



HAL
open science

Rôle des perchettes et impact de leur exploitation sur la structure trophique du lac d'Annecy : approche par modélisation écosystémique

Thibaut de La Chesnais

► To cite this version:

Thibaut de La Chesnais. Rôle des perchettes et impact de leur exploitation sur la structure trophique du lac d'Annecy : approche par modélisation écosystémique. Sciences agricoles. 2013. dumas-00927496

HAL Id: dumas-00927496

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-00927496v1>

Submitted on 20 Jan 2014

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

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



AGROCAMPUS OUEST
CFR Rennes
65 rue de Saint Briec
35 000 Rennes

INRA, UMR CARTEL
75 avenue de Corzent
74203 Thonon-les-Bains

IRSTEA, UR EPBX
50 avenue de Verdun
33 612 CESTAS Gazinet

Mémoire de Fin d'Etudes

Diplôme d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences Agronomiques,
Agroalimentaires, Horticoles et du Paysage

2012/2013

Spécialité halieutique

**Rôle des perchettes et impact de leur exploitation sur
la structure trophique du lac d'Annecy :
approche par modélisation écosystémique.**

Par : Thibaut DE LA CHESNAIS

Soutenu à RENNES le 13/09/2013

Devant le jury :

Sous la présidence de : Didier Gascuel

Maître de stage : Jean Guillard, Jérémy Lobry

Enseignant référent : Didier Gascuel

Autres membres du jury (Nom, Qualité) : Jean-Marc Roussel

Remerciements

Je veux tout d'abord remercier mes maîtres de stage, Jérémy Lobry de l'IRSTEA Bordeaux et Jean Guillard de l'INRA de Thonon-les-Bains. En plus de m'avoir fourni une aide sans laquelle ce travail n'aurait pu être réalisé, ils l'ont rendu agréable, et ça a été un vrai plaisir de travailler avec eux en co-encadrement. Je remercie également l'équipe de l'INRA de Thonon-les-Bains qui m'a aidé tout au long du projet, Orlanne Anneville et Emmilien Lasne, dont les critiques et idées ont été constructives.

Un grand merci également pour tous les gens de l'INRA de Thonon-les-Bains, toujours prêts à aider, et dont l'accueil a été plus que chaleureux, au boulot comme aux barbecues.

Je tiens également à remercier mon professeur encadrant Didier Gascuel, dont les conseils ont été très utiles, ainsi Mathieu Colleter et Jérôme Guitton qui nous ont aidé à utiliser le package EcoTroph de la meilleur façon possible et ont été très disponibles.

Merci aux collègues stagiaires (esclaves) et thésards de Thonon qui sont très vite devenus des amis. A ma super voisine de bureau Floriane et tous les thésards. Un merci tout particulier pour tous les colloqs qui ont rendu la vie au bord du Léman incroyable. Tout spécialement Aude, pour son swing, et Kalman et Felipe pour des échanges mondialistes mémorables.

Enfin, merci à ma famille pour son soutien et son aide, et merci aux copains de l'ENSAR qui m'ont hébergé et soutenu en période de soutenance.

Table des matières

I	Introduction	1
II	Matériel et méthodes	3
	1.1 Le site d'étude.....	3
	1.2 Les modèles Ecopath et EcoTroph	4
	i. Principes généraux du logiciel Ecopath with Ecosim (EwE).....	4
	ii. Paramètres de base du modèle.....	4
	iii. Les sorties du modèle avec EwE	5
	iv. Le package EcoTroph (ET).....	6
	1.3 Calibration du modèle	7
	i. Le modèle préliminaire réalisé sur l'écosystème du lac d'Annecy.....	7
	ii. Groupes fonctionnels.....	8
	iii. Principes généraux du logiciel Ecopath with Ecosim (EwE)	9
	iv. Paramètres de base des autres compartiments.....	11
	v. Les régimes alimentaires.....	12
	1.4 Analyse de sensibilité du modèle.....	13
III	Résultats	15
	2.1 Estimations de base calculées par Ecopath.....	15
	2.2 Indices écosystémiques.....	16
	2.3 Analyse du réseau trophique.....	16
	2.4 Analyse de sensibilité du modèle et de ses paramètres.....	21
	2.5 Impacts d'une pêcherie des Perches 0+ sur l'écosystème.....	24
	i. Représentation de l'écosystème sous EcoTroph	24
	ii. Simulation avec EcoTroph d'une pêcherie centrée sur les Perches 0+.....	25
IV	Discussion	29
	3.1 Une meilleure fiabilité du nouveau modèle ; Ecopath Pedigree Index (EPI) et analyses de sensibilité.....	29
	3.2 Un écosystème relativement mature.....	31
	3.3 Un réseau trophique qui n'a pas une efficacité optimale.....	31
	3.4 Le groupe de Perche 0+ : un rôle primordial pour le transfert de biomasse.....	32
	3.5 Une pêcherie qui n'exploite pas au mieux la production globale du système.....	33
	3.6 Simulation d'une pêcherie des Perches 0+ avec EcoTroph : une diminution de biomasse des prédateurs.....	34
	3.7 Des éventuels changements de régimes alimentaires pour stratégie adaptative.....	35
V	Conclusion	37
	BIBLIOGRAPHIE	39

I. Introduction

Les grands lacs péri-alpins sont des écosystèmes fragiles impactés à la fois par des changements globaux, tel que le réchauffement climatique (Doney et al., 2012), ou des pressions plus locales comme les pêcheries, les rejets agricoles ou industriels (Smith et al, 2006, Fabien, 2003). En effet, des activités humaines telles que la pêche peuvent induire des déséquilibres majeurs dans les structures trophiques, qui peuvent être à l'origine d'un appauvrissement de l'écosystème (Pauly et al., 2001). Cela peut se traduire par une perte de biodiversité, une diminution d'abondance de la faune et de la flore, voir une baisse des captures et de l'activité de pêche. La gestion des pêches s'oriente donc aujourd'hui vers une approche écosystémique afin de protéger la structure des écosystèmes tout en préservant les pêcheries (Dame et Christian, 2006). Afin d'appréhender les conséquences des pressions anthropiques actuelles sur l'ensemble des écosystèmes, des connaissances sur ces structures trophiques sont nécessaires.

Le lac d'Annecy a un statut trophique (oligotrophe) stable depuis plusieurs décennies, et n'a pas ou peu subi d'eutrophisation (GERDEAUX, 2013). La caractérisation du fonctionnement de cet écosystème peut s'avérer d'autant plus intéressante que d'autres lacs comme le lac du Bourget ou le Léman évoluent aujourd'hui vers un état similaire. Ces lacs ont en effet été soumis à de fortes eutrophisations, et sont actuellement en voie de ré-oligotrophisation (Jacquet et al., 2012 ; GERDEAUX, 2013). Le lac d'Annecy peut être vu comme un écosystème lacustre de référence. Sur le plan biologique et halieutique, le lac d'Annecy est considéré comme productif (Jacquet., 2012). Il supporte notamment d'importantes pêcheries amateurs mais aussi une pêche professionnelle, l'ensemble des captures totales étant estimé à environ 30 tonnes/an.

Cependant, malgré des données abondantes issues d'un suivi scientifique régulier réalisé depuis plusieurs années, les connaissances sur le fonctionnement et l'efficience de son réseau trophique sont incomplètes. Un modèle préliminaire récent (Janjua et Gerdeaux, 2009) réalisé avec le logiciel 'Ecopath with Ecosim' a explicité les principales voies de transferts et a montré la stabilité du système. Toutefois, à la vue de données obtenues par des estimations directes par hydroacoustique (Guillard et al., 2006), le niveau du stock de juvéniles de Perches (*Perca fluviatilis*), les Perches 0+, semble néanmoins avoir été largement sous-estimé dans la construction du modèle. En effet, ce stock de juvéniles semble atteindre certaines années un niveau très important, environ 50 à 100 fois supérieur aux biomasses estimées dans le modèle préliminaire. La biomasse de cette seule cohorte de Perche 0+ est plus importante que celle de toute autre espèce du lac d'Annecy. Elles sont donc susceptibles de jouer un rôle primordial dans le fonctionnement trophique du lac d'Annecy.

Ces informations pourraient donc remettre en question les conclusions du modèle initial. La première question est la capacité d'accueil de l'écosystème, dont la biomasse a été fortement sous-estimée dans le modèle préliminaire. La deuxième concerne le fonctionnement de l'écosystème, les voies de transfert de la production et le rôle de chaque groupe dans la structure trophique. Le principal rôle remis en question est celui du groupe des Perches 0+. Des possibilités d'évolution des pêcheries pourraient alors être envisagées, notamment une exploitation de ces Perches 0+, aujourd'hui interdite sur le lac d'Annecy.

L'objectif de ce travail est la réalisation avec le logiciel 'Ecopath with Ecosim' d'un nouveau modèle avec les données actualisées et complétées afin de permettre une représentation du fonctionnement de l'écosystème du lac d'Annecy plus cohérente avec ce que l'on connaît du peuplement piscicole. La première étape sera donc une actualisation du modèle préliminaire (Janjua et Gerdeaux, 2009). Cela permettra d'analyser la structure trophique de l'écosystème et d'identifier les principales voies de transfert. Le rôle des Perches 0+ dans ces flux de biomasse pourra ensuite être analysé de façon plus précise. Une analyse de sensibilité aux nouveaux paramètres donnera une idée de la robustesse du nouveau modèle ou de la fragilité de la structure trophique. Cela permettra également d'analyser la pertinence des conclusions et leur sensibilité à ces paramètres. Les impacts sur la structure trophique du lac d'une pêcherie ciblant les Perches 0+ pourront ensuite être étudiés plus précisément grâce au modèle EcoTroph.

II. Matériel et méthodes

1.1 Le site d'étude

Le lac d'Annecy est un lac oligotrophe subalpin situé en France, en Haute-Savoie dans la région Rhône-Alpes (45°50'N, 6°40'E). C'est le deuxième plus grand lac de France, avec une surface de 27,4km² pour une profondeur moyenne de 41,5m et pouvant atteindre 65m. Situé à 447m d'altitude, il bénéficie d'une moyenne de près de 85 jours d'ensoleillement par an. C'est un lac monomictique dont l'eau est à une température annuelle moyenne de 5°C en profondeur, et peut atteindre 23°C en surface. La profondeur de la zone euphotique est de 14,85m (GERDEAUX et al., 2005).

Son statut de lac oligotrophe est stable depuis plusieurs décennies, et des lacs tels que le lac du Bourget et le Léman en voie de ré-oligotrophisation semblent évoluer vers un état similaire (Jacquet et al., 2012).

L'ichtyofaune du lac d'Annecy est composée d'environ quatorze espèces (ONEMA 2007). On y trouve entre autre des espèces types de lac oligotrophe comme le Corégone (*Coregonus lavaretus*), la Truite commune (*Salmo trutta lacustris*) et la Lotte (*Lota lota*). Certaines espèces sont très recherchées par la grande consommation, tel le Corégone et la Perche (*Perca fluviatilis*). D'autres sont plus prisées par la pêche amateur, comme l'Omble (*Salvelinus alpinus*) et le Brochet (*Esox lucius*).

La pêche est une activité très importante sur le lac d'Annecy, et un suivi des captures des professionnels a eu lieu depuis le début des années 80. Il y a aujourd'hui deux pêcheurs professionnels sur le lac ainsi qu'une pêche amateur très importante, qui ont pêchés ces vingt dernières années entre 20 et 40 tonnes par an de Corégone et d'Omble, les espèces les plus prisées. Avec ces volumes de capture, le lac est considéré comme productif pour un lac oligotrophe, notamment comparé au lac du Bourget et au Léman (Jacquet et al., 2012).

Figure 1 : carte des principaux lacs péri-alpins de Savoie et Haute-Savoie

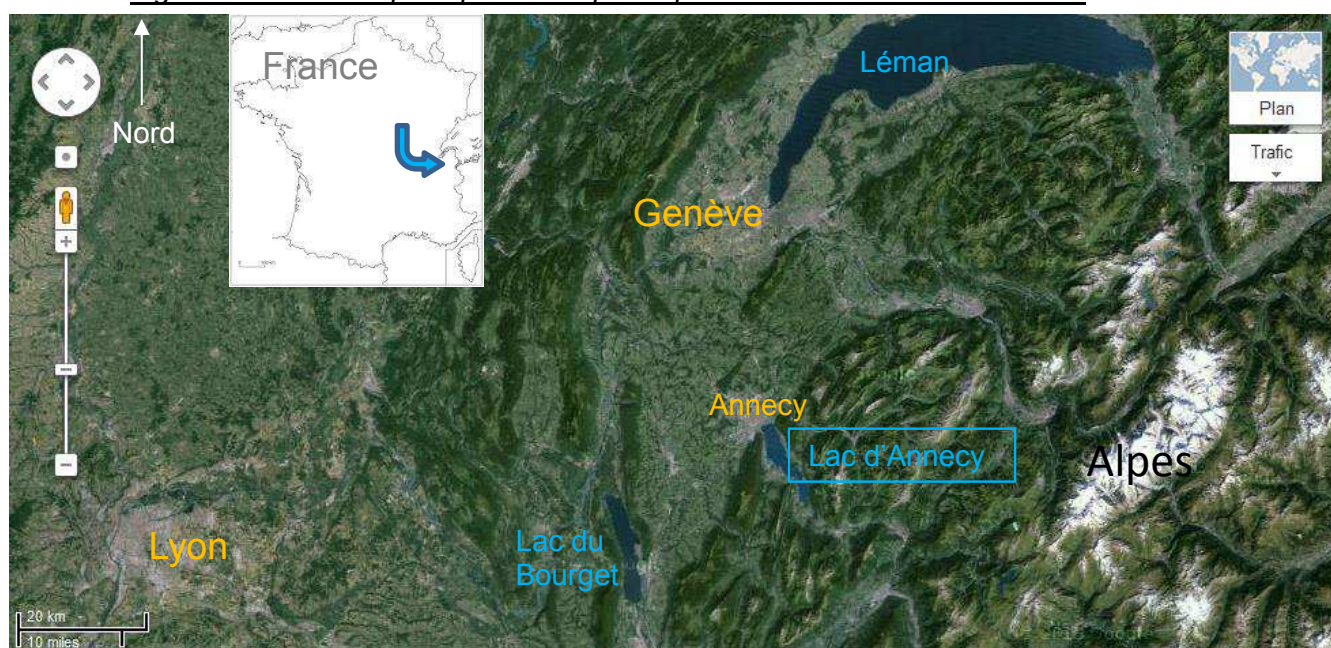


Figure 1 : En orange les villes, en bleu les lacs et en noir les chaînes de montagne. (www.maps.google.fr)

1.2 Les modèles Ecopath et EcoTroph

1.2.1 Principes généraux du logiciel Ecopath with Ecosim (EwE)

Le logiciel EwE (EwE 6.3) permet la construction rapide d'un modèle qui est une représentation d'un écosystème aquatique équilibré (Christensen et Walters, 2004).

La biocénose est divisée en plusieurs groupes fonctionnels, comprenant chacun des espèces ayant des habitats, des régimes alimentaires et des traits de vies aussi similaires que possible. Ces groupes peuvent contenir une ou plusieurs espèces, ou encore des cohortes de certaines espèces.

Les calculs du logiciel EwE sont basés sur une hypothèse d'équilibre du système. (Christensen et al, 2005). Le modèle Ecopath qui en résulte est équilibré lorsque la production d'un groupe est équivalente ou supérieure à la consommation de ce groupe par ses prédateurs.

La production d'un groupe est équivalente à la somme de son accumulation de biomasse, des flux vers les prédateurs (mortalité par prédation) et la pêche (mortalité par pêche), et de ce qui est appelé son autre mortalité (mortalité due à l'âge ou aux maladies, où encore à des prédateurs secondaires non représentés dans le modèle).

$$\text{Production} = \text{Accumulation biomasse} + \text{mortalité prédation} + \text{captures} + \text{autre mortalité}$$

Le terme de migration nette est habituellement pris en compte. On considère ici l'écosystème du lac comme fermé, et la migration nulle. Cette hypothèse semble raisonnable au vue de l'importance des espèces résidentes (Corégone et Perche principalement) (Allardi et Keith, 1991 ; RIEDE, 2004).

Cette même production d'un groupe est également équivalente à sa consommation à laquelle on retire la part qui sera utilisée pour la respiration, autrement dit l'entretien ou le métabolisme de base du groupe, et la part qui ne sera pas assimilée par le groupe, autrement dit les pertes. On présente plus généralement cette équation sous la forme :

$$\text{Consommation} = \text{production} + \text{respiration} + \text{masse non assimilée}$$

1.2.2 Paramètres de base du modèle

Les paramètres de base caractérisent le fonctionnement et la dynamique de consommation et production de chaque groupe au sein de l'écosystème. Pour chaque groupe fonctionnel, un nombre de paramètres minimum est requis afin que le logiciel puisse estimer les autres. Ainsi, la plupart des groupes ont en entrée une biomasse (B), un rapport de production sur biomasse (P/B), un rapport de consommation sur biomasse (Q/B) et un rapport de masse non-assimilée sur la consommation (U/Q). Le logiciel calcule ensuite le rapport production sur consommation (P/Q), et l'efficacité écotrophique du groupe (EE).

L'efficacité écotrophique est le principal paramètre calculé qui est marqué par l'hypothèse d'équilibre. Il correspond à la part de la production qui est consommée par les prédateurs et la pêche. En conséquence, il est nécessairement inférieur à 1 si l'écosystème est à l'équilibre. Ce paramètre met souvent en évidence des erreurs d'estimation et permet de corriger le modèle.

Ainsi, grâce à l'hypothèse d'équilibre et aux données entrées, le logiciel peut calculer et identifier chaque flux de biomasse entre les groupes fonctionnels.

1.2.3 Les sorties du modèle avec EwE

Le logiciel peut calculer un certain nombre de statistiques et de valeurs qui permettent de caractériser l'écosystème représenté.

Ces indices peuvent caractériser la productivité, la complexité et l'efficacité du réseau trophique, ainsi que l'efficacité de la pêche. Ils permettent également d'évaluer la maturité du système. C'est l'état vers lequel évolue le système et dans lequel la biomasse est maximale. Un système mature est caractérisé par une utilisation presque complète de l'énergie pour l'entretien du système, limitant les possibilités d'évolution (Odum, 1969).

Autrement dit, pour notre écosystème, la production primaire et la production des groupes seraient utilisées pour la respiration. L'efficacité d'utilisation de la production de chaque groupe est maximale.

- Flux totaux

Les sommes des consommations, exports, respirations et apports aux détritiques des groupes sont calculés pour l'écosystème complet. La somme de ces paramètres représente le flux total de l'écosystème. Ce flux total peut également être considéré comme la « taille » de l'écosystème (Ulanowicz, 1986).

Le logiciel calcule également la somme de toutes les productions.

- Les taux de production primaire

Un rapport entre la production primaire totale (P_p) et la respiration totale (R) est calculé. Il décrit la maturité de l'écosystème (Odum, 1971, Christensen, 1995). Au début du développement de l'écosystème, la production sera très supérieure à la respiration. Dans les écosystèmes matures, en termes thermodynamiques, la quantité d'énergie fixée correspond à peu près au coût de maintenance. Le rapport P_p/R est alors proche de 1. Dans certains systèmes pollués, ce rapport peut même être inférieur à 1 (Christensen et al., 2005).

De même le rapport entre la production primaire totale et la biomasse totale va dépendre de la maturité de l'écosystème. Dans un écosystème en développement, immature, la production va être supérieure à la respiration. Le système accumule donc de la biomasse, et le rapport P_p/B va diminuer. Dans un écosystème mature, la production équivaut à la respiration, et la biomasse totale varie donc peu. Le rapport resterait donc constant.

- La production nette du système

Une production nette du système peut être calculée. Il représente la production ou l'accumulation de biomasse ou d'énergie du système. Un écosystème immature aura donc une production nette forte. Dans un écosystème mature, la production des groupes sera finalement presque entièrement utilisée pour la respiration des autres. Le bilan énergétique sera proche de l'équilibre. Le taux de production nette tendra alors vers 0.

- Rapport de la biomasse du système sur le flux total du système

Les flux disponibles du système supportent la biomasse totale. Dans un système mature, cette biomasse supportée est maximisée. Le rapport $B/\text{flux totaux}$ est donc supposé augmenter avec la maturité du système.

- Caractérisation du réseau trophique

Le logiciel EwE établit un index d'omnivorie (OI). Il mesure la distribution des relations trophiques. Plus le OI est fort, plus le réseau est complexe et moins les relations trophiques sont linéaires. Il donne également une idée de la capacité potentielle d'un écosystème à résister à une baisse de l'abondance ou à la disparition d'une espèce grâce aux relations trophiques restantes.

La fonction Mixed Trophic Impact (MTI) permet également d'évaluer l'impact d'un groupe sur chacun des autres. Un impact est dit « positif » lorsque l'augmentation de biomasse d'un groupe entraîne une augmentation de biomasse d'un autre groupe. Les groupes ont en général un MTI négatif sur eux-mêmes dû à la compétition intragroupe pour la ressource (Christensen et al., 2005). Cette fonction évalue également l'impact d'une augmentation des captures de la pêche sur chaque groupe.

Des indices d'importance de chaque groupe dans la structure trophique sont également calculés. L'indice de « keystone » traduit la notion d'espèce clé de voûte, ou « keystone » (Libralato et al., 2006). Cet indice témoigne de l'impact du groupe sur le reste de la structure trophique relativement à sa biomasse. Un groupe « keystone » aura une biomasse relativement faible, mais un impact fort sur les autres groupes et la structure trophique, et son indice de « keystone » sera proche de 0. Les groupes à forte biomasse et impact relativement faible auront des indices fortement négatifs. On peut également analyser les impacts relatifs totaux qui mesurent l'impact du groupe sur l'ensemble des autres groupes par rapport à sa biomasse.

- Indice de fiabilité du modèle

Un indice, l'Ecopath Pedigree Index, reflète l'adéquation du modèle aux données locales. Pour les paramètres de biomasse, de taux de production (P/B), de taux de consommation (Q/B) et les régimes alimentaires, on indique d'où viennent les valeurs entrées. A chaque type de source de donnée est associée une valeur entre 0 et 1 indiquant le degré de certitude. Ainsi, des données venant de la littérature générale ont un indice plus faible que des données venant de littérature sur l'écosystème étudié, et les données venant de mesures *in situ* ont le plus fort indice.

On pourra donc observer la réaction de cet indice à l'apport de nouvelles données par rapport au modèle préliminaire.

1.2.4 Le package EcoTroph (ET)

Afin d'analyser la réaction de l'écosystème à certains changements, le package EcoTroph disponible et utilisable sur R a été utilisé. Ce package se base sur une représentation par niveau trophique du modèle Ecopath, afin d'analyser l'impact de la pêche sur l'écosystème représenté (Gascuel et al., 2009).

Le package EcoTroph crée un spectre trophique pour chaque groupe. Ainsi, l'ensemble des biomasses, productions, consommations, etc. est réparti le long des niveaux trophiques. Cette représentation continue des groupes repose sur l'hypothèse selon laquelle tous les individus sont différents, et qu'ils occupent donc des niveaux trophiques distribués autour du niveau moyen du groupe.

Le logiciel modélise un flux de biomasse à travers les niveaux trophiques à partir des données de prédation et d'ontogénie (Pauly et al., 2001, Gascuel et al., 2008). Les pertes de biomasse d'un niveau sont calculées avec la mortalité par pêche, la mortalité naturelle autre que la prédation, et les pertes dues au métabolisme (par excrétion et respiration notamment). Les équations de flux de biomasse d'un niveau trophique dépendent des flux aux niveaux inférieurs. Cela introduit par construction un contrôle bottom-up du flux de biomasse.

Le paramètre de vitesse de flux à un niveau trophique (K) de biomasse dépend de la rapidité du renouvellement de celle-ci. Autrement dit, K peut être estimé comme équivalent au taux de production (P/B) dans Ecopath (Gascuel et al., 2008). Quand la mortalité change, le taux P/B et la vitesse de flux K changent donc également. On introduit ainsi un contrôle top-down car la prédation est une importante source de mortalité.

Afin d'analyser l'impact de la pêche, l'écosystème est divisé en deux compartiments, l'un accessible à la pêche, l'autre non (Gascuel et al. 2011). Le logiciel prend en compte le fait que les espèces exploitées ont en général des caractéristiques et des traits de vie très différents des espèces non-ciblées. C'est particulièrement vrai pour les espèces des plus bas niveaux trophiques, comme le zooplancton, dont la vitesse de renouvellement est très importante comparée à celle des espèces piscicoles.

Grâce à la modélisation de ces flux de biomasse à travers les niveaux trophiques, le logiciel estime donc l'impact de différents volumes de captures sur l'ensemble de l'écosystème.

1.3 Calibration du modèle

1.3.1 Le modèle préliminaire réalisé sur l'écosystème du lac d'Annecy

La plupart de nos données, en dehors de la biomasse de perchette et de certains régimes alimentaires, ont été obtenues à partir du modèle préliminaire, ou selon les méthodes utilisées dans celui-ci pour la croissance de certaines espèces (Janjua et Gerdeaux, 2009). Les estimations de base de ce modèle sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 1 : résultats obtenus dans le modèle préliminaire (Janjua et Gerdeaux, 2009)

No.	Group	Trophic level	Biomass (t.km ⁻²)	P/B (year ⁻¹)	Q/B (year ⁻¹)	EE	P/Q
1	Pike	4.0	0.456	0.430	1.851	0.516	0.232
2	Burbot	3.6	0.115	0.437	3.134	0.833	0.140
3	Arctic char > 26	3.3	1.045	0.474	3.089	0.465	0.153
4	Arctic char < 26	3.2	0.253	0.770	6.725	0.353	0.115
5	Trout	3.4	0.350	0.356	2.277	0.381	0.156
6	Tench	3.2	0.250	0.651	2.700	0.350	0.241
7	Perch adult	3.2	2.155	0.543	3.594	0.139	0.151
8	Perch YoY	3.2	0.123	4.500	15.464	0.840	0.291
9	Whitefish > 38	3.1	4.036	0.516	2.576	0.423	0.200
10	Whitefish < 38	3.0	1.146	0.384	4.812	0.763	0.080
11	Cyprinids	2.7	0.485	0.539	12.383	0.828	0.043
12	Roach	2.5	2.492	0.435	12.970	0.800	0.034
13	Zoobenthos	2.3	4.880	6.072	24.870	0.950	0.244
14	Zooplankton	2.0	8.605	18.603	69.145	0.309	0.269
15	Phytoplankton	1.0	11.038	82.862	-	0.365	-
16	Macrophytes	1.0	12.634	8.351	-	0.333	-
17	Detritus	1.0	3.200	-	-	0.348	-

Tableau 1 : en gras les valeurs estimées par EwE, les autres sont les valeurs d'entrée. Pike=Brochet ; Burbot=Lotte ; Arctic char=Omble ; Trout=Truite ; Tench=Tanche (*Tinca tinca*) ; Perch adult=Perche adulte ; Perch YoY=Perche 0+ ; Whitefish=Corégone ; Cyprinids=Cyprinidés ; Roach=Gardon (*Rutilus rutilus*).

D'après les mesures acoustiques qui ont été réalisées (Guillard et al. 2006), la biomasse de perchette peut atteindre 15 t.km⁻² en août certaines années lors des plus fortes biomasses, et la moyenne annuelle serait donc comprise entre 5 t.km⁻² et 10 t.km⁻². La biomasse de perches 0+ est donc largement sous-estimée, d'un facteur 50 à 100 environ. Ces mesures complémentaires ont donc été utilisées comme données d'entrée pour la construction du modèle. De plus, l'efficacité écotrophique du zoobenthos vient de l'estimation d'un autre modèle (Reyes-Marchant et al., 1993) pour lequel ce groupe ne correspond pas réellement aux mêmes espèces. On a donc également cherché à estimer la biomasse de zoobenthos du lac afin de ne pas avoir son EE en paramètre de base.

1.3.2 Groupes fonctionnels

L'ichtyofaune du lac d'Annecy est composée d'environ quatorze espèces. Parmi celles-ci, les principales sont le Corégone et l'Omble, la Perche, le Gardon (*Rutilus rutilus*), le Brochet, la Tanche (*Tinca tinca*), la Truite, la Lotte, et la Carpe commune (*Cyprinus carpio*) (ONEMA 2007).

Afin de faire les groupes fonctionnels nécessaires au modèle, on a regroupé différents cyprinidés comme la Carpe commune et le Chevesne (*Leuciscus cephalus*) dans un même groupe.

D'autres espèces ont été séparées en cohortes. Le Corégone et l'Ombre qui sont des espèces importantes pour les pêcheries ont été séparés en deux groupes de taille par rapport à la longueur légale de capture. On a un groupe de Corégone de taille supérieure à 38cm, soit âgés de 3 ans ou plus, et un d'individus de taille inférieure (groupes Corégone +38 et Corégone -38). L'Ombre est divisé en un autre groupe de taille supérieure à 26cm, soit également âgé de 3 ans et plus, et un groupe d'individus de taille inférieure (groupes Ombre +26 et Ombre -26) (GERDEAUX et JANJUA, 2008).

Cela permet ensuite d'analyser et d'évaluer de façon plus pertinente l'impact de la pêche sur l'espèce et l'écosystème.

La population de Perche, qui a un rôle potentiel important dans l'écosystème (Guillard et al. 2006), a aussi été divisée en deux groupes. Un groupe de perchette 0+, est considéré comme un groupe différent du reste de la population, de façon à analyser le rôle de ces juvéniles dont la biomasse peut être très haute. Cette cohorte a de plus un régime très différent des autres du fait du cannibalisme des adultes (Gerdeau et Janjua, 2008), et donc une niche fonctionnelle différente.

Des groupes fonctionnels pour le zoobenthos, le zooplancton, le phytoplancton et les macrophytes sont également inclus dans le modèle.

Certains groupes comme les oiseaux prédateurs ou les bactéries n'ont pas été inclus, à cause du manque de données. Cela permet également de réaliser un modèle aussi simple que possible, dont les groupes principaux sont les espèces piscicoles qui nous intéressent.

1.3.3 Paramètres de base de l'ichtyofaune

- Biomasses

Depuis 1987, les données des pêcheries amateurs et professionnelles sont récoltées (GERDEAUX et CREPEAU, 2006) et permettent d'estimer les biomasses relatives des espèces capturées. Les biomasses sont également ajustées afin d'équilibrer le modèle EwE. La première condition étant d'avoir des EE inférieures à 1. La plupart des estimations faites dans le modèle préliminaire de 2009 par Janjua et Gerdeaux sont réutilisées.

La biomasse du groupe Perche 0+ qui avait été un résultat dans le modèle préliminaire est cette fois entrée dans les données. Elle a été mesurée par une étude acoustique de la population de Perche du lac d'Annecy (Guillard et al., 2006). On n'a pas utilisé la fonction multi-cohorte pour modéliser le lien entre les groupes Perche 0+ et Perche. Cette espèce semble en effet avoir une dynamique de population trop différente de celle intégrée dans le modèle, et les paramètres calculés avec cette fonction étaient incohérents.

Les biomasses et les Q/B des groupes Corégones -38 et Ombre -26 ont été calculés par le logiciel EwE. Les entrées sont les biomasses et les Q/B des groupes de cohortes plus âgées, le taux de mortalité des cohortes ainsi que le paramètre K de la fonction de croissance de Von Bertalanffy de l'espèce. La fonction multi-cohorte du logiciel calcule ensuite les paramètres manquants à certaines cohortes grâce à la fonction de croissance.

- Croissances

L'équation qui a permis de calculer K le paramètre de croissance de Von Bertalanffy des espèces Corégone et Omble est :

$$K = - \ln(1 - L_m/L_\infty) / t_m$$

Les paramètres de croissance, la taille asymptotique (L_∞ , en cm), la taille à maturité (L_m , en cm) et l'âge à maturité (t_m , en années) ont été calculés selon des relations empiriques proposées pour plusieurs groupes de poissons tels que les salmonidés, perciformes ou cyprinidés (Froese et Binholan, 2000).

La taille asymptotique a été calculée selon l'équation :

$$\log(L_\infty) = 0,044 + 0,9841 * \log(L_{max})$$

Le paramètre L_{max} est la taille maximale des poissons capturés. Il est issu des données de suivi de la pêche professionnelle d'Annecy (GERDEAUX et JANJUA, 2008).

La taille à maturité a été obtenue par l'équation :

$$L_m = 10^{(0,898 * \log(L_\infty) - 0,0782)}$$

Le dernier paramètre t_m a été estimé d'après différentes valeurs trouvées dans la littérature ou dans des données du site www.fishbase.org.

- Rapport production sur biomasse (P/B)

Le rapport P/B, difficile à mesurer, peut être assimilé à un taux de mortalité totale Z dans le cas du modèle équilibré d'EwE.

On a calculé la mortalité naturelle avec la somme de la mortalité naturelle et de la mortalité par pêche $Z = F + M$.

La mortalité par pêche F a été calculée d'après les données de pêches récoltées en faisant un rapport rendement sur biomasse.

La mortalité naturelle a pu être calculée d'après une relation empirique (Palomares M.L.D. et Pauly D. (1998). Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine Freshwater Resources*, 49, pp. 447–453.

Pauly, 1980) :

$$M = K^{0,65} * L_\infty^{-0,279} * T_c^{0,463}$$

Le paramètre T_c est la température moyenne de l'eau en degrés.

- Rapport consommation sur biomasse (Q/B)

Une équation empirique a été utilisée pour calculer le Q/B des groupes fonctionnels (Palomares et Pauly, 1998).

$$\log(Q/B) = 7,964 - 0,204 \log W_{inf} - 1,965T + 0,083A + 0,532h + 0,398d.$$

Le paramètre W_{inf} est le poids asymptotique du groupe. T est la température annuelle (en degrés Celsius) moyenne du plan d'eau exprimée avec la formule $T = 1000 / (T_c + 273,15)$. A est une valeur représentant la forme de la nageoire caudale d'une espèce. Elle se calcule d'après $A = h^2/S$ (h : la hauteur de la nageoire ; et S la surface). Le paramètre h est une variable exprimant le régime alimentaire du groupe, 1 pour les herbivores et 0 pour les carnivores et détritivores. Le dernier paramètre, d, est également une expression du régime alimentaire, et vaut 1 pour les détritivores et 0 pour les herbivores et les carnivores).

- Captures

Les données de captures des pêcheries ont été récoltées auprès des pêcheurs professionnels et amateurs. Des captures moyennes entre 1986 et 2006 ont été calculées pour la réalisation de notre modèle. Les pêcheurs amateurs et professionnels ayant des captures et des systèmes de gestion très différents, ils ont été séparés en deux pêcheries différentes pour le modèle.

1.3.4 Paramètres de base des autres compartiments

- Zoobenthos

Le lac a une faune benthique importante par rapport aux autres lacs subalpins. Cette faune est composée d'oligochètes (44%), et de deux genres de chironomides (28%), *Cladotanytarsus* et *Tanytarsus* (Verneaux et Verneaux, 2002).

Toutefois aucune mesure de biomasse n'est disponible. La biomasse totale de zoobenthos a donc été estimée d'après des mesures de densités des espèces les plus abondantes et des mesures des poids individuels spécifiques.

$$B = \sum(d \cdot S \cdot W).$$

La densité d de la communauté benthique a été évaluée à $d=451 \text{ ind}/0,1\text{m}^2$ dans l'étude citée précédemment. La surface S de substrat benthique a été estimée égale à la surface du lac, soit $27,4\text{km}^2$. La masse individuelle des différentes espèces a été trouvée dans la littérature (Stevens et al., 2001, Donald, 1977), préférentiellement lorsque l'écosystème accueillant l'espèce avait des similitudes avec celui du lac d'Annecy.

Le P/B du zoobenthos a été calculé d'après ceux des espèces principales (Jorgensen , 1979). Il a été estimé à $5,2 \text{ an}^{-1}$.

Pour ce groupe fonctionnel, le rapport Q/B a été calculé par EwE, et on a entré le rapport P/Q dans les données. Celui-ci a été fixé à $0,2$ (Christensen et al., 2000).

- Zooplancton

Les mesures des concentrations en zooplancton de chaque année depuis 1996 jusqu'en 2012 sont disponibles dans des suivis de la qualité des eaux du lac d'Annecy (Gerdeaux et al., 2005). Un biovolume moyen a été utilisé pour calculer une biomasse de zooplancton d'après des équivalences qui ont été mises en évidence sur le lac Léman (Balvay, 1987)

$$\text{Poids Frais} = 187,96 \cdot \text{Volume}.$$

Le rapport P/B a été estimé à 19 an^{-1} (Jorgensen , 1979).

Le rapport P/Q du zooplancton a été fixé à $27,5\%$, soit intermédiaire entre celui du zooplancton carnivore et du zooplancton herbivore (Reyes-Marchant et al., 1993). Le logiciel calcule ensuite lui-même le rapport Q/B .

- Phytoplancton

La concentration en phytoplancton du lac est mesurée dans le cadre des suivis de qualité des eaux cités précédemment. Elle a été utilisée pour calculer la biomasse présente.

Les mesures de production primaire qui ont été faites (GERDEAUX et al., 2000) ont été utilisées pour calculer le rapport P/B.

- Producteurs primaires benthiques

Les études sur la végétation benthique du lac d'Annecy sont peu nombreuses. Aucune estimation directe de biomasse n'était disponible.

La production primaire par unité de surface des macrophytes est supposée être la même que celle du phytoplancton (Reyes-Marchant P. et al. 1993). Les macrophytes sont présents dans le lac jusqu'à 15 mètres de profondeur, ce qui représente 13,7% de la surface du lac d'Annecy. La production totale a donc été estimée à 3 614,5 tonnes. Cette production a ensuite été ramenée à une production au km² en divisant par la surface. Un rapport P/B moyen de 10 an⁻¹ est fixé (Reyes-Marchant et al., 1993). Il prend en compte le renouvellement relativement rapide des petits organismes par rapport aux macrophytes. Il est intermédiaire entre un P/B de zooplancton et de zoobenthos.

La biomasse a ensuite été calculée d'après le rapport P/B et la production totale des macrophytes.

- Détritux

La biomasse de détritux (D) a été calculée d'après une formule empirique (Christensen et al. 2005).

$$\text{Log}(D) = 0,954 \cdot \text{log}(P_p) + 0,863 \text{log}(E) - 2,41$$

Le paramètre P_p est la production primaire et E est la profondeur de la zone euphotique (14,85 mètres).

1.3.5 Les régimes alimentaires

Les régimes alimentaires des espèces capturées par les pêcheurs ont pu être estimés dans les suivis de la pêche professionnelle. Pour les autres groupes, tels que les groupes des plus jeunes cohortes, les alimentations ont été estimées d'après des données venant d'écosystèmes similaires ou de l'alimentation des cohortes plus âgées.

Les régimes alimentaires, présentés dans le tableau 1, sont les mêmes que dans le modèle préliminaire, excepté pour la cohorte de Perche 0+, pour la Perche, l'Omble +26 et le Brochet. Pour la Perche 0+, il semble qu'elle se nourrisse d'avantage de zooplancton que ce qui a été entré dans le modèle précédent (Persson, 1988, Treasurer, 1992, Byström et al., 1998). D'après les suivis faits sur le lac d'Annecy, la Perche des cohortes plus âgées ainsi que l'Omble semblent se nourrir d'avantage de poissons et notamment de Perche 0+ que dans le modèle préliminaire (GERDEAUX et JANJUA, 2008). Le régime du Brochet avait été estimé pour équilibrer le modèle. D'après les suivis faits sur le lac, ils se nourrissent en fait d'avantage sur les Perche et Perches 0+ que d'après ces estimations (GERDEAUX et JANJUA, 2008).

Tableau 2 : les régimes alimentaires des groupes fonctionnels de l'écosystème

Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1 Brochet	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Lotte	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Omble +26	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Omble -26	0,04	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Truite	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6 Tanche	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Perche	0,1	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 Perche 0+	0,4	0,16	0,26	0,02	0,05	0	0,42	0	0	0	0	0	0	0
9 Corégone +38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 Corégone -38	0,09	0,16	0,03	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11 autres Cyprinidés	0,04	0,03	0,01	0,01	0,02	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
12 Gardon	0,12	0,21	0,01	0,01	0,08	0	0,01	0	0,03	0	0	0	0	0
13 Zoobenthos	0,1	0,13	0,53	0,71	0,8	0,99	0,42	0,1	0,17	0,16	0,1	0,4	0	0
14 Zooplancton	0	0,25	0,11	0,26	0	0	0,15	0,9	0,8	0,84	0,58	0	0,25	0
15 Phytoplancton	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,13	0,15	0,25	0,5
16 Macrophytes	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0,15	0,25	0
17 Detritus	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0,19	0,3	0,25	0,5
Sum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Tableau 2 : Ligne horizontale supérieure, les groupes consommateurs. Ligne verticale gauche, les groupes proies. Dans le tableau le taux de présence de la proie dans la consommation du prédateur. La somme des taux pour chaque prédateur vaut 1 (en surligné bleu clair les régimes alimentaires qui ont été changés par rapport au modèle préliminaire).

1.4 Analyse de sensibilité du modèle.

Les paramètres du groupe Perche 0+ sont les plus incertains alors que ce groupe représente la biomasse piscicole la plus importante de l'écosystème. Dans le nouveau modèle, on a corrigé la biomasse de Perche 0+ et les régimes alimentaires de ses prédateurs. Il semble que le modèle représentant l'écosystème dépende fortement des paramètres de ce groupe.

Une analyse de sensibilité des estimations des paramètres du groupe de Perche 0+ à ces données de biomasse et de prédation a donc été faite. Cela a permis d'analyser la robustesse du modèle et des conclusions tirées sur le rôle de ce compartiment au sein de l'écosystème.

Le paramètre P/B des Perches 0+, taux de production, a été fixé d'après des estimations de mortalité afin de calibrer le modèle. L'incertitude autour de ce paramètre est donc forte et une analyse de sensibilité à ce paramètre paraît également pertinente.

Dans ces analyses, on fait changer un seul des paramètres d'entrée et le logiciel calcule une nouvelle EE pour le groupe Perche 0+. Ce paramètre est également lié à l'efficacité de transfert de l'ensemble de certains niveaux trophiques. On observe la variabilité des résultats obtenus. On vérifie ainsi si l'on peut tirer des conclusions pertinentes sur le rôle des Perches 0+ et sur l'ensemble de l'écosystème ou si l'incertitude est trop grande.

- Sensibilité du modèle à la prédation sur les Perches 0+

L'EE du groupe de Perche 0+ dépend directement de la part que représente ce groupe dans l'alimentation des prédateurs. La Perche adulte et l'Omble +26 sont les prédateurs à l'origine de la plus grosse part de la mortalité par prédation des Perches 0+. On a donc fait varier la part des Perches 0+ dans l'alimentation de ces deux groupes séparément, puis simultanément.

La part de la proie dans l'alimentation des prédateurs étant directement liée à la mortalité par prédation, les résultats sont exprimés en fonction de la mortalité et non pas de la part des Perche 0+ dans chaque groupe. Cela rend les résultats plus clairs.

Dans notre cas, les données viennent d'un suivi précis des captures du lac d'Annecy (GERDEAUX et JANJUA, 2008). Il y a toutefois une marge d'erreurs dans la mesure des régimes alimentaires. On a considéré jusqu'à 25% d'erreur dans la part que représente le groupe dans l'alimentation des prédateurs comme étant le maximum. Ainsi, dans le modèle, la Perche 0+ représente 42% de l'alimentation des autres cohortes de Perche. On a donc fait varier ce taux de 17% à 67%. Pour l'Omble +26, dont la Perche 0+ fait 26% du régime, on a fait varier ce taux de 1% à 51%.

- Sensibilité du modèle à la variation de biomasse

L'incertitude des données autour de la biomasse de Perche 0+ est assez grande. On estime la biomasse de ce groupe entre 5 t/km² et 10 t/km².

- Sensibilité du modèle au taux de production des Perches 0+

Ce paramètre venant d'une estimation et ayant été ajusté de façon à calibrer le modèle, il n'y a pas réellement d'intervalle de confiance et l'incertitude est forte. On a donc fait varier le taux de production afin d'analyser la sensibilité de l'EE des Perches 0+.

1.5 Impact d'une pêcherie des Perches 0+ sur l'ensemble de l'écosystème.

Le logiciel ET ne peut simuler des efforts de pêche sur un groupe qui n'est pas exploité. On entre donc un niveau de capture relativement faible dans les données de façon à transformer aussi faiblement que possible la représentation de l'écosystème. La simulation de l'augmentation de l'effort de pêche ciblant ce groupe donne ensuite une idée de l'effet de la pêche des Perches 0+ sur l'ensemble de l'écosystème.

Le logiciel ET simule donc une augmentation des captures sur les niveaux trophiques des Perches 0+. Le niveau de ce groupe est centré sur 3 et va de 2,5 à 3,5 environ. Le logiciel estime ensuite les variations de biomasse de l'ensemble des niveaux trophiques.

III. Résultats

2.1 Estimations de base calculées par Ecopath

Le modèle permet d'estimer les paramètres manquants pour chaque compartiment. Il s'agit dans la plupart des cas des Efficacités Ecotrophiques.

Tableau 3 : estimations de base du nouveau modèle

	Groupe	Niveau Trophique	Biomasse (t/km ²)	Z (/year)	P/B (/an)	Q/B (/an)	EE	P/Q
1	Brochet	3,98	0,35		0,473	2,1	0,522	0,225
2	Lotte	3,53	0,12		0,442	3,6	0,640	0,123
	omble							
3	Omble +26	3,52	1,05	0,474		3,4	0,393	0,139
4	Omble -26	3,21	0,26	0,77		6,49	0,260	0,119
5	Truite	3,36	0,35		0,375	2,2	0,330	0,170
6	Tanche	3,24	0,3		0,662	3,3	0,206	0,201
7	Perche	3,54	2,04		0,543	3,6	0,286	0,151
8	Perche 0+	3,025	6		0,9	14,65	0,824	0,061
	corégone							
9	Corégone +38	3,06	4,04	0,517		2,3	0,375	0,225
10	Corégone -38	3,04	1,11	0,384		3,94	0,657	0,097
	autres							
11	Cyprinidés	2,71	0,49		0,472	13,8	0,638	0,034
12	Gardon	2,50	2,5		0,419	11,9	0,649	0,035
13	Zoobenthos	2,25	9,2		5,2	26	0,656	0,2
14	Zooplancton	2	10,2		19	95	0,804	0,2
15	Phytoplancton	1	11,25		87,94	0	0,556	
16	Macrophytes	1	13		10	0	0,495	
17	Detritus	1	3,2				0,513	

Tableau 3 : Estimations de base du nouveau modèle (les paramètres en bleu et gras ont été calculés par EwE)

La première observation des résultats présentés dans le tableau 3 est qu'il est possible de construire un modèle équilibré de l'écosystème du lac d'Annecy avec une biomasse de Perche 0+ très importante. En effet, les EE sont toutes comprises entre 0 et 1, et les rapports de production P/Q sont pour la plupart compris entre 0,1 et 0,3.

Cette forte biomasse de Perche 0+ est accompagnée d'une EE très forte (0,824), la plus forte de tous les groupes. Près des trois quart de la production de ce groupe est consommée par les prédateurs.

Les EE obtenues pour le zoobenthos et le zooplancton (respectivement 0,656 et 0,804) sont moins contrastées que dans le modèle préliminaire. Les valeurs d'EE de ces deux groupes sont fortes, voir très fortes pour le zooplancton, contrairement aux résultats du modèle préliminaire. La plus grosse partie de la production de ces groupes est consommée par les prédateurs. Le phytoplancton et les macrophytes, en revanche, ont des EE relativement faibles. Un peu plus de la moitié de la production de ces groupes part vers les détritus. Dans ce modèle, on remarque encore une efficacité écotrophique très importante pour la Lotte, les juvéniles de Corégone, le Gardon et les Cyprinidés.

Les P/Q sont en général compris entre 0,05 et 0,3 (Christensen et al., 2005).

2.2 Indices écosystémiques.

Les statistiques de l'écosystème modélisé sont données dans le tableau 4. La production primaire nette de l'écosystème est de 1119,325 t/km²/an.

L'indice Gross efficiency représente le volume de capture réalisée par rapport à la production primaire. C'est un marqueur de l'efficacité de la pêche à exploiter la production primaire.

L'indice de fiabilité du nouveau modèle (Ecopath Pedigree Index, EPI) est de 0,456. Il augmente légèrement par rapport à celui du modèle préliminaire qui était de 0,422.

Tableau 4 : statistiques et indices généraux du modèle

Paramètre	Valeur	Unités
Somme des consommations	1361,698	t.km ⁻² .an ⁻¹
Somme des exports	528,6305	t.km ⁻² .an ⁻¹
Somme des flux respiratoires	590,6945	t.km ⁻² .an ⁻¹
Somme des flux vers les détritus	1081,938	t.km ⁻² .an ⁻¹
Flux totaux (Throughput : TsT)	3562,961	t.km ⁻² .an ⁻¹
Somme des productions	1372,506	t.km ⁻² .an ⁻¹
Niveau trophique de capture moyen	3,219463	
Efficacité d'exploitation halieutique (capture/Pp nette)	0,00106814	
Production primaire (Pp) nette	1119,325	t.km ⁻² .an ⁻¹
Production primaire totale/respiration totale (Pp/R)	1,89493	
Production nette du système	528,6304	t.km ⁻² .an ⁻¹
Production primaire totale/biomasse totale (Pp/B)	17,98095	
Biomasse totale/Somme des flux (B/TsT)	0,01747159	
Biomasse totale (sauf détritus)	62,25061	t.km ⁻²
Volume de capture	1,1956	t.km ⁻² .an ⁻¹
Indice de Connectance	0,2548981	
Indice d'Omnivorie du système (SOI)	0,1151684	
Ecopath pedigree index (EPI)	0,4558823	

Tableau 4 : statistiques et indices généraux du système

2.3 Analyse du réseau trophique

Une représentation du réseau trophique de l'écosystème, basée sur la biomasse de chaque compartiment et les flux entre ceux-ci, peut-être fait (figure 1). Le niveau trophique le plus élevé est 4, celui du Brochet.

Figure 2 : schéma de l'organisation du réseau trophique de l'écosystème du lac d'Annecy

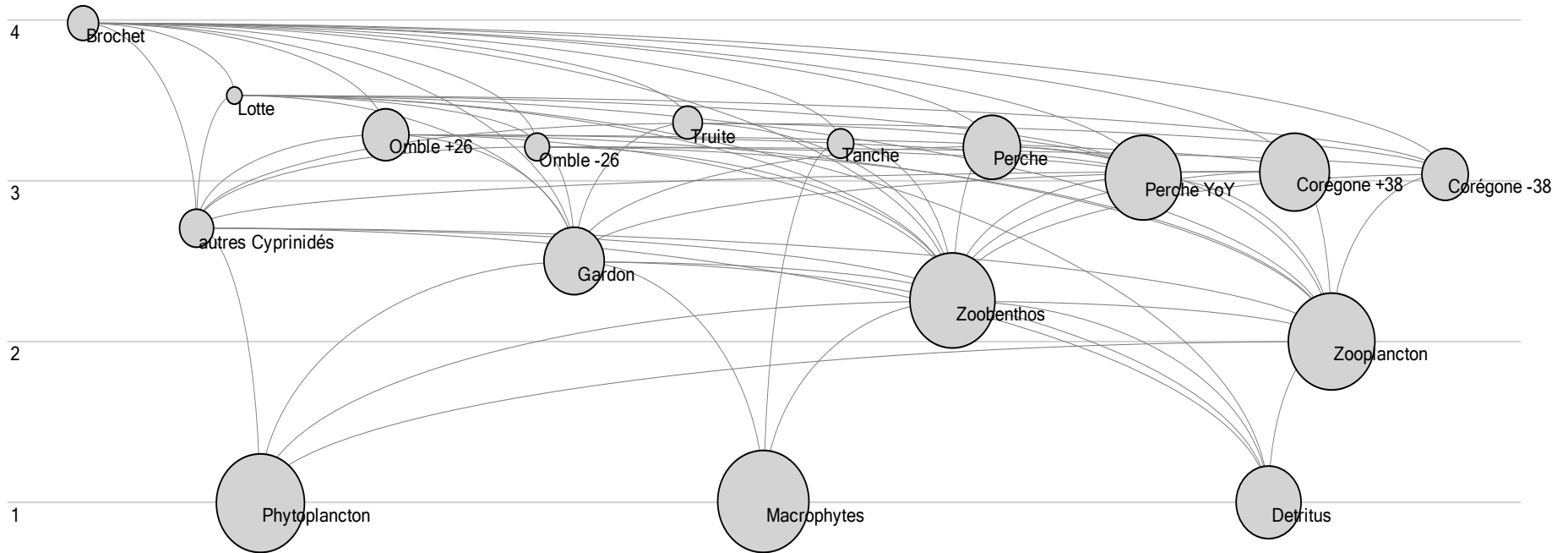


Figure 2 : schéma représentatif de l'organisation du réseau trophique de l'écosystème du lac d'Annecy (en ordonnée les niveaux trophiques). Les compartiments sont représentés par des cercles dont la surface est proportionnelle à la biomasse des compartiments. Les liens entre les cercles représentent les liens trophiques.

Une description des flux par niveau trophique est présentée dans les tableaux 5 et 6. Le tableau 5 montre les répartitions des flux entre les différents niveaux trophiques. On observe que les niveaux I et II concentrent de loin la plus grosse partie des flux (62% pour le niveau I et 32% pour le niveau II). Le volume des flux diminue rapidement vers les niveaux trophiques supérieurs. Les flux vers les détritiques sont les plus importants. C'est presque uniquement dû aux deux premiers niveaux trophiques. Les flux dirigés vers les prédateurs sont de moins en moins importants le long des niveaux trophiques.

Le tableau 6 montre que les flux originaires des producteurs primaires ne représentent qu'environ la moitié des flux totaux qui sont consommés par les prédateurs. Les détritiques, sont à l'origine de l'autre moitié des flux consommés par les prédateurs, et ce jusqu'au plus haut niveau trophique. Cela montre l'importance des détritiques pour le fonctionnement de l'écosystème.

Tableau 5 : répartition des flux par niveaux trophiques

Niveau trophique \ Flux	consommation par les prédateurs	Export	Flux vers détritiques	Respiration	Flux
VII	0	0,000001	0,000002	0,000003	0,000006
VI	0,000006	0,000353	0,00129	0,00268	0,00433
V	0,00433	0,0203	0,107	0,225	0,357
IV	0,357	0,237	3,798	8,558	12,95
III	12,95	0,921	56,82	109,2	179,9
II	179,9	0,0172	515,9	472,7	1168
I	1168	527,4	505,3	0	2201
Somme	1362	528,6	1082	590,7	3563

Tableau 5 : destination des flux par niveau trophique (en t.km⁻².an⁻¹)

Tableau 6 : Répartition des flux originaires des producteurs primaires

Niveau trophique \ Flux	Consommation par les prédateurs	Export	Flux vers détritiques	Respiration	Flux
VII	0	0	0,000001	0,000002	0,000003
VI	0,000003	0,000177	0,000646	0,00134	0,00217
V	0,00217	0,0103	0,0542	0,114	0,181
IV	0,181	0,124	1,935	4,354	6,594
III	6,594	0,499	29,54	57,23	93,86
II	93,86	0,0086	271,9	248,2	614
I	614	0	505,3	0	1119
Somme	714,6	0,642	808,8	309,9	1834

Tableau 6 : répartition des flux originaires des producteurs primaires (t.km⁻².an⁻¹)

Les efficacités de transfert de chaque niveau, données dans le tableau 7, peuvent également être analysées. Elles caractérisent la capacité d'un niveau trophique à transmettre un flux de biomasse du niveau inférieur vers le niveau supérieur.

L'efficacité de transfert totale du réseau est de 8,2%, ce qui est assez faible par rapport à ce que l'on peut voir dans la littérature. L'efficacité des systèmes lacustres qui ont été modélisés sont en général plus proche de 10% (Christensen et Pauly, 1993). On constate également que l'efficacité écotrophique du niveau II est relativement forte et que celle des niveaux supérieurs est, elle, relativement faible.

L'efficacité de transfert forte du niveau II est expliquée par la forte EE du zooplancton, du zoobenthos ainsi que du Gardon et des Cyprinidés. En revanche, les niveaux trophiques III et IV ont des efficacités de transfert très faibles.

Tableau 7 : efficacités de transfert des différents niveaux trophiques

Source de biomasse\ Niveau trophique	II	III	IV
Producteurs	15,3	7,6	4,6
Détritus	15,5	7,9	4,6
Flux originaires des deux sources	15,4	7,7	4,6

Proportion des flux originaires des détritiques: 0,49

Efficacité de transfert (calculée comme moyenne géométrique des NT II-IV)

Flux des producteurs primaires: 8,1%

Flux des détritiques: 8,2%

Total: 8,2%

Tableau 7 : Les efficacités écotrophiques des différents niveaux trophiques (en pourcentage)

On peut également représenter l'efficacité du système par la pyramide de flux et la pyramide de biomasse selon les niveaux trophiques au sein de l'écosystème.

Figure 3 : pyramide de biomasse de l'écosystème

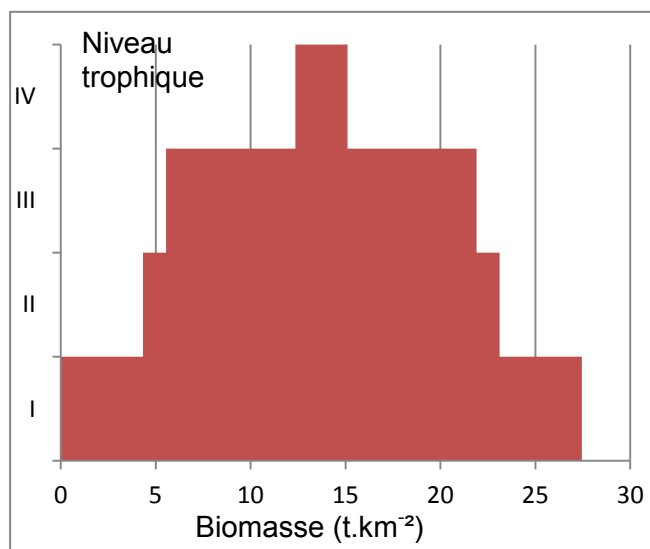


Figure 3 : Pyramide de biomasse de l'écosystème

Figure 4 : pyramide des flux de l'écosystème

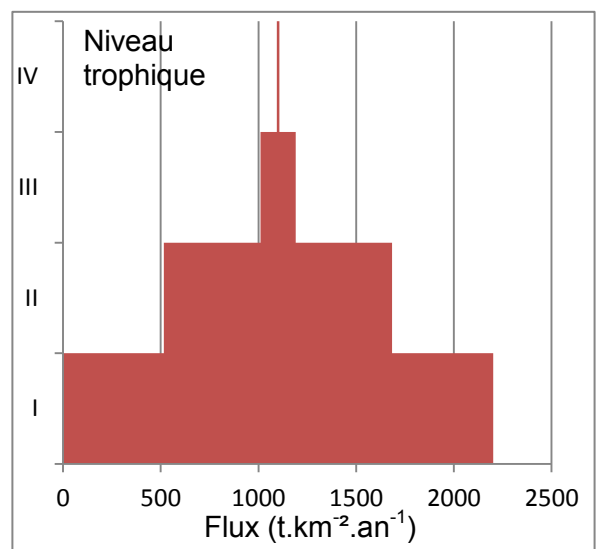


Figure 4 : Pyramide des flux de l'écosystème

On peut, là encore, observer la faible efficacité au niveau trophique III par rapport au niveau II. En effet, le flux traversant le niveau 3 est faible alors que les biomasses des niveaux II et III sont fortes.

L'outil Mixed Trophic Impact (MTI) permet d'identifier l'impact de chaque groupe sur les autres groupes de l'écosystème (figure 5).

L'importance du zooplancton et encore plus du zoobenthos pour l'écosystème ressort dans cette figure. Ils ont un effet positif important sur de nombreux groupes de niveau trophique supérieur à 2. On voit également le rôle important du Brochet qui a un impact négatif fort sur ces mêmes groupes.

Le groupe de Perche 0+ a lui un effet négatif sur de nombreux groupes. Il a également un effet positif sur les groupes Brochet, Omble +26 et Perche notamment.

Figure 5 : MTI, représentation de l'impact de chaque groupe au sein de l'écosystème du lac d'Annecy

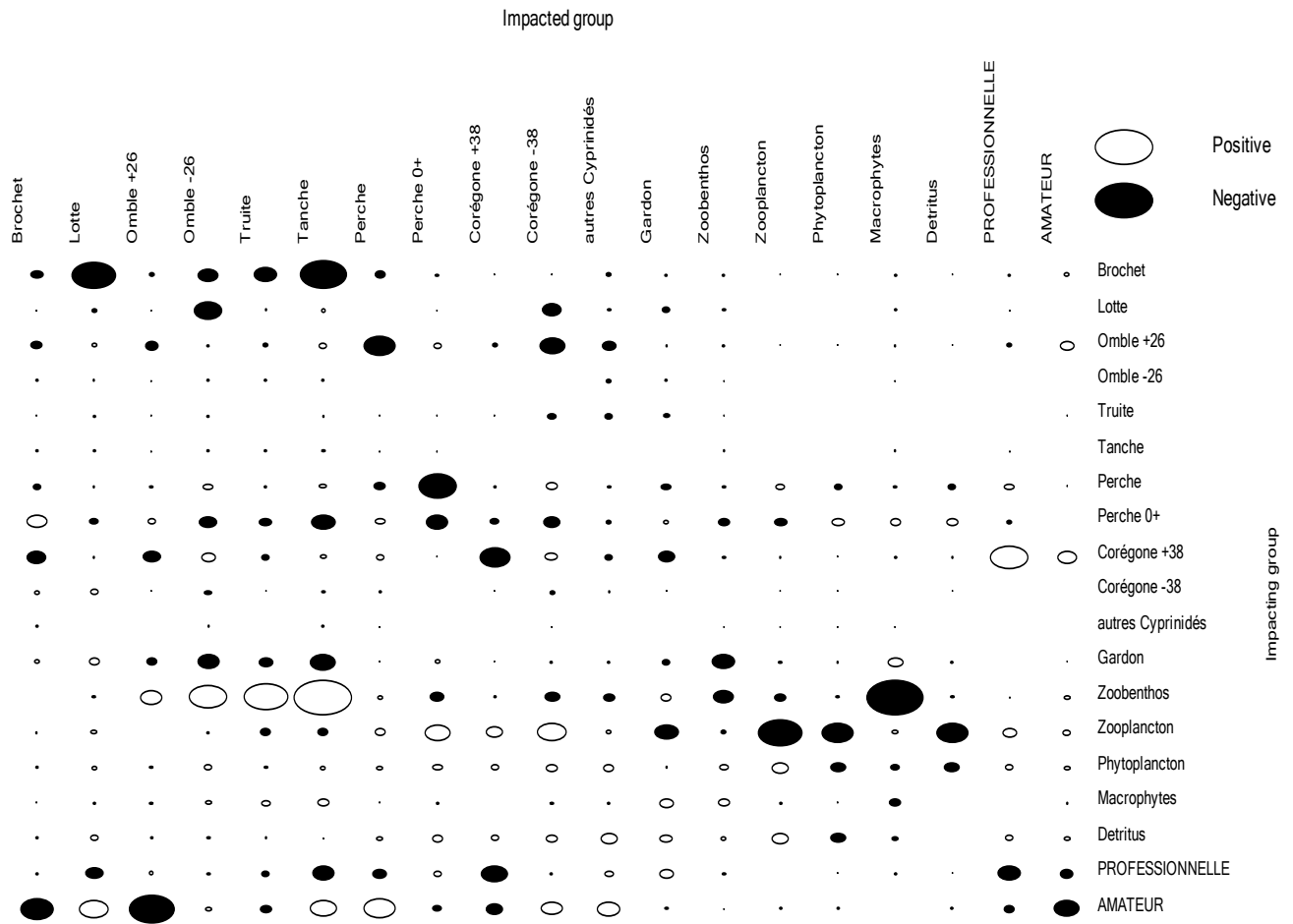


Figure 5 : Impact de chaque groupe sur les autres groupes du lac d'Annecy (plus le rond est gros, plus l'impact est important ; en noir les impacts négatifs en terme d'évolution de biomasse, en blanc les impacts positifs)

Les indices de « keystone », ou d'importance des groupes à fort impact sur la structure trophique, sont présentés dans le tableau 8.

Les groupes à indice de « keystone » proche de 0 et à impact relatif fort sont les producteurs secondaires, ainsi que les Gardons, qui sont les premiers exploitants de cette production secondaire dans le réseau trophique. Le Brochet a également un rôle très important par rapport à sa biomasse. Son rôle grand prédateur est en effet très important pour la structure de l'écosystème.

Tableau 8 : indices d'importance des groupes dans la structure trophique

Groupe	Zoobenthos	Brochet	Zooplancton	Perche 0+	Gardon	Omble +26	Perche
Indice de "keystone"	0,0499	-0,0506	-0,194	-0,242	-0,238	-0,245	-0,258
impact relatif total	1	0,68	0,581	0,482	0,458	0,44	0,433

Tableau 8 : les groupes à indice de "keystone" proche de 0 et à fort impact relatif ont un rôle important dans la structure trophique de l'écosystème.

2.4 Analyse de sensibilité du modèle et de ses paramètres

- Sensibilité du modèle à la prédation sur les Perches 0+

Les résultats obtenus en modulant la part des Perches 0+ dans l'alimentation des prédateurs sont donnés dans la figure 6.

Figure 6 : variation de l'EE des Perches 0+ selon l'intensité de la prédation

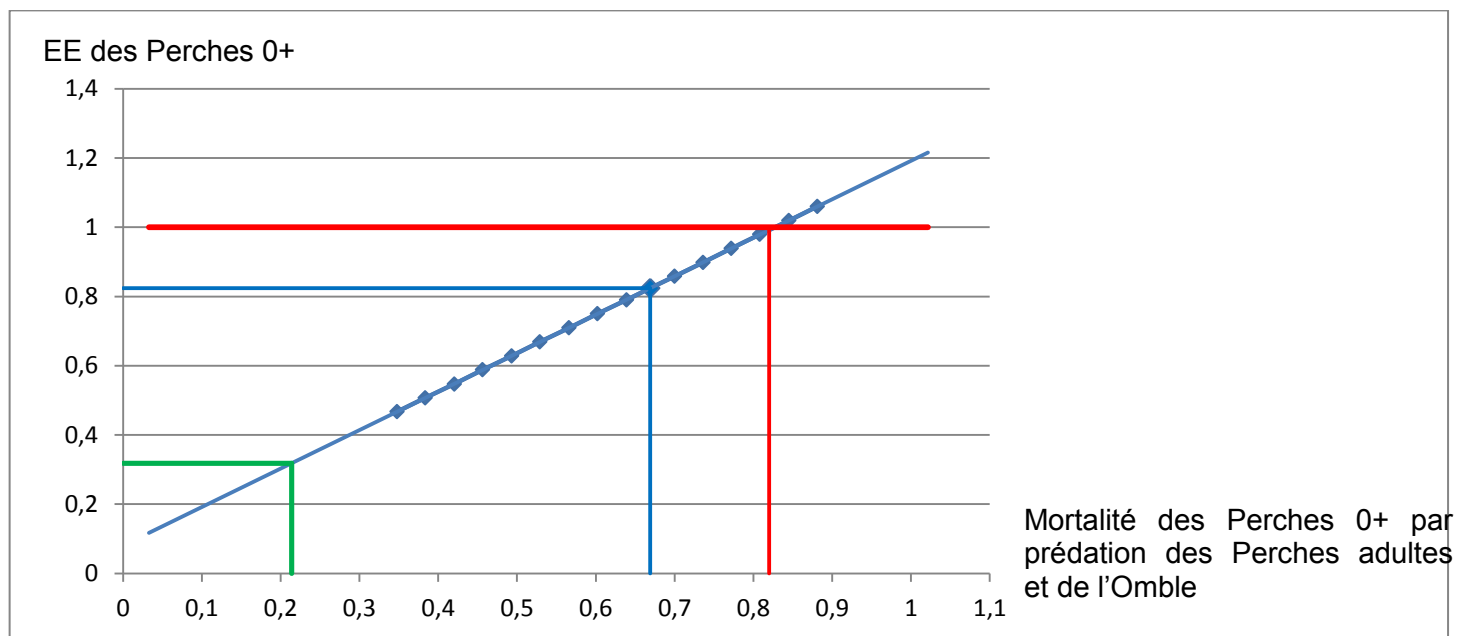


Figure 6 : La mortalité par prédation des Perches adultes et de l'Omble +26 sur les Perches 0+ correspond à la part de la production des Perches 0+ qui est consommée par ces deux prédateurs (en bleu foncé l'EE en fonction de la mortalité, en bleu ciel les valeurs du modèle, en vert la limite de variabilité des mesures, en rouge la limite de variabilité due au modèle).

La mortalité par prédation des Perches adultes et de l'Omble +26 sur les Perches 0+ correspond à la part de la production des Perches 0+ qui est consommée par ces deux prédateurs. La baisse de Perche 0+ dans les régimes alimentaires provoque une baisse de l'exploitation de la production du groupe par les niveaux trophiques supérieurs.

L'EE augmente donc linéairement avec la prédation. Elle diminue jusqu'à 0,318 pour une surestimation de 25% de la part de Perche 0+ dans les régimes alimentaires de l'Omble+26 et de la Perche. Cette valeur resterait donc une des plus forte des tous les groupes fonctionnels. Une augmentation de cette part de 10% suffit à avoir une EE supérieure à 1 et à déséquilibrer le modèle. La variabilité de l'EE est donc très importante.

En faisant varier les régimes alimentaires et la mortalité par prédation, l'efficacité de transfert totale du niveau va de 6,2 (M=0,21) ; 8,2 (M=0,85), avec 7,7 pour le modèle.

- Sensibilité du modèle à la biomasse des Perches 0+

La variation de la valeur d'entrée de la biomasse de Perche 0+ entraine un changement de l'estimation du paramètre de l'EE de ce groupe.

Figure 7 : influence de la biomasse sur l'EE des Perches 0+

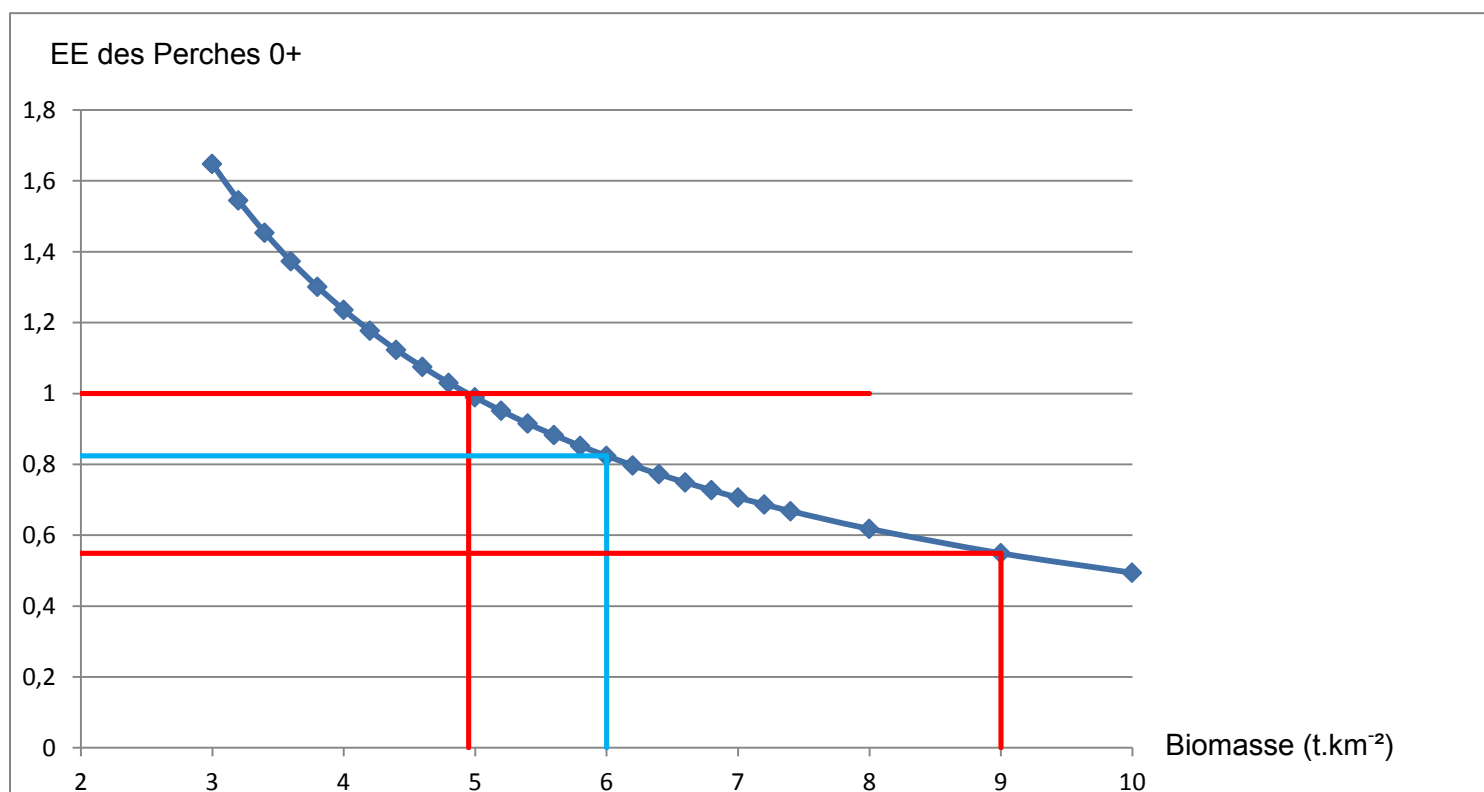


Figure 7 : Influence de la biomasse sur l'EE des Perches 0+ (en bleu foncé l'EE en fonction de la biomasse, en bleu ciel les valeurs du modèle, en rouge les valeurs limites posées par le modèle)

L'intervalle d'incertitude de la biomasse de Perche 0+, entre 5 t/km² et 10 t/km², fixerait l'EE des Perches 0+ entre 1 et 0,494. Le groupe a donc une EE plus ou moins importante, mais toujours forte.

Au-delà d'une valeur de biomasse de 9 t.km^{-1} pour les perches 0+, l'EE du zooplancton dépasse 1, ce qui tendrait à montrer qu'au-delà de ce niveau de biomasse, la production zooplanctonique ne peut supporter la prédation du groupe des Perches 0+.

Compte tenu de ces limites, l'EE du groupe Perche 0+ serait comprise entre 1 et 0,549.

L'efficacité de transfert de l'ensemble du niveau trophique III varie également. Elle va de 8,2 pour une abondance de 5 t/km^2 à 6,8 pour une abondance de 9 t/km^2 .

- Sensibilité du modèle au taux de production des Perches 0+

Figure 8 : variation de l'EE des Perches 0+ avec le paramètre de production

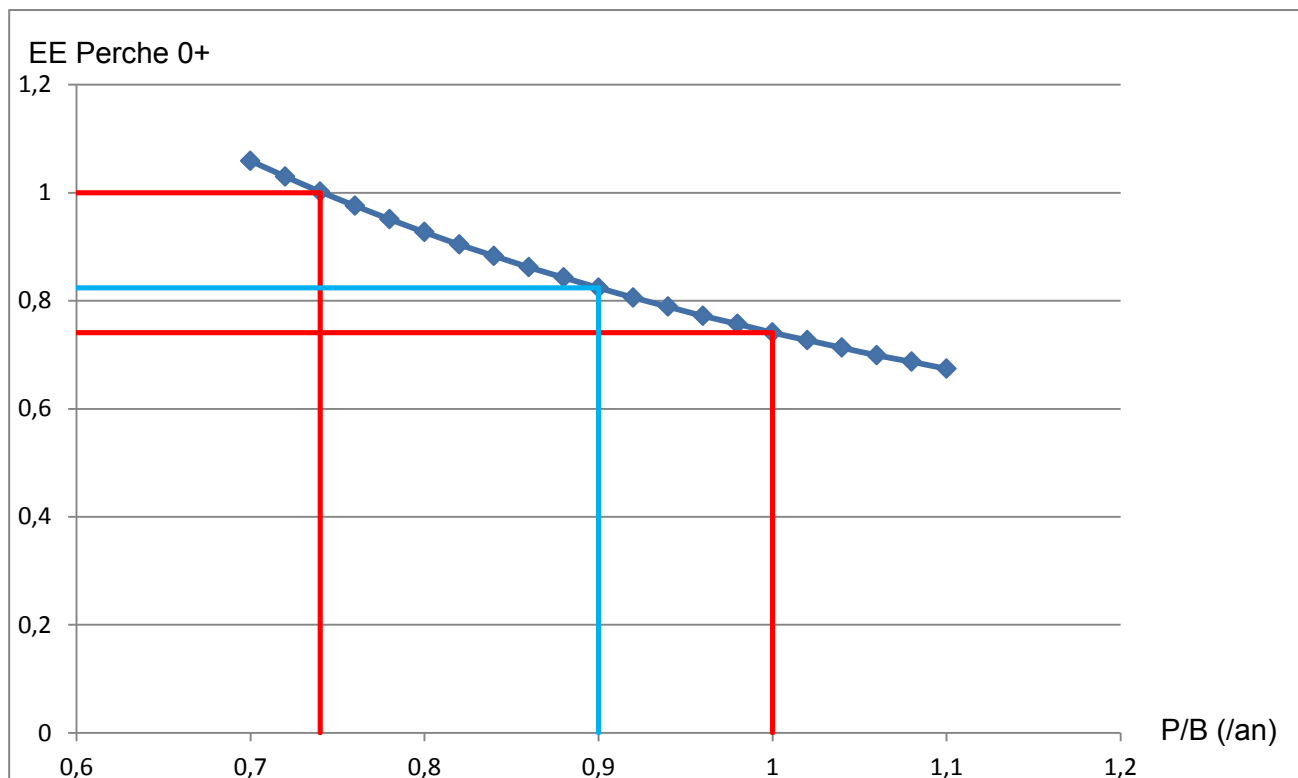


Figure 8 : Sensibilité de l'EE des Perches 0+ au paramètre de production du groupe. (en bleu foncé l'EE en fonction du taux P/B, en bleu ciel les valeurs du modèle, en rouge les valeurs limites)

Les variations de valeur du paramètre P/B font changer relativement fortement l'EE des Perches 0+. Une diminution de ce taux de production amène rapidement la valeur d'EE à sa limite maximale. Une augmentation du P/B ne peut être importante, il est estimé dans le modèle à 0,9 et ne peut vraisemblablement pas dépasser 1 car il correspond également au taux de mortalité. La légère augmentation du taux P/B permise par le modèle n'a apparemment pas un effet très important sur l'EE des Perches 0+.

Ce paramètre n'a pas d'impact sur l'efficacité de transfert du niveau trophique. En effet, l'efficacité de transfert dépend de l'intensité de prédation (ou du volume de consommation) exercée et subie par le niveau en question, et non pas du taux de production de ses groupes.

2.5 Impacts d'une pêcherie des Perches 0+ sur l'écosystème

2.5.1 Représentation de l'écosystème sous EcoTroph

Figure 9 : spectre trophique de biomasse piscicole de l'écosystème

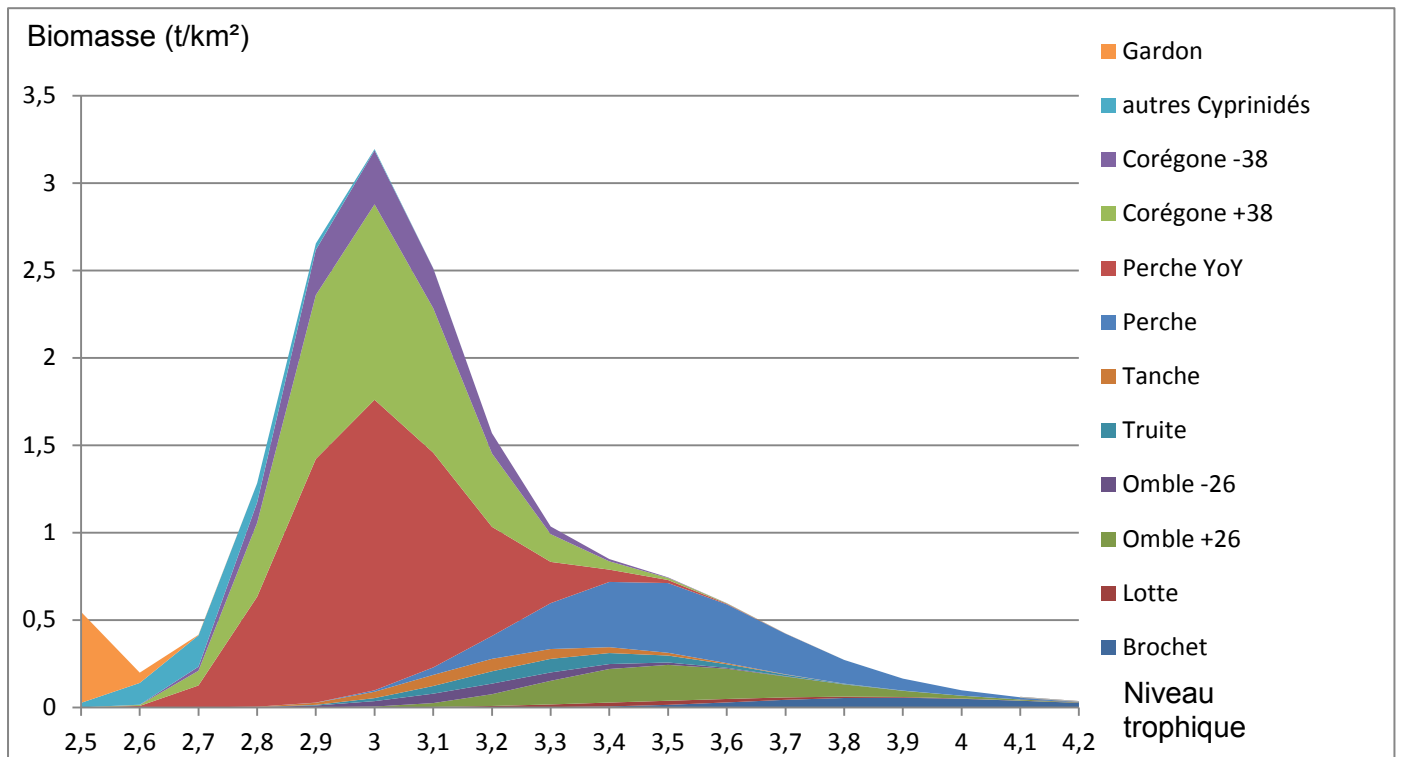


Figure 9 : représentation de la biomasse de chaque groupe fonctionnel le long des niveaux trophiques (démarré au niveau trophique 2,5 pour des raisons d'échelles)

Le modèle répartit donc la biomasse de chaque groupe autour de son niveau trophique moyen. On peut voir l'importance des biomasses de Perche 0+ et de Corégone +38, tous deux situés autour du niveau trophique 3.

2.5.2 Simulation avec EcoTroph d'une pêcherie centrée sur les Perches 0+

Le package ET permet de définir certains paramètres qui varient d'un écosystème à l'autre.

Ainsi, un paramètre B.input correspond à l'intensité du contrôle de l'apport de biomasse dans l'écosystème. Un B.input=0 signifie que ce contrôle est nul, et que la totalité de l'apport de biomasse vient des producteurs primaires. Un B.input=1 signifie que l'apport de biomasse à l'écosystème se fait entièrement par le recyclage. On a donc dans notre modèle utilisé un B.input=0,5.

Figure 10 : Impact de différentes intensités de pêche des perchettes sur la biomasse de l'écosystème

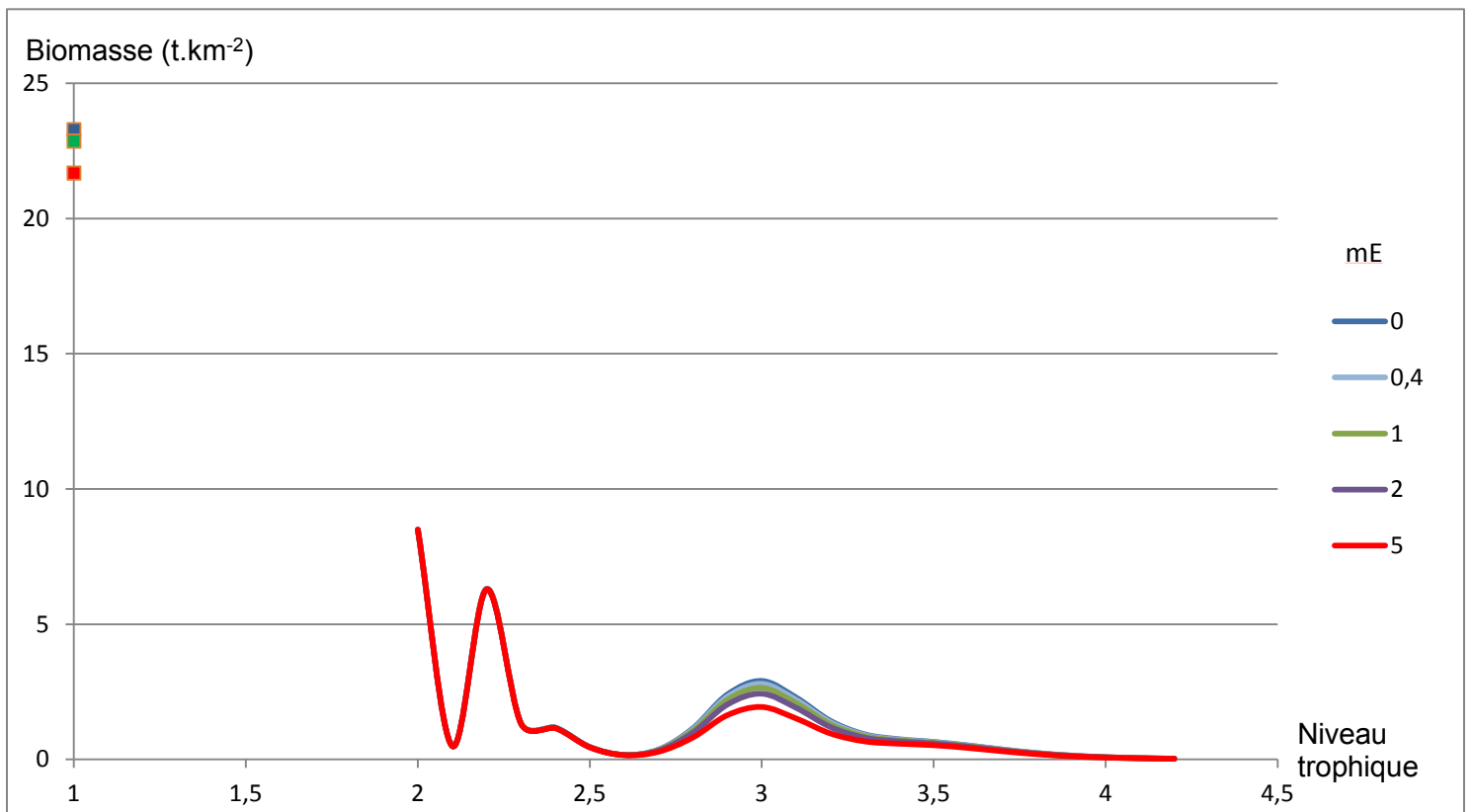


Figure 10 : évolution de la biomasse de l'écosystème selon l'intensité de pêche sur les espèces autour du niveau trophique III. (mE le multiplicateur de l'effort de pêche sur les Perches 0+)

On peut observer une diminution de biomasse des niveaux trophiques supérieurs à 2,5 lorsque l'effort de pêche augmente. Les niveaux entre 2 et 2,5 semblent garder une biomasse constante. L'abondance du niveau trophique 1 diminue légèrement avec l'augmentation de l'effort de pêche.

Figure 11 : impact de la pêche de Perche 0+ sur la biomasse des espèces piscicoles

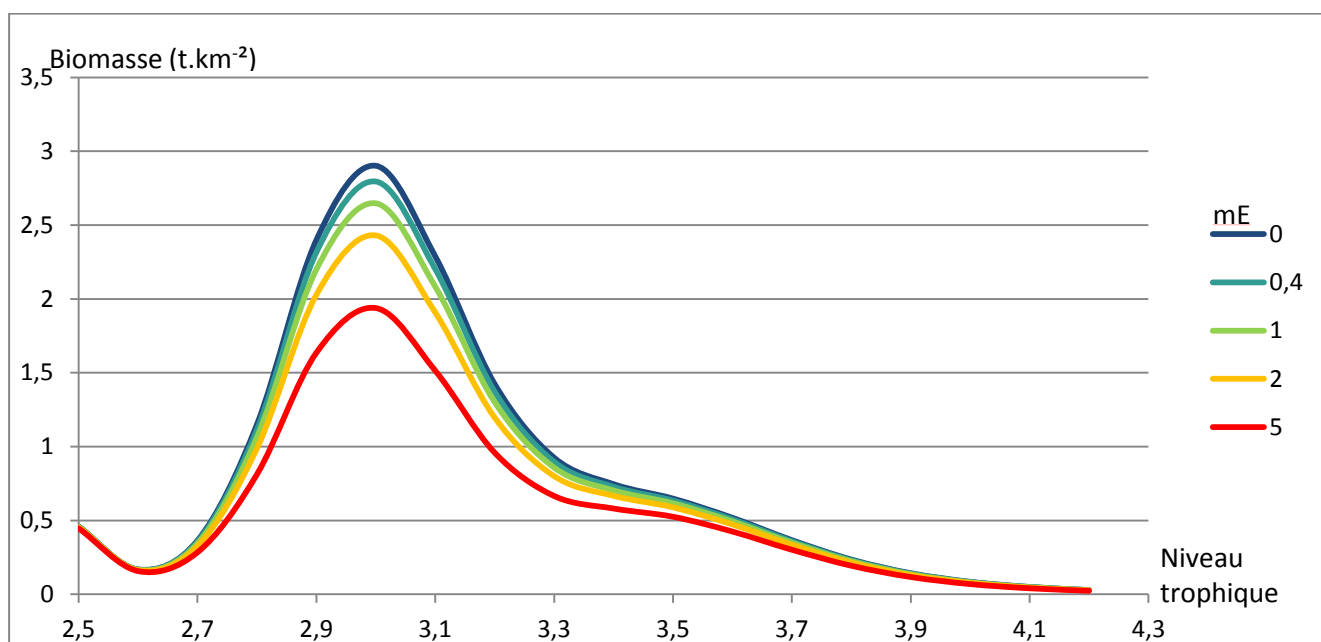


Figure 11 : évolution de biomasse des espèces piscicoles avec la pêche de Perche 0+

La multiplication de l'effort de pêche initial par 5 entraîne une diminution de biomasse d'environ 30% entre les niveaux trophiques 2,7 et 3,3. Il y a également une baisse de la biomasse des plus hauts niveaux trophiques, de 3,3 à 4, mais elle est plus faible. L'effet de l'augmentation de l'effort de pêche centré sur le niveau trophique 3 paraît avoir peu d'impact sur le reste du réseau.

Figure 12 : évolution de biomasse des hauts niveaux trophiques avec l'effort de pêche sur les Perches 0+

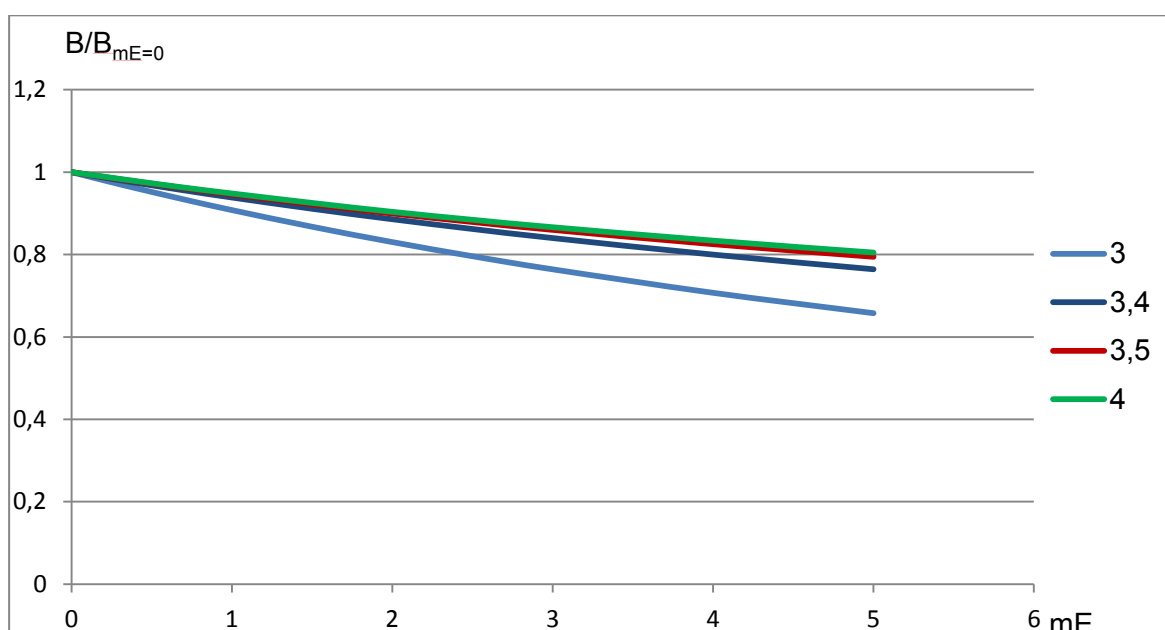


Figure 12 : évolution de biomasse des hauts niveaux trophiques avec l'effort de pêche sur les Perches 0+. ($B_{mE=0}$ la biomasse du niveau trophique sans pêche des Perches 0+)

Figure 13 : évolution des captures avec l'effort de pêche sur les Perches 0+

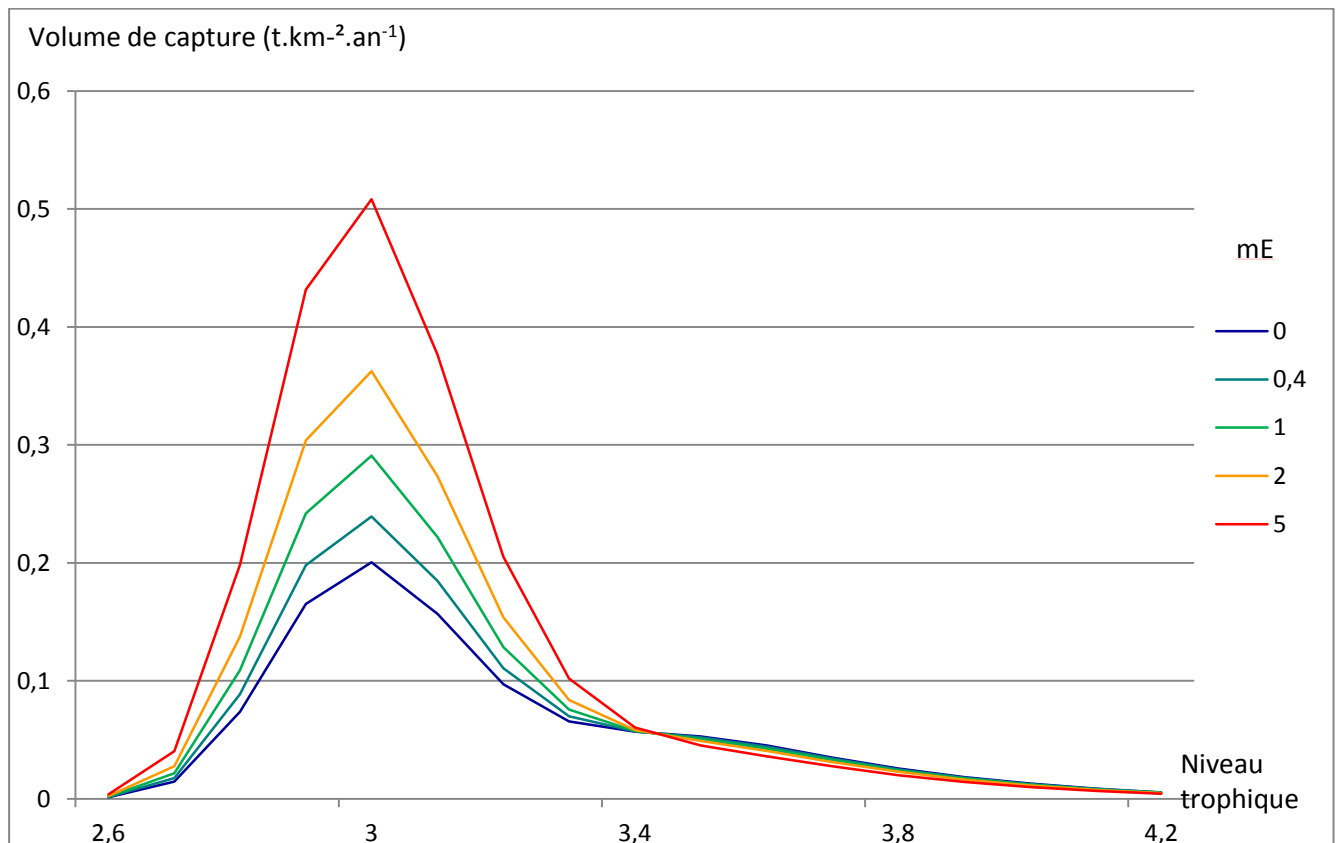


Figure 13 : évolution des volumes de capture avec l'effort de pêche sur la Perche 0+

Le logiciel simule une augmentation des captures sur les niveaux trophiques de 2,5 à 3,5, autour du niveau des Perches 0+. On observe également une légère baisse des captures des niveaux trophiques au-delà de 3,5.

Figure 14 : évolution des captures des espèces prédatrices selon leur niveau trophique avec l'effort de pêche sur les Perches 0+

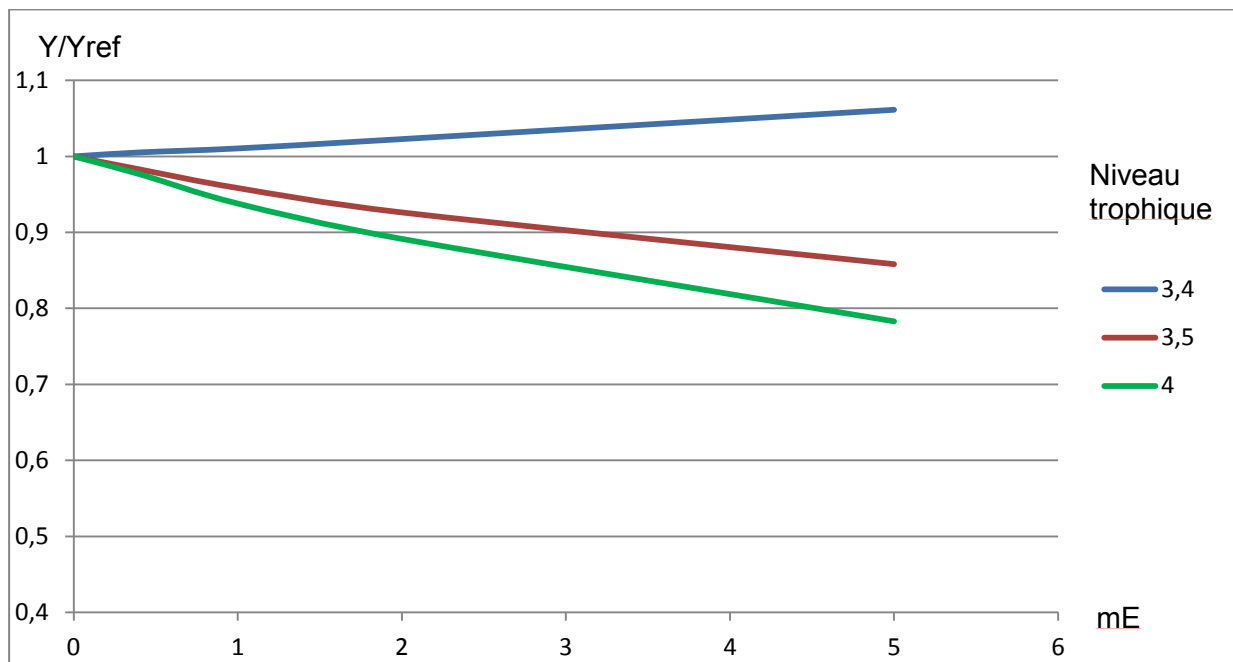


Figure 14 : Yref est le volume de captures sur le niveau trophique quand il n'y a pas de pêche de Perche 0+ (mE=0)

Jusqu'au niveau trophique 3,4, l'augmentation de l'effort de pêche provoque une augmentation des captures. En revanche, pour les niveaux trophiques supérieurs, on observe une diminution des captures. Quand l'effort est multiplié par 5, on observe une baisse de près de 15% des captures de de niveau trophique 3,5, et de plus de 20% des captures de niveau trophique 4.

IV. Discussion

3.1 Une meilleure fiabilité du nouveau modèle ; Ecopath Pedigree Index (EPI) et analyses de sensibilité.

- Ecopath Pedigree Index (EPI)

La valeur de l'Ecopath Pedigree Index du nouveau modèle est de 0,456 (tableau 4). Elle est plus élevée que celle du modèle précédent qui était de 0,422. Cette augmentation est due à l'apport de données locales, telles que les régimes alimentaires venant de suivi du lac et la mesure par acoustique de la biomasse de Perche 0+.

Cet index ne prend toutefois pas en compte l'importance des paramètres changés. Ainsi, la Perche 0+, qui est le groupe le plus abondant du système, a sans doute une forte importance. De même, les régimes du Brochet et de l'Omble +26 qui sont des top prédateurs du système ont sans doute un rôle primordial. L'EPI ne prend en compte que l'origine des données.

Le nouveau modèle repose donc sur des données plus fiables que le précédent. Toutefois, il reste une importante marge de progression dans la connaissance du fonctionnement du réseau trophique du lac, notamment au niveau de la dynamique de population de Perches et de leur production biologique qui sont des paramètres très structurants du modèle et très probablement du réseau trophique.

- Sensibilité du modèle aux régimes alimentaires des prédateurs des Perches 0+

La gamme de valeur d'EE du groupe de Perche 0+ obtenue à travers l'analyse de sensibilité est comprise entre 0,214 et 1 (figure 6). Ainsi, si la prédation sur les perches 0+ avait été surestimée fortement, elles auraient une EE relativement faible et la production ne serait pas autant exploitée que dans le nouveau modèle. Cela signifie que la production des Perches 0+ est transférée très efficacement aux niveaux supérieurs, où qu'elle a une efficacité moyenne et comparable aux autres groupes piscicoles du niveau trophique III. Dans notre modèle, on a augmenté la prédation des Ombles+26 et Perche sur le Zoobenthos et le Zooplancton. Cela n'a pas déséquilibré le modèle, et la production de ces groupes semble être suffisante pour ces prédateurs.

Ce groupe a la biomasse la plus importante du niveau trophique III. En plus d'influencer directement l'EE du groupe Perche 0+, cela provoque un changement de l'efficacité de transfert des niveaux trophiques. Dans l'analyse de sensibilité, la prédation des consommateurs de Perches 0+ a été reportée sur des groupes de niveaux trophiques différents de façon arbitraire. On peut donc difficilement analyser la variation d'efficacité de transfert des niveaux trophiques autres que celui des Perche 0+. Le changement d'efficacité de transfert du niveau même des Perches 0+ permet lui de voir l'incertitude que peuvent engendrer les paramètres du groupe pour l'ensemble du modèle.

L'efficacité de transfert du niveau trophique III change donc avec la prédation sur les Perches 0+. Notre intervalle de confiance la situe entre 6,2% et 8,2%.

- Sensibilité du modèle à la biomasse de Perche 0+

Si l'EE des Perches 0+ est sensible aux variations de biomasse, sa valeur reste comprise dans un gamme de valeurs relativement fortes. L'EE du groupe est comprise entre 0,706 et 0,989 ([figure 7](#)). Même si la biomasse était sous-estimée, le groupe garderait la plus forte EE de l'écosystème.

Une biomasse de plus de 9 t.km⁻² de Perche 0+ entrainerait un déséquilibre de l'écosystème. La production de Zooplancton ne suffirait pas à la consommation du groupe des jeunes Perches.

En revanche, une diminution de biomasse de plus de 1t.km⁻² entrainerait vite un déséquilibre du modèle. Dans ce cas la, toutes choses égales par ailleurs, l'EE des Perches 0+ deviendrait supérieure à 1, ce qui signifierait que les besoins en consommation des prédateurs sont supérieurs à la production du groupe.

D'un point de vue écologique, une telle configuration conduirait soit à un changement de régime des prédateurs et à un report sur d'autres espèces, soit à une baisse de l'abondance de ces prédateurs face au manque de proies.

La Perche 0+ est le seul poisson ayant une part importante dans l'alimentation de l'Ombre et des Perches de cohortes plus âgées. Les autres groupes piscicoles ayant une part dans leur régime alimentaire ont une mortalité par prédation plus faible. Le groupe Perche 0+ a une mortalité par prédation de 0,74. Les groupes Ombre -26 et autres Cyprinidés, aux niveaux trophiques proches, ont eux des mortalités par prédation bien plus faibles (respectivement de 0,26 et 0,30). La forte mortalité par prédation des Perches 0+ explique qu'une baisse de leur biomasse entraîne rapidement un déséquilibre entre la consommation des prédateurs et la production du groupe.

Ces variations de biomasse entraînent donc rapidement des déséquilibres au sein de l'écosystème. Cela montre que la Perche 0+ est une espèce qui joue un rôle important dans la structure du réseau trophique du lac d'Annecy.

Le paramètre EE correspond à la mortalité par prédation et par pêche. En conséquence, 1-EE correspond à la mortalité naturelle hors prédation, due aux maladies ou au parasitisme entre autres. Un très fort parasitisme des Perches 0+ par *T. Crassus* a notamment pu être observé sur le lac d'Annecy (Guillard et al. 2006, Angeli unpublished data). Cela expliquerait peut-être la rapide augmentation de la mortalité naturelle quand la biomasse augmente, car ce parasitisme est densité-dépendant.

L'efficacité de transfert de l'ensemble du niveau trophique reste comprise entre 8,2 et 6,8, donc est moyenne voire assez faible, en lien avec la variabilité de biomasse de Perche 0+.

- Sensibilité du modèle au paramètre taux de production des Perches 0+

D'après la construction du modèle, le taux de production P/B du groupe de Perche 0+ ne peut vraisemblablement pas être supérieur à 1. De même, comme expliqué précédemment, l'EE ne peut être supérieur à 1, ce qui fixe un P/B minimal à 0,75 ([figure 8](#)). La variabilité autorisée pour l'équilibre du modèle est donc faible. Le P/B du groupe Perche 0+ doit nécessairement être compris entre 0,75 et 1.

Nos analyses de sensibilité confirment que la valeur de l'EE du groupe Perche 0+ est élevée, et même probablement très forte. Une grande partie de la production du groupe est donc directement consommée par d'autres groupes du réseau trophique. La première

analyse montre également qu'un report de prédation des groupes Perche et Omble+26 pourraient être supportés par le Zoobenthos et le Zooplancton.

3.2 Un écosystème relativement mature

Les indicateurs présentés dans les statistiques du tableau 4 caractérisent un système relativement mature (Christensen et Pauly, 1993).

La valeur du rapport Pp/R, (1,89), est faible et proche de 1 en comparaison des estimations trouvées dans la littérature (Janjua et Gerdeaux, 2009, Reyes-Marchant et al., 1993, Halfon et Schito, 1993, Walline et al., 1993, Fetahi et Mengistou, 2007). Cela signifie qu'une grande partie de l'énergie fournie par la production primaire est consommée par la respiration des groupes.

Le rapport Pp/B, de 17,98, est plus faible que dans les écosystèmes analysés dans les études citées précédemment. Cela montre encore la maturité du l'écosystème du lac d'Annecy (Christensen et Pauly, 1993).

L'indice Total biomass/total Throughput (B/TsT) est relativement fort, ce qui caractérise encore un système mature. Les flux sont utilisés par les groupes et permettent l'entretien d'une biomasse importante.

Il semble donc que l'écosystème du lac d'Annecy représenté ici n'a pas fini d'évoluer mais est relativement mature.

L'eutrophisation subie par les lacs du Bourget et du Léman a été une perturbation de leurs écosystèmes. Aujourd'hui en voies de ré-oligotrophisation (Jacquet et al., 2012), ces écosystèmes ont de fortes perspectives d'évolution. Ces lacs voisins du lac d'Annecy ont une ichtyofaune similaire (Schlumberger et al., 2001) et cette ré-oligotrophisation les rapproche de l'état du lac d'Annecy. La maturité de l'écosystème modélisé confirme l'idée selon laquelle ces écosystèmes similaires pourraient évoluer vers la même structure trophique.

3.3 Un réseau trophique qui n'a pas une efficacité optimale

L'actualisation du modèle initial en tenant compte de l'importante réévaluation de biomasse du stock de juvéniles de perches a pu être réalisée avec des ajustements marginaux des données initiales. Ajustements concernant essentiellement les régimes alimentaires des perchettes. Cela permet de supposer que l'écosystème du lac d'Annecy peut donc accueillir une biomasse de Perche 0+ très importante. Les ajustements effectués entre les deux modèles tendent à montrer que la plasticité alimentaire des Perches 0+ pourrait leur permettre d'ajuster leur pression de prédation sur le zoobenthos ou le zooplancton en fonction de l'importance du stock. La capacité d'accueil du système étant notamment limitée par l'EE de ces deux groupes. Cette caractéristique est intéressante puisqu'elle montre la capacité de cette population qui occupe une position clé dans l'écosystème à switcher entre les deux voies trophiques benthiques et pélagiques ce qui constitue un critère suggérant une certaine stabilité du réseau trophique (Rooney et al 2006 ; Rooney et McCann 2012).

Plus largement, le système a une efficacité de transfert globale (8,2%) (tableau 7) assez faible comparée à ce qu'on peut observer dans d'autres écosystèmes lacustres (Christensen et Pauly, 1993). On retrouve une tendance qui est générale, avec une diminution de l'efficacité le long des niveaux trophiques. Toutefois, on a une efficacité relativement forte au

niveau II qui diminue rapidement par rapport à d'autres écosystèmes (Christensen et Pauly, 1993) (tableau 7). (La forte biomasse du niveau 3 par rapport au niveau 2 (figure 2) montre la forte prédation appliquée sur les producteurs secondaire. En revanche, le flux diminue entre ces deux niveaux (figure 3). C'est donc que le niveau trophique 3 exploite très fortement les producteurs secondaires, mais n'est pas exploité de façon aussi importante par les prédateurs.

La principale cause de la forte efficacité de transfert du niveau II au niveau III est sans doute l'importance des biomasses de Perche 0+ et de Corégone se nourrissant principalement de zooplancton. Le lac d'Annecy étant oligotrophe, la biomasse et la production de Zooplancton et Zoobenthos sont relativement faibles (BALVAY et al. 2004, DOMAIZON et al. 2009), et sont sans doute très fortement exploitées par ces prédateurs. Ainsi, lors de sa croissance, la Perche 0+ a une consommation de zooplancton supérieure à la production de ce dernier (Guillard et al. 2006). Fin juin, début juillet, les Perches 0+ atteignent 20-30mm et commencent à se nourrir de Daphnies. On constate ensuite fin Juillet une baisse de l'abondance de cette espèce de zooplancton. En Août, les Perches 0+ prédatent les cyclopoïdes, espèce de zooplancton qui est alors la plus abondante. (Guillard et al. 2006)

Au niveau III, la faible efficacité de transfert va à l'encontre de la très forte EE du groupe Perche 0+ qui en est le groupe principal. Il semble que tous les autres groupes de ce niveau qui ont des faibles EE, Ombre -26, Truite, Tanche, Perche et Corégone +38, contrebalancent l'efficacité des Perches 0+. Le Corégone +38 notamment, est très peu prédaté, son EE est plutôt faible et est principalement due à des captures par la pêche qu'à une prédation. Or, sa biomasse est importante. Il est probablement un groupe limitant fortement le transfert de production du niveau III vers les prédateurs.

3.4 Le groupe de Perche 0+ : un rôle primordial pour le transfert de biomasse

Le modèle semble confirmer l'importance du rôle des Perches 0+ au sein de l'écosystème.

Elles ont en effet la plus forte EE du système et représentent la biomasse la plus importante (tableau 3). Elles sont donc intensément exploitées par les prédateurs puisqu'il n'y a pas de pêche sur ce groupe.

Ce groupe exploite également de façon très importante la production secondaire. L'alimentation des Perches 0+ est centrée sur le zooplancton, elles sont donc responsables de 50% de la mortalité par prédation de ce groupe. Cela représente 41% de la mortalité par prédation de l'ensemble des producteurs secondaires.

Les Perches 0+ ont une production primaire requise (PPR) de 29,34%. C'est une PPR considérable pour un groupe prédatant principalement le zooplancton. Pour comparaison, le Brochet, le plus haut prédateur du lac, a une PPR qui prend en compte toutes les pertes le long des chaînes trophiques qui y mènent. Sa PPR vaut 14,75%. Le groupe Corégone - 38, qui a un régime et un niveau trophique semblables aux Perches 0+, a une PPR de 1,6% pour une biomasse seulement 5 à 6 fois inférieure. Plus d'un quart de la production primaire servirait donc au groupe Perches 0+.

Tous ces éléments indiquent que le groupe a un rôle très important de transfert de production des bas niveaux trophiques vers les prédateurs. Les indices de « keystone » et d'impact relatif le situent comme un des groupes principaux, après les producteurs secondaires et le Brochet qui est le top prédateur (tableau 8). Le flux qui traverse ce groupe ($88 \text{ t.km}^{-2}.\text{an}$) est de loin le plus important de tous les groupes piscicoles. Le flux de biomasse du groupe Corégone +38, qui a un niveau trophique similaire et une biomasse du même ordre de grandeur, est dix fois plus faible.

On constate dans le MTI (figure 4) que ce groupe de Perches 0+ a un impact négatif sur les autres groupes de jeunes cohortes car ceux-ci sont en compétition pour l'alimentation. En revanche, il a des impacts positifs sur le Brochet, l'Omble +26 et la Perche. Ces groupes sont les prédateurs de niveaux trophiques supérieurs qui profitent de l'efficacité de transfert des Perches 0+.

Le fort indice de « keystone » et le fort impact relatif des Gardons sont également à noter. Ils sont probablement en grande partie dus au fort impact par prédation du groupe sur le Zoobenthos.

L'analyse de sensibilité montre également l'importance des Perches 0+ dans la structure trophique. Une baisse de biomasse provoque rapidement une surconsommation de ce groupe (figure 6). Les variations de l'EE ont alors un effet fort sur l'efficacité de transfert de l'ensemble du niveau trophique III.

Les Perches 0+ semblent donc avoir un rôle de transfert de la production à travers le réseau trophique très important. Les principales voies de transfert utilisées par l'Omble et le Brochet notamment, prédateurs de haut niveau trophique à fort intérêt halieutique, passent par ce groupe. Il semble donc également très important, même de manière indirecte, pour la production halieutique du lac.

3.5 Une pêcherie qui n'exploite pas au mieux la production globale du système

L'efficacité de la pêche, de 0,00106 (tableau 4), est assez faible. Le volume de capture est relativement faible par rapport à la production primaire. Cet indice est toutefois intermédiaire comparé à celui d'autres lacs (Reyes-Marchant et al. 1993, Halfon et Schito, 1993, Walline et al. 1993, Fetahi et Mengistou, 2007).

Pourtant, la PPR requise par la pêche représente 21,68% de la production primaire totale. Ceci est fort comparé à ce que l'on trouve dans d'autres écosystèmes (Christensen et Pauly, 1993). Cela est probablement dû au fait que la pêche cible principalement les hauts niveaux trophiques.

En effet, les PPR pour la pêche du Brochet et de l'Omble +26 représentent à elles deux 73% de la PPR totale de la pêche. Ces espèces top prédateurs subissent les pertes de transferts de biomasse importantes tout au long de la chaîne trophique. Cela augmente fortement les besoins en production primaire de la pêche pour un volume de capture relativement faible. Les fortes captures de Corégones qui exploitent efficacement la production primaire en se nourrissant de zooplancton plus que de poisson ne compensent pas cet effet.

Il paraît pourtant difficile de rendre réellement plus efficace l'exploitation halieutique. La pêche des prédateurs a en effet un fort intérêt économique et serait une grosse perte pour les pêcheries. De plus, l'importante biomasse du niveau III qui n'a qu'un rôle secondaire dans le transfert de production est constituée de groupes à faibles intérêts halieutiques (Tanche, Carpes et autres), et de Corégones déjà exploités. L'impact d'une pêche du groupe de Perches 0+, importantes dans les transferts de biomasse, est discutée dans les parties suivantes.

3.6 Simulation d'une pêche des Perches 0+ avec EcoTroph : une diminution de biomasse des prédateurs

L'augmentation de l'effort de pêche entre les niveaux trophique 2,5 et 3,5 provoque donc mécaniquement une baisse de la biomasse de ces niveaux trophiques due à l'augmentation des captures ([figure 10](#) et [figure 11](#)).

Une baisse d'abondance des hauts niveaux trophiques (supérieurs à 3,5) est visible sur les figures d'évolution de biomasse ([figure 12](#)). La diminution des captures ([figure 13](#) et [14](#)) de ces hauts niveaux trophiques est un effet de cette baisse d'abondance, sans doute due à un contrôle bottom-up du groupe des Perches 0+. En effet, aux niveaux 3,5 se trouvent les groupes Perche adulte et Omble, et le Brochet est au niveau 4. Ces espèces correspondent aux principaux groupes de haut niveau trophique exploités par la pêche. Ce sont des prédateurs dont la Perche 0+ représente une importante part de l'alimentation. La diminution de biomasse d'environ 20% de ces groupes ([figures 11 et 12](#)), a pour effet une diminution de près de 20% des captures ([figure 13 et 14](#)), car ces niveaux trophiques sont fortement exploités.

Il est probable que cet effet soit sous-évalué par le modèle. En effet, les contraintes techniques du modèle ne permettent pas de faire varier de façon différenciée les efforts de pêche sur les groupes situés au même niveau trophique. Ainsi, si on augmente l'effort de pêche sur les Perches 0+, l'effort est également augmenté sur le Corégone +38 qui a le même niveau trophique. Or, le Corégone +38 n'est pas une espèce prédatée par les niveaux trophiques supérieurs. On a vu précédemment que ce groupe était sans doute le principal limitant du transfert de biomasse vers les espèces prédatrices. Le MTI ([figure 4](#)), montre qu'il a même un effet opposé aux Perches 0+ sur les groupes Brochet et Omble +26. Une diminution de l'abondance de Corégone +38 entrainerait une augmentation de l'abondance de ces deux groupes.

Il semble donc que l'augmentation de l'effort de pêche sur les Corégones ait un effet d'augmentation de la biomasse des hauts niveaux trophiques qui compense presque l'effet de la pêche de Perche 0+. Si la baisse d'abondance autour du niveau trophique 3 ne concernait que les Perches 0+, l'effet bottom-up serait sans doute fortement accentué.

Le modèle simule ici également une légère augmentation d'abondance au niveau trophique 2. Cette variation est toutefois trop faible pour être visible sur la figure 7. Le contrôle top-down des Corégones et Perche 0+ se nourrissant de zooplancton serait très léger. Ceci contredit les observations faites précédemment sur le rôle des Perches 0+. Toutefois, le fait que le logiciel EcoTroph analyse par niveau trophique et non par groupe pousse à nuancer cette interprétation. En effet, on a les Perches 0+, les Corégones +38 et

les Corégones -38 qui sont centrés sur le niveau trophique 3, et des groupes relativement proches comme les Cyprinidés, centrés sur 2,7 ou les Tanches, centrées sur 3,2. Le logiciel prend donc en compte de nombreuses interactions. L'hypothèse d'un fort contrôle top-down des Perche 0+ sur le zooplancton reste la plus plausible.

D'après les simulations EcoTroph, une augmentation des captures de Perches 0+ et de Corégone semble donc provoquer une baisse d'abondance des hauts niveaux trophiques. Or, ces hauts niveaux n'exploitent que faiblement le Corégone, et se nourrissent principalement de Perche 0+. Une augmentation des captures de Perche 0+ seulement provoquerait donc sans doute une baisse encore plus importante de la biomasse des prédateurs.

Il est toutefois difficile de bien mesurer l'impact de la pêche des Perches 0+ car le modèle mélange les effets de la pêche de Corégone et de Perche 0+. Le recouplement des résultats des simulations EcoTroph et des résultats d'Ecopath permettent toutefois d'avoir un résultat qualitatif sur l'effet d'une pêcherie de Perche 0+.

3.7 Des éventuels changements de régimes alimentaires pour stratégie adaptative

Le transfert de production réalisé par les Perches 0+ dans l'écosystème du lac d'Annecy leur donne un rôle clef dans sa structure trophique. Une pêche ou un autre évènement entraînant une diminution de biomasse de ce groupe paraît donc préjudiciable aux hauts niveaux trophiques de l'écosystème et risquerait de réduire sa biomasse totale. Les principales espèces touchées seraient l'Omble, le Brochet et la Perche.

Cependant, des changements de régimes des prédateurs pourraient permettre au réseau trophique de maintenir son efficacité en cas de baisse d'abondance du groupe Perche 0+.

La [figure 5](#) montre qu'un changement de régime des Perches adultes et de l'Omble +26 entraîne une diminution de l'EE des Perches 0+. Un régime alimentaire dans lequel la Perche 0+ ne serait pas une proie principale fait chuter l'importance des Perches 0+ dans le transfert de production vers les niveaux supérieurs.

Le modèle préliminaire donne ainsi une image d'un réseau trophique avec une très faible biomasse de Perche 0+, et une efficacité de transfert globale du réseau de 9% (Janjua et Gerdeaux, 2009). Dans ce modèle, les régimes des prédateurs ne comportent que peu de Perche 0+. L'hypothèse d'un report de prédation de l'Omble +26 et des Perches adultes sur les producteurs secondaires, comme dans le modèle préliminaire, semble être cohérente (Gerdeaux et al., 2002). Le Brochet est également responsable d'une part de mortalité des Perches 0+ non négligeable, même si elle n'est pas aussi importante que celle due à l'Omble ou aux Perches adultes. Ce groupe semble également capable de reporter sa prédation sur les Cyprinidés comme la Carpe (Sammons et al., 1994). On aurait dans ce cas un réseau trophique se rapprochant de celui du modèle préliminaire.

Le modèle réalisé précédemment est en fait plus proche de la structure trophique du lac d'Annecy lors des années de faible cohorte de Perche 0+. Ce phénomène semble en effet survenir à intervalles réguliers sur le lac du Bourget, tous les trois à quatre ans (Gillet et al., 2013, Sanderson et al. 1999). Il est possible que l'on retrouve une dynamique de population de Perche cyclique dans le lac d'Annecy. L'étude précédente a toutefois été réalisée pour représenter un état standard. Certains paramètres ont été estimés de façon à équilibrer le modèle et ne représentent peut-être pas la réalité de l'écosystème.

Si les prédateurs tels que les Perches adultes, l'Omble et le Brochet se nourrissent de façon opportuniste (Sammons et al., 1994, Gerdeaux et al., 2002), il est probable que la présence des Perches 0+ comme proie principale en cas de forte abondance résulte d'une meilleure efficacité de cette stratégie en termes énergétiques. Un changement de régime durable est peut-être préjudiciable et entraînerait sans doute une diminution de transfert de la biomasse vers les prédateurs. Le modèle précédent a pourtant une efficacité de transfert supérieure à celle du nouveau modèle. Cependant, il est probable que le changement de quelques paramètres permette de représenter de façon plus cohérente la structure de l'écosystème en cas de faible cohorte de Perche 0+.

V. Conclusion

Un modèle cohérent a donc été créé, représentant l'écosystème du lac d'Annecy avec une capacité d'accueil suffisante pour les importantes biomasses de Perches 0+ observées (Guillard et al., 2006).

Cet écosystème semble être relativement mature au regard d'études sur d'autres écosystèmes lacustres (Janjua et Gerdeaux, 2009, Reyes-Marchant et al., 1993, Halfon et Schito, 1993, Walline et al., 1993, Fatahi et Mengistou, 2007). On peut envisager une évolution des écosystèmes du lac du Bourget et du Léman vers une structure trophique similaire au cours de leur ré-oligotrophisation. Des études sur la structure trophique de ces lacs permettraient sans doute d'en savoir plus.

D'après le modèle réalisé, le groupe fonctionnel des Perches 0+ a sans doute un rôle primordial de transfert de la production secondaire vers les hauts niveaux trophiques, et notamment vers les Perches, Ombles et Brochets exploités par les pêcheurs professionnels et amateurs. Il semble que des variations de biomasse de ce groupe aient donc un impact important sur l'ensemble du réseau trophique. Une augmentation de son abondance entraînerait une surconsommation du zooplancton, et une diminution provoquerait rapidement soit un changement de régime des prédateurs, soit une diminution de leur abondance faute de proie.

Par analogie avec la situation du lac du Bourget, on peut supposer que, dans le lac d'Annecy, les perches ont une dynamique de population particulière dans laquelle une alternance de fortes et de faibles cohortes de Perche se produit tous les trois à quatre ans (Gillet et al., 2013, Sanderson et al. 1999). On peut postuler que le modèle construit précédemment (Janjua et Gerdeaux, 2009) corresponde à une structure trophique du lac d'Annecy correspondant à des situations de faible biomasse de Perches 0+. Il y aurait ces années là des régimes alimentaires différents et moins centrés sur les Perches 0+ (Sammons et al. 1994, Gerdeaux et al. 2002). Le nouveau modèle représente lui le cas standard avec de fortes cohortes de 0+.

Toutefois, un modèle correspondant entièrement à ces années de faibles cohortes de Perche 0+, accompagné d'études des stratégies d'alimentation des prédateurs dans ces cas là, semble nécessaire pour en savoir d'avantage sur le réseau trophique en cas de diminution de l'abondance de ce groupe. Une étude de la dynamique de population et de croissance de la Perche du lac d'Annecy paraît également nécessaire afin de pouvoir calibrer dans le logiciel 'Ecopath with Ecosim' le lien ontogénique entre les Perches 0+ et les Perches de cohortes supérieures.

En conclusion, les Perches 0+ du lac d'Annecy jouent un rôle primordial dans le transfert de la production dans le cas le plus courant où les cohortes sont fortes. La pêche des Perches 0+ aurait sans doute un impact négatif sur d'autres espèces exploitées et provoquerait une diminution de leur biomasse. Il est cependant difficile d'estimer l'importance de cet impact d'après cette étude.

Une pêche ciblant des espèces de bas niveau trophique et de moindre importance dans le transfert de biomasse paraît possible mais peu profitable économiquement. Ainsi, des pêcheries plus importantes les Cyprinidés tels que la Carpe permettraient probablement d'augmenter l'efficacité de la pêche. Toutefois, ces poissons ne sont pas exploités aujourd'hui car ils sont peu appréciés par les consommateurs. Les profits tirés de l'exploitation de ces espèces sont faibles. Une évolution des pêcheries pour cibler ces espèces est difficile à envisager.

Les conclusions de cette étude sont davantage qualitatives que quantitatives. On peut regretter le manque de précision du modèle EcoTroph qui fonctionne uniquement sur des niveaux trophiques et non pas sur des groupes fonctionnels. Cela mélange ici l'impact de la pêche sur le Corégone et sur les Perches 0+. Les résultats du modèle Ecopath permettent heureusement de les distinguer dans notre cas.

Il serait également intéressant d'utiliser la fonction Ecosim du logiciel EwE afin d'avoir une modélisation dynamique de l'écosystème. Le modèle présenté ici n'est en effet qu'une représentation instantanée de l'écosystème, qui se rapproche du fonctionnement moyen du réseau trophique au cours d'une année. L'utilisation d'Ecosim permettrait de donner une vision de l'évolution dans le temps de l'écosystème et de l'impact de la pêche.

Bibliographie

- Allardi, J. et Keith P. (1991). Atlas préliminaire des poissons d'eau douce de France, volume 4. Collection Patrimoines Naturels. Secrétariat Faune Flore, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 234 p.
- Balvay G. (1987). Équivalence entre quelques paramètres estimatifs de l'abondance du zooplancton total. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 49, pp. 75–84.
- BALVAY G., DRUART J.C., GERDEAUX D. et LAZZAROTTO J. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Thonon: SILA et INRA, 2004. 53 p. Rapport n°246.
- Byström P., Persson L, Wahlström E. (1998). Competing predators and prey : juvenile Bottlenecks in whole-lake experiments. *Ecology*, 79(6), pp. 2153-2167.
- Christensen V. et Pauly D. (1993). Flow characteristics of aquatic ecosystems. In : Trophic Models of Aquatic Ecosystems. Christensen V. et Pauly D. eds., ICLARM Conference Proceedings, Manille, Philippines, pp. 338-352.
- Christensen V. (1995). Ecosystem maturity – towards quantification. *Ecological Modelling*, 77, pp. 3-32.
- Christensen V., Walters C.J. et Pauly D. (2000). Ecopath with Ecosim: A User's Guide. Fisheries Center. University of British Columbia, Canada et ICLARM, Malaisie. 130 p.
- Christensen V. et Walters C. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172, pp. 109–139.
- Christensen V., Walters C.J. et Pauly D. (2005). Ecopath with Ecosim: A user's guide, Fisheries Centre. University of British Columbia, Canada. 154 p.
- Dame K. J. et Christian, R. R. (2006). Uncertainty and the use of network analysis for ecosystem based fisheries management. *Fisheries*, 31, pp. 331-341.
- DOMAIZON I., GERDEAUX D., DRUART J.C., LAINE L., LAZZAROTTO J., PERGA M.E. et RIMET F. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. SILA et INRA, 2009. 64 p.
- Donald G.L. et Paterson C.G. (1977). Effect of preservation on weight biomass of Chironomid larvae. *Hydrobiologia*, Vol. 53, N°1, pp. 75-80.
- Doney S.C., Ruckelshaus M., Duffy J.E., Barry J.P., Chan F., English C.A., Galindo H.M., Grebmeier J.M., Hollowed A.B., Knowlton N., Polovina J., Rabalais N.N., Sydeman W.J., and Talley L.D. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, Vol. 4, pp. 11-37.
- Fabien A. (2003). Signatures climatique et anthropique dans les sédiments holocènes des lacs du Bourget et d'Anserne (Nord-Ouest des Alpes) – paleohydrologie et contamination au plomb-
- Froese R. et Binohlan C. (2000). Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity, and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56, pp. 758–773.
- Gascuel D., Morissette L., Palomares L.M.D., Christensen V. (2008). Trophic flow kinetics in marine ecosystems: toward a theoretical approach to ecosystem functioning. *Ecological Modelling*, 217, pp. 33–47.
- Gascuel D., Tremblay-Boyer L., Pauly D. (2009). EcoTroph (ET) : a trophic level based software for assessing the impact of fishing on aquatic ecosystems. *Fisheries Centre Research Reports*, vol.17, n°1, 82 p.
- Gascuel D., Guénette S., Pauly D. (2011). The trophic-level based ecosystem modelling approach: theoretical overview and practical uses. *Journal of Marine Sciences*, 68, pp. 1403–1416.
- Gerdeaux D., Bergeret S., Fortin J. & Baronnet T. (2002). Diet and seasonal patterns of food composition of *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy: comparison with the diet of the other species of the fish community. *Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advanced Limnology*, 57, pp. 199-207.

GERDEAUX D., ANGELI N., BALVAY G., DRUART J.C., FONTVIEILLE D., GUILLARD J., LAFONT M., PELLETIER J., ROSSO- DARMET A., VERNEAUX J., VERNEAUX V. et VIBOUD S. Le fonctionnement trophique du lac d'Annecy, Rapport de fin de contrat, IXème Contrat Plan État-Région : Région Rhône-Alpes, France, 2000. 112 p.

GERDEAUX D., ANNEVILLE O., DRUART J.C., LAZAROTTO J., NAVARRO L. et ROBERT M. Suivi de la qualité des eaux du Lac d'Annecy. Thonon : SILA et INRA, 2005. 127 p.

GERDEAUX D. et CREPEAU C. Suivi piscicole du lac d'Annecy en 2006 : Tendances générales de la pêche, exploitation des carnets volontaires de capture. Thonon : SILA et INRA, 2006. 26 p.

GERDEAUX D. et JANJUA M.Y. Suivi de la pêche professionnelle du lac d'Annecy en 2008. Thonon : SILA et INRA, 2008. 30 p.

GERDEAUX D. Effet du changement climatique sur les grands lacs : retour sur 40 ans d'observations. Thon-les-bains : INRA, 2013. 26 p.

Gillet C., Lang C., Dubois J.P. (2013). Fluctuations of perch populations in Lake Geneva from 1984 to 2011 estimated from the number and size of egg strands collected in two locations exposed to different fishing practices. *Fisheries Management and Ecology*, vol. sous presse, 11 p.

Guillard J., Perga M.E., Colon M. et Angeli N. (2006). Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fisheries Management and Ecology*, 13, pp. 319–327.

Halfon E. et Schito N. (1993). Lake Ontario food web, an energetic mass balance. In: Trophic models of aquatic ecosystems. Christensen V. et Pauly D. eds., ICLARM Conference Proceedings, Manille, Philippines, pp. 29-39.

Jacquet S., Anneville O., Domaizon I. (2012). Evolution des paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux et du fonctionnement écologique des grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy, Bourget). *Archives des Sciences*, vol. 65, pp. 225-242.

Janjua M.Y. et Gerdeaux D. (2009). Preliminary trophic network analysis of subalpine lake Annecy (France) using an Ecopath model. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 392, 02.

Jorgensen S.E. (1979). Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters, International Society of Ecological Modelling, Copenhagen, Denmark, 1162 p.

Libralato S., Christensen V., Pauly D. (2006). A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling*, vol. 195, issues 3-4, pp. 153-171.

Odum E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, pp. 262-270.

Odum E.P. (1971). Fundamentals of Ecology, W.B. Saunders Co, Philadelphia, USA, 574 p.

ONEMA (2007). Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy. NF EN 14757, rapport Onema, 29 p.


Palomares M.L.D. et Pauly D. (1998). Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine Freshwater Resources*, 49, pp. 447–453.

Pauly D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, 39, pp. 175-192.

Pauly D., Palomares M.L., Froese R., Sa-a P., Vakily M., Preikshot D., Wallace S. (2001). Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, pp. 51–62

Persson,L. (1988). Asymmetries in Competitive and Predatory Interactions in Fish Populations, In : Size-structured populations: ecology and evolution. Ebenman B. et Persson L. eds., Springer-Verlag, Berlin, Germany.

- Reyes-Marchant P., Jamet J.L., Lair N., Taleb H. et Palomares M.L.D. (1993). A preliminary ecosystem model of a eutrophic lake (Lake Aydat, France), In: Trophic models of aquatic ecosystems. Christensen V. and Pauly D. eds., ICALRM Conference Proceedings, Manille, Philippines, pp. 95–102.
- RIEDE, K. Global register of migratory species - from global to regional scales. Final Report of the R&D-Projekt 808 05 081. Bonn, Allemagne : Federal Agency for Nature Conservation, 2004. 329 p.
- Rooney N., McCann K., Gellner G., Moore J.C. (2006). Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. *Nature* 442, pp. 265-269.
- Rooney N. et McCann K.S. (2012). Integrating food web diversity, structure and stability. *Trends. Ecology & Evolution*, vol. 27, pp. 40-46.
- Sammons S.M., Scalet C.G. et Neumann R.M. (1994). Seasonal and Size-Related Changes in the Diet of Northern Pike from a Shallow Prairie Lake. *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 9, publication 4, pp. 321-329.
- Sanderson B.L., Hrabik T.R., Magnuson J.J., Post D.M. (1999). Cyclic dynamics of a yellow perch (*Perca flavescens*) population in an oligotrophic lake: evidence for the role of intraspecific interactions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56, pp. 1534–1542.
- Schlumberger O., Cadic N. , Argillier C. et Proteau J.P. (2001). Les peuplements piscicoles en lacs : assemblages types et niveaux d'eutrophisation. *Ingénieries*, 26, pp. 23-35.
- Smith D., Warnemuende E., Haggard B. et Huang C. (2006). Dredging of drainage ditches increases short-term transport of soluble phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 35, pp. 611-616.
- Stevens R., B. L. Kerans, J. C. Lemmon, and Charlotte Rasmussen (2001). The effect of *Myxobolus Cerebralis* myxospore dose on triactinomyxon production and biology of *Tubifex Tubifex* from two geographic regions. *Journal of Parasitology*, Vol. 87, No. 2, pp. 315-321.
- Treasurer J.W. (1992). The predator-prey relationship of perch, *Perca Fluviatilis*, larvae and zooplankton in two Scottish lochs. *Environmental Biology of Fishes*, 35, pp. 63-74.
- Ulanowicz R.E. (1986). Growth and Development: Ecosystems Phenomenology, Springer-Verlag, New York, USA, 203 p.
- Verneaux V. et Verneaux J. (2002). Assessing lake functioning using the macrobenthic community with special reference to Chironomidae (Diptera). A subalpine lake (Lake Annecy) as an example. *Archiv für Hydrobiologie*, 154, pp. 61–78.
- Walline, P.D., Pisanty, S., Gophen, M., Berman, T. (1993). The ecosystem of Lake Kinneret, Israel. In: Trophic models of aquatic ecosystems. Christensen V., Pauly D. eds., ICLARM Conference Proceedings, Manille, Philippines, pp. 103-109.

	Diplôme : ingénieur agronome AGROCAMPUS OUEST Spécialité : SHA Dominante : REA Enseignant responsable : Didier Gascuel
Auteur : De la Chesnais Thibaut 15/02/1990	INRA Thonon-les-Bains 75 Avenue de Corzent 74203 Thonon-les-Bains
41 pages	IRSTEA Bordeaux
Année de soutenance 2013	50 Avenue de Verdun 33614 CESTAS Gazinet
Titre : Rôle des perchettes et impact de leur exploitation sur la structure trophique du lac d'Annecy : approche par modélisation écosystémique.	
<p><u>Résumé</u></p> <p>Le lac d'Annecy a un statut oligotrophe stable depuis plusieurs décennies. Il est considéré comme productif et supporte d'importantes pêcheries amateurs et professionnelles (tonnage total pêché estimé à 27 tonnes.an⁻¹). Un modèle préliminaire récent réalisé avec le logiciel 'Ecopath with Ecosim' a explicité les principales voies de transferts et a montré la stabilité du système. A la vue de données obtenues par des estimations directes (hydroacoustique), le niveau du stock de juvéniles de perches (<i>Perca fluviatilis</i>) semble néanmoins avoir été largement sous-estimé. En effet, ce stock de juvéniles semble atteindre certaines années un niveau très important, environ 5 à 10 fois supérieur aux biomasses estimées dans le modèle. L'importance du stock de perchette du lac d'Annecy soulève des questions sur la capacité d'accueil du lac, et sur l'interdiction de l'exploitation de ce stock. De plus, cette pêche est autorisée sur le lac du Bourget, qui a semble-t-il une évolution similaire à celle observée sur le lac d'Annecy vers un état oligotrophe. Il serait donc utile d'identifier l'effet de cette pêche pour pouvoir faire d'éventuelles prédictions sur d'autres écosystèmes et peut-être améliorer l'efficacité des pêcheries. Une recalibration des paramètres du modèle permet d'avoir une représentation plus cohérente avec ce que l'on connaît des populations piscicoles. Les données actualisées et complétées augmentent ainsi la pertinence du modèle et permettent d'évaluer la capacité d'accueil de l'écosystème. La représentation de l'écosystème selon le modèle 'Ecopath with Ecosim' permet également d'expliciter les voies de transfert de la biomasse dans le réseau trophique. Une analyse de sensibilité du modèle aux paramètres du groupe Perche 0+, qui ont fortement changé, met en évidence la robustesse ou la fragilité du nouveau modèle. Les impacts sur la structure trophique du lac d'une pêcherie du groupe de perche 0+ sont ensuite explorés et discutés à l'aide du modèle EcoTroph. Cela permettrait d'identifier l'effet de cette pêche sur l'ensemble de l'écosystème et sa production.</p>	
<p><u>Abstract</u></p> <p>Lake Annecy has an oligotrophic status stable since decades. It is considered as productive, and support important fisheries, both anglers and professional (total fished weight estimated to 27 t.an⁻¹). A preliminary recent model made with 'Ecopath with Ecosim' showed the main trophic paths, and the system stability. However, considering new data collected by direct measures (hydroacoustic), the importance of the biomass of juvenile perch (<i>Perca fluviatilis</i>) seems to be strongly under-estimated. This biomass seems to frequently reach a high level, about 5 to 10 times more important than the preliminary model estimation. The importance of the perch 0+ biomass raises questions on the lake capacity and the prohibition of fishing these juveniles. Moreover, fishing these perch 0+ is allowed on the lake Bourget, which seems to have a similar evolution toward an oligotrophic status as Annecy lake. That is why it would be useful to identify the impacts of this fishery to eventually build scenarios on other ecosystems and improve our knowledges of this key species in oligotrophic network. A recalibration of the model parameters gives us a picture of the ecosystem which fits better with our knowledge of the fish populations. Updated datas improve the model relevance and allow to estimate the lake capacity. The 'Ecopath with Ecosim' model shows the trophic structure of the ecosystem and the main trophic paths. A sensitivity analysis, which examined the effects of the perch 0+ parameters that changed a lot, shows the model robustness or fragility. Then, the impacts on the ecosystem of a fishery targeting the perch 0+ are simulated and discussed with the EcoTroph model. It allows to identify the effect of such a fishery on all the ecosystem and its production.</p>	
<p><u>Mot clés</u> : Annecy, réseau trophique, Ecopath, EcoTroph, pêcherie <u>Keywords</u> : Annecy., Ecopath, EcoTroph, fishery, trophic network</p>	

Fiche de confidentialité et de diffusion du mémoire

Cadre lié à la confidentialité :

Aucune confidentialité ne sera prise en compte si la durée n'en est pas précisée.

Préciser les limites de la confidentialité ⁽²⁾ :

- Confidentialité absolue : oui non
(ni consultation, ni prêt)
- si oui 1 an 5 ans 10 ans

Le maître de stage,

Cadre lié à la diffusion du mémoire :

A l'issue de la période de confidentialité et/ou si le mémoire est validé diffusable sur la page de couverture, il sera diffusé sur les bases de données documentaires nationales et internationales selon les règles définies ci-dessous :

- Diffusion de la version numérique **du mémoire** : oui non
- Référence bibliographique diffusable : oui non
- Résumé diffusable : oui non
- Mémoire papier consultable sur place : oui non
- Reproduction autorisée du mémoire : oui non
- Prêt autorisé du mémoire papier : oui non

Diffusion de la version numérique **du résumé** : oui non

Je soussigné(e), Thibaut DE LA CHESNAIS , propriétaire des droits de reproduction dudit résumé, autorise toutes les sources bibliographiques à le signaler et le publier.

Date :

Signature :

Rennes, le
L'auteur,

L'enseignant référent,