

Treball de Fi de Grau

Estudi de la dieta de la truita comuna (Salmo trutta) a l'estany Gran de Dellui, alta muntanya del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici

Cinta Golorons Mesa

Grau en Biologia

Tutors: Dra. M^a Àngels Puig García (CEAB) i Dr. Marc Ventura Oller (CEAB)

Avaladora: Dra. Anna Badosa Salvador (UVic)

Vic, Juny de 2019

RESUM TREBALL FINAL DE GRAU GRAU EN BIOLOGIA

Títol: *Estudi de la dieta de la truita comuna (Salmo trutta) a l'estany Gran de Dellui, alta muntanya del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici*

Paraules clau: *Salmo trutta*, contingut estomacal, dieta, Pirineus, macroinvertebrats.

Autora: Cinta Golorons Mesa

Tutors: Dra. M^a Àngels Puig García (CEAB), Dr. Marc Ventura Oller (CEAB) i Dra. Anna Badosa Salvador (UVic)

Data: Juny de 2019

S'ha estudiat la dieta de la truita comuna (*Salmo trutta*) com a espècie invasora a l'Estany Gran de Dellui a partir de mostreigs fets l'estiu de 2014 i la tardor de 2017. Per tenir una visió més completa i interpretar millor la variabilitat observada entre la dieta dels dos anys, s'ha procedit a comparar els resultats amb els obtinguts per altres estudis provinents de dos mostreigs estivals (2014 i 2015) d'un altre estany de la cubeta glacial de Dellui, l'Estany del Mig de Dellui, i d'un dels rius de la mateixa conca mostrejats l'any 2015. Totes les masses d'aigua estudiades són ecosistemes aquàtics d'alta muntanya pirinenca que pertanyen al Parc Nacional d'Aigüestortes i de l'Estany de Sant Maurici.

En el riu i un dels estanys (el gran) n'és la depredadora principal, ocupant el nínxol superior en la cadena tròfica. En l'estany del mig, comparteix nínxol amb el barb roig (*Phoxinus sp.*). Al comptar ambdós estanys amb dues temporades de mostreig, aquestes s'han tractat com a masses independents per a testar la variabilitat en el temps, en el cas de l'estany gran, i comparar els canvis respecte la població inicial i els efectes de la reducció de la densitat de peixos en l'estany del mig, ja que l'Estany del Mig de Dellui és un espai gestionat pels plans de restauració del projecte LIFE+ LimnoPirineus, formant part dels punts d'actuació destinats a l'extracció d'espècies íctiques al·lòctones.

Els resultats obtinguts descriuen una dieta variada i oportunista formada principalment per pupes de quironòmids i cladòcers, tot i que pot variar en relació a la disponibilitat estacional de l'ambient i els efectes de la presència del barb roig, al ser aquest un depredador més voraç.

DEGREE FINAL PROJECT SUMMARY

DEGREE IN BIOLOGY

Title: *Study of the brown trout diet (Salmo trutta) in Pond of Dellui, high mountain of the National Park of Aigüestortes i Estany de Sant Maurici*

Key words: *Salmo trutta, stomach contents, diet, Pyrenees, macroinvertebrates.*

Author: Cinta Golorons Mesa

Tutors: Dr. M^a Àngels Puig García (CEAB), Dr. Marc Ventura Oller (CEAB) i Dr. Anna Badosa Salvador (UVic)

Date: June 2019

The brown trout diet, as an invasive species, has been studied in Pond of Dellui from sampling done in the summer of 2014 and the fall of 2017. In order to have a more complete vision and to interpret better the variability observed between the diet of the two years, the results have been compared with those obtained by other studies from two summer sampling (2014 and 2015) from another pond of the Dellui glacier, the Middle Pond of Dellui, and one of the rivers in the same basin sampled in 2015. All the studied water masses are aquatic ecosystems of high Pyrenean's mountain that belong to the National Park of Aigüestortes and the Lake of Sant Maurici.

In the river and in one of the ponds (the large one) the trout is the main predator, occupying the upper niche in the trophic web. In the Middle Pond of Dellui the trout shares niche with the minnow (*Phoxinus sp*). Both ponds have two sampling in different time, that have been treated as independent masses to test the variability in time, in the case of the large pond, and compare the changes with respect to the initial population and the effects of the reduction of the density of fish in the middle pond, since the Middle Pond of Dellui is a place managed by the restoration plans of the LIFE + LimnoPirineus project, forming part of the points of action destined for the extraction of non-native species.

The results obtained describe a varied and opportunistic diet consisting mainly of chironomids pupae and cladocysts, although it may vary with regard to the seasonal availability of the environment and the effects of the presence of the minnow, since it is a more voracious predator.

ÍNDIX

1.	INTRODUCCIÓ.....	4
2.	OBJECTIUS	8
3.	MATERIALS I MÈTODES.....	9
3.1	DESCRIPCIÓ DE L'AREA D'ESTUDI.....	9
3.2	DESCRIPCIÓ DELS PUNTS DE MOSTREIG.....	10
3.3	ESPÈCIE D'ESTUDI: TRUITA COMUNA – <i>Salmo trutta</i> (LINNAEUS, 1758)	11
3.4	MÈTODES DE CAPTURA.....	12
3.5	ANÀLISI DEL CONTINGUT ESTOMACAL DE LA TRUITA	13
3.6	ANÀLISI ESTADÍSTICA DE LES DADES	13
4.	RESULTATS.....	16
4.1	COMPOSICIÓ TAXONÒMICA I DIVERSITAT DEL CONTINGUT ESTOMACAL I ESTRATÈGIA ALIMENTÀRIA DE LA TRUITA	16
4.2	VARIACIÓ INTERANUAL I ENTRE MASSES D'AIGUA EN LA DIETA DE LA TRUITA EN L'ESTANY GRAN DE DELLUI	24
4.3	COMPARATIVA DE LA DIETA DE LA TRUITA ENTRE LES MASSES D'AIGUA ESTUDIADAES	26
5.	DISCUSSIÓ	27
6.	CONCLUSIONS	29
7.	BIBLIOGRAFIA.....	30
8.	AGRAÏMENTS.....	37

1. INTRODUCCIÓ

La presència d'espècies al·lòctones pot causar un fort impacte sobre l'ecosistema, modificant-ne l'estructura i la seva regulació (Jones et al., 1994; Schmitz i Suttle, 2001, Whitham et al., 2006). Quan aquest procés es du a terme de forma natural, on organismes i entorn són causa i efecte d'acord amb les circumstàncies que s'esperen en absència humana, es parla de procés evolutiu (Lewontin, 2000). Però a dia d'avui, l'home és la causa de l'increment constant i accelerat d'aquest fenomen, a través de la introducció, deliberada o accidental, d'espècies al·lòctones que esdevenen invasores (Casal, 2006; Colautti et al., 2006; Kolar & Lodge, 2001). En moltes ocasions les espècies invasores estan considerades com la principal causa de regressió de la biodiversitat, només superada per la destrucció d'hàbitats (Clavero y García-Berthou 2005; Marr et al. 2013 ; Simberloff et al. 2013).

Els estanys d'alta muntanya (per sobre de l'estrat arbori) són ambients oligotròfics adaptats a condicions extremes com les baixes temperatures, l'exposició al vent, les temporades de gel i desgel, l'orografia escarpada, l'exposició als rajos ultraviolats, l'escassetat de recursos, la dilució extrema i l'exposició a les capes altes de l'atmosfera. (Bullejos 2013; Fernández et al., 2005; Ventura et al., 2000). Les característiques ambientals extremes d'aquests ecosistemes dificulten la freqüentació humana i els converteixen en bons indicadors de la contaminació aèria; de la selecció i comportament d'espècies en recursos limitats i condicions extremes, així com el desplaçament de la seva distribució degut al canvi climàtic (Camarero et al., 2009; Catalan et al., 2009). Les peculiaritats que defineixen els estanys d'alta muntanya són la raó per la qual són considerats per la Directiva Europea d'Hàbitats (Directiva 92/43/CE) com a hàbitats naturals d'interès comunitari per a la seva conservació.

Degut a les barreres geogràfiques no s'espera trobar fauna piscícola en els ecosistemes lenítics d'alta muntanya (Knapp et al. 2001; Miró & Ventura, 2013; Pister 2001). Tot i així, un 62% dels llacs i estanys del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, situat a la regió catalana del Pirineu Central mediterrani, tenen presència de peixos que han estat introduïts per l'home (Ventura, et al., 2017). Aquest fet n'altera la naturalesa del seu funcionament ecològic, així com la fauna i la flora que hi habiten, i fa necessari l'ús de mesures de conservació.

Actualment, les espècies de peixos presents als hàbitats aquàtics d'alta muntanya dels Pirineus corresponen a la família dels salmònids i els ciprínids. Els primers inclouen: truita comuna (*Salmo trutta*), truita irisada (*Oncorhynchus mykiss*) i truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*) (Miró i Ventura, 2013); afegint-se el salvelí dels Alps (*Salvelinus alpinus*) i el salvelí dels grans llacs americans (*Salvelinus namaycush*) en el sector adjacent de la part francesa (Delacoste et al, 1997). Tant la truita comuna com la truita irisada s'inclouen a la llista de les 100 espècies al·lòctones més invasives (Lowe et al, 2000). El barb roig o veró, és una espècie del gènere *Phoxinus* pertanyent a la família dels ciprínids (Miró & Ventura, 2015), en el que es centren certs estudis d'especiació (Collin & Fumagalli, 2015).

L'explotació tradicional de peixos és la primera raó documentada d'introducció de salmònids als Pirineus, tenint el seu origen al segle XIV. Fins al segle XX afecta aproximadament a un 25% dels ecosistemes lenítics, però a mitjans de segle la pesca recreativa n'agafa el relleu,

incrementant-ne el nombre fins a més d'un 50%. Els promotors en són els pescadors locals i les oficines administratives ambientals (Miró i Ventura, 2013). Tot i estar prohibida la pesca a través d'esquer viu des del 1966, als anys 70 comencen a proliferar barbs en molts dels estanys on ja hi ha presència de truites, a causa del seu ús com a esquer viu. Al 1988 s'estableix la regulació de prohibir la pesca a la zona central del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Des d'aleshores, s'observa una estabilització en l'increment d'estanys afectats per espècies piscícoles invasores, corroborant l'efectivitat d'aquesta gestió (Miró i Ventura, 2015).

La presència de peixos al·lòctons en ecosistemes lenítics d'alta muntanya dels Pirineus, representa l'aparició d'un nivell superior en la xarxa tròfica amb funció de depredació, el qual deriva a un seguit d'interaccions intraespecífiques en cascada tròfica i a la vegada altera el cicle dels nutrients (Carpenter et al. 2001; Reynolds 1984; Scheffer 1998; Ventura et al., 2017). Aquest fet, modifica de forma severa el funcionament ecològic de l'ecosistema aquàtic, així com les comunitats d'organismes que hi viuen: macroinvertebrats aquàtics, zooplàncton, fitoplàncton, entre altres (Jeppesen et al., 2004; Persson et al., 2007; Simões et al., 2009). Alhora, pot afectar les comunitats d'organismes terrestres o amb parts del cicle vital en el medi terrestre, com amfibis i invertebrats (Knapp & Matthews, 2000; Miró et al., 2018; 2010; Tiberti, 2017). Els efectes de les espècies invasores no són iguals a tots els ecosistemes (Brinsmead & Fox, 2002; Holmes et al., 2016), diferents variables que hi influeixen són l'estratègia alimentària, la disponibilitat de recursos i la seva abundància, l'existència d'espècies vicariants i/o depredadores, els punts de refugi, la composició biogeoquímica i les condicions ambientals (Bramm et al., 2009; Brooks & Dodson, 1965; Hrbáček, 1962; Post & Palkovacs, 2009).

La alteració del cicle dels nutrients per presència d'espècies piscícoles al·lòctones com la truita comuna i el barb roig pot derivar a l'eutrofització (Leah et al., 1980; Reinertsen & Langeland, 1982; Stenson et al., 1978), ja que segons l'alimentació d'aquestes hi ha diferents vies que condueixen a l'eutròfia, la mobilització del carboni cap a la columna d'aigua mitjançant la ingesta de preses bentòniques, o la proliferació de fitoplàncton degut a la falta de depredador, zooplàncton, al ser ingerit pels peixos (Andersson et al., 1978; Buchaca et al., 2016). Alguns estudis han demostrat que una reducció en la seva població produeix cert retorn a l'oligotròfia (Cronberg, 1980; Olrik et al., 1984; Reinertsen & Olsen, 1984), mentre que altres estudis han observat que l'erradicació de les espècies al·lòctones pot permetre la recuperació de les comunitats aquàtiques existents anteriorment, gràcies a la manca de depredació per part dels peixos i la presència d'ous de zooplàncton en diàpauza als sediments, així com altres sistemes de dispersió que permeten el retorn a l'equilibri (Lazzaro, 1987). El temps necessari pel retorn a l'estat ecològic inicial (abans de la introducció d'espècies al·lòctones) pot requerir anys, dècades o segles depenent de la severitat de l'impacte i el desenvolupament de les espècies autòctones presents (Donald et al., 2011; Pope, 2008; Riera et al., 2017).

El desconeixement general de l'impacte ecològic de les espècies al·lòctones que habiten en els llacs de muntanya dels Pirineus (Elguea et al., 2017) evidencia la necessitat d'ampliar i divulgar el coneixement sobre aquests ecosistemes i els efectes de la presència d'espècies al·lòctones. Al 2014 s'inicià el projecte LimnoPirineus del programa LIFE+, enfocat en la millora de l'estat de conservació d'estanys, rius i molles, així com de les espècies associades, i la divulgació del

valor patrimonial en l'alt Pirineu. Els ambients inclosos en el projecte formen part del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, el Parc Natural de l'Alt Pirineu i l'Estanho de Vilac (LIFE+ LimnoPirineus, 2019). Entre les actuacions que es duen a terme durant el projecte hi consta l'eliminació de les espècies de peixos invasores, actuació en la que s'ha emmarcat la realització d'aquest Treball Final de Grau.

Aquest treball s'enfoca en l'anàlisi de la dieta de la truita comuna (*Salmo trutta*) com a metodologia d'estudi per a la diagnosi del seu impacte en l'Estany de Dellui (Vall de Boí, Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici).

1.1 MARC CONCEPTUAL

Quan un ecosistema aquàtic que de manera natural no té peixos, com ara els estany d'alta muntanya, és envaït per peixos, les abundàncies d'amfibis, invertebrats i zooplàncton es poden veure afectades depenent de la seva dieta (De Mendoza et al., 2012; Knapp, 2001; Tiberti, 2017). La concentració i la suspensió de carboni es veu afectada per la presència de peixos bentònics, ja que aquests a l'alimentar-se del bentos (organismes que viuen sobre el substrat aquàtic) mobilitzen el carboni cap a la columna d'aigua a través de les defecacions. El fet d'alimentar-se de les larves aquàtiques d'espècies d'insectes, que tenen una fase alada aèria, evita que es pugui exportar part del carboni aquàtic al medi terrestre, com s'esperaria en absència de peixos (Buchaca et al., 2016).

Per efecte de cascada tròfica (Carpenter et al. 2001), la predació dels peixos sobre els invertebrats aquàtics, especialment si depreden sobre el zooplàncton, faria augmentar les preses d'aquests, el fitoplàncton (Brooks & Dodson; Buchaca et al., 2016; Gliwicz & Rowan 1984; Hrbàček, 1962; Ventura et al.; 2016). L'augment del fitoplàncton afavoreix l'eutrofització del medi aquàtic ja que augmenta la torbesa de l'aigua i perjudica les poblacions de macròfits degut a la falta de llum (Bramm et al., 2009; Buchaca et al., 2016; Garcia et al., 2018; Lazzaro 1987). La presència de macròfits regula els nutrients, ofereix refugi a la fauna i oxigena el sediment (Brix, 1993). La seva absència en l'ecosistema i l'excés de producció del fitoplàncton pot derivar a la proliferació de descomponedors anòxics en el sediment, afavorint el procés d'eutrofització (Khan et al., 2014).

En la **figura 1** s'observa un model d'ecosistema lenític d'alta muntanya amb presència d'espècies de peixos al·lòctones, la truita comuna i el barb roig. El barb roig, de menors dimensions, queda arrecerat al litoral on troba refugi, ja que individus adults de truita poden alimentar-se d'ell (Sostoa et al., 1990).

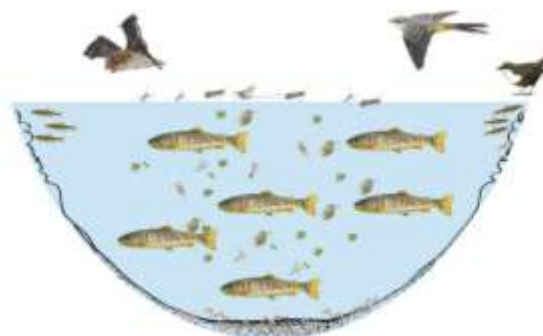


Figura 1: Esquema de la biodiversitat i la seva distribució espacial en un estany d'alta muntanya amb presència de la truita comuna i el barb roig. (Font: www.lifelimnopirineus.eu)

En absència de peixos, la comunitat natural que esperàriem trobar en aquests ecosistemes d'alta muntanya es pot veure representada a la **figura 2**. El zooplàncton estaria format majoritàriament per crustacis i rotífers (Donald et al., 2011; Guisande et al., 2003). Tant els crustacis com els rotífers s'alimenten de fitoplàncton, però en absència de peixos són els crustacis de grans dimensions (calanoids i cladòcers) els que predominen sobre la resta, crustacis petits (generalment ciclopoids i cladòcers petits) i rotífers, al ser més competius degut a les seves característiques morfològiques (Brooks & Dodson, 1965).



Figura 2: Esquema de la biodiversitat natural i la seva distribució espacial en un estany natural d'alta muntanya en absència d'espècies de peixos. (Font: www.lifelimnopirineus.eu)

2. OBJECTIUS

Atesa la importància de conèixer l'impacte ecològic de les espècies de peixos al·lòctons en els estanys d'alta muntanya, per tal de millorar l'estat de conservació d'aquests ecosistemes considerats Hàbitats d'Interès Comunitari, els objectius generals d'aquest treball són dos:

1) Estudiar la composició i els patrons temporals de la dieta de la truita comuna (*Salmo trutta*) a un estany pirinenc d'alta muntanya, l'Estany de Dellui, (Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici) on és l'única espècie piscícola present. Per a l'estudi de la variabilitat temporal es van comparar les dietes de la truita a l'Estany de Dellui entre els anys 2014 i 2017. Al tractar-se del mateix ecosistema, no s'esperava trobar diferències interanuals en la dieta de la truita

2) Comparar la composició de la dieta de la truita comuna observada a l'Estany de Dellui de 2014 amb dades procedents d'estudis de la dieta de la truita comuna en ecosistemes aquàtics propers:

a) L'Estany del Mig de Dellui on la truita comparteix hàbitat amb una altra espècie al·lòctona, el barb roig (*Phoxinus sp.*). Pel que fa a la hipòtesi d'estudi, s'esperaven trobar diferències en la dieta de la truita entre l'Estany de Dellui i l'Estany del Mig de Dellui ja que es creu que la presència del barb roig influeix en la disponibilitat de preses per la truita.

b) El Riu de Dellui, un ecosistema fluvial amb major disponibilitat d'hàbitats i de recursos. Pel que fa la hipòtesi d'estudi, s'esperaven trobar diferències en la dieta de la truita entre l'Estany de Dellui i el Riu de Dellui degut a la presència en el riu d'una comunitat d'invertebrats (preses) més diversa i una major disponibilitat d'hàbitats.

3. MATERIALS I MÈTODES

3.1 DESCRIPCIÓ DE L'ÀREA D'ESTUDI

L'estudi realitzat en aquest treball s'ha centrat en tres de les masses d'aigua del circ glacial de Dellui (Vall de Boí) dintre el Parc Nacional d'Aigüestortes i l'Estany de Sant Maurici: l'Estany de Dellui (s'anomenat Estany Gran de Dellui al llarg del treball per a diferenciar la nomenclatura d'una forma més àgil), l'Estany del Mig de Dellui i el Riu de Dellui [Fig. 3].

És una circ glacial situada a uns 2300 metres d'altitud, modelada pel pes de les plaques de gel de les darreres glaciacions del quaternari (Rebagliato et al., 1988) i sobre sòl silícic, concretament granit i til·lita (Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya [ICGC], n.d.), el que caracteritza la química de l'aigua (Catalan, 1993), provinent de la pluja i el desgel. El clima és fred i plujós, tenint estius suaus i hiverns per sota dels 0 graus amb neu abundant fins al maig (Generalitat de Catalunya, 2019). Aquestes circumstàncies afavoreixen la formació hivernal d'una capa de gel sobre la superfície aquàtica, marcant una forta estacionalitat amb períodes foscos on manca la interacció amb l'exterior (Bartumeus et al., 2009).

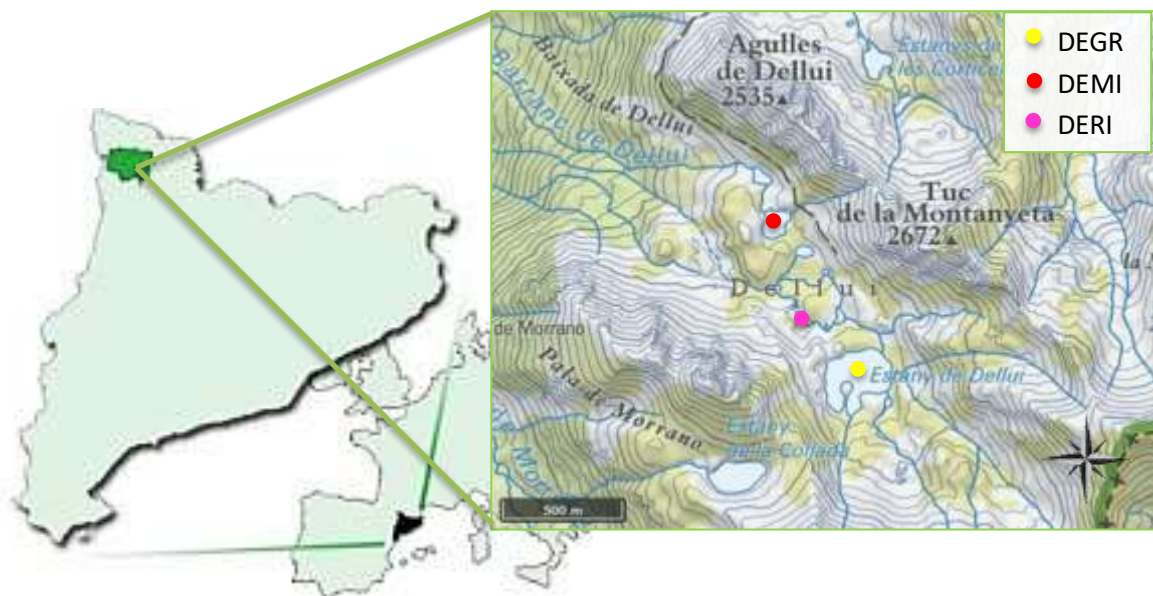


Figura 3: Mapa topogràfic del circ de Dellui amb la localització de les masses d'aigua estudiades: DEGR (Estany Gran de Dellui), DEMI (Estany del Mig de Dellui) i DERI (Riu de Dellui). (Font: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya i [http://parcsnaturals.gencat.cat/es/aiguestortes.](http://parcsnaturals.gencat.cat/es/aiguestortes))

La flora del paisatge que envolta els estanys correspon al estatge alpí amb algunes traces d'estatge subalpí, presentant prats anuals i la presència d'espècies vegetals com el neret (*Rhododendron ferrugineum*), la boixerola (*Rrctostaphylos uva-ursi*), la bruguerola (*Calluna vulgaris*) i algun petit grup o individu aïllat de pi negre (*Pinus uncinata*) o avet (*Abies alba*). Al litoral dels estanys es poden trobar macròfits com l'esparagania (*Sparaganium angustifolium*), els isoèts (*Isoetes lacustres* i *Isoetes echinospora*), la pastura d'aigua (*Potamogeton berchtoldii*), la subulària (*Subularia aquàtica*) i l'asprella (*Nitella sp.*), entre altres (Guixé & Llobet, 2018).

Els vertebrats nadius amb més interacció al medi aquàtic són els amfibis: el tritó palmat (*Lissotriton helveticus*), el tritó pirinenc (*Calotriton asper*) i la granota roja (*Rana temporaria*). Però també intervenen aus com el grasset de muntanya (*Anthus spinoletta*), el pardal d'ala blanca (*Montifringilla nivalis*), el colit gris (*Oenanthe oenanthe*) i la cotxa fumada (*Phoenicurus phoenicurus*); i quiròpters com el ratpenat muntanyenc (*Hypsugo savii*) i l'orellut alpí (*Plecotus macrobullaris*) (Buchaca et al., 2016; Guixé & Llobet, 2018).

En la columna d'aigua trobem diferents grups de fitoplàncton: cloròfits, criptòfits, diatomees, dinòfits i cianobacteris (Buchaca et al., 2016). I algunes espècies de zooplàncton incloses en els grups dels cladòcers, ciclopoids, calanoids, ostracodes i rotífers (Buchaca et al., 2016). Al medi bentònic hi viuen invertebrats, principalment dípters, tricòpters, coleòpters, efemeròpters, odonats, plecòpters, megalòpters, àcars, oligoquets, hirudinis, bivalves i gasteròpodes. Alguns d'aquests grups poden ocupar la columna d'aigua al llarg del seu cicle, com les pupes de dípters de la família dels quironòmids.

3.2 DESCRIPCIÓ DELS PUNTS DE MOSTREIG

Les masses d'aigua estudiades han sigut: l'Estany Gran de Dellui a; l'Estany del Mig de Dellui; i el Riu de Dellui, cal remarcar que aquest riu no es troba connectat a cap dels dos estanys estudiats. Les característiques definitòries de cada punt de mostreig es mostren a la **Taula 1**. Els acrònims que s'utilitzen per a cada massa i època de mostreig al llarg de l'informe són:

- DEGR14: Estany Gran de Dellui, mostrejat a l'agost de 2014.
- DEGR17: Estany Gran de Dellui, mostrejat al setembre de 2017.
- DEMI14: Estany del Mig de Dellui, mostrejat al juliol de 2014.
- DEMI15: Estany del Mig de Dellui, mostrejat al juliol de 2015.
- DERI15: Riu de Dellui, mostrejat al juliol de 2015.

Taula 1: Característiques principals de les masses d'aigua objecte d'estudi.

L'extracció de peixos fa referència a una acció realitzada en el marc d'actuació del projecte LIFE+ LimnoPirineus.

	DEGR 2014	DEGR 2017	DEMI 2014	DEMI 2015	DERI15
Coordenades	La: 42,5475998°N Lo: 0,9477252°E	La: 42,5475998°N Lo: 0,9477252°E	La: 42,5533257°N Lo: 0,9434226°E	La: 42,5533257°N Lo: 0,9434226°E	La: 42,5497666°N Lo: 0,9449368°E
Altitud (msnm)	2349	2349	2314	2315	2251
Superfície (ha)	5,12	5,12	1,09	1,09	-
Fondària (m)	15	15	6,2	6,2	-
Cabal ($l \cdot s^{-1}$)	-	-	-	-	13,9
Espècies de peixos	<i>S. trutta</i>	<i>S. trutta</i>	<i>S. trutta</i> i <i>Phoxinus sp.</i>	<i>S. trutta</i> i <i>Phoxinus sp.</i>	<i>S. trutta</i>
Abundància de peixos (CPUE)	11,4	11,4	7,5 <i>S. trutta</i> 1,25 <i>Phoxinus Sp.</i>	5,5 <i>S. Trutta</i> 0,75 <i>P. Sp.</i>	-
Extracció de peixos	No	No	No	Sí	Sí
Mostreig	Agost de 2014	Setembre de 2017	Juliol de 2014	Juliol de 2015	Juliol de 2015

Tot i que per a la realització d'aquest Treball Final de Grau s'han utilitzat dades obtingudes en anys anteriors (2014, 2015 i 2017), cal mencionar, que a l'agost de 2018 vaig participar activament en les actuacions d'extracció de peixos invasors a diferents estany i llacs dels Pirineus, sent una de les gestions de restauració del projecte LIFE+ LimnoPirineus, i en mostreigs d'organismes bentònics d'equips d'investigació implicats en el projecte, entre ells l'equip d'investigadors d'ecosistemes aquàtics d'alta muntanya del CEAB. Entre els mesos d'octubre, novembre, desembre de 2018 i gener de 2019, vaig realitzar al laboratori l'anàlisi complet del contingut estomacal de les truites extretes de l'Estany Gran de Dellui de l'any 2014 (DEGR14) i 2017 (DEGR17) i, en el darrer semestre (curs 2018/2019), l'anàlisi estadística de les dades.

3.3 ESPÈCIE D'ESTUDI: TRUITA COMUNA – *Salmo trutta* (LINNAEUS, 1758)



Figura 4: Truita comuna (Salmo trutta). Font: www.lifelimnopirineus.eu

La truita comuna [Fig. 4] és originària de la regió paleàrtica, present principalment en rius, tot i que també en estanys i llacunes. A Catalunya es consideren nativa, exceptuant les conques de la Sènia, el Francolí, el Besos, el Fluvià i els estanys d'alta muntanya, on es consideren introduïdes degut a l'interès comercial i esportiu (Andreu et al., 2012). Habita aigües fredes i molt oxigenades, majoritàriament rius, però també es pot trobar en estanys (Sostoa et al., 1990), generalment en les capes superior de la columna d'aigua (zona litoral i pelàgica) (Elliot, 2011).

Presenta un cos fusiforme adaptat a la natació, pot depassar els 60cm de llargada depenent de les dimensions de la massa aquàtica on habita, i té una coloració groc verdosa amb taques negres i vermelles (Sostoa et al., 1990). El cap és més gran en mascles i l'abdomen més ample i arrodonit en femelles. Assoleix la maduresa sexual als 2 anys d'edat, considerant-se alevins fins als 25mm. Els juvenils són gregaris i els adults territorials (Sostoa et al., 1990).

En l'època reproductora, entre els mesos d'octubre i novembre, quan la temperatura es manté entre els 5 i 10 °C, realitzen postes d'uns 1000 a 4000 ous, enterrant-los en platges de sorra o lleres de grava. Al Pirineu, els alevins triguen de 6 a 7 mesos en emergir i tenen una longevitat de 6 - 7 anys (Aparicio et al., 2018; Sostoa et al., 1990).

Els alevins s'alimenten de larves d'insectes i zooplàncton de grans dimensions. A mesura que creixen desenvolupen una estratègia de caça més activa i diversifiquen la dieta, ingerint altres tipus d'invertebrats. A partir dels 35 cm també poden alimentar-se de peixos (Sostoa et al., 1990) i fases aquàtiques d'amfibis. En males condicions lumíniques i temperatures baixes l'eficiència de caça es redueix (Elliot, 2011; Öhlund, 2015), i en presència d'altres espècies de peixos la dieta pot variar degut a la competència i la territorialitat (Amundsen, 1994; Kahilainen & Lehtonen, 2002).

3.4 MÈTODES DE CAPTURA

Per les captures de peixos d'aquest estudi s'han utilitzat 3 metodologies, una pel riu i dues de diferents pels estanys.

En les captures al riu de Dellui s'ha utilitzat la pesca elèctrica, aquesta tècnica es basa en crear un camp elèctric al submergir l'ànode i el càtode en l'aigua, on primerament els peixos es senten atrets per l'ànode. A l'apropar-s'hi, el camp elèctric els produeix una contracció muscular que els immobilitza durant uns segons, moment en el que es pesquen a través d'un salabre (Reynolds, 1996). Aquesta metodologia es fa servir en masses d'aigua poc fondes com rius o litoral d'estanys, on els peixos troben refugi entre rocs, graves i vegetació (Bohlin et al., 1989). Donada la baixa concentració de sals minerals pròpia dels medis aquàtics d'alta muntanya, que redueix l'efectivitat habitual d'aquest sistema, s'ha decidit emprar un motor Honda de 1,5 Kw, amb voltatge efectiu de captura aproximadament als 960 V i 1 ampers.

Pel que fa als llacs, s'han utilitzat dues metodologies de pesca diferents: les xarxes mutimalla en les zones centrals més profundes (CEN 14757:2015) i les nanses tipus gànguil en la zona litoral. Les xarxes multimalla són xarxes homologades de longitud i amplada variable, seleccionant-se segons diàmetre i fondària del punt de mostreig. El pas de llum és de 5 a 10mm, fent-se ús d'uns o altres segons la mida del peix observada a la zona. Les xarxes es col·loquen estratègicament, seguint patrons o delimitant espais freqüentats al llarg i ample de l'estany, es van revisar un cop cada 24h. Les nanses de tipus gàngil, es van far servir per capturar barb roig al litoral de l'Estany del Mig de Dellui i també al 2014 en l'Estany Gran de Dellui per a comprovar l'absència de barb roig. Les truites que també es van capturar amb aquesta tècnica, es van aprofitar per a l'estudi de la seva dieta. Les nanses presenten una vela frontal d'1,5m amb funció de barrera a la direcció natatòria del peix i 3 compartiments estancs en el seu interior, per evitar la fugida un cop aquest s'ha introduït en la trampa (Clavero et al., 2006). Es van disposar estratègicament al litoral d'estanys, deixant part de l'últim compartiment en la superfície per tal d'evitar la mort d'individus pulmonats atrapats al seu interior. La freqüència de revisió també va ser d'un cop cada 24h.

Posteriorment a la recol·lecció dels individus capturats, es van prendre mesures de pes (en mil·ligrams) i longitud (en mil·límetres, des de l'inici del cap a la bifurcació de l'aleta caudal), i es va determinar el sexe (mascle, femella o indeterminat en alevins). Finalment, es van congelar per tal de ser conservats per a l'anàlisi del contingut estomacal i l'extracció d'otòlits, els quals s'usen en estudis paral·lels per determinar l'edat dels peixos.

Per l'estudi dels macroinvertebrats aquàtics del bentos, com a recurs tròfic de la truita, es va utilitzar el mètode "Sweep Sampling" tenint en compte incloure tota la diversitat d'hàbitats del litoral de cada estany. El mètode es basa en realitzar 30 passades d'una xarxa de forma cònica (salabret) de 26 cm d'obertura i 250µm de llum de malla sobre el substrat del litoral. Addicionalment, es van mostrejar acuradament 2 còdols grans per recollir els macroinvertebrats que viuen fixats al damunt i que poden no ser capturats en el "sweep sampling".

3.5 ANÀLISI DEL CONTINGUT ESTOMACAL DE LA TRUITA

Al laboratori, els individus capturats es van descongelar i se'n va fer la dissecció per tal d'extreure'n els estòmacs. L'anàlisi del contingut estomacal va constar de dues parts: el recompte del nombre d'individus presents i la seva identificació taxonòmica. Moltes mostres de contingut estomacal presentaven una descomposició avançada pel que es comptaven els fragments trobats, sent com a mesura "d'individu" un únic fragment d'aquest, habitualment el segment més quitinós, com ara el cap (sencer o una part), l'abdomen o un segment toràcic. La identificació taxonòmica es va fer a nivell d'ordre o família, diferenciant entre individus aquàtics o terrestres i, assignant la seva pertinença al bentos (fons de l'estany) o a la columna d'aigua. Tant el recompte com la classificació taxonòmica es van fer sota la lupa i per a la identificació taxonòmica es va fer servir la guia "Invertébrés d'eau douce" de Henri Tachet (2010).

3.6 ANÀLISI ESTADÍSTICA DE LES DADES

Per a l'observació de les tendències alimentaries de cada grup s'han realitzat **gràfics d'abundàncies relatives** en columnes apilades, on es representa el percentatge de l'abundància relativa de cada grup taxonòmic, en l'eix de les abscisses, i el número d'estómac, en l'eix de les ordenades.

L'estratègia alimentària de la truita respecte cada punt de mostreig es va observar mitjançant el **gràfic d'Amundsen**. En l'eix de les abscisses, es representa de l'1 al 100 l'abundància específica, i en l'eix de les ordenades, de 0 a 1 la freqüència d'ocurrència. Les equacions per aquests eixos són:

$$\% Fi = (Ni/N) \times 100$$

Fi = freqüència d'ocurrència de la presa
 Ni = nombre d'estòmacs que contenen la presa i
 N = nombre total d'estòmacs

$$\% Ai = (\sum Si / \sum St) \times 100$$

Ai = abundància específica de la presa i
 Si = contingut estomacal d'aquells que continguin la presa i
 St = contingut estomacal total de tots els estòmacs.

Segons la posició dels tàxons al gràfic es descriuen diferents característiques que es poden interpretar a través de la **figura 5**. La meitat superior indica especialització de la dieta, trobant-se preses dominants en la ingesta per a la major part de la població depredadora en el quadrant dret, i preses específiques per a un sector o individus aïllats d'aquesta en el sector esquerre. La meitat inferior, indica generalització de la dieta, definint-se com a preses rares les que apareixen en els sectors esquerre. Les preses de reduïda abundància però consumides freqüentment per la major part de la població apareixen en el sector dret. Per últim, l'acumulació dels punts en el triangle superior dret indica un rang estret en el nínxol de preses, mentre que l'acumulació en el triangle inferior esquerre indica un rang ample (Amundsen et al., 1990).

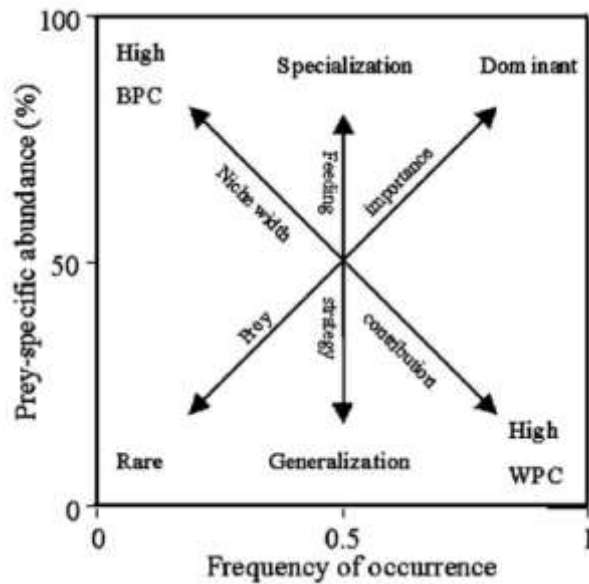


Figura 5: Esquema per a la interpretació dels resultats d'Amundsen. BPC: component entre fenotips. WPC: component dins del fenotip. (Font: Amundsen et al. (1990))

Per comparar les riqueses del contingut estomacal de la truita entre grups (masses d'aigua mostrejades) s'han utilitzat les **corbes de rarefacció**, ja que al comptar amb un nombre de mostres (estòmacs) diferents a cada grup, aquestes permeten estimar la riquesa en el punt amb nombre de mostres màxim i comú per a tots els grups (Gotelli & Colwell, 2001). Es representa per mitjà de corbes (una per grup), presentant la riquesa mitjana de preses en l'eix de les abscisses i l'increment del número de mostres (estòmacs) en les ordenades. S'ha utilitzat el programari lliure *EstimateS* per al càlcul de les corbes de rarefacció (Colwell, 2006) i R-3.5.3 (R Core Team, 2019) mitjançant la plataforma RStudio (RStudio Team, 2015) i el paquet de R "ggplot2" (Wickham, 2016) per a la seva representació gràfica.

Per estudiar la diversitat específica del contingut estomacal de la truita es va calcular l'**Índex de Shannon-Weaver (H')**. Aquest índex pot presentar valors entre 0 i 5 amb tendència a l'infinit però els valors normals es recullen entre 2 i 3. Per sobre de 3 es consideren diversitats elevades i per sota de 2 es parla de baixes diversitats (Shannon & Weaver, 1949). Es calcula per estómac i se'n fa la mitjana per unitat de mostreig (estany). L'equació de l'índex és:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2 \cdot p_i$$

S = nombre d'espècies
 p_i = abundància relativa de l'espècie i: $\frac{n_i}{N}$
 n_i = nombre d'individus de l'espècie i
 N = número de tots els individus de totes les espècies

Com que en el present treball no es va arribar a classificar a nivell d'espècie, es parla de diversitat a nivell d'ordre i en algun cas família.

La proximitat entre abundàncies d'espècies que comparteixen un mateix entorn s'ha estudiat mitjançant l'equitat de l'**Índex de Pielou's evenness (J')**. Aquesta, pren valors entre 0 i 1, on 1

és la igualtat (major part de les espècies amb abundàncies similars) i 0 la variància màxima (espècies amb abundàncies molt diferents entre elles)(Pielou, 1966). L'equació de l'índex és:

$$J' = H' / H'_{\max}$$

H' = nombre derivat de l'índex de diversitat de Shannon
 H'_{\max} = màxim valor possible de H'

Tant per l'Índex de Shannon-Weaver com per l'Índex de Pielou's evenness s'ha realitzat una Anàlisi de la Variància (ANOVA) comparant les mitjanes dels resultats obtinguts entre grups (Spiegel et al., 2007).

S'han contrastat les abundàncies del contingut estomacal amb les de disponibilitat de preses del bentos (macroinvertebrats aquàtics) per mitjà dels **gràfics de composició del bentos**. S'estructura amb les abundàncies relatives en l'eix de les abscisses i grups taxonòmics en l'eix de les ordenades, presentant una columna de contingut estomacal i una altra de composició del bentos per a cada tàxon.

Per a la identificació de patrons d'agrupació dels individus capturats en funció de la composició taxonòmica del seu contingut estomacal s'ha realitzat una **Anàlisi de Coordenades Principals (PCoA)**. PCoA transforma la matriu original dades (abundàncies dels diferents taxons presents en el contingut estomacal de cada individu) a una matriu de similituds o distàncies, les quals es representen en dos eixos de coordenades principals (CoP1 i CoP2), els quals expliquen la major variabilitat de les dades (Paliy & Shankar, 2016). En aquest estudi s'ha fet servir la matriu de distància euclidiana prèvia transformació de dades (transformació de Hellinger ($y'_{ij} = \sqrt{abun.}$)), per tal de reduir el pes dels valors baixos i l'elevada presència de zeros tal i com recomanen Legendre i Gallagher (2001).

Per a testar les diferències en (1) el contingut estomacal dels peixos capturats a DEGR14 i DEGR17, i (2) el contingut estomacal entre el total de les masses d'estudi es va realitzar una **Anàlisi de la Variància Multivariant Permutacional (PerMANOVA)**. Aquest test té com a hipòtesi nul·la que no hi ha diferències en la distribució de les abundàncies dels diferents taxons dels continguts estomacals entre els diferents grups (masses d'aigua) que es comparen. PerMANOVA realitza permutacions entre els valors dels grups de la matriu de distàncies, obtenint-se múltiples combinacions amb els estadístics *pseudo F* corresponents i un *p-valor* final (sent significatiu si *p-valor* ≤ 0,05), que descriu la proporció de *pseudo F* que divergeix de la variació esperada per atzar (Anderson, 2017). En el cas de la PerMANOVA que comparava els continguts estomacals entre totes les masses d'aigua estudiades, es va realitzar també un test *post-hoc* per tal de comparar la significació de les variàncies entre les masses d'aigua dos a dos.

S'han utilitzat els paquets de R "vegan" (Oksanen et al., 2019) i "rstudioapi" (Ushey et al., 2019) per a la realització de les anàlisis PCoA i PerMANOVA.

4. RESULTATS

4.1 COMPOSICIÓ TAXONÒMICA I DIVERSITAT DEL CONTINGUT ESTOMACAL I ESTRATÈGIA ALIMENTÀRIA DE LA TRUITA

A l'Estany Gran de Dellui, es va estudiar el contingut estomacal de 40 individus al 2014 (35 capturats amb xarxes i 5 amb nanses) i 22 al 2017 (capturats amb xarxes), observant només un estómac buit per any. El nombre de tàxons trobades va ser 14, amb la mateixa composició de tàxons als dos anys però amb abundàncies diferents. DEGR14 manté un patró generalment uniforme en tots els individus, on el contingut estomacal va ser dominat per pupes de quironòmid, seguit de cladòcers i invertebrats terrestres [Fig. 6]. El contingut estomacal a DEGR17 va ser dominat per cladòcers o invertebrats terrestres segons l'individu [Fig. 7].

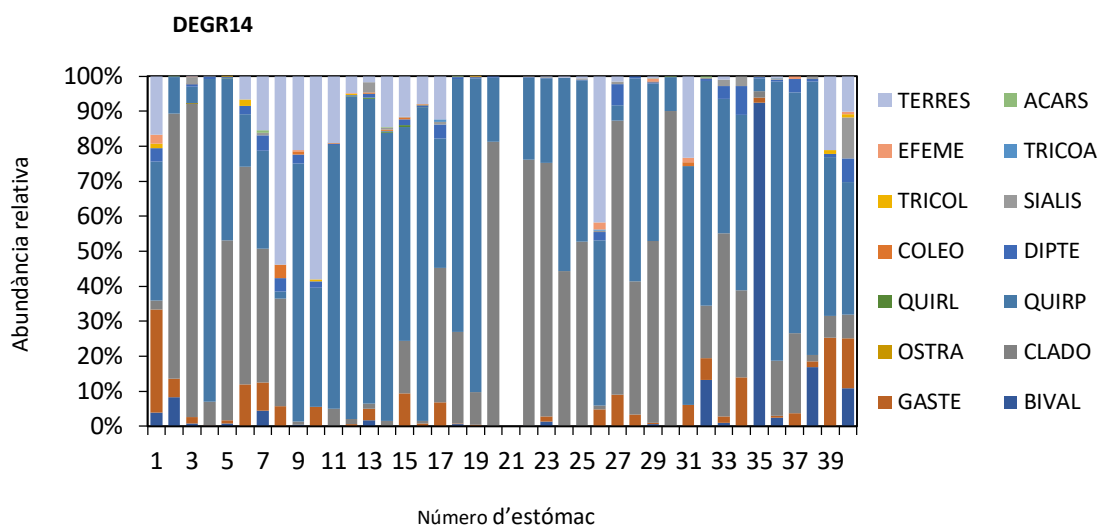


Figura 6: Gràfics d'abundàncies relatives dels diferents taxons del contingut estomacal de l'Estany Gran de Dellui de 2014.

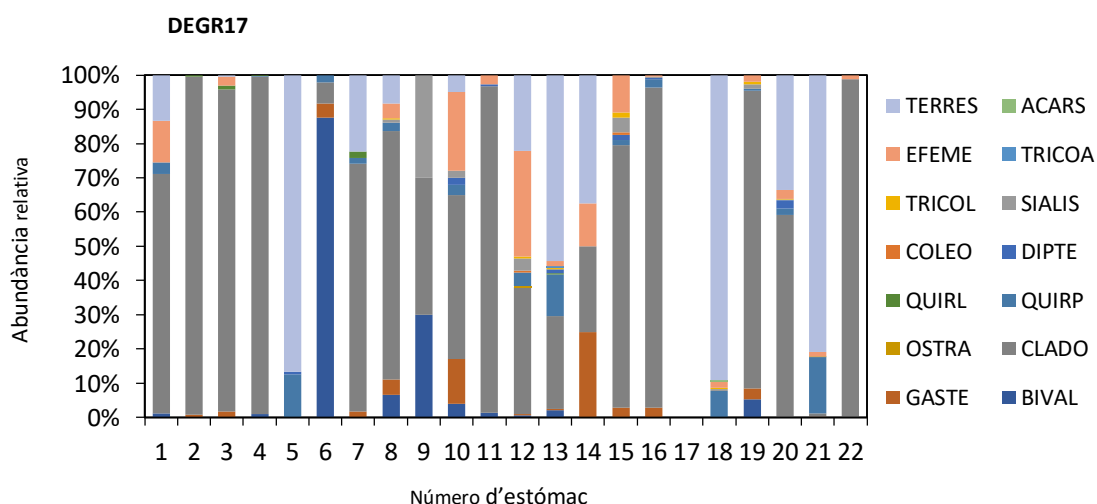


Figura 7: Gràfics d'abundàncies relatives dels diferents taxons del contingut estomacal de l'Estany Gran de Dellui de 2017.

A DEMI14 es va analitzar el contingut estomacal de 25 individus (capturats amb xarxes), on es va trobar 10 tàxons diferents que presenten abundàncies relatives molt diferents en funció de l'individu analitzat. Algunes truites van menjar sobretot invertebrats terrestres, altres cladòcers i un darrer grup macroinvertebrats bentònics, predominantment gasteròpodes i larves de tricòpter [Fig. 8]. Al següent estiu (DEMI15) es van capturar 34 individus (procedents de xarxes), els quals es van alimentar de 13 tàxons diferents, i només es van observar dos estòmacs buits. En 2 individus dels estòmacs es van trobar restes de peix (barb roig), en un grup de 10 van dominar els bivalves (bentònics) i en la resta d'estòmacs van dominar els gasteròpodes, cladòcers, pupes de quironòmids i larves de tricòpter [Fig. 9]. En ambdós mostres es va observar alimentació provinent tant del bentos com de la columna d'aigua.

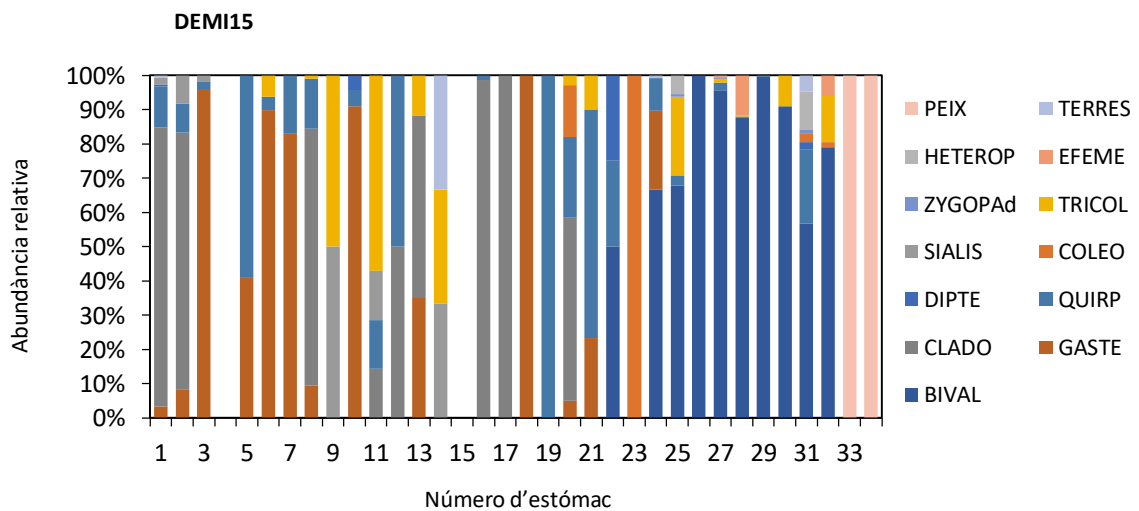


Figura 8: Gràfics d'abundàncies relatives dels diferents tàxons del contingut estomacal de l'Estany del Mig de Dellui de 2014.

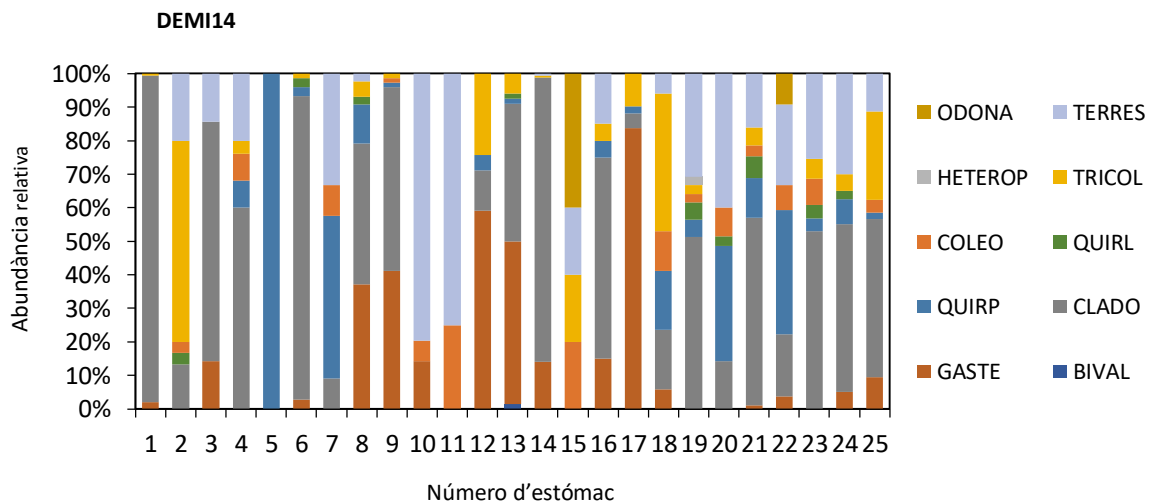


Figura 9: Gràfics d'abundàncies relatives dels diferents tàxons del contingut estomacal de l'Estany del Mig de Dellui de 2015.

Finalment, al riu (DERI15) es va analitzar el contingut estomacal de 28 individus (capturats amb pesca elèctrica), els quals havien consumit 13 tàxons diferents de preses. En aquest medi la

dieta va ser variada, algunes truites presentaven un major percentatge de pupes de quironòmid, altres de larves de quironòmid, altres de larves de tricòpters i altres d'ostracodes [Fig. 10].

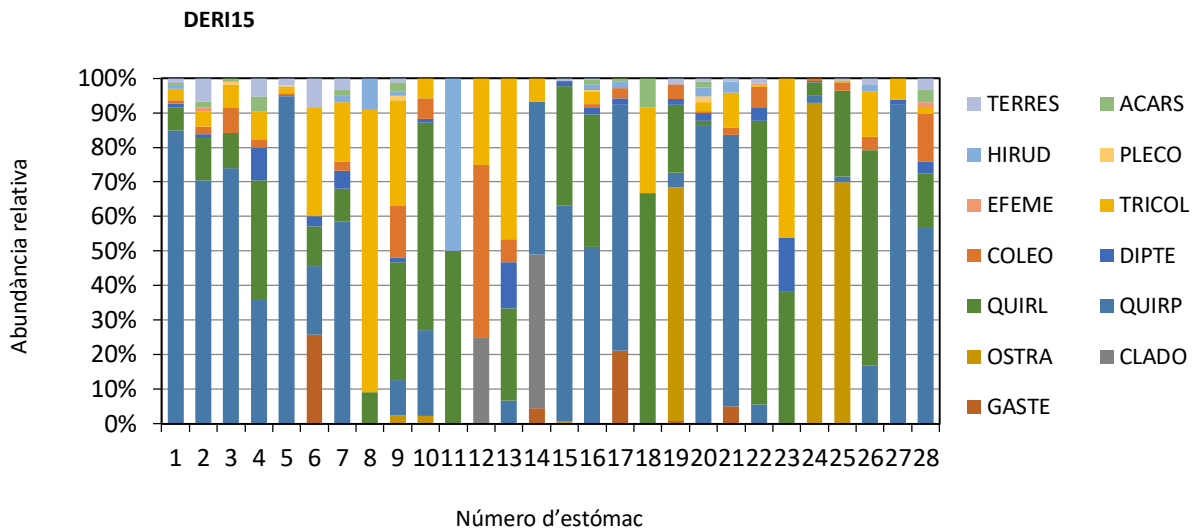
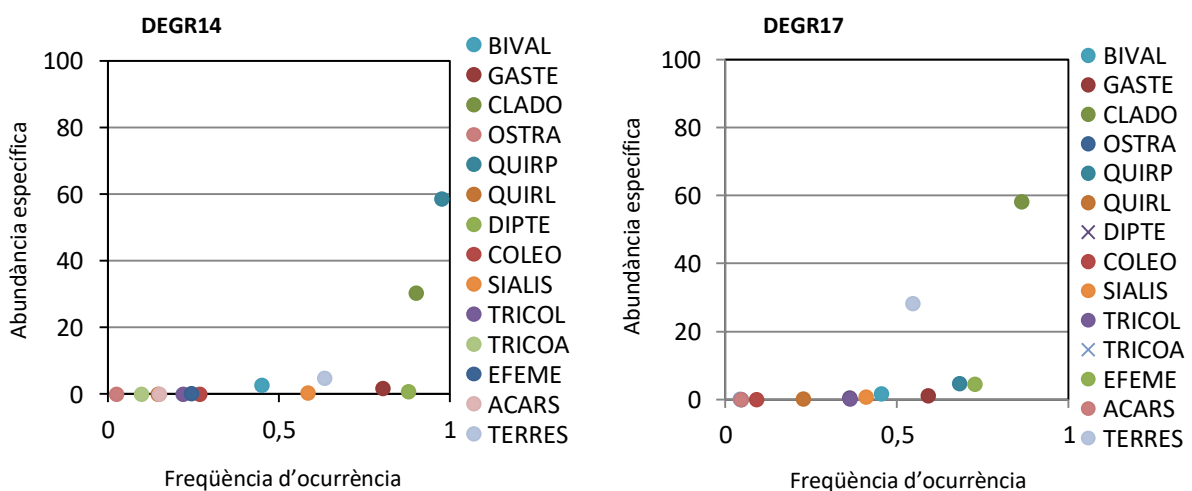


Figura 10: Gràfics d'abundàncies relatives dels diferents tàxons del contingut estomacal del riu de Dellui de 2015.

Pel que fa a l'estratègia alimentària de la truita en les masses d'aigua estudiades, els resultats obtinguts al aplicar la formula d'Amundsen [Fig. 11] remarquen la freqüència d'ocurrència als estòmacs de pupes de quironòmid en la totalitat de les masses aquàtiques, sent la presa més consumida a DEGR14 i DERI15. També apareixen gasteròpodes i invertebrats terrestres en molts estòmacs (DEGR14, DEGR17, DEMI14 i DERI) i cladòcers (DEGR14, DEGR17 i DEMI14), sent aquests els més consumits per les truites de DEGR17 i DEMI14.



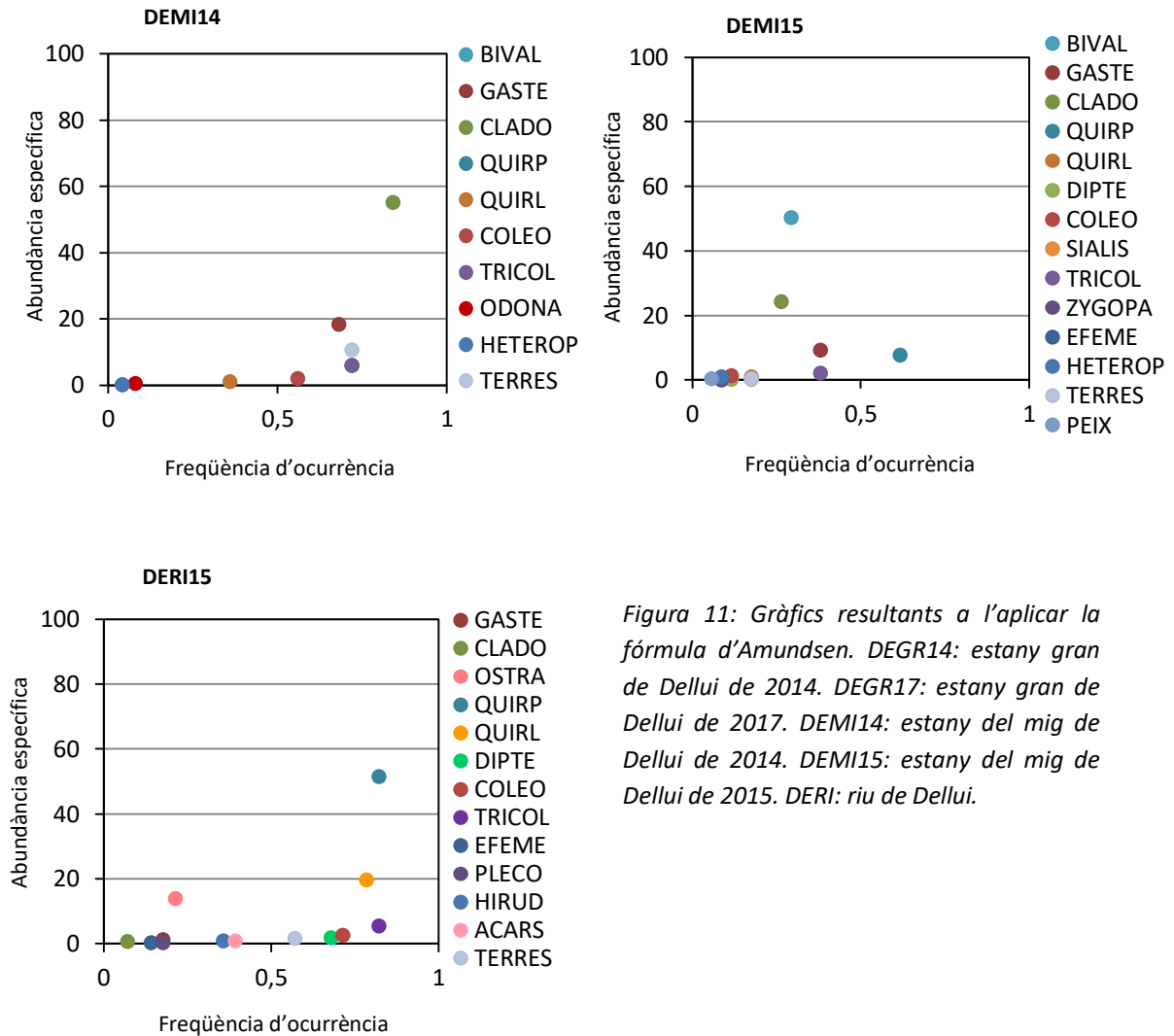


Figura 11: Gràfics resultants a l'aplicar la fórmula d'Amundsen. DEGR14: estany gran de Dellui de 2014. DEGR17: estany gran de Dellui de 2017. DEMI14: estany del mig de Dellui de 2014. DEMI15: estany del mig de Dellui de 2015. DERI: riu de Dellui.

El paper concret de cada un dels tàxons respecte els punts de mostreig es pot consultar a la **Taula 2**, que mostra la classificació de cada tàxon segons la posició d'aquests en els quadrants dels gràfics d'Amundsen. Cladòcers i pupes de quironòmids van representar els tàxons dominants per a DEGR17 i DEMI14, i per DEGR14 i DERI, respectivament. Un únic tàxon, els bivalves, va mostrar especificitat no freqüent en un dels estanys, DEMI15, indicant ingesta específica per a un subgrup dels peixos capturats. En tots els casos la major part dels punts es situen en el triangle inferior esquerre (partint el gràfic per la diagonal central), el que indica un rang ample en el nínxol de preses.

Taula 2. Interpretació dels gràfics d'Amundsen: es descriu el paper de cada tàxon segons el punt de mostreig.

Tàxon	Dominant	Específic no freqüent	Freqüent no abundant	Rar
Àcars				DEGR14, DEGR17, DERI15
Bivalves		DEMI15		DEGR14, DEGR17, DEMI14
Cladòcers	DEGR17, DEMI14		DEGR14	DEMI15, DERI15

Coleòpters		DEMI14	DEGR14, DEGR17, DEMI15, DERI15
Dípters		DEGR14, DERI15	DEGR17, DEMI15
Efemeròpters		DEGR17	DEGR14, DEMI15, DERI15
Gasteròpodes		DEGR14, DEGR17, DEMI14	DEMI15, DERI15
Hirudinis			DERI15
Heteròpters			DEMI14, DEMI15
Odonats			DEMI14
Ostracodes			DEGR14, DEGR17, DERI15
Peixos			DEMI15
Plecòpters			DERI15
Quironòmids larva		DERI15	DEGR14, DEGR17, DEMI14, DEMI15
Quironòmids pupa	DEGR14, DERI15	DEGR17, DEMI14, DEMI15	DEGR17
Sialis		DEGR14	DEGR17, DEMI15
Tricòpters adult			DEGR14, DEGR17
Tricòpters larva		DERI, DEMI14	DEGR14, DEGR17, DEMI15
Zigòpters adult			DEMI15
Invertebrats terrestres		DEGR14, DEGR17, DEMI14, DERI	DEMI15

Degut a que el nombre de continguts estomacals analitzats no és el mateix a totes les masses d'aigua estudiades, no es pot dir amb precisió quines poblacions de truita depreden un major o menor nombre de tàxons. És per aquest motiu que la riquesa taxonòmica del contingut estomacal es va estimar a través de les corbes de rarefacció [Fig. 12], sent molt pròximes i en ordre descendent DEGR17, que és la població que encara no s'aproxima a la asímptota, DEMI15, DEGR14, DERI, amb valors similar de nombre de tàxons consumits, i DEMI14 a major distància, mostrant una riquesa estimada de tàxons més baixa.

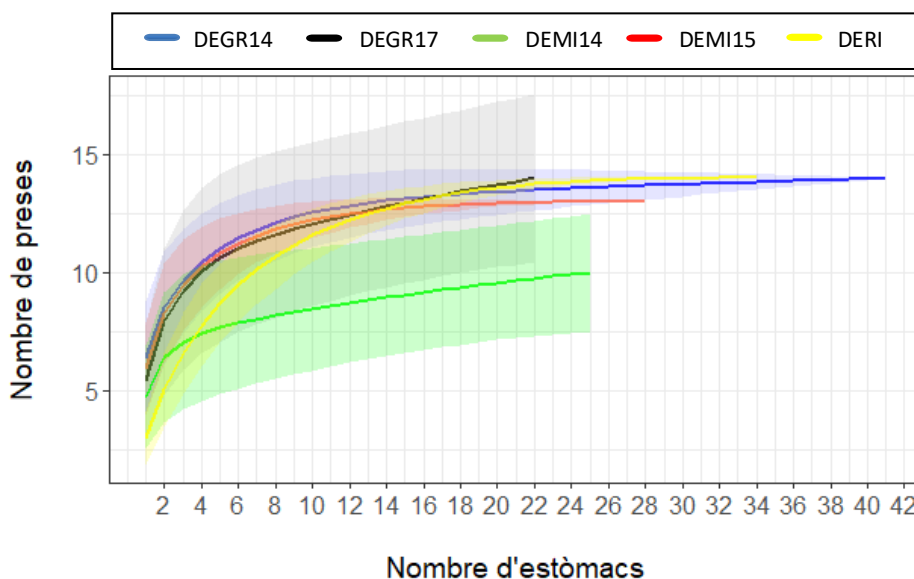


Figura 12: Corbes de rarefacció. Blau: estany gran de Delui de 2014. Negre: estany gran de Dellui 2017. Verd: estany del mig de Dellui 2014. Vermell: estany del mig de Dellui de 2015. Groc: riu de Dellui.

Per estimar la diversitat de la dieta s'han aplicat els índexs de Shannon i Pielou's evenness [Taula 3]. Es pot observar que per a l'Índex de Shannon, els valors van de $0,998 \pm 0,431$ a $0,571 \pm 0,441$, sent DEMI14 el que presenta una diversitat més elevada mentre que DEMI15 presenta més baixa. En l'Índex de Pielou's Evenness, els valors van de $0,639 \pm 0,237$ a $0,412 \pm 0,264$, sent DEMI14 el que presenta una equitat més elevada i, per contra, DEMI17 el que presenta una equitat més reduïda. Es van observar diferències significatives entre les masses d'aigua estudiades, tant per la diversitat de Shannon ($F = 5,414$; $p\text{-valor} = 0$) com per l'Índex d'equitabilitat de Pielou ($F = 3,293$; $p\text{-valor} = 0,012$).

Taula 3. Valors estimats dels índexs de Diversitat de Shannon i Pielou's Evenness del contingut estomacal de les truites en els punts d'estudi ordenats de major a menor.

	Diversitat de Shannon		Pielou's Evenness	
	Grup	Valor \pm error estandard	Grup	Valor \pm error estandard
1	DEMI14	$0,998 \pm 0,431$	DEMI14	$0,639 \pm 0,237$
2	DERI	$0,955 \pm 0,364$	DERI	$0,582 \pm 0,226$
3	DEGR14	$0,855 \pm 0,361$	DEMI15	$0,470 \pm 0,364$
4	DEGR17	$0,706 \pm 0,458$	DEGR14	$0,463 \pm 0,185$
5	DEMI15	$0,571 \pm 0,441$	DEMI17	$0,412 \pm 0,264$

La comparativa dos a dos realitzada amb el test *post-hoc* de Tukey va mostrar que per la diversitat de Shannon hi ha diferències significatives tant entre anys per l'Estany del Mig de Dellui (DEMI) ($p\text{-valor}$: 0,018), com entre els ecosistemes l'Estany del Mig de Dellui i el Riu de Dellui al mostreig de 2015 ($p\text{-valor}$: 0). També hi ha diferències entre DEGR i DEMI a l'inici del projecte (2014) ($p\text{-valor}$: 0,0008), sent DEMI14 el grup amb proporcions de depredació més semblants entre tipologies de presa [Fig. 13].

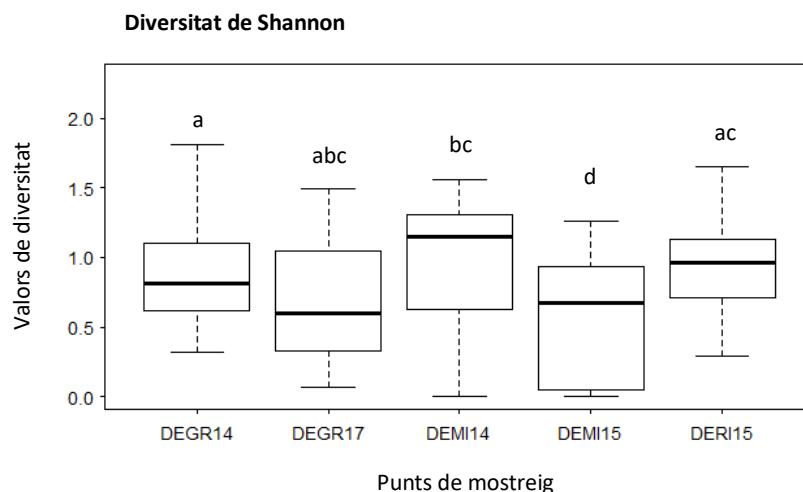


Figura 13: Gràfics de caixes dels resultats obtinguts en la diversitat de Shannon. Significació del *post-hoc* amb lletres a l'extrem superior. DEGR14: Estany Gran de Dellui de 2014. DEGR17: Estany Gran de Dellui de 2017. DEMI14: Estany del Mig de Dellui de 2014. DEMI15: Estany del Mig de Dellui de 2015. DERI15: Riu de Dellui de 2015.

En relació als patrons d'uniformitat, només DEMI14 i DEGR17 (*p*-valor: 0,031) difereixen entre ells, mentre que no hi ha diferències amb els altres, ni entre la resta [Fig. 14].

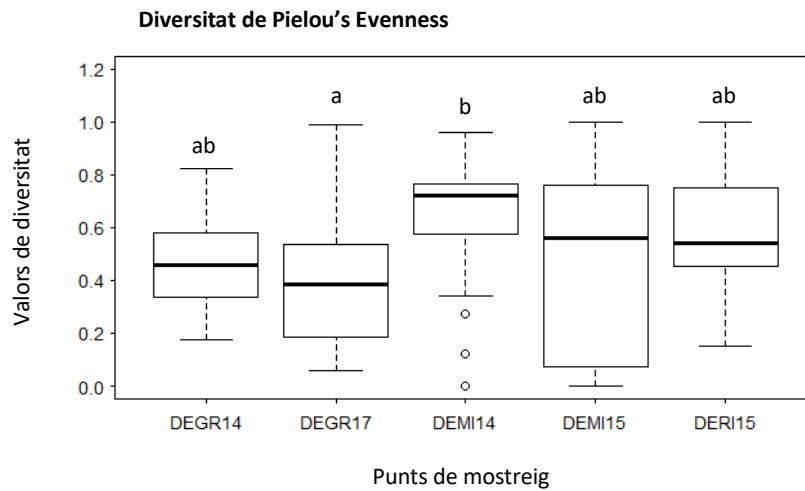


Figura 14: Gràfics de caixes dels resultats obtinguts en la diversitat de Pielou's Evenness. Significació del post-hoc amb lletres a l'extrem superior. DEGR14: Estany Gran de Dellui de 2014. DEGR17: Estany Gran de Dellui de 2017. DEMI14: Estany del Mig de Dellui de 2014. DEMI15: Estany del Mig de Dellui de 2015. DERI15: Riu de Dellui de 2015.

Les dietes de DEGR14 mostren que les truites mengen més a la columna o a la superfície, donat que hi dominen les pupes de quironòmids i els cladòcers. A DEMI14 s'alimenten de gasteròpodes del bentos, però dominen els cladòcers i són freqüents els adults terrestres que cauen a la superfície. Al proper any, DEMI15, continuen consumint mol·luscs del bentos (en aquest cas bivalves), ara preses dominants, juntament amb els cladòcers. Al riu mengen diferents grups del bentos però també pupes de quironòmids, fet que pot indicar aprofitament de la deriva.

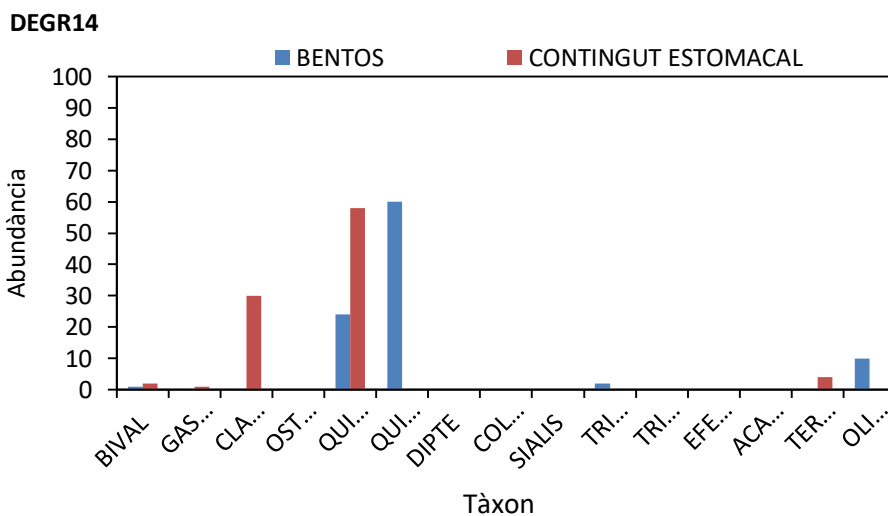


Figura 15: Gràfics de barres de comparació entre l'abundància relativa dels tàxons presents en la composició del bentos i el contingut estomacal de l'Estany Gran de Dellui de 2014.

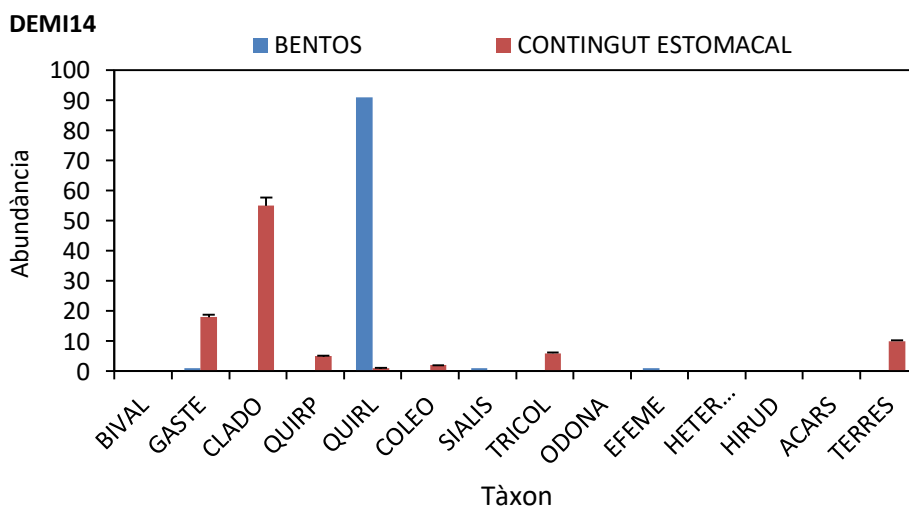


Figura 16: Gràfics de barres de comparació entre l'abundància relativa dels tàxons presents en la composició del bentos i el contingut estomacal de l'Estany del Mig de Dellui de 2014.

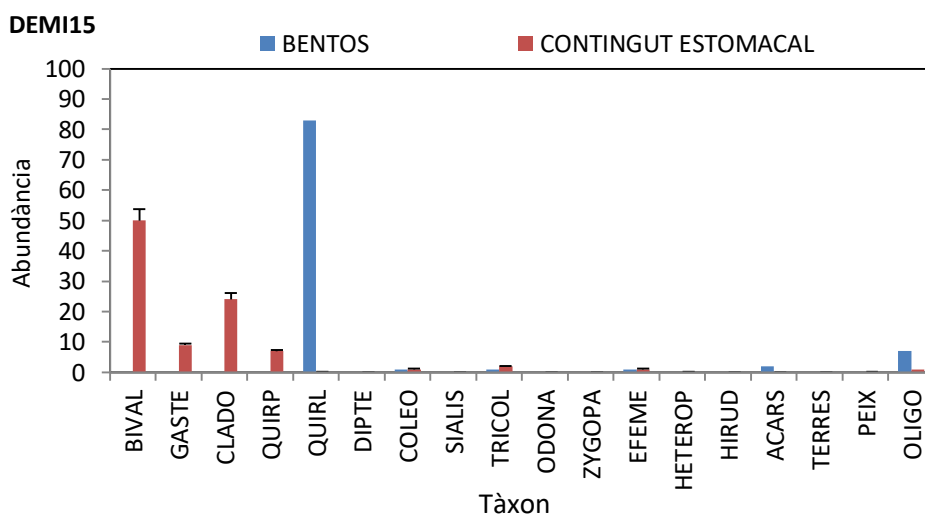


Figura 17: Gràfics de barres de comparació entre l'abundància relativa dels tàxons presents en la composició del bentos i el contingut estomacal de l'Estany del Mig de Dellui de 2015.

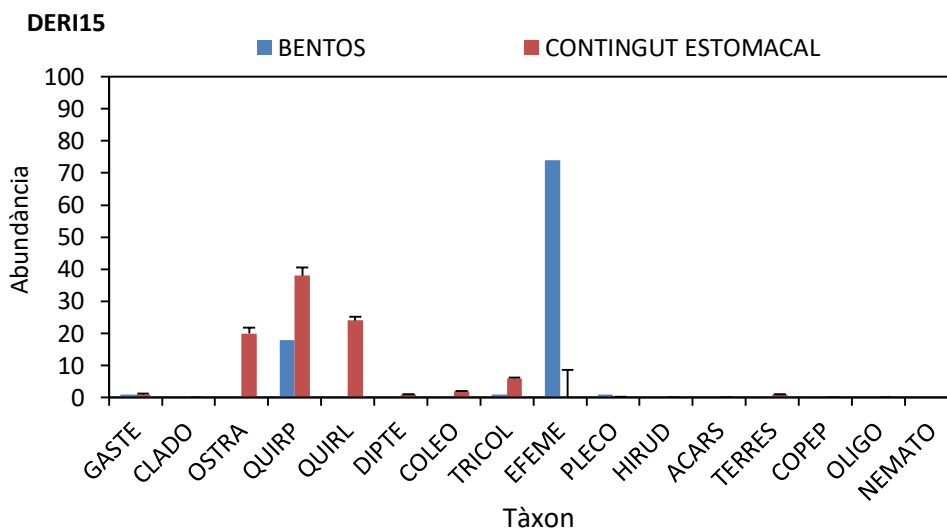


Figura 17: Gràfics de barres de comparació entre l'abundància relativa dels tàxons presents en la composició del bentos i el contingut estomacal de l'Estany del Mig de Dellui de 2015.

4.2 VARIACIÓ INTERANUAL I ENTRE MASSES D'AIGUA EN LA DIETA DE LA TRUITA EN L'ESTANY GRAN DE DELLUI

Per avaluar i comparar la variabilitat de la dieta de la població de truita comuna als dos anys mostrejats a l'estany Gran de Dellui s'ha fet un anàlisi de PCoA a partir d'una matriu de 62 estómacs (casos) i 20 tàxons-preses (variables). Per als tàxons s'han emprat les abundàncies relatives amb la transformació de Hellinger (veure mètodes).

Les dues primeres coordenades principals obtingudes en la PCoA expliquen el 72,49% de la variància acumulada, sent 47,96% i 24,53% la corresponent a cada eix. A la **figura 18** es pot observar la distribució del conjunt d'estómacs estudiats respecte els diferents grups de preses depredades (tàxons). El primer eix està definit per les variables cladòcers a l'extrem positiu i pupes de quironòmids al negatiu, aquests dos grups són les preses més consumides. Aquest primer eix ens descriu un gradient respecte la importància en la dieta de cada truita dels dos grups. El segon eix està definit per les pupes de quironòmid a l'extrem positiu i invertebrats terrestres al negatiu.

Per esbrinar si aquests patrons de dieta observats són freqüents i també per veure l'amplitud que pot tenir la dieta de la truita s'ha fet una segona PCoA, amb una matriu de 149 estómacs (casos) que inclou tots els estómacs estudiats a l'estany Gran de Dellui (DEGR14 i DEGR17), a l'estany del mig de Dellui (DEMI14 i DEMI15) i al riu de Dellui (DERI15), i 20 grups de preses com a variables.

Els dos primers eixos expliquen el 27,55% i el 18,34% de la variància respectivament, amb una variància acumulada del 45,89% explicada conjuntament. El primer eix torna a separar les mateixes preses, les pupes de quironòmid a l'extrem positiu i els cladòcers a l'extrem negatiu, mentre que el segon eix separa les pupes de quironòmid de diferents grups del bentos (mol·luscs bivalves, larves de tricòpter i larves de quironòmid). La dieta de la població de truites del Riu de Dellui queda clarament separada a l'extrem positiu del primer eix, el que indica que els cladòcers no són part de la dieta d'aquesta població, a més com que els estómacs estudiats queden àmpliament distribuïts al llarg del segon eix, el que veiem és que tenen un ampli rang de consum de preses que inclou tots els grups del bentos i les pupes de quironòmid que poden ser bentòniques o part dels organismes arrossegats per deriva d'aquest ecosistema. Si observem la distribució de les truites de DEMI14 i DEMI15 es pot veure que hi ha estómacs distribuïts per tota la gràfica, encara que es pot apreciar un grup més nombrós alimentat de cladòcers l'any 2014 davant d'un grup important que consumeix grups del bentos l'any 2015 [Fig 19].

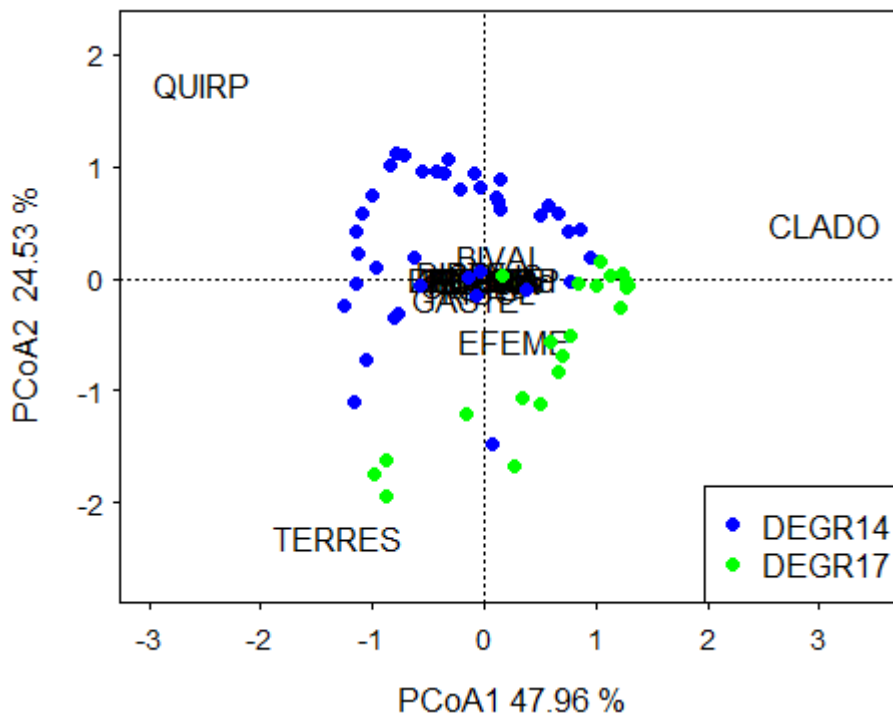


Figura 18: Gràfic de la PCoA per a les components 1 i 2 del contingut estomacal de l'Estany Gran de Dellui, 2014 i 2017. Amb negre es representen els tàxons, amb cercles blaus l'Estany Gran de Dellui de 2014 i amb cercles verds l'Estany Gran de Dellui de 2017.

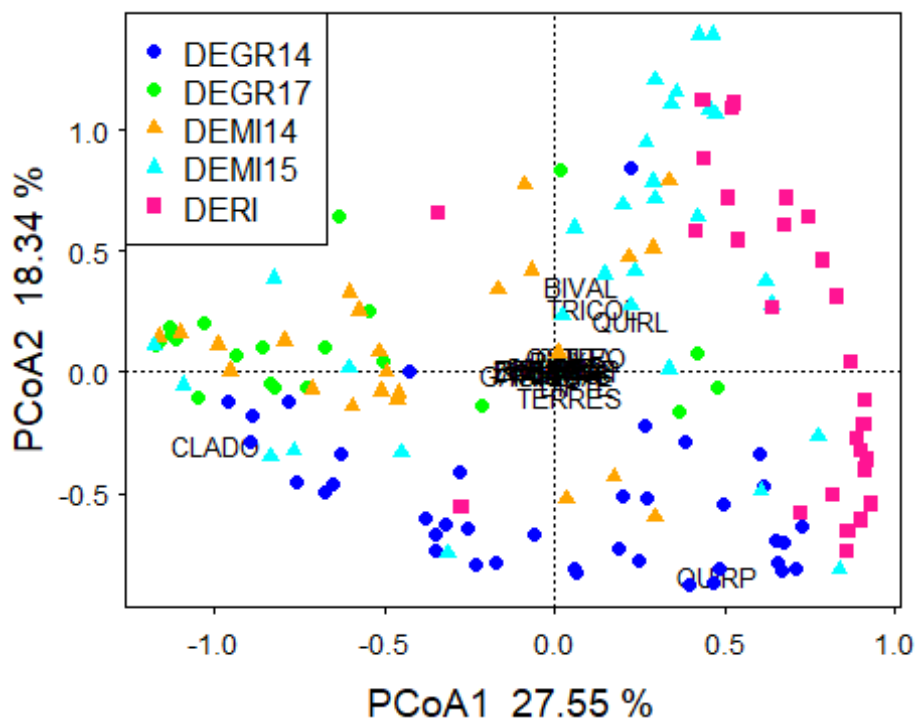


Figura 19: Gràfic de la PCoA per al conjunt de les masses aquàtiques estudiades. En els eixos de coordenades es representen les component principal 1 i 2 del contingut estomacal, en negre es els tàxons i amb diferents simbologies i colors els peixos de cada massa.

4.3 COMPARATIVA DE LA DIETA DE LA TRUITA ENTRE LES MASSES D'AIGUA ESTUDIADAES

S'ha utilitzat PerMANOVA amb l'objectiu de testar les diferències observades en la PCoA, però no s'ha pogut aplicar en la totalitat de les dades. El grup DEMI15 genera problemes en el compliment del supòsit d'homoscedasticitat (*p*-valor: 0,001 ± 0,0005), raó per la qual s'ha anul·lat del test. La comparació en absència d'aquest grup compleix la homoscedasticitat (*p*-valor: 0,305 ± 0,201), confirmant la hipòtesi de que hi ha diferències significatives en el contingut estomacal de les poblacions presents a les masses aquàtiques estudiades ($F' = 12,32 \pm 1$; *p*-valor = 0,001 ± 0). Per a testar les combinacions dues a dues s'aplica el Post-hoc de contrast de variables, obtenint-se diferències significatives per a totes les combinacions [T. 4].

Taula 4. Resultats del Post-hoc de contrast de variables per a tots els grups analitzats al PerMANOVA.

Combinacions	Diferències significatives	Percentatge de la resposta respecte el total de permutacions	P-valor
DEGR14 – DEGR17	Sí	100%	0,001 ± 0,006
DEGR14 – DEMI14	Sí	100%	0,001 ± 0,006
DEGR14 – DERI	Sí	100%	0,001 ± 0,006
DERI – DEMI14	Sí	100%	0,001 ± 0,006
DEMI14 – DEGR17	Sí	86,4%	0,002 ± 0,012
DERI – DEGR17	Sí	100%	0,001 ± 0,006

5. DISCUSSIÓ

La dieta de l'Estany de Dellui, està definida en gran mesura per les pupes de quironòmid i cladòcers l'any 2014 i per cladòcers i invertebrats terrestres l'any 2017, presentant el mateix rang de preses en ambdós anys. La variació en els grups dominants observada pot ser deguda al canvi estacional estiu /tardor en la disponibilitat, ja que el 2014 es mostrejà a finals d'agost, mentre que el 2017 es mostrejà a finals de setembre, podent-se donar el cas que gran part de les pupes de quironòmid ja haurien emergit de l'estany, fent la transformació a la seva fase adulta (Armitage et al., 1997; Margalef, 1983). Llavors, mancant la presència de pupes de quironòmid, les truites s'alimenten d'invertebrats terrestres que cacen en la superfície aquàtica, mantenint l'espai de caça a la zona superficial de la columna d'aigua, ja que tant les pupes de quironòmid (al presentar una fase adulta terrestre) i els invertebrats terrestres (al ser la superfície aquàtica l'única àrea on són accessibles per a la truita) serien depredats a la zona pelàgica (Mendoza, 2013). En aquest primer cas, la hipòtesi esperada de no observar diferències interanuals al mostrejar sobre el mateix espai, es refusa al obtenir diferències significatives entre grups de mostreig, probablement degut als canvis de disponibilitat de preses en relació a l'estacionalitat.

Al comparar el contingut estomacal de les truites de l'Estany de Dellui amb els d'altres ambients, s'observa de forma genèrica que en ecosistemes lenítics els cladòcers tenen un pes important, mentre que en l'ecosistema fluvial mostrejat són molt poc freqüents. Per altra banda, en el riu, es troba un rang ampli de diversitat bentònica ingerida, aquest fet es relaciona amb les característiques del riu, ja que al presentar aigua corrent, organismes planctònics com els cladòcers no hi poden viure (Forró et al, 2007), ja que serien empesos corrent avall, reduint en gran mesura la seva presència. Les pupes de quironòmid es troben en els mostrejos estivals - Riu de Dellui (juliol), Estany del Mig de Dellui (juliol) i Estany Gran de Dellui al 2014 (agost) - tot i que en menor mesura a l'Estany del Mig de Dellui, on la truita comparteix habitat amb el barb roig (*Phoxinus sp.*). En aquest darrer estany, la truita presenta preses tant de la columna d'aigua com bentòniques (amb la ingesta de dos alevins de barb roig), podent ser degut a la competència per la depredació amb l'espècie vicariant (barb roig), que com s'ha esmentat en estudis anteriors (Buchaca et al, 2016), sembla ser una espècie amb major eficiència de depredació. El que implicaria la reducció d'abundància de preses disponibles, fent que la truita hagi d'alimentar-se d'altres preses, ampliant així el rang de depredació.

Així doncs, les darreres hipòtesis esperades (1) observar diferències en la dieta de la truita comuna entre l'Estany Gran de Dellui i l'Estany del Mig de Dellui, i (2) observar diferències en la dieta de la truita comuna entre l'Estany Gran de Dellui i el Riu de Dellui, es compleixen. Obtenint diferències significatives per a tots els ambients en relació a les condicions d'aquests, presència de barb roig en l'Estany del Mig de Dellui i caràcter fluvial en el Riu de Dellui.

Altres estudis realitzats sobre la dieta de la truita comuna en estanys d'alta muntanya dels Pirineus (García, 2016; Pérez, 2018) coincideixen amb els patrons de dominància de cladòcers i pupes de quironòmid, corroborant la possible selecció d'aquests tàxons quan es troben presents en l'hàbitat.

Per obtenir un coneixement més específic de la dieta de la truita comuna a les masses aquàtiques estudiades en el circ de Dellui seria necessari ampliar els coneixements obtinguts en aquest estudi valorant la implicació i els efectes d'altres variables com la sexualitat dels peixos, les fases de desenvolupament i l'efecte de variables ambientals. Així com la repetició en el temps per tal de confirmar patrons observats.

6. CONCLUSIONS

La dieta de la truita comuna (*Salmo trutta*) al circ de Dellui ve definida per la disponibilitat ambiental i la presència de competidors, en aquest cas el barb roig. Ingereix un rang ampli de taxons, presentant invertebrats procedents tan de la columna d'aigua com del bentos, i en algun cas molt excepcional alevins de barb roig.

Als ambients mostrejats, les preses més freqüents i abundants, quan es disposa d'aquestes, són cladòcers i pupes de quironòmids. Altres preses també freqüents però menys abundants són els invertebrats terrestres, gasteròpodes, coleòpters, dípters, efemeròpters, larves de quironòmids, siàlids i larves de tricòpter. En presència de barb roig, s'ha donat el cas d'abundància de bivalves a un subgrup dels individus estudiats.

7. BIBLIOGRAFIA

- Anderson MJ** (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. doi:10.1002/9781118445112.stat07841
- Amundsen P-A** (1994). Piscivory and cannibalism in Arctic charr. *Journal of Fish Biology*, 45(sA): 181–189. doi: 10.1111/j.1095-8649.1994.tb01092.x
- Amundsen P-A, Gabler H-M & Staldivik FJ** (1996). A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology*, 48(4): 607-614. doi:10.1111/j.1095-8649.1996.tb01455.x
- Andersson G, Berggren H, Cronberg G & Gelin C** (1978). Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 59(1): 9-15. doi: 10.1007/BF00017602
- Aparicio E, Rocaspana R, Sostoa A, Palau-Ibars A & Alcaraz C** (2018). Movements and dispersal of brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) in Mediterranean streams: influence of habitat and biotic factors. *PeerJ*, 6(10). doi: e5730. doi:10.7717/peerj.5730
- Armitage PD, Cranston PS & Pinder LC** (1997). The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges. doi: 10.1007/978-94-011-0715-0
- Arts GHP** (2002). Deterioration of Atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany*, 73(4): 373–393. doi: 10.1016/S0304-3770(02)00031-1
- Bartumeus F, Ventura M & Catalan J** (2009). Factors shaping diversity patterns in pelagic rotifer assemblages of high mountain lakes (Pyrenees). *Advances in Limnology*, 62: 99-122. doi: 10.1127/advlim/62/2009/99
- Bohlin T, Hamrin S, Heggberget TG, Rasmussen G & Saltveit SJ** (1989). Electrofishing - Theory and Practice with Special Emphasis on Salmonids. *Hydrobiologia*, 173(1): 9-43. doi: 10.1007/BF00008596
- Bramm ME, Lassen MK, Liboriussen L, Richardson K, Ventura M & Jeppesen E** (2009). The role of light for fish–zooplankton–phytoplankton interactions during winter in shallow lakes – a climate change perspective. *Freshwater Biology*, 54(5): 1093-1109. doi: 10.1111/j.1365-2427.2008.02156.x
- Brinsmead J & Fox MG** (2002). Morphological variation between lake- and stream-dwelling rock bass and pumpkinseed populations. *Journal of Fish Biology*, 61: 1619-1638. doi: 10.1006/jfbi.2002.2179
- Brix H** (1993). Macrophyte-Mediated Oxygen Transfer in Wetlands: Transport Mechanisms and Rates. Moshiri AG, *Constructed Wetlands for Quality Improvement* (391-398) USA: LEWIS PUBLISHERS.
- Brooks JL & Dodson SI** (1965). Predation, body size, and the composition of plankton. *Science*, 150(3692): 28-35. doi: 10.1126/science.150.3692.28
- Bullejos FJ** (2013). *Interactive effects of uvr and nutrients on the primary producer-consumer interaction*. (Tesis doctoral). Universidad de Granada, Andalusia.

Buchaca T; Ballesteros E; Chappuis E; Garcia E; Gallés A; Grau B; Miró A; Osorio V; Pérez B; Pou-Rovira Q; Puig MA; Sabás I & Ventura M (2016). Efectes de la presència de diverses espècies de peixos invasors en els estanys d'alta muntanya. La investigació al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici X, 14: 171-183.

Camarero L, Botev I, Muri G, Psenner R, Rose N & Stuchlik E (2009). Trace elements in alpine and arctic lake sediments as a record of diffuse atmospheric contamination across Europe. *Freshwater Biology*, 54(12): 2518-2532. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02303.x

Carpenter SR, Cole JJ, Hodgson JR, Kitchell JF, Pace ML, Bade D, Cottingham KL, Essington TE, Houser JN & Schindler DE (2001). Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs*, 71: 163-186. doi: 10.1890/0012-9615(2001)071[0163:tcnalp]2.0.co;2

Casal CMV (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions*, 8: 3-11. doi: 10.1007/s10530-005-0231-3

Catalan J, Ballesteros E, Gacia E, Palau A & Camarero LL (1993): Chemical composition of disturbed and undisturbed high-mountain lakes in the Pyrenees: a reference for acidified sites. *Water Reserch*, 27: 133-141. doi: 10.1016/0043-1354(93)90203-T

Catalan J, Curtis CJ & Kernan M (2009). Ecosistemas de los lagos de montaña europeos remotos: regionalización y estado ecológico. *Biología de agua dulce*, 54(12). doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02326.x

CLAVERO M, BLANCO-GARRIDO F & PRENDA J (2006). Monitoring small fish populations in streams: a comparison of four passive methods. *Fisheries research*, 78: 243-251. doi: 10.1016/j.fishres.2005.11.016

Clavero M & García-Berthou E (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20: 110. doi: 10.1016/j.tree.2005.01.003

Colautti RI, Bailey SA, Van Overdijk, CDA, Amundsen K & MacIsaac HJ (2006). Characterised and projected costs of nonindigenous species in Canada. *Biological Invasions*, 8(1): 45–59. doi: 10.1007/s10530-005-0236-y

Collin H & Fumagalli L (2015). El papel de la geografía y la ecología en la configuración de patrones repetidos de diferenciación morfológica y genética entre los pequeños europeos (*Phoxinus phoxinus*) de los Pirineos y los Alpes. *Revista biológica de la Sociedad de Linnean*, 116(3): 691-703. doi: 10.1111/bij.12611

Colwell RK (2013). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9 and earlier. User's Guide and application*. Consultat des de: <http://purl.oclc.org/estimates>

Cronberg G (1980). *Phytoplankton changes in Lake 'Bummen induced by restoration. Long-term whole-lake studies and experimental biomanipulation*. (Ph.D. Thesis). Universitat of Lund.

Delacoste M, Baran P, Lascaux JM, Abad N & Basson JP (1997). Evaluation of salmonid introductions in high-elevation lakes and streams of the Hautes-Pyrenees region. *Bulletin Français de la peche et de la pisciculture*: 205-219.

De Mendoza G, Rico E & Catalan J (2012). Predation by introduced fish constrains the thermal distribution of aquatic Coleoptera in mountain lakes. *Freshwater biology*, 57(4): 803-814. doi: 10.1111/j.1365-2427.2012.02746.x

Directiva 92/43/CE, Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, Comunidades Europeas, DOCE núm. 206: 7-50 (1992).

Donald DB, Vinebrooke RD, Anderson RS, Syrgiannis J & Graham MD (2011). Recovery of zooplankton assemblages in mountain lakes from the effects of introduced sport fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(9): 1822-1830. doi: 10.1139/f01-121

Elguea A, Flores L, García S & Márquez L (2017). *La problemática del piscardo (Phoxinus sp.) en los lagos de alta montaña del Pirineo*. (Treball Final de Grau). Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona. Consultat 4 maig 2019, des de https://ddd.uab.cat/pub/tfg/2017/190160/TFG_Limnas.pdf

Elliott JM (2011). A comparative study of the relationship between light intensity and feeding ability in brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Freshwater Biology*, 56(10): 1962-1972.

Fernández P, Carrera G & Grimalt JO (2005). Persistent organic pollutants in remote freshwater ecosystems. *Aquatic Sciences*, 67(3): 263-273. doi: 10.1007/s00027-005-0747-8

Forró L, Korovchinsky NM, Kotov AA & Petrusek A (2007) Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiology*, 198: 177-184. doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_19

Garcia (2016). *Estudi de la dieta de dos espècies de peix (Salmo trutta i Onorhynchus mykiss) introduïdes en estanys d'alta muntanya dels Pirineus*. (Treball Final de Grau. Universitat de Girona, Catalunya).

Garcia E, Buchaca T, Bernal-Mendoza N, Sabás I, Ballesteros E & Ventura M (2018). Non-native Minnows Threaten Quillwort Populations in High Mountain Shallow Lakes. *Frontiers in Plant Science*, 22(9): 329. doi: 10.3389/fpls.2018.00329

Generalitat de Catalunya (2019). Consultat maig 2019, des de http://parcsnaturals.gencat.cat/ca/aiguestortes/coneixeuons/patrimoni_natural_i_cultural/clima/

Gliwicz ZM, Rowan MG (1984). Survival of *Cyclops abyssorum tartricus* (Copepoda, Crustacea) in alpine lakes stocked with planktivorous fish. *Limnology and Oceanography*, 29: 1290–1299. doi: 10.4319/lo.1984.29.6.1290

Gotelli N & Colwell RK (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.

Guisande C, Bartumeus F, Ventura M & Catalan J (2003). Role of food partitioning in structuring the zooplankton community in mountain lakes. *Oecologia*, 136: 627-634. doi: 10.1007/s00442-003-1306-4

Guixé D & Llobet T (2018). *Fauna i flora dels Pirineus*. Barcelona: Brau edicions.

Holmes TG, Tonn WM, Paszkowski CA & Scrimgeour GJ (2016). Limited effects of non-native trout on microcrustacean zooplankton in boreal foothills lakes: comparisons of stocked, unstocked, and fishless lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(4). doi: 10.1139/cjfas-2015-0495

Hrbáček J (1962). Species composition and the amount of zooplankton in relation to fish stock. *Rospravy Ceskoslovenski Akademie Ved. Rada matematických a prirodních ved*, 72(10): 1-116.

Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya [ICGC] (n.d.). Consultat maig de 2019 des de <http://www.icgc.cat/>

Jensen H, Kahilainen KK, Amundsen P-A, Gjelland KO, Tuomaala A, Malinen T & Bøhn T (2008). Predation by brown trout (*Salmo trutta*) along a diversifying prey community gradient. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(9): 1831-1841. doi: 10.1139/F08-096

Jones CG, Lawton JH & Shachak, M (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69(3): 373-386. doi: 10.2307/3545850

Khan MN & Mohammad F (2014). Eutrophication of Lakes. Ansari AA & Gill SS, *Eutrophication: Challenges and Solutions; Volume II of Eutrophication: Causes, Consequences and Control*, Springer Science + Business Media Dordrecht. doi:10.1007/978-94-007-7814-6_5

Knapp RA, Corn PS, Schindler DE (2001). The introduction of nonnative fish into wilderness lakes: good intentions, conflicting mandates, and unintended consequences. *Ecosystems*, 4: 275-278. doi: 10.1007/s10021-001-0009-0

Knapp RA & Matthews KR (2000). Non-native fish introductions and the decline of the mountain yellowlegged frog from within pretoected areas. *Conservation Biology*, 14(2): 428-438. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99099.x

Kolar CS & Lodge DM (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(4): 199-204. doi: 10.1016/S0169-5347(01)02101-2

Lazzaro X (1987). A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 146(2): 97-167. doi: 10.1007/BF00008764

Leah RT, Moss B & Forrest DE (1980). The role of predation in causing major changes in the limnology of a hypertrophic lake. *International Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie.*, 62(2): 223-247. doi: 10.1002/iroh.19800650205

Legendre P, Gallagher ED (2001). Ecologically meaningfull transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2): 271-280. doi: 10.1007/s004420100716

Lewontin, RC (2000). *The triple helix. Gene, organism, and environment*. Unitet Kingdom: Harvard University Press.

LimnoPirineus (2019). Consultat maig 2019, des de <http://www.lifelimnopirineus.eu/es>

Linnaeus C (1758). Systema Naturae per regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. *Tomus I. Editio decima, reformata. Holmiæ: impensis direct. Laurentii Salvii*, 1(I-II): 308–309 doi: 10.5962/bhl.title.542

Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M (2000). *100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database*. New Zeland: The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).

De Mendoza G (2013). *Lake macroinvertebrates and the altitudinal gradient in the Pyrenees*. (Ph.D. Tesis). Universitat de Barcelona: Catalunya.

Margalef R (1983). *Limnologia*. Edicions. Barcelona: Omega, SA.

- Marr SM, Olden JD, Leprieur F, Arismendi I, Čaleta M, Morgan DL, Nocita A, Šanda R, Tarkan AS & García-Berthou E** (2013) A global assessment of freshwater fish introductions in mediterranean-climate regions. *Hydrobiologia*, 719(1): 317-329. doi: 10.1007/s10750-013-1486-9
- Miró A, Sabás I & Ventura M** (2017). Large negative effect of non-native trout and minnows on Pyrenean lake amphibians. *Biological Conservation*, 218: 144-153. doi: 10.1016/j.biocon.2017.12.030
- Miró A & Ventura M** (2013). Historical use, fishing management and lake characteristics explain the presence of non-native trout in Pyrenean lakes: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 169: 17-24. doi: 10.1016/j.biocon.2013.07.016
- Miró A & Ventura M** (2015). Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions*, 17(2): 791-803. doi: 10.1007/s10530-014-0769-z
- Öhlund G, Hedström P, Norman S, Hein CL & Englund G** (2015). Temperature dependence of predation depends on the relative performance of predators and prey. *Proceedings of the Royal Society B*, 282(1799): 20142254. doi: 10.1098/rspb.2014.2254
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E & Wagner H** (2019). Community Ecology Package. Consultat des de: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olrik K, Lundoer S & Rasmussen K** (1984). Interactions between phytoplankton, zooplankton, and fish in nutrient rich shallow Lake Hjarbaek Fjord, Denmark. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 69(3): 389-405. doi: 10.1002/iroh.19840690305
- Paily O & Shankar V** (2016). Application of multivariate statistical techniques in microbial ecology. *Molecular ecology*, 25(5): 1032-1057. doi:10.1111/mec.13536
- Perez N** (2018). *Comparació de la dieta del Salmo trutta en dos llacs d'Alta muntanya del Pirineu*. (Treball Final de Grau. Universitat de Girona, Catalunya).
- Persson L, Amundsen P-A, De Roos AM, Klemetsen A, Knudsen R & Primicerio R**, (2007). Culling prey promotes predator recovery – alternative states in a whole-lake experiment. *Science*, 316(5832): 1743-1746. doi: 10.1126/science.1141412
- Pielou EC** (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144. doi: 10.1016/0022-5193(66)90013-0
- Pister EP** (2001). Wilderness fish stocking: history and perspective. *Ecosystems*, 4(4): 279-286. doi: 10.1007/s10021-001-0010-7
- Pope KL** (2008). Assessing Changes in Amphibian Population Dynamics Following Experimental Manipulations of Introduced Fish. *Conservation Biology*, 22(6): 1572-1581. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00998.x
- Post DM & Palkovacs EP** (2009). Eco-evolutionary feedbacks in community and ecosystem ecology: interactions between the ecological theatre and the evolutionary play. *Philosophical transactions of the royal society B*, 364(1523): 1629-1640. doi: 10.1098/rstb.2009.0012
- Pulido C, Keijsers DJH, Lucassen ECHET, Perderson O & Røelofs JGM** (2012). Elevated alkalinity and sulfate adversely affect the aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna*. *Aquatic Ecology*, 46(3): 283-295. doi: 10.1007/s10452-012-9399-7

R Core Team (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Consultat des de URL: <https://www.R-project.org/>

Rebagliato J, Martínez A & Vergés J (1988). Pirineus. *Gran enciclopèdia catalana* (18: 65-69). Barcelona, Enciclopèdia Catalana SA.

Reinertsen H & Langeland A (1982). The effects of a lake fertilization on the stability and utilization of a limnetic ecosystem. *Holarctic Ecology*, 5(3): 311-324.

Reinertsen H & Olsen Y (1984). Effects of fish elimination on the phytoplankton community of a eutrophic lake. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 22(1): 649-657. doi: 10.1080/03680770.1983.11897360

Reynolds JB (1996). Electrofishing. Murphy BR & Willis DW, *Fisheries techniques*. Bethesda: American Fisheries Society: 221-254

Riera JL, Ballesteros E, Pulido C, Chappuis E & Gacia E (2017). Recovery of submersed vegetation in a high mountain oligotrophic soft-water lake over two decades after impoundment. *Hydrobiology*, 794(1): 139-151. doi: 10.1007/s10750-017-3087-5

RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc. Consultat des de: <http://www.rstudio.com/>

Sand-Jensen K, Riis T, Vestergaard O & Larsen SE (2000). Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology*, 88(6): 1030-1040. doi: 10.1046/j.1365-2745.2000.00519.x

Scheffer M (1998). *Ecology of shallow lakes*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Schmitz OJ & Suttle KB (2001). Effects of top predator species on direct and indirect interactions in a food web. *Ecology*, 82(7): 2072-2081. doi: 10.1890/0012-9658(2001)082[2072:EOTPSO]2.0.CO;2

Shannon CE & Weaver W (1949). *The mathematical theory of communication*. Urbana: The University of Illinois Press.

Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Sousa R, Tabacchi E & Vilà M (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1): 58-66. doi: 10.1016/j.tree.2012.07.013

Simões Vitule JR, Arruda Freire C & Simberloff D (2009). Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and fisheries*, 10(1) doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x

Spiegel MR, Schiller J & Srinivasan RA (2007). 9. Análisis de la varianza. *Probabilidad y Estadística [Schaum's Outline of Theory and Problems of Probability and Statistics]*. Schaum (2ª edición, p.335-371). México D.F.: McGraw-Hill.

Stenson JAE, Bohlin T, Henrickson L, Nilsson BI, Nyman HG, Oscarson HG & Larson P (1978). Effects of fish removal from a small lake. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 20: 794-801. doi: 10.1080/03680770.1977.11896600

Tachet H, Richoux P, Bournaud M & Usseglio-Polatera P (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. Paris: CNRS.

Tiberti R (2017). Can satellite ponds buffer the impact of introduced fish on newts in a mountain pond network? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(2). doi: 10.1002/aqc.2858

Ushey K, Allaire JJ, Wickham H & Ritchie G (2019). *rstudioapi: Safely Access the RStudio API*. Consultat des de: <https://CRAN.R-project.org/package=rstudioapi>

Ventura M, Buchaca T, Buñay D, Larsen T, Pla-Rabes S, Sabas I, Vila-Costa M & Miró A (2016). Efecto de la introducción de peces en la conservación de anfibios y crustáceos de lagos de alta montaña. *Proyectos de investigación en parques nacionales: convocatoria 2011-2014. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente*: 215-230.

Ventura M, Camarero L, Buchaca T, Bartumeus F, Livingstone DM & Catalan J (2000). The main features of seasonal variability in the external forcing and dynamics of a deep mountain lake (Redó, Pyrenees). Paleolimnology and ecosystem dynamics at remote European Alpine lakes. *Journal of Limnology*, 59(1): 97-108. doi: 10.4081/jlimnol.2000.s1.97

Ventura M, Tiberti R, Buchaca T, Buñay D, Sabás I & Miró A (2017). Why should we preserve fishless high mountain lakes? *High Mountain Conservation in a Changing World. High Mountain Conservation in a Changing World. Advances in Global Change Research*, 62. Springer, Cham. doi: 10.1007/978-3-319-55982-7_8

Whitham TG, Bailey JK, Schweitzer JA, Shuster SM, Bangert RK, LeRoy CJ, Lonsdorf EV, Allan GJ, DiFazio SP, Potts BM, Fischer DG, Gehring CA, Lindroth RL, Marks JC, Hart SC, Wimp GM & Wooley SC (2006). A framework for community and ecosystem genetics: from genes to ecosystems. *Nature Reviews Genetics*, 7(7): 510-523. doi: 10.1038/nrg1877

Wickham H (2016). *Elegant Graphics for Data Analysis*. Consultat des de: <http://ggplot2.org>

8. AGRAÏMENTS

Voldria agrair a en Marc Ventura per donar-me la oportunitat de realitzar tant aquest treball com les pràctiques, ha sigut una trajectòria plena d'experiències i aprenentatge.

Als meus tutors M^a Àngels Puig, Anna Badosa i de nou en Marc Ventura per guiar-me i aconsellar-me en el procés de realització.

Al Víctor Osorio per la dedicació i la gran aportació de coneixements en l'ús de programari estadístic i la identificació d'invertebrats.

En general, al personal del CEAB i treballadors i estudiants implicats en les extraccions de peixos del projecte LIFE+ LimnoPirineus, pels moments compartits i per fer-me sentir com a casa.

I, a la família i amics pel recolzament.

Cinta