



Étude des potentiels biogènes et du fonctionnement du lac Fourchu (38) : vers une gestion piscicole intégrée



Etude réalisée par : **Teleos-Suisse (rapporteurs)**
L'Onema (Usml et sd38)
La fédération de pêche 38



Analyses chimiques effectuées au Laboratoire de Chimie des Eaux de l'Université de Besançon
Crédits photographiques Laurent GIUSTI (Usml)

Avril 2010

Sommaire

1. INTRODUCTION	3
1.1. CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE.....	3
1.2. CARACTERISTIQUES GEOGRAPHIQUES ET MORPHOLOGIQUES	4
1.3. GEOLOGIE DU BASSIN VERSANT.....	5
1.4. INVESTIGATIONS STANDARD MIS EN ŒUVRE.....	6
 2. COMPOSANTES PISCICOLES	 7
2.1. ESPECES EN PRESENCE ET GESTION PISCICOLE.....	7
2.1.1. <i>Peuplement piscicole potentiel des petits lacs d'altitude</i>	7
2.1.2. <i>Gestion halieutique</i>	8
2.2. PROTOCOLES D'ECHANTILLONNAGE DE LA FAUNE PISCICOLE.....	9
2.2.1. <i>Cartographie des habitats aquatiques et des composantes du BV</i>	9
2.2.2. <i>Technique centrale du dispositif d'échantillonnage : les filets verticaux</i>	10
2.2.4. <i>Autres investigations</i>	11
2.3. STRUCTURE DU PEUPLEMENT PISCICOLE	13
2.3.1. <i>Structure du peuplement échantillonné en juin 2009 à l'aide de filets</i>	13
2.3.2. <i>Comparaison avec les rendements observés en 1983</i>	14
2.3.3. <i>Pression de pêche et prélèvement à la ligne</i>	14
2.3. ORGANISATION SPATIALE DE L'ICHTYOFAUNE DU LAC FOURCHU.....	15
2.4.1. <i>Distribution spatiale des captures dans le lac</i>	15
2.4.3. <i>Densités observées dans l'émissaire et dans le tributaire principal</i>	17
2.4. STRUCTURE ET POTENTIELS DE DEVELOPPEMENT DES POPULATIONS	18
2.4.1. <i>L'omble chevalier</i>	18
2.4.2. <i>La truite fario</i>	19
2.4.3. <i>Le vairon</i>	20
2.4.3. <i>Le chevesne</i>	20
2.4.4. <i>La loche franche</i>	21
BILAN SUR LES POTENTIELS PISCICOLES DU LAC FOURCHU	21
 3. COMPOSANTES BENTHIQUES : INDICE BIOLOGIQUE LACUSTRE	 22
3.1. METHODOLOGIE	22
3.1.1. <i>Principes de l'IBL</i>	22
3.1.2. <i>Protocole d'échantillonnage</i>	22
3.1.3. <i>Calcul de l'indice IBL</i>	23
3.2. APPLICATION ET RESULTATS DE L'IBL AU LAC FOURCHU.....	24
3.2.1. <i>Efforts d'échantillonnage sur le lac</i>	24
3.2.2. <i>Composition de l'endobenthos du lac Fourchu</i>	24
3.2.3. <i>Calcul et interprétation des IBL</i>	26

4. CAPACITES HABITATIONNELLES ET METABOLISME LACUSTRE.....	28
4.1. CARACTERISATION DES MOSAÏQUES D'HABITAT	28
4.2. PHYSICOCHIMIE DU LAC FOURCHU.....	30
4.2.1 Métabolisme thermique	30
4.2.2. Physico-chimie de la colonne d'eau.....	31
4.2.3. Physico-chimie des sédiments du lac Fourchu.....	34
4.2.4. Physico-chimie de la neige résiduelle estivale sur le BV du lac Fourchu.....	34
4.3. BILAN SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC FOURCHU.....	35
5. SYNTHESE DIAGNOSTIQUE ET RECOMMANDATIONS	36
5.1. BILAN SUR LES POTENTIELS PISCICOLES DU LAC FOURCHU	36
5.1.1. Typologie et potentiels théoriques.....	36
5.1.2. Comparaison du peuplement optimal et du peuplement en place	36
5.2. BILAN SUR LES CAUSES D'ALTERATION DES POTENTIELS ICHTYOLOGIQUES.....	38
5.2.1. Pollutions métalliques	39
5.2.2. Perturbation du métabolisme trophique et des capacités de transfert.....	39
5.2.3. Connectivité avec les vecteurs fluviaux.....	40
5.3. RECOMMANDATIONS POUR UNE GESTION PISCICOLE INTEGREE ET DURABLE	40
5.3.1. Principes de gestion : rappel et compléments	40
5.3.2. Réduction des pollutions chimiques	40
5.3.2. Restauration de la connectivité des ruisseaux afférent et efférent.	41
5.3.3. Proposition d'amélioration de la gestion piscicole du lac Fourchu.....	41
CONCLUSION :	42
BIBLIOGRAPHIE.....	43

Étude des potentiels biogènes et du fonctionnement du lac Fourchu (38) : vers une gestion piscicole intégrée

1. Introduction

1.1. Contexte et problématique

Depuis 2001, la Fédération de Pêche et de Protection du Milieu Aquatique de l'Isère a engagé une démarche de connaissance des lacs de montagne et d'analyse de leur fonctionnement, avec le soutien du Conseil Général 38 et dans le cadre du programme européen « Leader+ ». L'objectif de cette approche est d'établir des fondements rationnels à un système de gestion halieutique fondé sur la protection de ces milieux aquatiques à la fois fragiles et originaux. Cette optique « écosystémique » garantit en effet l'optimisation des ressources piscicoles tout en respectant les équilibres naturels.

Des investigations standardisées ont d'abord été appliquées, de 2001 à 2007, avec le soutien de Leader+ et du CG 38, à 5 lacs du massif de Belledonne morphologiquement contrastés s'étendant à des altitudes échelonnées entre 2000 et 2600 m, dans un rayon de quelques kilomètres seulement. L'analyse simultanée de leurs potentiels biologiques, de leurs capacités habitationnelles et de leur fonctionnement physico-chimique a débouché sur la proposition d'une typologie fonctionnelle, ainsi que sur un protocole d'étude simplifié. Ces outils diagnostiques ont été forgés pour pouvoir déterminer la structure qualitative et quantitative du peuplement « optimal » associé à chaque lac ainsi que pour déceler d'éventuels dysfonctionnements métaboliques.

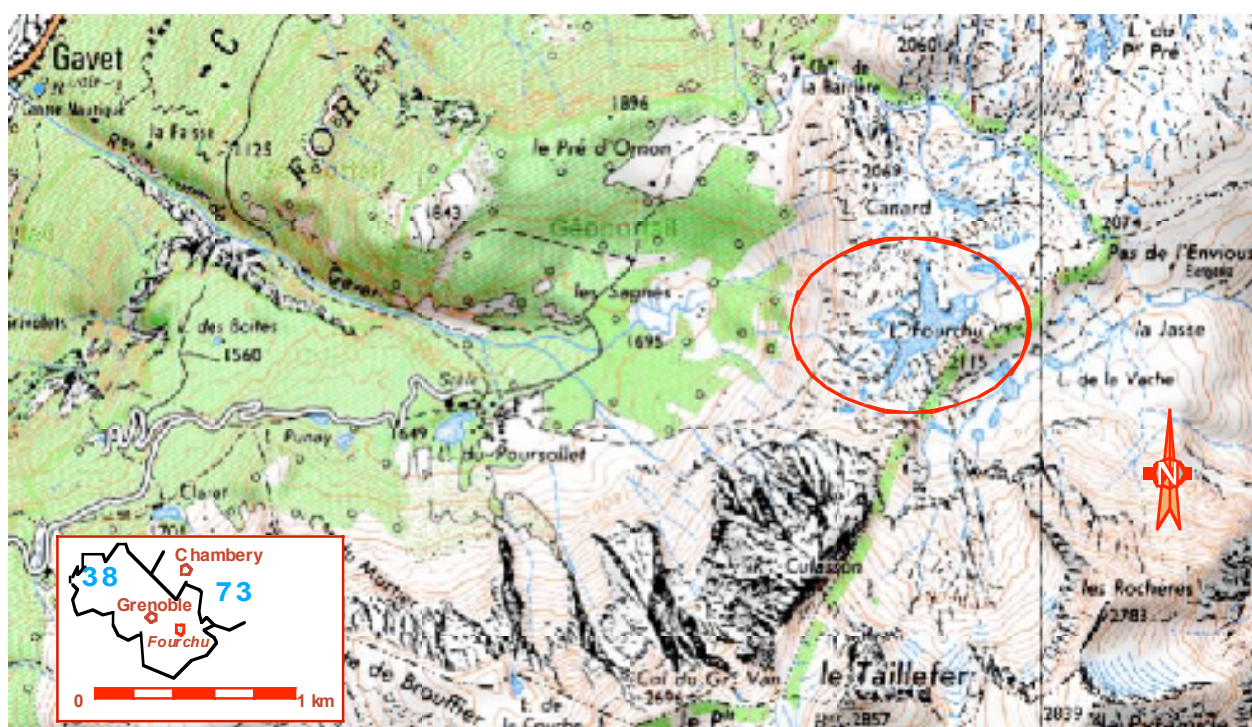


Figure 1. Localisation du lac Fourchu au sein du massif du Taillefer (geoportail.fr).

La plupart de ces méthodes ont ensuite été testées et validées sur des lacs de montagne de Savoie et Haute-Savoie. La démarche a enfin été appliquée *in extenso* au Lac Fourchu situé sur le massif du Taillefer et dont les caractéristiques faisaient penser *a priori* qu'il appartenait à un type écologique plus productif que les autres lacs étudiés. En effet, ce plan d'eau très découpé possède des ceintures végétales développées, à l'inverse des autres systèmes dont les fonds sont uniquement minéraux.

1.2. Caractéristiques géographiques et morphologiques

Le massif du Taillefer constitue la prolongation méridionale de la chaîne de Belledonne, dont il est séparé par les gorges de la Romanche. Situé à une vingtaine de kilomètre au sud-est de la région grenobloise, il est composé d'un ensemble de sommets abrupts qui dominant de plus de 1000 m le plateau boisé du Poursollet et le plateau des lacs, couvert d'une multitude de plans d'eau, pour la plupart temporaires.

	Descripteurs	Unités	Lac Fourchu
Localisation	Commune		Livet-et-Gavet
	X émissaire		882,817
	Y émissaire		2012,468
Caractéristiques des BV	Superficie	ha	45,4
	Altitude maximale	m	2138
	Point culminant		Pointe sous Culasson
	Orientation bassin		Nord-Est-Sud-Ouest
	Dominante géologique		Roches cristallines
Occupation des sols des BV	Névés (en fin d'été)	%	1
	Minéral (dalles, éboulis)	%	18
	Pelouse	%	85
	Pièces d'eau	%	1
Morphologie des plans d'eau	Altitude	m	2048
	Profondeur maximale	m	17
	Superficie totale	ha	6,3
	Périmètre	m	1973
	Superficie zone littorale	ha	2,0
Hydrologie	afférence		un affluent pérenne
	efférence		montaison non possible
	Particularités		Niveau max surélevé par gabions

Tableau 1. Caractéristiques géographiques du lac Fourchu

Au sein de cet ensemble, le lac Fourchu s'étend à 2048 mètres d'altitude, sur le territoire de la commune de Livet-et-Gavet (fig. 1). Sa surface ne dépasse pas 6,3 ha tandis que sa profondeur maximale atteint 17 mètres (tab. 1).

Le bassin versant du lac Fourchu recouvre 45 ha (fig. 2). Il est majoritairement composé de pelouse et comporte de nombreuses tourbières criblées de petits plans d'eau peu profonds. Compte tenu de sa proximité avec le hameau du Poursollet, ce lac est très facilement accessible à pied (3/4 d'heure de marche) et s'avère, de ce fait, très fréquenté par les promeneurs et les pêcheurs.

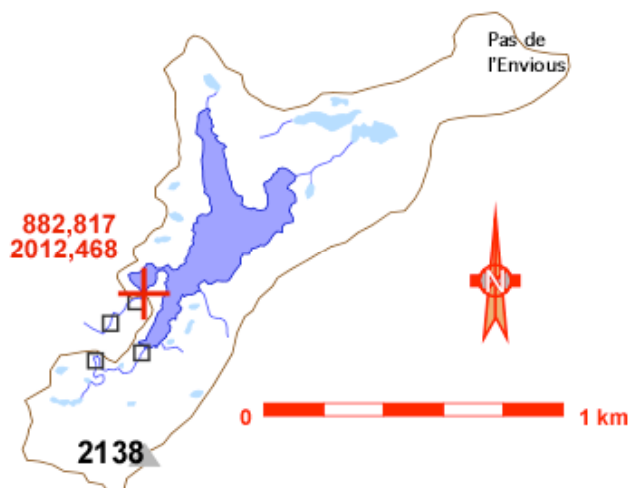


Figure 2. Bassin versant du lac Fourchu (et localisation des points de pêche en cours d'eau)

1.3. Géologie du bassin versant

Le sous-sol du bassin versant du lac Fourchu est essentiellement constitué de roches cristallophylliennes acides : conglomérat, gneiss, gneiss leptynique, leptynite (fig. 3). Plus marginalement, les sommets et les versants sud-est sont composés de roches cristallophylliennes basiques : amphibolites *s. l.* ou à caractère spilitique dérivant de l'association spilite-kératophyre. Enfin, l'*impluvium* du lac Fourchu comporte aussi quelques affleurements très restreints de grès et conglomérat de base triasiques.

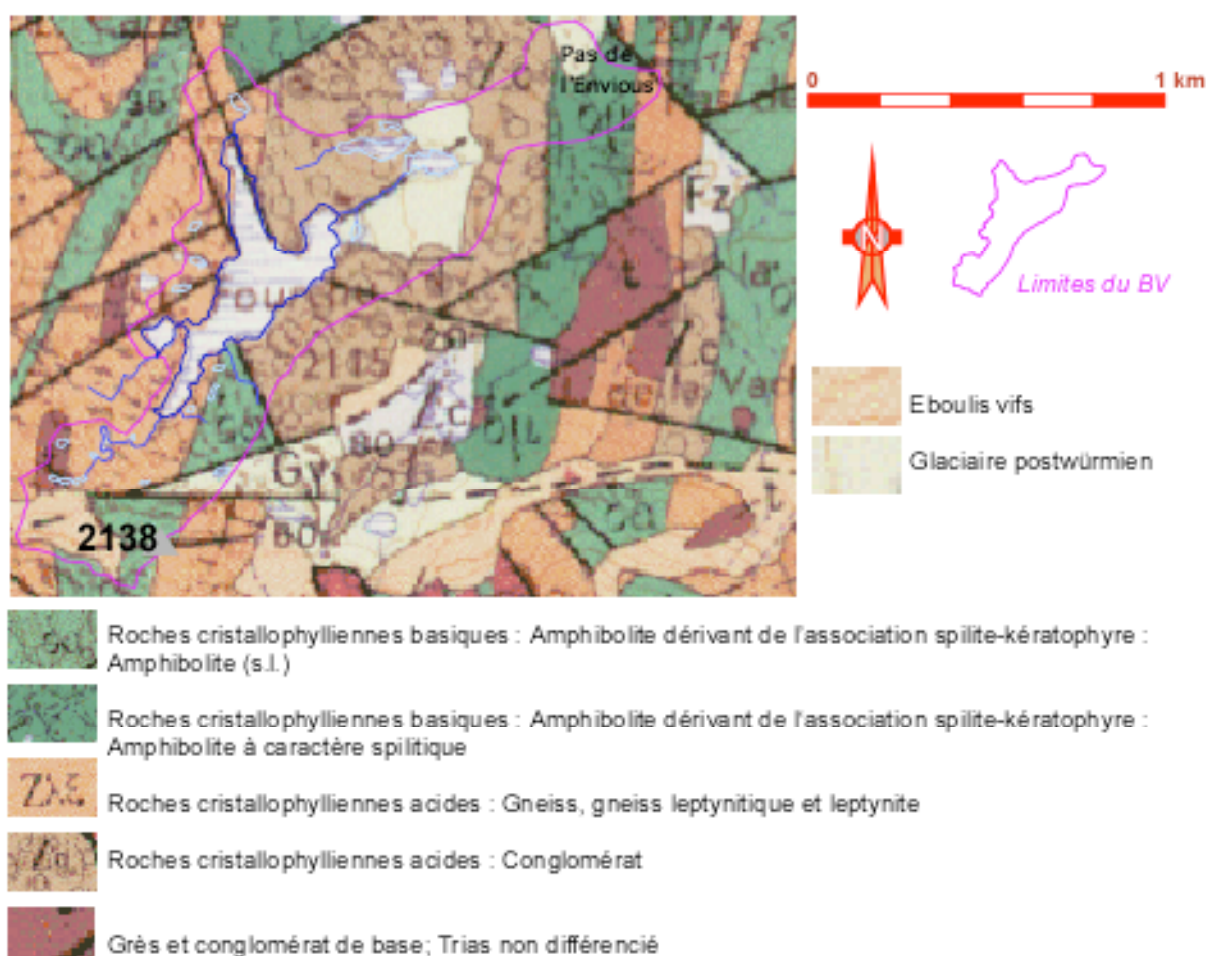


Figure 3. Géologie du BV du lac Fourchu (carte géol. 1/50 000° de Vizille, BRGM).

La notice de la carte géologique de Vizille éditée par le BRGM signale plusieurs filons métallifères dans les massifs du Taillefer. Ces gîtes sont composés en majeure partie de terres ferrugineuses argentifères avec nickel et cobalt, mais contiennent aussi des minéralisations de plomb et surtout de zinc (mines de Séchilienne) ainsi que, plus marginalement, de mercure, antimoine, bismuth et uranium. Ce document signale aussi, dans les amphibolites, la présence ponctuelle de chalcopyrite (cuivre).

1.4. Investigations standard mis en œuvre

Le diagnostic sur le fonctionnement écologique du plan d'eau a été réalisé à l'aide du système d'analyses biologiques et mésologiques qui a été mis au point sur les lacs de Belledonne. Dans cette optique, des protocoles standardisés ont été utilisés (tab. 2). Ces investigations ont été appliquées de façon coordonnée pour optimiser les opérations de terrain et faciliter les interprétations.

Méthodes et descripteurs	Dates des mesures ou prélèvements de terrain
Bathymétrie et cartographie des habitats (ONEMA 2010)	Juin 2008 et juin 2009
Pêches (protocole filets verticaux 1 séquence, ONEMA 2010)	Du 15 au 16 juin 2009
Indice Biologique lacustre (benthos)	15/06/2009
Physico-chimie de la colonne d'eau	15/06 et 6/10/2009
Analyse nutriments de la colonne d'eau	15/06 et 6/10/2009
Pigments algaux	15/06 et 6/10/2009
Chimie des sédiments (dont métaux lourds)	15/06
Analyse de l'eau de neige résiduelle	15/06
Thermographie	Du 15/06 au 15/10/2009

Tableau 2. Listes et dates des investigations mises en œuvre sur le lac

Des levés bathymétriques et cartographiques ont précédé toutes les investigations afin de fonder les stratégies de prélèvement (ONEMA 2010). En outre, une sonde thermique a été installée le 15 juin en zone littorale, à 1 mètre de profondeur : des mesures thermiques à raison d'une toutes les ont ainsi été enregistrées jusqu'en octobre 2009.

Puis, le bilan des potentiels biologiques du lac Fourchu a été dressé en étudiant les structures des peuplements de poissons et de macroinvertébrés endobenthiques. Ces deux groupes d'organismes consommateurs constituent, en effet, des intégrateurs particulièrement puissants de la nature et de l'efficacité des transferts trophiques.

Parallèlement, des mesures physico-chimiques et des analyses chimiques de la colonne d'eau ont été réalisées en début et en fin de période de stratification estivale. Durant là la première campagne d'analyses de l'eau, des prélèvements de sédiments ont également été effectués, tandis que la neige résiduelle estivale a été échantillonnée sur le bassin versant proche.

2. Composantes piscicoles (ONEMA 2010)

2.1. Espèces en présence et gestion piscicole

2.1.1. Peuplement piscicole potentiel des petits lacs d'altitude

De nombreux petits lacs de montagne sont ou étaient originellement dépourvus de poisson, en raison de leur altitude ou/et des difficultés de circulation engendrés par les dénivelés franchis par les cours d'eau. Seuls quelques rares plans d'eau d'altitude sont peuplés naturellement et, à notre connaissance, exclusivement par des truites qui peuvent y accéder depuis leur émissaire, ou, plus rarement encore, depuis leur afférences. Toutefois, selon LEGER (1937), les loches observées depuis le début du siècle au Lac Fourchu pourraient aussi être autochtones.

Cette absence historique de poissons ne signifie pas qu'aucun de ces systèmes ne soit propice au développement harmonieux d'une ou plusieurs espèces de poisson. En fait, la possibilité de la vie piscicole ainsi que la composition du peuplement pisciaire optimal sont déterminées par les conditions extrêmes qui caractérisent ces milieux : faible minéralisation, métabolisme thermique très froid, durée de prise en glace, dominante minérale des fonds, faible connexions hydrauliques ... Compte tenu de ces contraintes fortes, les espèces de poissons susceptibles de se développer harmonieusement dans les lacs d'altitude sont au nombre de 9 que l'on peut séparer en 3 groupes :

Deux espèces de salmonidés autochtones dans le massif alpin :

- l'omble chevalier (OBL), *Salvelinus alpinus*, qui fraie en lac ou, plus rarement, en cours d'eau ;
- la truite fario (TRF), *Salmo trutta (fario)*, qui fraie uniquement en cours d'eau.

Trois espèces de salmonidés d'origine nord-américaine, introduites depuis longtemps dans le massif alpin, mais dont seules les deux premières sont susceptibles de se reproduire spontanément et peuvent donc être considérées comme acclimatées :

- le cristivomer (CRI) *Salvelinus namaycush*, qui fraie uniquement en lac ;
- le saumon de fontaine (SDF), *Salvelinus fontinalis*, qui fraie surtout en cours d'eau ;
- la truite arc-en-ciel (TAC), *Onchoryncus mykiss* [non acclimatée, sauf exception].

Trois « petites » espèces d'accompagnement des salmonidés sont susceptibles de se développer dans les plans d'eau d'altitude, mais seule la première est régulièrement observée dans les lacs alpins français :

- le vairon (VAI), *Phoxinus phoxinus*, qui fraie surtout en cours d'eau et parfois en lac ;
- le chabot (CHA), *Cottus gobio*, rare, mais possible en plan d'eau ;
- la loche (LOF), *Barbatula barbatula* rare dans les plans d'eau alpins d'altitude mais plus courante dans les lacs montagnards des Carpates ou des Balkans.

Des cyprinidés d'eau vive comme le chevesne (*Squalius cephalus*) sont parfois introduits, mais leurs possibilités de reproduction sont théoriquement nulles. Enfin, des populations autochtones ou acclimatées d'autres espèces pourraient être découvertes dans les lacs montagnard si des investigations systématiques étaient réalisées.

2.1.2. Gestion halieutique

La gestion halieutique du lac Fourchu est assurée par l'Union des Pêcheurs de Grenoble. Le dépouillement des archives de la Fédération de Pêche de l'Isère et de l'AAPPMA montre que toutes les espèces de salmonidés disponibles en pisciculture ont été expérimentées sur ce plan d'eau, à l'exception du Cristivomer (tab. 3, BOURLET 2009). Des vairons ont également été apportés par l'AAPPMA avant 1980. La composition et la densité des déversements de poisson ont évolué depuis les années 50 jusqu'à présent.

Années	Espèces				Total	Variété
	Ombre chev.	Saumon fnt.	Arc-en-ciel	Truite fario		
1982	1000	1000	1000		3000	3
1983				1500	1500	1
1984			750		750	1
1985		450	450		900	2
1986		1000	2000		3000	2
1987	500		1000	3000	4500	3
1988	500	500	500		1500	3
1989			1350		1350	1
1990				500	500	1
1991						0
1992						0
1993						0
1994			2000	2000		2
1995				2000	2000	1
1996			1000	300	1300	2
1997				2000	2000	1
1998				2000	2000	1
1999	750		850	1000	2600	3
2000				1000	1000	1
2001				2000	2000	1
2002				2000	2000	1
2003						0
2004				2000	2000	1
2005						0
2006	500			1500	2000	2
2007						0
2008				1500	1500	1
Totall	2500	2950	9050	16000	30500	4

Tableau 3. Poissons introduits depuis 1982 dans le lac Fourchu (d'après BOURLET 2009).

De 1950 à 1981, 5100 poissons par an ont été introduits en moyenne dans le lac Fourchu, dont essentiellement des truites arc-en-ciel (environ 2700 / an) et des truites fario (environ 1500 / an) et plus minoritairement des ombles (800 / an) et des saumons de fontaine (50 / an). Cette charge d'alevinage est la plus importante de toutes celles qui ont été enregistrées durant cette époque sur la quarantaine de lacs de montagne pour laquelle on dispose d'archives.

De 1982 à 1989, les quatre espèces de salmonidés citées ci-dessus ont continué à être introduites, mais selon des charges annuelles totales plus faibles (2000 individus /an). De 1990 à 1999, les déversements ont consisté essentiellement en truite fario tandis que la quantité et la fréquence de truites arc-en-ciel déversées ont été nettement réduites et alors que des ombles n'ont été introduits qu'une seule fois.

Enfin, entre 2000 et 2008, il n'y a plus eu de déversement de truite arc-en-ciel et un seul déversement d'omble a été réalisé. En revanche, la truite fario fait toujours l'objet de déversements à hauteur moyenne de 1750 ind./an. Pour mesurer la pertinence et l'effet de ces introductions, il convient de considérer la structure du peuplement en place, les potentiels de reproduction liés au afférences et les quantités prélevées à la ligne.

2.2. Protocoles d'échantillonnage de la faune piscicole

Le peuplement piscicole du lac Fourchu a été échantillonné essentiellement à l'aide du protocole dit des « filets verticaux » décrit par DEGIORGI (1994) et finalisé par DEGIORGI *et al.* (2001). Cette méthode permet en effet de prospecter systématiquement tous les compartiments de l'espace lacustre en une seule séquence de 24 heures. Elle permet aussi de repérer la position de chaque capture dans les 3 dimensions. Les rendements de pêches obtenus seront comparés à des données antérieures acquise en 1983 à l'aide d'une pêche au filet. Toutefois cet échantillonnage avait été mis en œuvre suivant un protocole et un jeu de mailles différent.

En complément de la prospection à l'aide de filet, des pêches électriques exhaustives à 2 passages par enlèvements successifs ont été effectuées sur le seul tributaire permanent et sur l'émissaire du lac. Cette opération a permis de vérifier les possibilités de reproduction des espèces dont la fraie est soit inféodée aux vecteurs fluviaux (comme la truite), soit favorisée par des écoulements (comme le vairon).

Enfin, une analyse des statistiques de pêche à la ligne disponibles sur ce lac a été effectuée pour tenter de décrire la pression de pêche. Le faible nombre de carnet récolté n'a cependant pas permis d'évaluer l'importance des exports de poisson.

2.2.1. Cartographie des habitats aquatiques et des composantes du BV

Les cartes de la bathymétrie puis des pôles d'attraction doivent être levées avant toute autre investigation. Dans un premier temps, ces outils graphiques sont indispensables pour préciser les modalités d'échantillonnage. Dans un second temps, ils permettent d'évaluer la diversité et la qualité des mosaïques de substrats-soutiens littoraux, ainsi que l'importance relative des compartiments littoraux, sublittoraux et pélagiques.

En complément, la connectivité et la pérennité des tributaires a été évaluée afin de quantifier l'importance (abondance et diversité) de la faune benthique aquatique disponible pour les poissons ou supposée dériver dans le plan d'eau et y participer à leur régime alimentaire. La présence et l'accessibilité de frayères fonctionnelles pour les salmonidés ont également été vérifiées. En effet, certains d'entre eux, comme la truite et le saumon de fontaine, sont strictement inféodés aux eaux courantes en ce qui concerne leur reproduction et leurs premières phases de « croissance ».

Une carte de l'occupation des sols a également été dressée sur le bassin versant en distinguant pelouses, forêts et maquis, éléments minéraux, ... Cette approche complémentaire est utile pour estimer les flux nutritifs ou organiques susceptibles de parvenir jusqu'au lac. Elle permet aussi d'apprécier l'importance de la faune terrestre pouvant contribuer de façon notable au régime alimentaire de la faune pisciaire du lac.

Enfin, les pressions anthropiques susceptibles de perturber un ou plusieurs stades du cycle biologique des espèces de poissons électives de ces milieux d'altitudes ont été inventoriées. Il a ainsi été recherché et analysé :

- les obstacles à la circulation des poissons,
- les marnages provoqués pour des usages divers (production d'hydroélectricité, de neige artificielle ou d'eau potable, ...) qui exondent certaines zones de reproduction et qui limitent le développement de la faune benthique :
- les apports d'éléments polluants qui provoquent des colmatages d'habitats en zone littorale et des surconsommations d'oxygène ...

2.2.2. Technique centrale du dispositif d'échantillonnage : les filets verticaux

Les filets verticaux ont été mis au point et utilisés par plusieurs auteurs anglo-saxons (HARTMANN 1962, HORAK & TANNER, 1964, LACKEY 1968, BARTOO et al. 1973). Ils ont été adaptés sur des plans d'eau français par GRANDMOTTET & VAUDAUX (1989) puis GUYARD et al. (1989). Des araignées multimailles équivalentes ont été ajoutées à ce dispositif pour les zones littorales (DEGIORGI 1994, ann. 2, fig. 4)

Afin d'obtenir une image comparable des populations en présence, ce dispositif a été utilisé selon un protocole standard mis au point puis utilisé sur une soixantaine de plans d'eau (DEGIORGI & GRANDMOTTET 1993). Les modalités spatio-temporelles de cette approche sont brièvement rappelées ci-dessous.

- 1) L'effort de pêche unitaire est constitué d'une batterie de 7 filets verticaux de taille de mailles variant de 10 à 60 mm par pas de 10 mm en passant par une maille de 15. Cet ensemble de 7 filets est disposé sur un poste déterminé pendant 24 heures.
- 2) Auparavant, l'espace lacustre doit avoir été divisé et cartographié en compartiments d'attraction différentielle en suivant un schéma directif basé sur la topographie aquatique : morphologie de la cuvette, substrat-support, hauteur d'eau. En effet, ces éléments définissent des pôles d'attraction autour desquels l'ichtyofaune se répartit suivant des arrangements dynamiques (DEGIORGI & GRANDMOTTET 1993).
- 3) Tous les compartiments sont alors échantillonnés simultanément au cours d'un effort "global" appelé aussi séquence, durant lequel l'effort unitaire est appliqué sur un poste par pôle. Cet effort global est l'unité standard d'expression des résultats.
- 4) Cet effort global est répété trois fois pour chaque campagne.

L'originalité de cette démarche est de profiter de la maniabilité et de la petite taille des filets verticaux pour rechercher, durant un cycle de 24 heures, les poissons partout où ils peuvent être. Comme les filets échantillonnent à chaque fois toute la tranche d'eau, il ne reste qu'à prospecter systématiquement le plan lacustre en le découpant en zones d'intérêts équivalents pour les poissons. La répétition de cette mesure réalisée sur 24 heures permet de s'affranchir des variations aléatoires (en particulier périodes de mobilité ou d'immobilité particulière, vrillage d'un filet...).

- 5) Trois campagnes saisonnières sont préconisées afin de tenir compte de la différence de mobilité des différentes espèces, pour percevoir les variations de la répartition spatiale des poissons en rapport avec le métabolisme lacustre ainsi que pour effectuer une approche de la dynamique des populations des principales espèces.
- 6) L'analyse statistique des séries de prises, par effort global, réalisées au cours des 12 premières campagnes de pêche montre qu'une précision de moins de 20% peut alors être espérée pour les abondances numériques et pondérales des espèces dont l'effectif dépasse 5% de l'échantillon total (DEGIORGI 1994).
Par conséquent, les captures pondérales et numériques obtenues peuvent être utilisées comme des cotes d'abondance, comparables d'un lac à l'autre, ainsi qu'au cours du temps pour un même plan d'eau si un suivi standard est instauré.

Dans le cas du lac Fourchu, les relevés bathymétriques et de la composition des fonds révèlent que la mosaïque des habitats aquatiques se compose de 8 pôles dont 6 littoraux (cf. figure X). Cependant, parmi ces derniers, ni les hélophytes, n'occupant que des tranches d'eau de quelques centimètres, ni les hydrophytes qui n'étaient pas encore assez développés, n'étaient prospectables à l'aide de filets au mois de juin.

En outre, comme dans le cas des autres lacs de montagne étudiés en Isère et en Savoie, les difficultés d'accès aux sites et la maîtrise des coûts nous ont conduit à ne réaliser qu'une seule campagne de pêche. Dans le cas du lac Fourchu, elle a été menée du 15 au 16/06/2009. Durant cette opération, une séquence de prospection simultanée des 6 pôles d'attraction identifiés et pêchables à l'aide de filets a été réalisée (tab. 4). La surface totale des filets verticaux et araignées multimailles déployés a atteint 420 m².

ZONE	Description	POLE	Profondeur. (m)	Surface de filet (m ²)
Centrale	pleine eau	CMAx	17	238
Sublittoral	talus	TINF	5	70
Littorale	afférence	LAFF	2	28
	fonds nus minéraux	LFNM	2	28
	blocs	LBLO	2	28
	galets et graviers	LGGR	2	28
TOTAL				420

Tableau 4. Plan d'échantillonnage et surface de filet tendue sur le lac Fourchu du 15 au 16/06/09

Les rendements obtenus seront comparés avec ceux qui furent observés en juillet 1983 à l'aide de filets traditionnels par la DR du CSP, la Brigade de l'Isère et la Fédération de Pêche. Le protocole utilisé à cette époque consistait en la mise en oeuvre, durant une seule nuit, d'araignées monomailles de 20, 25 et 32 mm. Dans le cas du Fourchu en 1983, cet effort a représenté 937 m² de filet.

2.2.4. Autres investigations

En 2009, **des inventaires par pêche électrique** à l'aide d'un matériel portable de type « Martin Pêcheur » ont également été réalisés, en juin et en octobre, sur 2 stations de l'émissaire du lac Fourchu, ainsi que sur 2 stations de son principal tributaire. Ces échantillonnages ont été réalisés par enlèvement successif à 2 passages. Durant les 2 campagnes, des sondages électriques ont également été réalisés sur le pourtour du lac.

Quand les échantillons capturés au filet ou à l'électricité possèdent des effectifs suffisants, la structure et le potentiel de développement des populations peuvent être appréciés au travers de l'examen de la distribution en classes de taille et d'âges, puis du coefficient de condition des poissons capturés. Ce dernier, noté K traduit l'état général, l'embonpoint du poisson. Il est déterminé par la formule suivante :

$$K = 100 \frac{m}{L^3} \quad \text{Avec :} \quad m = \text{masse en g} \quad \text{et} \quad L = \text{taille en cm.}$$

Pour les salmonidés, la condition physique du poisson est d'autant meilleure que K est grand, et en particulier supérieur à 1. Les valeurs de K sont toutefois naturellement plus faibles pour l'omble chevalier par rapport à la truite ou au cristivomer, car l'omble présente, d'une façon générale, une morphologie plus « fine », plus allongée.

Enfin, des carnets de capture ont été remplis de façon irrégulière par des pêcheurs volontaires sur plusieurs lacs isérois, dont le Fourchu. Les données récoltées ne représentent qu'un total de 265 sorties de pêche réparties sur 43 lacs et s'étalant de 1974 à 1994 (ONEMA 2010).

D'après cette approche, le lac Fourchu apparaît comme un des plus fréquentés (ou un des plus renseignés) parmi ces sites de pêche puisqu'il regroupe à lui seul 70 déclarations de sorties de pêche (26,4 % du total). Ces données permettent d'émettre des hypothèses sur l'évolution des rendements de pêches au cours de trois décennies.

Dans un premier temps, ces différents groupes de résultats ont été analysés pour tenter d'obtenir une image fiable et comparable de l'ichtyofaune du lac Fourchu et des ruisseaux afférent et efférent. Dans un deuxième temps, les capacités piscicoles déterminées pour ce système d'altitude seront confrontées aux potentiels optimaux liés à son type écologique.



Figure 4. Pose d'une araignée multimaille « verticale » dans le lac Fourchu

2.3. Structure du peuplement piscicole

2.3.1. Structure du peuplement échantillonné en juin 2009 à l'aide de filets

L'échantillonnage au moyen de filets verticaux a permis de recenser 4 espèces dans le lac Fourchu : l'omble chevalier, la truite fario, le vairon et le chevesne (tab. 5). Parallèlement, la loche, qui était en train de frayer à faible profondeur a aussi été capturée mais seulement à l'aide d'épuisettes.

Descripteurs Espèce	Captures brutes		Rendements surfaciques		Rendements pour 10 batteries	
	numérique nb	pondéral g	numérique nb/1000 m ²	pondéral g/1000 m ²	numérique nb/10 bats	pondéral g/10 bats
Omble chevalier	3	685	7,1	1 631	5,0	1 142
Truite fario	2	1 110	4,8	2 643	3,3	1 850
Vairon	3	19	7,1	45	5,0	32
Chevesne	3	1 645	7,1	3 917	5,0	2 742
Loche franche	<i>P</i>	<i>P</i>	-	-	-	-
TOTAL	8	1 814	26,2	8 236	18,3	5 765

Tableau 5. Rendements des pêches standard effectuées à l'aide des filets verticaux sur le lac Fourchu entre le 15 et le 16 juin 2009 (*P* = présence en bordure non capturée au filet)

Les rendements de pêche par surface de filet tendue dépassent à peine 8,2 kg et 19,1 individus pour 1000 m² de filet si on cumule toutes les espèces capturées. Ces faibles valeurs sont similaires à celles qui ont été observées, pour les biomasses, sur le lac Crozet, dysfonctionnel, et, pour les densités, sur le lac de Crop, très profond (CSP 2004).

En outre, la plus grande partie de la biomasse est constituée par la capture incongrue de plusieurs chevesnes appartenant à des classes d'âge différentes. Si on retire ces cyprinidés, normalement peu électifs des lacs de montagnes, les rendements résiduels sont parmi les plus bas jamais observés avec ce protocole.

Corrélativement, les rendements surfaciques pondéraux de l'omble chevalier sont très faibles par rapport à ceux qui ont été mesurés dans d'autres petits lacs alpins (jusqu'à 30 kg pour 1000 m² de filet dans le Grand Doménon). Les rendements pondéraux de truite sont plus soutenus mais surtout grâce à la capture d'un individu de grande taille.

La faible abondance des captures de vairon au filet s'explique par la migration de cette espèce dans les affluents pour la fraie au moment des pêches, ainsi que par la petite taille d'une forte proportion des individus, non maillables. À la même période, les loches étaient, elles, en train de frayer sur tout le pourtour du lac, dans les zones de batillage de quelques centimètres de profondeur qui ne sont pas prospectables au filet.

La faiblesse des rendements pour 10 batteries qui approchent les densités et les biomasses par unité de surface indépendamment de la profondeur, renforce l'impression de faiblesse du stock en place. Pour interpréter cette tendance, les données récoltées en 2009 ont été comparées avec celles qui ont été obtenues en 1983, puis confrontées à l'évolution des rendements de capture à la ligne.

2.3.2. Comparaison avec les rendements observés en 1983

Même si les protocoles de pêches employés en 1983 et en 2009 sont différents, l'effort de pêche reste du même ordre. Aussi, la comparaison des rendements par surface de filet obtenu durant chacune des deux époques permet d'approcher l'évolution globale du peuplement à plus de vingt-cinq ans d'intervalle (tab. 6).

Espèce	Rendements de pêche aux filets			
	numériques en ind/1000 m ²		pondéraux en g /1000 m ²	
Années	1983	2009	1983	2009
Omble chevalier	48,0	7,1	7019	1631
Saumon de fontaine	7,5	-	325	-
Truite fario	5,3	4,8	931	2643
Arc-en-ciel	1,1	-	331	-
Chevesne	1,1	7,1	43	3917
Vairon	-	7,1	-	45
TOTAL	62,9	26,2	8648	8236
Total - Chevesnes	61,9	19,1	8606	4319

Tableau 6. Comparaison des rendements de pêche au filet maillants obtenus durant une seule nuit en juillet 1983 et en juin 2009.

D'après cette confrontation, la densité et la biomasse des ombles ont chuté entre les deux époques. Cette tendance peut s'expliquer par la nette réduction des déversements d'ombles, mais elle montre aussi que les capacités de reproduction et de développement de ce salmonidé sont, à l'heure actuelle, faibles à nulles dans le lac Fourchu. La même déduction peut être effectuée au vu de l'absence de capture d'arc-en-ciel et de saumon de fontaine depuis que ces espèces ne sont plus alevinées.

La truite fario aurait dû profiter de cette réduction de la compétition trophique entre salmonidés. Cependant, sa densité, modérée en 1983, n'a pas augmenté en 2009. Même si la biomasse capturée récemment atteint une valeur importante, essentiellement grâce à la capture d'un gros individu, il ne semble pas que la production de truite atteigne son niveau optimal sur ce lac.

Enfin, l'augmentation apparente du rendement en chevesnes ne résulte que de la capture de trois individus en 2009 contre un seul en 1983. Toutefois, il s'agissait alors d'un poisson de moins de 10 cm de long alors que les trois individus qui ont été maillés récemment dépassaient 20 cm. Or les chevesnes, utilisés comme vifs, sont introduits au stade juvénile. Cette observation montre que le chevesne est désormais capable de grandir dans le Fourchu alors qu'il ne semblait pas l'être il y a vingt-cinq ans.

2.3.3. Pression de pêche et prélèvement à la ligne

La facilité de l'accès à ce lac, sa proximité avec le hameau du Poursollet et avec le gîte du Taillefer, sa petite taille et ses rives découpées facilitent grandement sa prospection par la pêche à la ligne. La pression de pêche y est importante.

Cependant, le nombre de sorties déclarées au lac Fourchu, très inégal selon les décennies est insuffisant pour apprécier réellement les prélèvements par pêche à la ligne (tab. 7). Seule une tendance à la baisse des rendements par sortie peut être décelée entre les années 1970 et les années 1990. Depuis 1994, les déclarations volontaires ont cessé et il n'y a plus de données disponibles sur la pression de pêche.

	Années 70		Années 80		Années 90	
Sorties	13		43		14	
Bredouilles	7		16		2	
% de bredouilles	53,8		37,2		14,3	
	Captures		Captures		Captures	
	Nb	Nb / sortie	Nb	Nb / sortie	Nb	Nb / sortie
Omble chevalier			1	1	14	2
Saumon de fontaine			12	2,0		
Arc-en-ciel	5	2,5	28	1,9	5	1,3
Truite fario	4	4,0	38	2,4	3	1,0
Total	9	6,5	66	4,3	8	2,3
Variété	2		4		3	

Tableau 7. Dépouillement des carnets de captures remplis sur le lac Fourchu depuis 1970

2.3. Organisation spatiale de l'ichtyofaune du lac Fourchu

2.4.1. Distribution spatiale des captures dans le lac

Sur le plan horizontal

Dans le lac Fourchu, l'essentiel des effectifs et la quasi-totalité de la biomasse ont été capturés en zones littorale et plus minoritairement sublittorale (tab. 8). Seul 1 omble sur 3 et 1 chevesne sur 3 ont été échantillonnés en zone centrale alors que les deux truites maillées l'ont été à proximité de l'exutoire sous moins de 2 mètres de hauteur d'eau. Ces différentes observations inclinent à suspecter une faible hospitalité de la zone centrale au moment des pêches.

LAC	POLE	OBL	TRF	VAI	CHE	Total	OBL	TRF	VAI	CHE	Total
		Effectif (nb)					Biomasse (g)				
FOURCH	CMAx	1			1	2	200			200	400
	TINF	2			1	3	485			325	810
	LAFF			1		1			6		6
	LBLO			1		1			7		7
	LEFF		2		1	3		1110		1120	2230
	LGGR			1		1			6		6

Tableau 8. Répartition horizontale des rendements de captures dans lac Fourchu ; codes des pôles : cf. tab. 4 ; codes des espèces : cf. page 8

Dans l'absolu, les compartiments littoraux normalement biogènes comme l'afférence ou les blocs avec caches se sont avérés très peu attractifs durant la période d'échantillonnage. En effet, une seule capture a été réalisée sur chacun de ces 2 pôles.

Sur l'axe vertical

L'analyse de la distribution verticale des captures ne porte que sur très peu d'individus : et sur un seul cycle journalier : sa portée est donc limitée. Néanmoins, cette vision ponctuelle souligne le peu d'hospitalité des zones profondes (fig. 5).

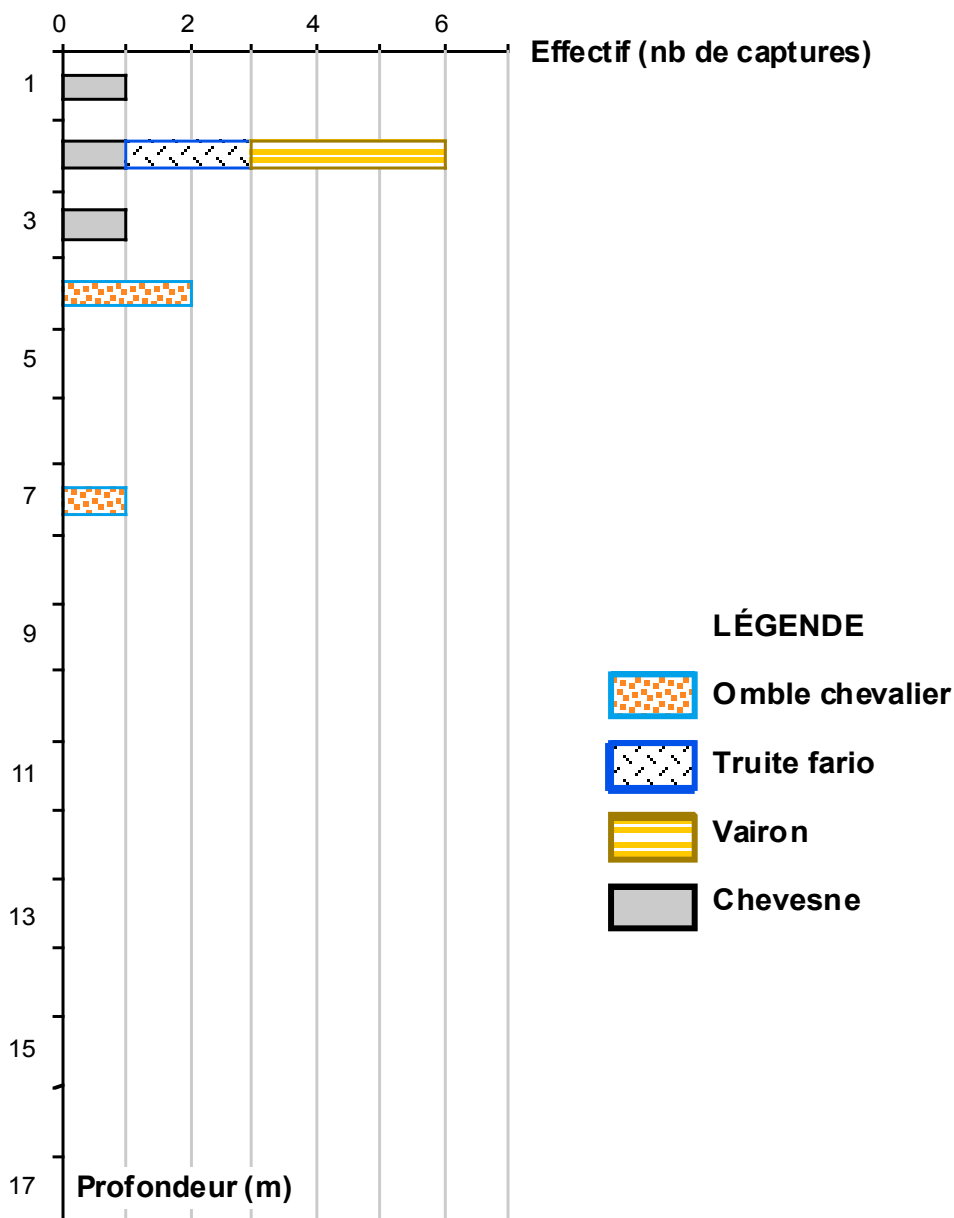


Figure 5. Répartition verticale des captures effectuées sur le lac Fourchu en juin 2009

En effet, la plupart des captures ont été effectuées au-dessus de 3 mètres de profondeur. Seuls trois ombles ont été échantillonnés entre 3 et 7 mètres sous la surface. Les couches d'eau en deçà de cette dernière valeur apparaissent désertées. Or dans les lacs de montagnes eufonctionnels, les salmonidés occupent généralement toute la masse d'eau et en particulier les strates profondes.

2.4.3. Densités observées dans l'émissaire et dans le tributaire principal

Les pêches électriques ont permis de montrer les bonnes capacités biogènes du tributaire principal et de l'émissaire (tab. 9). Ces deux ruisseaux sont pérennes même si leurs linéaires respectifs sont peu étendus.

<i>Situation</i> <i>station</i>	Long. x larg. m	Espèce Code	Captures		Densités brutes		Densités estimées		Cotes d'abondance		
			nb ind	masse g	num nb/10 a	pond kg/ha	num nb/10 a	pond kg/ha	num sur 5	pond sur 5	Fin. sur 5
Tributaire											
<i>Zone</i>	25	Truite f.	11	148	705	94,7	821	110,2	5	4	4
<i>Humide</i>	0,61	Total	11	148	705	94,7	821	110,2			
<i>Amont</i>	20	Truite f.	2	18,4	65	5,9	-	-	2	1	1
<i>proche lac</i>	1,55	Vairon	62	122,5	2000	39,5	-	-	5	5	5
		Total	64	140,9	2065	45,4	-	-			
Emissaire											
<i>Aval direct</i>	28	Truite f.	5	462,4	198	183,5	-	-	4	4	4
<i>proche lac</i>	1,1	Vairon	5	15,1	198	6	-	-	2	2	2
		Total	10	477,5	397	189,5	-	-			
<i>Am. rupture</i>	28	Truite f.	4	207,8	130	67,5	-	-	3	3	3
<i>de pente</i>	0,9	Vairon	15	34,7	487	11,3	-	-	3	3	3
		Total	19	242,5	617	78,7					

Tableau 9. Résultats des pêches électriques dans l'émissaire et le tributaire du Fourchu.

La partie apicale du tributaire principal méandre dans une tourbière. Elle abrite une population de truites comprenant plusieurs classes d'âge dont des truitelles de l'année : cette espèce se reproduit donc dans ce petit cours d'eau.

La densité de truitelles est plus faible dans la partie qui se trouve à l'amont immédiat du lac et qui présente une morphologie étalée caractérisée par une très faible hauteur de la lame d'eau (fig. 6). En revanche, la densité de vairon y était très importante : cette portion est émaillée de bancs de graviers qui leur servent manifestement de frayère.



Figure 6. Estuaire du tributaire principal du lac Fourchu

L'émissaire qui méandre sur 160 m avant de se transformer en cascade héberge lui aussi des truites en densité moyenne à forte (fig. 7). En l'absence de fond de gravier, la densité de vairon y était beaucoup plus faible que dans l'affluent tout en restant notoire.



Figure 7. Émissaire du lac Fourchu

2.4. Structure et potentiels de développement des populations

Dans le cas du Fourchu, les échantillons d'ombles et de chevesnes ont des effectifs très bas : seules quelques observations sommaires ont pu être réalisées pour ces espèces (tab. 10). Le nombre de truites et de vairons échantillonnés dans le lac sont aussi très faibles, mais les captures effectuées dans l'afférence et l'exutoire permettent de mieux approcher les potentiels de ces deux espèces.

Espèce	Longueur	Poids	Age
	cm	g	nombre d'étés
Omble chevalier	295	230	5+
Omble chevalier	305	245	6+
Omble chevalier	325	240	5+
Truite fario	470	990	6+
Chevesne	267	200	7+
Chevesne	310	325	6+
Chevesne	445	376	11+

Tableau 10. Détermination par scalimétrie de l'âge des adultes capturés au filet le 16/06/2009

2.4.1. L'omble chevalier

L'omble chevalier est une espèce bien adaptée aux lacs froids et peu minéralisés. Il réalise la totalité de son cycle vital dans un grand nombre de petits lacs alpins. Cependant, dans le lac Fourchu, les trois sujets capturés sont particulièrement maigres et leur vitesse de croissance apparaît faible.

Au vu de leurs tailles, ils pourraient avoir été introduits lors du dernier alevinage réalisé en 2006, mais leurs âges présumés inclinent à penser qu'ils proviendraient plutôt de la reproduction des individus alevinés en 1999. En effet, la maturité sexuelle de ces derniers a dû advenir entre 2002 et 2003. Toutefois, l'absence manifeste de juvéniles dans le plan d'eau et dans le cours d'eau, en juin et octobre, laisse planer un gros doute sur les possibilités de reproduction actuelles de l'espèce dans le lac Fourchu.

2.4.2. La truite fario

Cette espèce est répandue sur le plateau des lacs du Taillefer. D'après PERRIER (1913) elle aurait été introduite dans le Fourchu, alors qu'elle y serait indigène d'après LEGER (1913-1936). Elle fait depuis longtemps l'objet de déversements réguliers par l'association de pêche gestionnaire ; les dernières introductions ont été réalisées en 2008, puis en juillet 2009. L'abondance mesurée à l'aide de l'application du protocole filets verticaux, égale à 3 sur une échelle de 1 à 5, reste cependant moyenne.

En juin 2009, 2 truites dont une femelle de grande taille ont été capturées dans les filets. Leur vitesse de croissance et leur embonpoint montrent que le lac convient au bon développement de l'espèce. Un seul juvénile de moins de 8 cm, probablement de l'année, a été contacté à l'amont immédiat de l'embouchure du tributaire (fig. 8). En revanche, plusieurs juvéniles de 2 à 3 étés y ont été capturés ainsi que dans l'exutoire.

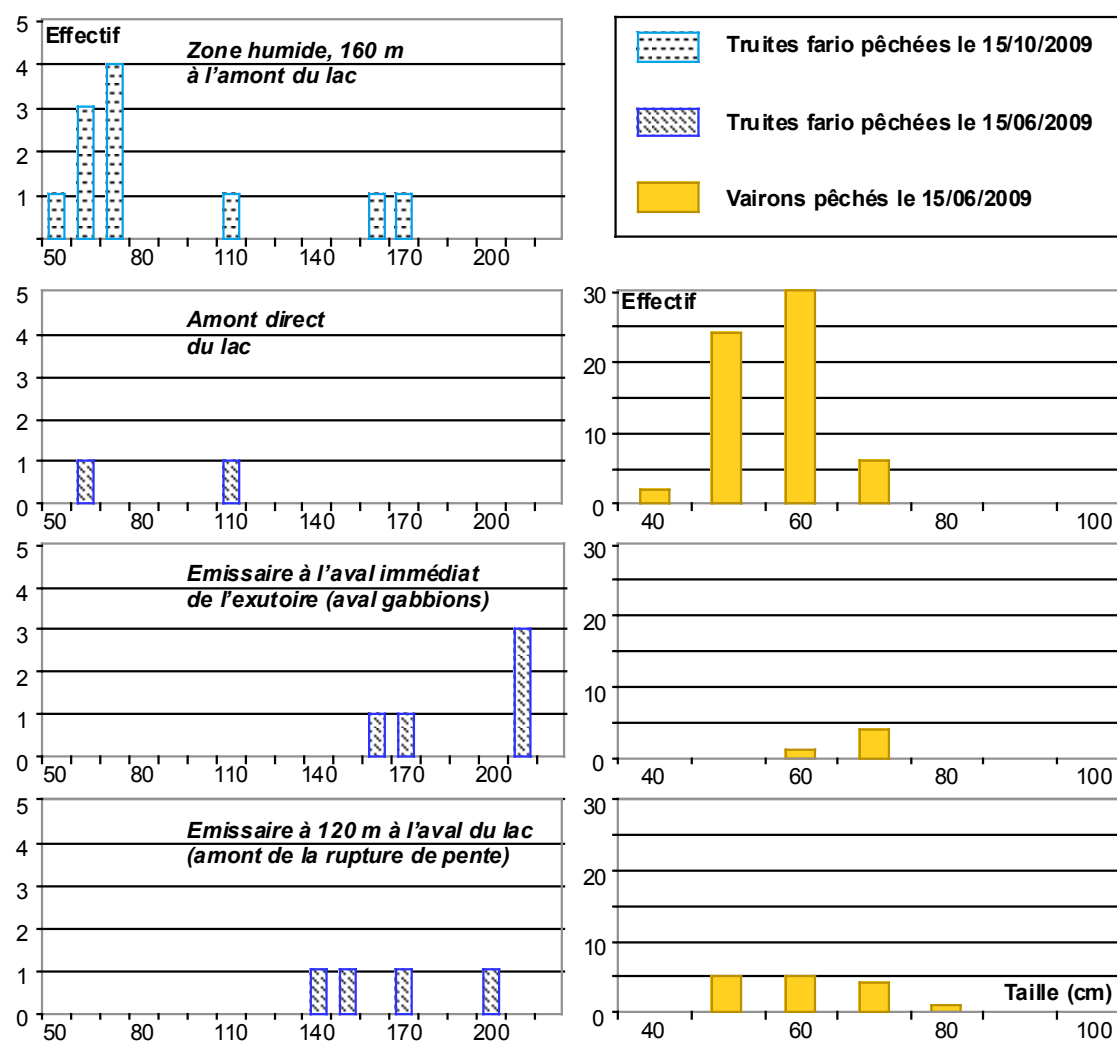


Figure 8. Structure en taille des échantillons de truites et de vairons capturés à l'électricité

En aval du lac, un barrage de gabions entrave la migration des adultes vers l'émissaire. Parallèlement, les fonds de graviers y sont rares et aucun alevin n'a été capturé ni à l'aval immédiat des gabions, ni sur la partie basale du tronçon méandriforme limité par la rupture de pente avant cascade. La fonctionnalité de la fraie des truites est donc incertaine sur ce linéaire peu développé.

En revanche, à partir de 60 m à l'amont du lac, le tributaire principal comporte plusieurs frayères à truite. Des alevins de l'année ont d'ailleurs été capturés en octobre sur ce secteur qui n'a été prospecté que durant cette deuxième campagne.

Toutefois, l'étalement du chenal au niveau de la confluence, probablement induit par l'implantation ou/et par l'usage du chemin de randonnée, entrave la circulation du poisson et la subordonne au niveau du lac ainsi qu'à l'hydrologie du cours d'eau. En outre, l'aplatissement de la lame d'eau favorise la glaciation du cours d'eau, parfois dès l'automne, comme en 2009. Cette prise en glace empêche l'amontaison des géniteurs et voue à l'échec le développement des œufs qui pourraient être déposés sur la portion aval.

Si la migration et la fraie des truites du lac sont possibles dans cet affluent, il est donc probable qu'elles ne soient pas toujours effectives. Certes, la prospection automnale des zones littorales peu profondes du plan d'eau a permis de capturer 3 alevins de l'année, mais un déversement de truitelles avait été effectué par le gestionnaire en juillet 2009. La fonctionnalité naturelle de la population de truites du lac Fourchu reste donc incertaine, compte tenu des altérations physiques affectant les connexions entre le lac et ses vecteurs fluviaux associés.

2.4.3. Le vairon

Dans les lacs de montagne, le vairon se cantonne généralement, durant la saison chaude, à la partie peu profonde de la zone littorale. Même si, dans certains cas, cette espèce fraye dans la frange soumise au batillage, elle migre le plus souvent vers les tributaires ou exutoires entre fin mai et début juillet, pour s'y reproduire.

Ce comportement a bien été observé dans tous les cours d'eau afférents, y compris temporaires, du lac Fourchu. La présence du vairon dans ce plan d'eau était déjà citée par LEGER en 1913. Parallèlement, il a été volontairement déversé des vairons par l'association de pêche gestionnaire dans les années 1980.

Actuellement, la densité observée au mois de juin, en pleine période de fraie, dans les affluents de ce plan d'eau, est très forte. La structure des populations qui y ont été échantillonnées montre que le vairon se reproduit très bien sur le site du Fourchu, et qu'il y représente un fort potentiel (fig. 8).

2.4.3. Le chevesne

Cette espèce n'a été capturée que dans le lac et non dans ses tributaires ni dans son exutoire. La densité et la biomasse mesurée à l'aide des filets est notoire puisqu'elle atteint une côte d'abondance de 4 sur une échelle de 1 à 5).

Les individus capturés (2 mâles et 1 femelle) appartiennent à 3 générations distinctes. Cependant, les prospections intensives de la zone littorale réalisées à l'électricité en juin

et en octobre n'ont permis de capturer ni alevin ni juvénile de chevesne, alors que ces éco-stades sont électifs des habitats lacustres peu profonds.

Parallèlement, la reproduction des chevesnes lacustres advient exclusivement dans les cours d'eau associés aux plans d'eau qui en contiennent. Or, la température des affluents et tributaire du lac Fourchu est en deçà de la limite inférieure nécessaire pour la fraie de cette espèce. En conclusion, les conditions environnementales actuelles du site étudié semblent trop limitantes pour permettre la reproduction du chevesne, mais elles favorisent en revanche le maintien et la croissance d'individus introduits.

2.4.4. La loche franche

La présence dans le lac Fourchu de cette espèce, pourtant peu fréquente en altitude était déjà signalée par Léger en 1936. Cet auteur mentionnait son caractère autochtone sans plus d'explication. Cependant, il n'en faisait aucune mention en 1913, alors qu'il avait remarqué le vairon, certes moins discret, surtout au moment de sa reproduction.

La loche franche n'a été capturée ni dans les filets, ni au cours des pêches électriques effectuées dans le tributaire et les affluents du lac. En revanche, elle a pu en octobre être pêchée à l'électricité dans la zone littorale peu profonde du lac dans laquelle elle semble se cantonner. Elle y a été observée, au mois de juin, dans les anfractuosités ménagées par les galets ou les blocs, et, au mois d'octobre, dans les ceintures d'hélophytes.

En juin, les densités observées sur les habitats favorables atteignent des valeurs assez élevées de l'ordre d'un individu par mètre carré. La reproduction est avérée sur le site, des juvéniles ayant été capturés à l'occasion de la campagne d'octobre.

Bilan sur les potentiels piscicoles du lac Fourchu

1. Les rendements de pêche observés dans le lac Fourchu en application du protocole des filets verticaux sont faibles, surtout si on les compare avec ceux qui ont pu être mesurés sur d'autres plan d'eau naturels alpins d'altitude.
2. Cette tendance apparaît encore plus nette si l'on soustrait à la biomasse capturée la proportion correspondant aux chevesnes adultes.
3. L'abondance de l'omble est limitée et ses possibilités de reproduction probablement réduites à néant.
4. La densité des truites est basse, malgré le bon potentiel de croissance dont semble jouir cette espèce et en dépit de frayères fonctionnelles observées sur la partie amont du tributaire permanent.
6. Les populations de vairons et de loches sont plus florissantes, mais leur répartition est limitée aux zones littorales très peu profondes du plan d'eau.
- 7 Les zones pélagiques profondes apparaissent, elles, désertées dès le mois de juin.

Ces signes d'altérations des potentiels piscicoles du lac Fourchu ont été vérifiés en étudiant les macroinvertébrés benthiques. Dans un deuxième temps, elles seront interprétées en confrontant la partie biologique de la diagnose à la configuration habitationnelle et au métabolisme physico-chimique du lac.

3. Composantes benthiques : Indice Biologique Lacustre

3.1. Méthodologie

3.1.1. Principes de l'IBL

Les altérations de la capacité biogénique du lac Fourchu suspectées lors de l'étude de son ichtyofaune ont été vérifiées et précisées par l'analyse de la structure des peuplements macrobenthiques effectuée à l'aide de la méthode de l'**Indice Biologique Lacustre** (VERNEAUX *et al.* 2004). Cette approche repose sur l'étude de la diversité, de la nature et de la distribution bathymétrique des communautés de macroinvertébrés endobenthiques, qui reflètent les caractéristiques régnant à l'interface eau-sédiment.

Occupant la plupart des niveaux trophiques (des consommateurs primaires et des détritivores aux carnassiers) et bénéficiant de cycles de vie d'au moins une année, le macrobenthos est intégrateur de l'ensemble des phénomènes physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans la masse d'eau et dans les sédiments. L'IBL repose sur un protocole d'échantillonnage reproductible et aboutit au calcul d'un indice, compris entre 0 et 20, qui sanctionne la capacité biogène du lac toutes causes confondues.

3.1.2. Protocole d'échantillonnage

Matériel

Les sédiments sont prélevés à l'aide d'une benne Eckman modifiée qui permet de récolter les cinq premiers centimètres de sédiments.

Période d'échantillonnage

Les campagnes d'échantillonnage du macrobenthos endopélique doivent avoir lieu avant les premières grandes émergences printanières (avril-mai en plaine).

Isobathes prospectées et nombre d'échantillons

L'échantillonnage se fait à deux profondeurs :

- en zone littorale à -2 mètres (**Zl = 2m**) ;
- en zone profonde à 2/3 de la profondeur maximale (**Zf = 2/3 Z_{max}**).

Le nombre de prélèvements à effectuer est proportionnel à la longueur de chaque isobathe (L, en km) :

- en zone littorale **nl = 4 log_e(10 L_l + 1) ;**
- en zone profonde, **nf = 2.5 log_e (10 L_f + 1).**

Un échantillon est constitué par le volume de 2 bennes Eckman, soit une surface de 1/20m². Ces échantillons sont répartis sur les 2 isobathes à l'aide de nf transects. Des points littoraux complémentaires sont intercalés en zone littorale pour aboutir à nl.

Tri et détermination

Les échantillons sont lavés sur un tamis de 250µm de vide de maille puis la macrofaune est triée sous loupe binoculaire et déterminée au niveau générique à l'exception des Diptères autres que *Chironomidae* (famille), des Nématodes (classe), des Hydracariens (classe) et des Oligochètes pour lesquels on retient 3 groupes : *Tubificidae* avec soies capillaires, *Tubificidae* sans soies capillaires et Oligochètes autres que *Tubificidae*.

3.1.3. Calcul de l'indice IBL

L'Indice Biologique Lacustre intègre cinq descripteurs :

- **vl** : richesse taxonomique littorale correspondant au nombre de taxons collectés à Zl
- **dl** : densité littorale correspondant au nombre d'individus par m² à Zl
- **vf** : richesse taxonomique profonde c'est-à-dire à Zf
- **k** : coefficient de correction du déficit taxonomique entre Zl et Zf : **k = 0,033.vl + 1**
- **ql** : qualité de la faune littorale. Cet indice décroît de 1 à 0,1 avec l'augmentation du niveau de tolérance du taxon indicateur le plus sensible échantillonné dans au moins 50 % des échantillons littoraux ((tab. 11)).

Ces descripteurs permettent le calcul de deux sous indices, l'indice biologique littoral et l'indice de déficit faunistique, dont la combinaison donne l'IBL :

- ✓ **BI** : indice biologique littoral exprimant le potentiel biogène : **BI = ($\sqrt{vl}$) * (ln dl)**.
- ✓ **Df** : indice de déficit taxonomique rendant compte de la régression de la variété taxonomique avec l'augmentation de la profondeur **Df = [$\sqrt{((k*vf)/vl)}$] * ql**.
Df prend également en compte la qualité des taxons littoraux (ql) afin de discriminer, parmi le lac ayant une régression faunistique très faible, ceux qui sont caractérisés par des conditions mésologiques optimales en zone profonde et ceux qui présentent conditions mésologiques très contraignantes dès la zone littorale. Dans ce dernier cas, seuls sont présents dans le peuplement littoral des taxons euryèces (ql faibles).
- ✓ **IBL = 2,5 $\sqrt{BI*Df}$** . Cet indice variant entre 0 et 20 apprécie la valeur biogène du système toutes causes confondues (VERNEAUX *et al.*, 2001) ; il exprime son aptitude à produire de la macrofaune consommatrice et à la conserver avec la profondeur. Il permet également de définir le statut trophique du système, *i.e.* sa capacité à utiliser un potentiel trophique (VERNEAUX, 1994 – VERNEAUX *et al.*, 2001).

ql	Taxons repères (occurrence ≥ 50 % des prélèvements littoraux)
1.0	<i>Ephemera</i> – <i>Paratendipes</i> – <i>Heterotrissocladius</i> – tout genre de PLECOPTERE
0.9	Tout genre de TRICHOPTERES et EPHEMEROPTERES sauf <i>Ephemera</i> et <i>Caenis</i>
0.8	Tout genre de <i>Diamesinae</i> et <i>Orthoclaadiinae</i> sauf <i>Cricotopus</i> (<i>sensu lato</i>) et <i>Heterotrissocladius</i> . Tout genre de <i>Tanytarsini</i> sauf <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> et <i>Tanytarsus</i>
0.7	Tout genre de <i>Tanypodinae</i> sauf <i>Procladius</i> et <i>Tanytus</i> Tout genre de <i>Chironomini</i> sauf <i>Paratendipes</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> , <i>Chironomus</i>
0.6	<i>Sialis</i> , <i>Pisidium</i> , <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> , <i>Tanytarsus</i> et <i>Prodiamesinae</i>
0.5	<i>Caenis</i> , <i>Tanytus</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> , <i>Cricotopus</i> (<i>sensu lato</i>)
0.4	<i>Chironomus</i> , <i>Procladius</i>
0.3	OLIGOCHAETA sauf Tubificidae
0.2	<i>Chaoborus</i> – Tubificidae sans soies capillaires
0.1	Tubificidae avec soies capillaires, NEMATODA

Tableau 11. Indice de qualité des taxons repères de la zone littorale du lac. Les taxons sont classés dans un ordre croissant d'euryèce.

3.2. Application et résultats de l'IBL au lac Fourchu

3.2.1. Efforts d'échantillonnage sur le lac

En dépit de sa petite surface, le fort développement linéaire du lac Fourchu lui confère un périmètre important. Par conséquent, suivant la formule fournie par la méthode IBL, 11 placettes littorales et 4 profondes y ont été prélevées le 15/06/2006. (cf. page 22).

3.2.2. Composition de l'endobenthos du lac Fourchu

Dans le lac Fourchu, la densité du benthos échantillonné varie de 1362 / m² en zone littorale à 1600 / m² en zone profonde (tab. 12). Vingt-et-un taxons ont été identifiés sur les 15 placettes dont 15 n'ont été prélevés que sur les placettes littorales.

<u>CLASSE et Ordre</u>	<u>Famille, sous-famille, (tribu)-</u>	Genre	<u>Littoral</u>		<u>Profond</u>
			Effect.	Occ (%)	Effect.
<u>INSECTES</u>					
<u>Trichoptères</u>	<i>Polycentropodidae</i>	<i>Polycentropus</i>	1	9	
	Nymphe indéterminée		1	9	
<u>Diptères</u>	<i>Chironomidae</i>				
	Sf : <i>Tanypodinae</i>				
	(<i>Pentaneurini</i>)	<i>Ablabesmyia</i>	30	55	
		indéterminé	3	27	1
	(<i>Procladini</i>)	<i>Procladius</i>	13	36	3
	Sf : <i>Chironominae</i>				
	(<i>Chironomini</i>)	<i>Chironomus</i>	28	45	13
		<i>Cladopelma</i>	4	18	
		<i>Dicrotendipes</i>	25	73	
		indéterminé	1	9	
	(<i>Tanytarsini</i>)	<i>Cladotanytarsus</i>	1	9	
		<i>Paratanytarsus</i>	110	82	
		<i>Tanytarsus</i>	34	64	2
	Sf : <i>Orthoclaadiinae</i>	<i>Corynoneura</i>	1	9	
		<i>Cricotopus</i>	11	45	
		<i>Orthocladus</i>	1	9	
		<i>Psectrocladius</i>	1	9	1
		indéterminé	1	9	
<u>Mégaloptères</u>	<i>Sialidae</i>	<i>Sialis</i>	3	18	
<u>GASTÉROPODES</u>	<i>Lymnaeidae</i>	<i>Radix</i>	5	36	
<u>BIVALVES</u>	<i>Sphaeridae</i>	<i>Pisidium</i>	409	82	40
<u>ACHÈTES</u>	<i>Erpobdellidae</i>	<i>Erpobdella</i>	1	9	
	<i>Glossiphoniidae</i>	<i>Glossiphonia</i>	2	18	
<u>OLIGOCHÈTES</u>	Autres que <i>Tubificidae</i>		62	73	260
<u>ARACHNIDES Hydracariens</u>			1	9	
Effectifs totaux			749		320
VARIÉTÉ			21		6

Tableau 12. Liste des macroinvertébrés benthiques prélevés sur le lac Fourchu (juin 2009) ; les effectifs sont exprimés en nombre d'individus pour 15 placettes littorales et 6 profondes, chacune d'entre elles mesurant 1/20^e de mètre carré.

Composition globale de l'échantillon benthique

L'échantillon benthique récolté est pauvre en taxons et en individus. Il est dominé par les pisidies. Ces mollusques lamellibranches de taille millimétrique représentent plus de 42 % de l'effectif total mais qui ils ont été essentiellement capturés en zone littorale.

Les placettes échantillonnées dans ce compartiment peu profond abritaient aussi une proportion notoire de larves de chironomides. Toutefois, la densité de cette sous-famille de diptères chironomides était faible dans l'absolu.

L'échantillon profond est, lui, dominé par les oligochètes « autres que *Tubificidae* » dont la densité était elle aussi modérée. Seuls 6 taxons ont été capturés dans cette zone et 3 d'entre eux n'étaient contenus que dans une des 4 placettes qui y ont été prélevées.

L'échantillon de mollusques

Les mollusques ont été déterminés à l'espèce par Jacques MOUTHON (CEMAGREF LYON, tab. 13). D'après ce spécialiste, les 5 individus de *Radix* capturés appartiennent à l'espèce *Radix peregra forma ovata* (MÜLLER 1774). Ce *Lymnaeidae* n'a été trouvé que dans la zone littorale, en petite densité (au maximum 2 individus par placette).

	littoral profond		littorale profond		littorale profond	
	Densité (nb/m2)		Proportion %		Occurrence	
Classe : GASTÉROPODES						
Famille : Lymnaeidae						
Radix (<i>R. peregra forma ovata</i>)	5	0	0,5	0,0	36%	0%
Classe : BIVALVES						
Famille : Sphaeriidae						
Pisidium (<i>casertanum</i> & <i>lilljeborgii</i>)	409	40	54,5	12,5	82%	25%

Tableau 13. Proportion et répartition des mollusques dans le lac Fourchu (détermination à l'espèce par J. MOUTHON).

Or, cette espèce, rencontrée en eaux tant courantes que stagnantes, est réputée peu sensible vis-à-vis des pollutions (SALENTINY 1986). D'après cet auteur, elle est capable subsister dans des eaux très chargées en substances putrescibles. Elle n'est pas inféodée à l'étage montagnard, même si elle peut être rencontrée jusqu'à 2 500 m d'altitude en Europe. En milieu lacustre, elle est eurybathe, mais considérée comme oxyphile dans la zone profonde (MOUTHON 1993).

Parallèlement, l'analyse d'une cinquantaine d'individus de *Pisidium* de la zone littorale et de la zone profonde a révélé la présence de deux espèces : *Pisidium casertanum* Poli (1791) et *Pisidium lilljeborgii* Clessin (1886). La fréquence relative de ces deux espèces dans l'échantillon analysé n'a pas été précisée.

Pisidium casertanum, présentant une répartition mondiale très large et également très répandue en France. Elle colonise tous les types de milieux aquatiques même les plus extrêmes : petits cours d'eau temporaires, pièces d'eau éphémères, étangs alpins isolés. Elle est capable de supporter des fluctuations importantes de la température de l'eau (MOUTHON, 1987) et peut vivre jusqu'à l'aval des glaciers.

En milieu lacustre, cette espèce peut coloniser les strates profondes, quelquefois jusqu'en zone centrale (MOUTHON 1987). Elle est aussi la plus résistante au gel et à la dessiccation de toutes les espèces de *Pisidium* et subsiste donc dans les zones rivulaires des plans d'eau subissant des marnages (MOUTHON 1983).

En revanche, *Pisidium lilljeborgii* est une espèce holarctique, mais surtout boréale, très répandue en Scandinavie (MOUTHON 1987). Dans les Pyrénées, on la trouve seulement entre 2 000 et 2 300 m. d'altitude, mais dans les autres massifs français, elle a été localisée entre 350 et 1 200 m (MOUTHON 1987).

Elle est typiquement lacustre, même si elle est parfois mentionnée en amont des plans d'eau. Elle colonise les zones littorales et sub-littorales mais manque dans la zone profonde (MOUTHON 1983-1987). En Europe centrale, cette espèce n'est signalée que dans la frange littorale battue par les vagues des lacs oligo-mésotrophes (CSCF 2009).

Elle est considérée comme très menacée en Allemagne (GLÖER & MEIER-BROOK 2003) et comme potentiellement menacée en Suisse (CSCF 2007). Elle aurait disparu du lac du Bourget, car elle a été retrouvée dans des récoltes subfossiles, alors qu'elle est absente de nos jours (MOUTHON 1987).

Cette espèce est donc la plus sensible des 3 mollusques répertoriés ainsi que la plus caractéristique d'un peuplement lacustre d'altitude. Sa répartition bathymétrique n'a malheureusement pas été déterminée dans le plan d'eau étudié.

Échantillon de larves d'insectes

Comme dans la très grande majorité des lacs y compris d'altitude, l'échantillon larvaire est essentiellement constitué de diptères chironomides. Au sein de cette famille, la représentation des orthocladinés, majoritairement oligobiontes et oxyphiles, est nettement plus faible que dans les 5 lacs du massif de Belledonne où des prélèvements de macrofaune benthique ont été effectués suivant le même protocole.

En revanche, les chironominés, pour la plupart électifs de la fraction sédimentaire fine, forment la sous-famille la mieux représentée. Les deux tribus qui la composent sont dominées respectivement par les genres *Chironomus* et *Paratanytarsus*.

Ce dernier genre, qui compte le plus grand nombre de larves d'insectes capturées, regroupe surtout des espèces ubiquistes (FUREDOR et al. 2006) voire résistantes aux pollutions (ILYASHUK & ILYASHUK 2001). Parallèlement, la présence notable du genre *Chironomus* reflète l'importance de la charge organique des sédiments du Fourchu. Pour BOGGERO et al. (2006), l'abondance, dans un lac de montagne, de ces deux genres témoignerait, avec celle de *Dicortendipes* également prélevée dans ce plan d'eau d'une minéralisation ou / et d'une charge trophique relativement importante.

3.2.3. Calcul et interprétation des IBL

La variété et la densité littorales du Fourchu, plutôt médiocres, traduisent la faiblesse du potentiel biologique, sanctionnée par un indice d'à peine 33 sur 100 (tab. 14). Parallèlement, la qualité de la faune littorale estimée à 0,7 sur 1,0 n'est soutenue à ce niveau que par la fréquence d'*Ablabesmya*, à peine supérieure à 50 %. Enfin, la valeur de l'indice de déficit faunistique Df signale une tendance nette à l'extinction, résultat d'un état dysfonctionnel (0,48 sur 1,1).

Descripteurs et indices	VALEURS
- vl : variété littorale	21
- dl : densité littorale	1362
- vf : variété faunistique profonde	6
- k : coefficient de correction du déficit faunistique	1,7
- ql : qualité de la faune littorale	Ablabesmya 0,7
BI : indice biologique littorale	33
Df : indice de déficit faunistique	0,49
IBL : indice biologique lacustre	10,0/20

Tableau 14. Descripteurs synthétiques de la faune endopélique du lac Fourchu en juin 2009

L'indice biologique littoral du lac Fourchu le classe comme **oligo à méso-biotique**, c'est-à-dire à **potentiel biogénique modéré** (fig. 9). Parallèlement, son indice de déficit faunistique range ce plan d'eau dans la catégorie **méro à dys-biotique** et révèle que les transferts trophiques n'y sont pas optimaux (VERNEAUX et al. 2001).

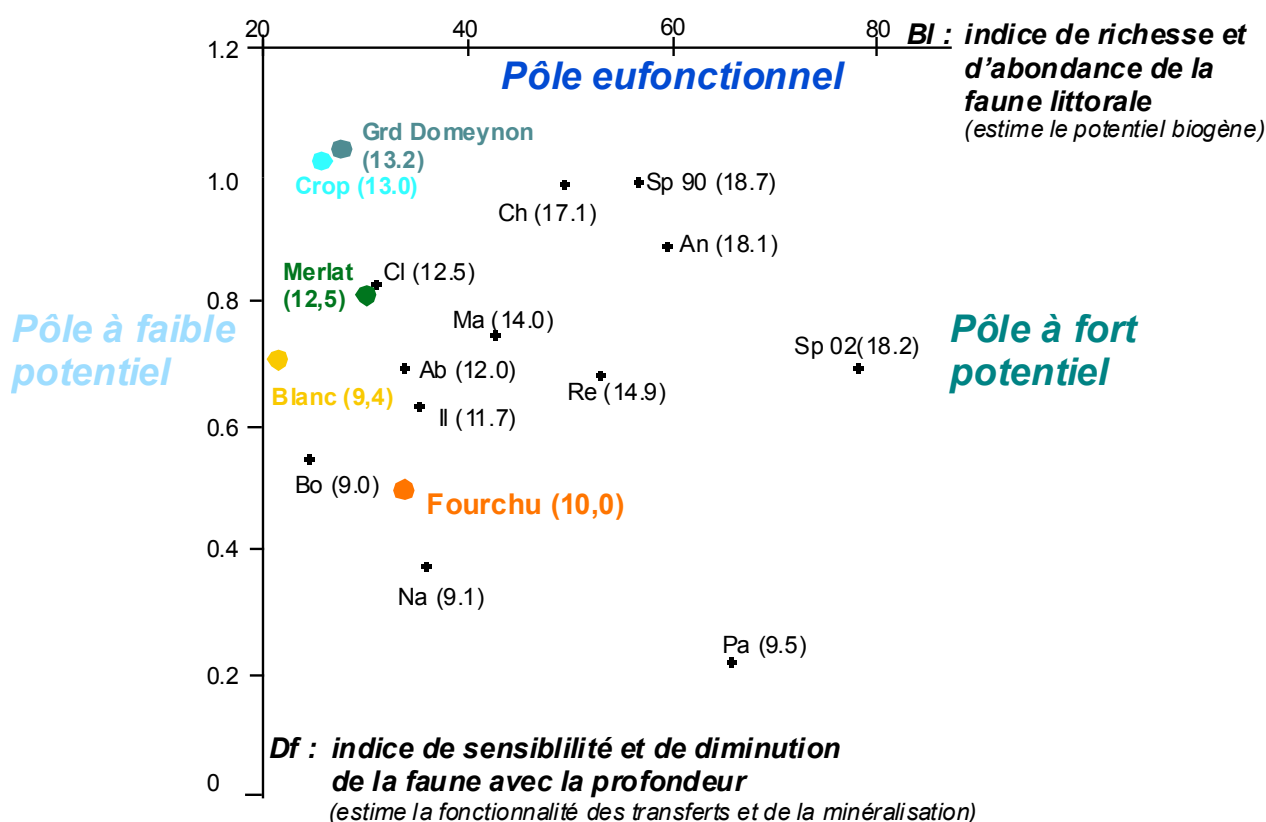


Figure 9. Typologie de 15 lacs français dont 4 du massif de Belledonne et le lac Fourchu

Jura : Abbaye (Ab), Bonlieu (Bo), Châlain (Ch), Clairvaux (Cl), Ilay (Il), Maclu (Ma), Narlay (Na), Remoray (Re), Saint-Point (Sp). Massif Central : Pavin (Pa). Alpes : Annecy (An), Crop, Grand Domeynon, Merlat, Blanc, Fourchu.

En conséquence, l'indice synthétique IBL ne dépasse pas 10 sur 20. Cette valeur médiocre sanctionne un lac potentiellement plus productif que les 4 lacs d'altitude déjà étudiés dans le massif de Belledonne (TELEOS et al. 2008), mais comportant moins de taxons sensibles et montrant des signes de dysfonctionnements plus accentués. La faiblesse de l'abondance littorale en dépit de la présence de ceintures végétales denses incline à suspecter la présence d'inhibiteur. Une telle contamination expliquerait aussi l'extinction rapide de la faune en profondeur.

Ces hypothèses ont été vérifiées et précisées en confrontant les potentiels biogènes avec les capacités habitationnelles et le métabolisme physico-chimique.

4. Capacités habitationnelles et métabolisme lacustre

4.1. Caractérisation des mosaïques d'habitat

La carte bathymétrique met en évidence l'importance relative de la zone littorale du lac Fourchu, ainsi que la diversité de la morphologie des fonds (fig. 10). Parallèlement, la carte des pôles d'attraction montre que la zone littorale est dominée par des fonds de graviers et de galets (tab. 15). Elle comporte aussi des blocs avec anfractuosités, 6 affluents dont 5 plus ou moins temporaires, un émissaire et des ceintures végétales.

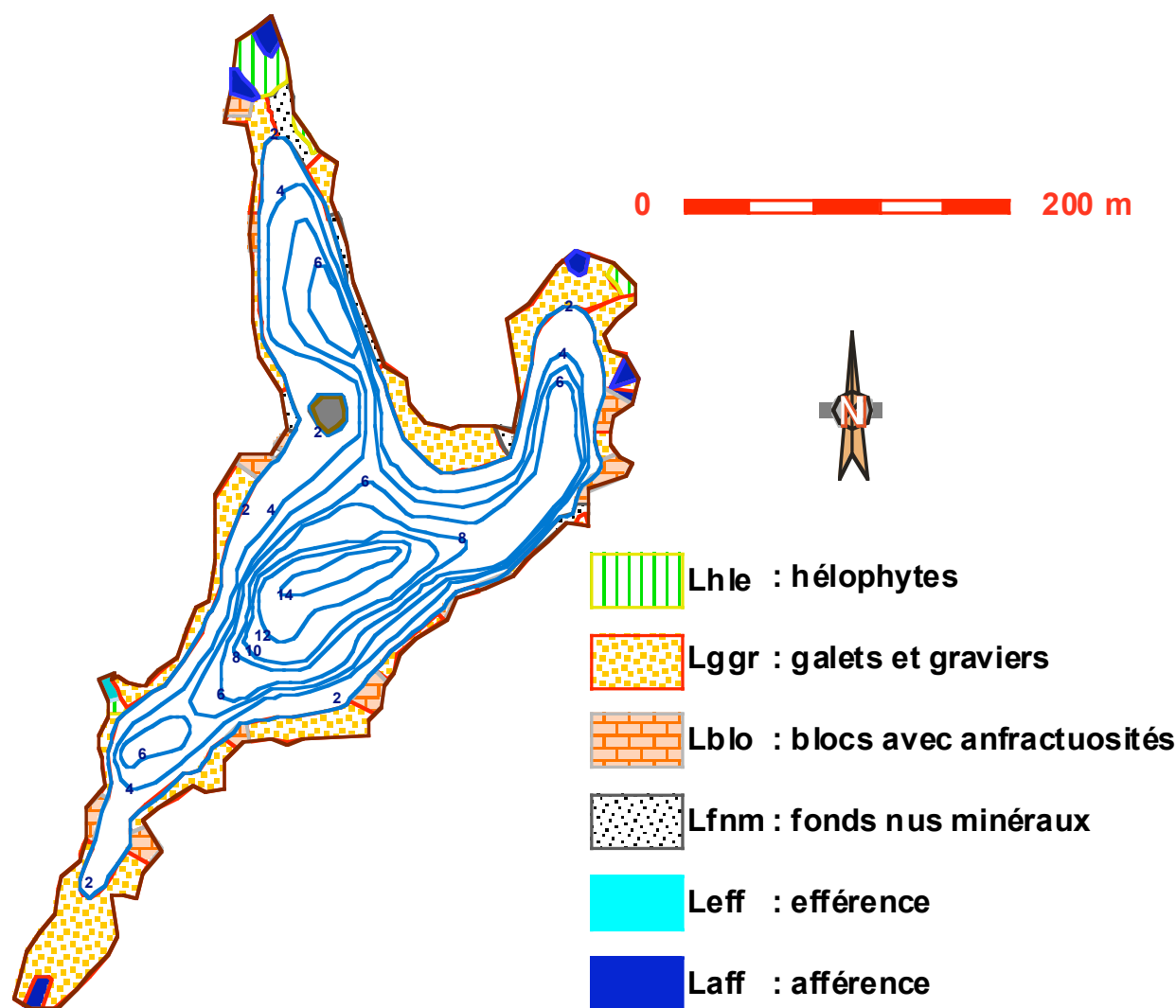


Figure 10. Bathymétrie et cartographie habitationnelle du lac Fourchu

Les herbiers d'élodée qui tapissaient déjà au mois de juin les talus du plan d'eau n'ont envahi les zones littorales qu'à la fin de l'été. Ces formations appartiennent à l'espèce exotique envahissante *Elodea nuttallii* (détermination J.-C. LAMBERT, Université de Franche-Comté). Enfin les placettes d'hélophyte qui émaillent certaines « cornes » du lac ne sont baignées que de quelques dizaines de centimètres de profondeur.

Descripteurs	Code	Détails	Occurrence	U.	Valeurs
Surface totale	S. tot.			ha	6,3
Profondeur	z max			m	17
Creux		$z_{\max}/(S.\text{tot})^{0,5}$			0,068
Sinuosité des rives		Périmètre		m	1974
		Développement rivulaire			2,2
Importance de la zone littorale				%	32,1
Pôles d'attraction en zone littorale	LBLO	blocs avec anfractuosités	11	%	9,5
	LFNM	fonds nus minéraux	8	%	10,2
	LGGR	galets et graviers mélangés	16	%	69,3
	LHLE	Hélophytes	4	%	5,9
	LAFF	Afférence	6 (5 +1)	%	4,6
	LEFF	Efférence	1	%	0,5
		Diversité (indice Shanon)			0,45
		Nombre pôles littoraux			6
Vecteur fluvial accessible et frayable		Affluent permanent		nb.	1
		Emissaire permanent		nb.	(1)
Perturbations		Entraves à la circulation			Gabions

Tableau 15. Caractéristiques morphologiques et habitationnelles du lac Fourchu en juin 2009

Le principal affluent du lac Fourchu est pérenne. Sa partie apicale méandre dans une zone tourbeuse. Cependant, l'irrégularité de son régime hydrologique combiné avec l'étalement de la lame d'eau dans la partie basale de ce cours d'eau limite l'attractivité de sa confluence avec le lac, notamment en période d'étiage automnal. Cette déstructuration morphologique de la portion aval du ruisseau semble liée à la présence du chemin GR très fréquenté qui franchit le ruisseau à cet endroit.

Les autres tributaires du lac sont accessibles aux poissons, mais leur écoulement est intermittent. En outre, même lorsqu'ils sont en eau, leur linéaire se limite à quelques dizaines de mètres : au moment des pêches, à la mi-juin 2009, ils n'étaient fréquentés que par des vairons et plus accessoirement par des loches cantonnées à leur embouchure.

Enfin, l'émissaire du lac est permanent et méandriforme, mais il ne comporte que peu de gravières propres à la fraie des salmonidés. En outre, la circulation des poissons entre ce ruisseau et le lac est entravée par un barrage de gabions destiné à limiter les baisses saisonnières de niveau du plan d'eau.

Malgré ces altérations de la connectivité des cours d'eau afférent ou efférent, le lac Fourchu jouit d'une mosaïque d'habitat aquatiques très diversifiée et très attractive, surtout lorsque les ceintures végétales sont développées et que le débit de son affluent principal est soutenu. En outre, le pourtour du lac Fourchu, fortement diverticulée, génère une importante interface eau/sol/air et donc une capacité d'accueil potentiellement développée pour le benthos, ainsi que pour la faune piscicole.

4.2. Physicochimie du lac Fourchu

4.2.1 Métabolisme thermique (ONEMA 2010)

Le lac Fourchu s'étend sur un plateau orienté et ouvert vers le sud-ouest. Aussi, bien que situé à une altitude supérieure à 2000 m, il fait partie des plans d'eau alpins qui dégèlent le plus tôt en saison, en général entre fin mai et début juin.

Durant l'été 2009, la moyenne des températures mesurées en surface de la mi-juin à la mi-octobre avoisine les 15°C, le maximum étant de 19,4°C (fig. 11). La température maximale (Tmm) des 30 jours les plus chauds atteint **18,1°C**.

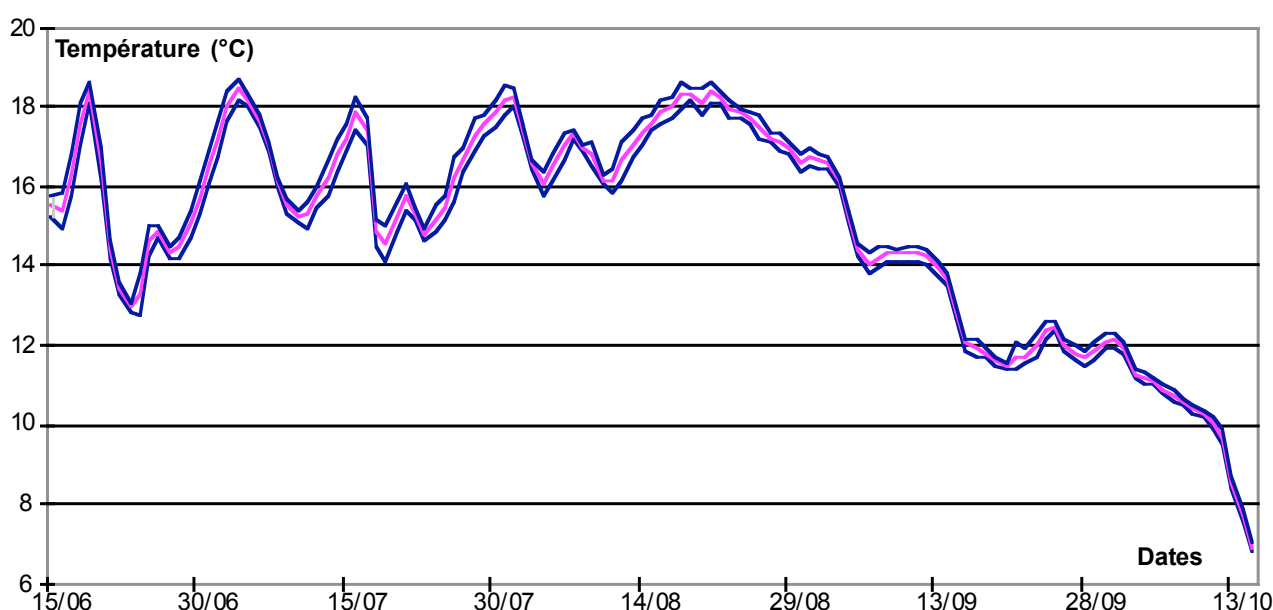


Figure 11. Variation de la température de surface du lac Fourchu entre le 15/06 et le 15/10 2009.

Ces valeurs rangent le lac Fourchu dans la gamme des plans d'eau d'altitude étudiés les plus chauds, juste derrière le lac Merlat (Tmm = 18,4 °C ; max estival = 20 °C). Or ce dernier plan d'eau s'étendant à une altitude similaire à quelques dizaines de kilomètres de distance est à la fois plus petit (S = 2,5ha) et moins profond (Zmax = 12 m).

Pourtant, au vu des faibles écarts journaliers et de la température de fond en fin de stratification estivale (5,4 °C au début du mois d'octobre), il semble que le lac Fourchu bénéficie d'une inertie thermique non négligeable. Les variations estivales observées traduisent plutôt les contrastes du climat montagnard local. En effet, durant la belle saison, des fluctuations de 4 °C en quelques jours ont été mesurées plusieurs fois. Dès la fin août, la température baisse régulièrement pour atteindre 12 °C à la mi-septembre.

Puis, dès la mi-octobre, suite à un épisode climatique froid, l'eau du lac a commencé à geler en surface sur plus de 1 cm d'épaisseur. Les affluents du lac, dont le débit a été très affecté par le déficit sévère en précipitations de l'été 2009, ont eux aussi commencé à prendre en glace (épaisseur de glace supérieure à 4 cm à la date du 15/10/09).

4.2.2. Physico-chimie de la colonne d'eau

En juin 2009, les couches supérieures du lac Fourchu apparaissaient froides et peu minéralisées (tab. 16-18). La légère sursaturation en oxygène dissous à deux mètres de profondeur s'explique sans doute par une activité phytoplanctonique modérée.

Profondeur m	Température °C	O2 dissous mg/l	Saturat. O2 %	Conduct. µS/cm	pH	eH mV
Surface	14,6	8,2	102	21	7,3	178
1	14,2	8,3	102	21	7,4	181
2	13,8	8,5	112	21	7,4	187
3	11,8	8,9	106	21	7,4	189
4	11,1	9,5	109	21	7,7	190
5	10,2	9,4	106	22	7,5	196
6	9,5	8,6	96	23	6,9	205
7	7,7	7,1	76	24	6,5	216
8	6,5	3,2	33	28	6,3	226
9	5,2	0,9	9	31	6,2	241
10	4,5	0,5	4	47	6,4	50
11	4,3	0,4	4	51	6,4	26
12	4,2	0,4	3	56	6,6	10
13	4,1	0,3	3	59	6,6	-16
14	4,1	0,3	3	60	6,6	-24
15	4,1	0,3	3	62	6,6	-35
16	4,1	0,2	2	(159)	6,8	-67

Tableau 16. Physico-chimie de la colonne d'eau dans le lac Fourchu le 15/06/2009

En l'absence d'activité chlorophyllienne, la conductivité des strates profondes atteint tout de même 50 à 60 µS/cm. En outre, une désoxygénation intense et précoce affecte la masse d'eau dès 7 mètres de profondeur. Elle est presque totale à partir de 9 mètres.

Paramètres	unités	Surface (-0,5m)	Pic d'O2 (-2 m)	Fond (-15 m)
MEST	(mg/L)	<2	<2	4,6
MESO	(mg/L)	<2	<2	4,7
DBO5	(mg de O2/L)	0,7	1,2	1,3
COT	(mg(C)/L)	1,35	1,56	1,81
Oxydabilité au KMnO4	(mg de O2/L)	1,2	<1	2,1
Calcium	(mg de O2/L)	2,48	2,57	4,55
Magnésium	(mg de O2/L)	0,67	0,67	0,97
Chlorures	(mg de O2/L)	<2	<2	<2
Fer	(µg/L)	57,5	62,6	1420
Manganèse	(µg/L)	<10	<10	1110
Azote Kjeldahl	(mg/L)	<1	<1	<1
Nitrates	(mg/L)	<1	<1	<1
Nitrites	(mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01
Ammonium	(mg/L)	<0,05	<0,05	0,39
Phosphore total	(mg/L)	<0,03	<0,03	<0,03
Phosphates	(mg/L)	<0,10	<0,10	<0,10
Chlorophylle a	(µg/L)	<0,5	<0,5	<0,5
Chlorophylle b	(µg/L)	<0,5	<0,5	<0,5
Chlorophylle c	(µg/L)	<0,5	<0,5	<0,5
Phéopigment	(mg/L)	<0,5	<0,5	<0,5

Tableau 17. Chimie de la colonne d'eau dans le lac Fourchu le 16/06/2009

Cette désoxygénation s'accompagne d'une forte teneur en ammonium dans les eaux de contact (tab. 17). Elle explique la désertion des strates profondes par les salmonidés (fig. 12). En effet, les ombles et les truites ont besoin d'une concentration en oxygène dissous minimale de 6 mg/L qui n'est atteinte qu'au-dessus de 8 m de profondeur.

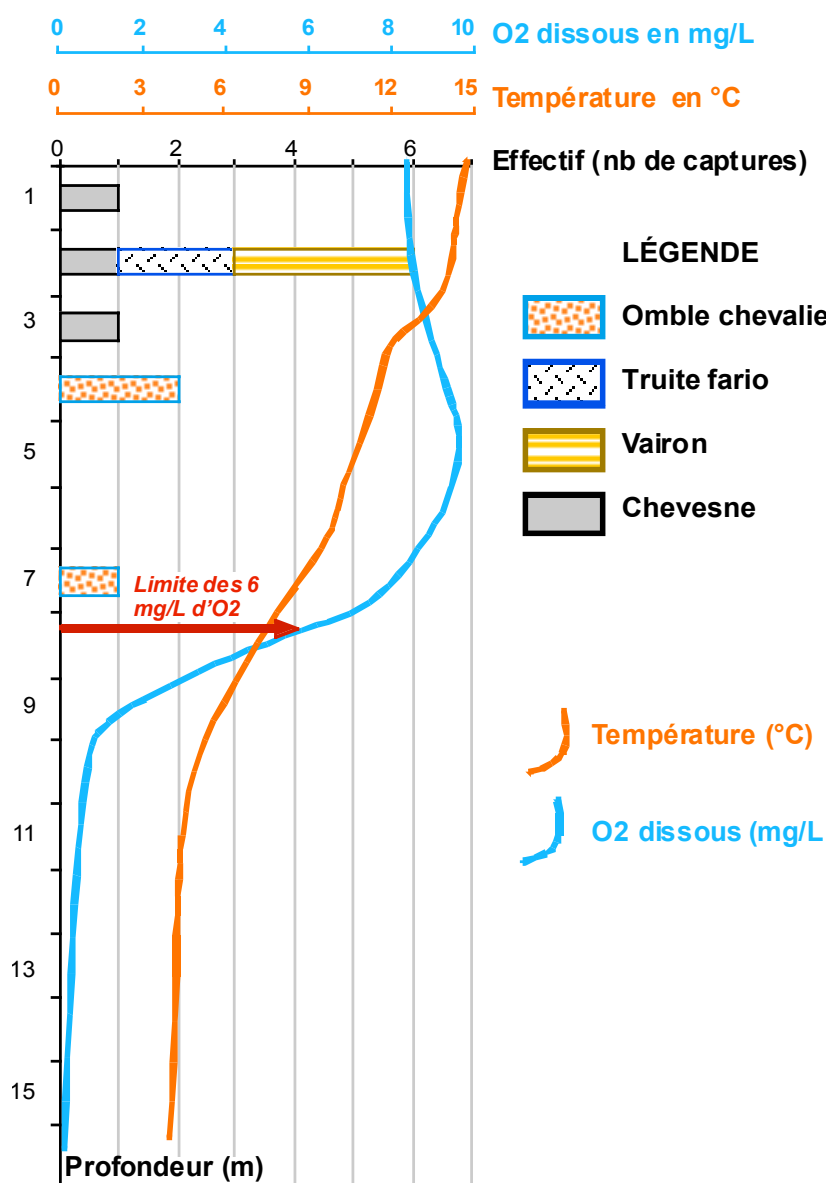


Figure 12. Comparaison de la répartition verticale des captures et de la variation de la température et de l'oxygène avec la profondeur le 16/06/2010

En revanche les taux de nutriments (azote et phosphore) et les indicateurs de la teneur en matières organiques dissoutes sont très bas dans la masse d'eau, mais un peu plus élevés pour la strate profonde. En outre, la valeur de l'oxydabilité au KMnO_4 qui y a été mesuré montre qu'une partie de ces matières organiques ne sont pas facilement biodégradables ou/et que l'activité bactérienne est inhibée. Enfin, les fortes concentrations en manganèse et en fer indiquent l'existence de relargages sédimentaires.

Lors de la seconde période de prélèvement, c'est-à-dire en octobre 2009, en fin de stratification estivale, les strates profondes sont complètement désoxygénées (tab. 18). Les couches dont la profondeur est inférieure à 10 m montrent une tendance à l'acidification et un passage progressif à des conditions de plus en plus réductrices.

Profondeur m	Température °C	O2 dissous mg/l	Saturat. O2 %	Conductivité µS/cm	pH	eH mV
Surface	10,6	8,1	93	23	7,5	152
1 m	10,6	8	92	23	7,5	151
2 m	10,6	8	91	23	7,5	152
3 m	10,5	7,9	91	23	7,5	152
4 m	10,5	7,9	91	23	7,4	153
5 m	10,5	7,9	90	24	7,4	154
6 m	10,5	7,9	90	24	7,4	154
7 m	10,4	7,9	90	24	7,4	156
8 m	10,4	7,9	90	24	7,3	158
9 m	10,4	7,1	82	24	7,1	167
10 m	10,1	2,9	33	25	6,9	184
11 m	6,6	0	0	60	6,7	-24
12 m	5,4	0	0	73	6,7	-36
13 m	5,4	0	0	73	6,7	-49
14 m	5,2	0	0	78	6,3	-108
15 m	5	0	0	84	6,2	-120

Tableau 18. Physico-chimie de la colonne d'eau dans le lac Fourchu le 06/10/2009.

Dans les couches superficielles, les taux d'azote et de phosphore sont très bas, malgré l'absence d'activité photosynthétique sensible et en dépit de la faiblesse persistante de la biomasse phytoplanctonique (tab. 19). En dessous de la thermocline, on observe de très fortes concentrations d'ammonium et des taux de phosphore importants pour un lac de montagne. Dans ces couches profondes, la conjonction du taux de MES organique soutenu, de la DBO5 modérée, et d'une oxydabilité au KMnO4 élevée renforce la suspicion de présence d'inhibiteurs affectant l'activité bactérienne.

Paramètre	Unités	Surface (-0,5m)	Thermocline (-8 m)	Fond (-14 m)
MEST	(mg/L)	<2	11	21
MESO	(mg/L)	<2	5,7	10
DBO5	(mg de O2/L)	1,5	1,5	1,4
COT	(mg(C)/L)	2,0	2,7	3,3
Oxydabilité au KMnO4	(mg de O2/L)	1,5	3,6	4,0
Calcium	(mg de O2/L)	2,9	5,0	6,0
Magnésium	(mg de O2/L)	0,7	0,9	1,0
Chlorures	(mg de O2/L)	<1	<1	2,16
Fer	(µg/L)	73,9	3,3	7,1
Manganèse	(µg/L)	27,8	1,3	1,6
Azote Kjeldahl	(mg/L)	<1	<1	1,5
Nitrates	(mg/L)	<1	<1	<1
Nitrites	(mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01
Ammonium	(mg/L)	<0,05	0,43	0,93
Phosphore total	(mg/L)	<0,03	0,04	0,05
Phosphates	(mg/L)	<0,10	<0,10	<0,10
Chlorophylle a	(µg/L)	<0,5	<5	<5
Chlorophylle b	(µg/L)	<0,5	<5	<5
Chlorophylle c	(µg/L)	<0,5	<5	<5
Phéopigment	(mg/L)	<0,5	<5	<5

Tableau 19. Chimie de la colonne d'eau dans le lac Fourchu le 6/10/2009.

4.2.3. Physico-chimie des sédiments du lac Fourchu

L'analyse de 4 échantillons de sédiments profonds montre des teneurs préoccupantes en mercure, en zinc, et en cadmium (tab. 20). Des concentrations très fortes en cuivre et plomb sont également observées.

Paramètres	unités	A	B	C	D
Matières sèches	(g/L)	47	56	26	
Matières organiques	(% MS)	28,1	29,8	34,5	
COT (Méthode Anne)	(g/kg de MS)	121	170	214	
Azote Kjeldahl	(g/kg de MS)	14,7	15,5	16,5	
C/N		8,2	11,0	13,0	
Phosphore total	(mg/kg de MS)	1690	1550	1570	
Arsenic	(mg/kg de MS)	34,9	23,5	21,1	23,7
Cadmium	(mg/kg de MS)	8,5	6,5	7,9	7,6
Chrome	(mg/kg de MS)	31,5	32,2	26,2	
Cuivre	(mg/kg de MS)	150	444	164	138
Fer					7532
Mercure	(mg/kg de MS)	<0,5	1,35	4,41	
Nickel	(mg/kg de MS)	26,6	27,7	24,2	29,0
Plomb	(mg/kg de MS)	124	180	141	169
Zinc	(mg/kg de MS)	1690	760	889	537

Tableau 20. Chimie des sédiments profonds prélevés dans le lac Fourchu le 16/06/2009

Parallèlement, l'importance des concentrations en phosphore et des teneurs en matière organique observées sur 3 des 4 prélèvements confirme l'existence d'un dysfonctionnement affectant les mécanismes de minéralisation et de transfert trophique. La forte variabilité des C/N pourrait s'expliquer par la fluctuation des apports en débris macrophytiques tendant à augmenter la proportion relative du carbone. Les différences spatiales observées pour cet indicateur synthétique pourraient aussi être liées à l'hétérogénéité des contaminations toxiques en général et mercurielles en particulier.

4.2.4. Physico-chimie de la neige résiduelle estivale sur le BV du lac Fourchu

Dans la neige de l'année résiduelle recueillie en juin sur les versants proches du lac, des teneurs assez fortes en azote et en phosphore ont été décelées (tab. 21). Elles correspondent aux valeurs observées dans le cas d'une pollution urbaine accentuée.

Paramètres	unités	X	Y	Z
Phosphore total	(mg/kg)	0,08	0,09	<0,03
Azote Kjeldahl	(mg/kg)	1,9	1,7	<1
Azote nitreux	(mg/kg N)	0,01	0,01	<0,01
Azote nitrique	(mg/kg N)	<0,2	<0,02	<0,2
Mercure	(µg/kg)	<0,1	<0,1	<0,1
Zinc	(µg/kg)	<10	13,2	12,0
Plomb	(µg/kg)	<10	<10	<10

Tableau 21. Chimie de la neige estivale résiduelle prélevée sur le BV du lac Fourchu le 16/06/2009

Les très fortes concentrations en zinc qui ont été également découvertes dans ces échantillons de neige corroborent cette hypothèse. Elles dépassent en effet très nettement les valeurs indiquées pour la neige récente prélevée au Groenland et considérée comme polluée par le flux des émissions atmosphériques « moyennes » de l'hémisphère nord par BOUTRON et al. (1991).

L'écart entre ces mesures (maximum 0,15 µg/kg) et les nôtres (dépassant 10 µg/Kg) est tel qu'il remet en cause notre protocole de prélèvement et d'analyse. De nouvelles analyses devraient être réalisées en suivant les recommandations de BOUTRON (1979) pour confirmer l'importance de la pollution atmosphérique métallifère. Toutefois, l'importance des contaminations sédimentaires, qui ne peuvent, elles, être remises en cause, milite en faveur de la validité des mesures effectuées.

4.3. Bilan sur la physico-chimie du lac Fourchu

Les mesures physico-chimiques effectuées dans le lac Fourchu montrent l'existence d'importants problèmes de désoxygénation, expliquant à eux seuls la désertion des zones profondes par les poissons, et la faiblesse des densités de macroinvertébrés benthiques. L'asphyxie des couches profondes est perceptible dès le début de la stratification estivale, ce qui souligne l'amplitude du dysfonctionnement.

La cause de ces dérèglements semble liée à des contaminations métalliques d'origine atmosphérique. En effet, les sédiments profonds contiennent des teneurs en éléments-traces métalliques très élevées par rapport aux normes de toxicité indiquée par les agences nord-américaines de l'environnement (US EPA 1998-2002, EC 2007) ou par le SEQ-Eau de l'Agence de l'Eau RMC (Guide sdage n° 7 2002).

Une partie de ces métaux (Cu, Ni, Plomb ...) pourrait provenir des gîtes métallifères des terrains magmato-métamorphiques proches (BRGM 2006). Cependant d'après ces auteurs, lorsqu'ils proviennent des roches mères, ces éléments sont généralement peu solubles.

En revanche, de très fortes concentrations en zinc ont également été décelées dans des échantillons de neige résiduelle récoltés sur les versants proches. Des sources atmosphériques de pollution, au moins pour ce métal, doivent donc être aussi suspectées (NEDJAH 2004). Cette hypothèse doit également être envisagée pour expliquer l'origine des apports d'azote et de phosphore, excessifs en regard des capacités d'assimilation des lacs de montagnes.

Quelle que soit sa cause, la désoxygénation des fonds se traduit à son tour par un dérèglement des mécanismes de décomposition et de recyclage de la matière organique autochtone. Ces dysfonctionnements engendrent une accumulation de matières organiques qui colmatent les fonds et favorisent la prolifération de l'élodée exotique qui envahit les fonds du plan d'eau à la belle saison.

5. Synthèse diagnostique et recommandations

5.1. Bilan sur les potentiels piscicoles du lac Fourchu

5.1.1. Typologie et potentiels théoriques

Les mesures physiques et physico-chimiques qui ont été réalisées permettent de prédire ce que seraient les potentiels biologiques en général, et piscicoles en particulier, du lac Fourchu en l'absence de perturbation, grâce à l'utilisation de la démarche typologique proposée par TELEOS et al. (2008). A partir de facteurs mésologiques simples, cette approche permet en effet, de proposer un peuplement type reflétant les capacités écologiques optimales du système, en utilisant la formule suivante.

$$Tth = 3,2 \times \ln (Tmm/16) + \ln (Cond/8) + \ln (\%Lit/6)$$

Où : *Tth* est le type théorique mésologique

Tmm est la température maximale moyenne du mois le plus chaud, en °C.

Cond est la conductivité, en µS/cm

% Lit est la surface relative de la zone littorale (profondeur < 2m), en points de

Dans le cas du lac Fourchu :

- la conductivité moyenne de la masse d'eau est de 28 µ/cm
- la température maximale moyenne est de 18,1 °C
- la proportion de zone littorale est de 32 %

On en déduit que le type théorique de ce plan d'eau est de 3.9.

Ce niveau typologique correspond à un peuplement plus varié et plus abondant que la plupart des lacs de montagnes situés au-dessus de 1500 mètres d'altitude. En effet, la grande majorité de ces systèmes appartient à une gamme typologique allant de 1 à 3, et ils sont donc associés à des peuplements théoriques peu denses, généralement dominés par les ombles et ne comportant que de une à trois espèces se reproduisant.

Le niveau typologique supérieur du lac Fourchu lui confère une capacité biogène plus importante. Il devrait pouvoir héberger 3 à 4 espèces se reproduisant sur place, et offrir une excellente capacité de développement à la truite dont les exigences trophiques et thermiques sont supérieures à celles des ombles. Les pêches scientifiques réalisées sur ce plan d'eau ont permis de comparer le peuplement en place aux potentiels théoriques.

5.1.2. Comparaison du peuplement optimal et du peuplement en place

Dans un premier temps, les rendements de captures au filet et les résultats des pêches électriques permettent d'évaluer l'abondance de chacune des espèces peuplant le lac Fourchu (tab. 22). Dans un deuxième temps, leurs *preferenda* écologiques pondérés par leurs cote d'abondances sont sommés afin de calculer le niveau typologique du peuplement. Ce type observé est alors comparé aux potentiels optimaux liés au lac.

	Poids typologique	Classe numérique	Classe pondérale	Cote retenue	Abondance référentielle
Omble chevalier.	0,75	2	5	2	(2)
Truite fario	1	3	4	3	5
Vairon	2	1	3	3	4
Loche franche	3	3	2	2	3
Chevesne	3	5	4	4	
Nombre d'espèces frayant			2		3 (4)
Type ichtyologique				4,0	4,1

Tableau 22. Composition et appartenance typologique du peuplement piscicole du lac Fourchu

Cette confrontation entre peuplement théorique et observé montre que les espèces sensibles électives du type écologique sont en déficit alors que le chevesne apparaît surabondant (fig. 13). Ce cyprinidé a probablement été introduit comme vif, à l'état de juvéniles et à plusieurs reprises, mais le fonctionnement actuel du lac favorise son maintien et sa croissance. Étant donnée l'importance de la compétition trophique dans les lacs de montagne, son développement s'opère au détriment de celui de la truite.

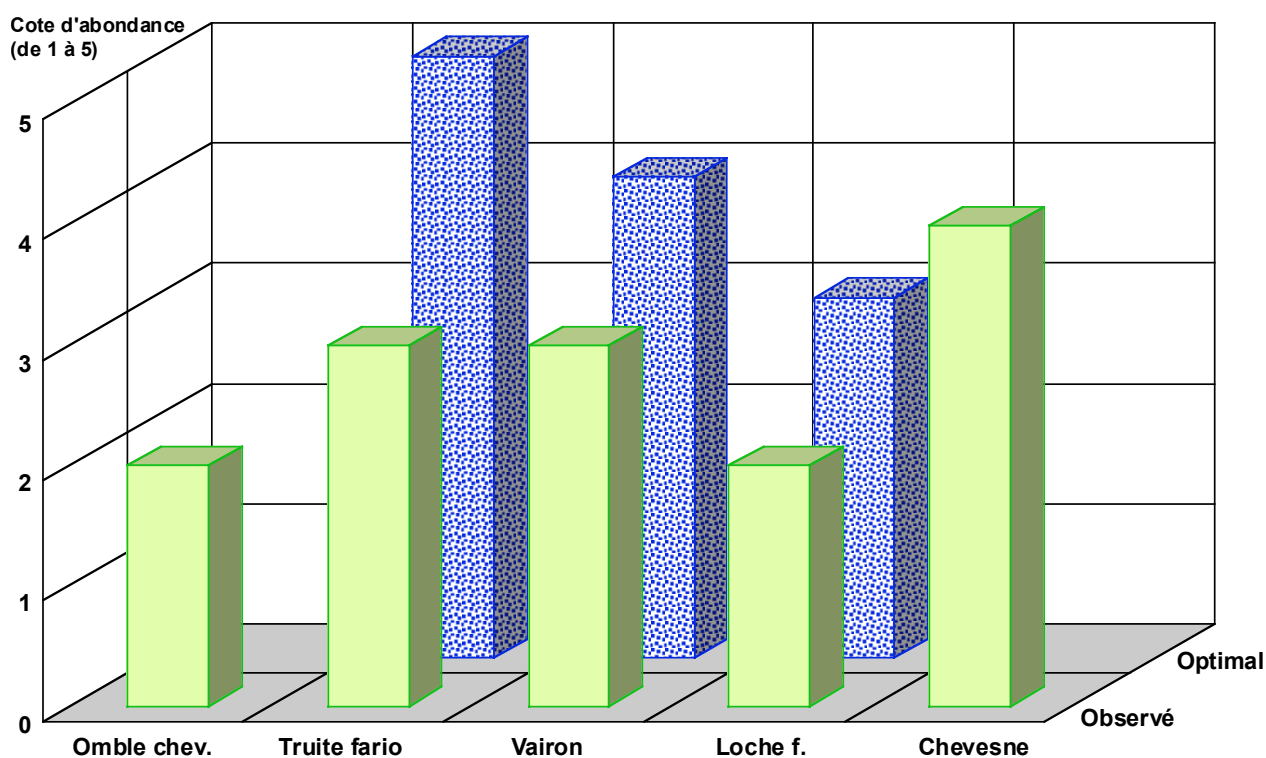


Figure 13. Comparaison des peuplements piscicoles observé et optimal du lac Fourchu.

Le recrutement naturel de la truite fario apparaît désormais difficile, mais ses capacités de développement demeurent fortes dans le plan d'eau. Parallèlement, les vairons et les loches sont localisés en densités élevées sur les franges et les affluents du lac, mais n'ont jamais été observés à plus d'un mètre de profondeur, ni à l'occasion des pêches scientifiques, ni par les plongeurs qui ont prélevé les sédiments en juin. Enfin, l'omble ne se maintient que grâce aux alevinages et ne jouit que d'une croissance très lente.

L'image de la structure du peuplement en place qui a été obtenue permet aussi de déterminer son type ichtyologique réel, qui est une expression synthétique de son potentiel et de son état fonctionnel.

Pour cela, les affinités typologiques de chaque espèce sont pondérées par son abondance selon la formule proposée par TELEOS et al. (2008) :

$$Tikt = \text{Ln}[\sum (ti \times ai)] + \text{Ln} (n)$$

Où : *Tikt* est le type ichthyologique

ti et *ai* sont respectivement l'indice typologique et l'abondance de l'espèce *i*

n est le nombre d'espèces qui se reproduisent et d'abondance non marginale

Cette formule montre que, en dépit des altérations subies par le peuplement, son type se rapproche du niveau théorique (fig. 14). On en déduit l'importance du déterminisme du milieu sur l'expression des communautés ichthyologiques des lacs de montagne. Elle doit être prise en compte pour optimiser les mesures de gestion. En particulier, les actions entreprises doivent s'attacher à identifier puis à traiter les causes de perturbations de l'écosystème avant d'essayer d'agir sur les espèces piscicoles.

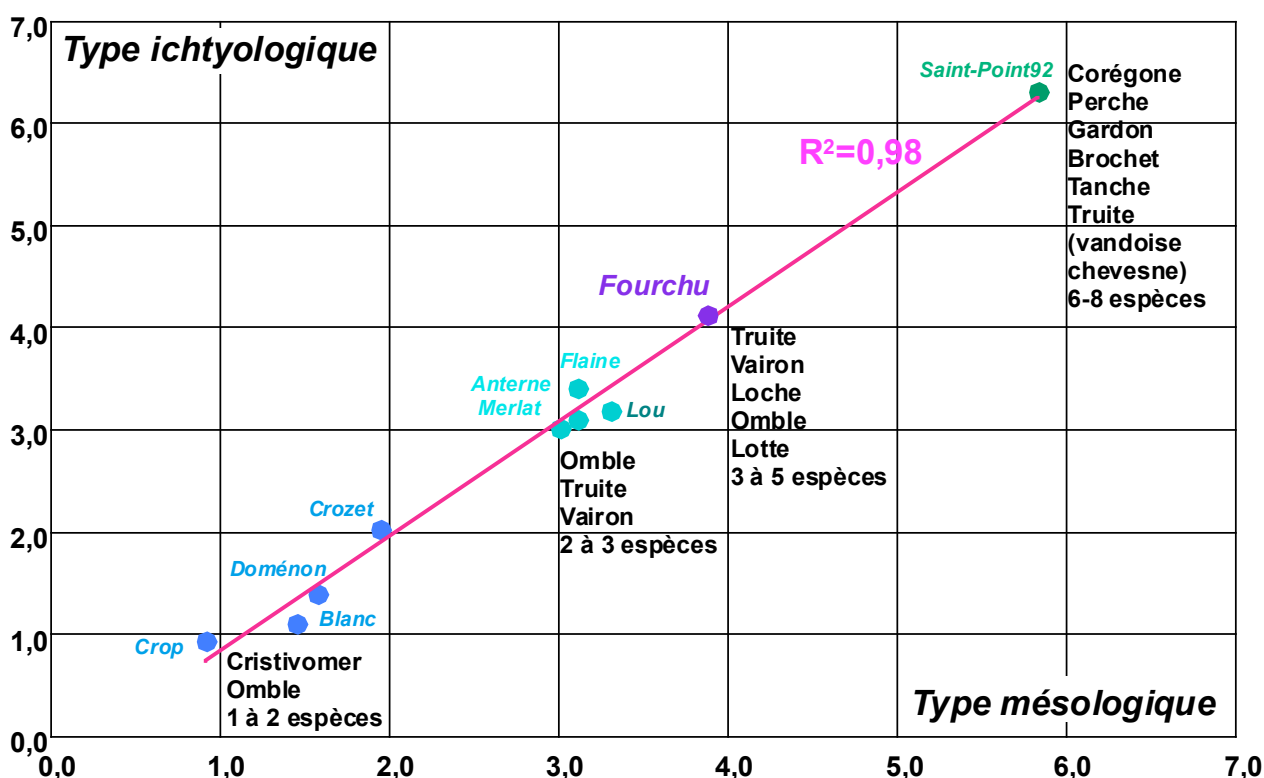


Figure 14. Comparaison des types piscicoles observé (« ichthyologique ») et optimal pour dix lacs de haute et moyenne montagne

5.2. Bilan sur les causes d'altération des potentiels ichthyologiques

Le lac Fourchu bénéficie donc d'un type naturellement plus productif que la plupart des autres plans d'eau de montagne alpins de même altitude. De plus, sa morphologie diversifiée et sa connectivité originelle avec son émissaire et son principal tributaire renforcent encore sa capacité à abriter de très fortes biomasses salmonicoles.

Or, l'abondance de l'omble et de la truite est médiocre, et leurs possibilités de reproduction naturelle sont faibles à nulles. La pression de pêche, non négligeable sur ce site ne suffit pas pour expliquer la simplification du peuplement piscicole.

On en déduit que ce plan d'eau est en butte à des perturbations d'origines anthropiques. L'analyse de la morphologie et des mosaïques d'habitats aquatiques du site d'étude montre que les connexions avec l'émissaire et le principal tributaire ont été réduites, mais que la cuvette lacustre s'avère physiquement très attractive. Il en résulte que la cause principale de perturbation doit être recherchée dans les altérations de la qualité chimique du système décelées à partir de l'analyse de l'eau et des sédiments.

5.2.1. Pollutions métalliques

Les fortes teneurs sédimentaires en cuivre, cadmium, mercure et zinc constituent de sérieuses causes d'altération des capacités biogènes. La source de ces pollutions, fort probablement atmosphérique, peut être reliée à la présence d'anciennes mines de zinc et de plomb à Séchilienne (BRGM 2001), et surtout à la densité des industries métallurgiques utilisant ces métaux dans les vallées flanquant le massif du Taillefer.

5.2.2. Perturbation du métabolisme trophique et des capacités de transfert

Les apports, par voie atmosphérique, de nutriments et de métaux se traduisent, respectivement, par des phases de surproduction végétale et par une inhibition des mécanismes de minéralisation. La conjonction de ces 2 phénomènes entraîne une série de dérèglements interférents :

- prolifération des élodées à certaines époques ;
- désoxygénation précoce et accentuée des couches profondes ;
- augmentation de la charge organique résiduelle et du taux de sédimentation.

Ce cercle vicieux réduit l'efficacité des transferts trophiques entre les étages de l'édifice biologique. Ainsi, la biomasse piscicole est inférieure à celle qui pourrait être atteinte au vu de l'abondance des macroinvertébrés littoraux, pourtant elle-même limitée (fig. 15).

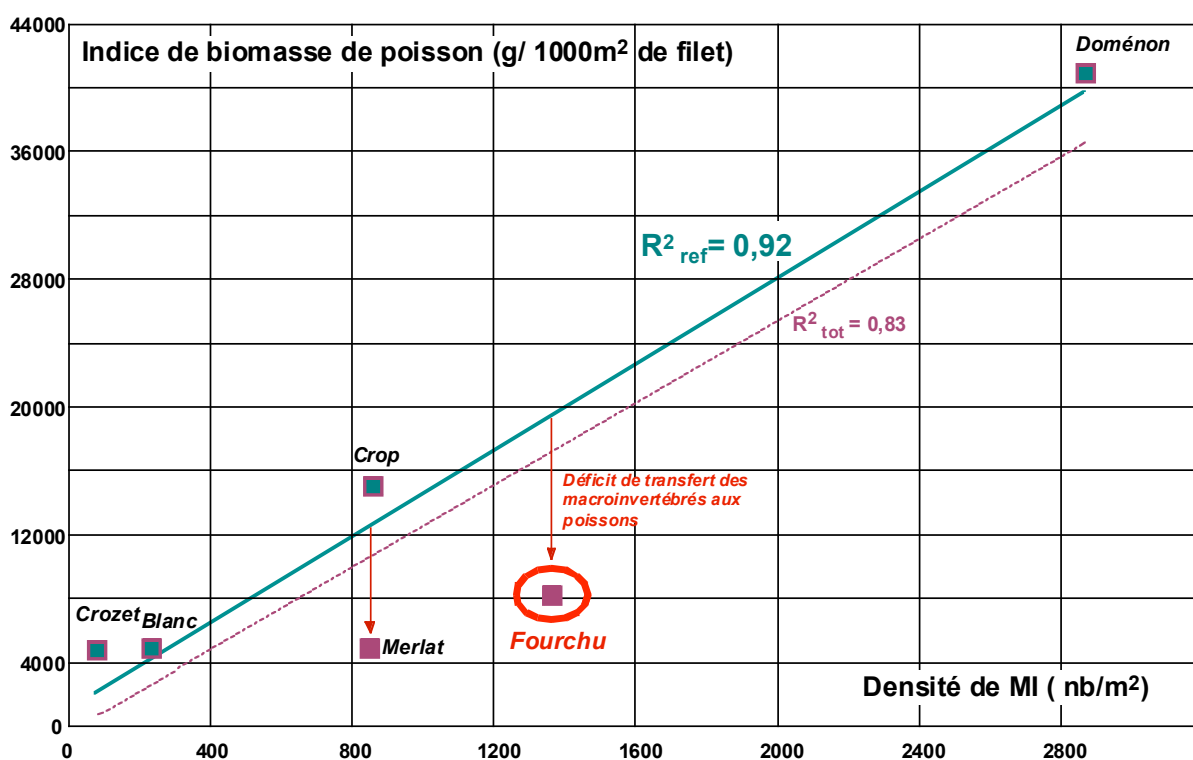


Figure 15. Comparaison des biomasses piscicoles et des densités littorale du benthos

5.2.3. Connectivité avec les vecteurs fluviaux

Les pressions physiques ayant contribué à fragiliser ou à oblitérer les connexions entre le lac et ses vecteurs fluviaux associés ont un impact proportionnellement moins importants que les pollutions chimiques. Cependant, dans ce contexte de dérèglements métaboliques, toute réduction de la fonctionnalité des interfaces doit être considérée comme un facteur aggravant l'altération de potentiels biologiques.

Ainsi, le barrage de gabions qui barre l'émissaire pour surélever le niveau du lac a en fait plusieurs impacts négatifs. D'une part, il entrave les possibilités de circulation du poisson en général et de la truite en particulier : il diminue donc les chances de reproduction de cette espèce qui dans certains lacs effectue des avalaisons pour frayer. D'autre part, il atténue les possibilités de fluctuations naturelles du niveau du lac. Or ces battements saisonniers suivant les rythmes hydroclimatiques augmentent fortement les capacités d'autoépuration des franges littorales des plans d'eau.

Parallèlement, la déstructuration de la partie basale de l'affluent principal du lac Fourchu, par le franchissement du chemin de randonnée et par le piétinement des promeneurs a considérablement réduit l'attractivité de son embouchure. Non seulement les possibilités d'amontaison des géniteurs de truite de lac sont sérieusement hypothéquées, mais la production de benthos susceptible de dériver vers le lac est fortement grevée. Enfin l'applatissage de la lame d'eau favorise la prise en gel.

5.3. Recommandations pour une gestion piscicole intégrée et durable

5.3.1. Principes de gestion : rappels et compléments

Des recommandations de gestion du milieu et du peuplement ont été formulées pour traiter les causes d'altérations des capacités piscicoles, suivant les principes établis sur des bases rationnelles, en collaboration avec la Fédération de Pêche de l'Isère et l'ONEMA (TELEOS et al. 2008) :

- 1° Analyser le potentiel et le fonctionnement des lacs et des cours d'eau associés.**
- 2° Protéger ou restaurer les écosystèmes plutôt que manipuler les espèces.**
- 3° Dans les systèmes perturbés, ne soutenir que les espèces électives du type.**
- 4° Une fois le système restauré ne plus aleviner (contrôler les prélèvements).**

5.3.2. Réduction des pollutions chimiques

L'action la plus importante à entreprendre dans le cas du Fourchu est de réduire la pollution atmosphérique. C'est aussi la moins facile à mettre en œuvre. Avant d'alerter et de saisir les administrations et collectivités à l'échelon départemental, une vérification et une quantification du flux pollution atmosphérique nous paraissent nécessaires.

Pour cela nous préconisons de nouveaux prélèvements de neige sur le bassin versant du Fourchu en suivant les préconisations de BOUTRON (1979) pour éviter toute suspicion de contamination. Le mercure, le zinc, le plomb et le cadmium devront être recherchés dans une dizaine d'échantillons avec un seuil de sensibilité de 0,1 µg/kg.

Parallèlement, ces éléments pourront aussi être recherchés dans la chair d'au moins trois espèces de poisson afin de vérifier leur état sanitaire et pour s'assurer de l'innocuité de leur consommation par les pêcheurs (dans le cas des salmonidés). Idéalement ces analyses devront être effectuées sur au moins six individus par espèce.

5.3.2. Restauration de la connectivité des ruisseaux afférent et efférent.

Pour supprimer les entraves à la circulation des poissons entre le lac et son émissaire, nous proposons de démanteler le barrage de gabion qui bloque l'exutoire du plan d'eau. En outre, il serait judicieux de réaménager la partie aval du principal tributaire en reconstituant un chenal plus resserré et plus structuré. Pour cette dernière action, un projet précis doit être réalisé à partir de relevés topographiques détaillés.

5.3.3. Proposition d'amélioration de la gestion piscicole du lac Fourchu

Selon notre approche typologique, le peuplement optimal du lac comporte les 4 espèces suivantes :

Truite fario (espèce centrale) ;
Vairon (espèce centrale) ;
Loche franche (espèce centrale) ;
Omble chevalier (accessoires).

Dans le contexte physico-chimique actuel, l'omble n'a que peu de chance de se reproduire ou même de se développer de façon optimale. Il est donc inutile de continuer à l'introduire.

En revanche, en attendant que le tributaire et l'émissaire soit réaménagé pour améliorer les possibilités de migration des géniteurs, il paraît judicieux de continuer à aleviner des truitelles fario, une année sur deux ou sur trois, à raison de 300 ou 400 alevins par ha.

Cependant, tout alevinage devra cesser trois ans au plus tard après la finalisation de la restauration de l'affluent principal pour permettre à la population autochtone de s'implanter. Pour favoriser ce processus, nous conseillons d'instaurer alors sur ce lac une taille minimale volontaire d'au moins 30 cm pour la truite : en effet, ce plan d'eau est particulièrement propice à l'installation d'une souche de truite à croissance rapide.

Enfin, sans attendre le résultat des opérations de restauration ou d'amélioration de la gestion articulées autour de la truite, il serait judicieux de rappeler aux pêcheurs qu'il est interdit d'apporter des vifs allochtones. Un effort de communication ciblé sur les risques d'introduction de pathologie ou d'espèces indésirables pourrait être produit à cet effet. Parallèlement, et pour les convaincre de respecter cette réglementation, il serait utile de les informer sur l'intérêt et la possibilité de la capture de vairons et de loches sur place.

Cette action de prévention et de communication pourrait d'ailleurs être étendue à tous les lacs de montagne. Elle pourrait être complétée par une incitation à un meilleur retour des carnets de pêche ou au moins par l'instauration d'un suivi régulier d'une douzaine de pêcheurs volontaires par lac.

Conclusion :

Dans le cadre de l'élaboration d'une méthode de gestion rationnelle des peuplements piscicoles des lacs de montagne, nous avons étudié le lac Fourchu qui semblait a priori plus productif que la plupart des plans d'eau isérois d'altitude. L'application de la démarche de diagnose approfondie mise au point sur les lacs de Belledonne et validée sur 3 lacs savoyards a permis de confirmer que le Fourchu appartenait bien à un type écologique « à truite », plus mature, capable d'héberger de 3 à 5 espèces, dont la loche franche, et de favoriser le développement d'une abondante population de truites à croissance rapide. Il se distingue donc effectivement des lacs « à ombles », propices au développement de une à trois espèces seulement.

Toutefois, le peuplement en place sur le lac Fourchu, étudié à l'aide d'un protocole de capture standard au filet montre plusieurs signes de déséquilibre. Les abondances de salmonidés sont déficitaires et leur reproduction problématique, alors que la biomasse observée est majoritairement composée de chevesnes, sans doute introduits à l'état juvénile mais qui ont pu se maintenir et se développer. De plus, les strates profondes de la zone centrale sont désertées à partir de 8 m de profondeur, ce qui est inhabituel dans le cas des lacs de montagnes eufonctionnels.

L'analyse, elle aussi standardisée, des macroinvertébrés benthiques confirme que le potentiel biologique du lac est grevé par un dysfonctionnement affectant les couches profondes. La confrontation des densités benthiques littorales avec les indices de biomasse piscicoles fournies par les pêches au filet montre que, par rapport à des lacs de montagne référentiels, les transferts entre ces deux étages de l'édifice biologique sont beaucoup moins efficaces.

Ces altérations des capacités biogènes s'expliquent par la désoxygénation précoce et accentuée, qui affecte la masse d'eau à partir de 8 m de profondeur dès le mois de juin. Plusieurs autres signes de dérèglement métabolique nous ont conduit à suspecter l'existence de substances toxiques inhibant les processus de décomposition et de minéralisation de la matière organique. De fait, d'importantes contaminations en cadmium, cuivre, mercure, zinc et plomb ont été décelées dans les sédiments du lac.

Même si les formations géologiques des massifs de Belledonne et du Taillefer comportent des gîtes métallifères, les fortes teneurs en zinc et en nutriments relevées dans des échantillons de neiges prélevés sur les versants proches du lac militent en faveur d'une source atmosphérique pour cette pollution. Cette hypothèse doit être confirmée par des mesures plus fines et plus nombreuses de la neige du bassin versant. Si elle s'avérait fondée, les gestionnaires et décideurs des vallées avoisinantes devraient être saisis, dans l'intérêt même des populations qui les habitent.

En dehors de cette cause d'altération majeure, le lac souffre aussi d'une déconnection partielle de son principal tributaire, dont la partie basale a été déstabilisée par le franchissement du GR, ainsi que de son émissaire dont l'embouchure est barrée par des gabions. Par conséquent, si la pollution atmosphérique est difficile à juguler, il est possible d'améliorer les capacités piscicoles du lac en restaurant les interfaces du lac avec ces ruisseaux. Il serait alors possible de favoriser l'implantation d'une souche de truite de lac autochtone, à croissance rapide. Cette orientation permettrait de valoriser les potentiels halieutiques du lac tout en supprimant complètement les alevinages.

Bibliographie

- AE RMC, 2006b. *Inventaire exceptionnel de la contaminations des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses*. Rapport de synthèse, 25 p. + annexes.
- AUMEN N. G., GRAY S., 1995. Research synthesis and management recommendations from a five-year ecosystem-level study of Lake Okeechobee, Florida (USA). *Arch. Hydrobiol.*, 45: 343-356.
- BARFÉTY J.C., GIDON M. 1990. La tectonique alpine du massif cristallin du Taillefer (Alpes occidentales françaises) : découverte de chevauchements vers le Nord. *Géologie alpine*, t.66, p. 1-9.
- BOGGERO A. et al., 2006. Littoral chironomid communities of Alpine lakes in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* 562:145–165
- BORDERELLE A.-L., VERNEAUX V., GERDEAUX D., 2005. Biological quality assessment of three French Alpine lakes (Lake Annecy, Lake Crop, Lake Grand Domenon) using the Lake Biotic Index (LBI). *Arch. Hydrobiol.*, 162: 497-509.
- BRUNDIN L., 1949. Chironomiden and andere Bodentiere der Südschwedischen Urgebergseen. *Report Instit. Freshwat. Res. Drottningholm*, 30 : 1-914.
- BYSTROM P., PERSSON L., WAHLSTROM E., 1998. Competing predators and prey: juvenile bottlenecks in whole-lake experiments. *Ecology*, 9: 8-24.
- CARANHAC F., 2001. Impact des relations intraspécifiques et interspécifiques sur l'abondance des populations. In Gerdeaux D. (Ed.), *Gestion piscicole des grands plans d'eau*, INRA éditions, Paris, 457 p. : 293-310.
- Centre Suisse de Cartographie de la Faune, 2007, 2009. www.cscf.ch
- CSP, 1983. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac Fourchu et qualité physico-chimique des eaux. Note technique Cons. Sup. Pêche.
- DAVAINE P., BEALL E., 1997. Introduction de salmonidés en milieu vierge (Iles Kerguelen subantarctique) : enjeux, résultats, perspectives. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345 : 93-110.
- DEGIORGI F., 1994. Étude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre. Prospection multi-saisonnière de 6 plans d'eau de l'Est de la France à l'aide de filets verticaux. *Thèse Univ. Besançon*, Fr.-Comté, 207 p. + annexes.
- DEGIORGI F., 2008. Synthèse des études de cinq lacs du massif de Belledonne en Isère - Essai de typologie fonctionnelle et fondements pour la gestion piscicole - Rapport Téléos & ONEMA pour la Fédération de Pêche de l'Isère, 29 p.
- DEGIORGI F., GRANDMOTTET J.-P., RAYMOND J.-C., RIVIER B., 2001. Echantillonnage de l'ichtyofaune lacustre : engins passifs et protocole de prospection. In GERDEAUX D. (ed) "*Gestion piscicole des grands plans d'eau*", INRA éd. Paris, 457 p. : 151-182.
- DEGIORGI F., GRANDMOTTET J.-P., 1992. Impacts de la désoxygénation chronique de l'hypolimnion d'un lac de moyenne montagne sur l'ichtyofaune. *Ichthyophysiological Acta* 15 : 79-97.
- DEGIORGI F., GRANDMOTTET J.-P., 1993. Relations entre la topographie aquatique et l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre : définition des modalités spatiales d'une stratégie de prélèvements reproductible. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 329 : 231-243.
- DEGIORGI F., GUILLARD J., GRANDMOTTET J.-P., GERDEAUX D., 1993. Les techniques d'étude de l'ichtyofaune lacustre utilisées en France: bilan et perspectives. *Hydroécol. Appl.* 2 : 27-42.
- DUSSART B., 1992. *Limnologie : l'étude des eaux continentales*. Ed. N. Boubée, 2e éd., Paris : 680 p.
- EC (Environnement Canada et Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec), 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 pages.
- EISLER R., 1998. Nickel hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *U.S. Geological Survey. Biological Science Report*. USGS/BRD/BSR-1998-0001, 76 p.
- ELLIOTT J. M., 1989. Wild brown trout (*Salmo trutta*) : an important national and international resource. *Freshwater Biol.*, 21: 1-5.
- ELLIOTT J. M., 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford, UK, 286 p.
- FDA (U.S. Food and Drug Administration), 1992. *Action levels for poisonous or deleterious substances in human food and animal feed*. U.S. Department of Health and Human Services. Washington, D.C.

- FLEMING I. A., PETERSSON E., 2001. The Ability of Released, Hatchery Salmonids to Breed and Contribute to the Natural Productivity of Wild Populations. *Nordic J. Freshw. Res.* 75: 71-98.
- FUREDOR L. et al., 2006. Macroinvertebrate diversity in Alpine lakes: effects of altitude and catchment properties. *Hydrobiologia* 562:123-144.
- GIAMBRA G., 2005. Etude de la population de blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) de la zone littorale du lac du Bourget. *Rap. Stage DESS GIREC, Univ. Metz*, 70 p. + annexes.
- GLÖER P. & MEIER-BROOK C., 2003. Süßwassermollusken. DJN, Hamburg: 138 pp.
- Guide Technique SDAGE n°7, 2002. Pollution toxique et écotoxicologie : notions de bases - 84 pages, AE RMC ed., <http://rdb.eaurmc.fr>.
- HUGONNET Raphaël 1998 Etude géologique et minéralogique du plateau des lacs du Taillefer (Isère, France). Mémoire de Master de sciences de la Terre à UNIL : Université de Lausanne
- HUTCHINSON, G. E., 1964. *A treatise on limnology. vol. 2, Introduction to lake biology and the limnoplankton*. Ed. J. Wiley, New York ,1115 p.
- HYLAND J. L., VAN DOLAH R. F., SNOOTS T. R., 1999. Predicting stress in benthic communities of southeastern U.S. estuaries in relation to chemical contamination of sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(11): 2557-2564.
- IJC (International Joint Commission) 1992. *Great Lakes Basin Watersheds, Area of Concern*. IJC ed., Windsor, Ontario, Canada, 389 p.
- ILYASHUK B. P., ILYASHUK E. L., 2001. Response of alpine chironomid communities (Lake Chuna, Kola Peninsula, northwestern Russia) to atmospheric contamination. *Journal of Paleolimnology* 25: 467-475
- JØRGENSEN E. H., VIJAYAN M., ALURU N., MAULE A. G. 2002. Fasting modifies Aroclor 1254 impact on plasma cortisol, glucose and lactate responses to a handling disturbance in Arctic charr. *Comp. Biochem. Physiol.*, C132: 235-245.
- KEITH P. & ALLARDI J. (coord.), 2001. Atlas des poissons d'eau douce de France. *Patrimoines Naturels*, 47 : 387 p.
- KEITH P., ALLARDI J. (coord), 2001. Atlas des poissons d'eau douce de France. Coll. Patrimoines Naturels, MNHN, 47, 387 p.
- KOTTELAT M. & FREYHOF J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cormol, Switzerland and Freyhof, Berlin Germany, 646 p.
- L. LÉGER, 1937. Économie biologique générale des cours d'eau alpins Bull. Fr. Pêche Piscic. 109 : 5-13.
- LEGER L. 1913. Essai sur la mise en valeur piscicole des lacs alpins de haute altitude. Trav. Lab. Hydrobiol. et Pisciculture Univ. Grenoble, Tome XXV, n°3.
- LEGER L. 1925. Acclimatation de l'omble chevalier acclimaté dans les lacs élevés du Dauphiné. Trav. Lab. Hydrobiol. et Pisciculture Univ. Grenoble, XVII ème année, 221-229.
- LEGER L., 1936. La thermique des lacs de haute montagne et les problèmes biologiques qu'elle soulève. Comm. à la Soc. Dauphin. d'Etudes Biol., 11p.
- MAC M. J., EDSALL C. C., 1991. Environmental contaminants and the reproductive success of lake trout in the Great Lakes: an epidemiological approach. *J. Toxicol. Environ. Health*, 33(4): 375-394.
- MACDONALD D. D., DIPINTO L. M., FIELD J., INGERSOLL C. G., LONG E. R., SWARTZ R. C., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chemistry* 19(5): 1403-1413.
- MEADOR, J. P. 2000. *An analysis in support of tissue and sediment based threshold concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) to protect juvenile salmonids listed by the Endangered Species Act*. "White paper". Environmental Conservation Division, Northwest Fisheries Science Center National Marine Fisheries Service, NOAA, Seattle, WA, 89 p.
- MOORE J. W., RAMAMOORTHY S., 1984. *Heavy metals in natural waters - applied monitoring and impact assessment*. Springer-Verlag NY., 268 p.
- MOUTHON J., 1983. Les Malacocénoses de quatre lacs haut-alpins. *Annls Limnol.* 19 (2) 1983: 101-106.
- MOUTHON J., 1993. Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de Mollusques. Note technique. Bull. Fr. Pêche Piscic. (1993) 331 : 397-406.
- MOUTHON J., KUIPER J., 1987. Inventaire des *Sphaeriidae* de France. Museum National d'Histoire Naturelle. Inventaire de Faune et de Flore, 41 : 62 p.
- MÜLLER R., 1992. Trophic state and its implications for natural reproduction of salmonid fish. *Hydrobiologia*, 243/244: 261-268.

- MÜLLER R., MBWENEMO BIA M., 1998. Adaptive management of whitefish stocks in lakes undergoing re-oligotrophication: The Lake Lucerne example. *Arch. Hydrobiol.*, 50: 391-399.
- NIIMI A. J., 1996. PCBs in aquatic organisms. In: *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. Beyer, W.H., G.H. Heinz, and A.W. Redmon- Norwood (eds), Lewis Pubs, Boca Raton, FL : 117-152.
- NIVA (Norwegian Institute for Water Research), 2006. Transboundary diagnostic analysis of lake Peipsi/Chudskoe. Project. "Development and Implementation of the Lake Peipsi/Chudskoe Basin Management Programme"
- OEHHA (Office of Environmental Health and Hazard Assessment), 1999. Prevalence Of Selected Target Chemical Contaminants In Sport Fish From Two California Lakes. *Public Health Designed Screening Study*, Final Project Report. California OHHEA, 254 p.
- OLIVER G., DEGIORGI F., COME G., RAYMOND J.-C., 2001. Échantillonnage des alevins en milieu lacustre : deux techniques utilisées selon un protocole standard. In GERDEAUX D. (Ed.), *Gestion piscicole des grands plans d'eau*, INRA éd. Paris, 457 p. : 193-214.
- ONEMA 2010. Etude du peuplement piscicole du lac Fourchu en 2009. Rapport édité par l'Unité spécialisée dans les Milieux Lacustres de l'ONEMA pour la fédération de pêche 38, 38 pages.
- PERRIER L. 1913. Dossiers piscicoles des cours d'eau alpins : Monographie hydrobiologique piscicole du bassin de la Romanche. Trav. Lab. Hydrobiol. et Pisciculture Univ. Grenoble, V^{ème} année, 192-232.
- RICOUX C, GASZTOWTT B., 2005. *Évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition de forts consommateurs de produits de la pêche de rivière contaminés par des toxiques de l'environnement*. Rapport réalisé pour l'Institut de Vieille Sanitaire : 65 p. + annexes.
- ROLLAND R. M., 2000. Ecoepidemiology of the effects of pollution on reproduction and survival of early life stages in teleosts. *Fish and Fisheries*, 1: 41-72.
- RUBIN J. F., GLIMSATER C., JARVI T., 2004. Characteristics and rehabilitation of the spawning habitats of the sea trout, *Salmo trutta*, in Gotland (Sweden). *Fisheries Management and Ecology* 11: 15-22.
- SALENTINY J., 1986. Les *Lymnaeidae* du Grand Duché du Luxembourg. Bull. Soc. Nat. Luxemb., 86. 53 p.
- SPILLMANN J., 1961. *Faune de France. 65 poissons d'eau douce*. Le Chevalier éd., Paris, 303 p.
- TURESSON H., PERSSON A., BRÖNMARK C., 2002. Prey size selection in piscivorous pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) includes active prey choice. *Ecol. Freshw. Fish*, 11(4): 223-233.
- TUVIKENE L., NÖGES P., NÖGES T., 2001. Hypoxia/anoxia in Lake Vortsjarv, Estonia. *Fish Physiology, Toxicology, and Water Quality Proceedings of the Sixth International Symposium, La Paz B.C.S. Mexico January 22-26, 2001*. THURSTONE R.V. ed. US-EPA.
- US EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 1998. *National Listing of Fish Consumption Advisories*. EPA-823-C-98- 001/002. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Office of Water. Washington, DC.
- US EPA, 1998. *Guidance for Conducting Fish and Wildlife Consumption Surveys*. EPA-823-B-98-007. Office of Water, Washington, DC.
- US EPA, 2000. *Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories—Risk Assessment and Fish Consumption Limits*. Volume 2. 3rd Edition, EPA-823-B-99-009. Office of
- US EPA, 2002. *Ecological Effects Branch Pesticide EcoToxicity Database*. Ecological Fate and Effects Division, Office of Pesticide Programs. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- VAN DEN BERG M., BIRNBAUM L., BOSVELD A. T., BRUNSTROM B., COOK P., FEELEY M., GIESY J. P., HANBERG A., HASEGAWA R., KENNEDY S. W., KUBIAK T., LARSEN J. C., VAN LEEUWEN F. X., LIEM A. K., NOLT C., PETERSON R. E., POELLINGER L., SAFE S., SCHRENK D., TILLITT D., TYSKLIND M., YOUNES M., WAERN F., ZACHAREWSKI T., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect*, 106-12 : 775-792.
- VERNEAUX J., SCHMITT A., VERNEAUX V., 1995. Classification biologique du lac jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. III. Relation entre données biologiques et variables du milieu. *Ann. Limnol.*, 31 (4) : 277-286.
- VERNEAUX J., VERNEAUX V., GUYARD A. 1993a. Classification biologique du lac 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 V., VERNEAUX J., GUYARD A. 1993b. Classification biologique du lac jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. II- Nature de la faune. *Annls Limnol.*, 29 : 383-393.

- VERNEAUX V., VERNEAUX J., SCHMITT A., LOVY C., LAMBERT J.C., 2004 a. The Lake Biotic Index (LBI) : An applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos ; the Lake Châlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol., Int. J. Lim.* , sous presse.
- VERNEAUX V., VERNEAUX J., SCHMITT A., LOVY C., LAMBERT J.C., 2004b. Relationships of macrobenthos with dissolved oxygen and organic matter at the sediment-water interface in ten french lakes. *Arch. Hydrobiol.*, sous presse.
- WERNER E. E., MITTELBACH G. G., HALL D. J. *et al.*, 1983. Experimental tests of optimal habitat use in fish: the role of relative habitat profitability. *Ecology* 64: 1525-1539.
- YEARDLEY R.B. Jr., LAZORCHAK J.M., PAULSEN S.G., 1998. Elemental fish tissue contamination in northeastern U.S. lakes: evaluation of an approach to regional assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(9): 1875-1884.
- ZENNEGG M., SCHMID P., GUJER E., KUCHEN A., 2002. Levels in biotic compartments. PCDD, PCDF, and dioxin-like PCB in fish from Swiss lakes. *Organohalogen*.