appelés « filtres écologiques » (Tonn, 1990) et sont d'ordre biogéographiques (i.e. climat), géologiques (i.e. bassin versant), hydromorphologiques (i.e. forme de la cuvette, profondeur, présence/absence de stratification) ou biotiques (i.e. interactions spécifiques). Les contraintes climatiques régulent à la fois la répartition des espèces, la diversité des assemblages, mais également la croissance des individus le long d'un gradient thermique nord-sud (Heibo *et al.*, 2005). A l'échelle locale, la composition des assemblages varie selon la forme du plan d'eau et son statut trophique, avec des assemblages dominés par les salmoniformes dans les milieux profonds, froids et peu productifs et par les percidés et les cyprinidés dans les plans d'eau peu profonds, plus chauds et davantage productifs (Mehner, 2005).

Les lacs d'Europe méridionale sont principalement soumis aux problèmes d'eutrophisation qui se caractérisent par une forte production algale associée à une simplification de la chaîne alimentaire et à des changements taxonomiques au niveau des différents maillons du réseau trophique (Angeli *et al.*, 2001). L'ichtyofaune évolue alors vers un assemblage dominé par les cyprinidés dont les biomasses peuvent être très importantes (Mehner, 2005). Les lacs scandinaves sont en revanche affectés par des problèmes d'acidification qui contribuent à diminuer les teneurs en nutriments (phosphore principalement). Ces milieux sont donc principalement oligotrophes et les biomasses associées sont plus faibles. De plus en France par exemple, de nombreux plans d'eau suivis dans le cadre des programmes de surveillance sont d'origine artificielle servant principalement à l'hydroélectricité, à l'approvisionnement en eau potable et à l'irrigation. Ces milieux présentent des caractéristiques mésologiques et des conditions environnementales particulières (i.e. marnage, berges abruptes, zone littorale réduite, gradient amont-aval) qui peuvent avoir un impact sur la répartition des poissons et ainsi affecter l'image du peuplement (Winfield *et al.*, 2004 ; Irz *et al.*, 2006 ; Drastick *et al.*, 2008).

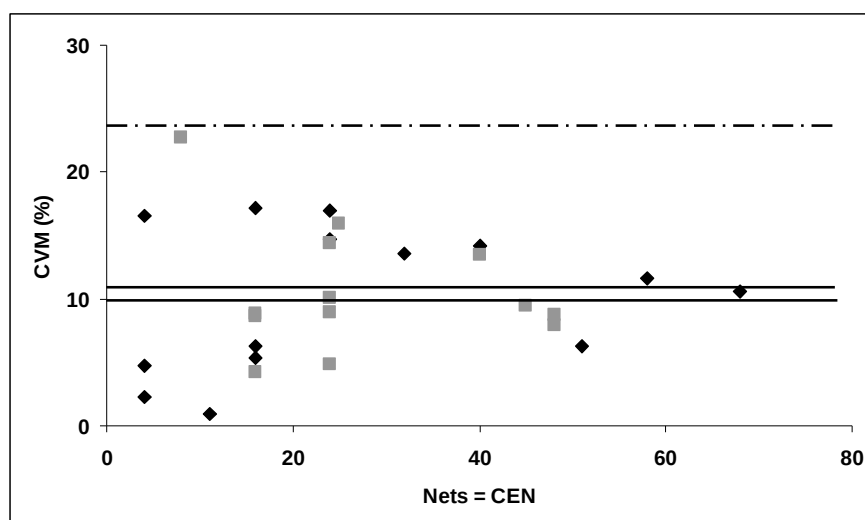
Les problèmes de sélectivité et de capturabilité connus et corrigés pour les plans d'eau d'Europe septentrionale peuvent être inadaptés aux milieux d'Europe méridionale. Il convient alors de tester la précision de la méthode sur ces différents milieux pour vérifier notamment si l'effort de pêche préconisé dans les plans d'eau naturels du nord de l'Europe est adapté aux plans d'eau d'origine artificielle qui existent par exemple en France. L'article 2 est centré sur la comparaison de la précision et de la stabilité des métriques sur 27 plans d'eau français d'origine naturelle et artificielle présentant une large gamme de statuts trophiques (Deceliere-Vergès *et al.*, *en révision*). L'hypothèse sous-jacente est que les caractéristiques hydromorphologiques particulières des retenues artificielles influencent la répartition spatiale des poissons à l'échelle du plan d'eau. Celle-ci impacterait alors l'hétérogénéité des captures entre les filets, par conséquent la précision des captures estimée à partir du Coefficient de Variation de la Moyenne (CVM) des CPUE (Degerman *et al.*, 1988). Le tableau 4 compare les précisions mesurées à partir des CPUE issues des filets benthiques, entre les lacs d'origine naturelle et les retenues artificielles. Nous montrons que la précision des indices d'abondance fournis par le standard CEN n'est pas affectée par l'origine du milieu puisque les valeurs de précision mesurées entre ces deux

types de milieux sont similaires, ceci malgré une proportion de filets vides supérieure dans les lacs naturels.

Tableau 4 : Moyennes des abondances (NPUE, nb./net) et des biomasses (BPUE, g./net) par unité d'effort issues des filets benthiques, Coefficients de Variation de la Moyenne des CPUE et proportion de filets vides.

Origine des lacs	NPUE (nb./filet)	BPUE (g./filet)	Coefficients de Variation de la Moyenne (%)		Proportion de filets vides
			Abondance	Biomasse	
Lacs naturels	36.9 ($\pm$ 35)	1973 ($\pm$ 1312)	10.1 ($\pm$ 6)	7.8 ($\pm$ 5)	18.5 ($\pm$ 15)
Retenues artificielles	53.5 ($\pm$ 51)	2794 ($\pm$ 1605)	10.6 ($\pm$ 5)	8.4 ($\pm$ 5)	8.7 ($\pm$ 10)

La figure 5 ci-dessous compare les CVM moyens mesurés sur les plans d'eau français à ceux mesurés dans les plans d'eau suédois (d'après Holmgren, 1999). Les résultats montrent que les Coefficients sont inférieurs dans les plans d'eau français par rapport à ceux obtenus dans les lacs suédois, par conséquent que la précision est meilleure dans les plans d'eau français. Ces résultats convergent avec celui observé précédemment sur la figure 4 et indiquent que la précision des indices d'abondances n'est pas impactée par l'origine des milieux, ni par la ségrégation spatiale des poissons dans le lac, mais par le statut trophique approché par les densités de poissons.



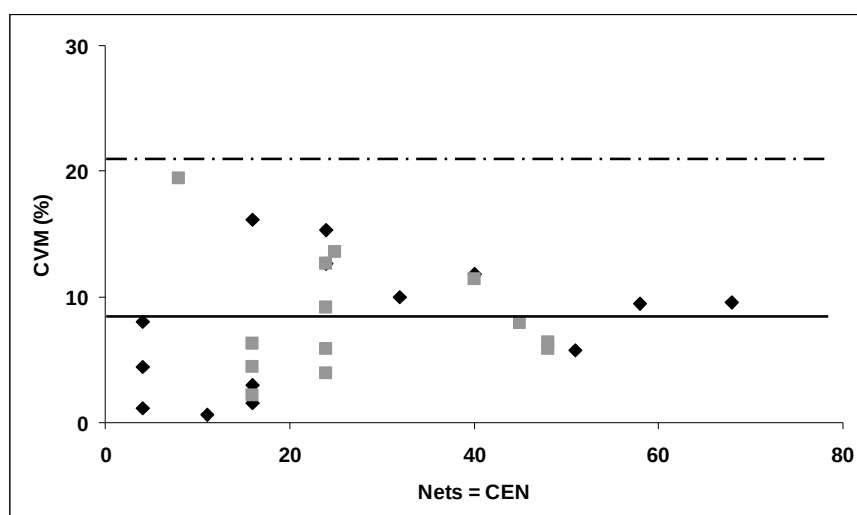


Figure 5 : Coefficients de Variation de la Moyenne (CVMs) des abondances (NPUE) (figure du haut) et des biomasses (BPUE) (figure du bas) des captures issues des filets benthiques dans les lacs français. Les losanges noirs correspondent aux lacs naturels, les carrés gris aux retenues artificielles. Les lignes en trait plein correspondent aux CVMs moyens pour les plans d'eau naturels et artificiels français, les lignes en pointillés aux CVMs moyens des lacs scandinaves.

2.2.2 Variations géographiques

La période d'échantillonnage ainsi que la durée de pose ont été établies en fonction du contexte climatique particulier de l'Europe du Nord, où les températures moyennes sont plus basses et la durée du jour plus longue que dans les pays d'Europe méridionale. La capturabilité des filets diminuant au cours du temps de pose Olin *et al.* (2004) et l'élévation de la température favorisant, jusqu'à une certaine limite, l'activité du poisson, donc sa mobilité, les valeurs des indices d'abondances devraient alors être surestimés dans les milieux chauds d'Europe du sud. Dans ce contexte, il serait pertinent de vérifier si l'effort de pêche et le temps de pose sont adaptés à ces milieux ou ne nécessiteraient pas un allègement.

Conclusion du Chapitre 2

L'interprétation des résultats issus du standard CEN pour l'évaluation de la qualité des milieux se heurte à deux difficultés majeures. D'une part les consensus réalisés pour aboutir à une unique méthode d'échantillonnage rapide, facile d'utilisation et peu onéreuse pour produire de la donnée comparable entre différents milieux impliquent que les informations acquises ne sont pas exhaustives et peuvent parfois fausser la définition de la qualité des milieux. C'est le cas notamment des espèces minoritaires mal échantillonnées mais qui peuvent, lorsqu'elles sont prises en compte, apporter des informations supplémentaires sur la qualité des habitats et plus largement sur la capacité biogène du milieu. Dans le cadre des réseaux de surveillance et de l'évaluation de la qualité des milieux telle qu'elle est définie par la DCE, on peut toutefois s'interroger sur la pertinence de prendre en compte toutes les espèces présentes dans un site. La métrique « composition spécifique » faisant partie intégrante de l'évaluation de la qualité d'un plan d'eau, quel est l'impact sur cette évaluation que va générer l'absence des espèces marginales dans l'échantillon prélevé par le standard ? Si le standard s'intéresse uniquement aux espèces majoritaires, sera-t-il en mesure de déceler des changements fins qui se produisent au niveau de ces populations et quels sont alors les biais en termes d'interprétation induits par ce sous-échantillonnage ? D'autre part, l'interprétation des informations issues du standard se heurte à sa généralisation dans des écorégions et des milieux différents de ceux dans lesquels il a été développé. Le peu de travaux existants concernant la précision des métriques issues du standard CEN obtenues à partir de peuplements piscicoles et de contextes hydromorphologiques différents peut nuire à l'élaboration d'un outil fiable de bioindication.

3. Les apports des techniques acoustiques pour la caractérisation et le suivi des peuplements

Les techniques acoustiques permettent de fournir une grande variété d'informations sur les écosystèmes à l'échelle des différents maillons depuis le poisson, le zooplancton et les macrophytes, jusqu'à la caractérisation des sédiments et la bathymétrie (Brandt, 1996 ; Godlewska *et al.*, 2004 ; Winfield *et al.*, 2007 ; Haga *et al.*, 2007 ; Mehner *et al.*, 2007). En général, les estimations fiables des stocks de poissons dans les lacs sont difficiles à obtenir à l'aide des techniques classiques (Kubecka *et al.*, 2008). En effet, les captures avec les engins passifs tels que les filets maillants dépendent de l'activité des poissons et les résultats fournis ne permettent d'obtenir que des estimations d'abondance relatives (Hamley, 1975; Rudstam *et al.*, 1984; Borgstroëm, 1989; Kurkilahti et Rask, 1996; Kurkilahti, 1999). 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 répliquas sont nécessaires (Penczak et O'Hara, 1983). L'évolution récente du matériel acoustique permet d'offrir une alternative aux méthodes couramment utilisées (Simmonds et MacLennan, 2005). Les études d'hydroacoustique n'ayant besoin que d'un effort limité dans le temps et en termes de personnel, les abondances et biomasses de poissons sont relativement faciles à obtenir (Mehner et Schulz, 2002).

3.1 Assurance-qualité des données acoustiques et standardisation des procédures

L'utilisation des techniques acoustiques s'est largement répandue en eau douce pour étudier la répartition spatiale des poissons, ainsi que les densités et biomasses totales (par unité de volume ou de surface) (Eckmann, 1991; Peltonen *et al.*, 1999; Rudstam *et al.*, 2001; Knudsen and Saegrov, 2002; Winfield *et al.*, 2002; Wanzenböck *et al.*, 2003; Coll *et al.*, 2004 ; Guillard *et al.*, 2004). L'énergie acoustique renvoyée par un ensemble de cibles dans un volume donné est proportionnelle à la biomasse présente dans ce même volume. La technique est également performante pour décrire les structures en tailles des populations du fait qu'elle s'affranchit des problèmes de sélectivité (Simmonds et MacLennan, 2005). L'échosondeur est généralement utilisé verticalement, fixé au bateau, insonnifiant depuis la surface jusqu'au fond. Le volume d'eau alors échantillonné dépend des caractéristiques de la source d'émission (faisceau, fréquence du sondeur, etc.) et de la profondeur de la colonne d'eau (Rudstam, 1996). La principale limite d'utilisation de l'hydroacoustique concerne les milieux peu profonds (Guillard et Lebourges, 1998 ; Kubecka *et al.*, 1992 ; Guillard *et al.*, 2004) pour lesquels certains auteurs ont développé une approche consistant à orienter le faisceau selon un axe horizontal (Smith, 1970; Smith, 1977; Kubecka *et al.*, 1994 ; Misund *et al.*, 1995). Durant ces dix dernières années, l'amélioration des performances des appareils notamment le développement de l'approche numérique (Gauthier et Horne, 2004 ; Rose *et al.*, 2005) des données acquises ont contribué à une plus large reconnaissance de la méthode en tant qu'outil fiable et performant pour l'échantillonnage des poissons et notamment en plans d'eau (Kubecka et Wittingerova, 1998 ; Winfield *et al.*, 2002; Wanzenböck *et al.*, 2003; Cěch *et al.*, 2005; Mehner, 2006; Schmidt et Gassner, 2006 ; Cěch *et al.*, 2007). En particulier, la méthode est efficace pour étudier la dynamique des poissons pélagiques (Peltonen *et al.*, 1999; Nyberg *et al.*, 2001; Malinen *et al.*, 2005a,b; Malinen and Tuomaala, 2005).

En acoustique les sources de variabilité des estimateurs sont nombreuses et la fiabilité de l'évaluation des stocks dépend de plusieurs facteurs liés notamment au matériel, à l'échantillonnage et à l'analyse des données (Simmonds et MacLennan, 2005). Il existe sur le marché plusieurs fabricants de sondeurs dont les spécificités varient d'un modèle à l'autre. De ce fait, les comparaisons ne sont pas toujours directement possibles et nécessitent que les données soient préalablement intercalibrées. Au cours de

l'échantillonnage, le volume entier du lac n'est pas insonifié et certaines zones (i.e. près du fond, de la surface, zones littorales) ne sont pas étudiées de manière efficace (Peltonen *et al.*, 1999). De plus, le comportement des poissons peut également biaiser les acquisitions (Drastic et Kubecka, 2005). Une autre source d'erreur concerne la transformation des index de réflexion (i.e. « target strength », TS) de poissons en longueur centimétrique (Gauthier et Rose, 2002). En effet, il existe des différences spécifiques de conversion des tailles et des équations de transformation doivent être utilisées pour chaque espèce. Dans le cas d'un peuplement plurispécifique l'utilisation d'équations générales (Love, 1971, Love, 1977) est toutefois possible (Rudstam *et al.*, 2001 ; Guillard *et al.*, 2004) mais les interprétations doivent être réalisées avec beaucoup de précautions. De plus, le comportement des poissons produit des variations sur les valeurs de tailles acoustiques (Foote and Traynor, 1988) qu'il est donc nécessaire de prendre en compte dans le cas notamment d'un suivi de la dynamique temporelle. Enfin, dans certains plans d'eau, le relargage par les sédiments de nombreuses bulles de gaz peut brouiller les informations acquises, du fait que ces bulles peuvent avoir la même taille acoustique que des larves de poissons (Rudstam *et al.*, 2001).

La communauté scientifique, ainsi que les gestionnaires de la pêche, ont besoin de savoir si les données acquises selon différentes procédures peuvent être exploitées à large échelle. Des comparaisons entre différents matériels et paramètres sont donc particulièrement souhaitables. Ces travaux doivent permettre de valider des procédures à utiliser dans le cadre d'un réseau européen de surveillance des plans d'eau. Peu de travaux portant sur la comparaison des matériels et des faisceaux (i.e. split-beam ou dual-beam) sont disponibles (Ehrenberg et Torkelson, 1996 ; Ona, 1999 ; Rudstam *et al.*, 1999 ; Gauthier et Rose, 2002 ; Wanzenböck *et al.* 2003). De plus, bien que le recours aux sondeurs multi-fréquences soit de plus en plus courant, la comparaison systématique des fréquences fait encore largement défaut (Guillard *et al.*, 2004 ; Wanzenböck *et al.* 2003 ; [Godlewska *et al.*, 2008](#)). L'article 4 est centré sur la comparaison des métriques acoustiques obtenues à l'aide de deux fréquences différentes (i.e. 70 et 120 kHz). La figure 6 illustre la relation existant entre les estimateurs de biomasse (Volume backscattering strength, Sv) mesurés simultanément par un sondeur de fréquence 70 kHz et un sondeur de fréquence 120 kHz. La figure 7 représente les estimateurs de taille.

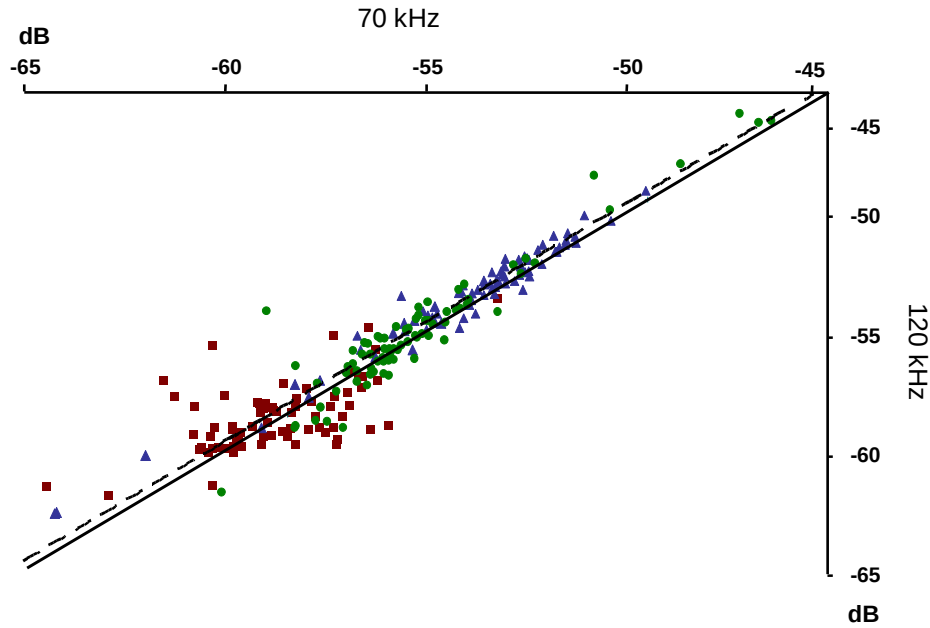


Figure 6 : Comparaison des Sv entre les fréquences 70 et 120 kHz issus de la couche superficielle: surface-10 m, la nuit (carrés rouges, droite de régression, $y = 1.0047x$, $R^2 = 0.2326$), de la couche 10 m-fond le jour (ronds verts, droite de régression, $y = 1.0195x$, $R^2 = 0.8567$), et 10 m-fond la nuit (triangles bleus, droite de régression, $y = 1.0051x$, $R^2 = 0.9021$), ligne en pointillés $y = x$.

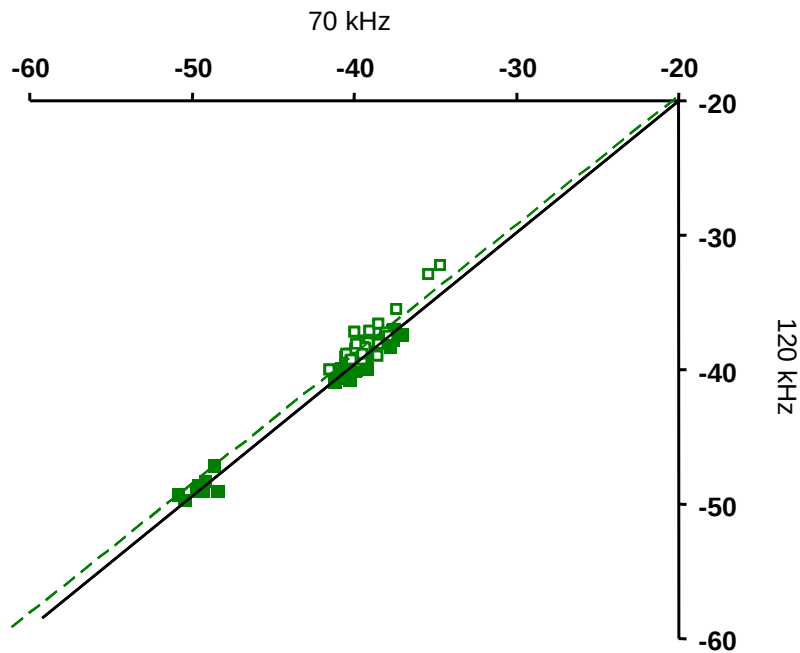


Figure 7 : Comparaison des TS entre les fréquences 70 et 120 kHz issues de la couche 10 m-fond le jour (carrés blancs, droite de régression, $y = 1.0192x$, $R^2 = 0.6862$), 10 m-fond la nuit (carrés verts, droite de régression, $y = 0.9994x$, $R^2 = 0.7688$), surface-10 m la nuit (triangles verts, droite de régression $y = 1.0042x$, $R^2 = 0.3085$), ligne en pointillés $y = x$.

Bien que des expériences sur d'autres populations de poissons soient nécessaires, nous montrons dans cet article que l'estimation des stocks et des tailles de poissons en eau douce peuvent être effectuées à l'aide d'une ou l'autre de ces fréquences (70 ou 120 kHz). Ces résultats confirment les travaux réalisés par Guillard *et al.*, (2004) sur la comparaison multifréquence des estimateurs mesurés sur la population de perche du lac d'Annecy. Les conséquences en termes de gestion des stocks sont importantes puisque les données acquises au plan international à l'aide de différentes fréquences peuvent ainsi être comparées et exploitées par les gestionnaires des milieux. Ces résultats constituent donc une première étape vers la fiabilisation des procédures et des métriques acoustiques.

Une des réflexions complémentaires menée dans le cadre de cette thèse concerne l'impact potentiel des différentes stratégies d'échantillonnage sur les estimateurs acoustiques. Plusieurs types de parcours existent, variables en fonction de la forme des trajets (*i.e.* transects ou zig-zag) et du taux de recouvrement (*i.e.* « coverage ratio », Anglen, 1989) (figure 8).

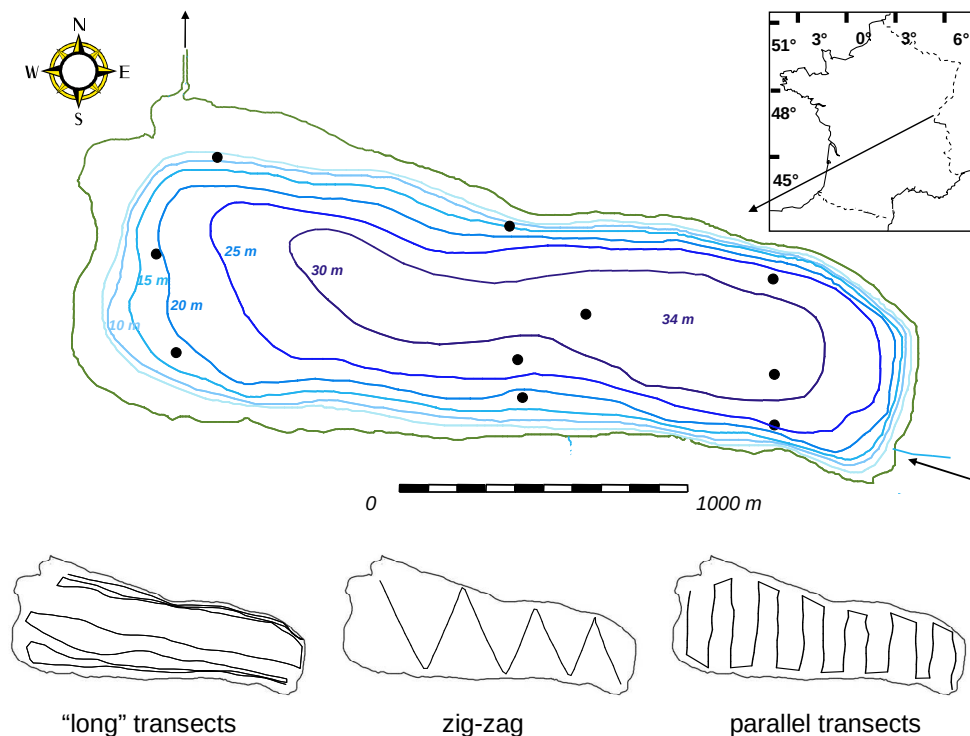


Figure 8 : Carte bathymétrique du lac de Chalain montrant la localisation des points de mesure physico-chimiques et les parcours d'échantillonnage : transects en long, zig-zag et transects parallèles.

Dans l'article 3 (Guillard et Vergès, 2007), nous comparons les estimateurs acoustiques issus de différentes stratégies d'échantillonnage. Les méthodes de calcul de biomasse sont également testées (i.e. moyenne arithmétique, moyenne par transect, krigeage) (figure 9).

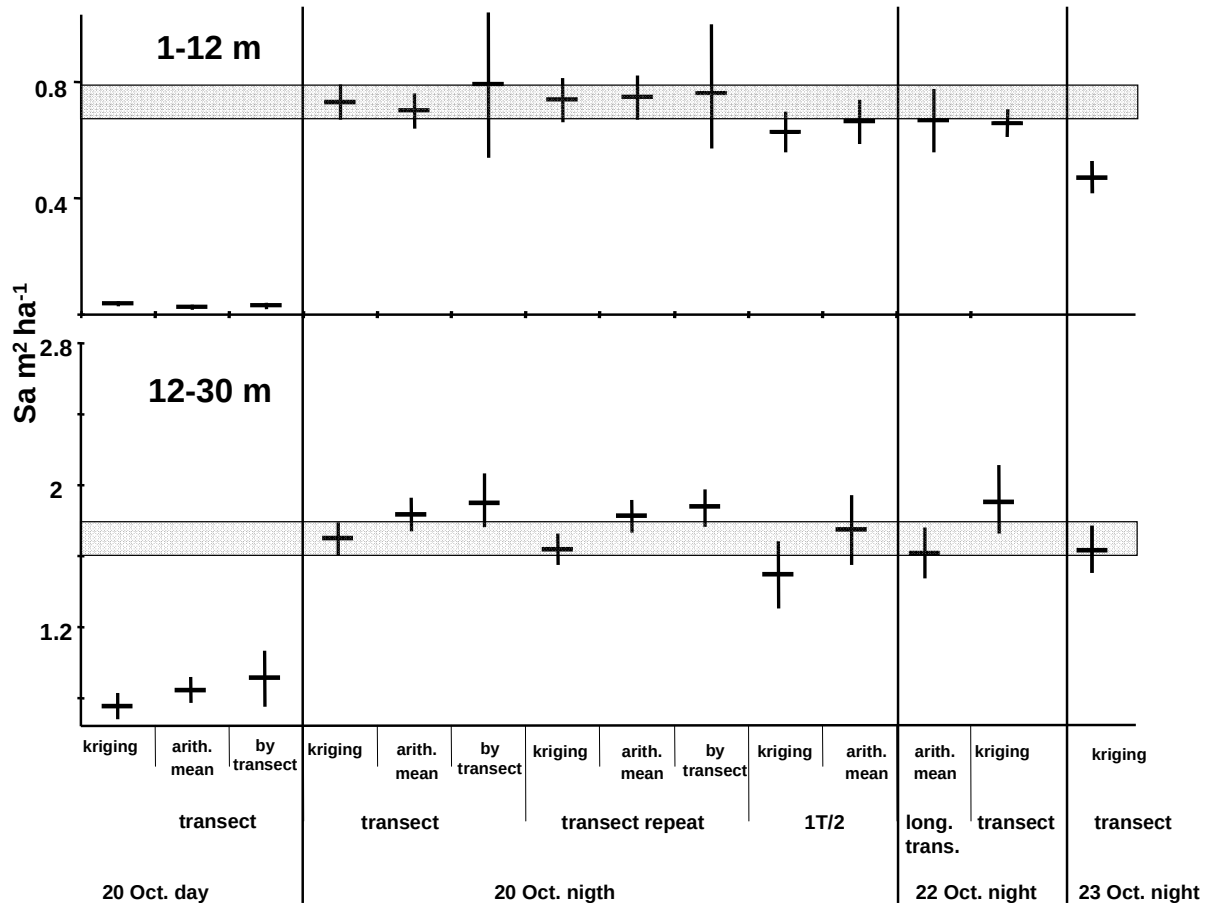


Figure 9 : Biomasse acoustique moyenne (S_a , $m^2.ha^{-1}$) issues de différentes stratégies d'échantillonnage et de méthodes statistiques, pour les couches 1-12 m et 12-30 m ; Les lignes grisées indiquent l'intervalle de confiance pour le premier parcours en transects analysé par krigeage.

Les résultats montrent que quelle que soit la stratégie d'échantillonnage adoptée, les estimateurs de biomasse et de structure en taille sont peu différents, dès lors que le taux de recouvrement est suffisant. De plus, la méthode de calcul utilisée pour obtenir la biomasse moyenne n'affecte pas le résultat de l'estimateur.

L'ensemble de ces résultats permet d'établir une base de réflexion pour l'élaboration d'un futur standard de l'utilisation des méthodes d'hydroacoustique pour le suivi des peuplements (CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 60) et permettre ainsi d'aboutir à

l'utilisation de métriques supplémentaires pour le suivi des peuplements ichthyaires. Grâce aux progrès réalisés dans le développement d'outils analytiques, en particulier le récent logiciel Sonar 5 Pro (Balk et Lindem 2006), il est désormais possible d'utiliser un logiciel unique pour analyser différents formats de données (i.e. Simrad, Biosonics, HTI, etc) et les traiter exactement de la même façon.

3.2 Les métriques supplémentaires

3.2.1 La biomasse totale des poissons de pleine eau

La biomasse de poissons est en grande partie contrôlée par le degré d'eutrophisation du milieu (Hanson and Leggett, 1982 ; Downing and Plante, 1993 ; Jeppesen *et al.*, 1997 ; Knösche and Barthelmes, 1998 ; Gassner *et al.*, 2003 ; Griffiths, 2006) et l'acidification (Rask et Tuunainen, 1990). Les filets maillants fournissent des estimations relatives mais non absolues des abondances (ou biomasses) de poissons. Ces indices d'abondances relatives permettent de mesurer la composition des assemblages (i.e. les proportions des espèces au sein d'un peuplement) et d'en suivre les changements mais n'autorisent pas une extrapolation des abondances à l'ensemble du lac, car le coefficient de proportionnalité liant les rendements observés aux densités totales reste inconnu (Hubert, 1996). C'est pour cette raison que l'absence de corrélation est souvent observée entre les rendements de capture et les estimateurs de biomasse acoustique (Enderlein et Appelberg, 1992 ; Hansson et Rudstam, 1995). Dans ce contexte le recours à une méthode fournissant des indices d'abondance absolue peut pallier ces difficultés d'interprétation.

L'hydroacoustique peut fournir une estimation de la biomasse piscicole totale approchée par la mesure de la biomasse acoustique des poissons de pleine eau. Cette métrique est facilement et rapidement estimée par échosondage par la réalisation d'une couverture d'échantillonnage représentative du volume du lac (Simmonds et MacLennan, 2005). La biomasse des poissons détectés est mesurée par l'énergie acoustique en unité de surface ("nautical area scattering coefficient", S_a , en $m^2 \cdot ha^{-1}$). Toutefois, la valeur obtenue est à interpréter avec précaution. La biomasse acoustique est proportionnelle à l'énergie renvoyée par les poissons détectés, celle-ci étant variable notamment selon l'espèce considérée (Simmonds et MacLennan, 2005). Ainsi, la comparaison de cet estimateur entre différents plans d'eau doit être pondérée par la nature de leurs assemblages dominants. Les plans d'eau d'Europe étant principalement dominés par les cyprinidés et les percidés, la

comparaison peut s'effectuer relativement facilement dans le cadre d'un réseau de surveillance.

3.2.2 La biomasse des juvéniles

L'évaluation du succès de la reproduction peut fournir des informations sur la disponibilité en habitats de ponte et sur la qualité de l'eau (Almer, 1972 ; Degerman and Lingdell, 1993 ; Gassner *et al.*, 2003), en particulier parce que la survie des larves est dépendante de nombreux paramètres environnementaux tels que la température, la quantité de ressources trophiques et la disponibilité en habitats, qui agissent à différents stades de la croissance des individus (« stades critiques ») (Gillet, 2001). La difficulté réside en la détection de ces très jeunes stades. Les techniques d'échantillonnage par filets maillants ne permettent pas d'y accéder et l'échosondage ne détecte les larves qu'à partir d'une certaine taille (Rudstam *et al.*, 2002). Au stade juvénile les techniques acoustiques constituent une bonne approche pour évaluer la biomasse de cette classe d'âge, que les filets maillants capturent difficilement (Hubert, 1996 ; Appelberg, 2000). En fin d'été l'évaluation de la biomasse des juvéniles peut alors fournir une indication sur le taux de recrutement, c'est-à-dire les individus qui contribueront l'année suivante au renouvellement de la population.

3.2.3 La répartition spatiale des poissons

La répartition spatiale des poissons à un instant donné est conditionnée principalement par les paramètres environnementaux et dans une moindre mesure par les interactions spécifiques (e.g. relation prédateur/proies) même si celles-ci sont considérées faibles dans les lacs, en particulier lorsqu'ils sont stratifiés (Juget *et al.*, 1995). La structuration spatiale des populations est donc principalement fonction des paramètres physico-chimiques du milieu ainsi que de l'hétérogénéité et de la disponibilité des habitats. Sur le plan vertical, la disponibilité en oxygène conditionne la présence d'individus dans les couches profondes. Les filets maillants nécessitent un effort de pêche important et chronophage pour l'échantillonnage de ces couches qui présentent de surcroît de faibles densités. Les techniques acoustiques constituent une bonne alternative en fournissant rapidement une description de la répartition spatiale des densités de poissons de pleine eau (Guillard et Marchal, 2001). Toutefois, la difficulté de la prise en compte d'une telle métrique consiste à définir une variable quantifiable qui permettrait de renseigner sur la profondeur de colonisation des poissons et/ou sur leur répartition horizontale.

3.3 Vers l'élaboration d'un protocole basé sur l'utilisation conjointe des filets benthiques CEN et de l'hydroacoustique

Dans le cadre de la DCE et de la recherche d'outils fiables, rapides à mettre en œuvre et peu onéreux, l'utilisation conjointe de l'hydroacoustique et du standard CEN pourrait fournir des métriques pertinentes pour décrire l'état de l'ichtyofaune. Les filets pélagiques sont recommandés par le standard pour l'échantillonnage uniquement qualitatif des poissons pélagiques, compte-tenu de la forte imprécision qu'ils génèrent sur les indices d'abondance (Degerman *et al.*, 1988). Ainsi, pour atteindre la même précision sur les rendements que celle obtenue par les filets benthiques, il serait nécessaire d'utiliser 16 filets pélagiques par strate au lieu des 2 recommandés par la méthode (Degerman *et al.*, 1988). De plus, des travaux ont montré que les filets pélagiques n'apportaient pas d'informations qualitatives supplémentaires par rapport aux filets benthiques, en termes de présence/absence d'espèces (Diekmann *et al.*, 2005 ; Deceliere-Vergès et Guillard, 2008). Par conséquent, l'on peut s'interroger sur la pertinence d'utiliser les filets pélagiques dont la mise en œuvre est particulièrement chronophage, notamment dans les lacs très profonds, et envisager l'application d'un protocole qui combinerait les filets benthiques et l'hydroacoustique.

Nous avons mis en évidence, pour certains lacs naturels profonds possédant des populations de salmonidés, une corrélation entre les CPUE issues des filets pélagiques et la biomasse acoustique, mesurées dans les couches inférieures à la thermocline (Figure 10).

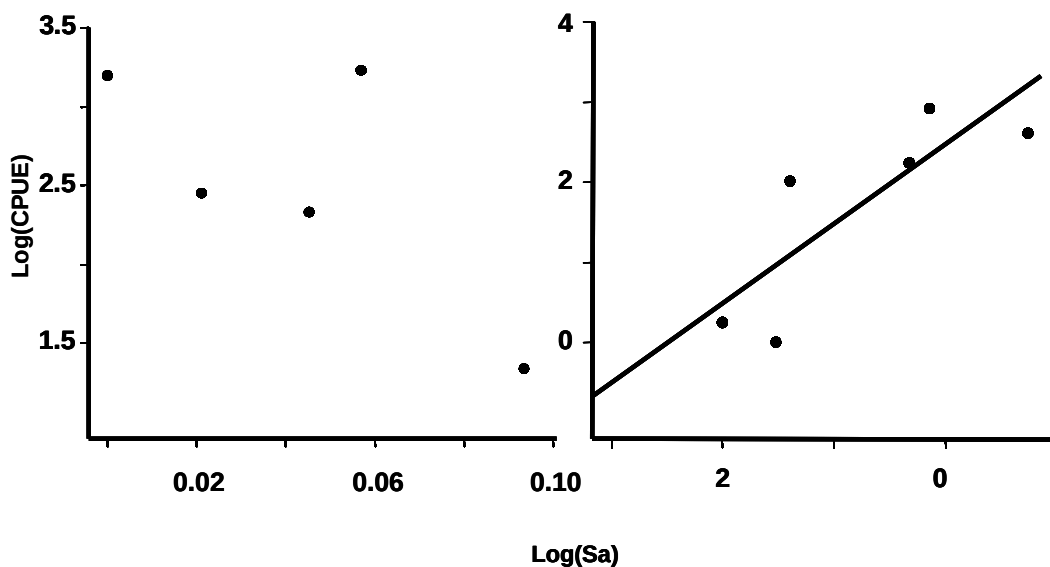


Figure 10 : Test de linéarité entre les CPUE (en nb.m⁻² de filets) et la biomasse acoustique (Sa, en m.m⁻¹) issues des couches inférieures à la thermocline dans les lacs sans salmonidés (figure de gauche) et les lacs avec salmonidés (figure de droite, R² = 0.669, p-value < 0.05).

De plus, dans ces lacs présentant des densités pélagiques profondes les plus élevées, la zone située en dessous de la thermocline était généralement dominée par une espèce de salmonidés. Ce constat a permis d'établir une comparaison des estimateurs de taille moyenne issus de l'acoustique et des filets pélagiques. Dans ces lacs pour lesquels le nombre de cibles détectées par acoustique et le nombre de poissons capturés par les filets pélagiques étaient suffisamment représentatifs, les tests ont montré qu'il n'existait pas de différence significative entre ces estimateurs de taille.

La convergence, mise en évidence dans le cadre de ce travail, entre les estimateurs de biomasse et de taille du peuplement pélagique profond fournis par les filets pélagiques et l'acoustique, constitue une piste de réflexion vers l'élaboration d'un protocole d'échantillonnage basé sur l'utilisation conjointe de l'hydroacoustique et du standard CEN. En terme de coût, mesuré en nombre d'hommes mobilisés par jour, l'utilisation de l'hydroacoustique pour l'échantillonnage des couches pélagiques profondes s'avère être moins onéreuse, en particulier dans les lacs très profonds (Tableau 5). Cependant, la mise en œuvre de l'hydroacoustique nécessite une main d'œuvre spécialisée, formée à l'utilisation du matériel et également au traitement des données, celui-ci étant de surcroît particulièrement long, comparativement à l'analyse de données de captures.

Tableau 5: Comparaison en nombre d'hommes/jour de l'application du standard CEN et d'une variante "allégée" basée sur l'utilisation des filets benthiques CEN et de l'hydroacoustique.

Lacs	Profondeur maximale (m)	Hommes/jour	
		Standard CEN	Protocole "allégé" (filets benthiques + hydroacoustique)
Aydat	14	6	6
Montriond	19	8	6
Montcineyre	20	10	6
Bouchet	27	12	8
Pluzne	50	18	14
Aiguebelette	71	26	16
Pavin	93	32	10
Bourget	145	52	20

Cette étude préliminaire nécessiterait d'être élargie à un plus grand nombre de milieux aux caractéristiques différentes, afin de vérifier la convergence de ces métriques dans des contextes variés, notamment en termes d'assemblages et de densités piscicoles.

Conclusion du Chapitre 3

Dans l'optique d'une utilisation de l'hydroacoustique dans les programmes de surveillance, la fiabilisation et la standardisation du matériel et des procédures d'acquisition permettront d'une part de fournir aux gestionnaires des plans d'eau des données comparables entre les milieux et facilement exploitables. D'autre part, cela permettra l'utilisation de métriques complémentaires à celles fournies par les techniques d'échantillonnage classiques pour rendre compte de l'état des milieux. Le travail réalisé dans le cadre de cette thèse fournit donc des éléments de réflexion pour l'élaboration d'un futur standard d'hydroacoustique qui doit être poursuivi sur un plus grand nombre de milieux et de peuplements. L'hydroacoustique ne peut toutefois répondre que partiellement à la DCE car elle ne permet pas l'identification spécifique, qui constitue un challenge majeur dans le domaine (Madureira *et al.* 1993, Mitson *et al.* 1996, Horne 2000, Korneliussen and Ona 2002, Gauthier and Horne 2004). Par conséquent elle reste une méthode d'investigation complémentaire aux filets maillants pour les lacs ayant une profondeur moyenne supérieure à 5 m. La complémentarité de cette technique par rapport au standard CEN, notamment pour l'échantillonnage des habitats pélagiques, et la lourdeur de la mise en œuvre des filets pélagiques, en particulier dans les lacs très profonds, militent pour l'élaboration d'une méthode basée sur l'emploi des filets benthiques couplé à une prospection acoustique. Cette technique est en outre non-destructive pour le poisson, ce qui lui confère un avantage certain en matière de surveillance (Winfield, 2004). Néanmoins, contrairement à l'emploi des filets maillants, la technique nécessite une main d'œuvre formée, à la fois pour l'utilisation *in situ* du matériel d'acquisition, ainsi que pour le traitement des données.

4. Le poisson comme bioindicateur de la qualité des plans d'eau : avantages et limites de son utilisation dans les réseaux DCE

Les indices de bio-indication et en particulier les indices poissons développés pour les eaux courantes sont généralement multimétriques et couramment basés sur la richesse spécifique et les abondances (ou les biomasses) (Oberdorff *et al.*, 2002). Par le regroupement des espèces (ou des abondances/biomasses) sur la base principalement des guildes trophiques, de reproduction et d'habitats, les indices poissons mesurent les composantes fonctionnelles du peuplement. De nombreux pays utilisent le poisson comme outil de bioindication de la qualité des plans d'eau, à l'instar des Scandinaves qui ont développé, dans le cadre des réseaux nordiques, un indice poisson, l'EQR8 (Ecological Quality Ratio), incluant 8 métriques (Holmgren *et al.*, 2007). L'échantillonnage de routine de l'ichtyofaune tel qu'il est conçu dans le cadre des réseaux de surveillance DCE ne permet pas l'utilisation de plusieurs méthodes d'échantillonnage pour obtenir une image du peuplement la plus complète possible (Kubecka *et al.*, 2008). De plus, un certain nombre de compromis sont réalisés pour la conception d'un standard d'échantillonnage qui conduisent à des limites d'interprétation des différentes métriques mesurées. Dans ce contexte, l'utilisation du poisson comme bioindicateur de la qualité des plans d'eau est-il pertinent dans le cadre des réseaux DCE tels qu'ils sont conçus ? D'une manière générale, compte-tenu des manipulations anthropiques des communautés piscicoles, le poisson est-il un bon candidat à l'élaboration d'un outil de bioindication de la qualité des milieux lacustres ?

4.1 Modifications anthropiques des peuplements

4.1.1 Les introductions d'espèces

L'impact des introductions d'espèces sur la biodiversité et d'une manière plus large sur les écosystèmes suscitent depuis de nombreuses années l'intérêt de la communauté scientifique avec l'idée générale que l'introduction d'une espèce allochtone a un effet négatif sur la biodiversité (Courtenay and Moyle 1992; Moyle and Leidy 1992; Cooke and Cowx 2004; Hickley and Chare 2004; Nishizawa *et al.* 2006; Vitule *et al.* 2006; Zimmerman and Vondracek 2006). Cependant les introductions d'espèces n'ont pas toujours été perçues comme néfastes. Au XVIII^{ème} siècle, elles étaient pratiquées principalement pour l'ornementation et la pêche, aujourd'hui elles dépendent principalement du commerce de l'aquaculture et servent à différentes fins : pêche, commerce agro-alimentaire, stocks halieutiques, contrôles biologiques et ornementation (Gozlan, 2008). En Europe, elle constitue une pratique très répandue en eau douce, notamment pour soutenir les populations de poissons touchées par l'eutrophisation et l'urbanisation ou encore pour améliorer d'une manière générale la qualité du milieu (i.e. biomanipulations) (Cowx et Welcomme, 1998 ; Cowx et Gerdeaux, 2004 ; Irz *et al.*, 2004a,b). La définition de l'« impact » écologique lié aux introductions d'espèces varie selon les points de vue et constitue en soi un débat qui partage la communauté scientifique (Sagoff, 2005). L'impact est considéré comme positif lorsque l'espèce introduite n'a pas pour effet de remplacer une espèce endémique et augmente la biodiversité du milieu (Brown, 2007 ; Sagoff, 2007). Gozlan (2008) définit l'impact écologique de l'introduction d'espèces comme un effet quantifiable sur l'environnement récepteur, tels que la dégradation de l'habitat, la compétition avec les espèces endémiques pour la reproduction, l'hybridation, l'introduction de pathogènes, et d'une manière plus générale la modification du réseau trophique et de l'écosystème. Toute introduction d'espèce peut donc générer une perturbation sur son milieu récepteur mais peut s'acclimater et le système retrouver un nouvel équilibre. Une espèce introduite peut alors à terme être considérée comme autochtone, et d'autant plus rapidement que cette espèce aura engendré un développement socio-économique local significatif. Par exemple, la carpe *Cyprinus carpio*, originaire d'Asie centrale, a été introduite en Europe (Italie) par les romains puis disséminée au cours du Moyen Âge par les moines (Bruslé et Quignard, 2001). Elle s'est ensuite acclimatée notamment en France où elle est considérée aujourd'hui comme autochtone.

Dans le contexte de la DCE et de la définition des états de référence (i.e. sites dont l'impact anthropique est considéré comme faible à nul), les introductions d'espèces peuvent nuire à la définition de ces états. En effet, si l'on considère que ces introductions constituent une pression anthropique (i.e. produisant un impact sur l'écosystème) la détermination des états de référence doit donc s'affranchir de ces événements. Plusieurs difficultés surgissent alors : i) la connaissance de la date des premières introductions, ii) la définition d'assemblages d'espèces « originelles », iii) le choix des moyens mis en œuvre pour l'obtention de ces informations (e.g. données historiques, paléolimnologie, expertise, etc.) (Schlumberger, 2004). Les données sur les premières introductions étant généralement sporadiques, il est particulièrement difficile d'établir d'une part la période à laquelle le plan d'eau n'était pas sujet aux introductions et d'autre part de définir le peuplement avant ces introductions. En termes de suivi de la qualité des milieux, l'impact des espèces introduites sur les autres populations peut biaiser les interprétations concernant l'état du peuplement et par conséquent l'évaluation de l'état du milieu. Certaines espèces introduites accidentellement pouvant être « nuisibles » pour les espèces endémiques, du fait qu'elles entrent en compétition avec celles-ci pour l'accès aux ressources, peuvent modifier à moyen terme la structure du peuplement. L'interprétation des métriques peut alors être biaisée par l'introduction de ces espèces qui génère le déclin des espèces originelles faussant ainsi l'évaluation de la qualité du milieu considéré. De plus, le soutien de certaines populations en déclin masque le problème sous-jacent du dysfonctionnement existant (e.g. mauvaise qualité de l'eau, zones de fraie colmatées, ressources trophiques faibles, surexploitation par la pêche, etc.). A l'inverse, les pratiques de biomanipulations permettant d'améliorer la qualité du milieu (Sondergaard *et al.*, 2007) peuvent également fausser les interprétations. L'élaboration d'un indice basé sur l'ichtyofaune devrait alors tenir compte de ces introductions d'espèces en intégrant par exemple le calcul d'un ratio entre la biomasse d'espèces endémiques et celle des espèces introduites. Cela nécessite de statuer sur l'origine de chaque espèce (e.g. indigène, naturalisée, invasive) ce qui peut alors rendre l'exercice relativement complexe dans la mesure où ce statut varie entre les bassins hydrographiques (Schlumberger, 2004).

4.1.2 La pression de pêche

La pêche (amateur et professionnelle) est une pression anthropique dont la prise en compte par la DCE demeure relativement floue (Winfield, 2004). Il semble évident qu'une

pression de pêche intensive et durable peut avoir des répercussions sur les stocks en place. La plupart des plans d'eau d'Europe sont soumis à une pression de pêche, qu'elle soit de loisir ou commerciale (Winfield, 2004), par conséquent, peu de milieux peuvent participer à la définition d'un état de référence qui exclurait l'impact de cette « pression ». La modification des stocks peut en outre générer des changements au sein des assemblages. L'évaluation des métriques va intégrer ces modifications (i.e. changement des indices d'abondances et des structures en tailles) qui peut alors biaiser les conclusions en termes de qualité du milieu. Néanmoins, une masse importante d'informations sur les espèces cibles est collectée sur certains grands plans d'eau par le biais des statistiques de pêche (Gerdeaux, 2001 ; Gerdeaux et Janjua, 2008). Ces données pourraient alors être exploitées pour fournir des informations supplémentaires sur l'état de ces populations dans le cadre d'un suivi complémentaire à celui des réseaux.

4.2 Intégrateurs spatio-temporels des changements

Diekmann *et al.* (2005) considèrent que trois principaux types d'habitats (i.e. littoral, benthique et pélagique) contribuent à la composition des assemblages piscicoles. Ces habitats sont étroitement liés par les migrations journalières ou saisonnières des poissons, rendant alors les flux de matière et de nutriments, ainsi que les interactions biotiques dépendantes d'un point de vue spatial (Schindler et Scheuerell 2002). En particulier, Holmgren et Appelberg (2000) ainsi que Jeppesen *et al.*, (2006) ont mis en évidence que des modifications environnementales pouvaient provoquer un changement d'habitat chez certaines espèces. Ainsi, étant donné que la composition spécifique au sein des habitats peut considérablement varier, une prospection simultanée de ces zones est nécessaire pour obtenir une image représentative des structures communautaires de poissons (Diekmann *et al.*, 2005). Le standard nordique répond en partie à cette nécessité par l'inventaire des habitats benthiques et pélagiques lorsque ces derniers sont inclus dans le calcul des métriques (Diekmann *et al.*, 2005, Holmgren et Appelberg, 2000 ; [Deceliere-Vergès et Guillard, 2008](#)). L'importance de la zone littorale est ici soulignée une fois encore, et l'échantillonnage complémentaire de cette zone au moyen de l'électricité (Jeppesen *et al.*, 2006 ; Diekmann *et al.*, 2005) permettrait de tenir compte de l'ensemble des habitats, préalable indispensable pour évaluer l'état du peuplement dans son intégrité.

A ces processus dynamiques spatiaux s'ajoutent les processus temporels de réponse de l'ichtyofaune aux modifications du milieu. L'évolution des assemblages d'espèces est un processus lent façonné au cours du temps par les « filtres écologiques » qui agissent à différentes échelles (i.e. écorégion, lac, peuplement). Ces processus d'évolution peuvent être accélérés par l'action de l'homme, notamment par l'eutrophisation pouvant alors conduire à un changement de type de peuplement (i.e. dominé par les salmoniformes, principalement les corégonidés, puis la perche et le gardon) en une dizaine d'années (Schlumberger, 2005). L'évaluation des impacts anthropiques sur les milieux aquatiques a depuis longtemps été étudiée par le biais de l'ichtyofaune, au travers d'indices d'intégrité biotique (IBI) développés à l'origine pour les cours d'eau (Karr, 1981; Simon and Lyons, 1995; Hughes and Oberdorff, 1998) puis adaptés aux plans d'eau (Appelberg, Bergquist et Degerman, 2000; Tammi *et al.*, 2003). Ces indices sont basés sur des métriques descriptives (i.e. richesse spécifique, présence d'espèces natives, sensibles, migratrices, etc.) et des guildes fonctionnelles liées au régime alimentaire et à la reproduction (i.e. biomasse des espèces phytophages, lithopsamophiles, etc.). Avec le développement de ces indices le nombre de travaux traitant des altérations anthropiques sur les communautés piscicoles s'est accru, en particulier ceux concernant l'eutrophisation (Hartmann et Nümann 1977; Persson *et al.* 1991; Eckmann et Rösch 1998; Jeppesen *et al.* 2000).

L'enjeu de l'établissement d'un outil de bioindication basé sur l'ichtyofaune est de pouvoir mesurer les modifications au sein du peuplement lors d'un changement de la qualité du milieu notamment dans le cadre d'un programme de restauration. Il a été démontré un retard marqué entre la réduction des teneurs en phosphore et la réponse des communautés piscicoles (Hosper 1998; Jeppesen *et al.* 2005). Cette inertie dans la réponse de l'ichtyofaune face à un changement des conditions environnementales amène à s'interroger sur l'efficacité de ce compartiment à rendre compte des changements du milieu dans le cadre d'un réseau, lorsque d'autres compartiments aux réponses plus rapides autorisent un diagnostic immédiat. La durée de vie des poissons relativement longue par rapport aux autres organismes aquatiques, associée à une position apicale dans le réseau trophique et une forte mobilité font de ce modèle biologique un intégrateur des changements se produisant à une échelle globale. A ce titre, la réponse d'une communauté piscicole à l'amélioration de la qualité du milieu peut être plus importante ou plus visible que celle mesurée sur les autres compartiments biologiques. De plus, un milieu est généralement soumis à plusieurs pressions. Dans ce contexte, le poisson se prête

particulièrement mieux à l'évaluation des variations de qualité du milieu que les autres organismes dont les capacités d'intégrations spatio-temporelles se heurtent à l'existence de relations plus étroites ou restrictives entre les organismes et leur milieu (i.e phytoplancton vs phosphore, invertébrés vs sédiment, etc.). L'utilisation d'un indice multiparamétrique basé sur l'ensemble des maillons trophiques peut constituer un moyen efficace pour prendre en compte l'ensemble des modifications du milieu se produisant à une échelle temporelle ponctuelle ou globale. Cependant, Søndergaard *et al.* (2005) soulignent la difficulté d'intégrer les réponses des différents bioindicateurs dont les délais de changement ne sont pas synchronisés. Cela implique de s'interroger sur la fréquence d'échantillonnage, à savoir si la classification de l'état d'un lac doit se faire sur la base d'une seule campagne ou doit résulter des variations mesurées sur plusieurs campagnes.

4.3 La définition des seuils de qualité

L'objectif majeur de la DCE est d'atteindre le bon état écologique des masses d'eau d'ici 2015. La classification des plans d'eau est établie à partir des indicateurs biologiques dont l'ichtyofaune, et prévoit 5 classes de qualité allant de « très bon » à « mauvais » (2000/60/EC). Cependant la Directive est peu informative en ce qui concerne la manière de définir ces classes de qualité (Wallin, Wiederholm et Johnson 2003). La composition des communautés de poissons a été étudiée en regard de nombreux paramètres morphologiques, trophiques ou anthropiques, lesquels expliquent au moins en partie sa variabilité entre différents milieux (Holmgren et Appelberg, 2000; Jeppesen *et al.*, 2000; Olin *et al.*, 2002; Irz, Argillier et Oberdorff, 2004; Diekmann *et al.*, 2005; Mehner *et al.*, 2005; Søndergaard, Jeppesen et Jensen, 2005a,b; Zambrano *et al.*, 2006). Cependant peu d'auteurs ont analysé ou quantifié les relations existant entre les stress environnementaux (e.g. eutrophisation, urbanisation, pollution, modifications de l'habitat) et les communautés piscicoles des milieux lacustres (Persson *et al.*, 1991 ; Mehner *et al.*, 2005 ; Søndergaard *et al.*, 2005 ; Zick *et al.*, 2006). Actuellement, les travaux concernant la définition des seuils à partir des descripteurs biologiques pour déterminer les classes de qualité sont peu nombreux (Garcia *et al.*, 2006 ; Holmgren *et al.*, 2007). Ces seuils doivent permettre à partir de la mesure des paramètres biologiques de distinguer les états de référence et les autres états allant de bon à mauvais et permettre ainsi de classer les plans d'eau selon des classes de qualité. Cependant, la connaissance des abondances théoriques des espèces majoritaires attendues dans le cas des différentes types de plans d'eau est inexistante

(Garcia *et al.*, 2006). Il en va de même pour ce qui concerne l'altération des structures en tailles (Holmgren et Appelberg, 2000; de Leeuw *et al.*, 2003) ou les changements de proportions au sein des groupes fonctionnels tels que définis par l'IBI (Karr, 1981) pour lesquelles les données quantifiables sont lacunaires (Sondergaard *et al.*, 2005).

Plusieurs problèmes peuvent survenir dès lors que l'on souhaite comparer les descripteurs entre plusieurs plans d'eau. Tout d'abord les communautés varient du point de vue de l'écorégion dans laquelle elles se trouvent, en référence aux processus biogéographiques qui conditionnent la répartition des espèces sur les continents. Viennent ensuite les paramètres géomorphologiques du milieu. Cependant, dans le cadre des indices de bioindication, les mesures portent sur un certain nombre de points et la variabilité naturelle induite par la comparaison de ces points peut être corrigée par l'emploi de méthodes statistiques (Oberdorff et Pont, 2002 ; Irz *et al.*, 2007). En dernier lieu, les paramètres biotiques qui régulent les populations sont eux difficilement pondérables dans le cadre d'une analyse comparative. Il peut s'avérer donc particulièrement difficile d'établir des états de communautés théoriques du fait qu'un grand nombre de paramètres interfèrent sur celles-ci. De plus, l'inertie dans la réponse des communautés piscicoles face aux modifications environnementales peut générer des problèmes de synchronisation avec les classes de qualité. En effet, un changement de classe peut ne pas coïncider avec un changement dans les conditions environnementales. Là encore, cela soulève la question de savoir si la quantification de ces seuils et l'évaluation des changements de classes de qualité n'est pas mieux connue et plus facilement mesurée chez les autres bioindicateurs pour lesquels les réponses face aux changements sont plus rapides. Cependant, un modèle biologique ubiquiste peut être inefficace pour diagnostiquer des changements, même ponctuels dans la mesure où sa capacité de résilience permet de revenir à un état non perturbé en peu de temps et ainsi masquer l'arrivée d'une pollution. Là encore, la rapidité de réponse, parfois élevée, de certains maillons inférieurs peut soulever la question de la fiabilité de l'échantillonnage. Dans le cas du phytoplancton par exemple, dont les variations sont considérables non seulement sur le plan annuel mais également journalier, la faible fréquence d'échantillonnage (i.e. 4 mesures annuelles dans le cadre des réseaux DCE) peut induire des biais d'interprétation et nuire ainsi au diagnostic. Dans ce cas l'intérêt d'avoir recours à un indice multiparamétrique, impliquant les différents niveaux trophiques peut constituer un bon compromis conciliant ainsi les réponses rapides des

indicateurs ubiquistes face à des pollutions ponctuelles (i.e. le phytoplancton) aux réponses plus lentes des indicateurs intégrant des changements d'ordre plus global (i.e. le poisson).

Conclusion du Chapitre 4

Dans le cadre du réseau de surveillance européen, tel qu'il est conçu actuellement, de nombreux compromis sont réalisés depuis l'élaboration d'un standard basé sur une unique méthode d'échantillonnage à l'interprétation de l'état du peuplement et *in fine* l'évaluation de la qualité des milieux. L'emploi de techniques complémentaires (i.e. hydroacoustique et électricité) peut en outre affiner les informations acquises sur les métriques déjà définies, mais également fournir des métriques supplémentaires qui intégreraient à la fois les fluctuations saisonnières des populations et l'ensemble des habitats. Du fait qu'il intègre les changements environnementaux sur de larges échelles spatiales et temporelles, le poisson constitue un bon indicateur de la qualité des milieux. Cependant l'évaluation de l'état d'un site se heurte aux problèmes liés d'une part aux délais de réponse, d'autre part à la définition de seuils de qualité. La réponse des communautés piscicoles à l'eutrophisation étant asynchrone et tardive par rapport aux maillons trophiques inférieurs, il est donc nécessaire de recouper les informations obtenues à partir de la composante piscicole avec les indices floro-faunistiques élaborés à partir des autres modèles biologiques pour rétablir un diagnostic de l'ensemble des pressions agissant sur le milieu.

Conclusion générale

La standardisation d'une technique d'échantillonnage repose sur des consensus, à la fois méthodologiques et économiques. L'obtention de la « vraie » image d'un peuplement n'est potentiellement possible que grâce au recours de plusieurs méthodes complémentaires. Cependant, cela reste incompatible avec les contraintes économiques qu'impose un réseau de surveillance. Une méthode standard fournit donc une vision du peuplement à laquelle s'associe un certain nombre d'incertitudes. Ces incertitudes peuvent toutefois être en partie connues et corrigées mais suggèrent néanmoins des limites quant à l'interprétation des résultats, en particulier concernant l'évaluation de la qualité du site. Un des volets méthodologiques de ce travail doctoral s'est intéressé à la prise en compte des poissons pélagiques par le standard CEN, qui préconise une utilisation uniquement qualitative des filets pélagiques (voir article 1). L'enjeu est alors de savoir si d'un point de vu comparatif, l'ensemble de ces incertitudes (ou biais) sont identifiées et similaires quels que soient les échantillons. Dans ce cas, les données peuvent alors être comparées et les conséquences sur la définition de la qualité des milieux, considérées comme négligeables. L'élaboration d'un outil de bioindication nécessite en outre que la précision des métriques issues de la méthode d'échantillonnage soit connue et testée dans des milieux différents. La généralisation d'un standard développé dans des sites aux caractéristiques particulières vers des sites différents, peut générer des biais quant à l'interprétation des résultats. Ce point a été abordé dans le cadre de cette thèse (voir article 2), en comparant d'une part la précision et la stabilité des métriques issues du standard CEN entre des plans d'eau français d'origine naturelle et artificielle ; d'autre part en comparant la précision des métriques obtenue dans les plans d'eau français à celle issue des lacs suédois dont le statut trophique est relativement bas du fait des problèmes d'acidification.

L'utilisation de plusieurs techniques d'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre présente un intérêt largement partagé par la communauté scientifique pour obtenir l'image la plus proche du peuplement réel. L'hydroacoustique, en particulier, est une technique efficace pour échantillonner les poissons situés en pleine eau. Elle présente de plus un

certain nombre d'avantages qui pourraient être mis à profit dans le cadre d'une utilisation de routine : rapidité d'utilisation, faible coût dans sa mise en œuvre, absence de mortalité induite sur les poissons. Toutefois, la diversité des matériels et des procédures d'acquisition et d'analyse rendent les données potentiellement incomparables et inexploitable à large échelle. Un besoin de standardiser la technique est alors apparu nécessaire et le CEN a concrétisé cette demande par l'élaboration d'un projet de normalisation. L'enjeu de cette démarche est de pouvoir à termes fournir des métriques piscicoles supplémentaires, fiables et comparables, pouvant être intégrées dans un futur outil de bioindication. Dans ce contexte, de nombreux travaux d'intercalibration et de comparaison des techniques ont été entrepris. Dans le cadre de cette thèse nous nous sommes attachés à étudier des points méthodologiques précis (voir articles 3 et 4) qui concernent : la stratégie d'échantillonnage, la fréquence du sondeur et les méthodes de calcul des estimateurs. Ces résultats constituent des éléments de réflexion pour l'élaboration de la future norme d'échantillonnage par hydroacoustique, sur lesquels le pré-projet s'est déjà en partie appuyé. Sur la base des mêmes réflexions conduites avec l'hydroacoustique, il serait en outre pertinent d'étudier les apports potentiels de l'électricité pour l'échantillonnage des zones littorales, et en particulier pour la caractérisation de la métrique « composition spécifique ». Cet habitat est en effet fortement biogène et abrite de nombreuses espèces, souvent minoritaires et mal échantillonnées par le standard, mais dont la présence témoigne d'une bonne qualité des habitats rivulaires. L'urbanisation croissante et les aménagements anthropiques font notamment partis des pressions potentielles pouvant impacter les peuplements piscicoles. La dégradation de ces habitats pourrait alors être mise en évidence par l'acquisition de données concernant les populations étroitement liées à ces zones.

Le poisson constitue un modèle biologique d'intérêt en termes de bioindication, du fait qu'il soit intégrateur des changements qui ont lieu à des échelles spatiales et temporelles relativement larges. A ce titre, il procure une vision à long terme des modifications et sa réponse est d'autant plus visible que les relations qu'il entretient avec son environnement sont larges, contrairement aux maillons trophiques inférieurs dont les relations avec leur habitat sont plus étroites. De nombreux pays ont déjà inscrit le poisson dans un outil de bioindication lacustre, et en Europe, les travaux des scandinaves sont particulièrement aboutis. Cependant, l'utilisation du poisson comme bioindicateur de la

qualité des milieux dans les réseaux de surveillance tels qu'ils sont définis par le contexte réglementaire actuel, soulève certaines difficultés. En particulier, un retard dans la réponse des communautés piscicoles aux modifications des teneurs en phosphore a été mis en évidence. Ce retard pose également des difficultés d'interprétation face aux réponses plus rapides des peuplements biologiques des niveaux inférieurs tels que le phytoplancton par exemple. Cependant, outre le phosphore, les polluants tels que les métaux lourds, les pesticides et les PCB génèrent des impacts sur les populations de poissons dont les effets induits sont encore mal connus. La prise en compte potentielle du poisson pour évaluer l'état des milieux vis-à-vis de ces pollutions risque de se heurter aux mêmes difficultés que pour l'eutrophisation, à savoir la prise en compte des délais de réponses et la définition des seuils de qualité. La réponse tardive et asynchrone des communautés piscicoles aux changements de conditions environnementales peuvent en effet rendre difficile la définition des seuils de qualité, en particulier en ce qui concerne la limite entre les classes de qualité « bonne » et « moyenne ». Dans ce contexte, l'utilisation d'un indice multiparamétrique, incluant l'ensemble des composantes biologiques de l'écosystème lacustre, est d'une grande importance pour obtenir un indicateur qui rende compte des changements ayant lieu à différentes échelles. En outre, l'impact du réchauffement climatique en particulier sur les réseaux trophiques constitue une difficulté supplémentaire pour l'élaboration d'un outil de bioindication. En effet, les modifications des communautés biologiques face à l'élévation progressive des températures risquent d'entraîner une évolution des repères actuels en matière de réponse face aux pressions anthropiques. Dans le cadre de la mise en œuvre des futurs programmes de restauration, comment tenir compte de ces modifications, en particulier en ce qui concerne la définition des limites de classes, ainsi que les écarts par rapport aux conditions de références ?

Ces questionnements font actuellement partie des réflexions menées par les scientifiques travaillant sur les problématiques liées à la bioindication, notamment dans le cadre des réseaux DCE. Un projet européen intitulé WISER (Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery), qui s'inscrit dans un programme du FP7 (Seventh Framework Programme), a été approuvé en octobre 2008 par la Commission européenne. Ce projet regroupe l'ensemble de la communauté scientifique des Etats membres s'intéressant de près aux moyens à mettre en œuvre pour atteindre les objectifs de la DCE. L'un des principaux axes de travail de WISER vise à développer,

améliorer et valider les outils d'évaluation de la qualité des masses d'eau basés sur les quatre principaux indicateurs biologiques : le phytoplancton, les macrophytes, les invertébrés et le poisson. Cet axe a pour ambition de développer un indicateur multiparamétrique pour chaque type de masse d'eau, dont les plans d'eau, et de définir les classes de qualité des milieux en vue du suivi des masses d'eau au cours des programmes de restauration. La lutte contre l'eutrophisation, la dégradation hydromorphologique des milieux et l'impact des changements climatiques font partie intégrante de ce projet. En outre, un groupe de travail plus spécifiquement centré sur le poisson prévoit de tester les apports de techniques complémentaires telles que l'hydroacoustique et l'électricité pour évaluer l'état des peuplements dans le cadre des réseaux DCE. Ce groupe de travail étudiera en particulier la pertinence et la précision des métriques issues de ces différentes méthodes pour l'élaboration d'un outil de bioindication lacustre basé sur l'ichtyofaune.

ARTICLES

**Article 1 : Assessment of pelagic fish communities: consequences for the
characterization of the fish communities**

Charlotte Deceliere-Vergès and Jean Guillard

Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems

(2008) 389, 04, DOI: 10.1051/kmae: 2008005

I. Contexte de l'étude

La directive cadre sur l'eau (DCE) place les Etats membres devant l'obligation d'atteindre le bon état écologique de leurs masses d'eau d'ici à 2015 (2000/60/CE). Pour atteindre cet objectif, la DCE prévoit de suivre la qualité des milieux aquatiques en utilisant les éléments de qualité biologique, incluant le poisson (2000/60/CE). La classification des plans d'eau est établie à partir d'écotypes, dans lesquels les écarts de qualité par rapport aux états de référence doivent être définis à partir des variables biologiques (2000/60/CE). Pour les poissons, ces variables (ou métriques) sont la composition spécifique, en particulier la présence d'espèces sensibles, les abondances et les structures en tailles (2000/60/CE). Dans ce contexte, parvenir à une description fiable des communautés de poissons constitue un enjeu important (Kubecka *et al.*, 2008).

Au cours des dernières années, les scientifiques scandinaves ont développé et normalisé une méthode d'échantillonnage des poissons lacustres basée sur une stratégie de pose aléatoire pour évaluer les communautés de poissons vivant dans les habitats benthiques et pélagiques (Appelberg *et al.*, 1995; Appelberg, 2000). Dans les lacs tempérés, cette méthode fournit une liste des espèces capturées, une estimation des abondances et biomasses relatives exprimées en capture-par-unité-d'effort (CPUE), et la structure en tailles des populations majoritaires (Appelberg, 2000). Ce protocole est basé sur l'emploi de deux types de filets : les filets benthiques qui sont posés sur le substrat le long de la cuvette lacustre et échantillonnent les populations de poissons benthiques ; les filets pélagiques qui sont déployés dans la zone de plus grande profondeur le long de la colonne d'eau afin d'échantillonner les poissons pélagiques (Appelberg, 2000). Selon la norme, les filets pélagiques doivent être utilisés dans les lacs profonds (> 10 m) pour fournir des informations uniquement qualitatives sur les poissons de pleine eau (CEN, 2005).

Dans ces lacs profonds, la zone pélagique constitue un habitat 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). Les populations de salmonidés sont sensibles à la pollution, y compris 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 entre toutes les parties de lacs (Vasek *et al.*, 2005; Prchalova *et al.*, 2008), peuvent cependant migrer préférentiellement vers la zone pélagique lorsque se produit un changement dans la qualité de l'eau (Jeppesen *et al.*, 2006). Dans ce contexte, la zone pélagique doit-elle être prise en compte pour évaluer et suivre dans le temps la qualité des plans d'eau ?

II. Objectifs de l'étude

L'objectif de cette étude est de tester si l'échantillonnage de la zone pélagique, tel qu'il est recommandé par la norme CEN, affecte la caractérisation des communautés piscicoles, par conséquent la définition de la qualité du milieu au sens de la DCE. Ce travail s'intéresse en particulier à l'évaluation des populations de salmonidés qui sont caractéristiques de milieux peu productifs. L'hydroacoustique qui est reconnue comme étant un outil efficace pour l'échantillonnage des poissons pélagiques (Mehner et Schulz, 2002; Guillard *et al.*, 2006; Winfield *et al.*, 2007) est utilisé de manière simultanée aux inventaires par filets afin d'évaluer la densité de poissons présents dans la zone pélagique. Ce travail est décliné selon les trois métriques piscicoles fournis par le standard CEN : la composition et les abondances spécifiques, et les structures d'âge, approchées par les structures en tailles (Gerdeaux, 2001). La contribution des filets pélagiques dans l'évaluation des communautés de poissons est testée en comparant les métriques calculées selon la norme CEN (i.e. uniquement les filets benthiques), avec l'effort total (i.e. les filets benthiques et les filets pélagiques). Les images issues de ces deux méthodes de calcul sont comparées et les conséquences de l'échantillonnage de l'habitat pélagique sont examinées en particulier à la lumière de la nature et de l'abondance des assemblages piscicoles.

III. Principaux résultats obtenus

Les résultats de cette étude montrent que dans la plupart des cas, l'inclusion des filets pélagiques dans le calcul des métriques n'apporte pas d'informations supplémentaires pour la caractérisation du peuplement. Cependant, leur intégration dans le calcul des CPUE et des structures en tailles peut modifier l'image des peuplements en particulier dans les lacs à salmonidés. 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. Afin d'obtenir une image plus fiable, il est recommandé soit d'augmenter l'effort de pêche dans cette zone, soit de prendre en compte les volumes des habitats dans le calcul des indices d'abondance.

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-maillages CEN : conséquences pour la caractérisation du peuplement

Mots-clés :
lac, zone pélagique, métrique piscicole, filets multi-maillages 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

Table 1
Study site characteristics, depth of the thermocline during test-fishing, date of test-fishing and sampling effort.

Tableau 1
Caractéristiques des sites étudiés, profondeur de la thermocline lors des pêches, date des pêches, date des pêches et effort d'échantillonnage.

Lake	Country	Geographic coordinates (WGS84)		Area (ha)	Maximum depth (m)	Altitude (m)	Trophic status*	Depth of the thermocline (m)	Number of nets		Date
		Lat.	Long.						Benthic	Pelagic	
Aiguebelette	France	05°48'06"E	45°33'19"N	545	71	374	Oligotrophic	12	58	16	Oct. 2005
Ayat	France	02°59'11"E	45°30'50"N	60	14	837	Mesotrophic	7	24	4	Sept. 2005
Bouchet	France	03°47'26"E	44°54'33"N	45	27	1200	Oligo-mesotrophic	11	24	8	Sept. 2006
Bourget	France	05°52'12"E	45°43'29"N	4450	145	231	Mesotrophic	20	68	18	Oct. 2005
Grangent	France	04°14'54"E	45°28'00"N	350	35	420	Hyper-eutrophic	10	48	12	Sept. 2006
Issarlès	France	04°04'15"E	44°49'01"N	97	110	1003	Ultra-oligotrophic	12	40	16	Sept. 2006
Montcineyre	France	02°53'16"E	45°27'32"N	40	22	1180	Oligotrophic	13	24	6	Sept. 2005
Montriond	France	06°43'42"E	46°12'32"N	33	15	1070	Oligotrophic	6	16	4	Sept. 2006
Pavin	France	02°53'16"E	45°29'43"N	45	93	1197	Oligo-mesotrophic	10	32	16	Sept. 2005
Pluzne	Poland	20°41'95"E	53°58'30"N	600	52	142	Mesotrophic	12	52	16	Aug. 2006
Villerest	France	04°02'50"E	45°59'08"N	770	45	325	Hyper-eutrophic	10	48	12	Sept. 2006

* According to OCDE (1992).

* D'après OCDE (1992).

parameters were measured in order to characterize the trophic status of the lakes concerned (OCDE, 1992).

> METHODS

Measurements of the water temperature

To determine the position of the thermocline, the water temperature was measured at the beginning of test-fishing in the deepest part of the lake at 1 m intervals from surface to bottom using a multiparametric Quanta probe (OTT Messtechnik, Austria).

Gillnetting

The samples of the benthic and pelagic habitats were carried out in accordance with the CEN standard protocol (CEN, 2005). The lakes were stratified in depth strata, and random sampling was performed within each depth stratum. The sampling effort was provided by the CEN standard, and depended on the area of the lake and its maximum depth (CEN, 2005). Two types of nets were used, the benthic nets (length 30 m, height 1.5 m; 2.5-m long panels of 12 mesh-sizes with 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 and 55 mm; thread diameters of individual gillnet mesh sizes according to the CEN standard; Lundgrens Fiskredskapsfabrik AB, Stockholm, Sweden) were set on the bottom, and those known as pelagic nets (length 27.5 m, height 6 m; with 11 mesh-sizes ranging from 6.25 to 55 mm as given above; Lundgrens Fiskredskapsfabrik AB) set in the deepest zone. Inventories were compiled at the end of summer (Table I) 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 coded as a standard sampling, the netting time had to last 12 hours, and include dusk and dawn. In practice, periods of 12 ± 1 hours 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 and weighting to allow for the total gillnet area set. The relative abundances and biomass of each species were weighted by the total number (or weight) of the whole sample, and then expressed as a percentage. The CPUE were calculated according to the CEN standard without weighting for the volume of depth strata, on the hypothesis that the depth strata defined by the protocol equalizes the volumes (Degerman *et al.*, 1988; Appelberg, 2000; Lauridsen *et al.*, 2008).

Hydroacoustic surveys

Hydroacoustic surveys were carried out to assess the pelagic fish populations, and especially the salmonids, inhabiting the hypolimnion. The echo sounder used was a Simrad EK 60, split-beam, with a frequency of 70 kHz set for a pulse length of 0.256 ms. The total beam angle was 11° at -3 dB. The sounder parameters were adjusted according to the temperature to allow for the speed of sound in the water. The measurements were recorded from a 4-m length boat travelling at a mean speed of $8 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$, the transducer being attached to the side of the boat on a pole at a depth of 0.5 m. Sampling surveys were conducted at night in order to sample the fish while they were as widely dispersed as possible, and according to a transect strategy, except for lakes Pluzne, Villerest and Grangent, where a zigzag sampling design was used (Simmonds and MacLennan, 2005). The use of these two sampling strategies did not affect the biomass estimates as long as the cover ratio was high enough (Guillard and Vergès, 2007). The sounder was calibrated once a year in a pool (100 m long and 25 m deep at IFREMER, Brest), and *in situ* before each survey using the standard protocol of Foote *et al.* (1987). The detection thresholds were fixed

at -55 dB for echo integration (20 log R). These levels were chosen for both acquisitions and readings as it avoided interference from ambient noises and non-fish organisms, but still took into account the young fish of the year (Rudstam *et al.*, 2002). The biomass of fish detected per unit area was calculated using the "Area backscattering coefficient" (S_a , $m^2 \cdot ha^{-1}$) as defined by MacLennan *et al.* (2002), using the Sonar5-pro (Balk and Lindem, 2006). The S_a was calculated for the layer below the thermocline. The arithmetic mean was chosen, as this was thought to provide a bias-free estimator of the mean value for the zone if the effort was uniformly distributed without any initial statistical hypothesis (Smith, 1990; Guillard and Vergès, 2007).

> DATA ANALYSIS

For the species composition metric, the contribution of the two types of net was analyzed, as well as the total number of salmonid species. The $\log_{10}(CPUE+1)$ -transformation of the observations was used to make the distribution of CPUE close to normal (Degerman *et al.*, 1988; Holmgren, 1999). The contribution of the pelagic catches to the calculation of abundance and biomass was tested by comparing the mean NPUE and WPUE values obtained using the CEN standard to those obtained from the total fishing effort by using Student's t-test with a 0.05 significance level. This calculation was done for the dominant species (the four species that are present in most lakes), for the other species (by pooling the number (or weight) of each species), and for salmonids. In addition, the relative abundances found by the CEN standard and total effort were compared for salmonid species. For size distributions, the impact of including the pelagic nets was tested by comparing the metric found using the CEN standard to that obtained using the total effort, when the pelagic catch constituted more than 5% of the total catch. The size distributions were compared for the dominant species and the major salmonid species using the non-parametric Friedman exact permutation test. All statistical analyses were performed using the R software (R Development Core Team version 2.2.1, 2005-12-20).

RESULTS

The fish communities were composed mostly of cyprinids, predominantly roach (*Rutilus rutilus*) (found in > 90% of the lakes, and on average accounting for 33% of the total relative abundance) and bream (*Abramis brama*) (found in > 54% of the lakes, and on average accounting for 10% of total relative abundance), and also percids, predominantly perch (*Perca fluviatilis*) (found in > 90% of the lakes and on average 29% of total relative abundance), and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) (present in 50% of the lakes and on average accounting for 5% of total relative abundance). Salmonid populations were present in seven lakes. For each lake, the benthic and pelagic net catches, expressed in NPUE and WPUE, are presented in Table II for the major fish families: cyprinids, percids, salmonids and others. The measurements of the acoustic biomass (S_a , $m^2 \cdot ha^{-1}$) showed that among the lakes with salmonid populations, Lake Pluzne had the highest biomass, followed by lakes Pavin and Aiguebelette.

> SPECIES COMPOSITION

The contributions of the benthic and the pelagic nets to the total number of species, and to the number of salmonids provided by the CEN standard showed that the species composition was fully covered by the benthic nets, since no new species were caught in the pelagic nets, even when salmonids were present (Table III).

> SPECIES ABUNDANCES AND BIOMASS

The mean species abundance and biomass were not significantly different when determined on the basis of the CEN standard or on that of the total effort (Student test, $P > 0.05$)

Table II
Catches of fish families in terms of number (NPUE, nb.m⁻²) and weight (WPUE, g.m⁻²) per unit effort from benthic and pelagic nets, and the hypolimnion acoustic biomass (Sa, m².ha⁻¹). *Cypr.*: cyprinids; *Perc.*: percid; *Salmo.*: salmonids; *Oth.*: others. Lakes with salmonid populations are highlighted in grey.

Tableau II

Résultats des captures des familles de poissons en nombres (NPUE, nb.m⁻²) et poids (WPUE, g.m⁻²) par unité d'effort issue des filets benthiques et pélagiques, et la biomasse acoustique dans l'hypolimnion (Sa, m².ha⁻¹). *Cypr.* : cyprinidés ; *Perc.* : percidés ; *Salmo.* : salmonidés ; *Oth.* : autres. Les lacs possédant des populations de salmonidés sont surlignés en gris.

Lake	NPUE (nb.m ⁻²)						WPUE (g.m ⁻²)						Sa (m ² .ha ⁻¹) in the hypolimnion		
	Benthic nets			Pelagic nets			Benthic nets			Pelagic nets					
	Cypr.	Perc.	Salmo.	Oth.	Cypr.	Perc.	Salmo.	Oth.	Cypr.	Perc.	Salmo.	Oth.			
Aiguebelette	0.15	0.10	0.35	< 0.01	0.01		0.04		5.2	4.4	0.7	1.9	0.4	8.7	0.35
Aydat	0.24	0.19	0.09	< 0.01	0.90	0.02			17.4	25.1		1.3	24.3	1.8	0.09
Bouchet	0.04	< 0.01	0.01		0.02		0.00		12.9	0.6	12.4		2.4	0.0	0.01
Bourget	0.13	0.55	0.03	0.09	< 0.01	< 0.01	< 0.01		5.0	11.1	< 0.1	5.5	0.5	< 0.1	0.03
Grangent	0.50	0.91	0.43	< 0.01	0.02	< 0.01			39.2	25.8		1.5	2.2	< 0.1	0.43
Issarlès	0.07	0.14	0.01	< 0.01	< 0.01		< 0.01		6.6	5.9	3.0	< 0.1	0.2	0.3	0.01
Montcineyre	0.06	0.03	0.02	< 0.01	0.12				18.8	4.5		7.6	9.7		0.02
Montriond	0.06		0.01	0.03	< 0.01		0.01	0.02	1.4		14.3	2.7	0.6	4.5	0.01
Pavin	0.01	0.07	0.45		< 0.01		0.01		5.0	5.9	2.7		0.6	1.5	0.45
Pluzne	0.83	2.94	3.94	0.01	0.16	0.17	0.03	< 0.01	14.8	16.9	2.7	1.5	3.0	2.0	3.94
Villerest	1.24	0.31	0.58	0.64	0.46	0.01		0.04	24.2	8.0		13.3	13.6	1.9	0.58

Table III

Contribution of the benthic and pelagic nets to the total number of species and number of salmonid species caught using the CEN standard. Lakes with salmonid populations are highlighted in grey.

Tableau III

Contribution des filets benthiques et pélagiques dans le nombre d'espèces totales et de salmonidées capturées à partir du standard CEN. Les lacs possédant des populations de salmonidées sont surlignés en gris.

Lake	Total number of fish species caught			Total number of salmonid species caught		
	CEN standard	Benthic nets	Pelagic nets	CEN standard	Benthic nets	Pelagic nets
Aiguebelette	12	12	5	2	2	2
Aydat	7	7	4	-	-	-
Bouchet	11	11	1	3	3	0
Bourget	13	13	3	2	2	1
Grangent	9	9	6	-	-	-
Issarlès	6	6	3	2	2	2
Montcineyre	5	5	2	-	-	-
Montriond	7	7	4	3	3	2
Pavin	6	6	2	2	2	1
Pluzne	12	12	9	2	2	2
Villerest	11	11	10	-	-	-

(Figure 1). Moreover, the relative rank of these species and groups of species were not modified by the method of calculation.

For the whole data set, the relative biomass of the salmonid populations were similar by the calculation based on the CEN standard, and by that which included pelagic nets in the total effort (Table IV). However in Lake Aiguebelette, whitefish (*Coregonus lavaretus*), which accounted for less than 3% of the total biomass in the benthic nets (ranked ninth according to the CEN standard) accounted for nearly 40% if pelagic nets were included, and as a result was the dominant species in terms of biomass (ranking first for the total effort). Numerically, whitefish went from eighth rank to third rank. The same trend was observed in Lake Pavin for arctic charr (*Salvelinus alpinus*), and to a lesser extent in Lake Pluzne for vendace (*Coregonus albula*) and in Lake Montriond for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*).

> SIZE DISTRIBUTIONS

For the dominant species of cyprinids and percids, the size distributions were in most cases identical by the two methods of calculation, i.e. CEN standard vs. total effort (Table V). For roach, in three lakes, including pelagic nets in the characterization of this metric led to a difference, partly due to catching younger age classes (Figure 2). With regard to the salmonid populations, in two lakes the number of fish caught in both types of net was big enough to permit comparison tests (Table V). In these lakes, the distributions were the same (Friedman exact permutation test, $P > 0.05$), which led to similar size distributions for the benthic and pelagic nets (an example of size distributions is shown for Lake Pluzne in Figure 2). However, in Lake Aiguebelette, the number of whitefish found by the CEN standard was not big

Table IV
Relative abundance and biomass as a percentage for salmonid species calculated from the CEN standard and total effort, and their rank in the fish community.

Tableau IV
Abondances et biomasses relatives en pourcentage pour les espèces de salmonidés calculées à partir du standard CEN et de l'effort total, ainsi que leur rang au sein du peuplement.

Lake	Fish species (Latin name)	Abundance			Biomass		
		Relative estimates (%)		Species rank	Relative estimates (%)		Species rank
		CEN standard	Total effort		CEN standard	Total effort	
Aiguebelette	Whitefish (<i>Coregonus lavaretus</i>)	0.6	12.8	8	2.8	39.9	9
	Arctic charr (<i>Salvelinus alpinus</i>)	1.1	1.6	7	3.2	4.8	8
Bourget	Whitefish	0.1	0.2	10	0.1	0.4	11
	Arctic charr	0.1	0.1	12	< 0.01	< 0.01	12
Issarlès	Brown trout (<i>Salmo trutta fario</i>)	7.4	8.0	4	14.9	15.7	3
	Whitefish	0.8	1.1	6	4.4	5.7	4
Montrioud	Brown trout	11.6	11.5	3	55.8	46.6	1
	Rainbow trout (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	1.9	2.4	5	14.7	26	2
Pavin	Arctic charr	1.0	0.9	7	7.2	5.6	4
	Arctic charr	11.3	22.2	2	7	21.1	5
Pluzne	Rainbow trout	3.4	3	4	13.2	10.3	3
	Vendace (<i>Coregonus albula</i>)	1.3	2.7	4	2.5	5.2	6
	Whitefish	0.4	0.4	6	5	4.3	4

04p8

Table V
Results of Friedman's exact permutation test carried out on the size distributions obtained using the CEN standard method and by the total effort, for roach, perch, bream and the dominant salmonid species. F: probability of Friedman's test; P-value: probability level (**): very significant difference, $P < 0.001$, *: significant difference, $P < 0.01$, *: slightly significant difference, $P < 0.05$, NS: not significant; whitefish, arctic char and vendace, respectively, are the dominant salmonid species in Lakes Aguebelette, Pavin and Pluzne.

Tableau V

Résultats du test des permutations exactes de Friedman réalisés sur les distributions en classes de tailles obtenues à partir du standard CEN et de l'effort total, pour le gardon, la perche, la brème et le salmonidé dominant. F : probabilité du test de Friedman ; P-value : niveau de probabilité (** : différence très significative, $P < 0.001$, * : différence significative, $P < 0.01$, * : différence faiblement significative, $P < 0.05$, NS : non significatif). Le lavaret, l'omble chevalier et le corégone albula sont les salmonidés dominants respectivement dans les lacs Aguebelette, Pavin et Pluzne.

Lake	Roach	Perch	Bream	Dominant salmonid species
Aiguebelette				
Number of fish caught by CEN standard	316			4
Number of fish caught in total effort	346			101
F (P-value)	1.56 (0.211 NS)			Not tested
Aydat				
Number of fish caught by CEN standard	242	144		
Number of fish caught in total effort	826	154		
F (P-value)	4 (0.046*)	1.47 (0.225 NS)		
Bouchet				
Number of fish caught by CEN standard	104			
Number of fish caught in total effort	133			
F (P-value)	1 (0.317 NS)			
Grangent				
Number of fish caught by CEN standard	573			
Number of fish caught in total effort	603			
F (P-value)	2.25 (0.134 NS)			

Table V
Continued.Tableau V
Suite.

Lake	Roach	Perch	Bream	Dominant salmonid species
Montcineyre				
Number of fish caught by CEN standard	64			
Number of fish caught in total effort	88			
F (P-value)	4 (0.046*)			
Pavin				
Number of fish caught by CEN standard				23
Number of fish caught in total effort				52
F (P-value)				0.59 (0.441 NS)
Pluzne				
Number of fish caught by CEN standard	830	2650		53
Number of fish caught in total effort	939	3068		138
F (P-value)	3.06 (0.801 NS)	2.12 (0.148 NS)		1.33 (0.248 NS)
Villerest				
Number of fish caught by CEN standard	659		176	
Number of fish caught in total effort	1377		268	
F (P-value)	4 (0.046*)		3.78 (0.524 NS)	

04p10

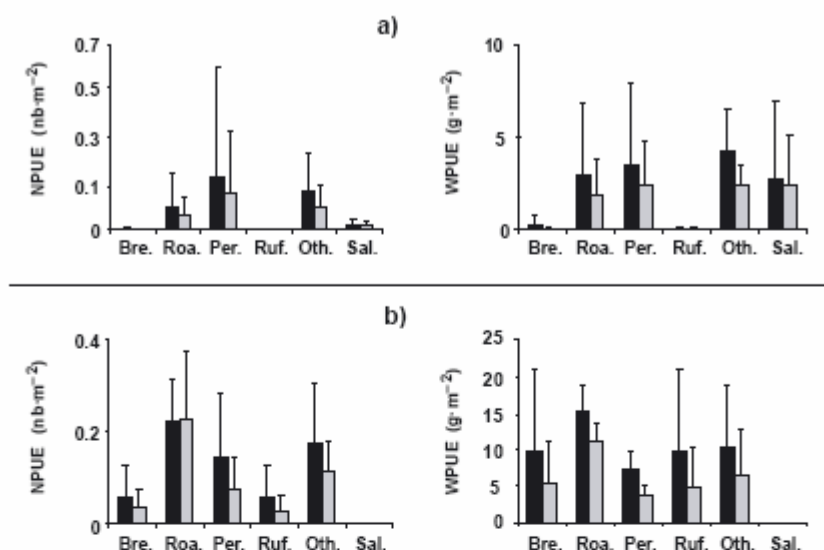


Figure 1
Mean total estimates of weight (WPUE $\pm$ std) and numbers (NPUE $\pm$ std) per unit effort for dominant fish species (bream, roach, perch, and ruffe), the other species, and salmonids, calculated according to the CEN standard (in black) and for the total effort (in grey). a) Lakes with salmonid populations; b) lakes without salmonid populations.

Figure 1
Moyenne des estimations totales des poids (WPUE, g·m⁻²) et des nombres (NPUE, nb·m⁻²) par unité d'effort pour les espèces dominantes (brème, gardon, perche et grémille), les autres espèces et les salmonidées, calculées à partir du standard CEN (en noir) et de l'effort total (en gris). a) Lacs possédant des populations de salmonidées ; b) lacs sans populations de salmonidées.

enough to make it possible to calculate the size distribution, in contrast to that found from the total effort, but this example highlights the importance of the whitefish catches in the pelagic nets compared to those in the benthic nets.

DISCUSSION

The test-fishing surveys carried out in this study distinguish two types of lake, on the basis of their fish communities (*i.e.* those with and without salmonids) in accordance with the lake morphotypes described in the literature (Mehner *et al.*, 2005). In both types of lake, the individual fish caught in the pelagic nets do not provide any additional information about the species composition to that provided by the benthic nets, which catch all catchable fish species. The main fish populations in these lakes (roach, bream, perch and ruffe) were caught in both types of net, due to their wide spatial distribution linked to their trophic migrations from the shoreline to the offshore area (Winfield, 2004; Jeppesen *et al.*, 2006). In the same way, the salmonid species, which are characteristic of the pelagic zone, were in fact also caught in the benthic nets. Thus, even in a wide lake such as Lake Bourget, in which the pelagic fish community has very low abundance ($S_a < 0.05$ m²·ha⁻¹ and pelagic WPUE about 0.6 g·m⁻²), the benthic nets caught three whitefish and one arctic char.

C. Deceliere-Vergès and J. Guillard: Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst. (2008) 399, 04

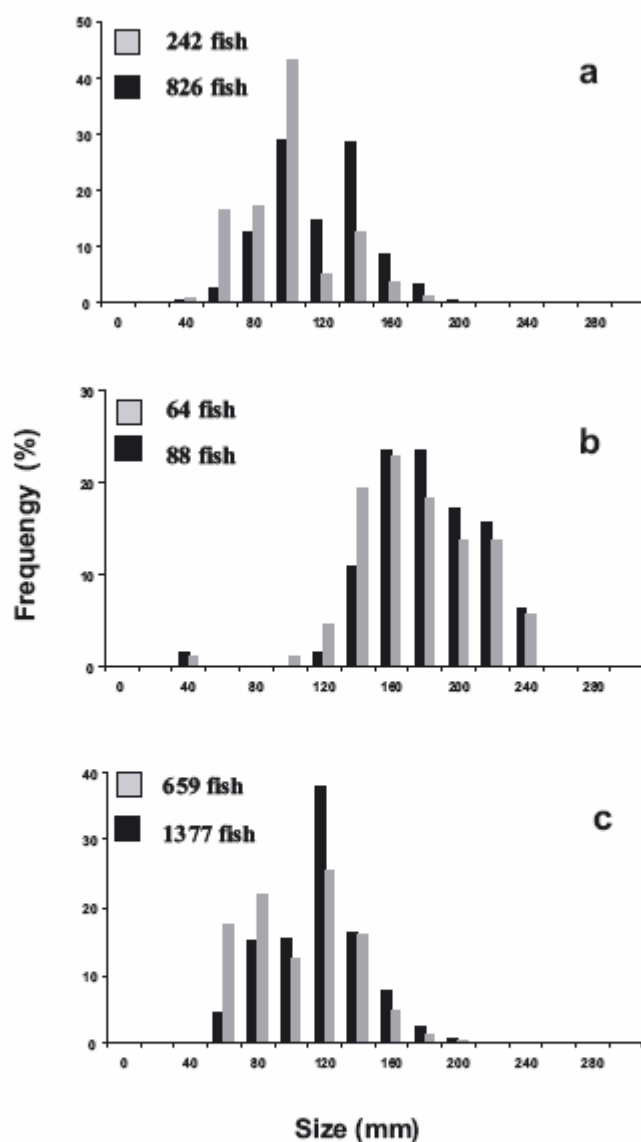


Figure 2
Length-frequency distributions of roach in lakes Aydat (a), Montcineyre (b) and Villereest (c) caught using benthic nets (in grey) and in the total effort (in black).

Figure 2
Distributions en classes de taille du gardon dans les lacs Aydat (a), Montcineyre (b) et Villereest (c) capturées par les filets benthiques (en gris) et l'effort total (en noir).

04p12

For this metric, sampling the fish fauna using only benthic nets was sufficient to evaluate the species composition, and to detect the presence of sensitive species, such as salmonids.

However, although the CEN standard provides a list of dominant catchable species, this is not an exhaustive list. Indeed, it is well known that certain species, some of patrimonial interest, are not easy to catch using gillnets because of their morphology (e.g. eel *Anguilla anguilla*), behavior (e.g. carp *Cyprinus carpio* or pike *Esox lucius*), or their preferred habitat in the lake (Degiorgi, 1994). Thus the littoral zone, which is inhabited by numerous fish species, provides for many of them a refuge from predators at times during their life cycle or during the diel, as well as with various trophic resources and spawning habitats (Winfield, 2004). The use of complementary sampling techniques, such as electrofishing (Jeppesen *et al.*, 2006), would characterize the fish populations that colonize the inshore area, the presence of which is indicative of favorable living conditions, and which the CEN standard only describes partially.

In many studies dealing with lake fisheries, the CPUE resulting from gillnetting is often used as an indicator of biomass or abundance of fish populations (Yule, 2000). However, the correlation between the CPUE from gillnets and abundance based on other sampling techniques, such as active fishing gear or echo-sounding, has not always been confirmed (Hansson and Rudstam, 1995; Peltonen *et al.*, 1999). Within the framework of lake monitoring, the definition of lake quality is based on an assessment of the relative abundances of fish species, for which the CEN standard provides an estimate through the calculation of the CPUE.

In the present study, whatever the type of lake considered, the inclusion of pelagic nets in the calculation of CPUE did not lead to a statistically significant difference from using benthic nets alone, as recommended by the CEN standard. The abundance and biomass of cyprinids and percids decreased slightly with the inclusion of pelagic nets in the calculations, but their rank within the fish community was not affected. However, modifications in environmental conditions may cause some changes in species habitat, especially in migration to the pelagic zone, and this would be detected by the pelagic nets (Diekmann *et al.*, 2005; Jeppesen *et al.*, 2006). Holmgren and Appelberg (2000) also stressed the importance of sampling the offshore area to take into account the pelagic obligate zooplanktivores (e.g. vendace, bleak (*Alburnus alburnus*) and smelt (*Osmerus eperlanus*)), high proportions of which within the fish communities can affect their composition as a result of the trophic interactions with omnivorous species, such as roach and perch. This emphasizes the importance of including pelagic nets in the calculation of CPUE when attempting to monitor fish populations in a comparable way over time.

When salmonids were present, the inclusion of pelagic nets might significantly affect their abundance in populations with predominantly pelagic behavior. For example, in Lake Aiguebelette including pelagic nets when calculating the abundance changed the ranking of whitefish in the total sample. However, in most lakes their contribution was not detectable, and the information provided by the pelagic nets also depended on their densities. Indeed, when the acoustic biomass was less than $0.05 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, catches of salmonids in both types of net were very low, and the effect of including pelagic nets in calculating the abundance was negligible. It was also insignificant in lakes with very high acoustic biomass, such as Lake Pluzne (Sa close to $4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), where catches were high in both types of net. No exact relationship can be defined between hydroacoustic data and pelagic net catches, because of the small number of lakes studied, and the low sampling effort, which was too small to be reliable in the offshore area. Indeed, in the pelagic zone of deep lakes, the small sampling effort compared to the volume, constitutes a limitation of the method, which is linked to the reliability of sampling. To achieve the same degree of accuracy of the estimates of abundances as in benthic nets, Degeman *et al.* (1988) argue that on average 16 pelagic nets are needed per stratum instead of the two recommended by the CEN Standard. Some authors have revealed no correlation between gillnet catches and hydroacoustic data because of the catchability bias introduced by passive gears into abundance estimates (Hansson and Rudstam, 1995; Peltonen *et al.*, 1999), particularly as the sample units were not similar over space and time.

Moreover, in deep lakes the volume of the pelagic habitat exceeds that of the benthic habitat and fish catches determined without weighting to allow for the pelagic volume might underestimate abundance or biomass (Mehner *et al.*, 2007). Most lakes containing salmonids are deep lakes with low productivity (Mehner *et al.*, 2005), in which sampling of these populations requires the use of the most appropriate method, either by increasing the sampling effort in the pelagic zone, or by defining an explicit calculation of the contributions of the volumetric habitat (Lauridsen *et al.*, 2008). The use of suitable methods, such as hydroacoustics, in large lakes and for fishery statistics may offer good alternatives and provide extra information about pelagic populations (Winfield *et al.*, 2007; Gerdeaux and Janjua, 2008).

The size distributions of the dominant species caught in the pelagic nets were not significantly different from those of the benthic net catches, except for small pelagic roach in a few lakes, and for salmonid populations when they were predominantly pelagic, or instance whitefish in Lake Aiguebelette. The presence of these populations in the pelagic zone can be assessed better by hydroacoustic surveys, because of the selectivity bias that generally occurs with passive gears for younger fish (Mehner and Schulz, 2002; Axenrot and Hansson, 2004). For most lakes, the inclusion of the pelagic nets did not affect the characterization of the fish communities, because the number of individual fish caught in the benthic nets was high enough to define the size structures of the dominant species, as well as of salmonids.

CONCLUSION

This study shows that sampling the pelagic zone of lakes as recommended by the CEN standard does not provide any additional information about the species composition. However, including pelagic nets in the calculation of abundance, biomass and size structures is useful, especially in lakes with salmonid populations. Indeed, the failure to take the pelagic nets into account can lead to a false picture of the fish communities, impairing the definition of the lake quality as recommended by the WFD. It is necessary to extend this work to a wider range of lakes to obtain a better definition of the limits of the CEN standard in the various ecotypes specified within the framework of the WFD.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the many people and institutions who contributed to the success of the fishing surveys particularly the staff of ASCONIT Consultants, INRA-CARRTEL, CEMAGREF, CSP, Parc Naturel Régional des volcans d'Auvergne, Fédérations de pêche, and the Polish team. This work was funded by Agence Nationale de la Recherche Technique, Agence de l'Eau, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable and EGIDE (Polonium 2006). We are also very grateful to the two anonymous referees for their helpful comments, which considerably improved this manuscript.

REFERENCES

- 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
- Appelberg M., 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. *Fiskeriverket Information*, 1, 3–32.

- Appelberg M., Berger H.-M., Hesthagen T., Kleiven E., Kurkilehti M., Raitaniemi J. and Rask M., 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water Air Soil Pollut.*, 85, 401–406.
- Axenrot T. and Hansson S., 2004. Seasonal dynamics in pelagic fish abundance in a Baltic Sea coastal area. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 60, 541–547.
- Balk H. and Lindem T., 2006. Sonar5 post processing systems. Operator manual version 5.9.6, 411 p.
- CEN, 2005. Water Quality – Sampling of Fish with Multimesh Gillnets. *European Committee for Standardization*, EN 14757, Brussels.
- Degerman E., Nyberg P. and Appelberg M., 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic J. Freshw. Res.*, 64, 91–100.
- Dejorgi F., 1994. Étude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre. Thèse de Doctorat, Université de Franche Comté, France, 191 p.
- Diekmann M., Brämick U., Lemcke R. and Mehner T., 2005. Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *J. Appl. Ecol.*, 42, 901–909.
- Foot K.G., Knudsen H.P., Vestnes G., MacLennan D.N. and Simmonds E.J., 1987. Calibration of acoustic instruments for fish-density estimation: a practical guide. *ICES Cooperative Research Report*, 144 p.
- 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. and Janjua M.Y., 2008. Contribution of obligatory and voluntary fisheries statistics to the knowledge of whitefish population in Lake Annecy (France). *Fish. Res.*, doi:10.1016/j.fishres.2008.09.016.
- Gerdeaux D., Anneville O. and Hefti D., 2006. Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecol.*, 30, 161–167.
- Guillard J. and Vergès C., 2007. The repeatability of biomass estimates and fish size distributions by hydroacoustic surveys using different sampling strategies and statistical methods. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 92, 6, 605–617.
- Guillard J., Perga M.-E., Colon M. and Angeli N., 2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fish. Man. Ecol.*, 13, 319–327.
- Hansson S. and Rudstam L.G., 1995. Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 52, 75–83.
- Holmgren K., 1999. Between-year variation in community structure and biomass-size distributions of benthic lake fish communities. *J. Fish Biol.*, 55, 535–532.
- Holmgren K. and Appelberg M., 2000. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *J. Fish Biol.*, 57, 1312–1330.
- Jeppesen E., Pekcan-Hekim Z., Lauridsen T.L., Sondergaard M. and 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.
- Juget J., Lafont M., Mouthon J. and Gerdeaux D., 1995. Structure des communautés benthiques et pisciaires. In: Pourriot R. and Meybeck M. (eds.), *Limnologie Générale*, Masson Paris, 494–513.
- Kubecka J., Amarasinghe U.S., Bonar S.A., Hateley J., Hickley P., Hohašová E., Matena J., Peterka J., Suuronen P., Tereschenko V., Welcomme R., Winfield I.J., 2008. The true picture of a lake or reservoir fish stock: A review of needs and progress. *Fish. Res.*, doi:10.1016/j.fishres.2008.09.021
- Lauridsen T.L., Landkildehus F., Jeppesen E., Jørgensen T.B. and Sondergaard M., 2008. A comparison of methods for calculating Catch Per Unit Effort (CPUE) of gill net catches in lakes. *Fish. Res.*, 93, 204–211.
- MacLennan D.N., Fernandes P.G. and Dalen J., 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Marine Science*, 59, 365–369.
- Mehner T. and 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., Diekmann M., Brämick U. and Lemcke R., 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biol.*, 50, 70–85.

- Mehner T., Holmgren K., Lauridsen T.L., Jeppesen E. and Diekmann M., 2007. Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European Central Plains ecoregion. *Freshw. Biol.*, 52, 2285–2297.
- OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE), Paris, 164 p.
- Peltonen H., Ruuhijärvi J., Malinen T. and Horppila J., 1999. Estimation of roach (*Rutilus rutilus* L.) and smelt (*Osmerus eperlanus* L.) stocks with virtual population analysis, hydroacoustics and gillnet CPUE. *Fish. Res.*, 44, 25–36.
- Prchalova M., Kubečka J., Vasek M., Peterka J., Sed'a J., Juza T., Riha M., Jarolim O., Tuser M., Kratochvil M., Čech M., Drastik V., Frouzova J. and Hohensova E., 2008. Distribution patterns of fishes in a canyon-shaped reservoir. *J. Fish Biol.*, 73, 54–78.
- Rudstam L.G., Van De Valk A.J. and Scheuerell M.D., 2002. Comparison of acoustic Miller high-speed sampler estimates of larval fish abundance in Oneida Lake, New York. *Fish. Res.*, 57, 145–154.
- Simmonds E.J. and 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.
- Vasek M., Kubečka J., Peterka J., Čech 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.
- Winfield I.J., 2004. Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologia*, 34, 124–131.
- Winfield I.J., Fletcher J.M. and 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.
- Yule D.L., 2000. Comparison of horizontal acoustic and purse-seine estimates of salmonid densities and sizes in eleven Wyoming waters. *N. Am. J. Fish. Manag.*, 20, 759–775.

**Article 2 : Stability and precision of the fish metrics using CEN multi-mesh gillnets in
natural and artificial French lakes**

Charlotte Deceliere-Vergès, Christine Argillier, Cédric Lanoiselée, Julien De Bortoli and Jean
Guillard

Fisheries Research (en révision)

I. Contexte de l'étude

Le protocole standardisé de pêche aux filets maillants a été développé pour l'échantillonnage des lacs naturels d'Europe du nord. La transposition d'une méthode standard conçu dans un pays donné à un autre peut générer des difficultés en termes d'interprétation des données (Kubecka *et al.*, 2008). Par conséquent, avant une utilisation à l'échelle européenne, les métriques issues de la norme CEN devraient être testées dans d'autres pays européens où les caractéristiques des lacs varient en fonction des paramètres mésologiques (i.e. la géographie, la morphologie, le statut trophique), des communautés piscicoles (i.e. la composition, l'abondance et la croissance) et des pressions humaines.

En France, les programmes de surveillance des milieux lacustres, ont été mis en œuvre pour la première fois en 2005. Cependant, de nombreux plans d'eau français sont d'origine artificielle. Ces milieux présentent des morphotypes particuliers pouvant avoir un impact sur la distribution spatiale des poissons : berges abruptes, réduction de la zone littorale, statut trophique élevé, gradient amont-aval.

La répartition des poissons au sein du plan d'eau étant 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 influencer sur les résultats des captures entre les filets. La précision de l'échantillonnage, telle que définie dans la Norme, mesure l'hétérogénéité des captures entre les filets, donc la ségrégation spatiale des poissons dans le plan d'eau (Appelberg, 2000). Ainsi, plus la différence de rendements issus de deux filets est important, plus la précision est faible. La stabilité d'un estimateur est en outre définie par une faible variabilité de sa mesure entre répliquas (Rahel, 1990).

II. Objectifs de l'étude

L'objet de cet article est de vérifier si l'origine des milieux a un impact sur les résultats des captures issues du standard CEN en termes de précision et de stabilité des métriques piscicoles. Une comparaison est également réalisée entre la précision des CPUE obtenue sur les plans d'eau français et celle obtenue dans les lacs scandinaves dont les statuts trophiques sont plus faibles.

III. Principaux résultats obtenus

Ce travail montre que richesse spécifique obtenue à partir de l'effort de pêche préconisé par la Norme n'est jamais stable du fait de la présence d'espèces minoritaires au sein du peuplement et d'espèces difficilement capturables par les filets maillants. Toutefois 90% de la richesse spécifique observée est atteinte avec environ 60% de l'effort de pêche préconisé, quelque soit l'origine du milieu. De plus, dans les lacs profonds, la dernière strate n'est jamais informative pour obtenir la composition spécifique observée. L'effort de pêche préconisé par le standard CEN fournit dans les lacs français des précisions sur les captures meilleures que celles obtenues dans les pays nordiques, du fait des statuts trophiques plus élevés dans les milieux étudiés dans le cadre de cet article qui génèrent des densités de poissons plus importantes. En outre, l'origine des milieux n'a pas d'impact sur la précision des métriques fournies par la méthode.

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

Deceliere-Vergès C.^{1,3*}, Argillier C.², Lanoiselée C.², De Bortoli J.² and Guillard J.³

¹ ASCONIT Consultants, Parc Scientifique Tony Garnier, 6-8 Espace Henry Vallée 69007

Lyon, France, Tel: 33 (0) 4 72 82 35 53 - Fax: 33 (0) 4 78 94 11 98 -

charlotte.deceliere@asconit.com

² CEMAGREF, route Cézanne, Unité Hydrobiologie - 3275 Route de Cézanne - CS 40061 -

13182 Aix-en-Provence Cedex 5, France - christine.argillier@cemagref.fr -

cedric.lanoiselee@cemagref.fr - julien.debortoli@cemagref.fr

³ INRA UMR-CARTEL, Station d'Hydrobiologie Lacustre, 75 av. de Corzent - BP 511,

74203 Thonon-les-Bains, France – guillard@thonon.inra.fr

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. Moreover, the sampling effort advocated by standard provides a good description of the fish composition of the lakes surveyed but a stable value for the species richness is never reached because of the existence of scarce species or of species that are difficult to catch. An analysis carried out on the species composition shows

that the sampling effort could only be reduced in the deeper layers of deep lakes, which are never informative.

Key-words: fish metrics, stability, precision, CEN multi-mesh gillnets, Water Framework Directive.

1. Introduction

Fish sampling in lakes is often viewed as a difficult task (Kubecka *et al.*, 2008). A lot of gear and strategies have been developed, tested and applied in different environments, and generally have defined objectives in a specific context (Le Cren *et al.*, 1975, Leopold and Korulczyk, 1975; Holden, 1975; Craig, 1975; Welcomme, 1975; Hamley, 1980; Degiorgi, 1994; Hubert, 1996; Appelberg, 2000; Bonar *et al.*, 2000; Mergen, 2002). 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, 2000/60/EC) 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 done 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, because of the upstream-downstream structuring 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) that affect fish distribution (Hubert and O'shea, 1992; Swiezowski *et al.*, 2000; Mergen, 2002; Vasek *et al.*, 2006; Vasek *et al.*, 2008). This non-random distribution of fish 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. WDF 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, 1983). 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 when the values found in replicates show little or no variability (Rahel, 1990).

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. These three fish sampling metrics were compared in lakes of different types. In this way, the total fishing effort necessary to determine the total species richness was measured in natural lakes and in artificial lakes (reservoirs). 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 deep stratum, we tested the accuracy 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, 1992).

2.2 Gillnetting

The samples from the benthic habitats were carried out 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 provided 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 hours and include dusk and dawn. In practice, periods of 12 ± 1 hours 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 gillnet area set. The relative abundance and biomass of each species were weighted by the total number (or weight) of fish caught, and then expressed as a percentage of the total. The CPUE were calculated according to the CEN standard without weighting for the volume of the depth strata, 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 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 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), a sensitivity analysis (degradation of data) was carried out. 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.). Euclidean distance measures the difference between the "degraded" composition and the total composition. The effect of the degradation of data on species richness was also considered.

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

2.3.2 Catch per unit effort

In order to estimate the accuracy 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):

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

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

found most often in the gillnets as a whole) 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 and biomass in each stratum. The significance of the model was tested using Student's test.

2.3.3 Size distributions

The biomass- and abundance-size distributions were calculated on the basis of the length-frequency data of catches. In accordance with Holmgren and Appelberg (2001), the total weight (or number) of dominant species was divided into three size classes (< 100 mm, 100-200 mm and > 200 mm) then weighted by the sampling effort required to obtain the biomass (or abundance) size structures per unit effort (Holmgren, 1999; De Leuw, 2003). For the dominant species, the CVMs of the biomass (or abundance) were calculated as shown above after $\log(x+1)$ -transformation.

3. Results

3.1 Results of fishing surveys

The implementation of the CEN standard has led to an average estimate of the total species richness of $8.9 (\pm 2.9)$ for the natural lakes and $9.3 (\pm 2.1)$ for the artificial lakes. Fish catches were higher in reservoirs than in natural lakes in terms of both number (on average 53.6 ind.m⁻² nets versus 36.9 ind.m⁻² nets) and biomass (on average 2794 ind.m⁻² nets versus 1973 ind.m⁻² nets). In both natural and artificial lakes, the fish communities were dominated in number by roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) (averaging 15 and 12 individuals respectively per net) (Table 2). Both species were also markedly dominant in all

the lakes (93% occurrence), and widely caught in all the nets (58 and 56% respectively in case of perch and roach).

3.2 Stability of the species composition

3.2.1 Without taking the stratification into account

For both natural and artificial lakes, the accumulation curves show a rapid increase in species richness with increasing sampling effort, followed by a slowdown, but without ever reaching a plateau, except of Lake Bordes (Figure 1). The lack of a plateau indicates that rare species were caught in only a limited number of nets. However, to achieve 90% of the total species richness observed (on average this was one species less than the total number of species caught), 65% of the total effort was needed in natural lakes, and 55% in reservoirs.

3.2.2 Taking the stratification into account

For both types of lake and regardless of their maximum depths, the deepest layer was not informative about the total species richness observed, with the exception of Lake Grangent (Figure 2).

With regard to the total relative abundance, the information provided by the deepest layer depended on the size of the lake. For deep lakes (maximum depth > 12 m), in more than 70% of the cases the deepest layer was never informative about the total relative abundance. From this depth, the Euclidean distances became very short (*i.e.* a plateau was reached). In contrast, in all the shallower lakes (maximum depth < 12 m), the deepest stratum was always informative about the total relative abundance.

3.3 Precision of the CPUE estimated from the entire benthic catches

3.3.1 Without taking the stratification into account

The coefficients of variation of the Mean (CVMs) for the abundance and biomass of benthic fish were calculated for natural and artificial lakes (Table 3). The precision of the measures of abundance was similar for both types of lake. The same assessment was done for the precision of the biomass. For the two dominant species (*i.e.* roach and perch) the CVMs calculated were higher than those calculated for the whole benthic fish community (Table 4). The precision of the estimators of abundance and biomass was similar for the two dominant species in both types of lake.

3.3.2 Taking the stratification into account

The precisions obtained for the first depth stratum (0-2.9 m) were 8% and 5% for abundance; and 15% and 12% for biomass in natural and artificial lakes respectively. The CVM values increased (*i.e.* the accuracy decreased) with increasing depth strata to reach 100% and 56% for abundance (and 54 and 47% for biomass) in these two types of environment. The fitted logarithmic model between CPUE and CVMs calculated from benthic net catches within each stratum showed that the precision reached a maximum value for a biomass of about 12 kg.net⁻¹ ($n = 85$, $R^2 = 0.67$, $p < 0.05$), and an abundance of about 70 ind.net⁻¹ ($n = 85$, $R^2 = 0.74$, $p < 0.05$) (Figure 3). During our surveys, the maximum biomass caught in a single net was 8.4 kg, and the maximum number of individuals caught was 345.

3.4 Abundance- and biomass-size distributions

The precisions of the abundance and biomass of roach and perch individuals divided into three size classes (*i.e.* < 100 mm, 100-200 mm, > 200 mm) were on average comprised between 20 and 50%, depending on the species and size class considered (Figure 4). These values of the average precision were similar in natural and artificial lakes. For both species and both types of lake, the precision of the abundance was generally better for the

intermediate size class (*i.e.* 100-200 mm) than for extreme size classes (*i.e.* <100 mm > 200 mm).

4. Discussion

The standardized gillnet fishing protocol was developed for the purpose of sampling natural lakes in northern Europe. In this study we looked into the calculation of fish metrics in environments different from those in which the method was originally standardized. We show that using a random strategy, as defined by the CEN standard, the sampling efforts advocated by the method did not estimate the total species richness of lakes studied. Indeed, in more than 95% of cases, new species appeared as the sampling effort increased, because of the presence of scarce species in our samples.

The small proportion of these species found in our samples means that they correspond to minority populations and/or species that are not easily caught by gillnets. This means that minority species, and those occupying marginal habitats (*e.g.* confluence of tributaries, littoral zone) or those that require a significant fishing effort (*e.g.* those inhabiting the pelagic zone) are poorly sampled by the nets, and would require a considerable sampling effort. In addition, gillnets, like any passive fishing gear, are highly selective towards certain fish species, either because of their shape (*e.g.* eel *Anguilla anguilla*) or behavior (*e.g.* carp *Cyprinus carpio* or pike *Esox lucius*) (Holmgren, 1999).

However, we found that to catch 90% of the observed species richness, on average missing one species less per lake, only 60% of the sampling effort was necessary. The ten percent of the species caught by the extra effort were therefore scarce species. The low catches of carp and pike (less than 5%) can be explained by their low mobility. Other species were also rare in the catches because they corresponded to only a small fraction of the population. However, some of these species may provide interesting information about environmental quality.

Salmonid species for example (the Arctic char *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*) are very sensitive to variations in temperature and oxygen, and are poorly sampled by benthic nets (Deceliere-Vergès and Guillard, 2008). These findings confirm that the sampling effort advocated by the CEN standard is fully justified.

Other species, minority species at the scale of the community, and living in habitats not easily accessible by nets, can also provide additional information about environmental quality. In Lake Bourget for example, 13 species were caught by the standard CEN. The total species richness of the lake, on the basis of inventories carried out at different times of year, is 27 species (Degiorgi *et al.*, 2006). Among the minority species that the standard method failed to catch, the blenny (*Salaria fluviatilis*) preferentially occupies the littoral zone, mainly at depths of less than 50 cm. These species of “patrimonial” interest indicate the capacity of the environment to be of good quality, and they contribute to diversify the food web by occupying shallow habitats. In some cases, the use of complementary methods of investigation, such as electro-fishing in the littoral zone (Perrow *et al.*, 1996), or fishing statistics for certain species of socio-economical interest (Winfield *et al.*, 2004; Gerdeaux and Janjua, 2007) can overcome the limits of the standard interpretation of the environmental quality.

However, in the context of the implementation of monitoring programs, such as those defined by the WFD, one may question the appropriateness of using a high sampling effort, which is time consuming, costly and destructive, to catch ultra-minority species. In this context, if the effort is reduced, this should be in the deeper strata. Indeed, this work shown that in the deepest lakes, fishing effort applied to the deeper strata generally did not provide any extra information about species composition (*i.e.* species richness and relative abundance). Sampling these deep strata is more difficult, because of relatively low fish densities in terms of the volume of water to be sampled.

Although the relationship between CPUE and abundance is controversial (Hansson and Rudstam, 1995; Peltonen *et al.*, 1999), a CPUE can be assumed to be related to the abundance of a theoretical population (Pierce and Tomcko, 2003). However, this is not a direct proportionality, and it is also linked to the catchability of the species. In the case of a passive sampling method, the likelihood of capture includes *i*) the likelihood that a fish will encounter the net, *ii*) the likelihood of its being caught by the net and *iii*) the likelihood that it will remain in the net after entering it (Kurkilahti, 1999). In the lakes we studied, sampling effort applied according to the standard led to relatively good precision of abundance and biomass; the average coefficient of variation was around 10%. In Scandinavian lakes, using the same sampling protocol, the precisions obtained are close to 20% (Holmgren, 1999). In Scandinavian lakes, catches do not exceed 40 g.m⁻² nets in biomass (0.63 ind.m⁻² nets in number), whereas they are close to 53 g.m⁻² on average in biomass (0.99 ind.m⁻² in number) in the French lakes studied. This suggests that the higher the density of fish in a given environment, the more the likelihood of capture increases. The difference of precision values observed between French and Scandinavian lakes can be explained by the population density, which is itself linked to the trophic status of lakes (Jeppesen *et al.*, 1997). The Scandinavian water bodies for which the precisions were calculated contain phosphorus concentrations less than 20 µg.l⁻¹, and are therefore oligotrophic according to the thresholds fixed by OCDE (1992). However, the catching ability of nets decreases with the netting time as the fish accumulate inside them (Olin *et al.*, 2004). The decrease related to the availability of mesh (Minns and Hurley, 1988), and the increasing phenomenon of avoidance (Kennedy, 1951), may affect the estimates of fish stocks, particularly in highly productive lakes. It has been shown that the precision of catches increases with the abundance of fish in the lake up to a threshold value (12 kg of fish or 70 individuals), which is close to the saturation point of the

net. Degerman *et al.* (1988) found that the saturation threshold for benthic nets was approximately 13 kg.net⁻¹.

The precision of the abundance and biomass estimates decreases with the scale of observation, which is consistent with the work of Holmgren (1999) carried out on fish communities of Northern Europe. Thus, precision is better when the entire population of a given species (e.g. roach or perch) is measured, and then decreases when we focus on specific size classes (e.g. small, medium and large classes). At this scale, the metric is usually more precise for the intermediate size classes than for the extreme ones. The less good precision obtained for the extreme size classes could be linked to their poor sampling by the Nordic nets. These nets had been designed to minimize the problems of selectivity by a combination of geometric meshes, which mean that catchability does not change as fish size increases (Kurkilahti and Rask, 1996), whereas, it is generally accepted that gillnets tend to be biased towards the large size classes (Hamley, 1975), and that the CEN standard also under-samples juveniles (Appelberg, 2000). Inadequate consideration of these individuals would lead to greater variability in their capture, accentuated by oligotrophic environments where the densities and biomass of fish are lower.

The CEN fish sampling strategy is based on the morphological characteristics of the lakes. In view of the hydro-morphological differences between natural lakes and reservoirs, differences in catches were therefore to be expected. The results of this study showed that the type of lake had no impact on the precision of the abundance and biomass of the benthic fish, which were similar in natural and artificial lakes. The coefficient of variation, which is an indicator of the variability of catches between nets, also measures the spatial heterogeneity of fish in a lake (Appelberg, 2000). This means that the impact of the lake origin on the spatial fish distribution has no effect on the results of catches in terms of stability and precision. We also

found that the precision of the abundance- and biomass-size distributions was similar in natural and artificial environments.

Conclusion

In this paper, which deals with the characterization of fish metrics using the CEN standard method in lakes different from those in which it was developed, we show that the sampling effort advocated by this method provided a good description of the fish composition of the lakes surveyed. A stable value for the species richness was never reached, because of the existence of scarce species or of species that were difficult to catch. Consequently, fishing effort could only be reduced in the deeper layers of deep lakes, which were never informative. This work also showed that in French lakes the CEN standard provided more precise catch data than in the Nordic countries. This precision depends on fish density, and consequently on the trophic status of the lake concerned. The natural or artificial nature of the lake had no impact on the precision of the fish metrics provided by the method since they were similar in both types of environment. The extension of this work to other European water bodies would provide a large-scale test of the precision of fish metrics that it is intended to include in a future lake bioindication tool.

Acknowledgements: We would like to thank the many individuals and institutions who contributed to the success of the fishing surveys, particularly the staff of ASCONIT Consultants, INRA-CARRETEL, CEMAGREF, CSP, Parc Naturel Régional des volcans d'Auvergne, and Fédérations de pêche. This work was funded by Agence Nationale de la Recherche Technique, Agence de l'Eau, and Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

References

- 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
- Appelberg, M., 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. *Fiskerieverket Information*, 1, 3-32.
- Bagenal, T.B., 1979. EIFAC fishing gear intercalibration experiments. European Inland Fisheries Advisory Commission Technical Paper 34. 87 p.
- Bonar, S.A., Bolding, B.D. and Divens, M., 2000. Standard fish sampling guidelines for Washington State ponds and lakes. Wash. Dept. Fish Wildlife, Olympia, USA, multigr. : 28 pp.
- CEN, 2005 Water quality – Sampling of Fish with Multimesh Gillnets. *European Committee for Standardization*, EN 14757 Brussels.
- Colwell, R.K., 2005. *EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species Samples* [Cited 1 March 2006.] Available from URL: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Craig, J.F., 1975. Sampling of fish in a lake where the population is concentrated in an area of limited accessibility. Pages 502-506, in : Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers (Welcomme, R.L., ed.). EIFAC Tech. Pap., FAO, Rome, 23 (Supp. 1), Vol. II : 312 pp.
- Craig, J.F. and Fletcher, J.M., 1982. The variability in the catches of charr, *Salvelinus alpinus* L., and perch, *Perca fluviatilis* L., from multi-mesh gill nets. *Journal of Fish Biology*, 20, 517-526.
- Craig, J.F, Sharma, A. and Smiley, K., 1986. The variability in catches from multi-mesh gillnets fished in three Canadian lakes. *J. Fish. Biol.*, 28, 672-678.

- Deceliere-Vergès, C. and Guillard, J. Assessment of pelagic fish communities: consequences for the characterization of the fish communities. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2008) 389, 04, DOI: 10.1051/kmae: 2008005.
- De Leeuw, J.J., Nagelkerke, L.A.J., Van Densen, W.L.T., Holmgren, K., Jansen P.A. and Vijverberg J., 2003. Biomass size distributions as a tool for characterizing lake fish communities. *Journal of Fish Biology* **63**, 1454-1475.
- Degerman, E., Nyberg, P. and Appelberg M., 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic J. Freshw. Res.*, **64**, 91-100.
- 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, multigr., 207 pp. + annexes 38 pp.
- Degiorgi, F., Cachera, S., Vergès, C., Guillard, J., Raymond, J.C., 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Rapport CISALB-INRA-Univ. Franche-Comté, 70 pp.
- Gelwick, F.P. and Metthews, W.J., 1990. Temporal and spatial patterns in littoral-zone fish assemblages of a reservoir (Lake Texoma, Oklahoma-Texas, U.S.A.). *Environmental Biology of Fishes*, **27**, 107-120.
- Gerdeaux, D. and Janjua, M.Y., Contribution of obligatory and voluntary fisheries statistics to the knowledge of whitefish population in Lake Annecy (France). *Fish. Res.* 2008. doi:10.1016/j.fishres.2008.09.016.
- Hamley, J.M., 1975. Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32** (11), 1943-1969.

- Hamley, J.M., 1980. Sampling with gillnets. Pages 37-53, in : Guidelines for sampling fish in inland waters (Backiel, T. and Welcomme, R.L., editors). EIFAC Tech. Pap., FAO, Rome, 33 : 176 pp.
- Hansson, S. and Rudstam, L.G., 1995. Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 52, 75-83.
- Holden, A.V., 1975. Panel 3b. Stupefying gear (chemical methods). Review. Pages 229-235, in : Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers (Welcomme, R.L., ed.). EIFAC Tech. Pap., FAO, Rome, 23 (Supp. 1), Vol. I : 435 pp.
- Holmgren, K. (1999) Between-year variation in community structure and biomass-size distributions of benthic lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 55, 535-532.
- Holmgren, K. and Appelberg, M., 2001. Effects of environmental factors on size-related growth efficiency of perch, *Perca fluviatilis*. *Ecol. Fresh. Fish*, 10, 247-256.
- Hubert, W.A., 1983. Passive capture techniques. p. 98-111. *In Fisheries techniques*. Eds : L.A. Nielsen and D.L. Johnson. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Hubert, W.A., 1996. Passive Capture techniques. Chapter 6, pages 157-192, in : Fisheries techniques (second edition) (Murphy, B.R. and Willis, D.W., editors). American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA : 732 pp.
- Hubert, W.A. and O'Shea, D.T., 1992. Use of spatial resources by fishes in Grayrocks Reservoir, Wyoming. *Journal of Freshwater Ecology*, 7, 219-225.
- Irz, P., Odion, M., Argillier, C. and Pont, D., 2006. Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: can natural systems help define the ecological potential of reservoirs? *Aquat. Sci.* DOI 10.1007/s00027-005-0812-3.

- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L.J. and Jensen, L., 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342-343, 151-164.
- Kennedy, W.A., 1951. The relationship of fishing effort by gill nets to the interval between lifts. *Journal of The Fisheries Research Board of Canada*, 8, 264-274.
- Kubecka, J., Amarasinghe, U.S., Bonar, S.A., Hateley, J., Hickley, P., Hohaiová, E., Matena, J., Peterka, J., Suuronen, P., Tereschenko, V., Welcomme, R., Winfield, I.J., The true picture of a lake or reservoir fish stock: A review of needs and progress. *Fish. Res.* (2008), doi:10.1016/j.fishres.2008.09.021
- Kurkilahti, M. and Rask, M., 1996. A comparative study of the usefulness and catchability of multimesh gillnets and gillnet series in sampling of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.). *Fish. Res.*, 27, 243-260.
- Kurkilahti, M., 1999. Nordic Multimesh gillnets – Robust gear for sampling fish populations. PhD. Thesis, University of Torku, Finland.
- Lauridsen, T.L., Landkildehus F., Jeppesen E., Jørgensen T.B. and Søndergaard M., 2008. A comparison of methods for calculating Catch Per Unit Effort (CPUE) of gill net catches in lakes. *Fish. Res.*, 93, 204-211.
- Le Cren, E.D., Bagenal, T.B. and Kipling, C., 1975. Experiences with fish sampling methods in Windermere. Pages 58-65, in : *Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers* (Welcomme, R.L., ed.). EIFAC Tech. Pap., FAO, Rome, 23 (Supp. 1), Vol. I : 435 pp.
- Leopold, M. and Korulczyk, T., 1975. Effectiveness of trammel-net catches as a tool for the estimation of fish populations in polish lakes. Pages 117-121, in : *Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and*

- large rivers (Welcomme, R.L., ed.). EIFAC Tech. Pap., FAO, Rome, 23 (Supp. 1), Vol. I : 435 pp.
- Mergen, P., 2002. Distribution spatio-temporelle des communautés ichthyologiques dans les lacs de barrage de Nisramont (Belgique) et Esch-sur-Sûre (Grand Duché du Luxembourg). Thèse, Facultés Univ. N.D. de la Paix, Namur (BE) : 416 pp. + annexes.
- Minns, C.K. and Hurley, D.A., 1988. Effects of net length and set time on fish catches in gill nets. *North American Journal of Fisheries Management*, 8, 216-223.
- OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), Paris, 164pp.
- Olin, M., Kurkilahti, M., Peitola, P. and Ruuhijärvi, J., 2004. The effects of fish accumulation on the catchability of multimesh gillnet. *Fisheries Research* 68, 135-147.
- Peltonen, H., Ruuhijärvi, J., Malinen, T. and Horppila, J., 1999. Estimation of roach (*Rutilus rutilus* L.) and smelt (*Osmerus eperlanus* L.) stocks with virtual population analysis, hydroacoustics and gillnet CPUE. *Fish. Res.*, 44, 25-36.
- Perrow, M.R., Jowitt, A.J.D. and Gonzalez, L., 1996. Sampling fish communities in shallow lowland lakes: Point-sample electric fishing vs. electric fishing with stop nets. *Fisheries Management and Ecology*, 3, 303–313.
- Pierce, R.B. and Tomcko, C.M., 2003. Variation in gill-net and angling catchability with changing density of northern pike in a small Minnesota lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(4), 771-779.
- Rahel, F.J., 1990. The Hierarchical Nature of Community Persistence: A Problem of Scale. *The American Naturalist*, 136 (3), 328 pp.
- Swierzowski, A., Godlewska, M. and Poltorak, T., 2000. The relationship between the spatial distribution of fish, zooplankton and other environmental parameters in the Solina reservoir, Poland. *Aquat. Living Resour.*, 13: 373-377.

- Thompson, G.G. and Thompson, S.A., 2007. Using species accumulation curves to estimate trapping effort in fauna surveys and species richness. *Austral Ecology*, 32, 564-569.
- Vasek, M., Kubecka, J., Matena, J. and Seda, J., 2006. Distribution and diet of 0+ fish within a canyon-shaped European reservoir in late summer. *International Review of Hydrobiology*, 91, 178-194.
- Vasek, M., Kubecka, J., Cech, M., Drastík, V., Matena, J., Mrkvicka, T., Peterka, J. and Prchalova, M. Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir. *Fisheries Research*, doi:10.1016/j.fishres.2008.09.010.
- Welcomme, R.L., 1975. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers. EIFAC Tech. Pap., FAO, Rome, 23 (Supp. 1), Vol. I and II : 747 pp.
- Winfield, I.J., Fletcher, J.M. and James, J.B., 2004. Conservation ecology of the vendace (*Coregonus albula*) in Bassenthwaite Lake and Derwent Water, U.K. *Ann. Zool. Fennici*, 41, 155-164.

Figures captions

Figure 1: Result of random iterations from benthic gillnets in order to determine the sampling effort required to determine the total species richness in. a) natural lakes; b) artificial lakes.

Figure 2: Result of random iterations from benthic gillnets in cumulated depth strata in order to determine the depth at which total species richness and relative abundances are obtained; a) natural lakes; b) artificial lakes.

Figure 3: Coefficients of Variation of the Mean NPUE (number of fish per net) relative to the abundance (NPUE) and biomass (BPUE) of each depth stratum for all lakes combined.

Figure 4: Boxplots of Coefficients of Variation for the Mean abundance and biomass of size classes (< 10cm, 10-20cm and > 20cm) for roach (a) and perch (b). In gray: natural lakes; in black: artificial lakes.

Table 1: Lake characteristics, secchi depth during test-fishing, trophic status and fish sampling effort. * from OCDE (1992)

Lake origin	Lakes	Lake code	Geographic coordinates (Lambert II extensive)		Altitude (m)	Area (ha)	Maximum depth (m)	Secchi depth (m)	Trophic status *	Number of benthic nets	NPUE (nb.net ⁻¹)	BPUE (g.net ⁻¹)
			Lat.	Long.								
Natural	Aiguebelette	AIG	870282	2067459	374	545	71	6	Oligotrophic	58	11.3	550
	Aydat	AYD	650627	2073961	837	60	14	1.7	Mesotrophic	24	19.2	1956
	Bordes	BOD	649764	2047183	1180	14	2	1	Mésotrophic	4	94.5	3141
	Bouchet	BOC	714871	1990878	1200	45	27	5.3	Oligotrophic	24	6.3	1117
	Bourdouze	BOU	646052	2052247	1160	22	3	1.1	Meso-eutrophic	4	18.5	2358
	Bourget	BOR	874466	2087036	231	4450	145	15	Mesotrophic	68	24.6	974
	Cassière	CAS	651447	2076625	850	14	3	0.9	Eutrophic	4	84.0	2786
	Cazaux	CAZ	321928	1948813	21	4840	24	3.3	Oligotrophic	51	56.4	2034
	Chambon	CHB	900660	2011912	880	60	4	1.1	Meso-eutrophic	16	55.3	3582
	Issarlès	ISS	737201	1981151	1003	97	110	8	Ultra-oligo.	40	6.2	645
	Montcineyre	MOC	643803	2051125	1180	40	22	4.4	Oligotrophic	24	10.2	2075
	Montriond	MOR	938718	2143780	1070	33	15	6	Mesotrophic	16	19.4	828
	Pavin	PAV	643105	2055173	1197	45	93	5.5	Oligo-mesotrophic	32	6.4	613
	Soustons	SOU	304994	1870331	4	420	6	0.6	Mesotrophic	11	104.0	4959
Artificial	Chammet	CHM	573320	2080192	717	69	10	1.9	Eutrophic	24	12.9	1466
	Chardes	CHR	472206	2138882	98	25	7	0.9	Meso-eutrophic	16	20.3	2061
	Fades-Besserves	FAB	633813	2103781	505	216	49	1.9	Eutrophic	40	21.7	1308
	Filleit	FIL	523020	1785308	317	63	16	4.1	Oligotrophic	24	25.6	4676
	Grangent	GRA	748924	2048646	420	350	35	1.6	Hyper-eutrophic	48	52.9	2993
	Laouzas	LAO	635118	1849253	775	270	35	4	Mesotrophic	45	25.6	2166
	Miélan	MIE	436773	1828700	217	665	6	1.2	Eutrophic	8	182.3	3776
	Saint-Fraimbault-de-Prières	SFP	382438	2379507	130	91	5	0.9	Eutrophic	16	87.6	2458
	Saint Michel	SAM	138443	2391494	227	274	6	1.2	Meso-eutrophic	24	20.3	2005

Torcy-Neuf	TON	616567	2315074	321	64	9	1.1	Eutrophic	24	64.3	3523
Vaires-sur-Marne	VAI	621136	249433	45	81	10	5	Mesotrophic	24	10.6	950
Villerest	VIL	733204	2104957	325	770	45	1.5	Hyper-eutrophic	48	33.0	2044
Vioreau	VIO	316776	2287542	31	105	6	2	Eutrophic	16	138.9	6892

Table 2I: List of fish species caught, frequency of species in lakes and nets, abundance (NPUE, nb.net⁻¹) and biomass (BPUE, g.net⁻¹) per unit fishing effort. Species are listed according to how often they were found in the nets.

Species	Latin name	% occurrence		NPUE (nb./net)			BPUE (g./net)		
		in nets	in lakes	min	max	moy	min	max	moy
Perch	<i>Perca fluviatilis</i>	58	93	0.3	107	12	20.6	2372.6	383.1
Roach	<i>Rutilus rutilus</i>	56	93	0.2	57	15	29.6	1460.9	546.3
Bream	<i>Abramis brama</i>	36	63	0.2	40	8.1	1.7	1891.3	821.3
Ruffe	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	30	56	< 0.1	17	3.7	0.1	103.2	27.2
Sander	<i>Stizostedion lucioperca</i>	28	59	< 0.1	40	6.4	29.6	1463.4	439.6
Catfish	<i>Ictalurus melas</i>	20	30	0.8	22	8.4	9.8	1093.0	435.3
Rudd	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	12	63	< 0.1	48	3.7	0.0	2111.0	269.7
White bream	<i>Blicca bjoerkna</i>	7.6	33	< 0.1	1.3	0.4	6.3	331.0	70.0
Bleak	<i>Alburnus alburnus</i>	7	41	< 0.1	6.8	1.2	0.6	93.3	19.7
Pumpkinseed	<i>Lepomis gibbosus</i>	5.5	44	< 0.1	2.2	0.4	0.2	57.9	8.3
Chub	<i>Leuciscus cephalus</i>	5.1	33	< 0.1	1.2	0.2	20.7	232.7	87.8
Pike	<i>Esox Lucius</i>	4.7	48	< 0.1	0.6	0.2	1.5	513.8	90.1
Gudgeon	<i>Gobio gobio</i>	4.4	26	0.1	16	2.4	0.1	79.3	15.2
Brown trout	<i>Salmo trutta fario</i>	4	19	< 0.1	2.3	0.6	0.5	462.8	141.7
Rainbow trout	<i>Onchorynchus mykiss</i>	2.9	19	0.1	0.5	0.3	32.4	250.3	126.9
Arctic charr	<i>Salvelinus alpinus</i>	2.5	15	< 0.1	0.7	0.3	0.4	59.5	30.2
Common dace	<i>Leuciscus leuciscus</i>	2.2	11	0.2	0.4	0.3	1.2	79.8	46.0
Tench	<i>Tinca tinca</i>	1.9	30	< 0.1	0.8	0.2	0.1	611.3	91.5
Crucian carp	<i>Carassius carassius</i>	1.7	22	< 0.1	2.5	0.5	6.6	142.3	59.1
Minnow	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1.5	3.7	12	12	12	32.3	32.3	32.3
Thinlip mullet	<i>Liza ramada</i>	1.4	3.7	2.8	2.8	2.8	1712.0	1712.0	1712.0
Amur bitterling	<i>Rhodeus sericeus</i>	1.1	3.7	1.5	1.5	1.5	3.3	3.3	3.3
Barbel	<i>Barbus barbus</i>	1	3.7	0.4	0.4	0.4	634.9	634.9	634.9
Blenny	<i>Salaria fluviatilis</i>	1	3.7	4.2	4.2	4.2	117.7	117.7	117.7
Whitefish	<i>Coregonus lavaretus</i>	0.8	11	< 0.1	0.1	< 0.1	0.5	30.3	15.5
Common carp	<i>Cyprinus carpio</i>	0.7	15	< 0.1	0.3	0.1	0.3	1000.0	278.4
Wels	<i>Silurus glanis</i>	0.7	7.4	< 0.1	0.1	0.1	5.1	65.5	35.3
Stone loach	<i>Barbatula barbatula</i>	0.7	3.7	0.6	0.6	0.6	3.3	3.3	3.3
Bullhead	<i>Cottus Gobio</i>	0.3	3.7	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2
Lake trout	<i>Salmo trutta lacustris</i>	0.3	3.7	0.1	0.1	0.1	242.7	242.7	242.7
Spiralin	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	0.1	3.7	< 0.1	< 0.1	< 0.1	1.1	1.1	1.1

Table 3: Means of abundance (NPUE, nb.net⁻¹) and biomass (BPUE, g.net⁻¹) per unit effort for the benthic fish communities in natural and artificial lakes, Coefficient of Variation for the Mean (CVM) for abundance and biomass, proportion of empty nets.

Lakes	NPUE (nb.net ⁻¹)	BPUE (g.net ⁻¹)	Coefficient of Variation for the Mean (%)	
			Abundance	Biomass
Natural lakes	36.9 (± 35)	1973 (± 1312)	10.1 (± 6)	7.8 (± 5)
Artificial lakes	53.5 (± 51)	2794 (± 1605)	10.6 (± 5)	8.4 (± 5)

Table 4: Coefficient of Variation of the Mean ($CVM \pm SD$) for abundance (NPUE) and biomass (WPUE) of roach and perch in natural and artificial lakes.

Lakes	Roach		Perch	
	NPUE	BPUE	NPUE	BPUE
Natural lakes	20 (± 18)	19 (± 19)	26 (± 25)	25 (± 25)
Artificial lakes	22 (± 6)	16 (± 7)	22 (± 13)	19 (± 13)

Figure 1

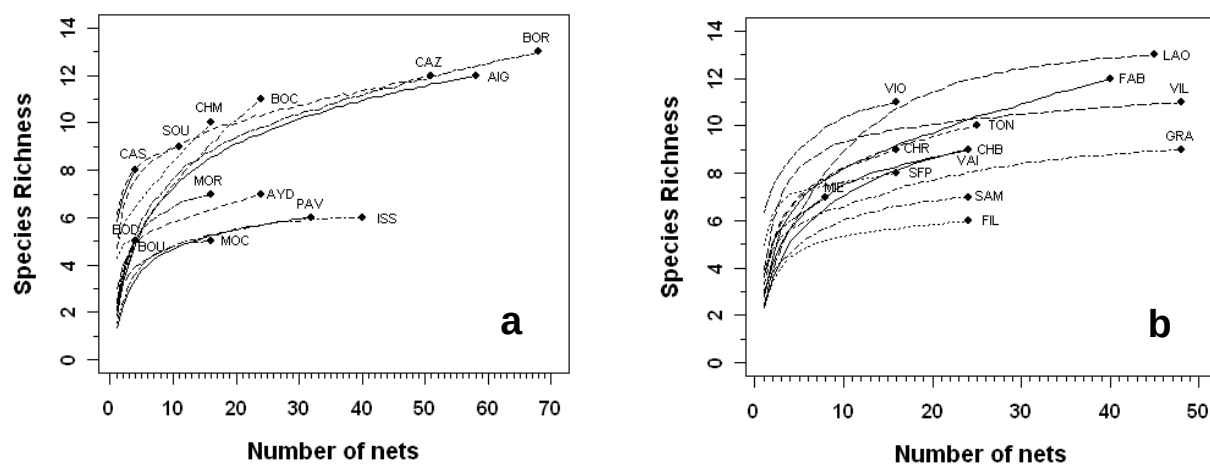


Figure 2

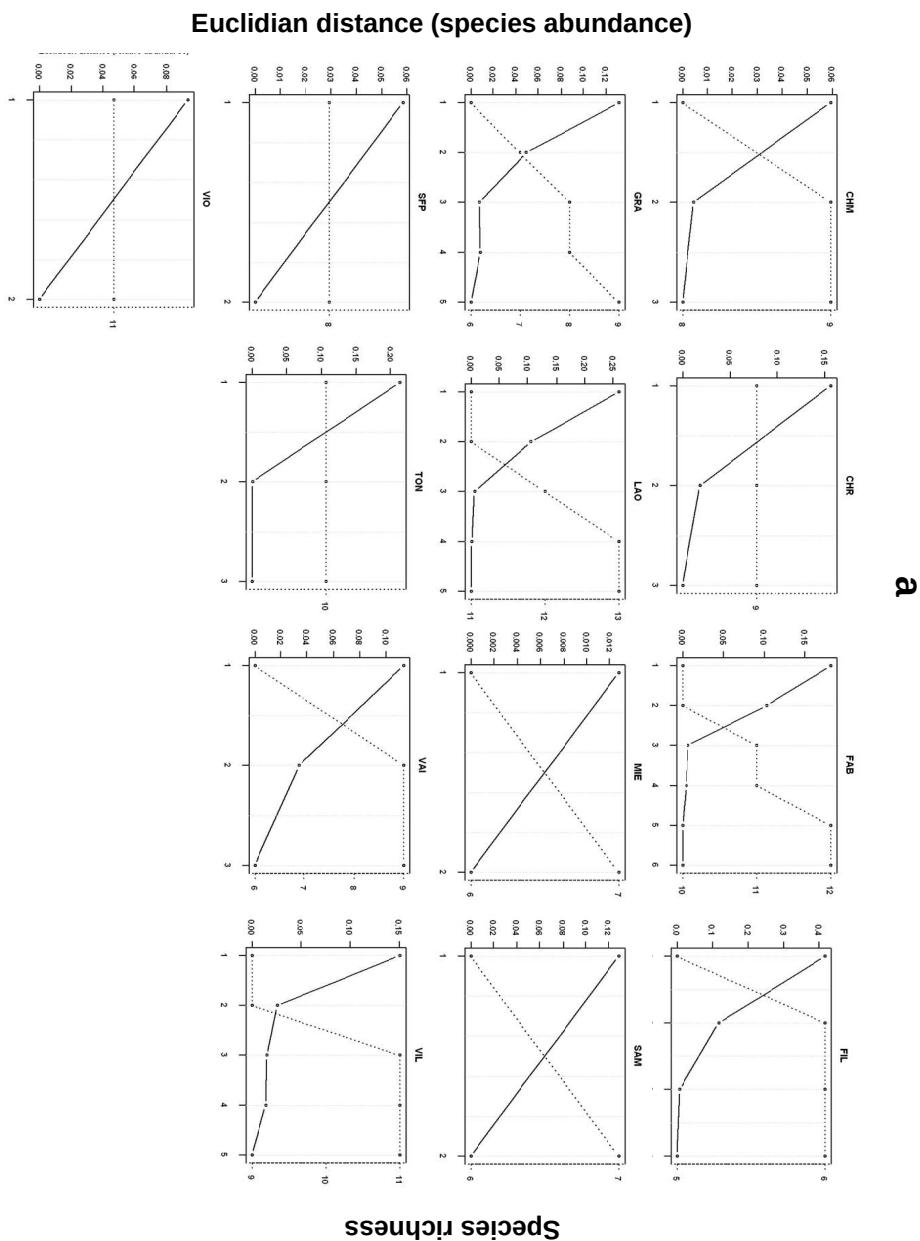
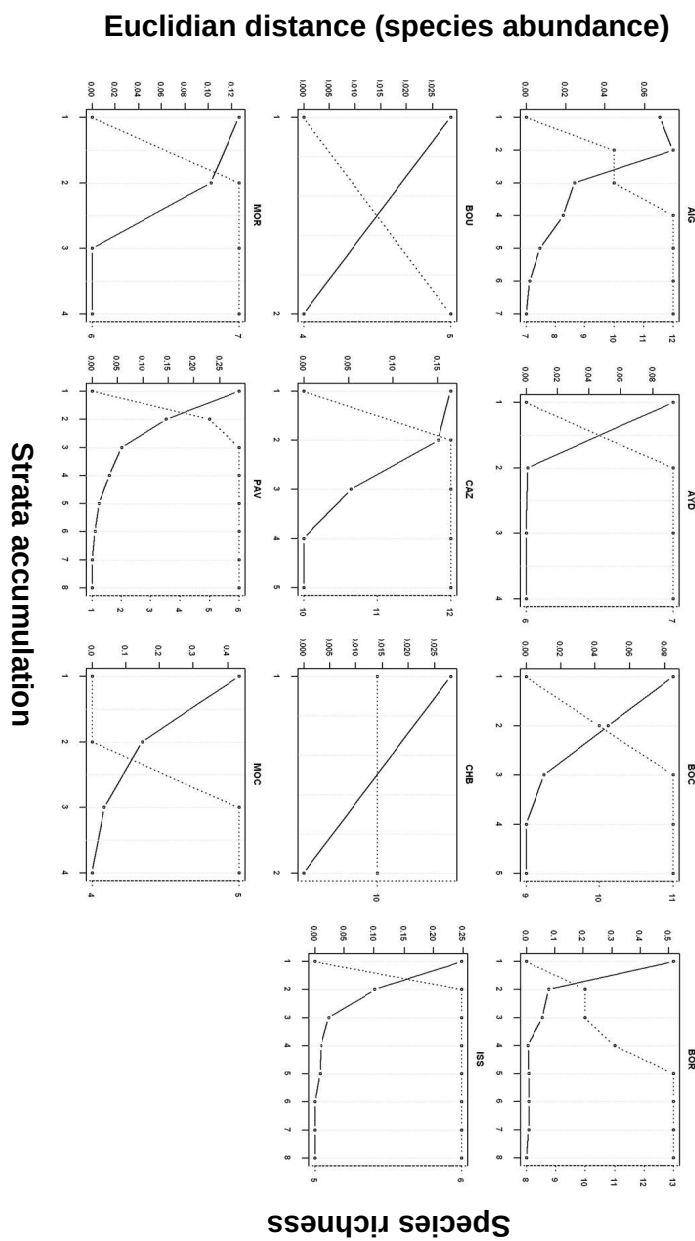


Figure 3

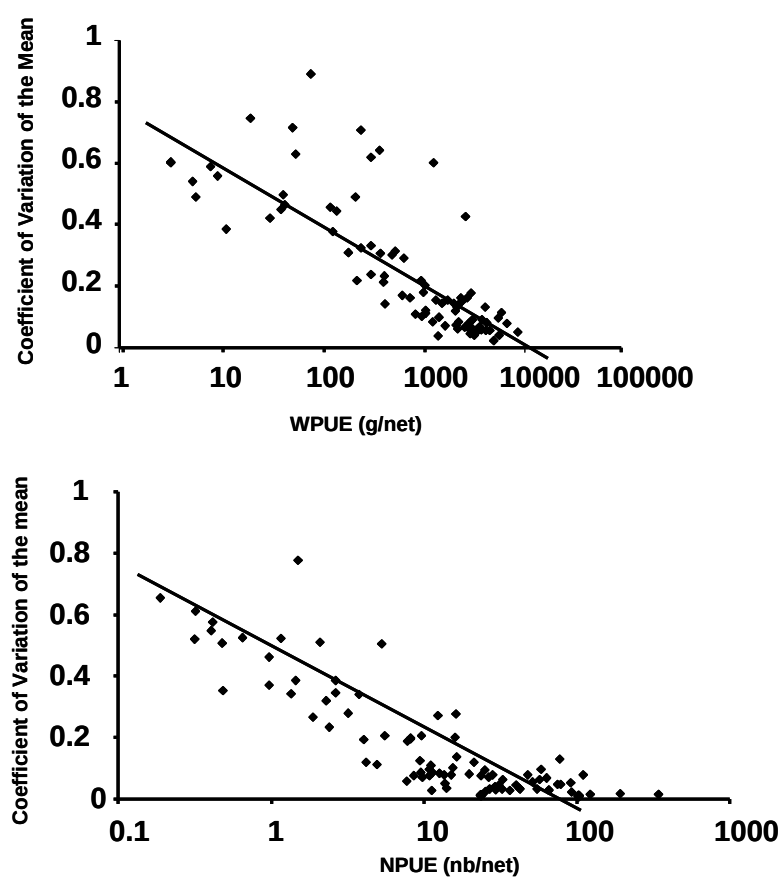
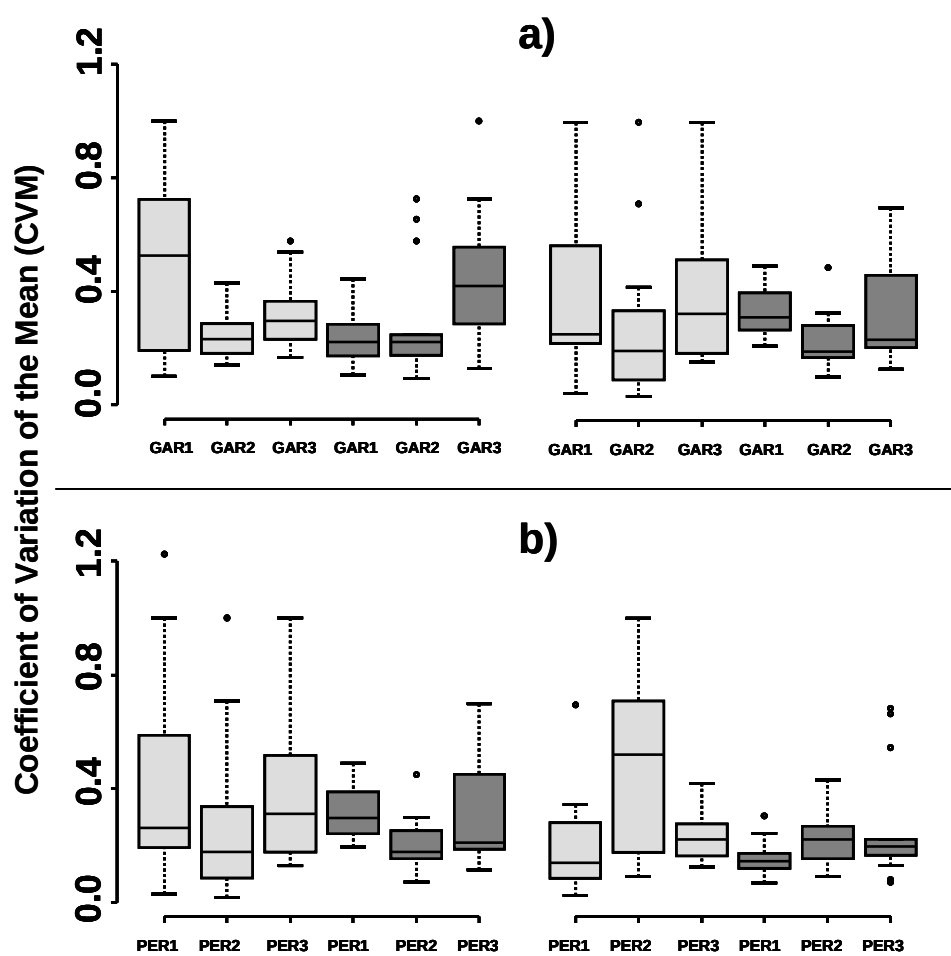


Figure 4



Article 3 : The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses

Jean Guillard and Charlotte Vergès

International Review of Hydrobiology 92 (6), 605-617

I. Contexte de l'étude

Avec la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau, les peuplements piscicoles sont devenus une composante essentielle de l'évaluation de la qualité écologique des plans d'eau. Du fait de la position apicale de ce compartiment biologique dans le réseau trophique, la connaissance des stocks apparaît alors indispensable pour décrire la qualité des plans d'eau et améliorer leur gestion. Il existe une demande sociétale forte et urgente pour standardiser des méthodologies fiables et reproductibles, utilisables en routine, en vue des futurs programmes européens de surveillance. Les études hydroacoustiques n'ont cessé de croître dans tous les types d'écosystèmes aquatiques dans le but d'acquérir des informations fines sur le vivant et plus particulièrement sur les poissons (Simmonds and MacLennan, 2005). Les améliorations techniques de ces méthodes ainsi que leur précision ont contribué à leur développement en eaux douces et en particulier dans les lacs (Kubecka *et al.*, 1998 ; Winfield *et al.*, 2002 ; Wanzenböck *et al.*, 2003 ; Cêch *et al.*, 2005 ; Guillard *et al.*, 2006 ; Mehner, 2006 ; Schimdt and Gassner, 2006). La sophistication des appareils de mesure alliée à une grande variété de protocoles nécessite de mettre en place un contrôle qualité des estimateurs et des outils permettant de les obtenir.

II. Objectifs de l'étude

L'objectif de ce travail est de comparer les estimateurs de la biomasse totale et les distributions en classes de taille acoustique obtenus à partir de différents types de parcours (i.e. transects parallèles, transects en long, parcours en zig-zag, de jour et de nuit) et selon différentes méthodes de calculs : krigeage (Petitgas, 2003 ; Rivoirard *et al.*, 2000), moyenne arithmétique (Smith, 1990), et par transect pris en tant qu'unité élémentaire d'échantillonnage (Jolly and Hampton, 1995). La finalité de ce travail est de vérifier la fiabilité de ces procédures pour pouvoir les appliquer dans le cadre d'un suivi de routine.

III. Principaux résultats obtenus

Les résultats obtenus sur les estimateurs sont similaires quelle que soient les méthodes statistiques de calcul utilisées. De plus les différentes stratégies d'échantillonnage n'ont pas d'impact sur les estimations de la biomasse et la structure en taille, dès lors que le taux de recouvrement est suffisant. Dans le cadre de la DCE et du

monitoring des milieux lacustres, ces différentes procédures d'hydroacoustique peuvent être utilisées pour estimer les stocks de poissons et suivre leur évolution dans le temps.

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

DOI: 10.1002/iroh.200710948

JEAN GUILLARD^{*,1} and CHARLOTTE VERGÈS²¹INRA; UMR CARRTEL, 75 avenue of Corzent, BP 511, 74203 Thonon, France;
e-mail: guillard@thonon.inra.fr²ASCONIT Consultants, Parc Scientifique Tony Gamier,
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; CÉCH *et al.*, 2005; GUILLARD *et al.*, 2006; MEHNER, 2006; SCHIMDT and GASSNER, 2006; CÉCH *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

ulation methods: kriging (PETITGAS, 2001; RIVOIRARD *et al.*, 2000), arithmetic mean (SMI 1990) and per transect, which are considered to be an elementary sampling distance u (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 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 of 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 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 three parameters that had the greatest impact on fish populations: temperature, oxygen concentration and turbidity.

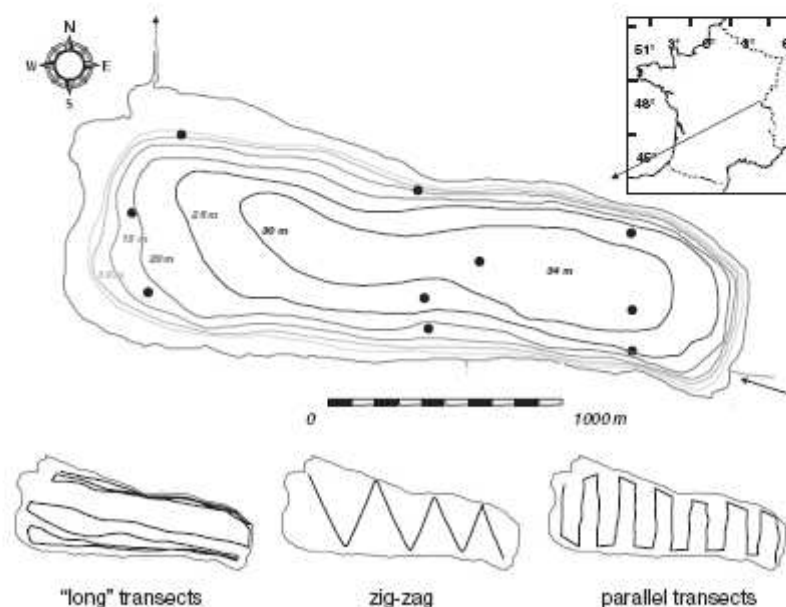


Figure 1. Bathymetric map of Lake Chalain showing the locations of physico-chemical sampling points and "long" transect, zig-zag transect, and parallel transect surveys.

2.2. Hydroacoustic Techniques

The use of acoustic techniques for studying fish populations is now well developed, and it is an accepted sampling method, particularly in lake ecosystems (BRANDT, 1996; WANZENBÖCK *et al.*, 2003; TAYLOR *et al.*, 2005). The sounder used was a SIMRAD EY500, 70 kHz, split-beam sounder, using a pulse length of 0.6 ms, emitting 8 pulses per second, with a circular transducer beam width of 11 degrees at -3 dB. The sounder is calibrated once a year in a pool (100 m long and 25 m deep at IFREMER, Brest) and *in situ* before each survey using the standard protocol of FOOTE *et al.* (1987). The water temperature was measured before the survey in order to adjust the water speed of sound parameter. The measurements were conducted from a 6.4 m long boat, the "Antares", the transducer being fixed to the side of the boat at the end of a pole at a depth of 0.6 m, with the boat sailing at a speed around $8 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$, the geographical positions being recorded by a GPS unit connected to the sounder. The detection thresholds were fixed at -60 dB for distinguishing individual targets ($40 \log R$), and at -55 dB for echointegration ($20 \log R$). The criteria used to distinguish individual targets are the default criteria recommended by the manufacturer for use in low-noise environments (SIMRAD, 1995): minimum and maximum returned pulse width 0.6 to 1.5 times the transmitted pulse duration, maximum gain compensation 6 dB, and a maximum phase deviation of 3 phase steps. The acoustic data were analysed using SIMRAD EP500 software, version 5.8.7.

We divided the data into two distinct depth layers to calculate the biomass estimators and size distributions. The two layers were defined with respect to the thermocline, a factor that structures fish populations in this type of environment: perch and cyprinids are found mostly in the epilimnion, and salmonids mostly in the hypolimnion (GUILLARD *et al.*, 2004). The acoustic biomass values are expressed in $S_a (\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1})$, and the acoustic size classes, *i.e.*, "Target Strength" (TS) (MACLENNAN *et al.*, 2002) in decibel (dB). The size distributions are based on the mean TS (average calculated in the linear domain) of the fish detected as individual fish (tracking). As the aim of this article is to compare sampling strategies and calculation methods, the data have not been transformed into normal units of weight and length (g and m). Short Elementary Sampling Distance Units (ESDU) were chosen in order to be able to detect variations in spatial distributions; ESDUs are based on pings per transects (250), corresponding to a mean distance covered of 70 m.

2.3. The Survey Designs

Autumn is the most suitable period for obtaining the best picture of the fish populations in these kinds of lakes, in terms of fish fauna and thermal stratification (DEGIORGI *et al.*, 1993). At this season, the fish are further below the surface than in summer (KUBECKA and WITTINGEROVA, 1998), which means that they are less likely to flee from the boat, and so remain unsampled. In the autumn, the fish have not yet congregated to form schools, as they do both day and night once the thermocline disappears (GUILLARD, 1991). The surveys were conducted during the day and at night, so as to detect any changes in spatial distributions over the diurnal cycle, changes that are known to occur in most aquatic environments (FRÉON *et al.*, 1996) and especially in lakes (KNUDSEN *et al.*, 2006). The surveys started about one hour after nightfall, to ensure that the diurnal migratory movements had finished. Three kinds of surveys were conducted (Fig. 1), with a total of 11 surveys. The parallel transect surveys (distance between transects 200 m) recommended by SIMMONDS and MACLENNAN (2005), were replicated twice on the first night, and then conducted every night, except on the second night when trawl surveys were conducted (GUILLARD and GERDEAUX, 1993). The characteristics of each survey are summarised in Table 1, where the coverage ratio (AGLEN, 1989) is defined by the length of all the transects divided by the square root of the lake area.

2.4. Statistical Analysis of the Data

We used three well-known hydroacoustic methods for calculating the fish stock estimates (SIMMONDS and MACLENNAN, 2005):

1) The geostatistical approach (RIVOIRARD *et al.*, 2000; PETITGAS, 2001), by calculating an experimental variogram for the two layers defined, and for each survey. The variogram takes into account the spatial structure of the data, then calculates an estimator of the mean by kriging; the estimation variance

was calculated using variogram models and the method available in EVA2 software (PETITGAS and LAFONT, 1997).

2) The arithmetic mean of the data, which is thought to provide an unbiased estimator of the mean of the area if sampling is uniformly distributed without any initial statistical hypothesis (SMITH, 1990).

3) Finally, using the "per-transect" method, which is taken to be the basic sampling distance unit, which overcomes any spatial correlation constraints, each transect being assumed to be spatially independent of the others (JOLLY and HAMPTON, 1990).

We also carried out calculations using alternate transects, which can be used to compare the estimates obtained with a coverage ratio reduced by half.

95% confidence intervals were calculated from the variance of the estimates obtained using the statistical method or the standard formula (PETITGAS and LAFONT, 1997), and displayed in the Figure. To compare the biomass estimates obtained using different protocols and calculation methods, we used the Kruskal-Wallis and Wilcoxon non-parametric tests (SPRENT, 1992). These tests were done to compare (i) the diurnal and nocturnal estimates of biomass, (ii) survey designs, (iii) statistical methods, (iv) biomass in the layers above and below the thermocline and (v) replicates of the transects surveyed over time. We computed the non-parametric Wilcoxon test when there were two samples, and Kruskal-Wallis non-parametric test when there were more than two samples. We compared the size class distributions using the Smirnov non-parametric test (SPRENT, 1992).

3. Results

3.1. Physico-Chemical Variables

The *physico-chemical* profiles (Fig. 2) revealed very consistent temperature patterns, with a pronounced thermocline around 12 m from the surface (Fig. 2a). The same turbidity values were also found at all the stations, with low mean values of 1 or 2 FTU, except in the layers close to the lake bottom, where values of between 5 and 12 FTU were found (Fig. 2b). The oxygen profiles were also similar at all stations (Fig. 2c), with a minimum level of about 40% in the deepest layers, and a maximum at about 12 m. The maximum concentration was around 11.3 mg l^{-1} , and the minimum concentration about 5.3 mg l^{-1} . The organoleptic characteristics of the water column led us to divide the lake into two distinct layers for the purpose of the analysis: the epilimnion between 1–12 m, and the hypolimnion extending from a depth of 12 m to the lake bottom.

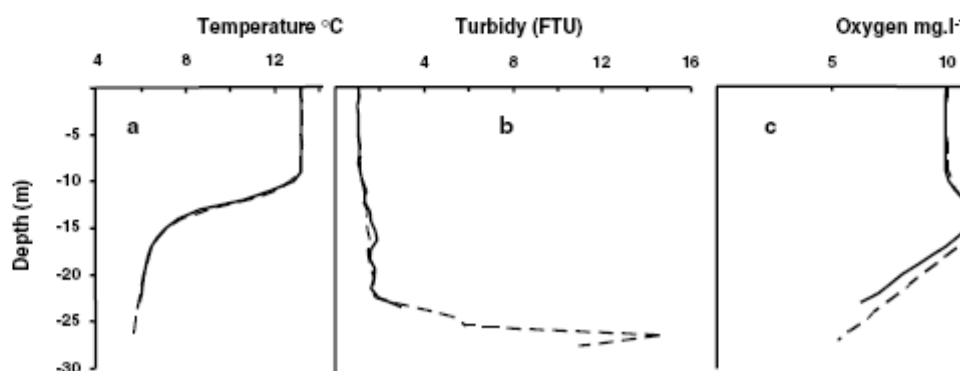


Figure 2. Physico-chemical profiles: a – temperature, b – turbidity, c – oxygen; example of two profiles at two different locations, dotted and solid lines.

Hydroacoustic Surveys of Fish

609

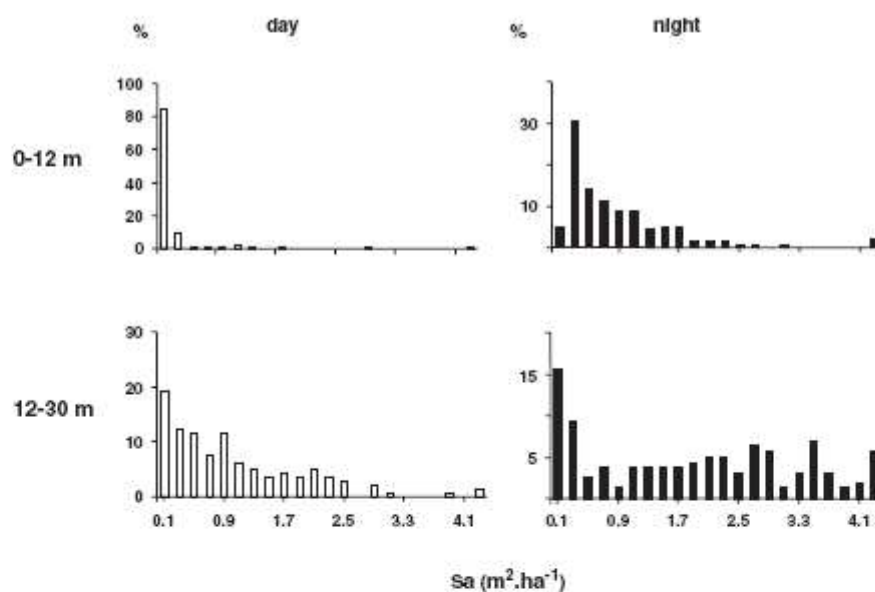


Figure 3. Density histograms (S_a , $m^2 \cdot ha^{-1}$), an example of a day and night survey conducted on 20 October 2003.

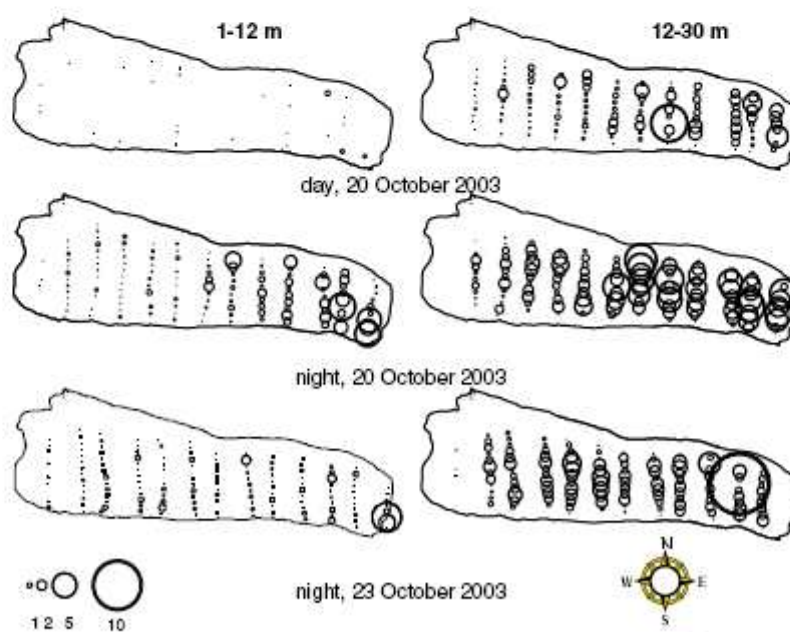


Figure 4. Biomass distributions (S_a , $m^2 \cdot ha^{-1}$) for the transect surveys, examples of the day and night survey conducted on 20 October 2003, for the 1–12 m and 12–30 m layers, and of the 23 October 2003 night survey.

3.2. Biomass Detected: Descriptive Analysis

The histograms (Fig. 3) of the distribution of acoustic biomass values (S_a) (transect surveys of 20 October) parallel the echograms: low densities were observed in the daytime above the thermocline (more than 80% of values in the $0\text{--}0.2\text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ class), whereas distributions were more uniform below the thermocline. At night, the abundance distribution histograms in the surface layer reflected the changes in fish distribution, with few ESDUs in the $0\text{--}0.2\text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ class; the fish were distributed throughout the lake (fish were detected in 80% of ESDUs). Changes were also recorded in the 12–30 m layer, with more uniformly distributed histograms. For the other surveys, the histograms of the acoustic biomass had the same shape as those obtained during the 20 October surveys.

Acoustic biomass findings for these two layers (Fig. 4) reveal differences between diurnal and nocturnal spatial distributions. These differences were more pronounced in the surface layer than in the deeper layer. No clear distinction was evident between the north and south shores, but the biomass detected was higher in the eastern side of the lake. On the last day of survey, fewer fish were detected in the epilimnion than during the previous survey, and they were distributed more uniformly in the hypolimnion.

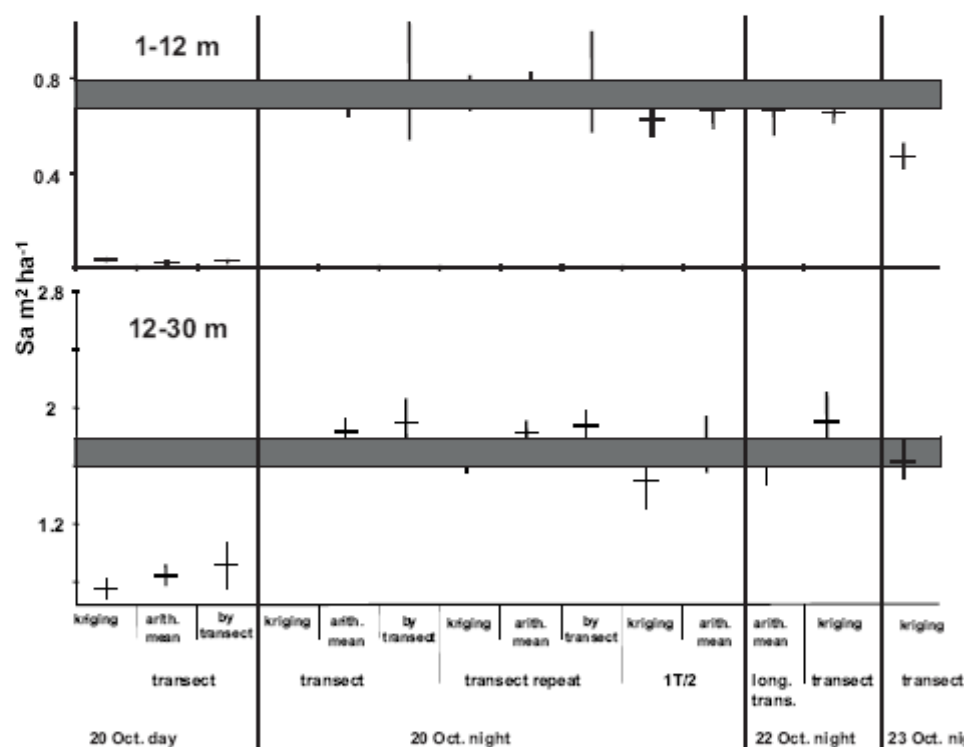


Figure 5. Mean acoustic biomass (S_a , $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) for different surveys and statistical methods, 1–12 and 12–30 m layers; the grey lines indicate the confidence intervals for the first transect survey, using the kriging method.

3.3. Biomass Detected: Estimation of the Mean Biomass

3.3.1. Day – Night

The day and night estimators (Fig. 5) were calculated during all the surveys (the example presented is that from the 20 October survey), and clearly confirmed the previous observations: the biomass detected was significantly higher at night than during the day in both layers (Wilcoxon's non-parametric test, P -value < 0.05) (Table 2). In particular, a very marked difference was found between the two periods in the surface layer: the estimators for the day and the night varied by a factor of about 20 in the surface layer, and by a factor of 2 in the deeper layer. These findings are similar to those from other surveys conducted on other days.

3.3.2. Repeatability and Temporal Changes

Comparisons of the transect surveys conducted on the same days do not reveal any significant differences (Kruskal-Wallis non-parametric test, P -value = 0.43) (Table 2). Nevertheless, whereas the estimators calculated were not statistically different for the hypolimnion, in the case of the epilimnion, the estimator for the last night was significantly different.

3.3.3. Sampling, Survey Design and Calculation Methods

Comparisons of the different kinds of surveys (transect, alternate transects, zig-zag and long transect) (Fig. 1, Table 1) do not reveal any significant differences (Table 2). The results were the same for both layers for all the types of survey conducted. The estimators obtained by the three calculation methods did not differ significantly (Table 2) from one another in any given survey.

Table 1. Characteristics of the surveys, October 2003

	date	No. of ESDU	total length (km)	coverage ratio
Day				
Transect	20 Oct.	146	12.96	8.51
Transect	22 Oct.	178	12.84	8.43
Zig-zag	22 Oct.	117	7.55	4.96
Long transect	22 Oct.	283	18.51	12.16
Transect	23 Oct.	157	12.92	8.49
Night				
Transect	20 Oct.	145	12.81	8.41
Transect	20 Oct.	144	13.01	8.55
Transect	22 Oct.	145	12.47	8.19
Long transect	22 Oct.	269	18.67	12.26
Transect	23 Oct.	160	13.27	8.72
Transect (1/2)	23 Oct.	76	6.63	4.36
Zig-zag	23 Oct.	90	5.93	3.89

Table 2. Results of the Kruskal-Wallis (K) and Wilcoxon (W) tests applied to the estimates of biomass values obtained during surveys, and for the different survey designs. *N*: number of modalities. *P*-value: probability level. (*: slightly significant difference, $P < 0.05$, **: significant difference, $P < 0.01$, ***: very significant difference, $P < 0.001$ NS: not significant)

	<i>N</i>	K or W	<i>P</i> -value
Between diurnal and nocturnal surveys			
– Day: arithmetical estimates for transect surveys (20, 22 and 23 Oct.)	24	36	0.03872 (*)
– Night: arithmetical estimates for transect surveys (20, 22 and 23 Oct.)			
Between different survey designs			
– Parallel transects: arithmetical estimates (20 Oct.)			0.3916
– 1 transect/2: arithmetical estimates (20 Oct.)	16	3	(NS)
– Zig-zag: arithmetical estimates (20 and 22 Oct.)			
– Long transect: arithmetical estimates (22 Oct.)			
Between different statistical methods			
– Kriging: estimates for the transect survey (20 Oct.)			0.3916
– Arithmetical mean: estimates for the transect survey (20 Oct.)	12	3	(NS)
– By transect as the ESDU: estimates for the transect survey (20 Oct.)			
Between the biomass in the layers above and below the thermocline			
– above the thermocline: all the estimates for all the survey designs	44	2	3.802e–12
– below the thermocline: all the estimates for all the survey designs			(***)
Between replicates of the parallel transect survey			
– parallel transects (20 Oct.): all estimates			0.4289
– parallel transects (22 Oct.): all estimates	24	7	(NS)
– parallel transects (23 Oct.): all estimates			

3.4. Size Classes

Only the parallel transect surveys have been analysed, because they are the ones usually used in hydroacoustical surveys.

3.4.1. Day – Night

In the surface layer, the number of targets detected during daylight is too small to make it possible to calculate the size class distribution. At night, the distribution was bimodal (Fig. 6) (50% < –42 dB, 50% > –42 dB), and the inshore (water depth less than 20 m) and offshore areas differed (Smirnov test, $P < 0.01$) (Fig. 7). In the inshore area, most of the fish recorded were small in size (85% < –42 dB), whereas in the offshore zone the distribution was bimodal (50% < –42 dB, 50% > –42 dB). In the deeper layers, the size distributions (Fig. 6) were not significantly different during the day and at night (Smirnov test), although the mean TS values were different (1.4 dB deviation) (Table 3). Ninety percent of the fish detected had a TS > –42 dB. At night, the TS values in the deeper layers were less widely distributed, so that the mean value was higher.

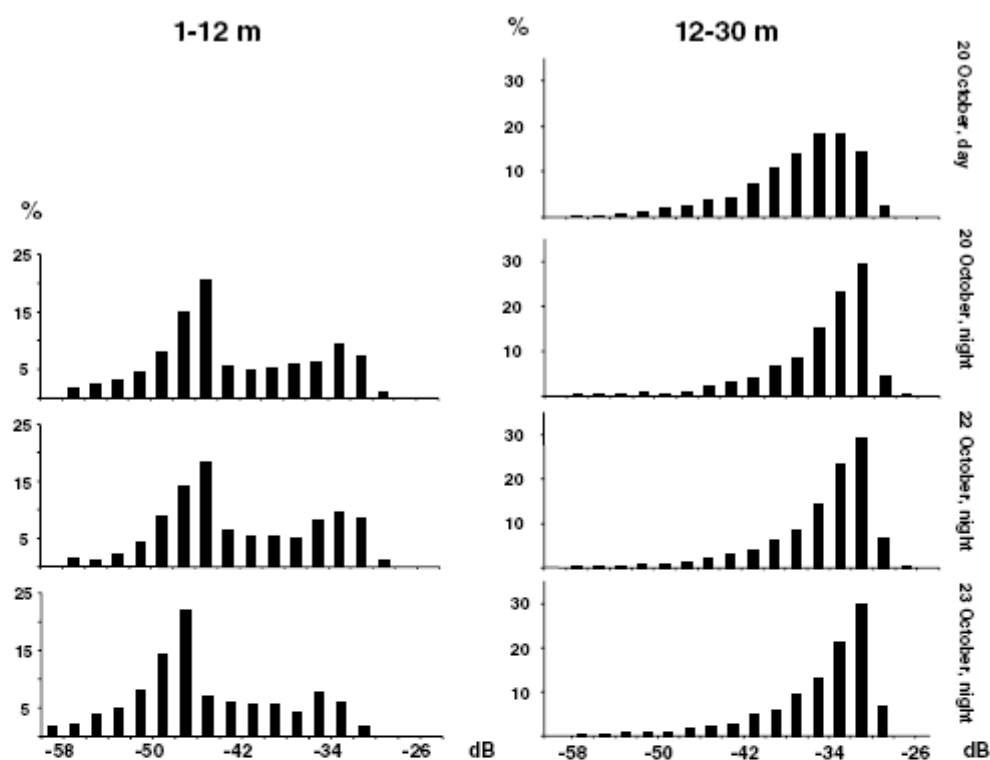


Figure 6. Day and night Target Strength (TS) distribution (20, 22, 23 October, 1–12 m and 12–30 m layers).

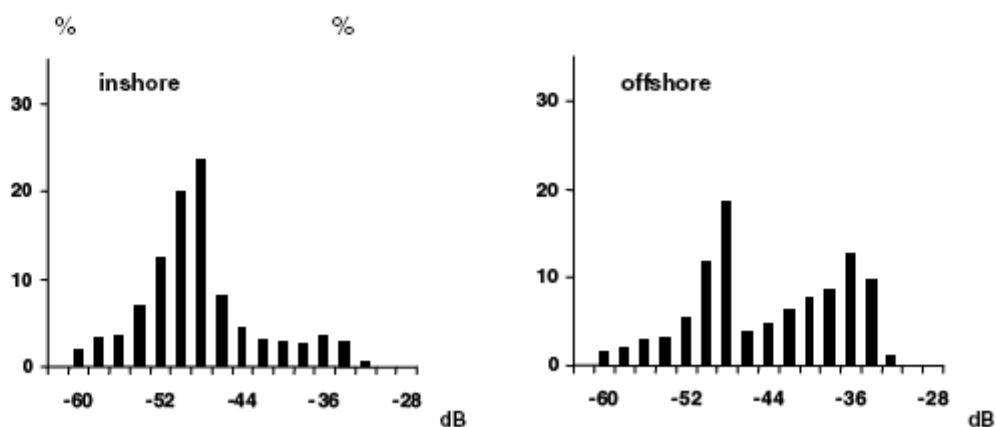


Figure 7. Night time Target Strength (TS) distribution (20 October, 1–12 m layer, inshore (left) and offshore (right) areas).

Table 3. Mean TS for the 1–12 and 12–30 m layers and number of fish tracked.

	20 Oct. day	20 Oct. night	20 Oct. repeat	23 Oct. night
1–12 m				
number of fish tracked	20	943	898	978
mean TS		–39.6	–39.3	–40.7
12–30 m				
number of fish tracked	1131	1774	1785	1805
mean TS	–36.5	–35.1	–34.9	–35.0

3.4.2. Repeatability and Temporal Changes

For two consecutive surveys, the TS distributions were not statistically different (Smirnov test not significant) in the two layers (Fig. 6), and the mean TS values were very similar (and 0.2 dB deviation for the epilimnion and hypolimnion respectively) (Table 3). The number of fish tracked was similar for all the dates. Over time, the distributions were very similar in the surface layer (Fig. 6) (Smirnov test not significant), but the TS values were lower on the last day (1.4 dB difference, Table 3), whereas the distribution and mean TS were the same in the deeper layer (Smirnov test significant, 0.05 dB difference, Table 3).

4. Discussion

Hydroacoustic measurement surveys, using different sampling strategies and statistical aspects (KIMURA and SOMERTON, 2006), provide an estimate of the fish biomass and size distribution. The measurements are expressed in acoustics units or in the usual units, met and grams, if a conversion can be done (SIMMONDS and MACLENNAN, 2005). In particular when there is a spatial density gradient, the measurement error will be greater for random sampling (GIMONA and FERNANDES, 2003). The geostatistical approach makes it possible to determine the variance of non-random sampling reliably and precisely (PETITGAS, 2001), as it takes spatial structures into account. In our study, data analysis was carried out using several commonly-used statistical methods (SIMMONDS and MACLENNAN, 2005). Of course, conclusions can only be validly drawn for our study, with a specific lake morphology, and with a fish population consisting mainly of perch, roach and whitefish, that are vertically segregated. The number of fish per hectare could be estimated by calculating the area density, $(Sa, m^{-2} \cdot h)$ by σ , the “equivalent area” defined by $TS = 10 \log(\sigma)$ for each layer. For the hypolimnion the number of fish was around 440 per hectare, with a mean length of around 30 cm using LOVE’s equation (LOVE, 1977). In the epilimnion, we can estimate the number to be around 2200 small fish, mean length around 8 cm, and 75 “big” fish, around 30 cm per hectare according to LOVE (1977).

These analyses show that the value of the biomass estimator was not significantly different for any of the calculation methods used. The differences in the results obtained by the methods mainly involve the associated confidence intervals. For example, when the transect was taken to be the elementary sampling distance unit, the result was statistically indistinguishable from the other survey strategies, but the associated confidence interval was greater, because of the great biomass differences detected between transects. Moreover, this method cannot be used to map fish densities, or to investigate the spatial distribution of fish populations.

It is now generally accepted that fish behaviour over the nycthemeral cycle has a direct influence on the biomass and size distribution estimates (FRÉON *et al.*, 1996). In temperate lake environments, the daytime biomass data is underestimated compared to night-time estimations, and it is difficult to obtain significant TS data (KNUDSEN *et al.*, 2006; GUILLARD *et al.*, 2006). At night, the fish populations are more dispersed, and located throughout the whole water column, whereas during the daytime they congregate in schools, near to the bottom or in the shorelines and are therefore less accessible to acoustic methods (FRÉON and MISUND, 1999). This has a major impact on the estimates, as the estimators vary by a factor of 20 for the surface layers versus one of 2 for the deeper layers. For the size distributions, it was impossible to obtain TS distributions for the epilimnion, however in the hypolimnion the fish detected had a lower TS value during the day than at night. This difference could be attributable to differences in behaviour (tilt angle) or by different spatial distributions of the fish population. It is therefore essential to differentiate between day and night samplings, and to operate under uniform environmental conditions.

The various sampling protocols used gave results that were not statistically significantly different. The “long” transects did not have any time advantage, and were more difficult to conduct, and the zig-zag transects led to statistical difficulties, because of the autocorrelation between the data collected at the extremities of the transects (SIMMONDS and MACLENNAN, 2005). The transect surveys were easier to conduct than the other methods, except in the case of very elongated water bodies and reservoirs, where the zig-zag method could be more effective. For security reasons, and particularly after dark, zig-zag survey designs are sometimes chosen because they minimise the time spent operating in inshore areas. When the sampling density is high, two successive surveys using the same protocol provide statistically indistinguishable results, in terms of both biomass and size structure. In our case, when the sampling work was halved, the results remained statistically unchanged.

Several days separated the first and last surveys, we observed that a lower biomass was detected in the 1–12 m layer and lower TS values. For the 12–30 m layer, the biomass and TS results were constant over time. The density distribution images show clearly that the spatial distributions changed over the course of the survey. At the beginning, the fish were concentrated on the eastern side of the lake, and they subsequently spread out throughout the lake. Frequent disturbance from boats on the eastern shores, where the landing stage is situated, may have been what led the fish to migrate to quieter areas. Although this boat traffic had little effect on the behaviour of fish in the deeper layers, and therefore on the acoustic sampling, an effect was discernable in the surface layers: one hypothesis is that the fish moved inshore, which made them less accessible to hydroacoustic detection methods. The experimental net catches lasted several days, which means that these fish movements could have had an effect on fish catches. Changes in fish behaviour lasting just a couple of days on a lake could have a major impact on stock estimation and apparent size distributions.

The rapidity with which hydroacoustic methods can be deployed, and their low operating cost give them an undeniable advantage over other methods. Their reliability, despite the diversity of equipment on offer, is now recognized in lake environments (WANZENBÖCK *et al.*, 2003). Depending on the size of the lake, they can provide a picture of the fish population in terms of biomass (mean acoustic density and number of fish per hectare) and size class distribution (at least the proportion of small, medium-sized and big fish) within a few hours. They also provided good precision and repeatability for all the designs and the calculation methods tested. The data obtained can be compared from one lake to another, making it possible to compare the densities and size structures in each water body. This method is also non-destructive, which is a real advantage for the monitoring required by the WFD. The cost of such sampling is low once the equipment has been purchased, and only requires two operators working from a boat. However, hydroacoustic surveys can only partly meet the requirements of the WFD, because they do not identify the species or age structure of the fish, but they can be used as a complement to other inventory methods such as gill net surveys.

5. Acknowledgements

We are very grateful to the two anonymous referees for their helpful comments, which considerably improved this manuscript, and to MICHEL COLON and JEAN-CHRISTOPHE HUSTACHE for their help during the surveys.

6. References

- AGLEN, A., 1989: Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. – ICES J. Mar. Sci. 46: 283–290.
- APPELBERG, M., E. DEGERMAN, B. C. BERGQUIST, 2000: Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. – Verh. Int. Verein. Limnol. 27: 311–314.
- BRANDT, S. B., 1996: Acoustic assessment of fish abundance and distribution. – In: B. R. MURPHY, D. W. WILLIS (Eds): Fisheries Techniques, 2nd edition, Am. Fish. Soc., 385–432.
- CĚCH, M., M. KRATOCHVIL, J. KUBECKA, V. DRÁSTIK and J. MATENA, 2005: Diel vertical migration of bathypelagic perch fry. – J. Fish Biol. 66: 685–702.
- CĚCH, M., J. KUBECKA, J. FROUZOVÁ, V. DRÁSTIK, M. KRATOCHVIL, J. MATENA and J. HEJZLAR, 2006: Distribution of the bathypelagic perch fry layer along the longitudinal profile of two large canyon-shaped reservoirs. – J. Fish Biol. 70: 141–154.
- DEGIORGI, F. and J. P. GRANDMOTTET, 1993: Relations entre la topographie aquatique et l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre: définition des modalités spatiales d'une stratégie de prélèvement reproductible. – Bull. Fr. Pêche Piscic.: 199–220.
- DEGIORGI, F., J. GUILLARD, J. P. GRANDMOTTET and D. GERDEAUX, 1993: Les techniques d'études de l'ichtyofaune lacustre utilisée en France: bilan et perspectives. – Hydroécologie appliquée 5: 27–34.
- DEGIORGI, F., J. GUILLARD, K. HOLMGREN, M. DAHLBERG, J. C. RAYMOND and C. VERGÈS, 2005: Swedish fishing sampling, vertical nets and hydroacoustic: three approaches for the study of the fish population 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, UK, *In press*.
- FOOTE, K. G., H. P. KNUDSEN, G. VESTNES, D. N. MACLENNAN and E. J. SIMMONDS, 1987: Calibration of acoustic instruments for fish-density estimation: a practical guide. – ICES Cooperative Research Report, 144 pp.
- FRÉON, P., F. GERLOTTO and M. SORIA, 1996: Diel variability of school structure with special reference to transition. – ICES J. Mar. Sci. 53: 459–464.
- FRÉON, P. and O. A. MISUND, 1999: Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour: effects on fisheries and stock assessment. – Fishing news books, Blackwell Science, Oxford, 348 pp.
- GIMONA, A. and P. G. FERNANDES, 2003: A conditional simulation of acoustic survey data: advantages and potential pitfalls. – Aquat. Living Res. 16: 123–129.
- GUILLARD, J., 1991: Etude des stocks pisciaires lacustres par échointégration: problèmes méthodologiques. – Th. Doct. Sci.; Un. Cl. Bernard, Lyon I, 156 pp.
- GUILLARD, J. and D. GERDEAUX, 1993: *In situ* determinations of the target strength of roach (*Rutilus L.*) in Lake Bourget with a single-beam sounder. – Aquat. Living Res. 6: 285–289.
- GUILLARD, J., A. LEBOURGES-DHAUSSY and P. BREHMER, 2004: Simultaneous Sv and TS measurement on YOY fresh water fish using three frequencies. – ICES J. Marine Science 61: 267–273.
- GUILLARD, J., M.-E. PERGA, M. COLON and N. ANGELL, 2006: Hydroacoustic assessment of young-of-the-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). – Fish. Man. Ecol. 13: 1–9.
- JOLLY, G. and I. HAMPTON, 1990: A stratified random transect design for acoustic surveys of fish stock. – Can. J. Fish. Aquatic Sci. 47: 1281–1291.
- KIMURA, D. K. and D. A. SOMERTON, 2006: Review of Statistical Aspects of Survey Sampling in Marine Fisheries – Reviews in Fisheries Science 14: 245–283.
- KNUDSEN, F. R., P. LARSSON and P. JAKOBSEN, 2006: Acoustic scattering from a larval insect (*Chaoborus flavicans*) at six echosounder frequencies: Implication for acoustic estimates of fish abundance. – J. Fish. Res. 79: 84–89.
- KUBECKA, J. and M. WITTINGEROVA, 1998: Horizontal beaming as a crucial component of acoustic stock assessment in freshwater reservoirs. – Fish. Res. 35: 99–106.

- LOVE, R., 1977: Target strength of an individual fish at any aspect. – J. Acoust. Soc. Am. 62: 1397–1403.
- MACLENNAN, D., P. G. FERNANDES and J. DALEN, 2002: A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. – ICES J. Marine Sci. 59: 365–369.
- MEHNER, T., 2006: Prediction of hydroacoustic target strength of vendace (*Coregonus albula*) from concurrent trawl catches. – Fish. Res. 79: 162–169.
- PETTIGAS, P. and T. LAFONT, 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.
- PETTIGAS, P., 2001: Geostatistics in fisheries survey design and stock assessment: models, variances and applications. – Fish. Fisher. 2: 231–249.
- RIVOIRARD, J., J. SIMMONDS, K. G. FOOTE, P. FERNANDES and N. BEZ, 2000: Geostatistics for estimating fish abundance, Blackwell Science Ltd, Oxford, G.B., 206 p.
- SCHMIDT, M. B. and H. GASSNER, 2006: Influence of scuba divers on the avoidance reaction of a dense vendace (*Coregonus albula* L.) population monitored by hydroacoustics. – Fish. Research 82: 131–139.
- SIMMONDS, E. J. and D. N. MACLENNAN, 2005: Fisheries Acoustics: Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 pp.
- SIMRAD, 1995: Simrad EP500 echo-processing system. – P2593E/857–130201/INM/AA009.
- SMITH, S., 1990: Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. – Can. J. Fish. Aquatic Sci. 47: 894–903.
- SPRENT, P., 1992: Pratique des statistiques non paramétriques. – INRA (ed.), Paris, 105 pp.
- TAYLOR, J. C., J. S. THOMPSON, P. S. RAND and M. FUENTES, 2005: Sampling and statistical considerations for hydroacoustic surveys used in estimating abundance of forage fishes in reservoirs. – North American Journal of Fisheries Management 25: 73–85.
- VERNEAUX, J., V. VERNEAUX and A. GUYARD, 1993a: Classification biologique des lacs jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. I-Variété et densité de la faune. – Annls. Limnol. 29: 59–77.
- VERNEAUX, J., V. VERNEAUX and A. GUYARD, 1993b: Classification biologique des lacs jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. II-Nature de la faune. – Annls. Limnol. 29: 383–393.
- VERNEAUX, J., V. VERNEAUX and A. SCHMITT, 1995: Classification biologique des lacs jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. III-Relations entre les données biologiques et variables du milieu. – Annls. Limnol. 31: 277–286.
- WANZENBÖCK, J., T. MEHNER, M. SCHULZ, H. GASSNER, and I. J. WINFIELD, 2003: Quality assurance of hydroacoustic surveys: the repeatability of fish-abundance and biomass estimates in lakes within and between hydroacoustic systems. – ICES J. Marine Sci. 60: 486–492.
- WINFIELD, I. J., C. W. BEAN and D. P. HEWITT, 2002: The relationship between spatial distribution and diet of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Loch Ness, U.K. – Environ. Biol. Fishes 64: 63–73.

Manuscript received January 9th, 2007; revised July 6th, 2007; accepted July 6th, 2007

**Article 4 : Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz -
consequences for fish stock estimation**

Malgorzata Godlewska, Michel Colon, Leszek Doroszczyk, Bronek Długoszewski,
Charlotte Vergès and Jean Guillard

Fisheries Research (2008), doi:10.1016/j.fishres.2008.09.015

I. Contexte de l'étude

Les récentes innovations des technologies acoustiques et de traitement du signal associées à plusieurs années d'utilisation de l'acoustique en mer et en eaux douces, ont conduit à une reconnaissance de l'hydroacoustique comme une technique de mesure fiable (Simmonds and MacLennan 2005). Actuellement, les matériels d'hydroacoustique disponibles sur le marché sont produits par différents fabricants et les spécifications en termes d'équipements et de logiciels varient fortement. L'amélioration et l'harmonisation des outils sont nécessaires avant de pouvoir utiliser l'acoustique comme une technique de routine. En particulier, l'acceptation au plan international de normes concernant la configuration des systèmes et l'élaboration de lignes directrices pour l'exécution des campagnes d'échantillonnage sont nécessaires.

La première étape vers la standardisation des outils consiste à comparer les différents systèmes, les matériels provenant de différents fabricants et l'utilisation des fréquences. Malheureusement peu de ces comparaisons sont actuellement disponibles. Rudstam *et al.* (1999) ont comparé les performances d'un seul faisceau à celui d'un dispositif partagé, tandis que d'autres auteurs ont comparé les faisceaux doubles aux faisceaux partagés (Ehrenberg et Torkelson 1996, Ona 1999, Gauthier et Rose 2002). Toutefois, il est remarquable de constater que, bien que le recours à la multi-fréquence soit de plus en plus important, les comparaisons de fréquences entre différents échosondeurs font encore largement défaut. Guillard *et al.* (2004) ont utilisé simultanément trois fréquences: 70, 129 et 200 kHz pour étudier la biomasse de la perche (*Perca fluviatilis*), qui représente la fraction majoritaire de la biomasse piscicole dans le lac d'Annecy (au-dessus de la thermocline). Les résultats ont montré une convergence des estimateurs de biomasse et de taille entre les fréquences. Un certain nombre de publications, en particulier dans le milieu marin, montrent par ailleurs que les espèces diffèrent dans leur réponse selon la fréquence utilisée, impliquant que le multi-fréquence pourrait être un moyen de parvenir à identifier les espèces (Madureira *et al.* 1993, Mitson *et al.* 1996, Horne 2000, Korneliussen et Ona 2002, 2003, Gauthier et Horne 2004).

II. Objectifs de l'étude

Dans la présente étude, nous comparons les estimateurs de biomasse et de tailles acoustiques entre deux sondeurs de fréquences différentes, 70 kHz et 120 kHz, qui ont été mis en œuvre simultanément depuis le même bateau, par conséquent ils échantillonnent les

mêmes populations de poissons. Les populations de poissons étudiées sont majoritairement les percidés et les cyprinidés occupant principalement la couche de surface, et le corégone (*Coregonus albula* L.) qui domine dans la couche hypolimnique du lac.

III. Principaux résultats obtenus

Il a été démontré que, indépendamment des populations de poissons étudiées, les deux fréquences donnent des estimations similaires des tailles acoustiques (TS) et des biomasses (Sv). Afin que l'hydroacoustique devienne un outil standard utilisé en routine dans les réseaux de surveillance, tels que ceux mis en œuvre dans le cadre de la DCE, la comparaison systématique des fréquences sur un large éventail d'espèces de poissons est nécessaires. Il est important de montrer aux gestionnaires et aux décideurs que les données obtenues sur une grande variété d'espèces pélagiques avec différents outils acoustiques et différentes fréquences sont directement comparables.



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,*}

^a The Stanisław Sakowicz Inland Fisheries Institute, ul Oczapowskiego 10, 10-719 Olsztyn, Poland

^b INRA, UMR CARTEL, BP 511, 74203, Thonon les Bains, France

^c Parc Scientifique Tony Garnier, 6–8 Espace Henry Vallee, 69007 Lyon, France

ARTICLE INFO

Keywords:
Hydroacoustics
Multi-frequency
WFD
Target strength
Vendace

ABSTRACT

The EU Water Framework Directive (WFD) requires the biological elements of aquatic ecosystems, including fish abundance, to be monitored. At present hydroacoustic methods provide the most reliable and accurate estimates of many fish stocks but further development and standardization of these methods are necessary if they are to be useful as a monitoring tool. The aim of this paper is to compare acoustic estimates of fish abundance obtained at the operating frequencies 70 kHz (Simrad EK60) and 120 kHz (Simrad EY500), those most often used in inland water fishery acoustics. Measurements were performed in Lake Pluszne, where the epilimnion is occupied mainly by cyprinids and percids, and the hypolimnion is dominated by vendace (*Coregonus albula*). The frequency–response function was studied using Sonar 5 multi-frequency analysis facilities. It has been shown that, independent of the fish populations, these two frequencies give similar estimates of the fish target strength (TS) and volume backscattering strength (Sv).

© 2008 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The EU Water Framework Directive (WFD) requires that European countries monitor all types of surface waters, and ensure their good ecological status by 2015 (2000/60/EC). This indicates an urgent need to develop quick and reliable methods for monitoring the quality of aquatic ecosystems. The information must be reliable, timely, cost effective, and adequate for purpose. Hydroacoustics could play an important role in meeting these pan-European monitoring requirements. Hydroacoustic techniques provide a wide variety of information about the ecosystem, ranging from the abundance and distribution of biota, including fish, zooplankton and macrophytes, to bottom characteristics such as bathymetry and sediment classification (Brandt, 1996; Godlewska et al., 2004; Winfield et al., 2007; Haga et al., 2007; Mehner et al., 2007). Recent innovative developments in acoustic technology and signal processing, together with long experience of using acoustics at sea and in freshwaters, have led to the acceptance of hydroacoustics as a reliable measurement technique (Simmonds and MacLennan, 2005). At present, the hydroacoustic equipment available on the

market is produced by various manufacturers, and specifications of both hardware and software vary greatly. Further development and standardization are required before hydroacoustics can be used as a monitoring tool. In particular, internationally accepted standards for system specifications, and guidelines for performing surveys, are called for. The first step is to compare the different hydroacoustic systems, products from different manufacturers and operating frequencies. Unfortunately, not many such comparisons are currently available. Some work has been done to compare different types of system: Rudstam et al. (1999) compared the performance of single- and split-beam devices, while others have compared dual- and split-beam devices (Ehrenberg and Torkelson, 1996; Ona, 1999; Gauthier and Rose, 2002). Comparison of the Simrad and Biosonics systems has also been undertaken (Wanzenböck et al., 2003). However, although the use of multi-frequency acoustics is becoming increasingly important, systematic comparisons of different echo-sounder frequencies are still widely lacking. Guillard et al. (2004) used simultaneously the three frequencies of 70, 120 (both SIMRAD EY500), and 129 kHz (Biosonics DT5000) to study the target strength and biomass of juvenile perch (*Perca fluviatilis*), which comprised most of the fish biomass in Lake Annecy (above the thermocline). Results showed no difference in either the mean values of the volume backscattering strength (Sv), or the target strength (TS) of the fish measured, suggesting that all three frequencies and both systems can be used for monitoring purposes.

* Corresponding author.

E-mail addresses: margogod@wp.pl (M. Godlewska), charlotte.deceliere@asconit.com (C. Verges), guillard@thonon.inra.fr (J. Guillard).

0165-7836/\$ – see front matter © 2008 Elsevier B.V. All rights reserved.
doi:10.1016/j.fishres.2008.09.015

Please cite this article in press as: Godlewska, M., et al., Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz – consequences for fish stock estimation. Fish. Res. (2008), doi:10.1016/j.fishres.2008.09.015

On the other hand, Wanzenböck et al. (2003) reported very significant differences in TS distributions and Sv received with 120 (Simrad EY500) and 200 kHz (Biosonics DT6000) echo-sounders in Lake Irrsee which is dominated by whitefish. Although the echo-sounders manufactured by Simrad and Biosonics both produced directly comparable biomass estimates, the slope between the two numerical-abundance estimates deviated considerably from unity, which the authors attributed to the different algorithms for calculating Sv in the two systems. Also, one cannot exclude the different frequency response at 120 and 200 kHz of the whitefish population. A number of publications show that different organisms differ in their frequency response, suggesting that multi-frequency methods could be used for species identification (Madureira et al., 1993; Mitson et al., 1996; Trevorrow and Tamaka, 1997; Horne, 2000; Korneliusen and Ona, 2002, 2003; Gauthier and Horne, 2004; Knudsen et al., 2006).

Thanks to recent progress in the development of analytical tools, particularly the new Sonar 5 Pro software (Balk and Lindem, 2006), it is now possible to use the same software to analyse different data formats (Simrad, Biosonics, HTI, etc.) and to analyse them in exactly the same way. The software contains special procedures for synchronous analysis of multi-frequency data, allowing direct comparisons at any spatial and temporal scale. In the present work we used this facility to compare two SIMRAD echo-sounders: the EY500 operating at a frequency of 120 kHz, and the EK60 at 70 kHz. These were used simultaneously on the same boat, and consequently on the same fish populations. The fish populations under study were mainly cyprinids and percids occupying the surface layer, and vendace (*Coregonus albula*) dominating the hypolimnion of the lake. We have concentrated on the comparison of acoustic parameters, such as target strength and volume backscattering coefficients, and not the biomass estimates, to avoid uncertainty due to the methodology of the conversion calculations.

For hydroacoustics to become a standard tool in monitoring programs, such as the WFD, systematic comparisons of hydroacoustic systems and operating frequencies are needed when assessing a wide range of fish species. We need to demonstrate to managers and decision-makers that data on important pelagic species obtained with different acoustic systems and operating frequencies are directly comparable.

2. Study site, materials and methods

The experimental work was conducted during the period 28 August–2 September 2006 in Lake Pluszne (total area 903 ha, mean depth 15 m, max 51 m), located in north-eastern Poland. This is a deep mesotrophic lake (during summer mean Ptotal is around 0.065 mg dm^{-3} , and Ntotal 0.76 mg dm^{-3}), with a fish community dominated by vendace (*C. albula* L.). Vendace lives separately from other species as it occupies the deep layer below the thermocline, whereas other species, mainly the cyprinids roach (*Rutilus rutilus*) and bleak (*Alburnus alburnus*), and perch (*Perca fluviatilis*), are located in the upper layer. To determine the position of the thermocline, water temperature and dissolved oxygen content were measured in a deep part of the lake at 1 m intervals from surface to bottom using the OXI 196 (WTW).

Hydroacoustic measurements were conducted from the 5 m long boat “Echo” sailing at constant speed (8 km h^{-1}) along zig-zag transects covering the largest and deepest basin of the lake (Fig. 1). The total length of transects was about 16 km, which gives a coverage coefficient (defined as the ratio between the total transects length and the square root of the area under study (600 ha), Aglen (1983)) of around 6.5. The geographical positions of the soundings were recorded by a GPS unit connected to the echo-

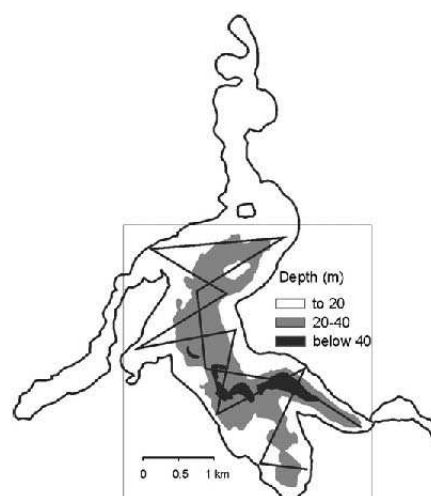


Fig. 1. Bathymetry of Lake Pluszne and the acoustic transects.

sounders. Hydroacoustic surveys were conducted at night, 1 h after sunset, when upwards diel vertical migration of vendace was complete, and during the day, once vendace completed their downward migrations and schooled. The Simrad EY500, a 120 kHz split-beam echo-sounder with beam width of the circular transducer 7° at -3 dB -down points, and the Simrad EK60 with 70 kHz operating frequency and beamwidth of the circular transducer 11° were used. The two transducers were aimed vertically, and were fixed on either side of the boat on a specially-designed frame at a depth of 0.5 m. The pulse duration was set to medium (0.3 ms for EY500 and 0.256 ms for EK60), the ping repetition rate to 5 Hz, and the TS and Sv thresholds to -60 and -70 dB , respectively. Sonar 5 Pro post-processing software version 5.9.6 was used for data analysis (Balk and Lindem, 2006). All the analyses were performed separately for two layers: 1–10 m, above the thermocline, and 10 m-bottom, below the thermocline. Target strength frequency distributions were recorded by the automatic track analysis of Sonar 5. Tracking was based on single-echo detections defined by 0.8–1.6 relative pulse width, a one-way beam compensation less than 3 dB, and a maximum phase deviation of 0.3. To build a track the following criteria were set: at least three echoes of the same target, separated by a maximum of one missing ping within a 0.3 gating range. From each track, the average TS from successive echoes was calculated in the linear domain giving the layer-specific TS frequency distribution in 2 dB classes between -60 and -26 dB . Also from these averages, the mean TS for the given layer at each frequency was calculated. For the detailed Sv comparisons between the two frequencies, the Sonar5 Pro multi-frequency analysis option was used. The same elementary sampling distance units (ESDU) were adopted for both echo-sounders, located by GPS position, depth and time. The size of each ESDU differed, according to the observed fish densities. In the case of TS comparisons, the multi-frequency analysis unit did not provide the information on the number of tracked fish inside the given ESDU. Therefore, a fish tracking was used with the requirement of a minimum of 100 fish tracks for each frequency. For both Sv and TS comparisons, the same layers as previously i.e. those above and below the thermocline were analysed separately.

In order to identify the species and size structure of the fish, gill net catches, both pelagic and lake-bottom, were carried out over

Table 1

Data samples for Sv and TS, according to the depth strata and surveys, for the slope-comparison test by ANCOVA.

	N	Linear models slopes	
		a1	a2
Sv			
10-bottom night–10-bottom day	155	1.0051	1.0195
10-bottom night–0–10 night	199	1.0051	1.0047
10-bottom day–0–10 night	96	1.0195	1.0047
TS			
Night 1–night 2	61	0.9956	1.0005
Night 1–day	43	0.9956	0.6862
Night 2–day	90	1.0005	0.6862

four consecutive nights using the CEN standard (Appelberg et al., 2000). Two types of net were set: the “benthic” nets (length 30 m, height 1.5 m; 12 panels each 2.5 m long with 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 and 55 mm mesh sizes), and “pelagic” nets (length 27.5 m, height 6 m; 11 mesh sizes from 6.25 to 55 mm as given above;) sampling the water column in the deepest zone. In accordance with the CEN standard, the sampling effort for each lake is a function of its surface area and maximum depth. In lake Pluszne, 52 benthic nets and 8 pelagic nets were set in order to sample the whole water column. The nets were set before sunset and raised after dawn, fishing for 12 h periods to cover nocturnal migrations and maximise the catchability of the fish. After being removed from the nets, the fish were identified to species, weighed (to the nearest gram) and measured (total length, TL, to within 1 mm).

2.1. Statistical analyses

The Sv and TS data came from two depth strata: above and below the thermocline, and different surveys (diurnal and nocturnal over two dates) (Table 1). In order to decide whether the whole dataset could be pooled for comparison between frequencies, an ANCOVA slope comparison test was carried out respectively for the Sv and the TS values (Saporta, 2006). ANCOVA was performed on the three linear models in order to test the class-effect (i.e. the effect of various date and spatial measurements). The mean values of Sv and TS for the two frequencies were compared using the Student test. A non-parametric Smirnov test (Sprent, 1992) was used to compare the TS distributions shown by the two frequencies in each layer. The statistical analyses were performed using the R package (R Development Core Team version 2.2.1, 2005–12–20).

3. Results

The measurements of temperature and oxygen had shown that the lake was markedly stratified, with high temperatures and oxygen concentrations down to about 8–10 m, below which there was a marked change in both parameters, oxygen dropping to nearly zero, then increasing again in deeper layers. The total biomass of fish caught in the gill nets revealed the same pattern – a high biomass in the upper layer, and much less below the thermocline (Fig. 2). The fish community structure, as determined from the gill nets, was divided by the thermocline; in the upper layer, cyprinids (mainly roach, *R. rutilus*), and perch (*P. fluviatilis*) dominated, while below the thermocline vendace (*C. albula*) was almost the only species present.

Although the 70- and 120-kHz echo-sounders were run simultaneously, they did not ensonify exactly the same volume of water. This was due to the differing positions of the transducers on the two sides of the boat and their different beam widths, that partly

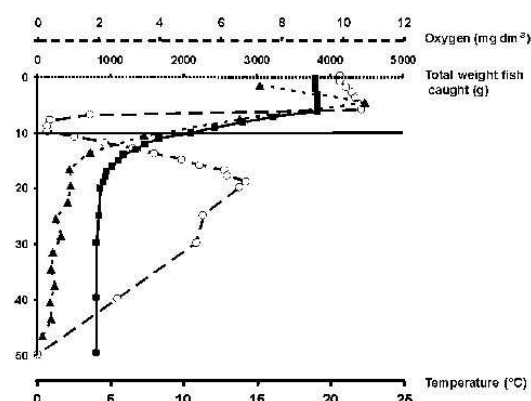


Fig. 2. Depth distributions of temperature (black square), oxygen (white circle) and fish biomass determined from gill nets (black triangle).

overlapped but only in the deeper layers. This led to a substantial discrepancy in the results and low correlation between the Sv recorded by the two echo-sounders in the upper layer ($R^2 = 0.2365$). However, in the deeper layer results were highly correlated during both day and night ($R^2 = 0.8567$, and $R^2 = 0.9021$, respectively). Despite the weak correlation of Sv data in the surface layer, the regression slopes for day and night did not differ significantly between the layers (ANCOVA, $p = 0.0037$), so these data could be pooled into one regression (Table 1). As can be seen from Fig. 3 they all lie on the line $Sv_{70kHz} = 0.997Sv_{120kHz}$ ($N = 231$, $r = 0.95$, $p = 0.0001$) that is very close to the expected line of equality ($x = y$). The same is true for the mean TS values from sampling units that included at least 100 fish tracked ($TS_{70kHz} = 0.98 TS_{120kHz}$, $N = 103$, $r = 0.90$, $p = 0.0001$, but only for the lower layer. In the upper layer the slope was significantly different, so these data are presented separately (Fig. 4). The mean acoustic size of the fish estimated by the two echo-sounders did not differ significantly (ANCOVA, 0.0045), and the frequency distributions at both frequencies were similar in the two layers (Smirnov test, $p < 0.01$) (Fig. 5). Both fish size distributions were unimodal, reflecting the predominance of 1 year class of juvenile fish in the surface layer, and one size of vendace in the deeper layer, as confirmed by the gill net catches.

The very narrow size distribution of vendace (Fig. 6) provided an opportunity to check applicability for this species of existing regressions between the acoustic size (in dB) and the true size (in cm). The

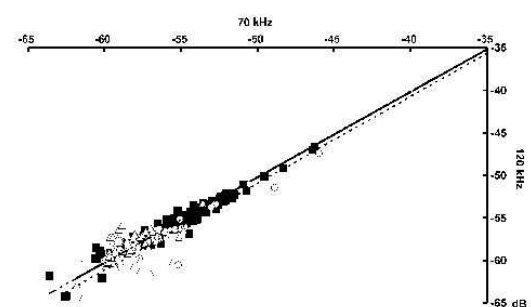


Fig. 3. Sv comparison of 70 and 120 kHz from different layers: surface – 10 m, night (white triangles, black regression line, $y = 1.0047x$, $R^2 = 0.2326$) 10-bottom, day (white circles, black dotted regression line, $y = 1.0195x$, $R^2 = 0.8567$), 10-bottom, night (black square, black dashed regression line, $y = 1.0051x$, $R^2 = 0.9021$).

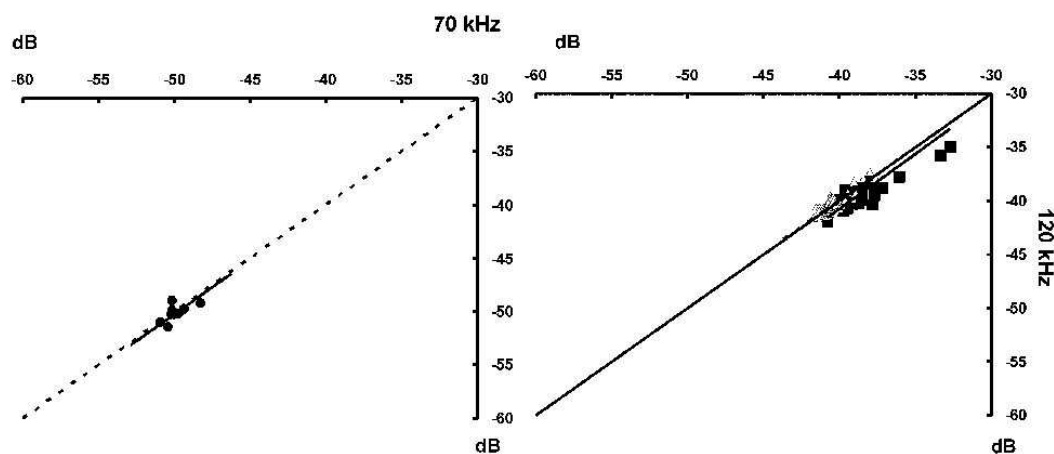


Fig. 4. TS comparison of 70 and 120 kHz: day 10 – bottom (black square, black linear regression line, $y = 1.0192x$, $R^2 = 0.6862$), night 10-bottom (white triangle, black linear regression line, $y = 0.9994x$, $R^2 = 0.7688$), night surface – 10, black circle, black linear regression line $y = 1.0042x$, $R^2 = 0.3085$), dotted black line $y = x$.

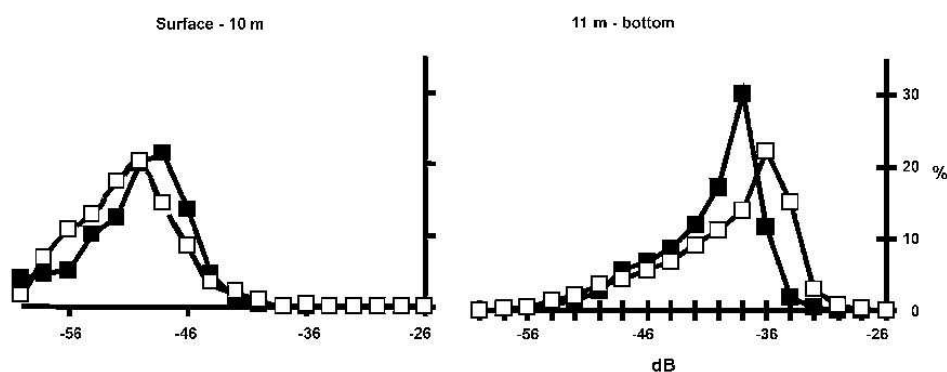


Fig. 5. TS distributions: comparison of 70 (white square) and 120 kHz (black square).

regressions, obtained specifically for vendace (Świerżowski and Doroszczyk, 2004; Mehner, 2006), and non species-specific were used (Love, 1971, 1977; Foote et al., 1987). The results of calculations using these regressions for the vendace length measured from gill nets together with TS recordings in this study are presented in Table 2. All the TS values calculated from regressions differ by less than 3 dB from the values reported in this paper. Comparison of

the day-time and night-time values in a deep layer shows that the fish target strength during the day is slightly higher than at night for both frequencies; the difference being more pronounced at 120 kHz than at 70 kHz. This difference, although small is statistically significant (t test, $p < 0.001$). Unfortunately, there were insufficient single fish present in the upper layer during the day-time to allow a similar comparison.

Table 2

Mean TS estimated from acoustic measurements and calculated from TS/length regressions (for vendace length from gill nets, $L = 17.8$ cm)

Layer		Day		Night	
		70 kHz	120 kHz	70 kHz	120 kHz
1–10 m	Mean TS			–49.8	–50.0
	No. of fish			1061	1012
10–22 m	Mean TS	–39.3	–38.3	–40.7	–40.5
	No. of fish	229	329	4078	3366
22-bottom	Mean TS	–39.4	–37.7	–39.8	–39.1
	No. of fish	4194	4446	3085	3502
Love (1971) $TS = 19.1 \log TL - 0.9 \log f - 62$				–39.7	–39.9
Love (1977) $TS = 18.4 \log TL - 1.6 \log f - 61.6$				–41.5	–41.9
TS/L regression of Foote et al. (1987) $TS = 20 \log TL - 67.4$					–41.9
Świerżowski and Doroszczyk (2004) $TS = 20 \log TL - 65.4$					–40.4
Mehner (2006) $TS = 25.5 \log TL - 70.9$					–39.8

Please cite this article in press as: Godlewska, M., et al., Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz – consequences for fish stock estimation. Fish. Res. (2008), doi:10.1016/j.fishres.2008.09.015

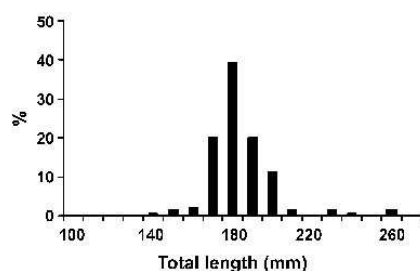


Fig. 6. Frequency distribution of vendace length from gill nets, mean total length TL = 17.8 cm.

4. Discussion

In general, the comparison of two Simrad echo-sounders (EY500 and EK60) and of two frequencies (70 and 120 kHz) carried out in this study revealed excellent correspondence between the results for fish biomass and size distribution. The highest discrepancy was observed in the surface layer, which could have been due to the fact that in this layer the two beams did not overlap, and to the small volume sampled. When comparing the results of acoustic estimates one has to remember that by their very nature they are stochastic values, so it is not realistic to expect identical numerical values like those provided by direct measurements. The abundance estimate is based on the fish target strength, TS, and the latter may span a range of more than 10 dB, even for the same individual fish (i.e. within a track) (Dawson and Karp, 1990; Godlewska, 2004). The ping-to-ping variability of TS is due to fish behaviour, and to changes in the fish orientation relative to the sound beam; therefore, only considering the mean values makes sense (Ona, 1999). That is why comparisons of the mean target strength and the shape of TS distributions were performed only on the scale of the whole lake (with division into the two depth layers, accounting for different fish species). The fact that the mean TS received by two echosounders with different operating frequencies is nearly identical is very encouraging and supports the reliability of hydroacoustic techniques. Our results for cyprinids and vendace, like those obtained by Guillard et al. (2004) for juvenile perch, suggest that these very popular freshwater species do not differ in their reflectivity between 70 and 120 kHz.

In this study, the situation observed in the layer below the thermocline (with one fish species of uniform size present) proved suitable for confirming the target strength/length relationship for vendace. Notwithstanding the frequent use of hydroacoustics in fresh waters, species-specific TS/L regressions are very rare. For vendace there are only two published equations (Mehner, 2006 and Świerkowski and Doroszczyk, 2004). Therefore we considered also the non-species-specific regressions by Love (1971, 1977) and Foote et al. (1987). Comparison of the target strength calculated by these regressions from the length of fish caught in gill nets with the value observed in this study showed the difference to be less than 3 dB. It is surprising that the TS at 70 kHz was best fitted by Love's regression, and that at 120 kHz by Mehner's equation, whereas the regression determined specifically for vendace from lake Pluszne (Świerkowski and Doroszczyk, 2004) gave a slightly lower value. A possible explanation of this poor fit of the Świerkowski and Doroszczyk equation to the present data is that the fish lengths from gill nets might be biased by the size selectivity of the gear. Unfortunately, trawl data which have less pronounced size selectivity were not available. Mehner's equation was derived from concurrent pelagic trawl catches, a more appropriate method. Another possibility is the influence of condition factor on target strength.

As shown by Ona (2003) the TS difference between very lean fish (condition factor = 0.7) and fish in extremely good condition (condition factor = 1.4) could be as large as 1.3 dB, with the leaner fish being the stronger targets.

If hydroacoustics is to be used as a standard monitoring tool, the problem of choosing appropriate TS/length regression functions becomes very important. It has been pointed out in several studies that biomass, rather than numerical abundance, is a more robust parameter for comparing hydroacoustic estimates of fish stocks (Fleischer et al., 1997; Kubecka et al., 1998; Wanzenböck et al., 2003; Mehner et al., 2003). However, for biomass estimates the TS/length equation is basic to the calculation of fish weight, so it influences the results heavily. The correct TS/length equations are not easy to obtain and for many species there are none. From this point of view, using acoustic parameters, such as Sv and TS, would allow better comparisons between the lakes. Alternatively, recognizing that fish biomass has a more obvious biological meaning than Sv value, consistently using a particular regression (for example Love's), could be the solution. This would probably give lower variability than using many different equations. Even if Love's equation is not the most accurate, in many situations it performs well despite its generality (Wanzenböck et al., 2003; Godlewska, 2004; Guillard et al., 2004; Mehner, 2006).

5. Conclusion

Hydroacoustic studies of fish populations are increasingly being carried out in Europe both for the stock estimates required by fishery managers, and for ecological studies. They cover a wide range of water bodies, operating frequencies, pulse lengths, analyses methods, etc., and the scientific community, as well as fishery managers, need to know if these results can be widely extrapolated. Therefore, comparisons between the different systems and parameters are highly desirable. Such comparisons are also required to determine standard parameters and procedures for use in the pan-European monitoring system. While more experiments on other fish populations are needed, we can draw the preliminary conclusion that useful estimates of fish abundance and fish size distribution in fresh water can be obtained with acoustic instruments operating at either 70 or 120 kHz.

Acknowledgements

We would like to thank all the members of the Polish and French teams for their valuable help in performing measurements and to Helge Balk for adapting Sonar 5 to meet our needs. This work was supported by Polonium program 2006–2007.

References

- Aglen, A., 1983. Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. *FAO Fish. Rep.* 300, 293–298.
- Appelberg, M., Bergquist, B.C., Degerman, E., 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 27, 311–315.
- Balk, H., Lindem, T., 2006. Sonar 4, Sonar 5, Sonar 6 – Post-processing Systems. Operator Manual. University of Oslo, Norway, p. 427.
- Brandt, S.B., 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Murphy, B.R., Willis, D.W. (Eds.), *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Maryland, pp. 385–419.
- Dawson, J.J., Karp, W.A., 1990. In situ measures of target strength variability of individual fish. *Rap. P. Verb. Réun. Conc. Int. Exp. Mer.* 189, 264–273.
- 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.
- Fleischer, G.W., Argyle, R.L., Curtis, G.L., 1997. In situ relations of target strength to fish size for Great Lakes pelagic planktivores. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126, 786–794.
- Foote, K.G., Knudsen, H.P., Vestnes, G., MacLennan, D.N., Simmonds, E.J., 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. *Coop. Rep. Cons. Int. Explor. Mer.* 144, 69.

- Gauthier, S., Rose, G.A., 2002. *In situ* target-strength studies on Atlantic redfish (*Sebastes* spp.). ICES J. Mar. Sci. 59, 805–815.
- Gauthier, S., Horne, J.K., 2004. Potential acoustic discrimination within boreal fish assemblages. ICES J. Mar. Sci. 61, 836–845.
- Godlewska, M., 2004. Target strength of freshwater fishes at 420 kHz measured in cages. Hydroacoustics 7, 55–62.
- Godlewska, M., Świerzowski, A., Winfield, I.J., 2004. Hydroacoustics as a tool for studies of fish and their habitat. Ecohydrol. Hydrobiol. 4, 417–427.
- Guillard, J., Lebourges-Dhaussy, A., Brehmer, P., 2004. Simultaneous Sv and TS measurements on YOY fresh water fish using three frequencies. ICES J. Mar. Sci. 61, 267–273.
- Haga, H., Ohtsuka, T., Matsuda, M., Ashiya, M., 2007. Echosounding observations of coverage, height, FVI, and biomass of submerged macrophytes in the southern basin of Lake Biwa, Japan. Limnology 8, 95–102.
- Horne, J.K., 2000. Acoustic approaches to remote species identification: a review. Fish. Oceanogr. 9, 356–371.
- Knudsen, F.R., Larsson, P., Jakobsen, P.J., 2006. Acoustics scattering from a larval insect (*Chaoborus flavicans*) at six echosounder frequencies: implication for acoustic estimates of fish abundance. Fish. Res. 79, 84–89.
- Korneliusen, R.J., Ona, E., 2002. An operational system for processing and visualizing multi-frequency acoustic data. ICES J. Mar. Sci. 59, 293–313.
- Korneliusen, R.J., Ona, E., 2003. Synthetic echograms generated from the relative frequency response. ICES J. Mar. Sci. 60, 636–640.
- Kubecka, J., Seda, J., Duncan, A., Matena, J., Ketelaars, H.A.M., Visser, P., 1998. Composition and biomass of the fish stocks in various European reservoirs and ecological consequences. Int. Rev. Hydrobiol. 83, 559–568.
- Love, R., 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. J. Acoust. Soc. Am. 49, 816–823.
- Love, R.H., 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. J. Acoust. Soc. Am. 72, 1397–1402.
- 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.
- Mehner, T., 2006. Prediction of hydroacoustic target strength of vendace (*Coregonus albus*) from concurrent trawl catches. Fish. Res. 79, 162–169.
- Mehner, T., Gassner, H., Schultz, M., Wanzenböck, J., 2003. Comparative fish stock estimates in Lake Stechlin by parallel split-beam echosounding with 120 kHz. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Adv. Limnol. 58, 227–236.
- Mehner, T., Kaspraz, P., Höller, F., 2007. Exploring ultimate hypotheses to predict diel vertical migrations in coregonid fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 64, 874–886.
- Milton, 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.
- Ona, E., 1999. Methodology for TS measurements. ICES Cooperative Research Report. 235 pp.
- Ona, E., 2003. An expanded target-strength relationship for herring. ICES J. Mar. Sci. 60, 493–499.
- 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.
- Saporta, G., 2006. Probabilités, analyse des données et statistique. Technip Ed.
- Sprent, P., 1992. Pratique des Statistiques non Paramétriques. INRA, Paris, p. 294.
- Simmonds, E.J., MacLennan, D.N., 2005. Fisheries Acoustics: Theory and Practice, 2nd edn. Blackwell, Oxford.
- Świerzowski, A., Doroszczyk, L., 2004. Seasonal differences *in situ* measurements of the target strength of vendace (*Coregonus albus* L.) in lake Pluszne. Hydroacoustics 7, 217–226.
- Trevorrow, M.V., Tamaka, Y., 1997. Acoustic and *in situ* measurements of freshwater amphipods in lake Biwa, Japan. Limn. Ocean. 42, 1, 121–132.
- 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.
- Winfield, I.J., Yallop, M.L., Onoufriou, C., O'Connell, M.J., Godlewska, M., Ward, R.M., Brown, A.F., 2007. Assessment in two shallow lakes of a hydroacoustic system for surveying aquatic macrophytes and an example of its application. Hydrobiologia 584, 111–119.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- 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
- Aglen A. (1989) Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. *ICES CM B/30* 28 pp.
- Almer B. (1972) Förurningens inverkan på fiskbestand i västkustsjöar. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* 1, 1-47 (in Swedish).
- Angeli N., Cretenoy L., and 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, 457 p. : 35-73.
- Angermeier and Smogor, 1995 Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: Effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52, 5-936-949.
- Appelberg M., 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. *Fiskerieverket Information*, 1, 3-32.
- Appelberg M., Berger, H.-M., Hesthagen T., Kleiven E., Kurkilahti M., Raitaniemi J. and Rask M., 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 401–406.
- Appelberg M., Bergquist B.C. and Degerman E. (2000) Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams: a preliminary approach. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 27, 311-315.
- Appenzeller A.R., 1998. Seasonal variability patterns of acoustic estimates of fish biomass and fish size in a lake dominated by coregonids (Lake Constance). *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances in Limnology*, 50, 227–236.
- 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.

- Axenrot T. and Hansson S., 2004. Seasonal dynamics in pelagic fish abundance in a Baltic Sea coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 541–547.
- Balk H. and Lindem T., 2006. Sonar5 post processing systems. Operator manual version 5.9.6, 411 p.
- Bonar, S.A. and Hubert W.A. 2002. Standard sampling of inland fish: benefits, challenges, and a call for action. *Fisheries*, 27(3), 10-16.
- Borgström R., 1989. Direct estimation of gill-net selectivity for roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in a small lake. *Fisheries research*, 7(3), p. 289-298.
- Boy, V. and Crivelli A.J., 1988. Simultaneous determination of gillnet selectivity and population age-class distribution for two cyprinids. *Aquatic Ecology*, 6(4), p. 337-345.
- Brandt, S.B., 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: *Fisheries Techniques*, Murphy B.R and Willis D.W (Eds), American Fisheries Society, Maryland, pp 385-419.
- Brown, J.H. (2007) Do biological invasions decrease biodiversity? *Conservation Magazine* 8, 16–17.
- Bruslé, J. and Quignard J.P., 2001. Biologie des poissons d'eau douce européens. In : Tec & Doc (ed.), Paris, 625 pp.
- Cěch M., Kubecka J., Frouzova J., Drastik V., Kratochvil M., Matena J. and Hejzlar J., 2007. Distribution of the bathypelagic perch fry layer along the longitudinal profile of two large canyon-shaped reservoirs. *Journal of Fish Biology*, 70, 1109–1119.
- 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/TC 230/WG 2/TG 4 N 60 Water Quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. *European Committee for Standardization, Brussels*.
- Coll C., De Morais L.T., Laë R., Lebourges-Dhaussy A., Simier M., Guillard J., Josse E., Ecoutin J.M., Albaret J.J, Raffray J. and Kantoussan J. (2007) Use and limits of three methods for assessing fish size spectra and fish abundance in two tropical man-made lakes. *Fisheries Research* 83, 306-318.
- Cooke S.J. and Cowx I., 2004. The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises. *BioScience*, 54(9), 857–859.

- Courtenay, W.R. and Moyle, P.B. 1992. Crimes against biodiversity: the lasting legacy of fish introductions. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 57, 365–372.
- Cowx, I.G. and Gerdeaux, D., 2004. The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems. *Fish. Man. Ecol.*, 11, 145-151.
- Cowx I.G. and Welcomme R.L. (eds) (1998) Rehabilitation of Rivers for Fish. Oxford: FishingNews Books, Blackwell Science, 260pp.
- De Leeuw J.J., Nagelkerke L.A.J., Van Densen W.L.T., Holmgren K., Jansen P.A. and Vijverberg J. (2003) Biomass size distributions as a tool for characterizing lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 63, 1454-1475.
- Degerman E. and Lingdell P.E. (1993) pHices – fisk som indikator på lagt pH. (English summary: pHices – the fish fauna as an indicator of law pH) – *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* 3, 37-54.
- Degerman E., Nyberg P. and Appelberg M., 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic J. Freshw. Res.*, 64, 91-100.
- 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 pp. + annexes 38 pp.
- Degiorgi F., Cachera S., Vergès C., Guillard J., Raymond JC., 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Rapport CISALB-INRA-Univ. Franche-Comté, 70 pp.
- Diekmann M., Brämick U., Lemcke R. and Mehner T., 2005. Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *J. Appl. Ecol.* 42, 901-909.
- Directive 91/271/CE directive « traitement des eaux urbaines résiduaires » du 21 mai 1991.
- Directive 91/676/CE directive « nitrates » du 12 décembre 1991.
- Downing J.A. and Plante C., 1993. Production of fish populations in lakes. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 50(1), 110-120.
- Drastik V. and Kubecka J., 2005. Fish avoidance of acoustic survey boat in shallow waters. *Fisheries Research*, 72, 219–228.

- Drastík V., J. Kubecka J., Tuser M., Cech M., Frouzova J., Jarolim O., and Prchalová M., 2008. The effect of hydropower on fish stocks: comparison between cascade and non-cascade reservoirs. *Hydrobiologia*, 609(1), 25-36.
- Dubois J.P, Gillet C., Hilgert N. and Balvay G., 2008. The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. *Aquat. Living Resour.* DOI: 10.1051/alr:2008051.
- Eckmann R. and Rösch R. (1998) Lake Constance fisheries and fish ecology. *Archiv für Hydrobiologie* 53, 285-301.
- Eckmann R., 1991. A hydroacoustic study of the pelagic spawning behavior of whitefish (*Coregonus lavaretus*) in Lake Constance. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 48(6), 995-1002.
- 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
- Enderlein O. and Appelberg M. (1992) Sampling stocks of *Coregonus lavaretus* L. and *C. albula* L. with pelagic gillnets, trawl and hydroacoustic gear. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 39, 771-777.
- Foote K.G. and Traynor J.J, 1988. Comparison of walleye pollock target strength estimates determined from *in situ* measurements and calculations based on swimbladder form. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 83(1), 9-17.
- Garcia X.F., Diekmann M., Brämick U., Lemckes R. and Mehner T. (2006) Correlations between type-indicator fish species and lake productivity in German lowland lakes. *Journal of Fish Biology* 68, 1144-1157.
- Gassner H., Tischler G. and Wanzenböck J. (2003) Ecological integrity assessment of lakes using fish communities: suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88, 635-652.
- Gassner H., Wanzenböck J., Zick D., Tischler G., Pamminer-Lahnsteiner B., 2005. Development of a fish based lake typology for natural Austrian lakes >50 ha based on the reconstructed historical fish communities. *International Review of Hydrobiology* 90(4), 422-432.
- Gauthier, S, and Rose, G.A., 2002. *In situ* target-strength studies on Atlantic redfish (*Sebastes* spp.). *ICES J. Mar. Sci.* 59, 805-815.
- Gauthier, S. and Horne, J.K., 2004. Potential acoustic discrimination within boreal fish assemblages. *ICES J. Mar. Sci.*, 61, 836-845.
- 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, 457 p. : 215-239.

- Gerdeaux D., 2001. Les statistiques de pêche. *In* : Gerdeaux D. (ed.), Gestion piscicole des grands plans d'eaux, INRA Paris, 457 p. : 215-239.
- Gerdeaux D., Anneville O. and Hefti D., 2006. Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecologica*, 30, 161-167.
- Gerdeaux, D. and Janjua, M.Y., Contribution of obligatory and voluntary fisheries statistics to the knowledge of whitefish population in Lake Annecy (France). *Fish. Res.* 2008. doi:10.1016/j.fishres.2008.09.016.
- Gillet C., 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. *In* : Gerdeaux D. (Ed.), Gestion piscicole des grands plans d'eau, INRA Paris, 457 p. : 241-281.
- Godlewska, M., Świerkowski, A., Winfield, I. J., 2004. Hydroacoustics as a tool for studies of fish and their habitat. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4, 417-427
- Gotelli N.J. and Colwell R., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379-391.
- Gozlan R.E., 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9(1), 106-115.
- Griffiths D. (2006) The direct contribution of fish to lake phosphorus cycles. *Ecology of Freshwater Fish*, 15, 86-95.
- Guillard J. and Marchal E. (2001) L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. *In* : Gerdeaux D. (ed) La Gestion piscicole des Grands Plans d'Eau. INRA, Paris, pp. 215-239.
- 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.
- Guillard J., Lebourges A., 1998. First attempt to describe spatio-temporal structures of fish populations in a Senegalese coastal area with depths less than 15 m, using acoustic methods. *Aquatic Living Resources* , 11, 13-20.
- 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), *Fish. Man. Ecol.*, 13, 319-327.
- Guillard, J., Lebourges-Dhaussy, A., Brehmer, P. 2004. Simultaneous Sv and TS measurements on YOY fresh water fish using three frequencies. *ICES J. Mar. Sci.*, 61, 267-273.

- Haga, H., Ohtsuka, T., Matsuda, M., Ashiya, M., 2007. Echosounding observations of coverage, height, PVI, and biomass of submerged macrophytes in the southern basin of Lake Biwa, Japan. *Limnology*, 8, 95–102.
- Hamley J.M. (1975) Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32 (11), 1943-1969.
- Hanson J.M., Leggett W.C. 1982, Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39, 257-263.
- Hansson S. and Rudstam L.G., 1995. Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 52, 75-83.
- Hartmann J. and Nümann W., 1977. Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34, 1670–1677.
- Hayes D., Baker E., Bednarz R., Borgeson D. Jr., Braunscheidel J., Breck J., Bremigan M., Harrington A., Hay R., Lockwood R., Nuhfer A., Schneider J., Seelbach P., Waybrant J. and Zorn T., 2003. Developing a standardized sampling program: the Michigan experience. *Fisheries Management Feature*, 28(7), 18-25.
- Hayes, 1996. Active capture techniques. *Fisheries techniques*, 157-181.
- Heibo, E., Magnhagen C. and Vollestad L.A., 2005. Latitudinal variations in life-history traits in Eurasian perch. *Ecology* 86(5), 3377-3386.
- Hendricks, M.L., Hocutt C.H. and Stauffer J.R. Jr., 1980. Monitoring of fish in lotic habitats. Pages 205–231 in C.H. Hocutt and J.R. Stauffer, Jr. (eds.), *Biological monitoring of fish*. Lexington Books, D.C. Heath and Company, Lexington, Massachusetts.
- Hickley P. and Chare S., 2004. Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment? *Fisheries Management and Ecology* 11(3-4), 203-212.
- Holmgren K. (1999) Between-year variation in community structure and biomass-size distributions of benthic lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 55, 535-532.
- Holmgren K. and Appelberg M., 2000. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *J. Fish Biol.*, 57, 1312–1330.
- Holmgren, K, A. Kinnerbäck, S. Pakkasmaa, B. Bergquist and Beier, U. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar – utveckling och tillämpning av EQR8. Fiskeriverket Informerar 2007: 3, 54 p

- Horne, J.K., 2000. Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fish. Oceanogr.*, 9, 356-371
- Hubert W.A. and O'Shea D.T., 1992. Use of spatial resources by fishes in Grayrocks Reservoir, Wyoming. *Journal of Freshwater Ecology*, 7, 219-225.
- Hubert W.A., 1996. Passive capture techniques. *Fisheries techniques*, 157-181.
- Hughes R.M. and Oberdorff T., 1998. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: Thomas P. Simon (Eds) *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*, CRC Press, 671 p.: 79-93.
- Irz P., Argillier C., Oberdorff T., 2004. Native and introduced fish species richness in French lakes: local and regional influences. *Global Ecology and Biogeography*, 13 (4), 335-344.
- Irz P., Argillier C., Proteau J.P., 2004. Contribution of native and non-native species to fish communities in French reservoirs. *Fisheries Management and Ecology*, 11 (3-4), 165-172.
- Irz P., De Bortoli J., Michonneau F., Whittier T., Oberdorff T. and Argillier C., 2007. Controlling for natural variability in assessing the response of fish metrics to human pressures for lakes in north-east USA. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*
- Irz P., Odion M., Argillier C. and Pont D., 2006. Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: can natural systems help define the ecological potential of reservoirs? *Aquat. Sci.* DOI 10.1007/s00027-005-0812-3.
- Jackson D.A. and Harvey H.H., 1997. Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54(12), 2807-2813.
- Jensen J.W. and Hesthagen T. (1996) Direct estimates of the selectivity of a multimesh and a series of single gillnets for brown trout. *Journal of Fish Biology*, 49, 33-40.
- Jensen J.W., 1990. Comparing fish catches taken with gill nets of different combinations of mesh sizes. *Journal of Fish Biology*, 37, 99-104.
- Jensen J.W., 1995. Evaluating catches of salmonids taken by gillnets. *J. Fish. Biol.*, 46, 862-871.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T., Pedersen L.J. and Jensen L., 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342-343, 151-164.

- Jeppesen E., Pekcan-Hekim Z., Lauridsen T.L., Sondergaard M. and 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.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M. and Lauridsen, T. 2005. Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in 8 shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. *Freshwater Biology*, 50, 1616–1627.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. and Landkildehus, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45, 201–213.
- Johansson K. and Nyberg P., 1981. Acidification of surface waters in Sweden - effects and extent 1980. Drottningholm (Sweden), 118 p.
- Juget J., Lafont M., Mouthon J. and Gerdeaux D., 1995. Structure des communautés benthiques et pisciaires. In : Pourriot R. et Meybeck M. (ed.), *Limnologie Générale*, Masson Paris, 494-513.
- Karr J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 8(6), 21-27.
- Kennedy W.A., 1951. The relationship of fishing effort by gill nets to the interval between lifts. *Journal of The Fisheries Research Board of Canada*, 8, 264-274.
- Knösche R. and Barthelmes D., 1998. A new approach to estimate lake fisheries yield from limnological basic parameters and first results. *Limnologica*, 28, 133–144.
- Knudsen F.R. and Saegrov H., 2002. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fisheries Research*, 56(2), 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.
- Kubecka J. and Wittingerova M., 1998. Horizontal beaming as a crucial component of acoustic fish stock assessment in freshwater reservoirs, *Fisheries Research*, 35(1-2), 99-106.
- Kubecka J., Amarasinghe U.S., Bonar S.A., Hateley J., Hickley P., Hohausová E., Matena J., Peterka J., Suuronen P., Tereschenko V., Welcomme R., Winfield I.J., The true picture of a lake or reservoir fish stock: A review of needs and progress. *Fish. Res.* (2008), doi:10.1016/j.fishres.2008.09.021
- Kubecka J., Ducan A. and Butterworth A. (1992) Echo counting or echo integration for fish biomass assessment in shallow waters. In: M. Weydert (ed.), *European Conference on Underwater Acoustics*. Elsevier, London, pp. 129-132.

- Kubecka J., Ducan, A., Ducan W.M., Sinclair D. and Butterworth A.J. (1994) Brown trout populations of three Scottish lochs estimated by horizontal sonar and multimesh gill nets. *Fisheries Research*, 20, 29-48.
- Kurkilahti M. and Rask M., 1996. A comparative study of the usefulness and catchability of multimesh gillnets and gillnet series in sampling of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.). *Fish. Res.*, 27, 243-260.
- Kurkilahti M., 1999. Nordic Multimesh gillnets – Robust gear for sampling fish populations. PhD. Thesis, University of Torku, Finland.
- Kurkilahti, M., Appelberg M., Hesthagen T., Rask, M., 2002. Effect of fish shape on gillnet selectivity: a study with Fulton's condition factor. *Fisheries Research*, 54(2), 153-170.
- Kurkilahti, M., Appelberg, M., Bergstrand, E., Enderlein, O., 1998. An indirect estimate of bimodal selectivity of smelt. *J. Fish. Biol.*, 52, 243–254.
- Lauridsen T.L., Landkildehus F., Jeppesen E., Jørgensen T.B. and Søndergaard M., 2008. A comparison of methods for calculating Catch Per Unit Effort (CPUE) of gill net catches in lakes. *Fish. Res.*, 93, 204-211.
- Le Cren E.D., Kipling C. and McCormack J.C., 1977. A study of the numbers, biomass and year-class strengths of perch (*Perca fluviatilis* L.) in Windermere from 1941 to 1966. *Journal of Animal Ecology*, 46, 281-307.
- Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, NOR: ENVX9100061L. JORF n°3 du 4 janvier 1992, page 187.
- Love, R. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *Journal of the Acoustical Society of America*, 49, 816-823
- Love, R. H., 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. *Journal of the Acoustical Society of America*, 72, 1397-1402.
- Lyons J., 1992. Using the index of biotic integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin. General Technical Report NC-149. US Forest Service. North Central Forest Experiment Division, St. Paul, Minnesota, 51 pp.
- 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

- Malinen T. and Tuomaala A. 2005. Comparison of day and night surveys in hydroacoustic assessment of smelt (*Osmerus eperlanus*) density in Lake Hiidenvesi. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Adv. Limnol.* 59, 161–172.
- Malinen T., Tuomaala A. and Peltonen H., 2005b. Vertical and horizontal distributions of smelt (*Osmerus eperlanus*) and implications of distribution patterns for stock assessment, *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Adv. Limnol.* 59, 141–159.
- Malinen T., Tuomaala A., Peltonen H., 2005a. Hydroacoustic fish stock assessment in the presence of dense aggregations of *Chaoborus* larvae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62(2), 245-249.
- Mc Queen D.J., Post J.R., Mills E.L., 1996. Trophic relationship in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 361-379.
- Mehner T. and 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., Diekmann M., Brämick U. and Lemcke R., 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biol.*, 50, 70-85.
- Mehner T., Holmgren K, Lauridsen T.L., Jeppesen E. and Diekmann M., 2007. Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European Central Plains ecoregion. *Freshw. Biol.*, 52, 2285-2297.
- Mehner, T. 2006. Prediction of hydroacoustic target strength of vendace (*Coregonus albula*) from concurrent trawl catches, *Fisheries Research* 79:162-169
- Minns C.K. and Hurley D.A., 1988. Effects of net length and set time on fish catches in gill nets. *North American Journal of Fisheries Management*, 8, 216-223.
- Misund O.A., Aglen A. and Fronaes E., 1995. Mapping the shape, size, and density of fish schools by echo integration and a high-resolution sonar. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 52(1), 11-20.
- 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
- Moyle P.B. and Leidy R.A., 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems, evidence from fish fauna. In: *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation* (Eds P.L. Fielder and S.K. Jain). Chapman and Hall, London, pp. 129-161.
- Murphy B.R. and Willis D.W., 1996. *Fisheries techniques*, 2nd Edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

- Neuman, E. (1979). Activity of perch, *Perca fluviatilis* L., and roach, *Rutilus rutilus* L., in a Baltic Bay, with special reference to temperature. *Aquatic ecology*, 58, 107-125.
- Nishizawa E., Kurokawa T. and Yabe M., 2006. Policies and resident's willingness to pay for restoring the ecosystem damaged by alien fish in Lake Biwa, Japan. *Environmental Science and Policy* 9, 448-456.
- Noble R.A.A., Cowx I.G., Goffaux D. and Kestemont P., 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, 14(6), 381-392.
- Nyberg K., Vuorenmaa J., Rask M., Mannio J. and Raitaniemi J., 2001. Patterns in Water Quality and Fish Status of Some Acidified Lakes in Southern Finland During a Decade: Recovery Proceeding. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130(1-4), 1373-1378.
- Nyberg P., Appelberg M. and Degerman E., 1986. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 31(3-4), 669-687.
- Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher J-P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47, 1720-1734.
- Olin M., Kurkilahti M., Peitola P. and Ruuhijärvi J. (2004) The effects of fish accumulation on the catchability of multimesh gillnet. *Fisheries Research* 68, 135-147.
- Olin M., Rask M., Ruuhijarvi J., Kurkilahti M., Ala-Opas P., Ylonen O., 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology*, 60(3), 593-612.
- Ona, E., 1999. Methodology for TS measurements. *ICES Cooperative Research Report*. 235 p.
- Peltonen H., Ruuhijärvi J., Malinen T. and Horppila J., 1999. Estimation of roach (*Rutilus rutilus* L.) and smelt (*Osmerus eperlanus* L.) stocks with virtual population analysis, hydroacoustics and gillnet CPUE. *Fish. Res.*, 44, 25-36.
- Perrow M.R., Jowitt A.J.D. and Gonzalez L., 1996. Sampling fish communities in shallow lowland lakes: Point-sample electric fishing vs. electric fishing with stop nets. *Fisheries Management and Ecology*, 3, 303-313.

- Persson L., Diehl S., Johansson L., Andersson G. and Hamrin S.F. (1991) Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes : patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38, 281-293.
- Pierce R.B. and Tomcko C.M., 2003. Variation in gill-net and angling catchability with changing density of northern pike in a small Minnesota lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(4), 771-779.
- Pinel-Alloul B., Mazumder A., Lacroix G. and Lazzaro X., 1998. Les réseaux trophiques lacustres: structure, fonctionnement, interactions et variations spatio-temporelles. *Rev. Sci. Eau, n° spécial*, 163-197.
- Poos M.S., Mandrak N.E. and McLaughlin R.L., 2007. The effectiveness of two common sampling methods for assessing imperilled freshwater fishes. *Journal of Fish Biology*, 70, 691-708.
- Rask M. and Tuunainen P., 1990. Acid-induced changes in fish populations of small Finnish lakes. In: P. Kanppi, P. Anttila and K. KenttSanies (Eds.): 1990, Acidification in Finland, Berlin, Springer-Verlag, p. 911–927.
- Ricker, W. E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd Can.*, 191, 382 p.
- Rudstam L.G., Magnusson J.M. and Tonn W.M. (1984) Size selectivity of passive fishing gear: a correction for encounter probability applied to gillnets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41, 1252-1255.
- Rudstam L.G., Van De Valk A.J. and Scheuerell M.D., 2002. Comparison of acoustic Miller high-speed sampler estimates of larval fish abundance in Oneida Lake, New York. *Fish. Res.*, 57, 145-154.
- Rudstam L.G., VanDeValk A.J., Scheuerell M.D., 2001. Comparison of acoustic and Miller high-speed sampler estimates of larval fish abundance in Oneida Lake, New York. *Fisheries Research*, 1298, 10.
- 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.
- Sagoff, M. (2005) Do non-native species threaten the natural environment? *Journal of Agriculture and Environmental Ethics* 18, 215–236.
- Sagoff, M. (2007) Are non native species harmful? *Conservation Magazine* 8, 20–21.
- Schindler D.E. and Scheuerell M.D., 2002. Habitat coupling in lake ecosystems *Oikos*, 98(2), 177-189.

- 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.
- Schlumberger O., 2005. L'état piscicole des lacs naturels de basse altitude – Espèces caractéristiques et critères d'évaluation du peuplement. *Ingénieries*, 42, 3-12.
- Schmidt M.B. and Gassner H., 2006. Influence of scuba divers on the avoidance reaction of a dense vendace (*Coregonus albula* L.) population monitored by hydroacoustics. *Fisheries Research*, 82(1-3), 131-139.
- Simmonds, E. J. and MacLennan D. N., 2005. Fisheries Acoustics: Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 p.
- Simon T.P. and Lyons J., 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. *In: Biological Assessment and Criteria – Tools for Water Resource Planning and Decision Making* (Eds W.S. Davis and T.P. Simon), pp. 245–262. Lewis Press, Boca Raton, FL, U.S.A.
- Sondergaard M., Jensen J.P. and Jeppesen E., 2005b. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology*, 50(10), 1605-1615.
- Sondergaard M., Jeppesen E. and Jensen J.P., 2005a. Pond or lake: does it make any difference? *Archiv Fur Hydrobiologie*, 162(2), 143-165.
- Sondergaard M., Jeppesen E., Lauridsen T.L., Skov C., Van Nes E.H., Roijackers R., Lammens E. and Portielje R., 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), 1095-1105.
- Tammi J., Appelberg M., Beier U., Hesthagen T., Lappalainen A. and Rask M., 2003. Fish status survey of Nordic lakes: Effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio*, 32(2), 98-105.
- Tischler G., Gassner H. and Wanzenböck J. (2000) Sampling characteristics of two methods for capturing age-0 fish in pelagic lake habitats. *Journal of Fish Biology* 57, 1474-1487.
- Tonn W.M., 1990. Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119, 337–352.
- Vitule J.R.S., Umbria S.C. and Aranha J.M.R., 2006. Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into southern Brazil. *Biological Invasions*, 8, 677-681.

- Wallin M., Wiederholm T. and Johnson R., 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3 – REFCOND, 7th version.
- 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.
- Wasson J.G., 2001. Les questions de recherche posées par la Directive cadre Européenne sur l'eau: problématique pour les eaux de surface continentales. *Hydroécol. Appl.*, 13 (1), 1-19.
- Winfield I.J., 2004. Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologica*, 34, 124-131.
- Winfield I.J., Fletcher J.M. and Winfield D.K., 2002. Conservation of the endangered whitefish (*Coregonus lavaretus*) population of Haweswater, UK. In: I. G. Cowx (ed.), *Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries*, pp. 232-241, Oxford.
- 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.
- Yule D.L., 2000. Comparison of horizontal acoustic and purse-seine estimates of salmonid densities and sizes in eleven Wyoming waters. *North American Journal of Fisheries Management*, 20, 759-775.
- Zambrano L., Perrow M.R., Sayer C.D., Tomlinson M.L. and Davidson T.A., 2006. Relationships between fish feeding guild and trophic structure in English lowland shallow lakes subject to anthropogenic influence: implications for lake restoration. *Aquatic Ecology*, 40(3), 391-405.
- Zick D., Gassner H., Filzmoser P., Wanzenböck J., Pamminer-Lahnsteiner B. and Tischler G., 2006. Changes in the fish species composition of all Austrian lakes > 50 ha during the last 150 years. *Fisheries Management and Ecology*, 13(2), 103-111.
- Zimmerman J.K.H. and Vondracek B., 2006. Interactions of slimy sculpin (*Cottus cognatus*) with native and nonnative trout: consequences for growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 1526-1535.

ANNEXES

Annexes

- *Article scientifique sans comité de lecture*

Vergès C., J. Guillard, S. Cachera et D. Gerdeaux (2008) L'échantillonnage du peuplement pisciaire d'un grand lac: le cas du lac du Bourget. Page Blanche (Ed.) Jacquet S., Domaizon I. & Poulenard J.

- *Rapports d'études*

Degiorgi F., Cachera S., **Vergès C.**, Guillard J. et Raymond JC. (2006) Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Rapport CISALB-INRA-Univ. Franche-Comté, 70 pp.

Vergès C., Colon M. et Guillard J. (2006) Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du lac du Bourget : bilan des campagnes 2004 et 2005. Rapport I.L., 262-2006, 23 pp.

Vergès C., Colon M. et Guillard J. (2004) Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du lac du Bourget : campagnes d'avril, juin et octobre 2004. Rapport I.L., 250-2004, 28 pp.

Colon M., **Vergès C.** et Guillard J. (2006) Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du lac d'Aiguebelette : campagne 2005. Rapport I.L., 263-2006, 23 pp.

Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt de la Loire (2007) Etude du peuplement piscicole des retenues de Villerest et Grangent. Rapport Asconit Consultants.

Agence de l'Eau Loire-Bretagne (2006) Programme 2005 de suivi et de caractérisation des masses d'eau de plans d'eau. Lot 1 : Plans d'eau d'origine naturelle. Rapport Asconit Consultants-Eco Hydro-Services-Bi Eau-Burgeap.

Conseil Régional Ile-de-France (2006) Suivi de la qualité physico-chimique et biologique du bassin international de Vaires-sur-Marne (77). Rapport Asconit Consultants-Hydrosphère.

- *Communications orales dans des congrès nationaux et internationaux*

Deceliere-Vergès C. and Guillard J. (2007) Assessment of pelagic fish communities: consequences for lake monitoring. Fish Stock Assessment Methods for lakes and Reservoirs: towards the true picture of fish stock, 11-15 september 2007 (Ceske Budejovice, Czech Republic).

Godlewska M., Colon M., Doroszczyk L., Dlugoszowski B., **Vergès C.**, and Guillard J. (2007) Hydro-acoustical 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 FSAMLR, 11-15 september 2007 (Ceske Budejovice, Czech Republic).

Degiori F., **Vergès C.**, Raymond J-C., Guillard J., Champigneulle A. et Cachera S. (2006) Structure du peuplement piscicole du lac du Bourget et qualité de cet écosystème lacustre. Colloque national Autour du lac du Bourget (Le Bourget-du-lac, France).

- *Communications affichées dans des congrès nationaux et internationaux*

Guillard J., Godlewska M., Colon M., **Deceliere-Vergès C.**, Doroszczyk L. and Dlugoszowski B. (2008) Monitoring of fish populations in lakes: towards a standardization of hydroacoustical methods. ICES Symposium on the Ecosystem Approach with Fisheries Acoustics and Complementary Technologies SEAFACETS, 16-20 june 2008 (Bergen, Norway).

Vergès C., Guillard J., Cachera S. et GERDEAUX D. (2006) L'échantillonnage du peuplement piscicole d'un grand lac : le cas du lac du Bourget. Colloque national Autour du lac du Bourget (Le Bourget-du-lac, France).

Vergès C., Degiori F., Raymond J-C. et 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, International Fisheries Institute (Hull, UK).

Degiori F., Guillard J., Holmgren K., Dahlberg M., Raymond J.C. et **Vergès C.** (2005) Swedish fish sampling, vertical nets and hydroacoustic: three approaches for the study of the fish population of a small lake (Jura, France). International Symposium

on Assessing the ecological status of rivers, lakes and transitional waters, 11-15 July 2005, International Fisheries Institute (Hull, UK).

Vergès C., Cachera S. et Guillard J. (2005) Evolution d'un stock de perches (*Perca fluviatilis*) dans le lac du Bourget à l'aide de deux approches différentes : les statistiques de pêches et l'hydroacoustique. Congrès francophone de l'Association Française de Limnologie (Lyon, France).