



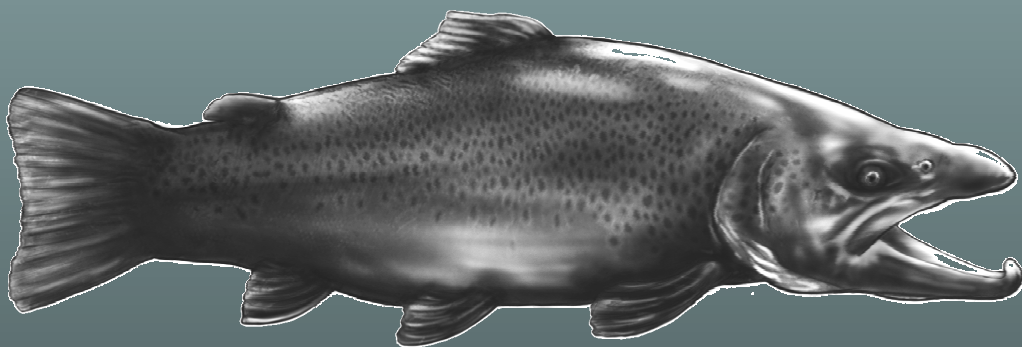
Universidade de Santiago de Compostela

Facultade de Bioloxía

Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física

Laboratorio de Hidrobioloxía

Biología de la alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* Linné, 1758) en los ríos de Galicia



Tesis doctoral

Javier Sánchez Hernández

Santiago de Compostela, 2009

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

FACULTADE DE BIOLOXÍA
DEPARTAMENTO DE ZOOLOXÍA E ANTROPOLOXÍA FÍSICA
LABORATORIO DE HIDROBIOLOXÍA



**BIOLoxÍA DE LA ALIMENTACIÓN DE LA TRUCHA común
(*Salmo trutta* Linné, 1758) en LOS RÍOS DE
GALICIA**

Memoria que, para optar al Grado de Doctor en Biología,
Presenta

JAVIER SÁNCHEZ HERNÁNDEZ

Santiago de Compostela, enero de 2009

FERNANDO COBO GRADÍN, DOCTOR EN BIOLOGÍA Y PROFESOR TITULAR DEL DEPARTAMENTO DE ZOOLOXÍA E ANTROPOLOXÍA FÍSICA DE LA UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA,

CERTIFICA:

Que la presente memoria, titulada **BIOLOGÍA DE LA ALIMENTACIÓN DE LA TRUCHA COMÚN (*SALMO TRUTTA* LINNÉ, 1758) EN LOS RÍOS DE GALICIA** realizada por D. Javier Sánchez Hernández, alumno del programa de Tercer Ciclo "*Biodiversidade e conservación do medio natural*", ha sido realizada bajo su dirección en este Departamento. Considerando que reúne las condiciones exigidas, autorizo su presentación ante el Consello de Departamento y la Comisión de Doutoramento.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firmo el presente certificado en Santiago de Compostela, a 15 de enero de 2009.

Fdo.: Dr. Fernando Cobo

A Ricardo

Agradecimientos

Son muchas las personas que, con su apoyo y ayuda, han contribuido a hacer más llevadera la realización de este trabajo y a las que van dedicados los siguientes párrafos aunque soy consciente de que muchas se quedarán involuntariamente en el tintero. Quiero dejar constancia, en estas primeras líneas, de mi sincero agradecimiento a:

Mi director, el doctor Fernando Cobo; de ti he aprendido todo lo necesario para poder llegar donde estoy. Gracias por ser el mejor libro de consulta y por tan buena tutela. Llegado este momento también quiero agradecerte, fuera del ámbito profesional, haberme dejado compartir una afición en común llamada pesca, y por toda la ayuda recibida, muchas gracias.

También quiero agradecer a todos los miembros del grupo de investigación de la Estación de Hidrobiología “Encoro do Con” de la Universidad de Santiago de Compostela, formado por Dña. Sandra Barca, Dr. Rufino Vieira, D. Pedro de Mezonzo Torres, Dña. Maite Couto y Dña. Sheila Rivas, la calidad personal que han mostrado hacía mí de manera continuada, y sin cuya ayuda este trabajo no podría haberse realizado.

A la doctora María José Servia, hoy en la Universidad de A Coruña, por su estimable ayuda.

A los miembros del Departamento de Biología Animal de la Facultad de Biología, entre los cuales quiero destacar a los doctores Marcos González González y José Carlos Otero, por haberme ayudado a identificar los Tricópteros adultos y los Coleópteros que aparecieron en los contenidos estomacales.

A los miembros del grupo de investigación en Ecotoxicología del Departamento de Ecología de la Facultad de Biología: el Dr. Alejo Carballeira, el Dr. Ángel Fernández y el Dr. Jesús Aboal, por colaborar con los muestreos de campo.

A mis compañeros del lado oscuro, en los que he encontrado además de una grupeta de entreno unos muy buenos amigos: gracias a Veciño, Califa, Cristian, Medusa, Iván, Doctore, Julio, Vigo y Manolo.

A esa gente que cuando me dejé caer por Santiago me recibieron con los brazos abiertos y que afortunadamente siguen por aquí, no me olvido de vosotros: Javi, María y Sofí, gracias por tan buena compañía.

A dos personas muy especiales, Roque y Josemi, que promueven la medicina preventiva, nunca imaginé que unas tobilleras y usar protección solar llegaran a ser tan importantes en la vida, gracias por ayudarme a evadirme de la monotonía del día a día y ante todo por los buenos momentos pasados juntos.

A mis amigos, tan especiales en mi vida, que a pesar de de que la inmensa mayoría de ellos no creo que comprendan como pueden unas simples truchas despertar en mi un interés tan grande, me apoyan incondicionalmente independientemente del lío que tienen con las siglas T.I.T., D.E.A., tesina o tesis. Soy afortunado de conoceros, gracias por vuestro apoyo y animo a: Lolo, Gus, Ra, Jorjudas, Men, Bibi, el Niño, el Heavy, Cesar, Nayi, Laura, Silvia y Teresa.

A dos amigos muy próximos de mi familia, Carmen y Alberto, gracias por la revisión de la memoria y las sugerencias aportadas.

Quiero expresar mi gratitud a toda mi familia. Especialmente a mi hermano y a mis padres María Jesús y Ricardo, a quien va dedicada esta memoria. No sólo por haberme aprovechado de sus habilidades pictográficas que se reflejan en las ilustraciones que decoran el manuscrito, sino porque proporcionan un valor sentimental al manuscrito. Sois un derroche de generosidad, gracias por todo el apoyo recibido en todo momento, especialmente en los momentos en los que estaba bloqueado y más lo necesitaba; vuestro animo me hace mantener la ilusión de mis sueños y luchar para materializarlos.

A todos ellos, muchas gracias.

Este trabajo se ha realizado con el apoyo de los proyectos CGL2005-03644 del Ministerio de Educación y Ciencia y PGIDT01PX120002PR de la Xunta de Galicia.

Índice

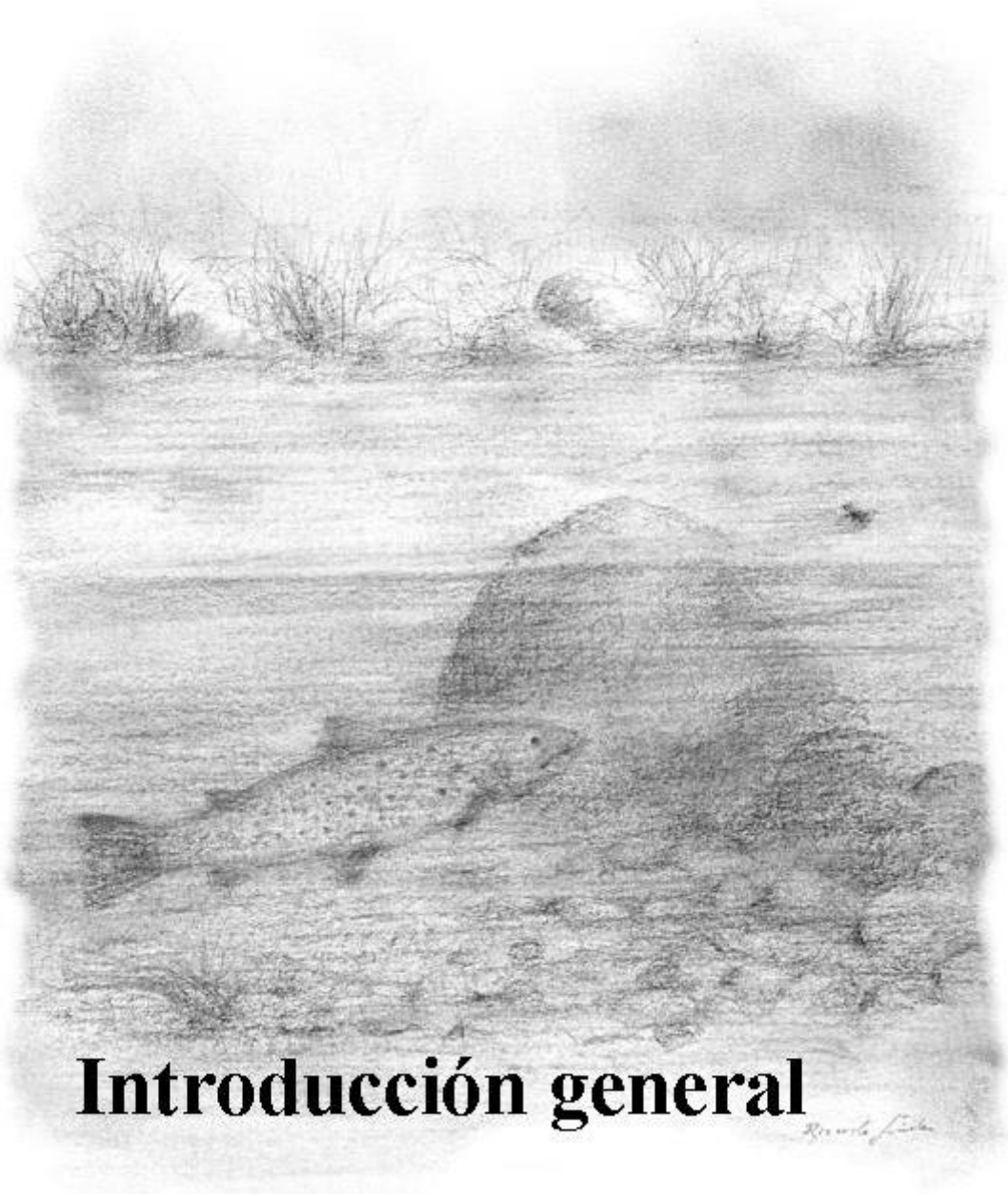
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	17
OBJETIVOS.....	19
CAPÍTULO 1. LA ALIMENTACIÓN DE LA TRUCHA	23
1.1. GENERALIDADES	23
1.2. CARACTERÍSTICAS DEL ALIMENTO.....	24
<i>1.2.1. Presas acuáticas</i>	<i>26</i>
<i>1.2.2. Presas aéreas</i>	<i>31</i>
<i>1.2.3. La deriva</i>	<i>33</i>
1.3. SELECCIÓN DEL ALIMENTO.....	35
1.4. CAMBIOS ONTOGÉNICOS DE LA ALIMENTACIÓN	38
1.5. FISIOLÓGÍA DE LA ALIMENTACIÓN	41
<i>1.5.1. El control fisiológico de la ingesta.....</i>	<i>41</i>
<i>1.5.2. Digestibilidad de las presas</i>	<i>43</i>
<i>1.5.3. Crecimiento.....</i>	<i>46</i>
<i>1.5.4. Bioenergética.....</i>	<i>51</i>
<i>1.5.5. El estado de condición metabólica.....</i>	<i>55</i>
1.6. BASES ETOLÓGICAS DE LA DEPREDACIÓN	57
1.7. ECOLOGÍA DEL COMPORTAMIENTO ALIMENTARIO	60
1.8. RITMOS DE ACTIVIDAD.....	63
1.9. AYUNO	68
1.10. EL ALIMENTO COMO REGULADOR DEL COMPORTAMIENTO TERRITORIAL Y SOCIAL	69
1.11. ALIMENTO Y REPRODUCCIÓN	74
1.12. LOS RECURSOS TRÓFICOS Y LA CAPACIDAD DE CARGA	75
1.13. EFECTO DE LA ALIMENTACIÓN DE LAS TRUCHAS EN LAS REDES TRÓFICAS FLUVIALES	82
1.14. CONSECUENCIAS DEL ESTRÉS AMBIENTAL SOBRE LA ALIMENTACIÓN.....	85
1.15. LA ALIMENTACIÓN EN POBLACIONES ANÁDROMAS Y EN ECOSISTEMAS LÉNTICOS	90
<i>1.15.1. La alimentación en poblaciones anádromas</i>	<i>90</i>
<i>1.15.2. La alimentación en ecosistemas lénticos</i>	<i>91</i>
CAPÍTULO 2. EFECTO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL CRECIMIENTO, CONDICIÓN SOMÁTICA Y ALIMENTACIÓN DE CUATRO POBLACIONES DE TRUCHA COMÚN.....	95
2.1. INTRODUCCIÓN.....	95
2.2. ESTACIONES DE MUESTREO	97
<i>2.2.1. Elección de las estaciones de muestreo.....</i>	<i>97</i>
<i>2.2.2. Situación geográfica y descripción topográfica</i>	<i>99</i>
2.2.2.1. Carrais. Río Rois	99
2.2.2.2. Eixo de Abaixo. Río Santa Lucía.....	101
2.2.2.3. Os Canizos. Río Sar.....	103
2.2.2.4. Albariza. Río Traba	107
<i>2.2.3. Establecimiento de los niveles de estrés.....</i>	<i>109</i>
2.3. MATERIAL Y MÉTODOS	110
2.3.1. <i>Material estudiado.....</i>	<i>110</i>
2.3.2. <i>Técnicas de muestreo</i>	<i>110</i>
2.3.3. <i>Conservación y preparación del material</i>	<i>112</i>
2.3.4. <i>Análisis del contenido estomacal</i>	<i>113</i>
2.3.4.1. <i>Cuantificación.....</i>	<i>114</i>
2.3.4.1.1. <i>Índices relativos a la alimentación</i>	<i>115</i>
2.3.4.1.2. <i>Índices relativos al estómago.....</i>	<i>118</i>
2.3.5. <i>Calidad de la dieta.....</i>	<i>119</i>
2.3.6. <i>Crecimiento.....</i>	<i>119</i>
2.3.6.1. <i>Relación longitud-peso</i>	<i>119</i>
2.3.6.2. <i>Tasa de crecimiento instantánea (G)</i>	<i>120</i>
2.3.6.3. <i>Ecuación de crecimiento</i>	<i>120</i>
2.3.6.4. <i>Determinación de la edad y retrocálculo</i>	<i>123</i>

2.3.7. <i>Índices de condición somática</i>	124
2.3.7.1. Índice de condición o índice de Fulton (F).....	124
2.3.7.2. Índice de peso relativo (W_r).....	125
2.3.7.3. Índice hepatosomático.....	126
2.3.8. <i>Condición metabólica</i>	126
2.3.9. <i>Tratamiento de los datos</i>	129
2.4. RESULTADOS.....	131
2.4.1. <i>Río Rois</i>	131
2.4.1.1. Descripción de la dieta.....	131
2.4.1.1.1. Contenido estomacal.....	135
2.4.1.1.2. Talla media de presa.....	136
2.4.1.2. Calidad de la dieta.....	136
2.4.1.3. Crecimiento.....	139
2.4.1.4. Índices de condición somática.....	141
2.4.1.5. Condición metabólica.....	142
2.4.2. <i>Río Santa Lucía</i>	143
2.4.2.1. Descripción de la dieta.....	143
2.4.2.1.1. Contenido estomacal.....	147
2.4.2.1.2. Talla media de presa.....	148
2.4.2.2. Calidad de la dieta.....	148
2.4.2.3. Crecimiento.....	150
2.4.2.4. Índices de condición somática.....	153
2.4.2.5. Condición metabólica.....	155
2.4.3. <i>Río Sar</i>	157
2.4.3.1. Descripción de la dieta.....	157
2.4.3.1.1. Contenido estomacal.....	161
2.4.3.1.2. Talla media de presa.....	161
2.4.3.2. Calidad de la dieta.....	162
2.4.3.3. Crecimiento.....	163
2.4.3.4. Índices de condición somática.....	166
2.4.3.5. Condición metabólica.....	166
2.4.4. <i>Río Traba</i>	168
2.4.4.1. Descripción de la dieta.....	168
2.4.4.1.1. Contenido estomacal.....	173
2.4.4.1.2. Talla media de presa.....	173
2.4.4.2. Calidad de la dieta.....	174
2.4.4.3. Crecimiento.....	176
2.4.4.4. Índices de condición somática.....	178
2.4.4.5. Condición metabólica.....	180
2.4.5. <i>Análisis comparativo entre estaciones</i>	181
2.4.5.1. Descripción de la dieta.....	181
2.4.5.1.1. Contenido estomacal.....	187
2.4.5.1.2. Talla media de presa.....	189
2.4.5.2. Calidad de la dieta.....	191
2.4.5.3. Crecimiento.....	200
2.4.5.4. Índices de condición somática.....	204
2.4.5.5. Condición metabólica.....	209
2.5. DISCUSIÓN.....	212
2.5.1. <i>Descripción de la dieta</i>	212
2.5.2. <i>Calidad de la dieta</i>	215
2.5.3. <i>Crecimiento</i>	216
2.5.4. <i>Condición somática</i>	217
2.5.5. <i>Condición metabólica</i>	218
CAPÍTULO 3. DENSIDAD, BIOMASA Y ALIMENTACIÓN.....	225
3.1. INTRODUCCIÓN.....	225
3.2. ESTACIONES DE MUESTREO.....	227
3.2.1. <i>Elección de las estaciones de muestreo</i>	227
3.2.2. <i>Situación geográfica y descripción topográfica</i>	228
3.2.2.1. Río Anllóns.....	228
3.2.2.1.1. Ponte de Cardezo.....	230
3.2.2.1.2. Anllóns.....	231

3.2.2.1.3. A Corga.....	232
3.2.2.2. Río Furelos.....	234
3.2.2.2.1. Portodiz.....	235
3.2.2.2.2. Bran.....	236
3.2.2.2.3. Barazón.....	237
3.2.2.3. Río Lengüelle.....	239
3.2.2.3.1. Leobalde.....	240
3.2.2.3.2. A Garga.....	241
3.2.2.3.3. Oroso.....	242
3.2.2.4. Río Tambre.....	244
3.2.2.4.1. Os Pasos.....	245
3.2.2.4.2. As Millaras.....	246
3.2.2.4.3. Ponte Carneiro.....	247
3.3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	249
3.3.1. <i>Material estudiado</i>	249
3.3.2. <i>Técnicas de muestreo</i>	250
3.3.3. <i>Parámetros mesológicos</i>	250
3.3.3.1. Caudales y velocidad de corriente.....	250
3.3.3.2. Estudio granulométrico.....	251
3.3.4. <i>Estudio de la fauna macrobéntica</i>	252
3.3.5. <i>Estudio de la fauna en deriva</i>	252
3.3.5.1. Densidad de deriva.....	253
3.3.5.2. Tendencia a derivar.....	254
3.3.6. <i>Dinámica de la población de Salmónidos</i>	254
3.3.6.1. Parámetros poblacionales.....	255
3.3.6.2. Determinación de la producción.....	256
3.3.6.3. Supervivencia y mortalidad.....	257
3.3.7. <i>Desarrollo gonadal</i>	259
3.3.7.1. Fecundidad.....	259
3.3.7.2. Índice gonadosomático (IGS).....	260
3.3.8. <i>Crecimiento</i>	260
3.3.8.1. Tasa de crecimiento (G_w).....	260
3.3.9. <i>Bomba estomacal</i>	261
3.3.10. <i>Selección del alimento</i>	262
3.3.11. <i>Ecuaciones bioenergéticas</i>	262
3.3.11.1. Ración máxima potencial (D_{max}).....	263
3.3.11.2. Ración de mantenimiento (D_{main}).....	263
3.4. RESULTADOS.....	264
3.4.1. <i>Río Anllóns</i>	264
3.4.1.1. Parámetros mesológicos.....	264
3.4.1.1.1. Caudales y velocidad de la corriente.....	264
3.4.1.1.2. Estudio granulométrico.....	264
3.4.1.2. Estudio de la comunidad béntica.....	267
3.4.1.3. Estudio de la fauna en deriva.....	268
3.4.1.4. Dinámica de la población de Salmónidos.....	271
3.4.1.4.1. Parámetros poblacionales.....	271
3.4.1.4.2. Supervivencia y mortalidad.....	272
3.4.1.5. Descripción de la dieta.....	273
3.4.1.5.1. Contenido estomacal.....	278
3.4.1.5.2. Talla media de presa.....	278
3.4.1.6. Calidad de la dieta.....	279
3.4.1.7. Desarrollo gonadal.....	281
3.4.1.8. Crecimiento.....	283
3.4.1.9. Índices de condición somática.....	286
3.4.1.10. Selección del alimento.....	287
3.4.2. <i>Río Furelos</i>	292
3.4.2.1. Parámetros mesológicos.....	292
3.4.2.1.1. Caudales y velocidad de la corriente.....	292
3.4.2.3.2. Estudio granulométrico.....	292
3.4.2.2. Estudio de la comunidad béntica.....	294
3.4.2.3. Estudio de la fauna en deriva.....	296
3.4.2.4. Dinámica de la población de Salmónidos.....	299
3.4.2.4.1. Parámetros poblacionales.....	299

3.4.2.4.2. Supervivencia y mortalidad.....	301
3.4.2.5. Descripción de la dieta.....	301
3.4.2.5.1. Contenido estomacal.....	306
3.4.2.5.2. Talla media de presa.....	307
3.4.2.6. Calidad de la dieta.....	308
3.4.2.7. Desarrollo gonadal.....	311
3.4.2.8. Crecimiento.....	312
3.4.2.9. Índices de condición somática.....	316
3.4.2.10. Selección del alimento.....	317
3.4.3. <i>Río Lengüelle</i>	322
3.4.3.1. Parámetros mesológicos.....	322
3.4.3.1.1. Caudales y velocidad de la corriente.....	322
3.4.3.3.2. Estudio granulométrico.....	322
3.4.3.1. Estudio de la comunidad béntica.....	325
3.4.3.3. Estudio de la fauna en deriva.....	326
3.4.3.4. Dinámica de la población de Salmónidos.....	329
3.4.3.4.1. Parámetros poblacionales.....	329
3.4.3.4.2. Supervivencia y mortalidad.....	331
3.4.3.5. Descripción de la dieta.....	331
3.4.3.5.1. Contenido estomacal.....	336
3.4.3.5.2. Talla media de presa.....	337
3.4.3.6. Calidad de la dieta.....	338
3.4.3.7. Desarrollo gonadal.....	340
3.4.3.8. Crecimiento.....	341
3.4.3.9. Índices de condición somática.....	345
3.4.3.10. Selección del alimento.....	347
3.4.4. <i>Río Tambre</i>	352
3.4.4.1. Parámetros mesológicos.....	352
3.4.4.1.1. Caudales y velocidad de la corriente.....	352
3.4.4.1.2. Estudio granulométrico.....	352
3.4.4.2. Estudio de la comunidad béntica.....	355
3.4.4.3. Estudio de la fauna en deriva.....	356
3.4.4.4. Dinámica de la población de Salmónidos.....	360
3.4.4.4.1. Parámetros poblacionales.....	360
3.4.4.4.2. Supervivencia y mortalidad.....	361
3.4.4.5. Descripción de la dieta.....	362
3.4.4.5.1. Contenido estomacal.....	366
3.4.4.5.2. Talla media de presa.....	367
3.4.4.6. Calidad de la dieta.....	368
3.4.4.7. Desarrollo gonadal.....	370
3.4.4.8. Crecimiento.....	371
3.4.4.9. Índices de condición somática.....	374
3.4.4.10. Selección del alimento.....	375
3.4.5. <i>Análisis comparativo entre estaciones</i>	382
3.4.5.1. Estudio de la comunidad béntica.....	382
3.4.5.2. Estudio de la fauna en deriva.....	383
3.4.5.3. Dinámica de la población de Salmónidos.....	386
3.4.5.3.1. Parámetros poblacionales.....	386
3.4.5.3.2. Supervivencia y mortalidad.....	389
3.4.5.4. Descripción de la dieta.....	391
3.4.5.4.1. Contenido estomacal.....	399
3.4.5.4.2. Talla media de presa.....	400
3.4.5.5. Calidad de la dieta.....	402
3.4.5.6. Desarrollo gonadal.....	411
3.4.5.7. Crecimiento.....	414
3.4.5.8. Índices de condición somática.....	422
3.4.5.9. Bomba estomacal.....	427
3.5. DISCUSIÓN.....	428
3.5.1. <i>Estudio de la comunidad béntica</i>	428
3.5.2. <i>Estudio de la fauna en deriva</i>	429
3.5.3. <i>Dinámica de la población de Salmónidos</i>	430
3.5.4. <i>Descripción de la dieta</i>	434
3.5.5. <i>Calidad de la dieta</i>	440

3.5.6. <i>Desarrollo gonadal</i>	441
3.5.7. <i>Crecimiento</i>	443
3.5.8. <i>Índices de condición somática</i>	445
CAPÍTULO 4. LA ALIMENTACIÓN EN ELEUTEROEMBRIONES.....	449
4.1. INTRODUCCIÓN.....	449
4.2. ESTACIONES DE MUESTREO.....	451
4.3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	452
4.4. RESULTADOS.....	452
4.4.1. <i>Selección del alimento</i>	460
4.5. DISCUSIÓN.....	462
RESUMEN Y CONCLUSIONES GENERALES.....	467
CAPÍTULO 2. EFECTO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL CRECIMIENTO, CONDICIÓN SOMÁTICA Y ALIMENTACIÓN DE CUATRO POBLACIONES DE TRUCHA COMÚN.....	468
CAPÍTULO 3. BIOMASA, DENSIDAD Y ALIMENTACIÓN.....	471
CAPÍTULO 4. LA ALIMENTACIÓN EN ELEUTEROEMBRIONES.....	474
BIBLIOGRAFÍA.....	479
ANEXOS.....	547



Introducción general

Francisco Ferrer



Introducción general

La trucha común (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) es la especie de la familia *Salmonidae* más extendida en todo el mundo. Presenta una distribución Paleártica que originalmente comprendía todo el continente Europeo hasta los Urales y los ríos tributarios del Mar Caspio y del Mar Aral, Asia Menor (cabecera del Tigris y del Eufrates), Líbano (río Orontes), Islas Británicas, Islandia y norte de África (Cordillera del Atlas) (BANARESCU, 1990; BAGLINIÈRE & MAISSE, 1991). En la actualidad ha sido introducida por todo el mundo. Se distribuye en las cabeceras de la mayoría de los ríos de la Península Ibérica faltando en algunos ríos de Levante, del sur de España y de la cuenca del Guadiana (DOADRIO, 2001).

Los estudios del flujo energético en los sistemas acuáticos se orientan cada vez más hacia la consideración de toda la cuenca hidrográfica como unidad ecológica integradora. La interdependencia de sus diferentes elementos es interpretada por el concepto del continuo fluvial de VANNOTE *et al.* (1980) asociado al del ciclo espiral de nutrientes de NEWBOLD *et al.* (1981). Numerosos trabajos han mostrado que es posible aplicar la noción de grupos tróficos funcionales a nivel de los macroinvertebrados bénticos (CUMMINS, 1973; MINSHALL *et al.*, 1982). Sin embargo, existen serias lagunas en el conocimiento de la función de los peces en relación con las redes tróficas.

Bajo estos precedentes, las poblaciones de peces cambian a lo largo del continuo fluvial, desde la utilización de estrategias especializadas en las cabeceras de las cuencas a la utilización de estrategias generalistas en los tramos bajos. Ello nos indica que las comunidades ictiológicas en los tramos altos parecen estar reguladas principalmente por factores abióticos (independientes de la densidad), mientras que, en los tramos bajos, lo están predominantemente por los factores bióticos y denso-dependientes (ZALEWSKI & NAIMAN, 1985). Por esta razón las poblaciones de peces son excelentes ejemplos para examinar como interactúan el mosaico desigual de factores ambientales y los mecanismos endógenos sobre su dinámica poblacional a diferentes escalas en el tiempo y en el espacio (LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN, 2004).

Los cursos de agua de Salmónidos suelen ser oligotróficos, como corresponde a su condición general de cabecera de cuenca, o en el caso de Galicia a la propia



naturaleza de los terrenos drenados. La principal fuente de alimento para la trucha está constituida por los macroinvertebrados que explotan los detritus orgánicos alóctonos, fuente principal de la energía que entra en el sistema. Otra porción importante de la dieta está representada por los aportes de fauna exógena, es decir los elementos terrestres que caen al agua y que constituyen la deriva en superficie. (IVLEV, 1961; ELLIOTT, 1967, 1970, 1973a; CHANSTON, 1969; TUSA, 1969; METZ, 1974; HUNT, 1975; HYNES, 1970; IRVINE & NORTHCOTE, 1983; MCLENNAN & MACMILLAN, 1984; JONSSON & GRAVEM, 1985; MCLEMORE & MEEHAN, 1988; SUÁREZ *et al.*, 1988; NELLY-QUINN, & BRACEEN, 1990; KAWAGUCHI & NAKANO, 2001; DINEEN *et al.*, 2007a,b).

El análisis del alimento se puede utilizar para ver los requerimientos tróficos de la especie a estudiar y las características del hábitat que ocupa, la posible interacción entre otras especies o clases de edad de la misma especie (competencia y depredación), y la energía consumida y el establecimiento del entramado trófico que tiene lugar en un ecosistema (GARCÍA DE JALÓN, 1985; ELLIOTT, 1994).

Los estudios sobre la alimentación de la trucha común en España son cada vez más frecuentes (ÁLVAREZ, 1979; DOMÍNGUEZ & PURROY, 1983; LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1985; MONTAÑÉS & LOBÓN-CERVIÁ, 1986; GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; SUÁREZ *et al.*, 1988; SOSTOA & LOBÓN-CERVIÁ, 1989; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1990; SANTAMARINA, 1991; RINCÓN, 1993; SANTAMARINA, 1993; RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1999; OSCOZ *et al.*, 2000; OSCOZ *et al.*, 2005; MONTORI *et al.*, 2006). Están generalmente enfocados a conocer cuál es el tipo de alimento dominante en la dieta, la cantidad de alimento y la actividad alimentaria de la trucha. En ellos se aportan datos sobre las características mesológicas del tramo de río estudiado y de algunos parámetros poblacionales como número de individuos, biomasa y producción (ÁLVAREZ, 1979; LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1985; MONTAÑÉS & LOBÓN CERVIÁ, 1986; SOSTOA & LOBÓN-CERVIÁ, 1989). Así, la alimentación de la trucha es conocida en algunos ríos de Pirineos (GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; MONTORI *et al.*, 2006), Cuenca del Ebro (SOSTOA & LOBÓN-CERVIÁ, 1989), Navarra (OSCOZ *et al.*, 2000; 2005), Cuenca del Duero (ÁLVAREZ, 1979; DOMÍNGUEZ & PURROY, 1983; LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1985; MONTAÑÉS & LOBÓN CERVIÁ, 1986), Galicia (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1990; SANTAMARINA, 1991; 1993) y Asturias (SUÁREZ *et al.*, 1988; RINCÓN, 1993; RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1999).



Objetivos

La calidad nutritiva y la cantidad del alimento son determinantes en la explicación de fenómenos como el comportamiento territorial y social, los ritmos de actividad, las estrategias reproductoras, el crecimiento, la fecundidad, la capacidad de carga, la composición corporal e incluso la susceptibilidad a enfermedades. En efecto, son muchos los ejemplos relacionados con la biología de los peces que pueden verse alterados, en un plazo más o menos dilatado, por cambios alimentarios (HYNES, 1970).

La mayoría de los investigadores, a la hora de abordar los estudios dietéticos, han hecho referencia a la importancia que tiene el estudio de las características del hábitat y de los recursos tróficos (abundancia y naturaleza), ya que pueden ayudar a comprender las variaciones en la cantidad, tipo de presa y estrategia alimentaria adoptada por la trucha. Por el contrario, los trabajos que estudian las funciones biológicas que están relacionadas con la alimentación son más escasos.

Los objetivos que se pretenden alcanzar con este trabajo se centran en los siguientes aspectos:

- 1- Describir la composición faunística de presas de la dieta de la trucha común en las fases de eleuteroembrión, alevín y adulto.
- 2- Determinar la amplitud del espectro de variación del nicho trófico de la especie.
- 3- Analizar las preferencias alimentarias y si existen casos de selección del alimento.
- 4- Determinar si el alimento en deriva o la fauna bentónica constituyen el componente mayoritario de la dieta.
- 5- Estimar el solapamiento trófico entre las clases de edad en las poblaciones estudiadas.
- 6- Delimitar la importancia de las presas terrestres como recurso trófico.
- 7- Comprobar si los diferentes grados y tipos de contaminación provocan cambios en la alimentación de la trucha.



- 8- Determinar la dinámica poblacional y comprobar si los fenómenos denso-dependientes intervienen en la regulación de la misma y en la estrategia alimentaria.
- 9- Analizar sus efectos sobre el crecimiento de las truchas.

En la figura 1 se muestra la representación esquemática de los objetivos que se pretenden alcanzar con la realización de este trabajo.

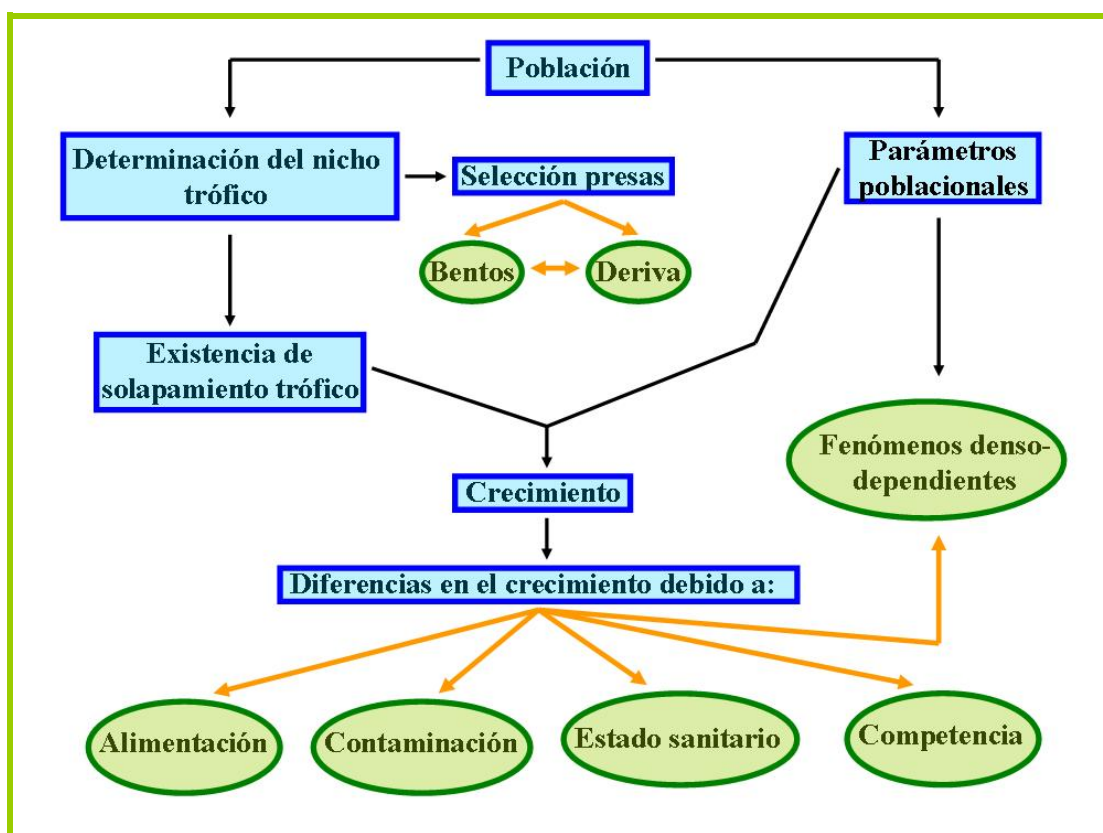
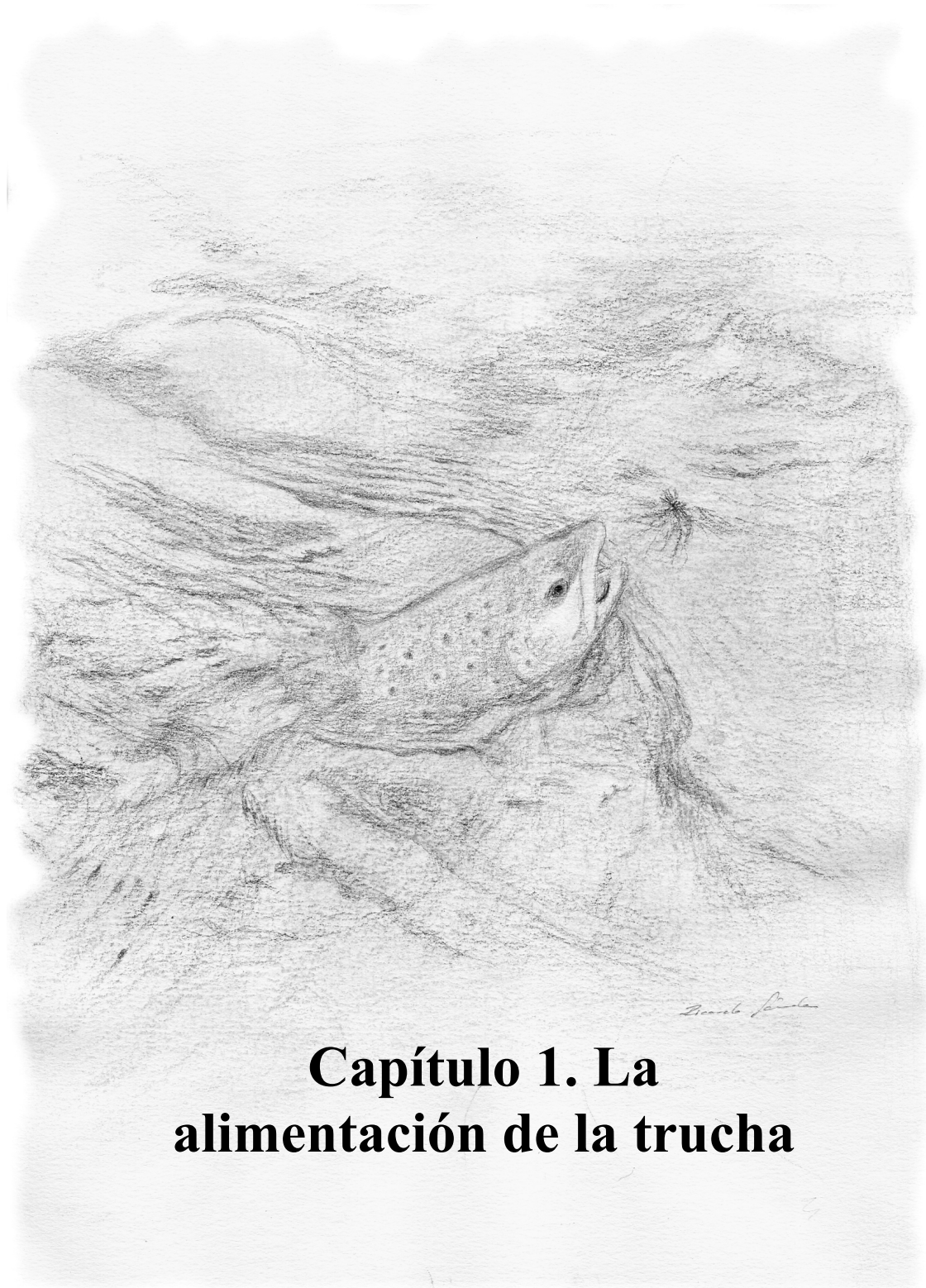


Figura 1. Representación esquemática de los objetivos de este trabajo.



Capítulo 1. La alimentación de la trucha



Capítulo 1. La alimentación de la trucha

1.1. Generalidades

La trucha común se alimenta hasta satisfacer sus necesidades energéticas, en función de su estado de saciedad y de su tasa de digestión (BRETT, 1971; IVLEV, 1961). Raramente un pez utiliza toda la gama de organismos de su base trófica en la misma proporción en que se encuentran en la biocenosis. La principal fuente de alimento de la trucha son los invertebrados bentónicos; algunos están presentes en el agua en la totalidad de su ciclo biológico, como es el caso de los Moluscos y los Crustáceos, mientras que otros sólo pasan una fase de su vida en el agua, como es el caso de la mayoría de los Insectos. Muchos de los invertebrados son más accesibles en la deriva o durante el periodo de metamorfosis, pero existen otras fuentes de alimento importantes para la trucha, además de los macroinvertebrados, que son las presas terrestres y los peces (NEVEU, 1991). La trucha consume los taxones más abundantes y vulnerables del bentos (PENDELLOW, 1932; RINGLER, 1985; MACNEIL *et al.*, 2000), y por ello la composición de su dieta depende de las especies de macroinvertebrados presentes en el río (ELLIOTT, 1967; ELLIOTT, 1973a; LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; MONTAÑÉS & LOBÓN CERVIA, 1986), con variaciones entre ríos o entre tramos de un mismo río (NEVEU, 1991; DE CRESPIN DE BILLY, 2001). Estudios genéticos en Salmónidos han demostrado que la ingesta de alimento y la eficiencia alimentaria no sólo son caracteres heredables, sino que la capacidad de ingestión del alimento presenta una heredabilidad mayor que la eficacia alimentaria (RAB & KALAL, 1984; GJOEN *et al.*, 1991; HENRYON *et al.*, 2002), existiendo diferencias dentro de la familia *Salmonidae* (JOBBLING, 1983; KOSKELA *et al.*, 1997a).

Los Salmónidos son predadores selectivos, capaces de alimentarse del bentos cuando la deriva es reducida. La trucha se caracteriza por comer de día y raramente ataca a presas epibentónicas sobre el sustrato (RADER, 1997), pero cuando éstas son abundantes, la trucha utiliza este recurso (MCINTOSH & TOWNSEND, 1995). Muestra una clara preferencia por comer presas grandes a medida que el pez va creciendo (NAKANO *et al.*, 1999a). La toma de comida diaria se incrementa alométricamente con la talla



(ELLIOTT, 1975a,b; WANKOWSKI, 1979; GERKING, 1994; MONTORI *et al.*, 2006), pero el número de partículas ingeridas disminuye (FAHY, 1980; SÁNCHEZ *et al.*, 2007). MONTORI *et al.* (2006) observaron que el número de presas era mayor en los machos que en las hembras y que, además, la dieta era más variada en el caso de los machos.

Muchos autores han intentado caracterizar o definir la alimentación de la trucha común atendiendo a la clasificación respecto a los hábitos alimentarios propuesta por HYATT (1979). Así, la trucha se incluiría en las categorías carnívora e ictiófaga, debido a que sus hábitos alimentarios van cambiando a medida que va creciendo y de esta manera pasa de una dieta estrictamente formada por invertebrados a otra dominada por peces. Otros consideran a la trucha como un ictiófago facultativo (L' ABÈE-LUND *et al.*, 1992). Según NIKOLSKY (1963), en la clasificación de los peces que hace atendiendo al espectro alimentario, la trucha se clasificaría como especie eurifágica, ya que su espectro alimentario es amplio y está sujeto a fuertes variaciones.

1.2. Características del alimento

Cuando se estima la composición del alimento natural que forma parte de la dieta hay que diferenciar entre dos conceptos: base trófica y nicho trófico. La base trófica está constituida por todas las presas potenciales que la especie es capaz de consumir y está determinada por los hábitos alimentarios del pez, el tamaño de la boca y las características anatómicas de su aparato digestivo. El nicho trófico es la variedad de organismos que realmente son consumidos por el depredador y éste depende de la selectividad del pez, ya que como demostraron WERNER & HALL (1976), el nicho trófico para una misma especie es muy flexible y generalmente es más amplio en los individuos de mayor talla (SUÁREZ *et al.*, 1998).

El alimento de la trucha está formado por invertebrados acuáticos, presas terrestres y peces (HORTON, 1961; YEVSIN *et al.*, 1979; ÁLVAREZ, 1979; LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1985; MONTAÑÉS & LOBÓN CERVIÁ, 1986; PENCZAK *et al.*, 1986; RASMUSSEN, 1986; GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; FECHNEY, 1988; LOBÓN-CERVIÁ & FITZMAURICE, 1988; SANTAMARINA, 1991, FERRÍZ,



1993; SANTAMARINA, 1993; GREENBERG & DAHL, 1998; KREIVI *et al.*, 1999; OSCOZ *et al.*, 2000), pero no son extraños otros tipos de alimento, como detritus orgánicos (REIMERS, 1957), huevos (HENRY, 1967; MERNA, 1986; GODBY, 2007), Urodelos y Decápodos (UTZ & HARTMAN, 2007), materia vegetal (LIEN, 1981) y restos del sustrato (PENCZAK *et al.*, 1984; PRZYBYLSKI, 1988). La aparición de detritus en los contenidos estomacales es un claro indicio de que la trucha ha sido poco selectiva a la hora de capturar el alimento (REIMERS, 1957). El consumo de huevos puede llegar a ser un componente muy importante en la dieta de los Salmónidos, ya incluso en la clase de edad 0+ (GODBY, 2007). MERNA (1986) encontró que los huevos de salmón pueden constituir entre el 30-40 % de la ración diaria. La materia vegetal no suele ser ingerida en grandes cantidades y normalmente es consumida de manera accidental; el bajo consumo de materia vegetal puede estar relacionado con la menor tasa de absorción y el escaso contenido energético de la misma (LIEN, 1981). La presencia de restos de sustrato es algo ya apuntado por anteriores estudios (PENCZAK *et al.*, 1984; PRZYBYLSKI, 1988); estos restos minerales pueden proceder de los propios invertebrados consumidos (KENNEDY & FITZMAURICE, 1972) o deberse a ingestas accidentales al capturar los invertebrados que habitan el bentos.

La trucha se alimenta principalmente de la fauna que se encuentra en el sustrato y la que está en deriva; sin embargo las proporciones de ambas en la dieta pueden variar estacionalmente (OSCOZ *et al.*, 2000), entre ríos (GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987) y entre diferentes microhábitats de un mismo río (GREENBERG & DAHL, 1998; NISLOW *et al.*, 1998; DE CRESPIN DE BILLY, 2001). La trucha puede modificar sus hábitos alimentarios de forma selectiva del bentos a la deriva, en respuesta a cambios en las características del macrohábitat y al suministro de comida (NISLOW *et al.*, 1998). Por ejemplo, en algunos trabajos se demuestra que la dieta de la trucha común es casi exclusivamente de invertebrados del bentos en condiciones diurnas e invernales (NEVEU & THIBAUT, 1977; NEVEU, 1980; CUNJAK & POWER, 1987). Esta particularidad puede deberse a que en invierno los caudales son mayores y la trucha se refugia en el fondo del río para minimizar los gastos energéticos requeridos para mantener la posición en la columna de agua, lo que hace que la cantidad de presas bentónicas consumidas se incremente durante este periodo (RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1993). En otros estudios la composición de la dieta no se correlaciona con la composición del bentos (SUÁREZ *et*



al., 1998). Un concepto relacionado con el anterior es lo que se conoce como coeficiente ecotrófico o proporción del total de los invertebrados del bentos que es consumida por el pez (RICKER, 1946). En los ríos en los que habita la trucha este coeficiente toma valores de entre 0.30 y 0.50 (WATERS, 1988a), superior al 0.5 (JACKSON & FISHER, 1986), mientras que HURYN (1996) establece este coeficiente en 0.8, y cuando toma valores bajos puede ser explicado por dificultades en la disponibilidad de las presas, como la deriva comportamental, la talla corporal, la abundancia, etc. (RADER, 1997). La trucha se alimenta fundamentalmente durante el crepúsculo y el amanecer (JENKINS, 1969b), que es cuando los patrones de actividad de la deriva son mayores, de forma que la trucha puede adaptar su patrón de actividad a la abundancia de presas en deriva (GIROUX *et al.*, 2000).

El carácter oportunista de la trucha no sólo se debe a la variabilidad de las presas que potencialmente es capaz de consumir (GERKING, 1994; BERRIOS *et al.*, 2002), sino también a la facilidad de adaptación que presenta frente a los cambios ambientales y a la disponibilidad de alimento (ELLIOTT, 1973b; CADA *et al.*, 1987b). Así pues, la alimentación de la trucha común está determinada en función de las presas más abundantes y ampliamente distribuidas por el río (SLACK, 1934; SOSTOA & LOBÓN-CERVIÁ, 1989). DILL (1983) define a la trucha como una especie oportunista y flexible, capaz de adaptar su régimen alimentario a las nuevas circunstancias y observa que cuando disminuye la disponibilidad de las presas la trucha disminuye su actividad alimentaria momentáneamente; luego modifica su estrategia alimentaria, de tal manera que pasa de una alimentación especializada a otra más generalizada.

1.2.1. Presas acuáticas

Aunque la dieta de la trucha casi no sufre variaciones estacionales cualitativas, cuantitativamente oscila desde los valores mínimos registrados en invierno hasta los máximos de verano. Así, la fauna predominante en la dieta son los macroinvertebrados, pero durante los meses más calurosos se observa un incremento notable de la fauna de superficie (LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; GARCÍA DE JALÓN, 1985; KARA & ALP, 2005).



Los análisis de contenidos estomacales indican una clara preferencia por los individuos adultos del bentos y por los insectos terrestres (YEVSIN *et al.*, 1979; WILZBACH *et al.*, 1986). No se encuentran diferencias apreciables en la alimentación entre sexos o clases de edad (ÁLVAREZ, 1979; DOMÍNGUEZ & PURROY, 1981; JOHNSON *et al.*, 2007), aunque ELLIOTT (1997) y OSCOZ *et al.* (2000) encontraron que el solapamiento trófico entre clases de edad es muy bajo y por ello la dieta es diferente entre cohortes como consecuencia de la segregación espacial entre las diferentes clases de edad (HAURY *et al.*, 1991). En contraste, KARA & ALP (2005) han encontrado un elevado solapamiento dietético entre machos y hembras, mientras que entre inmaduros y maduros es muy bajo.

Se puede afirmar que la captura de las presas está influida notablemente por características intrínsecas:

- Características poblacionales, de tal manera que cuanto mayor sea la abundancia de una presa, mayor es la probabilidad de ser consumida (SCHOENER, 1969; RINGLER, 1985; MACNEIL *et al.*, 2000).
- Características ecológicas que están relacionadas con la vulnerabilidad, es decir, con la proximidad espacial y la probabilidad de encuentro con el depredador (ALLAN *et al.*, 1987; ALLAN, 1995) y con la facilidad de detección y de captura (DAHL *et al.*, 1998; POFF & HURYN, 1998).
- Características etológicas que están asociadas con el movimiento de las presas, ya que la trucha detecta más fácilmente una presa en movimiento que otra inmóvil (WARE, 1973), y otras como la facilidad de ser desprendidos del sustrato (RADER, 1997). Algunos componentes del bentos son capaces de detectar a los peces a través de señales físicas y químicas, por lo que son capaces de modificar su comportamiento para disminuir el riesgo predador (WILLIAMS & MOORE, 1985; PECKARSKY, 1987; 1996; KOHLER & MCPEEK, 1989; BECHARA *et al.*, 1993; DOUGLAS *et al.*, 1994; HUHTA *et al.*, 1999).
- Características morfológicas, principalmente la talla y los fenómenos de crípsis. Atendiendo a estas dos características la trucha modifica la distancia de reacción (WARE, 1972) y la tasa de ataques (BROWN *et al.*, 1976). Los cercos de algunas



presas dificultan su manipulación y las protegen de la depredación (OTTO & SJÖSTRÖM, 1983).

Para su consumo la trucha se aprovecha de dos momentos en el desarrollo de los invertebrados: la emergencia de subimagos e imagos y el desplazamiento de las larvas a los lugares de actividad (alimentación, muda, etc.) (NEVEU, 1991). Según DE CRESPIN DE BILLY & USSEGLIO-POLATERA (2002) los rasgos más característicos usados para definir la vulnerabilidad de presas son: preferencias del microhábitat y del macrohábitat, movilidad, deriva, talla, estado del ciclo vital, agilidad y flexibilidad corporal. Atendiendo a estas características, estos autores dividieron las presas en dos grandes grupos:

-Presas potencialmente vulnerables: son nadadores activos, de talla intermedia, presentan deriva, viven expuestos y con afinidad por macrohábitat erosionales y facies lótica.

-Presas menos vulnerables: viven fijadas al sustrato o tienen una movilidad reducida, presentan afinidad por la facies léntica, tienen una baja propensión a entrar en deriva (Ej. Moluscos y pupas de Insectos), habitan en ambientes hiporreicos o son infáunicos (Oligoquetos, Turbelarios y algunos Dípteros) y son de gran tamaño.

La vulnerabilidad de las presas está en función de las características físicas del hábitat (DE CRESPIN DE BILLY, 2001), el campo visual del pez (CROWDER & COOPER, 1982) y de las características biológicas y ecológicas de las presas (ALLAN, 1995). Además, en macrohábitats con invertebrados bentónicos vulnerables la trucha consume principalmente invertebrados acuáticos visibles en el fondo o en la columna de agua, mientras que cuando los invertebrados bentónicos son menos vulnerables, consume principalmente presas aéreas en superficie (DE CRESPIN DE BILLY & USSEGLIO-POLATERA, 2002).

Con el fin de reducir la depredación, los invertebrados pueden seguir diferentes estrategias como: alternar el uso de microhábitats (TURNER *et al.*, 1999) o reducir su actividad como es el caso en los Gammáridos (WILLIAMS & MOORE, 1985; WISENDEN *et al.*, 1999). Otros invertebrados son capaces de detectar la presencia de los peces predadores a través de señales químicas y de esta manera reducir al mínimo los encuentros presa-depredador (WILLIAMS & MOORE, 1985; PECKARSKY, 1987; 1996;



KOHLER & MCPEEK, 1989; FRIBERG *et al.*, 1999; HUHTA *et al.*, 1999). Los invertebrados desmenuzadores que habitan entre la hojarasca sumergida son menos susceptibles de ser consumidos por los peces si los comparamos con los que habitan en otro tipo de sustrato debido a que usan al mismo tiempo el refugio como lugar de alimentación (ROSENFELD, 2000).

El tipo de presa dominante en la dieta de las truchas son los Insectos (BERRIOS *et al.*, 2002) y entre ellos los Quironómidos están presentes en la práctica totalidad de los estudios realizados. BALL (1961), observó que el porcentaje del peso de la dieta que ocupan las larvas y pupas de Quironómidos es del 20 %; otros investigadores encontraron valores del 27.1 % (PEDLEY & JONES, 1978), del 6.89 % (BERRIOS *et al.*, 2002) y del 17 % (BROWN *et al.*, 1976) y en este último estudio además se observó que la trucha presentaba índices de selectividad positivos hacia diferentes géneros de Quironómidos que presentan migraciones en la columna de agua y por ello son más vulnerables, pues la trucha ataca con mayor frecuencia a los Quironómidos libres que a los que construyen estuches (BROWN *et al.*, 1976).

Por lo que respecta a otros grupos, si consultamos la bibliografía para saber cuál es la presa dominante en la alimentación de la trucha, nos encontramos con resultados muy dispares en función de la clase de edad que estemos estudiando, de la época del año y de la propia composición del bentos de cada río. Se podría decir que las presas más abundantes en la mayoría de los estudios son los Efemerópteros, Dípteros y Tricópteros (PENDELLOW, 1932; SAGAR & GLOVA, 1983; LOBÓN-CERVIÁ, 1985; GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; SUÁREZ *et al.*, 1988; ZIEGLER, 1988; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1990; GLOVA *et al.*, 1992; SAGAR & GLOVA., 1995; HESTHAGEN *et al.*, 2004; OSCOZ *et al.*, 2005; ZIMMERMAN & VONDRACEK, 2007; RUGINIS, 2008). En otros estudios también se incluyen a los Plecópteros (PAPAGEORGIU *et al.*, 1984; MONTORI *et al.*, 2006); no obstante, cuando en la comunidad bentónica están presentes Crustáceos como *Gammaridae* y *Asellidae* pasan a formar parte de los *items* más abundantes. KARA & ALP (2005) encontraron que los Gammáridos constituían el 49.72 % de la dieta, PENDELLOW (1932) encontró en uno de los dos ríos estudiados que los Gammáridos eran la presa con una mayor frecuencia de ocurrencia con el 37.9 %, GREENBERG & DAHL (1998) a su vez encontraron que los Gammáridos eran la presa más abundante indistintamente del tipo de hábitat estudiado con un valor medio del 21.6 %. OSCOZ *et*



al. (2000) encontraron en truchas $\geq 2+$ durante el verano que la dieta estaba formada casi en su totalidad por este tipo de presa (el 81.7 % de la abundancia). JOHNSON *et al.*, (2007) encontraron que los Isópodos del género *Lirceus* eran la presa más abundante (con valores del 70 y 80 %), ZIMMERMAN & VONDRACEK (2007) hallaron que, aunque los Simúlidos eran la presa con mayor dominancia (41.8 %), los Gammáridos eran el *item* que proporcionaba la mayor contribución en términos de peso. Entre clases de edad los resultados encontrados también son muy dispares. OSCOZ *et al.* (2000) encontraron una abundancia de Efemerópteros del 57.5 % en truchas 0+, mientras que en truchas $\geq 2+$ los Gammáridos ocupan numéricamente el 81.7 %. SANTAMARINA (1991) observó en el río Deza que, en función de la época del año, numéricamente variaba el valor de los Efemerópteros en la clase de edad 0+, pero que seguía siendo la presa dominante (38 % en primavera, 46 % en verano y 42 % en otoño), mientras que los individuos adultos consumieron una gran proporción de presas de origen terrestre (21 % en verano y el 46 % en otoño). Así pues, el consumo de Efemerópteros disminuye a medida que aumenta la clase de edad, mientras que la frecuencia de ocurrencia para las presas terrestres y Moluscos es al contrario (LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1985). SKOGLUND & BARLAUP (2006) encontraron que la presa más abundante en alevines de trucha eran los Quironómidos con una frecuencia de ocurrencia del 64.76 %, mientras que OSCOZ *et al.* (2005) encontraron que la presa dominante en truchas 0+, tanto en términos de abundancia como de frecuencia, eran los Nematodos con una abundancia del 42.33 %; la presencia de Nematodos en el estómago en juveniles de trucha común también ha sido observada por otros investigadores (ARAWOMO, 1980).

Estacionalmente también existen diferencias en la alimentación de la trucha. WARLOW & OLDHAM (1982) encontraron que la dieta estaba dominada en invierno por Gammáridos y Ostrácodos, en primavera por Quironómidos, en verano por Quironómidos, Gammáridos y Gasterópodos, y en otoño por Gasterópodos. SANTAMARINA (1991) encontró en el río Deza que en invierno la presa dominante son los Quironómidos (34 %), en primavera son los Baétidos (28 %), en verano son Quironómidos (18 %) y en otoño son las presas terrestres (47 %), mientras que el río Riobo durante el invierno y la primavera la dieta estuvo dominada por Gasterópodos (36 % y 18 % respectivamente), en verano por Himenópteros (58 %) y en otoño otra vez por Gasterópodos (46 %). OSCOZ *et al.* (2000) encontraron durante el invierno que la dieta



estaba dominada numéricamente por Gammáridos (36.5 %), al igual que SLACK (1934), quien encontró que la frecuencia de ocurrencia de esta presa era del 86 %, mientras que CUNJAK & POWER (1987) encontraron que los Tricópteros y los Efemerópteros eran las presas más abundantes en esta estación. DEGERMAN *et al.* (2000) encontraron que la dieta de juveniles (0+) en julio estuvo dominada por Efemerópteros (mayoritariamente *Baetidae*) y está formada en su totalidad por el bentos, mientras que en septiembre estuvo dominada por presas aéreas (principalmente *Chironomidae*) llegando a dominar la dieta (53.3 %).

1.2.2. Presas aéreas

Las presas aéreas y los peces son presas más energéticas que los invertebrados acuáticos y por esta razón parece razonable que sean una fuente importante de energía para los Salmónidos (WIPFLI, 1997). La disponibilidad y abundancia de las presas aéreas está relacionada con la vegetación de ribera, -ya que no todas las especies de árboles contribuyen de la misma manera al aporte de este tipo de presas al cauce- (MASON & MACDONALD, 1982; SAGAR & GLOVA, 1995; EDWARDS & HURYN, 1996), con la topografía del lugar de estudio (VØLLESTAD & ANDERSEN, 1985) y con las condiciones meteorológicas. La actividad de los invertebrados terrestres está condicionada de una manera sinérgica por la luz y la temperatura (NEVEU & ECHAUBARD, 1980), y ésta es la principal razón por la que este tipo de presa es más abundante durante el periodo estival como se ha podido demostrar experimentalmente (EDWARDS & HURYN, 1995; COBO *et al.*, 1997). La utilización de las presas aéreas por parte de la trucha, está inversamente correlacionada con la velocidad de la corriente (HEINIMAA & ERKINARO, 1999; DE CRESPIN DE BILLY *et al.*, 2000).

La manera de incorporación de las presas aéreas al cauce es diferente según presenten o no alas. Las presas terrestres sin alas entran en el río de una manera pasiva y desde los márgenes, mientras que las presas con alas lo hacen fruto de su propia actividad (EDWARDS & HURYN, 1995). Un claro dominio de las presas aéreas en la dieta de la trucha puede ser interpretado como una baja vulnerabilidad del bentos (DE CRESPIN DE BILLY & USSEGLIO-POLATERA, 2002). Mientras que, de acuerdo con el



concepto del continuo fluvial de VANNOTE *et al.* (1980), la importancia energética de los aportes alóctonos a los sistemas lóticos disminuye a medida que el orden hidráulico aumenta (CLOE & GARMAN, 1996).

Existen trabajos que han intentado cuantificar la importancia relativa de las presas aéreas consumidas. La abundancia de las presas aéreas en los contenidos estomacales de Salmónidos es muy variable, oscilando normalmente entre el 5 % y el 33 % (TEBO & HASSLER, 1963; MCLENNAN & MACMILLAN, 1984; NIELSEN, 1992; EDWARDS & HURYN, 1995), pero en muchos casos los porcentajes son superiores al 50 % (HUNT, 1975; KAWAGUCHI & NAKANO, 2001), y pueden llegar a alcanzar valores del 90 % y superiores, cuando, además de presas terrestres propiamente dichas, también se incluyen los estadios adultos voladores de los macroinvertebrados (NELLY-QUINN & BRACKEN, 1990; SÁNCHEZ *et al.*, 2007). Independientemente de los valores porcentuales, este tipo de presas pueden llegar a constituir una parte muy importante de la dieta de la trucha durante el periodo estival (HYNES, 1970; YEVSIN *et al.*, 1979; LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; JONSSON & GRAVEM, 1985; SUÁREZ *et al.*, 1988; SANTAMARINA, 1991; COBO *et al.*, 1997; NAKANO *et al.*, 1999b; UTZ & HARTMAN, 2007).

La utilización de las presas aéreas como recurso alimenticio, a pesar de ser mucho más abundante, no es exclusivo de los meses más calurosos, ya que como han demostrado WARLOW & OLDHAM (1982) en otras épocas del año abundaban las presas terrestres en la dieta como las lombrices, arañas, típulas terrestres y babosas. RINCÓN (1993) encontró que las preferencias respecto a algún tipo de presa aérea variaban conforme pasaban los meses. De esta manera, los Dípteros eran la presa mayoritaria en mayo, durante los meses de julio y agosto lo fueron los Hemípteros y en octubre los Himenópteros.

Habitualmente las presas de origen aéreo son evitadas por los juveniles de trucha por dos razones: la primera es que la deriva de presas aéreas es principalmente superficial y los juveniles de trucha se alimentan de las presas del bentos y de la columna de agua (SAGAR & GLOVA, 1995) y la segunda porque las presas aéreas son por regla general más largas que las acuáticas, y de esta manera entra en conflicto la relación entre la talla de la presa y de la abertura bucal (MONTORI *et al.*, 2006). CADA *et al.* (1987b) encontraron que las presas aéreas son más abundantes en los estómagos que



en la deriva, seguramente debido a que estos tipos de presas son digeridas con mayor dificultad como consecuencia de la quitina de sus exoesqueletos. LÓPEZ-ÁLVAREZ (1984) encontró que el consumo del alimento en superficie aumentaba con el tamaño de las truchas, mientras que DINEEN *et al.* (2007a) y SÁNCHEZ *et al.* (2007) hallaron que lo hacía con la edad.

HYNES (1970) observó que las presas aéreas procedentes de la vegetación riparia eran preferidas por los peces en oposición a las presas bentónicas, seguramente porque son más fácilmente detectables y tienen una baja capacidad evasiva (MCLAUGHLING *et al.*, 1994). Por otro lado las presas aéreas en la superficie del agua son más fácilmente consumidas en los medios lénticos que en los lóticos (DE CRESPIN DE BILLY *et al.*, 2000). MCCORMACK (1962) intentó relacionar la tasa de consumo de presas aéreas con la productividad de las aguas y apuntó que en aguas blandas la trucha consumía más presas exógenas que en aguas duras.

1.2.3. La deriva

Es difícil intentar establecer si los macroinvertebrados en deriva o en el bentos son el tipo de presa que contribuye en mayor proporción al aporte alimentario de la trucha, porque la fauna bentónica en algún momento de su ciclo vital pasa a constituir parte de la deriva. Algunos investigadores afirman que la composición de la dieta de la trucha es semejante a la composición de los organismos en deriva y diferente a la fauna bentónica (ELLIOTT, 1967; 1970; 1973a; RINGLER, 1979; BACHMAN, 1984; CADA *et al.*, 1987b; LAGARRIGUE *et al.*, 2002). Otros investigadores, por el contrario, afirman que la alimentación es principalmente bentónica (NEVEU & THIBAUT, 1977; NEVEU, 1980; CUNJAK & POWER, 1987; MCINTOSH & TOWNSEND, 1995; RADER, 1997). Las presas epibentónicas sólo constituyen una pequeña proporción numérica de la dieta (10-20 %) durante el verano (BACHMAN, 1984; MCINTOSH & TOWNSEND, 1995), debido a que la trucha es un depredador visual y muchos de los organismos del bentos pasan desapercibidos, porque están escondidos, tienen coloraciones crípticas o son de tamaño muy pequeño. Al contrario, CADA *et al.* (1987b) registraron valores del 50 % de presas derivantes.



Además de los organismos acuáticos en deriva (deriva autóctona), una fracción muy importante esta compuesta por presas terrestres (deriva alóctona), y la ritmicidad de cada tipo es diferente (NEVEU, 1980; ROMANISZYN *et al.*, 2007). Se suele considerar, con una excesiva simplificación, que la deriva terrestre es diurna (ELLIOTT, 1967; EDWARDS & HURYN, 1995; RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1997; ROMANISZYN *et al.*, 2007), mientras que la deriva de macroinvertebrados es mayoritariamente nocturna, para evitar los encuentros con el depredador en la columna de agua, debido a la presión depredadora ejercida por los peces (WATERS, 1969; FLECKER, 1992; SAGAR & GLOVA, 1992; RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1997; NAKANO *et al.*, 1999b; HUHTA *et al.*, 2000).

Existen experimentos que han intentado relacionar la deriva con la densidad y el tipo de bosque ripario. En efecto, los resultados del estudio de SAGAR & GLOVA (1995) demuestran que la composición, abundancia y biomasa de los invertebrados que forman parte de la deriva es diferente de acuerdo con la densidad de sauces. La abundancia y biomasa del bentos es mayor en secciones moderadamente pobladas de árboles, mientras que las de la deriva son mayores en secciones densamente pobladas. ROMANISZYN *et al.* (2007) observaron que las abundancias de invertebrados terrestres están influidas por el tipo de bosque ripario.

La intensidad de la deriva y la cantidad de presas en los estómagos están correlacionadas (ELLIOTT, 1970; ALLAN, 1978; CADA *et al.*, 1987a), y la trucha puede modificar sus hábitos alimentarios del bentos a la deriva y viceversa en respuesta a cambios en las características del hábitat o en la accesibilidad de las presas en deriva (BECHARA & MOREAU, 1992; NISLOW *et al.*, 1998, NAKANO *et al.*, 1999a).

Aunque la luminosidad es un factor muy importante relacionado con la vulnerabilidad de las presas en deriva, la talla es el factor principal (GLOVA *et al.*, 1992; SAGAR & GLOVA, 1995). Como resultado, las presas más grandes tienen patrones de deriva nocturnos mientras que las tallas inferiores son aperiódicas (ALLAN, 1984). La eficiencia depredadora va disminuyendo a medida que lo hace la intensidad lumínica, para llegar a los valores mínimos que son registrados durante la noche (RADER, 1997). Esto influye en gran medida el hecho de que los organismos del bentos presenten dos picos de deriva, uno al amanecer y otro al anochecer, que coinciden con los valores mínimos de eficacia depredadora de la trucha.



1.3. Selección del alimento

Los estudios en los que se demuestra que la trucha selecciona un tipo de alimento de su base trófica para alimentarse son frecuentes (véase BERGLUND, 1968; HUNT, 1975; LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; GARCÍA DE JALÓN, 1985; CADA *et al.*, 1987b; GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1990; NAESJE *et al.*, 1998; JONSSON *et al.*, 1999; KREIVI *et al.*, 1999; OSCOZ *et al.*, 2000; PENDER & KWAK, 2002; OSCOZ *et al.*, 2005, JOHNSON *et al.*, 2007; ZIMMERMAN & VONDRACEK, 2007; RUGINIS, 2008). La trucha es un animal que selecciona el alimento en función de la abundancia y la accesibilidad (LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; MACNEIL *et al.*, 2000), y que una vez que empieza a alimentarse de un determinado tipo de alimento tiene tendencia a continuar utilizándolo porque, como mecanismo de aprendizaje, forman una imagen de captura y este tipo de presa es seleccionada respecto a otras (NILSSON, 1957; WARE, 1972; RINCÓN-LOBÓN-CERVIÁ, 1999). Los depredadores aprenden a buscar, atacar y manipular a presas con las que los encuentros son más frecuentes (BENCE, 1986; CROY & HUGHES, 1991). Otros investigadores afirman que la dieta de la trucha carece de selectividad alguna (HENRY, 1967) y que se caracteriza por presentar una disminución en la contribución de los mayores grupos alimentarios a favor de una dieta más diversa (SUÁREZ *et al.*, 1988).

Algunos estudios realizados en truchas ictiófagas, demuestran que son claramente selectivas a la hora de alimentarse y que prefieren consumir determinadas especies de peces en lugar de otras (NAESJE *et al.*, 1998; JONSSON *et al.*, 1999; JENSEN *et al.*, 2004; HYVÜRINEN & HUUSKO, 2006), y la selección del alimento puede explicarse por las diferencias en la densidad y la talla de los peces (JENSEN *et al.*, 2004). HYVÜRINEN & HUUSKO (2006) observaron en truchas ictiófagas que, cuando dos tipos de presas de igual tamaño presentaban la misma abundancia en el medio, la trucha se alimentaba indiferentemente de uno u otro, pero que cuando un tipo era dominante (> 50 %) se producía un cambio en el forrajeo y la trucha pasaba a consumir la presa más dominante casi exclusivamente.

Cuando la disponibilidad de alimento es elevada, ya sea debido a una mayor abundancia o a una mejor accesibilidad, o porque el requerimiento del alimento disminuye por un mayor grado de saciedad, el pez se vuelve más selectivo y discrimina



más la comida que consume y viceversa (HEPHER, 1988). Cabría esperar que recursos abundantes y de gran tamaño fuesen más accesibles, pero en algunas ocasiones no lo son porque pueden estar camuflados, o son difíciles de capturar y de manipular, a pesar de que pueden ser más fáciles de ver por los peces (NEVEU & THIBAUT, 1977; NEVEU, 1980; WALLACE, 1981). SCHOENER (1969) afirma que, cuando las presas grandes son abundantes, las truchas eligen esta comida e ignoran la de menor tamaño, aunque otros trabajos han demostrado que la trucha común no siempre consume el taxón más abundante del bentos (SAGAR & GLOVA, 1995; MACNEIL *et al.*, 2000). IVLEV en 1961 demostró que la selectividad de un pez a la hora de alimentarse depende de la preferencia inherente del pez por su alimento, la abundancia del alimento, las relaciones cuantitativas entre las presas, la accesibilidad del alimento y el grado de saciedad del pez. De esta manera se ha afirmado que, cuando los recursos son abundantes y diversos, se produce una especialización en la dieta del depredador (PYKE *et al.*, 1977).

Otros investigadores concretan que el factor más importante en la selección del alimento es el tamaño de la presa (RINGLER, 1979; JONSSON & GRAVEM, 1985; VØLLESTAD & ANDERSEN, 1985; SUÁREZ *et al.*, 1988; ZIEGLER, 1988). Así el criterio que parece delimitar la talla de las presas consumidas por la trucha sigue un modelo de optimización energética, ya que en la mayoría de los casos, las presas grandes, no sólo son más fáciles de ver por la trucha, sino que también son más rentables en términos de energía neta ingerida (WERNER & HALL, 1974; BANNON & RINGLER, 1986; NEWMAN, 1987), pero también es mayor la energía invertida en la manipulación, de esta manera la eficiencia de forrajeo en función de la talla de las presas puede conducir a diferencias en el crecimiento en las poblaciones de Salmónidos (FRASER *et al.*, 2008). Las conclusiones que obtienen RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ (1999) indican que los mecanismos operadores en la selección de las presas por su talla son probablemente dependientes de las características de las presas en función de la distribución talla-frecuencia de las mismas. La selección de las presas según tamaño es diferente si se trata de presas aéreas o de presas acuáticas, ya que cuando la trucha se alimenta de presas aéreas en la superficie muestra una selectividad negativa con el tamaño de la presa. La trucha ignora las más grandes y presumiblemente las más rentables; en contraste, muestra una preferencia hacia las presas mayores cuando se alimentan de presas acuáticas, tanto en el bentos como en la columna de agua (RINCÓN & LOBÓN-



CERVIÁ, 1999). Estos resultados también se han encontrado en otras especies que se alimentan en deriva (WANKOWSKI, 1979; RINCÓN-LOBÓN-CERVIÁ, 1995).

Muchos investigadores han intentado delimitar el tamaño mínimo de las presas a partir del cual la trucha comienza a capturarlas y, en general, aceptan que el tamaño de los invertebrados que habitualmente es consumido por la trucha es mayor que 1-2 mm (SKINNER, 1985; RADER, 1997). Además, cuando este alimento de pequeño tamaño es muy abundante, puede ser ingerido por los individuos adultos (YOUNG *et al.*, 1997). Los tamaños de presa preferidos por los Salmónidos comprenden un amplio rango dependiendo del tamaño del pez, pero se puede establecer que oscila entre 5 mm y 20 mm (ALLAN, 1981; SKINNER, 1985; SÁNCHEZ *et al.*, 2007); otros investigadores concluyen que las presas mayoritariamente consumidas son las de tallas comprendidas entre los 2 y 3 mm (MONTORI *et al.*, 2006) y entre 4 y 6 mm (RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1999).

Al igual que para el límite inferior, existen estudios que han intentado delimitar cuál es el límite superior del tamaño de las presas, admitiendo como tal el 40 % de la longitud del animal (HYVÜRINEN & HUUSKO, 2006); no obstante, las presas superiores a 20 mm son excepcionalmente grandes para ser consumidas porque son difíciles de manejar y por ello son generalmente evitadas (RADER, 1997).

Los cambios ontogénicos pueden ser predichos por modelos de talla óptima de presas (BANNON & RINGLER, 1986). KEELEY & GRANT (1997) encontraron que el tamaño de las presas más pequeñas puede ser estimado por el espacio entre las laminas branquiales y el tamaño máximo de presa es siempre considerablemente menor que la apertura bucal.

La mayoría de los peces consumen presas por debajo del tamaño máximo del que se pueden alimentar para maximizar la energía ingerida por unidad de tiempo (OLSON, 1996; TOWNSEND & WINFIELD, 1985). Otra característica de la alimentación de la trucha, que ha creado mucho interés en la comunidad científica, es conocer cuál es la talla a la que el pez se vuelve ictiófago. Dentro de este contexto los resultados obtenidos son muy dispares: a partir de los 13 cm (L' ABÈE-LUND *et al.*, 1992), en truchas mayores de 17.5 cm (JONSSON *et al.*, 1999), a partir de los 20 cm (SUÁREZ *et al.*, 1988), en truchas de 27 cm (KEELEY & GRANT, 2001) o a los 30 cm (HYVÜRINEN & HUUSKO,



2006). LÓPEZ-ÁLVAREZ (1948) encontró que el 70 % de las truchas mayores de 30 cm consumían peces y que ninguna de las truchas menores de 10 cm tenían restos de peces. La longitud de los peces capturados va aumentando a medida que el pez va aumentando de tamaño; además estos tipos de estudios consideran que el tamaño medio corporal de las presas es del 33 % de la longitud del depredador y estos valores serán diferentes entre las especies de Salmónidos estudiadas (L' ABÈE-LUND *et al.*, 1992). Otros estudios han intentado calcular el número de peces consumidos al día, estimándolo en 1.9 peces/día, valor que está muy cerca de la máxima ración extraída de los modelos teóricos de comida diaria (JENSEN *et al.*, 2006). La presencia de peces en los estómagos sigue un máximo en otoño e invierno, mientras que es mínima en primavera, observándose una abundancia relativa del 3 % (LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984).

1.4. Cambios ontogénicos de la alimentación

Después de eclosionar el huevo nace el alevín, en cuya vida podemos distinguir dos fases diferentes: una primera, llamada prelarva o eleuteroembrión (BALON, 1975), en la que el alevín no se alimenta y toma su energía vital del proceso de reabsorción del saco vitelino, y la siguiente fase, llamada larva, donde el alevín ya se alimenta del medio externo (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993). Desde el punto de vista de la alimentación, el eleuteroembrión se enfrenta a la necesidad de aprender a cazar con rapidez, y esto se complica aún más, ya que no tiene un sistema digestivo completamente formado (GOVONI *et al.*, 1986), sin embargo al comienzo de su primera alimentación exógena ya presenta un estómago funcional (DABROWSKI, 1982).

La duración de la fase de eleuteroembrión es muy variable, ya que depende de la temperatura externa, pero se acepta delimitarla, para la trucha común, entre 33-70 días (ELLIOTT, 1989), decreciendo el tiempo de desarrollo con incrementos de la temperatura (JENSEN *et al.*, 1989). Cuando el eleuteroembrión pasa a una alimentación exógena su alimento principalmente está formado por presas intersticiales; este instante del desarrollo se conoce como periodo de no retorno (ELLIOTT, 1994). Muchos autores han intentado precisar el momento concreto en el cual la trucha empieza a alimentarse de



presas vivas. El inicio de la alimentación externa está positivamente correlacionado con el tamaño del huevo (ELLIOTT, 1994; ELLIOTT & HURLAY, 1999), y esta puede que sea una de las causas de la variabilidad de los resultados obtenidos en la bibliografía. Así, MASON (1976) observó que se producía durante la emergencia en los frezaderos y DILL (1969) apunta que comienza cuando se ha completado el llenado de la vejiga natatoria, mientras que JENSEN *et al.* (1989) observaron que tenía lugar antes de la emergencia de los frezaderos. Otros investigadores han intentado precisar este momento de la vida de la trucha de una manera más exacta. HEMING (1982) observó que acontecía cuando el alevín ha conseguido el máximo peso húmedo, THORPE *et al.* (1984) observaron que el inicio de la alimentación externa tiene lugar cuando el vitelo constituye el 3 % del peso total del pez, mientras que ZIMMERMAN & MOSEGAARD (1992) afirman que ocurre cuando el vitelo constituye el 40 % del peso del alevín. HARVEY (1966) y MACCRIMMON & TWONGO (1980) encontraron que ocurría cuando se producía la completa absorción del saco vitelino. Los estudios más recientes afirman que tiene lugar mayoritariamente después de la emergencia y de la reabsorción completa del vitelo, pero una baja proporción lo hace antes de la emergencia de la grava y teniendo un 30 % de saco vitelino (SKOGLUND & BARLAUP, 2006).

En la trucha, como en otras muchas especies de peces, se produce un cambio ontogenético de nicho trófico, de forma que, a medida que el individuo aumenta de tamaño, va capturando presas mayores de macroinvertebrados, para finalizar con una dieta casi exclusivamente ictiófaga. JOHNSON *et al.* (2007) hallaron que los *Chironomidae* constituyen el principal alimento la dieta de truchas 0+ y que luego es reemplazado por Isópodos y secundariamente por Gasterópodos, Hay que tener en cuenta que la selección de las presas en relación con la talla está en función de la abertura bucal (NEWMAN, 1987; HAMBRIGHT *et al.*, 1991; RINCÓN-LOBÓN-CERVIÁ, 1995). La trucha presenta una dieta alométrica en la que la relación entre el tamaño medio de la presa y la longitud de la trucha es exponencial (WANKOWSKI, 1979; LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; GERKING, 1994; STEINGRÍMSSON & GÍSLASON, 2002).

Existen estudios que han demostrado que no hay diferencias significativas, relacionadas con la talla de la presa consumida, entre los sexos de trucha común, pero sí entre inmaduros y maduros, ya que los inmaduros nunca consumen presas mayores de 6 mm (MONTORI *et al.*, 2006). RADER (1997) estima que la presa óptima para una trucha



de 20-30 cm es de 10-20 mm. El cambio de dieta durante la vida del pez puede tener un significado ecológico al disminuir la competencia entre las diferentes clases de edad y facilitar la segregación de nicho (ELLIOTT, 1967). No sólo es consecuencia de los cambios morfológicos (incremento del tamaño de la boca y del canal digestivo) sino también del hábitat específico para cada clase de edad, cambios estacionales en la disponibilidad de alimento y de la competencia interespecífica (NEVEU & THIBAUT, 1977; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993). Cuando la trucha comienza a incorporar a su dieta peces y disminuye la ingesta de los macroinvertebrados, se produce un marcado incremento en la energía ingerida y de la eficiencia bruta (ELLIOTT & HURLEY, 2000b).

La fase juvenil es el periodo que presenta una mayor estabilidad en la conducta alimentaria, debido a que la morfología y el tamaño de la boca restringen el espectro de presas que puede consumir, mientras que los adultos no presentan esta limitación y por ello consumen una mayor variedad (NEVEU, & THIBAUT, 1977; GERKING, 1994), o dicho de otra manera, a medida que la trucha va aumentando de tamaño la amplitud del nicho trófico también va aumentando. La alimentación de los estados larvarios depende de la proximidad de las presas, como consecuencia de la baja capacidad de desplazamiento que tiene el pez en las primeras fases de vida (SKOGLUND & BARLAUP, 2006). En esta fase del desarrollo la alimentación se basa en pequeñas presas intersticiales como Cladóceros, Rotíferos y Copépodos (GERKING, 1994) o primeros estadios de macroinvertebrados, especialmente Quironómidos (MCCORMACK, 1962; ELLIOTT, 1967; FAHY, 1980; ARAWOMO, 1980; FECHNEY, 1988; WAYNE *et al.*, 1993; DEGERMAN *et al.*, 2000; HESTHAGEN *et al.*, 2004; SKOGLUND & BARLAUP, 2006; JOHNSON *et al.*, 2007). Así, los invertebrados acuáticos dominan en la dieta de truchas de la clase de edad 0+, mientras que los invertebrados terrestres son más importantes en truchas 1+ y 2+ (DINEEN *et al.*, 2007a,b). Por el contrario otros autores han encontrado que las truchas de la clase de edad 0+ consumían alimento en superficie (DEGERMAN *et al.*, 2000; HESTHAGEN *et al.*, 2004) y que la abundancia de este tipo de presa es mayor cuando los Quironómidos en el bentos son escasos (HESTHAGEN *et al.*, 2004).



1.5. Fisiología de la alimentación

1.5.1. El control fisiológico de la ingesta

Los estudios realizados sobre el control cerebral de la ingesta en los peces son comparativamente muy pocos en relación con los realizados en mamíferos. En general, ponen en evidencia el papel de diferentes áreas cerebrales como el área hipotalámica lateral, las áreas cerebrales próximas al núcleo del receso lateral en el lóbulo inferior del hipotálamo, los lóbulos hipotalámicos laterales, la región preóptica hipotalámica y el telencéfalo, como centros organizadores del control del comportamiento alimentario.

Los peces presentan mecanismos de regulación a corto y largo plazo, tanto para el inicio de la alimentación como para la finalización. El mecanismo que regula la comida ingerida parece que está en el hipotálamo, a través de centros alimentarios y de saciedad (HIGHTOWER & JANOWITZ, 1973). El conocimiento del control cerebral de la ingesta en peces es muy escaso. Inicialmente se ha propuesto un control basado en un sistema de retroalimentación negativa: una vez que se produce la ingesta del alimento, se induce la supresión del comportamiento alimentario mediante la estimulación de mecanorreceptores estomacales (VAHL, 1979). La estimulación de la ingesta de comida es complicada e implica mucho más que espacio en el estómago (IVLEV, 1961) y evacuación gástrica (BRETT, 1971), ya que el comportamiento alimentario se inicia con la identificación de la comida a través de los sentidos de la vista, olfato y gusto (COWEY, 1981; KASUMYAN & DØVING, 2003). Además los estudios realizados para trucha común demuestran que las preferencias gustativas son semejantes entre poblaciones de diferentes cuencas y que los peces pueden cambiar de acuerdo con factores ambientales como la temperatura y factores contaminantes como los metales pesados y el pH (KASUMYAN & DØVING, 2003).

El inicio de la ingesta puede estar modulado por receptores de glucosa hipotalámicos que detectan la caída de sus niveles plasmáticos (mecanismo a corto plazo) o a través de los adipocitos, ya que son los encargados de liberar la leptina. Si los niveles de grasa corporales son bajos no existe casi liberación de leptina y como consecuencia aparece la sensación de hambre y el pez comienza a comer (mecanismo a



largo plazo). Por el contrario, el pez deja de comer o alcanza la saciedad a través de receptores de alargamiento del estómago, liberación de hormonas por el sistema digestivo y por liberación de serotonina hipotalámica (mecanismos a corto plazo), y debido al incremento de los depósitos grasos se induce a la liberación de leptina por las células adiposas, disminuyendo la sensación de hambre.

Entre los péptidos inhibidores de la ingesta hay que destacar la insulina y la leptina. En los peces la insulina está fuertemente implicada en la homeostasis energética, actuando en la regulación del metabolismo de las proteínas, lípidos y carbohidratos, aunque es una hormona con poca influencia en el flujo metabólico de los hidratos de carbono. En los teleósteos existe una correlación negativa entre niveles plasmáticos de insulina y el estado alimentario. Los niveles de insulina son elevados en animales alimentados y bajos en animales en ayunas. Recientemente se ha podido demostrar por primera vez en la trucha arco-iris que la administración de una inyección intracerebral de insulina produce un efecto inhibitor sobre la ingesta. Sin embargo la posible acción periférica de la insulina aún está por demostrar dado que la hiperinsulinemia no modifica significativamente la ingesta en peces (SOENGAS & ALDEGUNDE, 2004).

Los resultados de los trabajos realizados en peces sobre el posible papel de la leptina en la modulación del comportamiento alimentario son bastante contradictorios. Así, en el pez dorado (*Carassius auratus*) la administración de una inyección intracerebral de leptina potencia el efecto inhibitor que sobre la ingesta induce la administración de péptidos CART, apuntando la posibilidad de que estos péptidos podrían actuar como factores inductores de saciedad regulados por la leptina (VOLKOFF & PETER, 2001). Sin embargo, otros trabajos no apoyan esta posibilidad; BAKER *et al.* (2000) comprobaron que en el salmón plateado (*Oncorhynchus kisutch*) la exposición crónica a unos niveles plasmáticos altos de leptina, tanto en animales en ayunas como en animales alimentados normalmente, no alteraba significativamente ni el crecimiento ni el estado de las reservas energéticas.

Recientemente se ha descrito el posible papel de las hormonas peptídicas actuando a dos niveles diferentes: directamente sobre el sistema nervioso central en los centros de control de la ingesta e indirectamente disminuyendo el tránsito intestinal, ya sea modificando los metabolitos energéticos (glucosa, ácidos grasos libres y



aminoácidos) o a través de otras hormonas implicadas en el control de la ingesta de alimentos (LE BAIL & BOEUF, 1997).

Experimentalmente, se ha demostrado el papel de la actividad serotoninérgica del cerebro en las interacciones sociales alimentarias entre peces dominantes y subordinados de una misma especie. Cuando ambos tipos de peces están juntos, el pez subordinado está inhibido, no se alimenta y muestra una actividad serotoninérgica elevada, mientras que los peces dominantes continúan alimentándose y muestran una actividad serotoninérgica muy baja; por esta razón se ha concluido que la activación estrés-inducida de las neuronas serotoninérgicas cerebrales está acompañada de la subordinación social (WINBERG *et al.*, 1991; WINBERG *et al.*, 1993; ØVERLI *et al.*, 1998).

1.5.2. Digestibilidad de las presas

La digestión del alimento en el estómago se produce por la liberación de dos tipos de sustancias, que, unidas a la motricidad gástrica, facilitan la disgregación del alimento. Estos dos tipos de sustancias son el HCl y las enzimas digestivas, y ambas son liberadas por las células que revisten la pared estomacal (BARRINGTON, 1957). El pH ácido del estómago requerido para que la efectividad de las enzimas digestivas sea mayor se debe a la liberación de HCl (HEPHER, 1988).

Entre las enzimas de los jugos gástricos tienen un especial interés los pepsinógenos (proteinasas), que son los principales responsables de la digestión de las presas (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993). GERKING (1962) determinó que la digestión de proteína de la dieta es tan eficiente en la mayoría de los peces que casi se podría decir que las proteínas ingeridas son virtualmente absorbidas. Las lipasas y esterasas también son muy importantes en los peces; las lipasas actúan sobre triglicéridos de ácidos grasos de cadena larga, mientras que las esterasas actúan sobre ésteres simples de bajo peso molecular. Otras dos enzimas que están presentes en los peces son las carbohidrasas (los peces carnívoros y en especial los Salmónidos presentan una baja eficiencia respecto a los peces herbívoros, y no pueden degradar el almidón) y las quitinasas (HEPHER, 1988).



La quitina es la sustancia mayoritaria de los exoesqueletos de los insectos y es difícilmente digerible, lo que hace que el vaciado estomacal sea más lento. Los fragmentos de quitina mayores que la abertura del píloro, permanecen más tiempo en el estómago y sólo tras el reblandecimiento y disgregado pueden atravesarlo, mientras que las partículas diminutas de quitina abandonan el estómago con la misma velocidad que el resto de partículas (KIONKA & WINDELL, 1972).

Las quitinasas son capaces de desintegrar la envoltura quitinosa de las presas, pero a pesar de que la quitinasa gástrica secretada por la trucha, tiene una de las mayores actividades registradas entre los peces (MICHA *et al.*, 1973), el principal problema que presenta esta enzima es que sólo actúa sobre derivados solubles de la quitina (LINDSAY, 1984). Así pues, no todas las partes de las presas consumidas por la trucha serán igualmente atacadas por los jugos gástricos.

Las tasas de digestión del alimento varían de una presa a otra del mismo modo que no son constantes estacionalmente (máximas en verano) (BRETT, 1977) y de esta manera se produce una acumulación selectiva de algunos restos. Los Oligoquetos son rápidamente digeridos (KENNEDY, 1969), mientras que los exoesqueletos de *Asellus* y capsulas cefálicas de *Chironomidae* y *Simuliidae*, presentan retenciones en el estómago porque son estructuras difícilmente digeribles (JOBLING, 1981).

Alrededor del 20-25 % del alimento no es digerido y se libera al agua en forma de heces (ELLIOTT, 1976; HEPHER, 1988). La digestión diferencial de las presas es una causa frecuente de error en la determinación de preferencias alimentarias, ya que puede que algunas categorías taxonómicas se estén sobrevalorando, mientras que otras se estén infravalorando.

Autores como HASTINGS (1969) y HEPHER (1988) encontraron que la digestibilidad de las presas en un mismo pez no es uniforme, sino que sufre variaciones relacionadas con factores como: el tamaño de la presa; la actividad y tiempo de exposición de las enzimas digestivas, la temperatura del agua, las características del propio pez [como la especie, talla y condición fisiológica (ayuno)], y la cantidad y composición del alimento, ya que las presas blandas y con bajos contenidos de grasa son digeridas más rápidamente (ELLIOTT & PERSSON, 1978), mientras que, un alimento con gran cantidad de lípidos ralentiza el proceso (JOBLING, 1981). WINDELL (1978)



observó que, si la concentración de lípidos en la dieta es superior al 15 % del peso seco, la motricidad gástrica se ve inhibida.

La mayoría de las tasas de evacuación del alimento del estómago de los peces son exponenciales (WINDELL, 1978), y en particular la de la trucha común (ELLIOTT, 1972), pero cuando su dieta está dominada por peces, pueden ser tanto lineales (JOBILING, 1986) como exponenciales (ELLIOTT, 1991). La tasa de evacuación no está relacionada con la talla del pez, ni con el tamaño del alimento, ni con la talla de las presas, ni con la frecuencia de comida, sino que se incrementa con la temperatura (ELLIOTT, 1972; ELLIOTT, 1991), y es mayor en las larvas que en los adultos (FANGE & GROVE, 1979).

Uno de los principales factores que delimita el ritmo alimentario en la trucha común es el estado de saciedad, y éste depende de factores como la evacuación gástrica e intestinal (BRETT, 1971) y el estado fisiológico del pez. ISHIWATA (1970) observó que el nivel de saciedad se puede relacionar proporcionalmente con el tiempo que permanece un pez en ayuno. HEPHER (1988) ha observado que a medida que el peso del pez aumenta el nivel de saciedad también lo hace. Por otro lado, la saciedad aumenta con la temperatura hasta un nivel óptimo (ISHIWATA, 1968), ya que experimentalmente se ha demostrado que temperaturas por encima de la temperatura ambiental pueden suprimir el apetito (MORGAN *et al.*, 2001). Además, el vaciamiento gástrico está relacionado con el contenido energético de las presas, presas con una elevada composición de grasas (más energéticas) tardan más en ser digeridas y el nivel de saciedad aumenta (ELLIOTT & PERSSON, 1978; HEPHER, 1988).

HUNT (1980) atribuye el control del nivel de saciedad a unos osmoreceptores duodenales, que, en función del contenido energético de los productos digestivos de los alimentos, retardan o aceleran el vaciamiento gástrico, y con ello se modifica el nivel de saciedad. El tiempo de evacuación gástrica durante el invierno es de 3-4 días (CUNJAK & POWER, 1987). La temperatura es una variable que juega un papel muy importante en la digestión de los alimentos. ELLIOTT (1972) halló que la digestión de 50 g de peso seco de materia orgánica tenía lugar en 15 horas a 15 °C y en 27 horas a aproximadamente 9.8 °C, resultados que respaldan la afirmación realizada por CHO (1992), según el cual, la temperatura es el factor abiótico que ejerce un mayor efecto



sobre la ingesta de alimento, ya que influye sobre el metabolismo y la evacuación gástrica.

1.5.3. Crecimiento

El crecimiento se puede interpretar como la ganancia en peso o en longitud que experimenta un pez cuando adopta una estrategia encaminada a minimizar los riesgos y los costes energéticos, y a maximizar el consumo de alimento (SOTIROPOULOS *et al.*, 2006). Cuando el ambiente es muy variable, los Salmónidos pueden experimentar variaciones estacionales en la razón de crecimiento e incluso pueden tener bajos o nulos crecimientos durante el verano (CARLSON *et al.*, 2004; NISLOW *et al.*, 2004).

El crecimiento está bajo control genético pero fuertemente influido por factores ambientales (JENSEN, 1985; MCDOWALL, 1994) y por las interacciones sociales. Así la competencia intraespecífica es considerada la mayor responsable de la variación de tallas y de tasas de crecimiento en peces (JOBBLING, 1985; METCALFE, 1994).

El crecimiento de la trucha común se puede considerar denso-dependiente, porque sus tasas cambian en respuesta a variaciones de la densidad poblacional, tanto que el resultado es la adquisición de bajas tasas de crecimiento a elevadas densidades o altas tasas de crecimiento a bajas densidades (BACKIEL & LE CREN, 1967; MORTENSEN, 1977a; LOBÓN-CERVIÁ & MORTENSEN, 2006). Sin embargo, estas observaciones han sido obtenidas para bajas densidades poblacionales (JENKINS *et al.*, 1999; VØLLESTAD *et al.*, 2002; LOBÓN-CERVIÁ, 2005a; LOBÓN-CERVIÁ, 2007a), mientras que estudios con densidades poblacionales elevadas han encontrado que el crecimiento es independiente de la densidad (MORTENSEN, 1977a; ELLIOTT, 1984a,b). Esta paradoja ha sido aceptada por diferentes autores, los cuales sugieren que, en los ríos, las poblaciones de Salmónidos pueden ser reguladas por dos mecanismos dependientes de la densidad diferentes: crecimiento a bajas densidades y mortalidad a elevadas densidades (ELLIOTT, 1994; IMRE *et al.*, 2005).

Los fenómenos denso-dependientes tienen lugar cuando el alimento es limitado o el hábitat está saturado por individuos territoriales (GRANT & KRAMER, 1990), y se puede relacionar con variaciones en la edad de maduración (HUTCHINGS & JONES,



1998), fecundidad y reclutamiento (COWAN *et al.*, 2000; LOBÓN-CERVIÁ, 2005b) y mortalidad (ROSE *et al.*, 2001). Así, se puede asumir que uno de los principales factores que influyen en el crecimiento es el reclutamiento, porque el incremento en el reclutamiento afecta negativamente al crecimiento (LOBÓN-CERVIÁ, 2005a,b).

Cuando la relación entre la energía ingerida, la energía requerida en el metabolismo y las pérdidas energéticas en los productos de desecho es positiva, tiene lugar el crecimiento. Es habitual que el crecimiento de las distintas clases de edad no sea homogéneo, porque está fuertemente influido por factores como la temperatura del agua, las variaciones individuales en el contenido energético ingerido y por la posición jerárquica ocupada en la población. (METCALFE *et al.*, 1989; ELLIOTT, 1990; 1994; WINBERG *et al.*, 1993; JOBLING *et al.*, 1995). Experimentalmente se ha demostrado que el principal factor que regula el crecimiento es la cantidad bruta de comida ingerida (MAMBRINI *et al.*, 2006), aunque para otros investigadores es muy importante la eficiencia alimentaria (KINGHORN, 1983).

Como ya se ha mencionado con anterioridad, en los Salmónidos las diferencias en las tasas de crecimiento entre individuos se pueden relacionar con el rango social de cada uno; por ello, es muy frecuente encontrar variaciones individuales en el crecimiento dentro de una misma población como resultado de diferencias en el estatus, ya que los peces dominantes tienen un mejor acceso al alimento que los subordinados debido a la supresión del apetito que sufren los peces de una escala jerárquica inferior cuando están presentes los dominantes (METCALFE *et al.*, 1989; WINBERG *et al.*, 1993; JOBLING *et al.*, 1995; PETERSSON & JÄRVI, 2007; SÁNCHEZ *et al.*, 2007). Por esta razón los peces subordinados presentaran una mayor variación en su talla corporal (O'KEEFE & BENFEY, 1999).

DIETERMAN *et al.* (2004) encontraron, para diferentes ríos, que el crecimiento y sus diferencias eran debidas a diferencias en la dieta y la disponibilidad de las presas, y que la temperatura actúa como un mediador de este fenómeno, ya que los ríos que presentan mayores crecimientos son significativamente más cálidos en verano y un poco más fríos en invierno que los ríos con crecimientos más lentos, siempre que la dieta sea lo suficientemente energética. LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN (1998) han encontrado que el crecimiento de truchas 0+ esta regulado por la temperatura, pero que las diferencias



encontradas en las tasas de crecimiento entre localidades con la misma temperatura pueden atribuirse a diferencias alimentarias.

BECKER (1983) afirma que las diferencias de crecimiento en juveniles de trucha entre ríos se deben a diferencias cuantitativas y cualitativas en la dieta, ya que se alimentan principalmente de invertebrados del bentos y sus comunidades no son iguales entre los ríos. Ríos con temperaturas más cálidas permiten dietas con contenidos energéticos más ricos, permitiendo mayores crecimientos (DIETERMAN *et al.*, 2004), pero a su vez los costes metabólicos también se incrementan con la temperatura (HANSON *et al.*, 1997).

Tradicionalmente se ha relacionado el crecimiento de los peces con la dureza de las aguas (FROST & BROWN, 1971) y el crecimiento óptimo se alcanza con alcalinidades entre 120-400 mg/l (PIPER *et al.*, 1982). GARCÍA DE JALÓN & SERRANO (1985) encontraron que el umbral de dureza en el que el crecimiento de la trucha es máximo es a 150 mg/l de CaCO₃. Análogamente, podríamos pensar que limitaciones en el sistema respiratorio podrían disminuir la tasa de crecimiento, pero SWIFT (1963) ha demostrado experimentalmente que concentraciones de 50 a 200 % de saturación de oxígeno no causan ningún efecto sobre el crecimiento de la trucha común.

Pensar que la temperatura es el principal factor que desencadena las diferencias en el crecimiento en una misma población o entre diferentes poblaciones es algo arriesgado; por ello el crecimiento hay que entenderlo como la suma de varios factores que actúan conjuntamente. Pero la temperatura es quizás el factor abiótico dominante que afecta a los requerimientos energéticos y éxito biológico de animales ectotermos (WOOTTON, 1990), ya que está relacionada con la eficiencia del crecimiento y con la tasa alimentaria de peces teleósteos (FORSETH & JONSON, 1994). Estudios más extensos sobre la relación entre la temperatura, el crecimiento y el metabolismo han sido realizados por ELLIOTT (1975a,b,c; 1976; 1994), ALLEN (1985) y FORSETH & JONSON (1994) y concluyen que la temperatura óptima para el crecimiento de la trucha común comiendo hasta la saciedad está entre el rango térmico de 12.8-16 °C, mientras que la actividad del metabolismo y la razón de alimentación es máxima a 18 °C y que el metabolismo basal continua incrementándose hasta la temperatura letal (26 °C).



Publicaciones más recientes han permitido demostrar que la temperatura óptima para el crecimiento varía en función del tipo de alimento consumido. La temperatura óptima para el crecimiento en truchas ictívoras oscila entre los 16-17 °C (ELLIOTT & HURLEY, 2000b; FORSETH & JONSON, 1994), mientras que el de las truchas que se alimentan de invertebrados varía entre los 12.4-14.8 °C (ELLIOTT, 1994). Además, experimentalmente se ha observado que la tasa de crecimiento se incrementa más rápidamente con los incrementos de temperatura en juveniles que en ejemplares adultos (FORSETH & JONSON, 1994).

El incremento excesivo de la temperatura produce la supresión del apetito, del metabolismo del nitrógeno y de la ganancia de proteína neta (MORGAN *et al.*, 2001), pero en el laboratorio se ha demostrado que incrementos en la temperatura del agua de 2° C durante el invierno aumentan el apetito y elevan significativamente la razón de crecimiento (LINTON *et al.*, 1998; MORGAN *et al.*, 2001).

DINEEN *et al.* (2007b) han intentado relacionar el crecimiento y la producción de truchas con la vegetación de ribera y han llegado a la conclusión de que el crecimiento de las truchas no está influido por el tipo de vegetación, sino que, por el contrario, está limitado por el efecto sinérgico de la escasez de presas y las bajas temperaturas, a pesar de que el número de presas consumidas es mayor para todas las clases de edad en ríos con dosel arbóreo.

Una afirmación muy aceptada entre la comunidad científica es la de que las tasas de crecimiento son máximas en verano y mínimas en invierno, y que el crecimiento sigue un modelo sinusoidal (GARCÍA DE JALÓN, 1985; LOBÓN-CERVIÁ, 2005b) como consecuencia de que la intensidad alimentaria es mayor en primavera y verano que en otoño e invierno (GARCÍA DE JALÓN, 1985; KARA & ALP, 2005; DINEEN *et al.*, 2007b), así las marcas anuales de crecimiento (*anuli*) se forman entre los meses de febrero y abril (LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1986). Por esta razón, el periodo estival es crucial para la adquisición de suficientes reservas para garantizar con éxito el invierno (JÖRGEN *et al.*, 2005). Existen, sin embargo, trabajos en los que se encuentran las situaciones contrarias, de manera que la ingesta de presas durante el verano se utiliza para abastecer las necesidades energéticas del animal (toda la energía se invierte en el metabolismo y no en el crecimiento) y durante el invierno el crecimiento es mayor que en el verano, porque los requerimientos para el metabolismo son más bajos (GLENN *et al.*, 1987;



CADA *et al.*, 1987a). El crecimiento en Salmónidos es bueno debido a que presentan una elevada eficiencia en la captura de la presa y una buena conversión del alimento (BRETT *et al.*, 1969; WILZBACH *et al.*, 1986).

Cuando el alimento es insuficiente el crecimiento puede verse inhibido al priorizar las funciones de mantenimiento (HEPHER, 1988). Del mismo modo, durante el estiaje y coincidiendo con los caudales más bajos, los Salmónidos pueden reducir la captura de presas y como consecuencia de ello presentan bajos crecimientos durante este periodo (GRIES & JUANES, 1998). Sin embargo muchos animales, y entre ellos los peces, responden a periodos de escasez de comida incrementando la razón de crecimiento sobre los niveles normales, usualmente a través de la hiperfagia (JI & FRIEDMAN, 1999), incrementando la eficiencia alimentaria e incluso incrementando las tasas digestivas (JOBLING, 1994; NICIEZA *et al.*, 1994). Este fenómeno es lo que se conoce como crecimiento compensatorio y ha sido demostrado tanto en la naturaleza (NICIEZA & BRAÑA, 1993) como en el laboratorio (JÖRGEN *et al.*, 2005). No es más que una regulación del balance entre los lípidos móviles, reservas musculares y componentes estructurales (esqueleto y tejido nervioso) que garantizan el crecimiento (BROEKHUIZEN *et al.*, 1994).

En muchas ocasiones el crecimiento compensatorio puede ser costoso para el pez (ARENDRT, 1997) y estos costes se manifiestan inmediatamente en demoras del desarrollo estructural (ej.: retrasos en la osificación craneal) (ARENDRT & WILSON, 2000), reducida inversión en el tejido de mantenimiento (MORGAN *et al.*, 2000) o en el incremento del riesgo predador debido a una elevada actividad forrajera (JÖNSSON *et al.*, 1996; GOTTHARD, 2000). Así pues, los peces que durante los primeros años de vida han alcanzado una longitud o peso relativamente bajos tienden posteriormente a presentar un crecimiento mayor que aquellos de su misma edad que crecieron normalmente. Por ello la mayoría de los peces tenderán hacia una talla similar y a una reducción en la dispersión de tallas conforme se hacen más viejos (GALLARDO-CABELLO, 1986).

El crecimiento de los peces respecto a su peso inicial es muy rápido en las fases de alevín o juvenil, pudiendo superar el 40 % del peso al día, pero va disminuyendo a medida que el pez va aumentando de peso, de modo que por ejemplo un pez de 1 kg, por lo general, crece menos del 1 % al día (HEPHER, 1988). Estudios más recientes han encontrado que el crecimiento varía entre 0.66 %/día para truchas de la clases de edad



0+ y 0.008 %/día para truchas 2+ (DINEEN *et al.*, 2007b), también se ha encontrado que después de la maduración sexual el crecimiento somático cesa (JONSSON, 1985). Las tasas de crecimiento más elevadas en las truchas jóvenes pueden ser explicadas por el incremento de los costes alimentarios con el tamaño corporal (WARE, 1978), ya que el área de la superficie estomacal en relación con el tamaño del pez es mayor en los peces más grandes (WOOTTON, 1990). Según los resultados obtenidos por DIETERMAN *et al.* (2004), el crecimiento de la trucha común puede ser clasificado como lento cuando la media de la longitud de truchas de un año es menor que 125 mm y como rápido cuando es mayor que 145 mm.

1.5.4. Bioenergética

La literatura sobre el balance energético y el crecimiento en poblaciones salvajes de peces de agua dulce se ha incrementado marcadamente en los últimos veinte años. PRIEDE (1985) establece que, para vertebrados ectotermos, el consumo energético mínimo es igual a la tasa metabólica estándar medida en individuos no reproductores en reposo, a temperatura constante y que no presenten actividad digestiva.

WATERS (1977, 1988a) propone una manera rápida de conocer la energía ingerida en la trucha común, basándose en la siguiente equivalencia: 1 g de peso húmedo de invertebrados equivale a 4.2 kJ de energía, o 1 g de peso seco de invertebrados equivale a 21 kJ o a 0.5 g de carbono. En general 1 g de materia seca es igual a 6 g de materia viva, que en términos energéticos equivale a 5 kcal o a 21 kJ que es igual a 0.9 g de materia seca sin ceniza o a 0.5 g de carbono (WATERS, 1977; 1988a). De esta manera se puede estimar la energía contenida en los estómagos, sin necesidad de analizarlos químicamente. Cuando aplicamos esta conversión hay que asumir que la eficiencia de conversión del alimento no es del 100 %, y por esta razón es necesario establecer factores de corrección que varían según los autores: 0.13 (PENCZAK *et al.*, 1986), 0.14 (MORTENSEN, 1985), 0.16 (ALLEN, 1951), 0.20 (WATERS, 1988a) y 0.23 (RASMUSSEN, 1986).



El balance energético neto de la dieta de los peces nunca es del 100 % por las pérdidas energéticas en las heces, en el metabolismo, en los procesos de excreción y en el crecimiento. Los costes metabólicos totales asociados al mantenimiento de las posturas de alimentación están determinadas por los costes de la natación y varían entre estaciones como consecuencia de las diferencias de caudal (RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1993).

Las eficiencias de conversión son elevadas en etapas juveniles, excediendo normalmente del 60 % en términos de energía, para luego ir disminuyendo a medida que el pez va creciendo (CALOW, 1977). En el caso concreto de los Salmónidos, las máximas eficacias brutas de conversión del alimento en individuos adultos son del 55 % al 60 % (IVLEV, 1966); un valor muy común para adultos de trucha común es el 33 % (ELLIOTT, 1976), aunque puede oscilar entre el 30 % y el 41.8 %, dependiendo del tipo de dieta y de la temperatura (ELLIOTT & HURLEY, 2000a).

La cantidad de alimento necesario para incrementar el peso corporal en 1 kg en una trucha de clase de edad 3+ es de 26.6 kg (LOBÓN-CERVIÁ, 1988). UTZ & HARTMAN (2007) encontraron que la adquisición de una dieta por encima o por debajo de la ración de mantenimiento está significativamente relacionada con la explotación de un tipo concreto de presa. Así por ejemplo, los peces que se alimentan por encima de la ración de mantenimiento durante el verano consumen una mayor proporción de Coleópteros terrestres y una menor cantidad de Tricópteros acuáticos, Hemípteros y Homópteros terrestres. KAUSHIK & MÉDALE (1994) han estimado la energía requerida para el metabolismo en Salmónidos en 75-100 kJ/kg al día.

Los Salmónidos pueden incrementar sustancialmente su razón metabólica al permanecer nadando en las posiciones de alimentación para anticiparse a las presas en deriva (BRETT, 1965; BACHMAN, 1984), y de esta manera se maximiza la energía ingerida por unidad de tiempo (BACHMAN, 1984). Las truchas más grandes, a pesar de estar en posesión de los territorios alimentarios más favorables energéticamente (JENKINS, 1969a; BACHMAN, 1984; FAUSCH, 1984; NAKANO, 1994) tienen un coste metabólico similar al de truchas más pequeñas (RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1993), porque ejercen una mayor resistencia a la columna de agua. WANKWSKI & THORPE (1979) relacionan este gasto energético con el uso físico del hábitat. BRAATEN *et al.* (1997) observaron que la trucha, en ocasiones, se alimenta en posiciones del río con



bajas velocidades de corriente para disminuir los costes energéticos derivados del mantenimiento de la posición en la columna de agua.

Los peces necesitan un alimento muy rico en proteínas (alrededor del 40 %) que le sirven para la síntesis de sus constituyentes celulares y como fuente de energía (NEVEU, 1991). Así el exceso de proteína (KAUSE *et al.*, 20007) o la adquisición de dietas altamente energéticas (GRISDALE-HELLAND *et al.* 2007) proporcionan el sustrato para la consiguiente lipogénesis.

Experimentalmente se ha intentado cuantificar cuáles son los requerimientos de lípidos y proteínas en la dieta para que el crecimiento sea máximo, pero, según el autor que consultemos, las proporciones cambian ligeramente. Por ejemplo CHO *et al.* (1985) proponen una dieta compuesta por el 36 % de proteínas digeribles y el 16 % de lípidos, mientras que WATANABE *et al.* (1979) proponen una dieta constituida por el 35 % de proteínas y el 15-18 % de lípidos. Experimentalmente se ha demostrado, en juveniles de trucha alimentados con dos dietas energéticamente iguales (19 mJ/kg), pero diferentes en la relación proteína/carbohidratos (dieta 1: 45/28 y dieta 2: 37/40), que presentaban diferencias en las tasas de crecimiento específico. Así, el crecimiento era mayor en la dieta que presentaba una mayor proporción de proteína, como consecuencia de que la energía digerible era mayor (VIAPLANA-MARIN *et al.*, 2006).

La selección del alimento por parte de la trucha se realiza principalmente por su valor nutritivo en términos de su contenido proteico y lipídico (NEWMAN, 1991). La trucha selecciona presas grandes, que le proporcionan una mayor energía, pero nunca rechazan o ignoran completamente a las presas pequeñas (ALLAN, 1981). Cuando consumen presas poco energéticas compensan el déficit incrementando la tasa de consumo de las mismas (CHO, 1992; KAUSHIK & MÉDALE, 1994). ELLIOTT & HURLEY (2000a) afirman que, cuando las truchas se alimentan de diferentes especies de invertebrados, el alimento ingerido es similar entre ellas respecto a los valores energéticos, pero pueden ser muy diferentes en términos de peso. Las truchas que se alimentan de peces lo hacen hasta la saciedad consumiendo un 58 % más en términos energéticos (rango entre 48-67 %) que truchas con dietas compuestas de invertebrados y un 31 % más en términos de peso seco (rango entre 23-38 %). Esta diferencia energética en la alimentación repercute en las tallas de los peces, observándose que las tallas de las truchas ictiófagas son de mayor tamaño que las no ictiófagas a una determinada edad



(L' ABÈE-LUND *et al.*, 1992). El crecimiento en truchas ictiófagas es mayor que en las que se alimentaban de insectos (GORMAN & NIELSON, 1982; JONSSON *et al.*, 1999), ya que el tamaño y tipo de la presa es el primer factor para explicar la diferencia de crecimiento entre los peces (BOISCLAIR & LEGGETT, 1989). CUNJAK & POWER (1987) demostraron que la energía ingerida en invierno, verano o primavera era la misma, así pues cualitativamente la dieta puede llegar a ser igual durante todo el año.

Los insectos terrestres, en general, son de un elevado contenido energético, pero la energía suministrada por el exoesqueleto no puede ser utilizada por sus depredadores debido a que no son capaces de degradarla (COBO *et al.*, 1999). El valor energético de una presa es generalmente proporcional a su peso, sin embargo el coste de adquisición puede variar considerablemente (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993).

Publicaciones recientes sobre el contenido energético de los macroinvertebrados han aclarado que las presas menos energéticas son los moluscos de la clase Gasteropoda con un valor de energía digerible (kJ/g) de entre 2.92-5.48 kJ/g, mientras que los de mayor aporte energético son los *Sericostomatidae*, *Heptagenidae* e *Hydropsychidae* (15.85, 16.35, 16.68 kJ/g respectivamente) y que el resto de los invertebrados presentan valores de energía digerible entre los 10.86 kJ/g de los *Gerridae* a los 15.09 kJ/g de los *Hirudinae* (COBO *et al.*, 1999; MERA *et al.*, 1999; COBO *et al.*, 2000). PENCZAK *et al.* (1984) afirman que los más energéticos son los *Rhyacophilidae*. Las diferencias energéticas entre las presas son debidas al tipo de alimentación de cada una; los *Hirudinae* lógicamente presentarían contenidos energéticos superiores, debido a que consumen presas animales, que son energéticamente rentables, mientras que, por el contrario, los Moluscos consumen alimento vegetal con poco contenido energético (Mera *et al.*, 1999). Clasificar a los macroinvertebrados en la dieta de la trucha además de cuantitativamente, cualitativamente, permite analizar el suministro alimentario para los niveles tróficos superiores y puede ser utilizado para predecir los efectos de las alteraciones ambientales (COBO *et al.*, 1999) y también como una herramienta de análisis del crecimiento, fecundidad, supervivencia, etc. asociados a cambios alimentarios como consecuencia de cambios ambientales (CLARKE *et al.*, 1996).

Los modelos bioenergéticos se han diseñado para predecir los requerimientos nutricionales, el crecimiento, el número de tomas de alimento al día, las pérdidas del metabolismo, la eficacia de conversión el alimento o la producción de una población de



peces (ELLIOTT 1975a,b,c; 1976; WATERS, 1977; JOBLING, 1981, 1986; WATERS, 1988a; ELLIOTT, 1994; JOBLING, 1994; CHO & BUREAU, 1998; ELLIOTT & HURLEY, 1999; DIETERMAN *et al.*, 2004). Su importancia radica en que podrían representar una valiosa herramienta de gestión no sólo porque proporcionan considerables beneficios en el campo de la acuicultura, sino porque también se pueden aplicar a poblaciones salvajes en estudios de conservación de los recursos naturales.

1.5.5. El estado de condición metabólica

La composición inmediata del alimento que es consumido determina la proporción de proteínas y lípidos corporales de los peces y se ha observado, en condiciones de laboratorio, que los niveles de lípidos musculares varían a través de la modificación de la dieta (REGOST *et al.*, 2001; MARTY-MAHÉ *et al.*, 2004). Las líneas de investigación más recientes se basan en esta característica y están utilizando los análisis de los isótopos estables del carbono, nitrógeno y azufre para integrar una imagen de las dietas a una escala temporal y espacial, ya que experimentalmente se ha demostrado que cuando la trucha pasa de una dieta dominada por invertebrados a otra dominada por peces (cambio ontogénico), se incrementan el contenido en el ^{15}N en el músculo (POWER *et al.*, 2002) y el contenido en fósforo corporal (SCHINDLER & EBY, 1997). La composición del alimento determina en gran medida el contenido de grasa del pez (BRETT *et al.*, 1969); cuanto mayor sea la relación entre energía metabolizable y proteína en la dieta, mayor será el contenido de grasa en los tejidos, así pues, el exceso de alimento es convertido en grasa (HEPHER, 1988). Existe una relación inversa entre el contenido de agua y de grasa en los tejidos, es decir, cuando el contenido de grasa es elevado el de agua es reducido y viceversa (BRETT *et al.*, 1969). Además las variaciones en el contenido proteico corporal en Salmónidos no guardan una estrecha relación con el componente genético de la población (TOBIN *et al.*, 2006), con la energía ingerida en la dieta (KIESSLING *et al.*, 1991) o con la proporción de proteína consumida (KAUSE *et al.*, 2007).



Estudios previos muestran que el índice de condición y el contenido en lípidos corporales del pez están correlacionados (PINDER & EALES 1969; HERBINGER & FRIARS 1991; BJERKENG *et al.*, 2000). Experimentalmente se ha demostrado en Salmónidos que incrementos rápidos en el crecimiento, como consecuencia de periodos de óptima alimentación del pez, van acompañados de incrementos de lípidos corporales (RASMUSSEN & OSTENFELD, 1999). La limitación de alimento en algún momento del desarrollo de la trucha puede afectar a la cantidad de lípidos y a la longitud corporal (MORGAN & METCALFE, 2001), pero JÖRGEN *et al.* (2005) afirman que, durante un periodo en el que el alimento es limitado, la longitud corporal no tiene porque estar afectada por dicha limitación.

Los peces son capaces de controlar sus reservas energéticas y sincronizar con ellas la ingesta (METCALFE & THORPE, 1992; JOBLING & MIGLAVS, 1993). Probablemente los Salmónidos mantengan un control regulador de la energía obtenida de la dieta para completar con éxito actividades que demandan energía, tales como las migraciones y la reproducción (JOHANSEN, 2001; JONSSON & JONSSON, 2005), y en muchas ocasiones los desencadenantes de alguna función vital están regulados, en cierta manera, por las reservas de lípidos (SIMPSON *et al.*, 1996; CROSSIN *et al.*, 2004).

Se han encontrado diferencias en la cantidad de reservas almacenadas en especies o ecotipos migradores y residentes; por ejemplo, la trucha común residente presenta menos energía en las reservas somáticas, ya que prioriza el crecimiento proteico, mientras que en el salmón Atlántico sucede al contrario, ya que requiere más reservas para la migración reproductora (JONSSON & JONSSON, 2005). El mecanismo por el cual el pez regula su almacenamiento de lípidos respecto al crecimiento proteico es desconocido; se piensa que puede ser similar a lo encontrado por SIERVOGEL *et al.* (2003) en animales endotermos, en los que una hormona secretada por el tejido adiposo llamada leptina es la encargada de la distribución corporal de este componente energético. Peces con una talla mayor presentan una mayor cantidad de reservas y esta característica se traduce secundariamente en una mayor probabilidad de supervivencia invernal (CONOVER & PRESENT, 1990); además los costes para el mantenimiento del metabolismo son menores, en proporción, en los individuos de mayor tamaño (ELLIOTT, 1994).



Las deficiencias en el régimen alimentario de la trucha están relacionadas a largo plazo con el agotamiento de las reservas energéticas que paralelamente está asociado a un debilitamiento y una mayor susceptibilidad a las enfermedades. En la bibliografía se han citado casos en los que se ha intentado relacionar la aparición de enfermedades con la dieta que presenta la trucha. LEHMITZ (1977) observó que las causas de la aparición de la enfermedad M74 en alevines de trucha común anádroma (produce la muerte de los alevines de Salmónidos en las primeros estadios de desarrollo debido a las bajas concentraciones corporales de timina), era consecuencia de la abundancia y dominancia de *Clupea harengus* (Clupeidae) en la dieta de los progenitores; sin embargo, HANSSON *et al.* (2001) afirmaron que la aparición de esta enfermedad era debida al consumo de *Sprattus sprattus* (Clupeidae) y *Alosa pseudoharengus* (Clupeidae), mientras que BENGTTSSON *et al.* (1999) relacionaron esta enfermedad con los Dinoflagelados.

Aunque las deformidades de la columna vertebral de los peces han sido ampliamente descritas, no está claro todavía su origen en ejemplares salvajes. Algunos investigadores han afirmado que se deben a deficiencias nutricionales (ASHLEY *et al.*, 1975; MCKAY & GJERDE, 1986). Recientemente MADSEN & DALSGAARD (1999) estudiaron la influencia de la composición de la dieta de la trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*) con la aparición de deformidades, pues algunos investigadores habían señalado que las deficiencias en vitamina C podían provocar dichas anomalías (ASHLEY *et al.*, 1975; MCKAY & GJERDE, 1986); sin embargo estos autores (*opus cit.*) no encontraron diferencias significativas entre grupos alimentados con distintas concentraciones de este compuesto en la dieta y atribuyeron a la presencia de la bacteria *Flavobacterium psychrophilum* la aparición de las deformidades.

1.6. Bases etológicas de la depredación

La intensidad de consumo de la trucha común, según NEVEU (1991), es una ecuación resultante de tres incógnitas: el número de presas disponibles en el medio, el estado de vaciado del estómago y la temperatura del agua.



La motivación inicial de la búsqueda de alimento es netamente fisiológica, debido a la aparición de la sensación de hambre en función de la cantidad de alimento en el estómago (IVLEV, 1961). Lo que no parece claro es cuál es el factor determinante (tamaño, forma, densidad y color de las presas) que estimula la reacción del depredador frente a la presa. O'BRIEN *et al.* (1976) proponen su “Teoría del Modelo del Tamaño Aparente (ASM)”, según la cual los factores que desencadenan el ataque del pez hacia la presa son el tamaño, la forma y la densidad de las presas. WETTERER & BISHOP (1985) exponen su “Modelo de Mayor Estímulo (GSM)”, según el cual el desencadenante es el color y los estímulos atractivos de la presa. Estudios más recientes demuestran que en muchas ocasiones los Salmónidos inician la alimentación como resultado de la estimulación del sistema gustativo (HARA, 1994). Por otro lado, estudios en el laboratorio con trucha arco-iris (*Oncorhynchus mikiss*) demuestran la existencia de receptores específicos en los centros gustativos del interior de la boca involucrados en la detención y discriminación de aminoácidos (YAMASHITA *et al.*, 2006). Estos receptores están situados en la región premaxilar y maxilar y luego van disminuyendo hacia la región palatal (MAURI *et al.*, 1983), pero este sistema no sólo es exclusivo de aminoácidos, sino que también muestra sensibilidad a otros compuestos químicos orgánicos e inorgánicos a través de distintos tipos de receptores específicos (HARA *et al.*, 1984). Además, las señales químicas pueden ser utilizadas para la búsqueda y reconocimiento de la comida (YAMASHITA *et al.*, 2006). Se puede concluir que el sistema gustativo juega un papel muy importante para la discriminación de presas potencialmente comestibles de las que no lo son.

El desencadenante del ataque no puede atribuirse a una sola característica de la presa, sino que se debe a la conjunción de estímulos recogidos por la vista, olfato y gusto (NEVEU, 1991). La trucha utiliza la vista y el sistema de la línea lateral como órganos sensoriales para la captura de las presas y por el contrario tiene menos desarrollado el olfato y el tacto, ya que se trata de un depredador activo (HYATT, 1979) y visual (WARE, 1972; ELLIOTT, 1973a; HENDERSON & NORTICOTE, 1985; LAGLER *et al.*, 1997; RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1999). Así, la vista es el sentido más desarrollado en la trucha debido a la presencia de conos (destinados a la visión diurna y el color) y bastones (utilizados en condiciones de oscuridad) (GERKING, 1994), pero en condiciones



de baja luminosidad pueden utilizar otros sentidos como el tacto a distancia de la línea lateral (WILZBACH *et al.*, 1986).

Una vez localizada la presa es capturada y en algunos casos es escogida en función del tamaño, textura, color, forma, movilidad, gusto y valor nutritivo, aunque el tamaño, en opinión de muchos investigadores, sea el desencadenante del ataque (FRANKIEWICZ *et al.*, 1993). Otros investigadores como WARE (1972; 1973) concluyen que los Salmónidos seleccionan invertebrados grandes pero también tienen en cuenta la distancia de reacción a la cual la presa es reconocida por el depredador. Esta distancia de reacción no sólo aumenta con el tamaño de la presa, sino que también aumenta a medida que el pez va creciendo. Por el contrario FELTMATE *et al.* (1992) observaron que la trucha prefiere atacar a Tricópteros y Plecópteros con colores vistosos frente a otros con colores menos llamativos. En general, la trucha consume los invertebrados más vulnerables excepto en los flujos muy rápidos, en los que la eficiencia de la captura de las presas se ve mermada por la propia velocidad de la corriente. (DE CRESPIN DE BILLY & USSEGLIO-POLATERA, 2002).

La dieta puede estar influida por características morfológicas de los invertebrados, que los hacen más difíciles de manipular o menos visibles (MACNEIL *et al.*, 2000). Por ejemplo, se ha observado que los cercos de *Taeniopteryx* (Plecoptera: Nemouroidea) y de *Dinocras* (Plecoptera: Perlloidea) los protegen de la depredación de la trucha común (OTTO & SJÖSTRÖM, 1983). La presa no es manipulada en la boca, sino que es engullida y pasa directamente al tubo digestivo. L'ABÉE-LUND *et al.* (1996) observaron en truchas ictívoras que la manera habitual de capturar a las presas dependía del tamaño de las mismas y tenía lugar por la cola cuando el tamaño de la presa no era muy grande y por la cabeza o la cola cuando el tamaño era mayor, a diferencia de otras especies, como los lucios, que capturan a sus presas siempre por la cabeza (HOOGLAND *et al.*, 1957). Algunos estudios demuestran que la eficiencia de captura de la trucha (78 %), si se la compara con la del salmón (97 %), es baja, lo cual supone un mayor número de ataques para completar los requerimientos alimentarios (HÖJESJÖ *et al.*, 2005).

ENDLER (1991) estableció la pauta de la captura de una presa por parte del depredador: encuentro, detección, identificación, ataque, manipulación y consumo. El mecanismo por el cual la presa entra en el interior de la boca es la succión, de tal manera que se crea un gradiente de presión negativa y la presa entra en el interior de la



cavidad bucal (GERKING, 1994). WANKOWSKI (1979) dividió el proceso en cuatro fases: la apertura de la boca y entrada del alimento a la cavidad bucal a través de la válvula bucal, expansión del opérculo, contracción del opérculo y salida del agua por la válvula opercular y retención del alimento en la cavidad bucal. Las líneas de investigación más recientes a este respecto están dirigidas hacia la caracterización acústica de los modos de alimentación en peces. Así, el mecanismo de succión empleado por la trucha común tiene un máximo de energía acústica en el rango de frecuencia de 4-6 Hz (LAGARDÈRE *et al.*, 2004).

1.7. Ecología del comportamiento alimentario

Según el Modelo de Parches o “Foraging Hábitats”, los ecosistemas epicontinentales con ambientes estables y ricos en recursos se caracterizan porque el pez, tras el hallazgo de un parche óptimo, lo explota y lo rentabiliza, requiriendo poco gasto de energía en su búsqueda y defensa del recurso. En ambientes fluctuantes, la energía en la búsqueda y protección del recurso es mucho mayor, ya que el pez ha de recorrer los parches y luego elegir uno para alimentarse. Mientras que en el primer caso el pez se puede quedar mucho tiempo alimentándose en el parche, en el segundo esta opción es inviable porque tiene que explotar el recurso rápidamente en previsión de que un cambio en el medio ocasione la pérdida del parche. En ambos tipos de estrategias el pez nunca explota completamente el recurso sino que, cuando no le es rentable energéticamente, la explotación de ese parche se traslada a otro en el que la frecuencia de capturas es mucho mayor (GRANADO LORENCIO, 1996).

Una distribución de las presas en agregados en los parches aumenta la velocidad de consumo (IVLEV, 1961), por lo que la permanencia en un parche con estas características es menor que si las presas no se encontrasen en agregados. La búsqueda de parches es continua y cuando la trucha se encuentra con otros individuos adopta un comportamiento agonístico (persecución, mordedura, posición corporal...), siendo los encuentros violentos en un 8 % de los casos (BACHMAN, 1984). Los mejores parches de un tramo de río están ocupados por peces dominantes y si el pez dominante abandona el



parche, o reduce el forrajeo de las zonas marginales, puede ser reemplazado por un pez de menor tamaño o subordinado (JENKINS, 1969a; HÖJESJÖ *et al.*, 2005). Al aumentar la densidad de peces la cantidad de alimento consumido también aumenta, debido a que la eficiencia de pastoreo se ve incrementada (IVLEV, 1961).

La consolidación del régimen alimentario es el resultado de las constantes físicas y biológicas y de la utilización de presas energéticamente rentables (HUGHES & BURROWS, 1991); por esta razón cada pez seleccionará una dieta que le garantice la energía suficiente para su mantenimiento, crecimiento y reproducción.

En el marco de la Teoría del Forrajeo Óptimo (“Optimal Foraging Behaviour Theory”) enunciada por HOLLING (1959), el pez ha alcanzado el mejor diseño posible para optimizar, por selección natural, la captura de la presa. Cuando el coste en la captura, búsqueda, detención, etc, es menor que los beneficios en la energía ganada al comer la presa, se produce rentabilidad, mientras que si es al contrario, el pez abandona la presa. El grado de especialización del depredador y la eficiencia de la alimentación se relacionan exponencialmente (GRANADO LORENCIO, 1996), es decir, se optimiza la ganancia de energía neta por unidad de tiempo y los peces de esta manera son capaces de consumir y discriminar presas en función del beneficio que les proporciona (CHARNOV, 1976). Así, por ejemplo, cuando las presas grandes (más energéticas) son abundantes, los depredadores eligen esta comida y discriminan la de menor tamaño (SCHOENER, 1969) y de esta manera el depredador escoge la presa más beneficiosa en suficiente cantidad, pero si la densidad de esta presa disminuye, la dieta es suplementada con otra presa menos rentable; sin embargo los cambios estacionales en el tipo de presa más consumida no llevan emparejados cambios en el llenado estomacal (ver GÍSLASON & STEINGRÍMSSON, 2004). La dieta nunca va a estar dominada por las presas menos rentables, porque el depredador maximiza la cantidad de comida ingerida por unidad de tiempo, entendiendo por presas rentables aquellas que están presentes con densidades elevadas, elevados contenidos energéticos y un mínimo tiempo de captura (CHARNOV, 1976). Algunos investigadores muestran que el pez a menudo se desvía del comportamiento óptimo de pastoreo o forrajeo, encontrando en el estómago la mayoría de las presas disponibles (TØNSET, 1996) y esto parece común cuando la densidad de las presas rentables es baja o son difíciles de encontrar, de la misma manera que la eficiencia de forrajeo puede ser alterada por una baja accesibilidad, debido a dos



razones: una elevada complejidad estructural del hábitat (DAHL & GREEMBERG, 1997), como por ejemplo, una elevada rugosidad del sustrato o disminuciones de la visibilidad y accesibilidad a las presas (BRAATEN *et al.*, 1997); o una elevada velocidad de la corriente (NISLOW *et al.*, 1998); o a un sombreado excesivo proporcionado por el bosque ripario (WILZBACH & HALL, 1985).

Los depredadores concentran los esfuerzos en regiones con alta densidad de presas, y las presas, por su parte, tienden a no frecuentar zonas en las que el depredador campea para alimentarse (GRANADO LORENCIO, 1996). El concepto de coste-beneficio, enunciado por SCHOENER (1971), según el cual el valor neto del alimento por unidad de tiempo de cada presa es diferente, se ha relacionado con los costes energéticos para mantener la posición en la columna de agua. Cuando los costes energéticos para mantener la posición son tan elevados como los costes derivados del pastoreo, la estrategia maximiza el número de presas consumidas y no la energía consumida, mientras que en zonas donde los costes para mantener la posición son bajos, por ejemplo en los pozos, presentan una estrategia de maximizar la energía por encima del número de individuos consumidos (FRANKIEWICZ *et al.*, 1993). Otros autores afirman que en las pozas de los ríos, los Salmónidos son capaces de modificar su comportamiento, debido a las tácticas de forrajeo divergentes obtenidas como respuesta a la competición por el espacio y las fuentes de comida (MCLAUGHLIN, 2001), de tal manera que, mientras algunos son sedentarios y se alimentan del bentos, otros, por el contrario, son más móviles y comen insectos de la parte superior de la columna de agua.

Otra teoría muy parecida a la teoría del forrajeo óptimo es la teoría de la Dieta Óptima expuesta por MACCARTHUR & PIANKA (1966), según la cual los animales se alimentan óptimamente cuando la evolución y adaptación de su comportamiento alimentario alcanza su máxima expresión, es decir maximizando aptitudes en función de variables evolutivas como el instinto, aprendizaje, etc.

Las poblaciones de peces ofrecen excelentes modelos para estudiar el fenómeno de la competición. Así, los estudios realizados en la trucha común son abundantes (ÁLVAREZ, 1979; JENKINS, 1969a; DOMÍNGUEZ & PURROY, 1981; METCALFE *et al.*, 1989; HAURY *et al.*, 1991; WINBERG *et al.*, 1993; JOBLING *et al.*, 1995; ELLIOTT, 1997; GREENBERG *et al.*, 1997; JENKINS *et al.*, 1999; KRISTIENSEN, 1999; OSOZ *et al.*, 2000; ALANÄRÄ *et al.*, 2001; BRÄNNÄS *et al.*, 2003; KARA & ALP, 2005; JOHNSON *et al.*,



2007; PETERSSON & JÄRVI, 2007), y en ellos se resume que el comportamiento de forrajeo es controlado por el rango social, ya que los peces dominantes adquieren las mejores posiciones alimentarias y presentan menos variaciones en la cantidad de alimento consumido (JENKINS, 1969a; GREENBERG *et al.*, 1997; KRISTIENSEN, 1999; ALANÄRÄ *et al.*, 2001; BRÄNNÄS *et al.*, 2003), lo cual puede estar relacionado con parámetros poblacionales (JENKINS *et al.*, 1999) y con diferencias de crecimiento (METCALFE *et al.*, 1989; WINBERG *et al.*, 1993; JOBLING *et al.*, 1995; PETERSSON & JÄRVI, 2007).

1.8. Ritmos de actividad

Puede afirmarse que la búsqueda de alimento es uno de los principales factores que regulan la actividad de las truchas, ya que durante la mayor parte del día permanecen en los refugios y éstos solamente son abandonados en caso de migraciones reproductoras o de situaciones adversas.

Los ritmos alimentarios de los peces en condiciones naturales son muy variables y dependen del estado de repleción estomacal, pero es posible distinguir entre ritmos diarios y estacionales (NEVEU, 1981). Los peces pueden modificar su comportamiento diario en respuesta a cambios en la disponibilidad del alimento y de la distribución de las presas (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993).

Cuando el pez incrementa la frecuencia alimentaria, también lo hace la ingestión diaria de alimento (BRETT, 1971), pero, como apuntan otros investigadores, las cantidades de alimento ingerido no son iguales entre peces de la misma especie en el mismo hábitat (HEPHER, 1988). BRETT (1971) observó que los tamaños de dos comidas sucesivas guardaban una correlación inversa, es decir, la adquisición de una cantidad de alimento relativamente grande solía ir seguida por otra relativamente pequeña y viceversa. Se ha delimitado cuál es la cantidad de alimento requerida diariamente, NEVEU (1980) delimitó experimentalmente la ración diaria como del 6 % del peso húmedo de la trucha. Cuando el alimento es abundante la alimentación a largo plazo



depende únicamente del nivel de saciedad del pez y del tránsito del alimento en el tubo digestivo (BRETT, 1971).

La luz, como afirman ELLIOTT (1967) y NEVEU (1981), es el factor más importante que controla la periodicidad de los ritmos en los Salmónidos, no sólo cuando es excesiva sino también cuando es deficiente. Así, en periodos del día en los que la intensidad es muy elevada, los Salmónidos se desplazan a zonas de sombra y disminuyen su actividad (CHO, 1992). Se ha observado que las truchas se alimentan de la fauna bentónica cuando la luminosidad es baja (BISSON, 1978), ya que necesitan un mínimo de luz para discriminar entre los diferentes componentes de la deriva (WARE, 1972). Se ha establecido el umbral de sensibilidad inferior, en el cual las truchas cesan la actividad, en una intensidad lumínica de 10^{-3} a $3 \cdot 10^{-2}$ Lux (con lluvia es de 10^{-2} a 10^{-1} Lux) (KALLEBERG, 1958; TANAKA, 1970; BRETT, 1971). A menudo se ha definido a la trucha común como un pez crepuscular con la máxima actividad al amanecer y al anochecer (ELLIOTT, 1973; NEVEU & THIBAUT, 1977; ERIKSSON, 1978; BACHMAN *et al.*, 1979; NEVEU, 1980), pero es más cauto afirmar que los ritmos alimentarios de la trucha son relativamente plásticos y flexibles. La intensidad lumínica a la que normalmente se alimenta es ≥ 1 Lux (día, amanecer y anochecer) (GIROUX *et al.*, 2000) y las presas son detectadas de una manera más eficaz durante el día (MCINTOSH & TOWNSEND, 1995) que en días lluviosos (BACHMAN, 1984) o con una elevada carga de sólidos en suspensión (BERG & NORTHCOTE, 1985), en los que la eficacia de la alimentación disminuye.

GLOVA *et al.* (1992) demostraron que la dieta de juveniles de trucha común presentaba diferencias, en términos cuantitativos, entre el día y la noche; según esto durante el crepúsculo la trucha consume principalmente invertebrados del bentos y formas aéreas de los mismos. Por esta razón, si la trucha mantiene ese patrón de alimentación, el periodo del día en el cual el contenido estomacal *a priori* es menor se corresponde con las horas centrales.

Otro factor que interviene en la actividad de los Salmónidos es la temperatura. A temperaturas de 10 °C se han encontrado juveniles en actividad de forrajeo tanto de día como de noche, pero adquieren la mayoría de su comida de día porque su eficiencia alimentaria es mayor (FRASER *et al.*, 1993; FRASER & METCALFE, 1997). Cuando la



temperatura desciende, las truchas incrementan la búsqueda de refugios durante el día (CUNJAK, 1988b).

La temperatura interviene en la intensidad alimentaria por su influencia en la velocidad de reacción y en el metabolismo (NEVEU, 1981). PRIEDE (1985) observó que los procesos digestivos en la trucha común están inhibidos por debajo de 5.5 °C, mientras que KOSKELA *et al.* (1997b) afirman que la trucha continua alimentándose a 2 °C y el límite térmico inferior para la comida ingerida es 0 °C, aunque es correcto delimitar el rango de alimentación de 0.4-4.3 °C a 18.7-19.5 °C (ELLIOTT, 1994). OWEN & WIGGS (1971) encontraron diferencias cuantitativas en extractos de mucosa gástrica a diferentes temperaturas, observando que a 5 °C exhiben una actividad mayor que a 12 °C; de esta manera se puede concluir que existen diferencias en la efectividad digestiva en concordancia con la temperatura.

Parece claro, no obstante, que existe una tendencia al incremento de la frecuencia de alimentación a medida que la temperatura aumenta, como han demostrado experimentalmente KOSKELA *et al.* (1997a). Asimismo ELLIOTT (1975b) observó que el número de sesiones diarias de alimentación era diferente a distintas temperaturas: a 4 °C existía una única sesión diaria, pero a 18 °C el número de sesiones se incrementó hasta tres.

La adquisición de los patrones de actividad puede estar relacionada con cambios en el riesgo predador, ya que durante el día se maximiza la eficiencia alimentaria pero por la noche se maximiza la supervivencia (menor riesgo predador) (FRASER *et al.*, 1993), a pesar de que individualmente el pez presente un espectro de actividad diurna o nocturna ligada a su estatus social (ALANÄRÄ & BRÄNNÄS, 1997).

Las propiedades físico-químicas y los agentes contaminantes pueden ser determinantes para seleccionar las áreas donde los peces se alimentan (MOORE, 1972). Situaciones estresantes, ya sea por condiciones extremas en las características físico-químicas o por un exceso de carga contaminante, pueden llegar a modificar por completo los patrones normales de actividad de la trucha. Se ha comprobado que una concentración de oxígeno por debajo de 3-4 mg/l suprime el apetito y la ingesta en el salmón coho (*Oncorhynchus kisutch*) (HERRMANN *et al.*, 1962).



Ente los factores bióticos que regulan la actividad de la trucha, la abundancia de alimento es crucial para la determinación de dicho proceso. De esta manera cuanto mayor sea el número de presas, mayor será la frecuencia de contactos predador-presa (WARE, 1972). En algunos casos la abundancia del alimento puede contribuir a la especialización alimentaria (CURIO, 1976). No siempre la trucha consume las presas en la misma proporción en la que se encuentran en el medio (WARE, 1972; GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987), pero si parece claro que los patrones de actividad de la trucha están relacionados con la abundancia y accesibilidad de las mismas (NEVEU, 1981; GIROUX *et al.*, 2000; MACNEIL *et al.*, 2000).

En cierta manera, los patrones de actividad de la trucha están sincronizados con los de las presas, de forma que suele existir una correlación positiva entre la actividad de los insectos de los que se alimenta y el ritmo alimentario de la trucha (NEVEU, 1980; NEVEU & ECHAUBARD, 1980). La trucha se aprovecha de dos momentos en el desarrollo de los invertebrados para su consumo: uno de ellos es el momento de emergencia de subimagos e imagos y el otro es el desplazamiento de las larvas a los lugares de actividad (alimentación, muda, etc.) (NEVEU, 1991). Estos desplazamientos que las presas experimentan son generalmente longitudinales, tanto en la columna de agua (deriva y emergencia) como sobre el sustrato entre sus lugares de actividad.

La entrada en deriva de las presas puede ser importante a la hora de controlar la cronología o ritmicidad alimentaria de la trucha (ELLIOTT, 1967; 1970; 1973; TANAKA, 1970; NEVEU, 1981), incluso si la proporción de presas consumidas del fondo es elevada (KREIVI *et al.*, 1999). Sin embargo, la deriva de los insectos y la actividad de la trucha no están completamente sincronizados, ya que los picos de deriva preceden a los picos de máxima actividad de la trucha y por ello el pez es incapaz de explotar completamente este recurso (ALLAN, 1981).

Tomando como base los estudios que relacionan la actividad de la deriva de los macroinvertebrados y la actividad de la trucha común, se puede considerar que la trucha presenta el inicio de la actividad en el crepúsculo (GIBSON, 1966), seguramente debido a que la deriva de los invertebrados es nocturna, con un pico de intensidad al caer la noche (TANAKA, 1970). Durante el día, la proporción de los organismos de la deriva que predominan son las presas terrestres, para dar paso a los organismos acuáticos que son los que predominan durante la noche (HYNES, 1970; SAGAR & GLOVA, 1987). Esto



explica que las truchas presenten una alimentación diaria durante el periodo estival, como consecuencia de la abundancia de presas terrestres durante esta estación (HYNES, 1970).

A pesar de que la mayoría de estos trabajos sobre la sincronización alimentaria entre truchas y sus presas ponen de manifiesto la importante relación entre ambos, existen otros que concluyen que los patrones de actividad alimentaria de la trucha común no están sincronizados con los de las presas (LAGARRIGUE *et al.*, 2002). Lo que se ha observado es que los Salmónidos que se alimentan de deriva permanecen más tiempo durante el día en las posiciones alimentarias (BACHMAN, 1984; HUGHES & DILL, 1990).

En los ríos en los que el caudal es aprovechado para la producción de energía hidroeléctrica existen grandes fluctuaciones y los ciclos naturales en la alimentación de la trucha común, a escala diaria como estacional, pueden verse afectados (FLODMARK *et al.*, 2004). Así, la escasa deriva de macroinvertebrados es el resultado de periodos prolongados de flujos bajos, lo que puede conducir hacia un modo de alimentación bentónica (MCKINNEY & SPEAS, 2001); en cambio, periodos continuados de caudales altos incrementan el gasto energético para ocupar las posiciones de forrajeo y se puede llegar a suprimir la alimentación (FLODMARK *et al.*, 2004). Tanto la densidad del bentos como la dieta consumida por las truchas es diferente en las localidades aguas arriba y abajo de la presa (CRISP *et al.*, 1978; JOHNSON *et al.*, 2007) y, por añadidura, los cambios de temperatura provocados por la construcción de embalses retrasa el pico anual del metabolismo un mes y puede reducir la ración anual de mantenimiento en la trucha común alrededor del 15 % (CRISP, 1977).

Finalmente, la edad, la reproducción, la jerarquía social, las migraciones de cada individuo, etc. pueden ser unos factores influyentes a la hora de alimentarse (ver BAGENAL, 1969b; NEVEU, 1981; BAGLINIÈRE & MAISSE 1991; GERKING, 1994; ALANÄRÄ & BRÄNNÄS, 1997; ELLIOTT, 1997). Por ejemplo, las diferencias en los ritmos de alimentación entre las clases de edad ayudan a reducir la competición intraespecífica (NEVEU, 1981).

Por lo que se refiere a la ritmicidad estacional, la actividad alimentaria es máxima en verano y mínima en invierno debido a la abundancia y disponibilidad de



alimento, al tamaño de las presas, a la actividad metabólica y a factores intrínsecos del pez, como el estado fisiológico, la intensidad del crecimiento y el desarrollo gonadal (WANKOWSKI & THORPE, 1979; WANKOWSKI, 1981). OSCOZ *et al.* (2000) encontraron que, durante el invierno, la diversidad trófica y amplitud de nicho eran mayores que durante el verano, como consecuencia de que la evacuación gástrica es menor durante el invierno, pues desciende con la temperatura, mientras que la dominancia fue más alta en verano que en invierno.

1.9. Ayuno

No es extraño encontrar estómagos vacíos en los estudios de alimentación, ya que los peces tienen la capacidad de permanecer largos periodos de tiempo en ayuno. Esta característica lleva implícita un descenso de la tasa metabólica, y las necesidades energéticas son suplidas con las reservas corporales, lo que, con el paso del tiempo, se traduce en una pérdida de peso y un descenso del contenido energético del animal (STEFFENS, 1964, ELLIOTT, 1994). En periodos de ayuno, el metabolismo lipídico predomina sobre el metabolismo proteico (BERG & BREMSET, 1998). En la trucha común la movilización de las reservas energéticas tiene lugar en un primer momento desde las vísceras y el hígado (REGOST *et al.*, 2001); por esta razón algunos investigadores utilizan las variaciones de peso individuales del hígado como indicador de diferencias en la tasa metabólica y energía del mantenimiento (ver WEBSTER, 1989; KGWATALALA & NIELSEN, 2004). Los peces de tamaño pequeño son los que reaccionan frente a la carencia de alimento con una mayor susceptibilidad (AKIYAMA & NOSE, 1980) porque tienen una menor cantidad de reservas almacenadas.

HENRY (1967) encontró que el porcentaje de estómagos vacíos, así como la cantidad de comida en los estómagos variaba a lo largo del año: el contenido en los estómagos era menor en los meses fríos (noviembre-febrero) que durante los meses cálidos. La proporción de estómagos vacíos es también diferente entre las diferentes clases de edad. KREIVI *et al.* (1999) encontraron que la proporción de estómagos vacíos era menor en truchas 0+ (2 %) que en truchas 1+ (10 %), como consecuencia de que los



individuos de la cohorte 0+ no presentan apenas reservas energéticas corporales y por esta razón tienen que estar continuamente comiendo.

Las estimas de los estómagos vacíos han sido usadas para ilustrar cambios estacionales en la actividad alimentaria (BALL, 1961; CIÑA & JONES, 1967). Cuando se estudia la alimentación en cualquier animal encontrar estómagos vacíos es una limitación a la hora de establecer sus preferencias alimentarias, pero GREY (2001) ha ideado una técnica para poder conocer las preferencias alimentarias de truchas con estómagos vacíos a través del estudio con isótopos radiactivos del músculo de las truchas y de las presas potenciales, de tal manera que las similitudes entre los valores del músculo y de algún tipo de presas indican que el pez se alimenta de esa presa y, además, las variaciones intraespecíficas bajas son indicadoras de que presentan una alimentación plástica y oportunista. Otros investigadores han estudiado en Salmónidos algunos indicadores químicos de la sangre para poder establecer el estado nutricional de peces en ayunas. Así, entre los componentes estudiados la cantidad de proteína y el colesterol total disminuyen después de 2-3 semanas, mientras que los valores de glucosa plasmática disminuyen durante los primeros días para luego estabilizarse (CONGLETON & WAGNER, 2006). Los largos periodos de ayuno y las digestiones diferenciales de las presas son causas de error en la determinación de la importancia dietética (HYSLOP, 1980).

1.10. El alimento como regulador del comportamiento territorial y social

Numerosos investigadores han señalado que la disponibilidad de espacio y alimento actúan de forma conjunta para determinar el tamaño del territorio y el ritmo de desarrollo. El comportamiento territorial de los Salmónidos refleja una estrecha relación con la disponibilidad de alimento. Por tanto, en áreas donde el alimento está presente en suficiente cantidad y calidad, el territorio individual se reduce y el número de individuos aumenta (aumentando la capacidad de carga del sistema). En la situación contraria, los episodios de comportamiento agonístico (ataques entre individuos) se multiplican; se establecen entonces territorios individuales más amplios y disminuye el número de



ejemplares (COBO *et al.*, 1997). El movimiento y el uso del territorio está relacionado con el estatus social; de esta manera, durante el verano las truchas dominantes recorren más distancia y tienen territorios más grandes que las truchas subordinadas y además estos son más grandes durante el día que por la noche (HÖJESJÖ *et al.*, 2007).

Los refugios sirven a la trucha como descanso y protección, y estos lugares suelen ser zonas sombreadas situadas en la orilla, coincidiendo con sustratos gruesos y estructuras sumergidas como raíces, troncos o grandes bloques de piedra (HAURY *et al.*, 1991), ya que proporcionan protección frente a los depredadores y actúan como una barrera visual que reduce las interacciones agresivas intra e interespecíficas (KALLENBERG *et al.*, 1958). Los refugios solamente son abandonados en caso de situaciones adversas, migraciones reproductoras o para la búsqueda de alimento; en el caso de los desplazamientos para la búsqueda de alimento, la distancia suele oscilar entre 400-500 m del refugio (GARCÍA DE JALÓN, 1992).

El tramo del río que es utilizado por la trucha para la alimentación, protección y reposo se conoce como dominio vital, y no es más que una yuxtaposición de microhábitats (SHIRVELL & DUNGEY, 1983). Este dominio vital mantiene una relación exponencial negativa con la calidad del hábitat en función de la disponibilidad de alimento y de refugio, es decir, cuanto mejor es la calidad del hábitat, el pez presenta un dominio vital de menor superficie (GRANADO LORENCIO, 1996). Siempre se ha pensado que el tamaño del territorio de la trucha común es ilimitado (KALLENBERG, 1958; JENKINS, 1969a), pero en realidad está bien definido y varía enormemente entre los individuos (HÖJESJÖ *et al.*, 2007). Así pues, JACKSON (1980) establece el tamaño del dominio vital en una población de truchas, y concluye que es diferente entre las diferentes clases de edad, mientras que CLAPP *et al.* (1999) afirman que el territorio utilizado en truchas adultas para la alimentación abarca secciones de río de 300-400 m alrededor de sus refugios, y HÖJESJÖ *et al.* (2007) observan que el desplazamiento en una sección de río es mayor en truchas dominantes ($371.1 \text{ m} \pm 125.9$) que en truchas subordinadas ($222.8 \text{ m} \pm 46.4$). HEGGENES *et al.* (2007) sugieren que la enorme variabilidad individual en el movimiento (entre 295 y 7014 m) permite a los Salmónidos adaptarse a las condiciones ambientales locales, además la mayoría de los individuos tienden a permanecer estacionarios con cortos movimientos en su dominio vital (entre 924 y 85818 m²).



No hay que confundir territorio con dominio vital, ya que el territorio es una porción reservada del dominio vital (GERKING, 1953) que es defendida a través del comportamiento agonístico (ASSEM, 1970; GERKING, 1994).

Aunque los encuentros agonísticos suelen ser evitados, ya que desde el punto de vista energético no son rentables (ALLEN, 1969), algunos estudios han demostrado que son más frecuentes los individuos agresivos en los contactos de forrajeo que los individuos no agresivos (MCLAUGHLIN *et al.*, 1999). Cuando por algún motivo la trucha abandona su dominio vital, es capaz de relocalizarlo ya sea por un modelo de búsqueda accidental o por movimientos directos usando señales específicas de orientación, como señales olfatorias (ARMSTRONG & HERBERT, 1997; HALVORSEN & STABELL, 1990) y rasgos estructurales (GERKING, 1953).

Las poblaciones de Salmónidos presentan una clara jerarquía por lo que se crea un mosaico de territorios contiguos y exclusivos, entre los que las fronteras son establecidas visualmente (STUART, 1953). Un mayor tamaño corporal confiere una serie de ventajas competitivas como una mayor capacidad de evasión de los depredadores y un estatus social dominante (CUTTS *et al.*, 1998) y como consecuencia las truchas más grandes ocuparan territorios con una mayor disponibilidad de alimento que las truchas de menor tamaño (METCALFE *et al.*, 1995). ØVERLI *et al.* (1998) afirman que, cuando están juntos peces dominantes y subordinados, la ingesta de comida de peces subordinados se ve completamente inhibida y el pez dominante es capaz de monopolizar todo el recurso alimentario.

SKOGLUND & BARLAUP (2006) afirman que el territorio alimentario ya es adquirido antes de que el pez pueda buscar y capturar las presas efectivamente, pues, en su estudio, los alevines que permanecían en un mismo lugar al menos durante 5 minutos (llamados alevines residentes), presentaban los estómagos llenos. Este primer territorio puede establecerse cerca del frezadero o por el contrario los peces pueden desplazarse río abajo para establecer su territorio (MORTENSEN, 1977a; HELÁND, 1980) y como mostró MORTENSEN (1977a) la mayoría de los alevines (90 %) fueron capturados justo río abajo del frezadero y sólo el 10 % se desplazaron río arriba para establecer el territorio. También se ha observado que los alevines que descendieron río abajo para establecer el territorio son de menor tamaño que los que permanecen cercanos al frezadero, indicando que estos desplazamientos son fruto de la competencia por la



adquisición del mejor territorio (SKOGLUND & BARLAUP, 2006) o lo que es lo mismo, porque la capacidad de carga del sistema no admite más individuos en ese lugar y los peces ven forzado el desplazamiento río abajo para asegurar la supervivencia.

ELLIOTT (1987) ha observado que otro parámetro biótico muy importante que determina el desplazamiento de los alevines río abajo, a parte de la velocidad del agua, es la condición del pez, ya que los alevines en peor condición son los que recorren un mayor tramo de río. Otros trabajos manifiestan que los desplazamientos de los alevines río abajo son por la noche y por el día son río arriba (ELLIOTT, 1986), no obstante estos desplazamientos son la consecuencia de que los alevines presenten peores crecimientos y tallas más pequeñas (HÉLAND, 1980 a,b).

Sin embargo, en muchas ocasiones no todos los peces establecen un territorio debido a las interacciones bióticas entre individuos (GRANT & KRAMER, 1990). El establecimiento del territorio es fundamental para la alimentación del alevín, ya que la alimentación es mucho más eficaz después de su consecución (SKOGLUND & BARLAUP, 2006). De esta forma la adquisición del territorio es la principal causa de que existan unas elevadas tasas de mortandad en esta fase del desarrollo (ELLIOTT, 1986). Otro factor que puede ayudar a comprender este cuello de botella en las poblaciones de Salmónidos es el tamaño del huevo (BAGENAL, 1969a; MILLER *et al.*, 1988; OJANGUREN *et al.*, 1996). Cuanto mayor es el tamaño del huevo, los alevines son de mayor tamaño y se disminuye la mortalidad, porque superan más rápidamente el periodo crítico (ELLIOTT, 1994), pero aún así, la supervivencia en esta etapa es del 3 % (ELLIOTT, 1993a; 1994). Así, la mortalidad en los primeros meses de vida puede ser considerada denso-dependiente (MORTENSEN, 1977a,b; LOBÓN-CERVIÁ & MORTENSEN, 2006), y la tasa de supervivencia en el primer año de vida después de la emergencia esta comprendida entre el 3-12 % (MORTENSEN, 1977b; MAISSE & BAGLINIÈRE, 1991).

La morfología del territorio es circular o elíptica y va aumentando de tamaño a medida que el pez va creciendo. Es más o menos proporcional al cubo de la longitud del pez en Salmónidos (ALLEN, 1969). Además esta ligada al componente físico del hábitat (granulometría, topografía y vegetación) y a la abundancia y disponibilidad de presas, siendo sus límites en muchas ocasiones confusos (BACHMAN, 1984). En truchas arco-iris, se ha demostrado experimentalmente que el tamaño del territorio se puede modificar dependiendo de la densidad de presas, de modo que si se incrementa la



densidad de presas, la superficie del territorio individual es menor (SLANEY & NORTICOTE, 1974). Además cuando las condiciones del río cambian, en especial en lo referente a la velocidad de la corriente y al caudal, el pez se ve obligado a cambiar de posición, pero la jerarquía social permanece intacta en el grupo (ELLIOTT, 1994).

La trucha común se sitúa en el territorio en una posición central e intermedia en la columna de agua a partir de la cual se alimenta de presas en deriva (HÖJESJÖ *et al.*, 2005). Los peces mantienen la posición alimentaria nadando para interceptar las presas en deriva, y los mejores puestos de alimentación son aquellos que proporcionan resguardo pero que al mismo tiempo están cerca de la corriente en la que la abundancia de alimento es elevada; la posición óptima es la de mayor beneficio energético. Por otro lado, BACHMAN (1984) afirma que la trucha selecciona una posición bien precisa a la hora de alimentarse, situada generalmente río abajo de una roca emergida y a partir de esta postura la trucha realiza cortos desplazamientos (generalmente inferiores a 2 m) para capturar las presas en deriva en la columna de agua; estos desplazamientos y los correspondientes regresos son más costosos que la natación de mantenimiento.

Según algunos autores la territorialidad desaparece en invierno porque todos los individuos buscan refugio en los pozos y remansos (GERKING, 1994), y durante la noche, debido a que las interacciones entre Salmónidos son inhibidas bajo condiciones de oscuridad por falta de visibilidad (HÉLAND, 1991).

En las poblaciones de Salmónidos se produce una segregación espacial y temporal entre las diferentes clases de edad; de esta manera los individuos dominantes no sólo utilizan posiciones de río diferentes a las de los subordinados, sino que prospectan un tramo más amplio del río y, por otro lado, los individuos dominantes utilizan primero las mejores posturas para la alimentación (NIELSEN, 1992). GRANADO-LORENCIO (1996) observó que los peces de menor tamaño ocupan los tramos con mayor velocidad de corriente y los peces de gran tamaño ocupan ambientes más lénticos y más profundos, ya que los individuos adultos presentan limitaciones de desplazamientos cuando la profundidad es inferior a 15 cm (BRAATEN *et al.*, 1997).

Los factores más importantes en la selección del hábitat en los Salmónidos son el riesgo a la depredación (HARVEY & STEWART, 1991) y los recursos disponibles (DILL, 1983). En truchas 0+ se ha observado que utilizan hábitats más profundos y



rápidos durante el día que por la noche, sugiriendo que por la noche se desplazan a las márgenes del río caracterizadas por presentar una menor deriva de invertebrados, pero en las que se produce un menor gasto energético en el mantenimiento de la posición (ROUSSEL & BARDONNET, 1996; 1999). Este modelo de comportamiento diario se desarrolla durante la ontogenia pero puede verse modificado por el riesgo predador (ROUSSEL & BARDONNET, 1999). Así pues, es importante señalar que, como consecuencia de estas peculiaridades jerárquicas y sociales, las dietas de los peces que viven en un mismo río pueden ser diferentes.

Los desplazamientos en el río se han asociado tradicionalmente con la finalidad de disminuir la competencia, ya sea inter o intraespecífica. En el caso de las truchas tienen lugar en secciones de río con elevadas densidades y bajos crecimientos específicos, mientras que el sedentarismo está asociado a secciones de río con bajas densidades y elevadas tasas de crecimiento específico (OLSSON & GREENBERG, 2004; OLSSON *et al.*, 2006).

Experimentalmente se ha demostrado que la trucha común se desplaza a otras zonas del río cuando el alimento es escaso, por lo que la decisión de migrar parece ser una respuesta plástica en función de las oportunidades de crecimiento (OLSSON *et al.*, 2006), pero también se puede relacionar con la tasa metabólica (ØKLAND *et al.*, 1993), ya que individuos con elevadas demandas metabólicas que no tienen acceso a la comida se desplazan hacia otras zonas donde la comida sea más abundante (METCALFE *et al.*, 1995; MORINVILLE & RASMUSSEN, 2003). Estos movimientos también pueden deberse al efecto del riesgo predador (OLSSON *et al.*, 2001).

1.11. Alimento y reproducción

Los Salmónidos se caracterizan por presentar bajas tasas reproductoras, elevado crecimiento, temprana maduración sexual y una elevada tasa de renovación (GARCÍA DE JALÓN, 1992). GARCÍA & BRAÑA (1988) observaron que a pesar de la abundancia de presas durante el verano, el número de presas consumidas era menor durante este periodo en comparación con meses anteriores y atribuyen este descenso al inicio del



desarrollo gonadal, que alcanza su máximo de inhibición durante la época reproductora (ver BAGLINIÈRE & MAISSE 1991; GERKING, 1994).

MONTORI *et al.* (2006) estudiaron la alimentación de la trucha común durante el periodo reproductor y concluyeron que durante este periodo los machos presentaban una dieta mucho más abundante y diversa que las hembras, como consecuencia del incremento de la territorialidad en los machos, pues éstos establecen los límites de su territorio con más frecuencia, momento que aprovechan para alimentarse.

Si entendemos la fecundidad como el número de óvulos producidos por hembra, no es muy difícil imaginarse que las deficiencias cualitativas o cuantitativas en la alimentación van a repercutir a largo plazo en la energía disponible para la formación de gametos. Así las variaciones en la maduración sexual, la energía invertida en el tejido gonadal y la fecundidad han sido atribuidas a diferencias del stock genético (BROMAGE *et al.*, 1990), de la condición alimentaria y suplemento de comida (BAGENAL; 1969b; THORPE, 1990; JONSSON & JONSSON, 1997; 1999; JONSSON *et al.*, 1999; TAMATE & MAEKAWA, 2000), de la tasa de crecimiento (JONSSON *et al.*, 1996) y de la concentración de algunos metales en disolución (LAM, 1983). Experimentalmente se ha observado que el índice gonadosomático puede estar afectado por limitaciones de comida en los periodos más favorables (verano) (MORGAN & METCALFE, 2001), mientras que por el contrario NICOLA & ALMODÓVAR (2002) han encontrado que el esfuerzo reproductor, la fecundidad y la talla del huevo no están correlacionadas significativamente con la abundancia de invertebrados bentónicos.

1.12. Los recursos tróficos y la capacidad de carga

LEGER (1910) enunció el concepto de capacidad biogénica, según el cual la producción de alimento se relaciona no sólo con el desarrollo de los peces, sino también con la capacidad de sostener toda la población. Según este concepto, el alimento es un recurso cuyo valor nutritivo es indispensable no sólo para el desarrollo individual, sino también para sostener a la población.



La capacidad de carga es un término frecuentemente utilizado cuando se habla de la gestión y conservación de poblaciones naturales, ya que se puede interpretar como el tamaño o densidad poblacional que es capaz de soportar un tramo de río y depende de factores ambientales, del hábitat físico disponible y de la comida disponible (ROUSSEL & BARDONNET, 1999). Una importante consideración en el mantenimiento y conservación de las poblaciones de trucha común es que la heterogeneidad espacial, la calidad del alimento y el comportamiento territorial de los Salmónidos afectan a su densidad poblacional (ELLIOTT, 1994). En principio, un tramo de río con una elevada heterogeneidad en la estructura física del hábitat, una buena representación de refugios, un mantenimiento de las condiciones ambientales con cierta estabilidad y una buena disponibilidad de alimento está relacionado con una capacidad de carga potencial elevada. En ocasiones, de entre todos los factores que intervienen, el reclutamiento parece ser el mejor determinante del tamaño poblacional (MENGE, 2000; LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN, 2004).

Las poblaciones animales son conjuntos de individuos en las cuales la densidad o las distribuciones de edades y tallas fluctúan en el tiempo y en el espacio, pero, a pesar del gran interés por comprender estas variaciones, pocos estudios han identificado inequívocamente los factores y mecanismos responsables de las fluctuaciones a través de la escala espacio-temporal (RANTA *et al.*, 1998; LOBÓN-CERVIÁ, 2003; 2007b). Dos teorías opuestas y a menudo discutibles han sido expuestas para aclarar estos mecanismos. Por un lado la teoría de regulación endógena formulada por NICHOLSON (1933; 1957), basada en factores compensatorios denso-dependientes y que requiere un equilibrio en términos de densidad poblacional a escala espacio-temporal (DENNIS & TAPER, 1994); y por otro lado, la teoría fundamentada en factores denso-independientes relacionados con la calidad del hábitat y su variabilidad, según la cual la densidad poblacional esta continuamente fluctuando y no alcanza jamás el equilibrio (ANDREWARTHA & BIRCH, 1954).

De todas maneras, el equilibrio entre la biomasa y densidad poblacional parece que está regulado por competición intraespecífica, ya que la densidad disminuye con incrementos de la masa corporal (LOBÓN-CERVIÁ & MORTENSEN, 2006).

La tasa de producción es la mejor unión en la dinámica poblacional entre la abundancia, la mortalidad y el crecimiento, porque la misma producción puede ser



alcanzada por pocos individuos con elevados crecimientos o por muchos individuos con escasas tasas de crecimiento (LE CREN, 1969; MANN *et al.*, 1989) y depende de los niveles tróficos inferiores, al igual que sirve como una fuente de energía para el resto de la cadena trófica (WATERS, 1999).

Análogamente, tal y como se ha comentado para el crecimiento, las diferencias de producción entre regiones han sido atribuidas a diferencias en la dureza de las aguas (KWAK & WATERS, 1997; ALMODÓVAR *et al.*, 2006). Así la producción es mayor en ríos que atraviesan sustratos calizos y la relación entre la producción y la composición química esta determinada con la siguiente expresión: $\log_{10}(\text{producción}) = 1.41 + 0.31 \log_{10}(\text{alcalinidad})$ (ALMODÓVAR *et al.*, 2006). En oposición, existen pruebas que no soportan la idea de que los ríos con mayores alcalinidades son los más productivos (MORTENSEN, 1978; ELLIOTT, 1993b; LOBÓN-CERVIÁ, 2003).

El reclutamiento de una población de Salmónidos es extremadamente variable en el contexto espacio-temporal. A pesar de que inicialmente el reclutamiento haya sido considerado denso-dependiente (LOBÓN-CERVIÁ, 2005b), en realidad la capacidad de carga de reclutas está determinada por la acción conjunta de fenómenos denso-dependientes con características físicas del hábitat (especialmente el caudal en el momento de emergencia del eleuteroembrión y la profundidad) (MANN *et al.*, 1989; LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN, 2004; LOBÓN-CERVIÁ, 2003; 2004; 2007b; ALONSO-GONZÁLEZ *et al.*, 2008) y el alimento disponible (ELLIOTT, 1994). De esta manera, como afirman BAEZA SANZ & GARCÍA DE JALÓN (1997), el caudal puede regular la población a través de su influencia sobre el crecimiento y la supervivencia de los individuos de cada cohorte.

Además, cuando en las poblaciones naturales las densidades de reclutas son demasiado bajas, el escaso número de juveniles imposibilita que opere la mortalidad denso-dependiente (HALDANE, 1956; NICOLA *et al.*, 2008).

Existen modelos fundamentados en la supervivencia denso-dependiente para estimar la densidad de juveniles de Salmónidos que pueden habitar un río. Así el modelo de MARSCHALL & CROWDER (1995) puede ser utilizado para estimar la densidad de juveniles de Salmónidos en función de la talla corporal [densidad (n° juveniles/m²)=587*longitud furcal^{-2.57}].



MARTÍNEZ & GARCÍA DE JALÓN (1988) encontraron, en un tramo alto, que las bajas densidades y biomasa en las poblaciones de trucha común son compensadas con la elevada producción y en especial con la elevada tasa de renovación observada, por lo que las poblaciones pueden estar continuamente rejuveneciéndose en un medio adverso, como puede ser un régimen de caudales muy irregular. ALMODÓVAR *et al.* (2006) encontraron que la biomasa de truchas está inversamente relacionada con la altitud como respuesta a cambios físico-químicos relacionados (la profundidad, la temperatura o la concentración de nutrientes); o lo que es lo mismo con la calidad del hábitat disponible para ejemplares mayores (NICOLA & ALMODÓVAR, 2002; 2004).

RODRIGUES *et al.* (1994) encontraron que la densidad de truchas, especialmente en el caso de las cohortes 0+, 1+ y 2+, podría no sólo estar relacionada con el tipo de macrófitas del lecho del río, sino también con su diversidad. Por el contrario, ALCARAZ-HERNÁNDEZ *et al.* (2007) observaron que las dos variables del hábitat que explican la densidad y biomasa de truchas son la anchura del cauce (con signo negativo) y el porcentaje de cantos rodados.

Cuando la cantidad de alimento se expresa en términos de energía, la correlación entre ésta y el crecimiento individual, la biomasa o la densidad de truchas existentes en un tramo determinado, es altamente significativa. En condiciones naturales, existe un máximo de densidad potencial de la que es responsable la cantidad de energía considerada aisladamente de otros factores. A partir de este valor, otros factores como el refugio, calidad del agua, patologías, etc. condicionan las fluctuaciones de la capacidad de carga, pudiendo, en el mejor de los casos, incrementarla hasta los límites de la densidad biológicamente soportable (COBO *et al.*, 1997).

Algunos autores como ALLEN (1951) consideran que el alimento puede tener un papel muy importante en la regulación de la densidad poblacional de alevines de Salmónidos debido a que el comportamiento territorial es adquirido ya en las primeras fases del desarrollo. Además la interacción entre los peces y sus presas conduce a una estabilización de la tasa de producción de Salmónidos a través de un sistema de retroalimentación, en el que la biomasa de las poblaciones se mantiene constante por variaciones de las tasas de crecimiento, como respuesta a variaciones de la densidad de las poblaciones de las presas. Tradicionalmente se considera que la producción de Salmónidos raramente excede de 12-18 g/m²*año (LE CREN, 1972) y que el pico de



producción de truchas coincide con el pico de alimento disponible y es mayor en primavera y a principios del verano (ELLIOTT, 1976; CADA *et al.*, 1987b). Por esta razón hay que tener en cuenta la presencia de refugios a la hora de intentar establecer la capacidad de carga de un sistema. *A priori* cuanto mayor sea el número de refugios en un tramo, mayor será el número de truchas que podrán establecer el territorio; es por esto, que la densidad poblacional está delimitada por el número y la calidad de los territorios, entendiendo por calidad el hecho de que los lugares de pastoreo satisfagan la demanda energética de las truchas que habita en ese territorio.

En algunos trabajos se ha observado que la producción del bentos no es capaz, aparentemente, de soportar la producción de los peces que habitan ese río (ver ALLEN, 1951; HYNES, 1970, WATERS, 1988a; HURYN, 1996). Este fenómeno se conoce como paradoja de Allen y supone que la trucha tiene que buscar otras fuentes de comida para asegurar sus requerimientos energéticos. WATERS (1988a; 1993) y EDWARDS & HURYN (1995) sugieren que las fuentes de energía no bentónicas, como las presas terrestres y los peces, pueden ayudar a comprender la paradoja de Allen.

Sin embargo, a pesar de que la biomasa o la densidad de las presas no se modifique en función de la biomasa de truchas, la comunidad del bentos puede cambiar, de forma que la calidad de la dieta disminuya y los peces tengan que incrementar la frecuencia alimentaria para compensar esta pérdida en el contenido energético en la comunidad del bentos. Un incremento de la densidad poblacional en un determinado tramo de río puede ir acompañado de un incremento en la ingesta de alimento que tiene que ser soportado por la producción del bentos o por la combinación de este con las presas terrestres. En relación con esto puede resultar interesante señalar que ABOUL *et al.* (2004) han demostrado experimentalmente en salvelinos que la densidad de peces no afecta al ritmo de crecimiento, pero sí afecta significativamente a la ración de comida ingerida.

Si asumimos que la trucha ingiere el 80 % del bentos disponible (HURYN, 1996) y que tiene una eficiencia de conversión del 20 % (WATERS, 1988a), la producción de truchas ($\text{g/m}^2 \cdot \text{año}$) podría ser estimada en función de la productividad béntica ($\text{g/m}^2 \cdot \text{año}$). De acuerdo con esto, varios estudios demuestran que la biomasa de truchas está correlacionada con la abundancia de alimento disponible (biomasa bentónica) (MURPHY *et al.*, 1981; BOWLBY & ROFF, 1986; ALMODÓVAR *et al.*, 2006). Otros



estudios demuestran que no son las presas bentónicas, sino las densidades de invertebrados derivantes, los que determinan la biomasa y la producción de truchas (ELLIOTT, 1973a; WILZBACH *et al.*, 1986) y a su vez la densidad de deriva está positivamente correlacionada con la productividad béntica (BENKE *et al.*, 1991; SAGAR & GLOVA, 1992). De acuerdo con estas afirmaciones, los trabajos más recientes enfocados a estimar la capacidad de carga del sistema, no sólo tienen en cuenta la productividad bentónica de los ríos, sino que también consideran a los invertebrados terrestres (ROMANISZYN *et al.*, 2007).

Cada *item* consumido por la trucha presenta diferencias en los requerimientos del hábitat; por esta razón el tipo de alimento que mayoritariamente es consumido puede ser utilizado para extrapolar las características del hábitat que ocupa la trucha para alimentarse. Los estudios sobre preferencias de hábitat demuestran que en función de la cohorte de edad estudiada, prefieren unas características del río diferentes y de esta manera se origina una segregación espacial entre ellas que minimiza los efectos de la competencia (HAURY *et al.*, 1991). Generalmente las truchas prefieren hábitats complejos con corrientes suaves y con una buena cobertura arbórea (HÖJESJÖ, *et al.*, 2007). Las poblaciones de trucha presentan cambios ontogénicos en su conexión con el hábitat (BOHLIN, 1977; CUNJAK & POWER, 1986; ELLIOTT, 1994) y existe una clara relación entre el hábitat disponible y el usado (RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1993). Algunos estudios verifican que la dieta de las truchas en las corrientes es completamente diferente a la encontrada en truchas que se alimentaban en los remansos, debido a que la vulnerabilidad de las presas es diferente en ambos hábitats (DE CRESPIN DE BILL *et al.*, 2000). La vulnerabilidad de las presas es diferente en la facies léntica respecto de la lótica; en las zonas más remansadas la débil complejidad estructural hace que las presas sean más accesibles y visibles, mientras que en las zonas más rápidas son las características intrínsecas de las presas, como la deriva, tamaño, etc. las que marcan el carácter más o menos vulnerable, ya que la elevada complejidad estructural del hábitat les proporciona muchas alternativas de refugio. Así, la dieta de la trucha varía en relación con el macrohábitat estudiado (DE CRESPIN DE BILL 2001).

En definitiva, según SOUTHWOOD (1977) el hábitat interviene en la vulnerabilidad de las presas de una manera directa porque facilita la detención y la



eficacia de la captura de la presa, e indirectamente porque selecciona las especies que mejor están adaptadas a ese hábitat.

Por esta razón, y como consecuencia de la variación espacial en el hábitat, extrapolar hacia porciones de río no muestreadas debe realizarse con cuidado (HILDERBRAND & KERSHNER, 2004). KENNEDY & FITMAURICE (1971) se percataron de que las truchas que se encontraban en zonas del río de corriente rápida y grava como sustrato eran menos selectivas que otras truchas ubicadas en zonas de corriente más suave. Algunos estudios sobre selección de microhábitat para la alimentación de la trucha demuestran que la trucha se encuentra en sustratos gruesos por el día y en la columna de agua, y asociada a sustratos finos durante la noche (GREEMBERG *et al.*, 1996). HEGGENES *et al.* (1993) observaron que la trucha en invierno adopta una estrategia de coste mínimo, permaneciendo apostada sobre el sustrato durante el día y con un patrón de actividad nocturna, y que además mayoritariamente permanece en los pozos (GERKING, 1994); mientras que durante el verano, cuando la energía requerida para el metabolismo y el crecimiento son elevadas, maximiza la toma de alimento y se encuentra tanto en las corrientes como en los pozos (BREMSET, 1999). Estos cambios estacionales en los microhábitats usados para la alimentación son consecuencia o están relacionados con cambios en los hábitats disponibles (RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1993). Por el contrario HÖJESJÖ *et al.* (2007) encontraron que no existe ningún cambio en la actividad nocturna asociado al cambio de las estaciones.

De manera generalizada, las truchas de la clase de edad 0+ ocupan zonas poco profundas y marginales (PENDER & KWAK, 2002; HESTHAGEN *et al.*, 2004). Con el fin de precisar con una mayor exactitud el microhábitat de alimentación de los juveniles de truchas, GLOVA *et al.* (1992) encontraron que prefieren alimentarse en zonas con corriente caracterizadas por una profundidad inferior a 0.5 m y una velocidad de la corriente comprendida entre 0.2 y 0.4 m/s. Otros autores como NEVEU & THIBAUT (1977) afirman que el consumo de Efemerópteros por los Salmónidos es típico de la facies lítica del río y más probable en truchas jóvenes, mientras que el consumo de grandes Tricópteros es típico de la facies léntica o la facies semilítica profunda, coincidiendo con la localización de truchas de mayor tamaño. Estas particularidades ponen de manifiesto que la alimentación de la trucha es diferente entre los pozos y las corrientes (BRIDCUT & GILLER, 1995). DE CRESPIN DE BILL *et al.* (2000) observaron que



las truchas que se alimentaban en las corrientes estaban especializadas en la captura de Simúlidos, mientras que las truchas que se alimentaban en los remansos lo estaban en la captura de presas exógenas, lo cual podría ser consecuencia de las diferencias en vulnerabilidad y accesibilidad de las presas en estos dos ambientes (RADER, 1997; GREENBERG & DAHL, 1998).

1.13. Efecto de la alimentación de las truchas en las redes tróficas fluviales

Las características de las redes tróficas son importantes para conocer el desarrollo de un ecosistema desde el punto de vista ecológico y ambiental (SCHMID-ARAYA *et al.*, 2002). Las redes simplificadas no describen las comunidades adecuadamente, porque representan pocas especies, pocas uniones entre las especies, pocas relaciones de omnivorismo y canibalismo, y a menudo faltan bucles de alimentación (“feeding loops”) (WINEMILLER & POLIS, 1996). El número de uniones o “links” se incrementa linealmente con el número de especies tróficas (HALL & RAFFAELLI, 1991), pero es independiente del número de especies presentes en la red trófica (COHEN & NEWMAN, 1985).

Los depredadores pueden influir y modificar la dinámica de las cascadas tróficas a través de los efectos indirectos sobre sus consumidores (PAINE, 1980). Estas modificaciones pueden tener lugar de dos maneras: una primera, en la que induce cambios en la abundancia de los consumidores o también llamado efecto mediado por la densidad (GRIFFITH, 1981, POWER, 1990) y una segunda en la que el depredador induce cambios en el comportamiento alimentario de los consumidores o también llamado efecto mediado por los rasgos (SCHMITZ *et al.*, 1997). Los estudios realizados en este aspecto son un poco confusos ya que FRIBERG *et al.* (1994) encontraron que, cuando la trucha está presente, los cambios comportamentales inducidos en los macroinvertebrados sólo tienen lugar en los individuos de gran talla y no se producen cambios en la densidad de deriva en la mayoría de los invertebrados, mientras que WILLIAMS (1990) encontró en las mismas condiciones, que la densidad de deriva de la mayoría de los Copépodos, Tricópteros y Coleópteros aumenta durante el día.



Sin embargo existen estudios que demuestran que la trucha puede alterar el comportamiento y abundancia del bentos, la dinámica trófica y el procesado de la materia orgánica (FLECKER & TOWNSEND, 1994; SIMON & TOWNSEND, 2003; GREIG & MCINTOSH, 2006). A medida que el tamaño de la presa es mayor, el impacto ejercido por la trucha hacia este tipo de presa también lo es (MEISSNER & MUOTKA, 2006). Por regla general, el efecto sobre insectos menores de 2 mm es mínimo, porque ocupan refugios que reducen su vulnerabilidad (BECHARA *et al.*, 1993). Algunos investigadores proponen que la actividad alimentaria de la trucha puede influir en el ciclo de la materia orgánica. Cuando la trucha depreda sobre presas desmenuzadoras y disminuye su densidad, indirectamente reduce la producción de materia orgánica particulada fina (FPOM), debido a que rompe la unión de la presa con la materia orgánica particulada gruesa (CPOM); mientras que, cuando la presa no es consumida, no se producen cambios en dicho ciclo (GREIG & MCINTOSH, 2006). Otros efectos que puede producir la trucha en la cascada trófica de ecosistemas acuáticos como consecuencia de su alimentación es el incremento de perifiton y de algas (FORRESTER *et al.*, 1999) y de pequeños macroinvertebrados como los Quironómidos (ENGLUND *et al.*, 1999).

Las líneas más recientes afirman que el efecto sobre las redes tróficas es más apreciable cuando el número de presas aéreas es bajo (NAKANO, 1994; DAHL & GREENBERG, 1996; DAHL, 1998), unas conclusiones similares a las que se han encontrado en salvelinos (ver BECHARA & MOREAU, 1992; BECHARA *et al.*, 1993). Varios investigadores han realizado estimas de los impactos de las truchas sobre las comunidades bentónicas en los ríos; DAHL & GREENBERG (1999) demostraron que de los 21 taxones estudiados, el número de individuos de 9 taxones disminuía y sólo en un caso el número de individuos aumentaba (Leptocéridos), mientras que ALLAN (1982) y ZIMMERMAN & VONDRACEK (2007) estimaron el efecto de la trucha sobre las comunidades bentónicas como débil o sin efectos, siempre y cuando la productividad del bentos sea elevada (ZIMMERMAN & VONDRACEK, 2007). FORRESTER (1994) encuentra que el efecto de los peces sobre las comunidades bentónicas es fuerte, GRIFFITH (1981) observó que en presencia de peces se produce una reducción de la biomasa de las presas. No obstante, otros investigadores sugirieron que el efecto de los depredadores sobre las presas es difícil de estimar, porque los movimientos de las



presas compensan el consumo de las mismas por los depredadores (COOPER *et al.*, 1990; WOOSTER, 1994).

Otros trabajos revelan que el efecto de los peces sobre los componentes de la red trófica están relacionados, en cierta manera, con el tipo de sustrato (BECHARA *et al.*, 1992), ya que sustratos guijarrosos o de gravas, ofrecen buenos refugios, y por ello no se encuentra efecto o este es mínimo (ALLAN, 1982; REICE & EDWARDS, 1986), mientras que, en sustratos mucho más finos, existe un claro efecto sobre la red trófica (BECHARA *et al.*, 1992). La biomasa total de organismos del bentos en un mismo río con truchas y sin truchas es la misma, pero la distribución de esta biomasa en las diferentes especies es desigual (GREIG & MCINTOSH, 2006). Esto confirma las predicciones de dinámica compensatoria, en las que las especies de una comunidad interactiva incrementan en abundancia o en biomasa en respuesta al declive de otras especies (TILMAN, 1996). No obstante, otros estudios concluyen que la densidad de presas es mayor en ríos sin truchas (MEISSNER & MUOTKA, 2006). En la figura 2 se representa una hipotética red trófica de un ecosistema en el que están presentes todos los grupos tróficos.

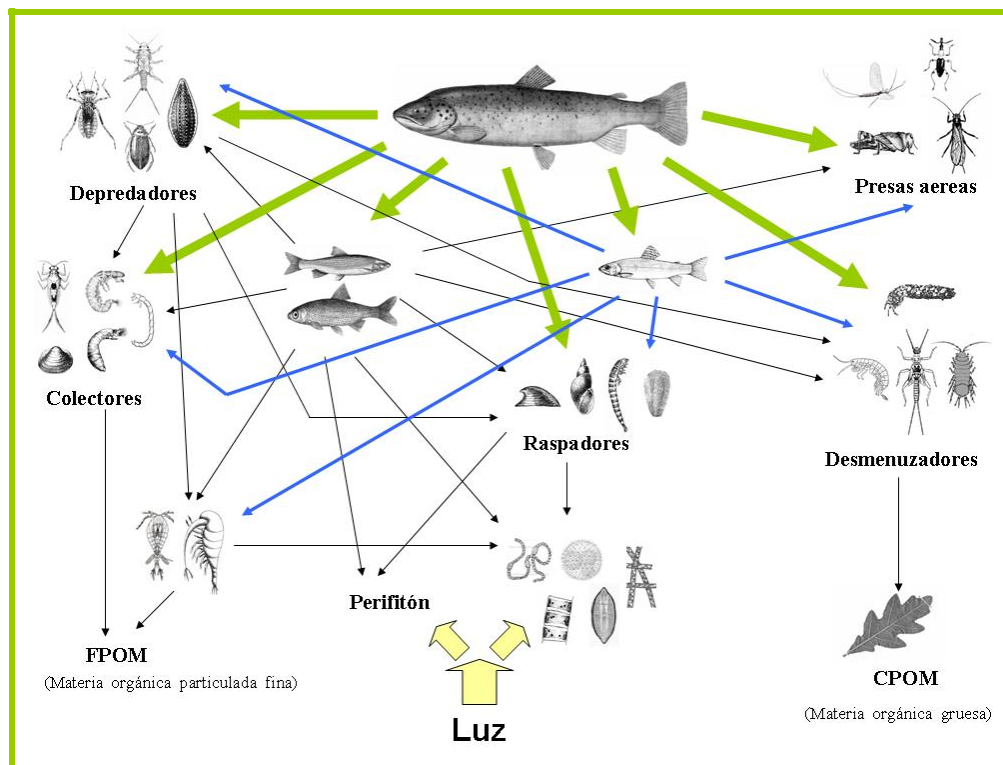


Figura 2. Representación de una hipotética red trófica.



MEISSNER & MUOTKA (2006) estudiaron los efectos que producía la trucha en las redes alimentarias en tres grupos del bentos (Quironómidos, raspadores epibentónicos e invertebrados depredadores) a través de meta-análisis, y llegaron a la conclusión de que los efectos producidos eran diferentes atendiendo al grupo en cuestión. Mientras que los invertebrados depredadores son fuertemente perjudicados por la trucha, los Quironómidos por el contrario se ven favorecidos y el efecto sobre invertebrados raspadores móviles es muy variable. Por otro lado observaron que estas modificaciones de las redes alimentarias no inducían a la cascada trófica sobre el perifiton.

El efecto de los Salmónidos sobre las redes tróficas fluviales no sólo se restringe a los invertebrados del bentos, sino que también puede tener efecto sobre las poblaciones de Vertebrados y Decápodos. A pesar de que el consumo de Anfibios es típico de ecosistemas lénticos (BRAÑA *et al.*, 1996; MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, 2003; KNAPP, 2005; BOSCH *et al.*, 2006; GRANADOS *et al.*, 2006; ORIZAOLA & BRAÑA, 2006), también ha sido citado en ríos (UTZ & HARTMAN, 2007).

Finalmente, existen trabajos que demuestran que las redes tróficas en tramos de ríos con bosques riparios bien conservados están caracterizadas por presentar un entramado trófico corto, en los que los detritus y el material vegetal son las fuentes de productividad, mientras que, por el contrario, en secciones de río deforestadas la red trófica fluvial es más densa y su equilibrio se alcanza con la productividad del perifiton (THOMPSON & TOWNSEND, 2005).

1.14. Consecuencias del estrés ambiental sobre la alimentación

Cuando el ambiente es estable, los peces invierten la energía para encontrar el recurso y posteriormente lo rentabilizan. Si el ambiente es inestable de forma continua (fluctuaciones de caudal, estrés contaminante, etc), invierten la energía en la búsqueda de alimento, pero no es rentabilizado (GRANADO-LORENCIO, 1996). Algunos estudios relacionan un mejor crecimiento en las truchas después de un episodio de crecida, debido al incremento en el suministro de presas terrestres (HARPER, 1982). WARLOW &



OLDHAM (1982) observaron que durante los meses de aguas altas (primavera) abundaban presas terrestres en la dieta tales como lombrices, arañas, típulas terrestres y babosas, para ir disminuyendo en número a medida que va avanzando la primavera, coincidiendo con la consolidación de un caudal más estable, hasta llegar al verano en el que las presas terrestres vuelven a incrementar su número.

Además, en sistemas elevadamente variables pueden experimentar cambios estacionales en la razón de crecimiento e incluso pueden exhibir bajos o nulos crecimientos durante el verano (CARLSON *et al.*, 2004; NISLOW *et al.*, 2004).

Cuando acontece una perturbación en el medio, tiene lugar un profundo trastorno en la estructura de las poblaciones, que se manifiesta por un cambio en la dominancia relativa de las especies, acompañado de sustituciones de la fauna y flora. Numerosos grupos de organismos han sido utilizados en la ponderación del grado de estrés ambiental, pero son los macroinvertebrados del bentos fluvial los más extensamente empleados en estudios hidrobiológicos. Generalmente se ha considerado que los niveles crecientes de estrés medioambiental disminuyen la diversidad, la riqueza específica y la uniformidad, es decir, aumentan la dominancia de las especies que son capaces de vivir en ese nuevo ambiente. Esta interpretación puede ser, sin embargo, una imagen demasiado simplificada de la situación. Las teorías más recientes sobre la influencia de la perturbación o del estrés en la diversidad sugieren que en situaciones donde el estrés es bajo, la diversidad específica está reducida debido a la exclusión competitiva que se produce entre las especies; cuando el nivel de perturbación o su frecuencia se incrementa ligeramente, la competencia es mínima y se produce un aumento de la diversidad. Finalmente, a niveles muy elevados o más frecuentes de perturbación, las especies empiezan a ser eliminadas por el estrés, por lo que la diversidad cae de nuevo. Por lo tanto, la diversidad puede ser mayor cuando los niveles de perturbación son intermedios.

Bajo condiciones estables o de perturbaciones poco frecuentes, muchos taxones de las comunidades macrobénticas presentan estrategias de la “*k*” o especialistas, con ciclos vitales largos y en general tamaños relativamente grandes; éstos son raramente dominantes numéricamente, pero sí lo son en términos de biomasa. Junto a ellos existen taxones oportunistas con estrategias de la “*r*” o generalistas, con cortos ciclos vitales y generalmente de pequeño tamaño, que son numéricamente dominantes pero que no



representan una gran proporción en la biomasa. En condiciones de estrés ambiental, se altera la comunidad, las especies conservadoras son menos favorecidas y las especies oportunistas se vuelven dominantes, tanto en términos de densidad como de biomasa.

Al estudiar los efectos que produce un episodio de contaminación en la alimentación de la trucha, se observa, aguas abajo del foco contaminante, un cambio en la base trófica de manera que la alimentación se modificará en mayor o menor grado atendiendo a la severidad del episodio contaminante. En los casos más graves de contaminación las presas terrestres pasan a ser un recurso trófico muy importante como consecuencia del desequilibrio que ha tenido lugar en la comunidad del bentos.

Los efectos que producen sobre los macroinvertebrados un episodio de carga orgánica contaminante son muy conocidos. Cuando a un río se vierte un contaminante orgánico, su evolución biológica debe ser interpretada de acuerdo con las siguientes consideraciones: Los microorganismos presentes en el agua descomponen las moléculas orgánicas complejas en moléculas inorgánicas simples, proceso durante el cual se produce un incremento del consumo de oxígeno disuelto en el agua. Determinadas sustancias químicas reductoras (sulfitos, sales ferrosas, etc.) también toman parte en este proceso. Esta demanda biológica y química de oxígeno, es decir, la desoxigenación de un tramo de río causada por desechos orgánicos, suele ser un proceso lento. En estos casos la concentración de oxígeno disminuye mucho y actúa como factor limitante. Así, la base trófica inicialmente formada por Plecópteros, Efemerópteros, Tricópteros, Odonatos, Dípteros, etc. es sustituida por una comunidad de macroinvertebrados con una menor diversidad pero con una mayor densidad especies oportunistas como los Tubificidos y Quironómidos (figura 3).

En estudios de ecotoxicidad, HARRISON & KLAVERKAMP (1989) afirman que las dos posibles vías de entrada del agente tóxico al organismo son: directamente del medio o por la dieta. Estudios realizados en Salmónidos demostraron que los macroinvertebrados con elevadas tasas de contaminantes eran los principales responsables de la también elevada concentración de metales en los tejidos de sus depredadores (DALLINGER & KAUTZKY, 1985; DALLINGER *et al.*, 1987; CLEMENTS, 1997). La capacidad de bioacumulación y biomagnificación de los peces explica los casos de toxicidad crónica en hábitats en los que los niveles de contaminantes disueltos no deberían causar aparentemente efecto alguno (FARAG *et al.*, 1999). Además los peces



pueden desarrollar tolerancia a los contaminantes debido a diferentes procesos fisiológicos como: la detoxificación a través de ligandos (MASON, 1981; PHILLIPS, 1980), la regulación a través de la excreción branquial-epitelial, intestinal (OLSVIK *et al.*, 2000) y renal (MASON, 1981) y la acumulación indefinida en compartimentos intracelulares (LEPPARD, 1983). Y por ello la elevada toxicidad de algunas sustancias, como el amoniaco, radica en que es muy difícil de excretar por las branquias (TUDORACHE *et al.*, 2008).

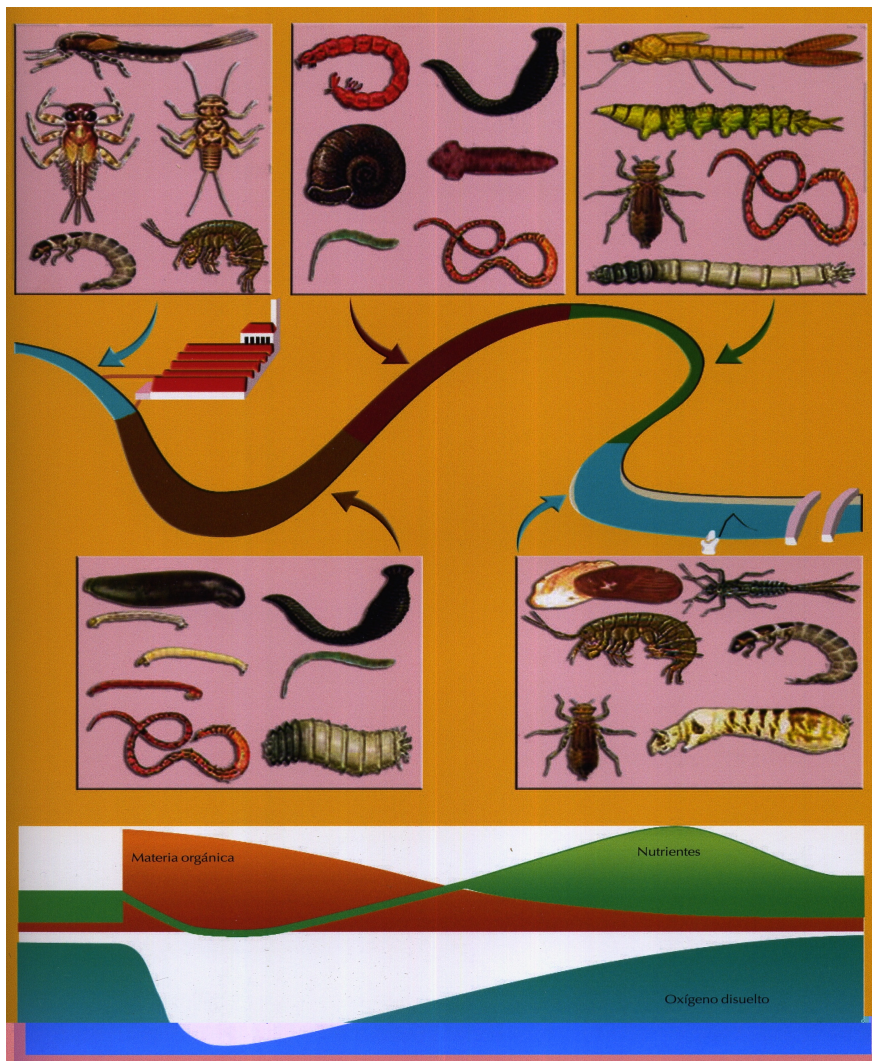


Figura 3. Evolución biológica de la comunidad bentónica en un episodio de contaminación orgánica. Tomado de COBO & GONZÁLEZ (2005).

Estudios recientes demuestran que la acumulación de sustancias contaminantes no es homogénea en todas las clases de edad ya que los individuos más pequeños de



trucha común son los que muestran mayores concentraciones (LAMAS, 2004; LAMAS *et al.*, 2007), debido a que estos individuos presentan una mayor ingesta de metales por unidad de volumen corporal que los individuos mayores (FARKAS *et al.*, 2003). Por el contrario, el efecto de algunas sustancias tóxicas como el amoníaco, es más pronunciado en los peces de mayor talla (TUDORACHE *et al.*, 2008). La contaminación por amoníaco afecta en los peces a nivel del músculo blanco, y actúa sobre la acción glicolítica. El efecto inmediato sobre los peces se resume en una reducción en la capacidad nadadora y los peces permanecen más tiempo en reposo. Así, tanto el comportamiento agonístico de peces dominantes como el comportamiento forrajero es inhibido y el número de presas consumidas se reduce (TUDORACHE *et al.*, 2008).

Los efectos de las concentraciones subletales de contaminantes tóxicos sobre el crecimiento no están aún claros. Aunque no existen suficientes trabajos, se acepta que el estrés puede reducir el crecimiento de los peces (WEDEMEYER, 1976; PICKERING *et al.*, 1982; BARTON *et al.*, 1987; PELOW & EDMONDS, 2002; RAJOTTE & COUTURE, 2002). STONER & LIVINGTON (1978) observaron que al exponer los peces a agentes decolorantes se incrementaba la cantidad de proteína, pero los lípidos disminuían, concluyendo que las concentraciones subletales afectaban a la composición corporal. En estudios en los que se determinaron los contenidos de reservas energéticas en peces expuestos a elevadas concentraciones de metales pesados, se observan bajos índices de condición al disminuir la razón de crecimiento en los peces contaminados, como consecuencia del incremento de la reorganización proteica, lo que supone un coste energético en los peces expuestos al agente contaminante (RAJOTTE & COUTURE, 2002).

PELOW & EDMONDS (2002) observaron una reducción en el crecimiento y un incremento en la tasa de mortalidad en secciones de ríos por debajo de minas, llegando a la conclusión de que el efecto de concentraciones subletales de metales pesados como el Zn y el Cu reducen la razón de crecimiento y la fecundidad de muchas especies de peces, entre las que se encuentra la trucha. Así pues, los metales pesados intervienen en la cantidad de alimento ingerido, disminuyendo el apetito e incrementando la energía requerida para el proceso de detoxificación, que es una de las principales hipótesis por las que se piensa que el pez deja en un segundo plano su crecimiento como resultado de un episodio contaminante. ILES & RASMUSSEN (2005) encontraron que existían diferencias en el crecimiento de los peces en lagos contaminados por metales en función



de la dieta, las peces con una alimentación bentónica presentaron crecimientos más lentos que los que se alimentaron de peces, indicando que el crecimiento retardado solamente esta presente cuando el pez se alimenta de la fauna bentónica.

1.15. La alimentación en poblaciones anádromas y en ecosistemas lénticos

1.15.1. La alimentación en poblaciones anádromas

Las poblaciones de truchas anádromas localizadas en las partes bajas de los ríos que desembocan en el mar, sufren una migración a la zona estuárica y marina para alimentarse, esta alimentación tiene como consecuencia unos crecimientos más rápidos que los que podrían alcanzar en el río. La mayoría de los investigadores son unánimes en afirmar que la dieta cambia completamente entre el río y el mar, consumiendo en éste último peces y crustáceos mayoritariamente (PEMBERTON, 1976; FAHY, 1985; ELLIOTT, 1997; KNUTSEN *et al.*, 2001; RIKARDBSEN *et al.*, 2007). KNUTSEN *et al.* (2004) realizaron un seguimiento anual en una población de truchas anádromas y llegaron a la conclusión de que la dieta en el mar varía poco estacionalmente, pero existe alguna diferencia en función de la presa mayoritaria. Durante marzo-abril consumen principalmente Poliquetos; durante enero y febrero son los Clupeidos (en truchas grandes) y los Góbidos y los Anfípodos las presas dominantes de la dieta; y entre octubre-diciembre son los peces, pero de menor tamaño que en los meses anteriores. RIKARDBSEN *et al.* (2007) encontraron que el reo se alimenta principalmente de peces (81.1 % del peso) y mayoritariamente de *Clupea harengus*, mientras que prácticamente el resto de la dieta esta compuesto por Crustáceos e Insectos (18 %). Estas diferencias en la dieta son las responsables de que el crecimiento de los Salmónidos sea más rápido en los océanos que en los sistemas epicontinentales (GROSS, 1987; ØKLAND *et al.*, 1993).

Los estudios de alimentación en esguines de trucha en el medio marino son escasos. Se puede generalizar que en los esguines que habitan la zona litoral, la dieta está constituida principalmente por Insectos terrestres transportados por el viento y por



Crustáceos (PEMBERTON, 1976; SIMONNAES, 1897; LYSE *et al.*, 1988). No obstante el reo empieza a ser ictiófago a una longitud ≥ 25 cm en la fase de post-esguín (RIKARSEN *et al.*, 2007).

La captura de las presas y la residencia de la trucha anádroma se produce principalmente en la zona litoral y estuárica (ELLIOTT, 1997), aunque también se han encontrado presas características de la zona pelágica, lo que indica que en algún momento se desplaza a este lugar para alimentarse (RIKARSEN & AMUNDSEN, 2005). Cuando el pez retorna al río para reproducirse vuelve a alimentarse del recurso disponible en los ríos, asimismo la probabilidad de alimentarse es significativamente menor a medida que aumenta la distancia recorrida río arriba por las truchas, mientras que el consumo de presas terrestres se incrementa especialmente con la distancia recorrida río arriba y no sólo eso, sino que la probabilidad de alimentación es menor para machos que para hembras (ELLIOTT, 1997). HARRIS (1971) encontró que la dieta de los reos en el río estaba formada por una mezcla de invertebrados terrestres y acuáticos mayoritariamente, y por huevos y juveniles de Salmónidos; además la frecuencia de estómagos vacíos en este estudio fue muy elevada (74.7 %).

Parece que las poblaciones migradoras de Salmónidos se caracterizan por presentar un elevado polimorfismo fenotípico y por ello están mejor adaptadas a las fluctuaciones de hábitat (JONSSON & JONSSON, 1997), y además el comportamiento migratorio se desarrolla particularmente cuando la fuente de comida es baja (ØKLAND *et al.*, 1993; METCALFE *et al.*, 1995; MORINVILLE & RASMUSSEN, 2003; OLSSON & GREENBERG, 2004; OLSSON *et al.*, 2006).

1.15.2. La alimentación en ecosistemas lénticos

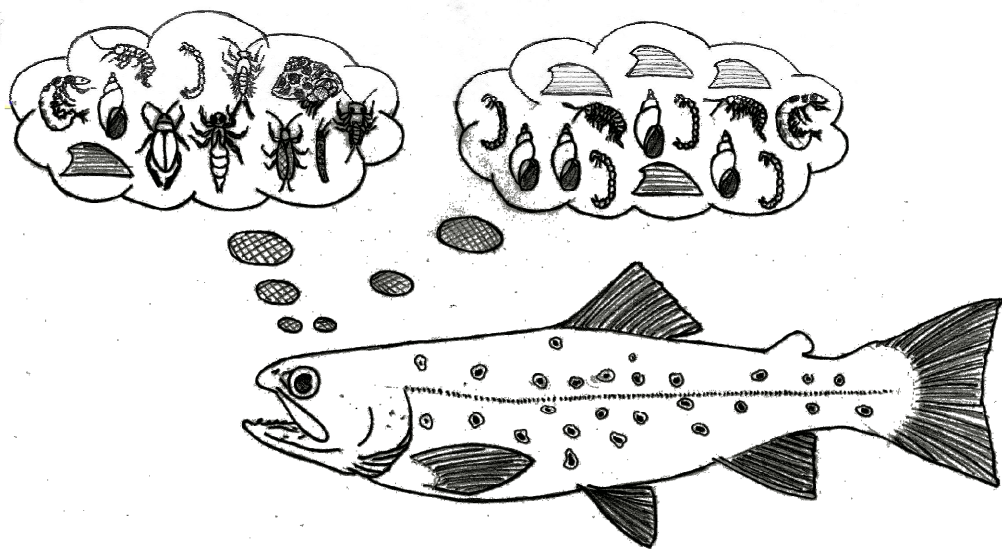
La alimentación de la trucha en los lagos y embalses es muy diferente de la que presentan los ríos. La dieta en ecosistemas lénticos está formada principalmente por peces (HEGGE *et al.*, 1989; CHAMPIGNEULLE *et al.*, 1991; DERVO *et al.*, 1991; L' ABÉE-LUND *et al.*, 1992) e invertebrados pelágicos y bentónicos (CRISP *et al.*, 1978; HESTHAGEN *et al.*, 1997; CAVALLI *et al.*, 1998; KEELEY & GRANT, 2001; MALMQUIST *et al.*, 2002; GREGERSEN *et al.*, 2006). En los sistemas lénticos existe una clara



diferenciación espacial entre los individuos de la especie, las truchas de gran tamaño suelen ocupar una posición pelágica, mientras que la mayoría de las truchas jóvenes presentan una localización litoral (LANGELAND *et al.*, 1991; HAUGEN & RYGG, 1996; SÁNCHEZ *et al.*, 2007). De todos modos, esta estratificación espacial no es tan estricta, porque al analizar los contenidos estomacales se ha descubierto que algunas truchas presentan tanto presas pelágicas como litorales, así pues, la trucha se puede desplazar entre estos dos tipos de hábitat para alimentarse (HAUGEN & RYGG, 1996). Al igual que pasa con la alimentación en los ríos, la dieta de la trucha en los sistemas lénticos es diferente a lo largo del día, durante el día consumen principalmente zooplancton y por la noche ingieren insectos bentónicos y superficiales (DERVO *et al.*, 1991). De igual modo, presentan diferencias estacionales en la alimentación, caracterizadas por consumir mayoritariamente insectos aéreos en superficie durante el verano y presas epibentónicas durante el resto del año (GREGERSEN *et al.*, 2006).

Los Salmónidos ejercen una fuerte presión depredadora sobre las poblaciones de anfibios en lagos permanentes (BRAÑA *et al.*, 1996; MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, 2003; KNAPP, 2005; BOSCH *et al.*, 2006; GRANADOS *et al.*, 2006; ORIZAOLA & BRAÑA, 2006), aunque la depredación de huevos e individuos adultos es poco frecuente, los urodelos parecen ser más severamente afectados por la presencia de Salmónidos que los anuros, (KATS & FERRER, 2003). Esto podría indicar que el principal impacto de los peces sobre los anfibios opera en la etapa de larva.

Capítulo 2. Efecto de la contaminación en el crecimiento, condición somática y alimentación





Capítulo 2. Efecto de la contaminación en el crecimiento, condición somática y alimentación de cuatro poblaciones de trucha común

2.1. Introducción

Una perturbación se caracteriza por una frecuencia, intensidad y severidad fuera de un rango predecible, que rompe la estructura del ecosistema, comunidad o población, y cambia el ambiente físico (RESH *et al.*, 1988). Las actividades humanas han desarrollado un papel importante en el estado actual de los ríos, ocasionando en muchos casos la alteración del ambiente; este tipo de perturbaciones producen discontinuidades más o menos irreversibles en el medio físico, en la composición química de las aguas y en la estructura de las comunidades bentónicas.

El estrés ambiental en los ríos puede tener diferentes efectos en los peces, ya que puede afectar a la embriogénesis disminuyendo la viabilidad y supervivencia (LUCKENBACH *et al.*, 2001), incrementar la frecuencia de ectoparásitos (REIMCHEN, 1997; LANDSBERG *et al.*, 1998; SCHWAIGER, 2001; ALMEIDA *et al.*, 2008), disminuir la capacidad nadadora (TRIEBSKORN *et al.*, 1997; SHINGLES *et al.*, 2001; TUDORACHE *et al.*, 2008), originar malformaciones (HOLCOMBE *et al.*, 1976; BIRGE *et al.*, 1985; MCKAY & GJERDE, 1986; TAYLOR, 2001; LEMLY, 2002; ALMEIDA *et al.*, 2008), causar asimetría (ALLENBACH *et al.*, 1999; FRANCO *et al.*, 2002; ESTRES *et al.*, 2006; ALMEIDA *et al.*, 2008), reducir el crecimiento (PEPLOW & EDMONDS, 2002; RAJOTTE & COUTURE, 2002), disminuir el comportamiento de forrajeo (TUDORACHE *et al.*, 2008), afectar a la reproducción (LAM, 1983) y ocasionar la muerte (BIRGE *et al.*, 1985; LUCKENBACH *et al.*, 2001). En los ecosistemas epicontinentales cuando tiene lugar un episodio de contaminación, se produce un cambio en la base trófica, como consecuencia del estrés ambiental ocasionado y, en función de la severidad del episodio contaminante, la alimentación de la trucha se modificará en mayor o menor grado. Por esta razón consideramos a la contaminación en esta memoria como un agente que cambia la base



trófica de la trucha produciendo cambios a medio/largo plazo en parámetros biológicos como el crecimiento o la fertilidad, y en aspectos poblacionales como la capacidad de carga o la viabilidad.

Así pues, el estrés ambiental interviene en la cantidad de alimento ingerido, disminuyendo el apetito e incrementando la energía requerida para el proceso de detoxificación, que es una de las principales hipótesis por las que se piensa que el pez deja en un segundo plano su crecimiento como resultado de un episodio contaminante (PEPLOW & EDMONDS, 2002).



2.2. Estaciones de muestreo

2.2.1. Elección de las estaciones de muestreo

Para la captura del material se seleccionaron cuatro estaciones de muestreo en ríos de 3° y 4° orden a una escala 1:25000 (figura 4), asegurándonos que albergaran un stock poblacional lo suficientemente grande, como para que la realización de los muestreos no interfiriera en la supervivencia de las poblaciones naturales.

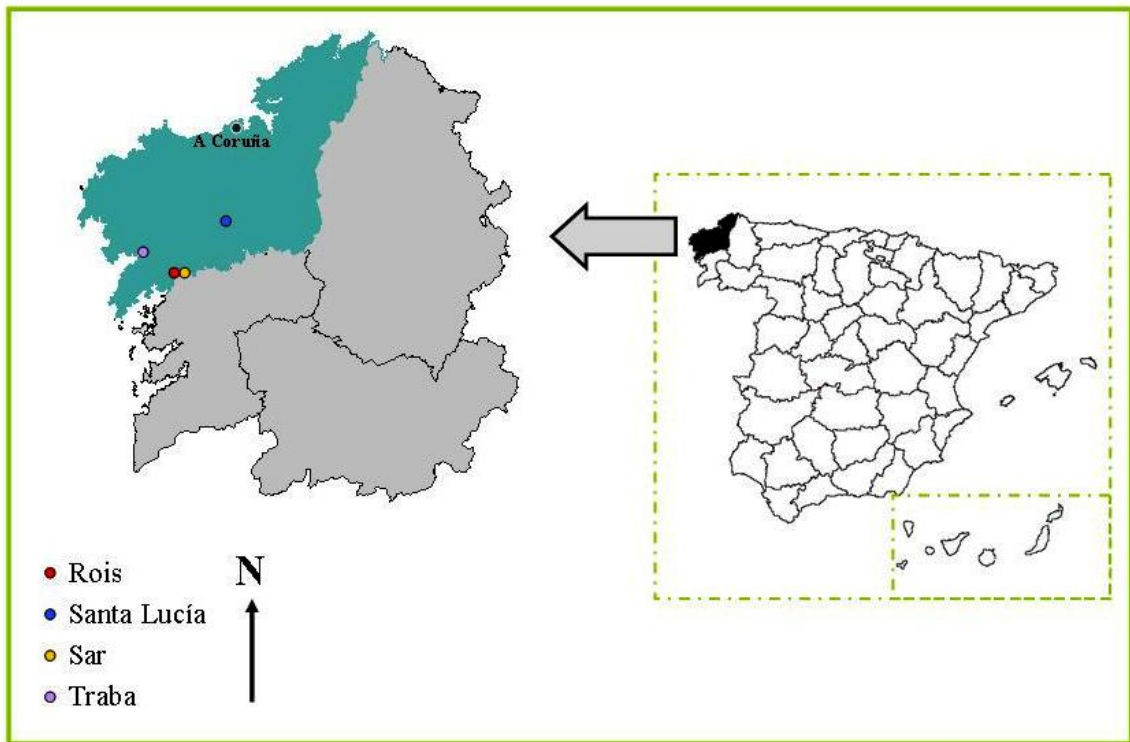


Figura 4. Localización de las estaciones de muestreo.

Para la selección de las estaciones de muestreo se tuvieron en cuenta ríos perturbados por actividades antrópicas de diversa naturaleza e intensidad. Se escogieron tres ríos contaminados: Traba, Sar y Santa Lucía, y también se seleccionó otra estación de muestreo en el río Rois, que es representativa del estado normal de los ríos de Galicia, con alteraciones esporádicas que se recuperan con rapidez; esta estación se utilizó, con todas las reservas, como control. Las condiciones ambientales que presentan



las estaciones son diferentes y se han elegido con la intención de que suministrasen, *a priori*, el espectro más amplio posible de diferencias alimentarias.

El material capturado, y en el que se basa este trabajo, fue utilizado con anterioridad en un estudio de acumulación de metales en tejidos (LAMAS, 2004; LAMAS *et al.*, 2007), lo cual nos permite incluir sus resultados en la caracterización de las estaciones.

Para la caracterización de las estaciones se efectuaron análisis químicos rutinarios de calidad de aguas y se aplicó el índice IBMWP. Siguiendo las normas y recomendaciones del tercer seminario técnico organizado por la Comunidad Europea sobre "Métodos biológicos de evaluación de la calidad del agua" y la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE, acotamos los valores obtenidos por la aplicación del índice en cinco clases de calidad, propuestas para Galicia, que informan del estado y de las posibilidades de recuperación del tramo afectado. En la tabla 1 se incluyen las clases de calidad del IBMWP según COBO & GONZÁLEZ (2005).

Tabla 1. Clases de calidad, para Galicia, en función de los valores del IBMWP. (COBO & GONZÁLEZ, 2005).

Puntuación	Clase	Significado
<80	1	Aguas contaminadas
81-120	2	Aguas con evidentes signos de alteración
121-160	3	Aguas de calidad dudosa
161-200	4	Aguas limpias no alteradas de forma sensible
>200	5	Aguas muy limpias



2.2.2. Situación geográfica y descripción topográfica

2.2.2.1. Carrais. Río Rois. (A Coruña; UTM: 29T 527630 4735392)

El río Rois está situado en la provincia de A Coruña (Galicia, NW España), nace en los Montes do Pedregal y desemboca en el río Sar, en su margen derecha, en un lugar cercano a su confluencia con el río Ulla (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992).

El río Rois está afectado principalmente por vertidos de aguas residuales urbanas de diversos núcleos de población. En la figura 5 se muestra la localización geográfica y naturaleza de la estación de muestreo seleccionada en este río.



Figura 5. Río Rois a su paso por la estación de muestreo.



Los parámetros físico-químicos se mantienen dentro de los límites propios de los cursos de agua escasamente mineralizados que atraviesan sustratos ácidos poco solubles (NISBET & VERNEAUX, 1970). Esta estación de muestreo presenta una contaminación moderada por Cu (LAMAS, 2004). El valor del índice biótico IBMWP según la clase de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005) indica que se trata de aguas muy limpias. En la tabla 2 se incluye información relativa a la caracterización físico-química del río Rois.

Tabla 2. Caracterización físico-química del río Rois (media \pm error típico de la media).

Parámetros	Rois
pH	6.84
T ^a (°C)	14.7
Conductividad (μ S/cm)	50.7
Oxígeno disuelto (mg/l)	9.07
Oxígeno saturación (% sat)	95.6
Nitritos (mg/l)	0.003
Nitratos (mg/l)	2.4
Amonio (mg/l)	0.043
Sulfatos (mg/l)	4.504
Ca ⁺⁺ (mg/l)	2
Mg ⁺⁺ (mg/l)	0.61
Dureza (mg/l)	7.5
Materia orgánica (mg/l)	1.2
DBO ₅ (mg/l)	4.9
IBMWP	Aguas muy limpias (204)
Fe hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	591.5 \pm 52.02
Fe riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	540.8 \pm 52.0
Zn hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	169.1 \pm 15.3
Zn riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	207.3 \pm 33.8
Cu hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	182.7 \pm 30.3
Cu riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	No determinado.
Contaminación (LAMAS, 2004)	Contaminación moderada para Cu



2.2.2.2. Eixo de Abaixo. Río Santa Lucía. (A Coruña; UTM 29T 540281 4744507)

El río Santa Lucía está situado en la provincia de A Coruña (Galicia, NW España). Nace en la base del pico Castelo (500 m) en el Alto da Granxa y desemboca en el río Ulla en su margen derecha (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992). En la figura 6 se muestra la localización geográfica y la naturaleza de la estación de muestreo seleccionada en este río.



Figura 6. Río Santa Lucía a su paso por la estación de muestreo.



Está afectado principalmente por recibir las aguas de escorrentía de la mina de Aríns, en la que se explotó a cielo abierto calcopirita perteneciente a la serie de los esquistos anfibolíticos del complejo de Órdenes (IGME, 1982). Esta mina es la principal responsable del aporte de metales pesados al medio.

La concentración de nitritos supera el valor indicativo (0.01 mg/l) para Salmónidos como se estipula en la legislación autonómica, estatal y europea. La concentración de amonio total supera ligeramente el valor indicativo de 0.04 mg/l. Esta estación de muestreo está caracterizada por una contaminación moderada por cobre, y por una ligera contaminación química (LAMAS, 2004). El valor del índice biótico IBMWP según la clase de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005) indica que se trata de aguas de calidad dudosa (tabla 3).

Tabla 3. Caracterización físico-química del río Santa Lucía (media ± error típico de la media).

Parámetros	Santa Lucía
pH	6.97
T ^a (°C)	13.4
Conductividad (µS/cm)	163.5
Oxígeno disuelto (mg/l)	8.77
Oxígeno saturación (% sat)	92.3
Nitritos (mg/l)	0.022
Nitratos (mg/l)	3.9
Amonio (mg/l)	0.254
Sulfatos (mg/l)	28.865
Ca ⁺⁺ (mg/l)	16.83
Mg ⁺⁺ (mg/l)	6.32
Dureza (mg/l)	68
Materia orgánica (mg/l)	1.6
DBO ₅ (mg/l)	2.7
IBMWP	Aguas de calidad dudosa (139)
Fe hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	629.9 ± 71.1
Fe riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	723.3 ± 97.7
Zn hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	135.9 ± 12.1
Zn riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	155.3 ± 21.5
Cu hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	414.96 ± 90.2
Cu riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	19.8 ± 7.5
Contaminación (LAMAS, 2004)	Contaminación moderada para Cu



2.2.2.3. Os Canizos. Río Sar. (A Coruña; UTM 29T 527865 4736390)

El río Sar está situado en la provincia de A Coruña (Galicia, NW España). Nace a 310 metros de altitud y, tras un recorrido de 42 km, se une al Ulla en la villa de Padrón. Atraviesa una región que se encuentra bajo la influencia climática del Atlántico, en la que predominan las rocas metamórficas e ígneas, salvo en la parte final del curso, que está formado por terrenos cuaternarios (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992). En el río Sar la estación de muestreo se encuentra localizada muy cerca de A Exclavitude. En la figura 7 se muestra la localización geográfica y la naturaleza de la estación de muestreo seleccionada en este río.

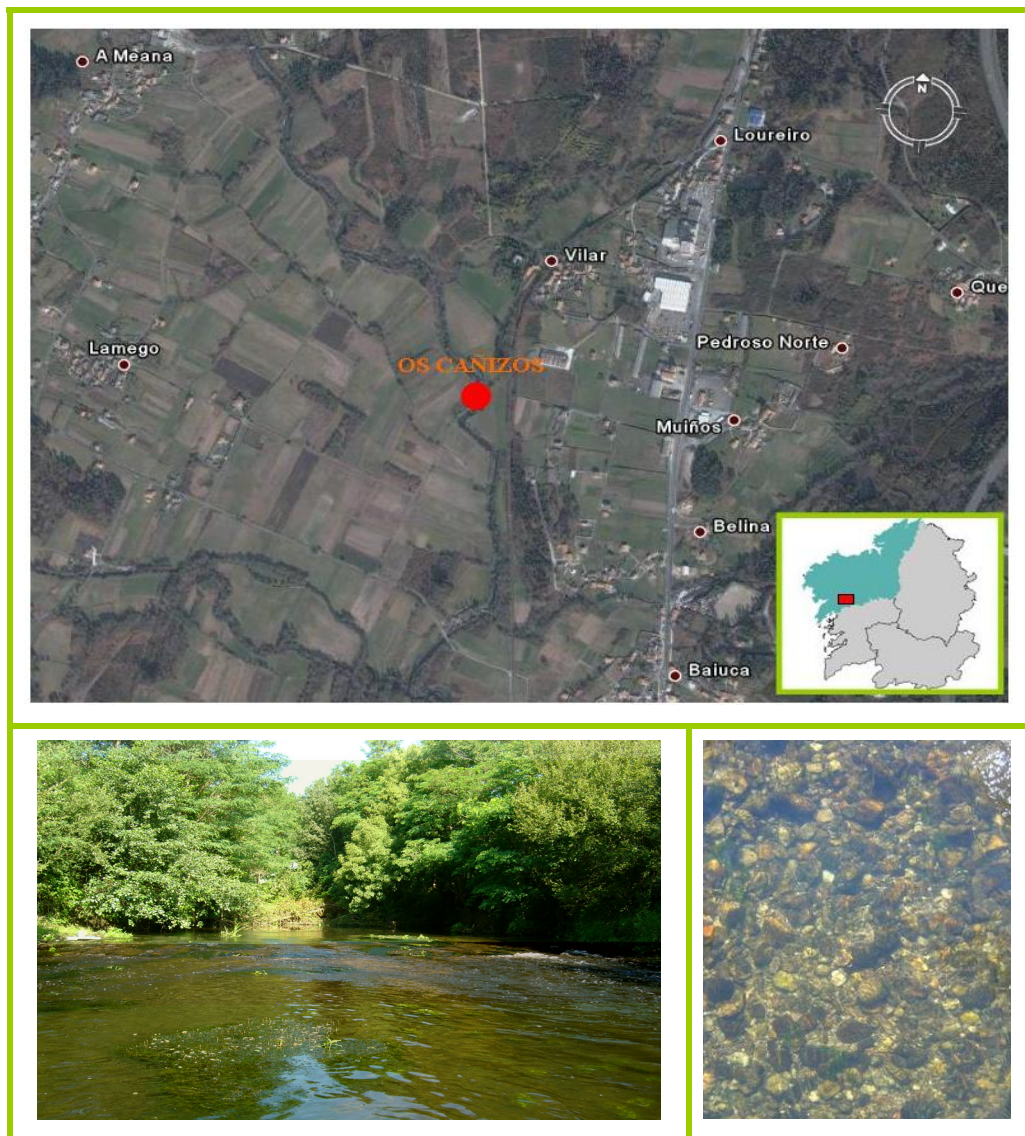


Figura 7. Río Sar a su paso por la estación de muestreo, próximo a la localidad de Exclavitude.



En los trabajos de COBO (1988) y DÍAZ-FIERROS (2000) se describen las particularidades de la cuenca, así como las principales características físico-químicas de este río. Su elección como estación de muestreo se debe al buen conocimiento que poseemos de sus características, tanto desde el punto de vista fisicoquímico como faunístico, lo que nos facilita la interpretación de los datos. Aguas arriba se encuentra la estación depuradora municipal de A Silvouta (inaugurada en 1982), que recoge los vertidos urbanos e industriales de Santiago de Compostela. En esta planta depuradora se efectúa un tratamiento primario y secundario de los vertidos, aunque su funcionamiento en general es deficiente, hecho que pone de manifiesto COBO (1988), indicando que este tramo del río es uno de los más contaminados de Galicia. Además, DÍAZ-FIERROS (2000) realiza una revisión de la evolución del estado de contaminación de varios puntos del río desde los años setenta (período anterior a la entrada en funcionamiento de la depuradora) hasta la actualidad, y concluye, utilizando los datos de concentraciones de nitratos y fosfatos, únicos datos comunes a todos los años de muestreo, que "hay un mantenimiento en el tiempo, sin avances apreciables, de la contaminación nitrogenada, bien por vertidos orgánicos de origen urbano o probablemente también por la contaminación difusa de origen agrario".

Debido a la incapacidad de la planta depuradora para eliminar toda la carga contaminante de los vertidos, el río Sar se caracteriza por un estado de enriquecimiento orgánico notable (COBO, 1988). DÍAZ-FIERROS (2000) indica que, a lo largo del año, el número de días en los que se producen reboses que vierten al río sin ningún tratamiento alcanza un promedio de 227, existiendo épocas (de octubre a junio) donde prácticamente todos los días se producen reboses. Aunque estos fenómenos son transitorios, su recurrencia en este caso es notable, por lo que los efectos de las cargas contaminantes de estos reboses pueden verse multiplicados por un proceso acumulativo. Los reboses presentan como característica principal la existencia de sólidos en suspensión, por lo que el autor señala como fenómeno probable, aunque no fueron analizados, que estos sólidos transporten cantidades importantes de otras sustancias, como metales y compuestos orgánicos.

La concentración de oxígeno disuelto está por debajo de los límites inferiores normales para las aguas corrientes en general (7.5 mg/l), límites que además son inferiores a los estipulados para los Salmónidos por la Directiva de la Unión Europea



78/659/CEE del Consejo de 18 de julio de 1978, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces. El porcentaje de saturación es sensiblemente bajo, lo que indica la existencia de un proceso de consumo de O₂ como consecuencia de la elevada carga orgánica que se ha detectado en esta estación de muestreo. La concentración de nitritos supera el valor indicativo (0.01 mg/l) para Salmónidos como se estipula en la legislación autonómica, estatal y europea y las concentraciones de amonio total no deberían superar el valor de 0.04 mg/l, valor que se supera ampliamente en esta estación de muestreo. El resto de valores se mantienen dentro de los límites propios de los cursos de agua escasamente mineralizados que atraviesan sustratos ácidos poco solubles (NISBET & VERNEAUX, 1970) (tabla 4).

Tabla 4. Caracterización fisico-química del río Sar (media ± error típico de la media).

Parámetros	Sar
pH	7.01
T ^a (°C)	16.1
Conductividad (µS/cm)	237
Oxígeno disuelto (mg/l)	6.85
Oxígeno saturación (% sat)	54
Nitritos (mg/l)	0.553
Nitratos (mg/l)	9.2
Amonio (mg/l)	8.267
Sulfatos (mg/l)	32.26
Ca ⁺⁺ (mg/l)	10.02
Mg ⁺⁺ (mg/l)	2.79
Dureza (mg/l)	36.5
Materia orgánica (mg/l)	4.2
DBO ₅ (mg/l)	10.4
IBMWP	Aguas con evidentes signos de alteración (98)
Fe hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	563.7 ± 58.4
Fe riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	502.2 ± 73.03
Zn hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	181.4 ± 12.5
Zn riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	214.1 ± 37.1
Cu hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	175.6 ± 20.5
Cu riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	8.2 ± 1.4
Contaminación (LAMAS, 2004)	Contaminación moderada para Cu



Esta estación de muestreo está caracterizada por una contaminación moderada por cobre (LAMAS, 2004). El valor del índice biótico IBMWP según la clase de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005) indica que se trata de aguas con evidentes signos de alteración.



2.2.2.4. Albariza. Río Traba. (A Coruña; UTM: 29T 511792 4737989)

El río Traba está situado en la provincia de A Coruña (Galicia, NW España). El río Traba como tal nace como consecuencia de la fusión de dos ríos, el San Xusto y el Soñora, éste último considerado la rama principal. Nace a 500 m de altitud en la Sierra do Barbanza, y tras un recorrido de 17 km desemboca en la ría en la ciudad de Noia (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992). La estación de muestreo está situada aguas arriba del núcleo urbano de Noia. En la figura 8 se muestra la localización geográfica y la naturaleza de la estación de muestreo seleccionada en este río.

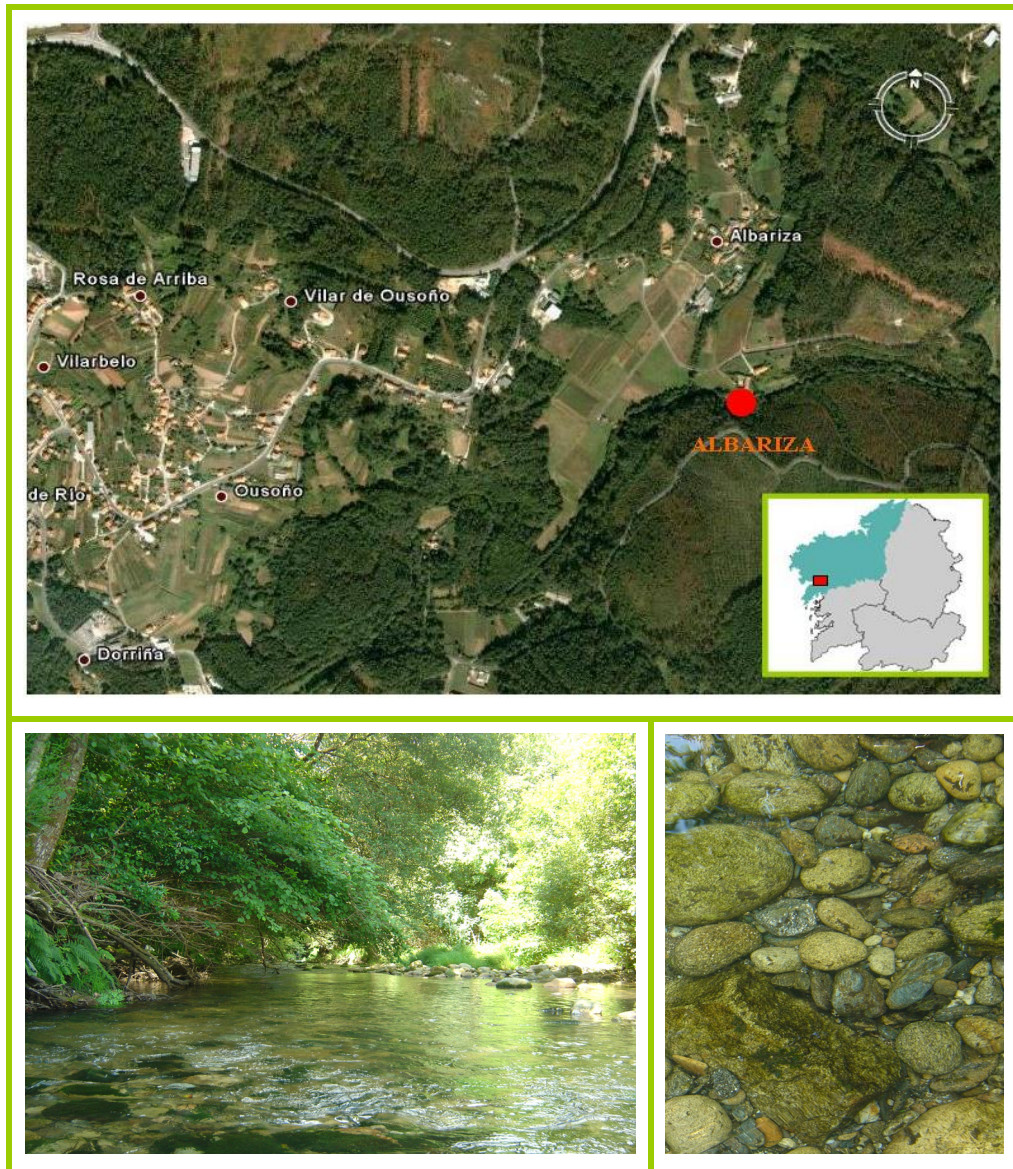


Figura 8. Río Traba a su paso por la estación de muestreo, próximo al núcleo urbano de Noia.



La principal posible perturbación de este curso fluvial es una piscifactoría de Salmónidos situada aguas arriba de la estación de muestreo elegida. La concentración de nitritos supera el valor indicativo (0.01 mg/l) para Salmónidos como se estipula en la legislación autonómica, estatal y europea. La concentración de amonio total supera el valor de referencia (0.04 mg/l), lo que nos indica que la fuente contaminante es de naturaleza orgánica. El resto de valores se mantienen dentro de los límites propios de los cursos de agua escasamente mineralizados que atraviesan sustratos ácidos poco solubles (NISBET & VERNEAUX, 1970) (tabla 5).

Esta estación de muestreo está caracterizada por una contaminación dudosa por Zn (LAMAS, 2004). El valor del índice biótico IBMWP según la clase de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005) indica que se trata de aguas limpias no alteradas de forma sensible.

Tabla 5. Caracterización físico-química del río Traba (media \pm error típico de la media).

Parámetros	Traba
pH	6.57
T ^a (°C)	14.6
Conductividad (μ S/cm)	69
Oxígeno disuelto (mg/l)	8.86
Oxígeno saturación (% sat)	89.7
Nitritos (mg/l)	0.321
Nitratos (mg/l)	7.5
Amonio (mg/l)	2.391
Sulfatos (mg/l)	4.754
Ca ⁺⁺ (mg/l)	2.61
Mg ⁺⁺ (mg/l)	0.73
Dureza (mg/l)	9.5
Materia orgánica (mg/l)	2
DBO ₅ (mg/l)	4.9
IBMWP	Aguas limpias no alteradas de forma sensible (167)
Fe hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	402.3 \pm 49.3
Fe riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	430.1 \pm 54.02
Zn hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	242.1 \pm 18.9
Zn riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	186.7 \pm 19.9
Cu hígado (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	84.9 \pm 14.3
Cu riñón (mg/Kg) (LAMAS, 2004)	8.6 \pm 2.5
Contaminación (LAMAS, 2004)	Contaminación dudosa para Zn



2.2.3. Establecimiento de los niveles de estrés

Para el establecimiento de los niveles de estrés de las estaciones de muestreo hemos realizado un dendrograma de similitud de Bray-Curtis en función de los valores normalizados de los parámetros físico-químicos, del índice IBMWP y de los niveles de Zn, Cu y Fe hepáticos y en el hígado.

Así pues, el valor del índice de las agrupaciones en el dendrograma de similitud (figura 9) es siempre superior al 60 %. Se observa una segregación en dos grupos, por un lado están los ríos Sar y Traba con una similitud cercana al 82 % y por otro lado están los ríos Santa Lucía y Rois con una semejanza superior al 80 %. Partiendo de la base de que el río Sar es el río con una mayor carga contaminante (véase descripción de la localidad) de acuerdo con el dendrograma de similitud, hemos asignado los siguientes niveles estrés: para el río Sar, nivel 4; para el río Traba, nivel 3; para el río Santa Lucía, nivel 2 y para el río Rois, el nivel más bajo, nivel 1.

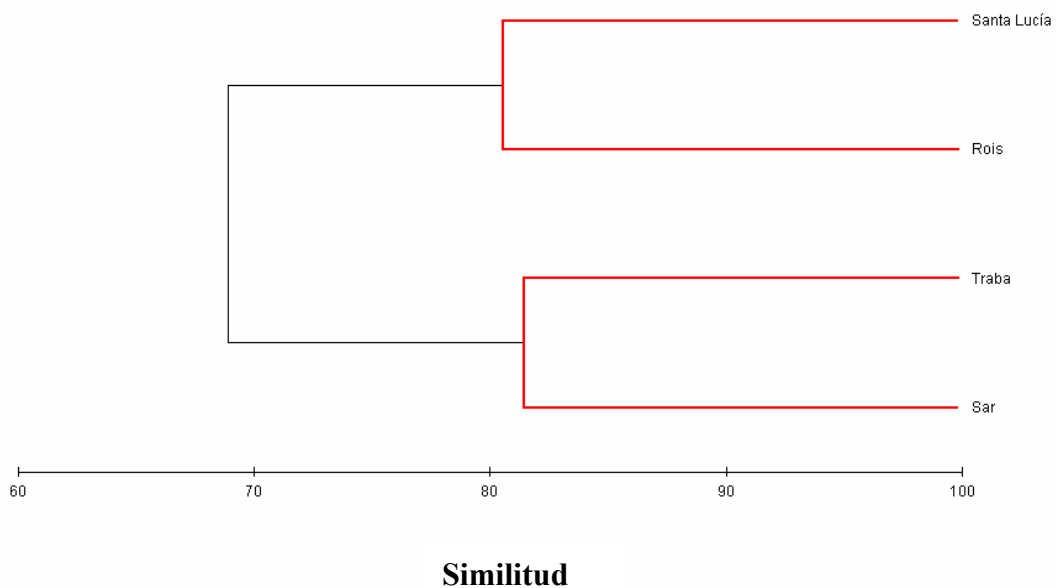


Figura 9. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis de las estaciones de muestreo.



2.3. Material y métodos

2.3.1. Material estudiado

Durante las campañas de muestreo se recolectó un total de 123 individuos adultos de *Salmo trutta* y se identificaron 9374 presas en sus contenidos estomacales. En el río Rois se analizaron 34 estómagos y se identificaron 1073 presas, en el río Santa Lucía el número de estómagos analizados fue 28 y un número de presas de 976, en el río Sar se examinaron 30 estómagos y se contabilizaron 2121 presas y en el río Traba se estudiaron 31 estómagos que contuvieron un total de 5204 presas.

La muestra con la que se ha trabajado está compuesta por 98 truchas de la clase de edad 1+ y por 25 ejemplares de 2+. El número de truchas capturadas de la clase de edad 2+ fue muy bajo excepto en el río Traba (tabla 6). Con el fin de obtener una idea aproximada de los niveles de variación de nuestras observaciones en función de la clase de edad considerada, únicamente hemos realizado el análisis estadístico entre las cohortes en este río. De igual modo, hemos eliminado los análisis entre los sexos puesto que únicamente en 26 ejemplares se pudo determinar el sexo, de los cuales 25 fueron hembras y solamente uno resultó ser macho.

Tabla 6. Número de individuos capturados de cada clase de edad por río.

Río	1+	2+
Rois	32	2
Santa Lucía	24	4
Sar	26	4
Traba	16	15
Total	98	25

2.3.2. Técnicas de muestreo

Los muestreos se realizaron en julio de 2002, utilizando para la captura la técnica de pesca eléctrica (figura 10). La época de muestreo, con mínimas precipitaciones y máxima evapotranspiración de la zona, corresponde con el periodo en



el que la trucha presenta patrones de actividad crepusculares y nocturnos. Por ello la captura de los peces con el método de pesca eléctrica debe realizarse por la mañana para asegurar el máximo llenado estomacal (BURDEYRON & BOISSON, 1982). Además, y de acuerdo con las observaciones realizadas por NEVEU (1980), al capturar las truchas durante la mañana, se consigue eliminar las posibles variaciones en el consumo de presas a lo largo del día y se evitan las digestiones diferenciales, que son las causas de error en la determinación de la importancia de las presas en la dieta (HYSLOP, 1980).



Figura 10. Recolección de truchas mediante la técnica de pesca eléctrica.

El método de captura empleado puede ser considerado el mejor para el análisis de los contenidos estomacales, porque se pueden capturar truchas en todos los hábitats del río y además no selecciona los peces por su comportamiento alimentario. El principal inconveniente es que presenta un mayor efecto sobre los individuos de mayor talla (HENRY, 1967) y que, en algunas ocasiones, la utilización de este método está asociada a la regurgitación del contenido estomacal (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993).

Al diseccionar las truchas para la extracción del estómago, se determinó, cuando fue posible, el sexo del animal.

La toma de muestras para los análisis químicos se realizó con recipientes de plástico lavados y enjuagados cuidadosamente con agua destilada. En el momento de la



toma de muestras se llenaban y vaciaban repetidas veces con el agua objeto del muestreo. Siempre que fue posible las muestras se tomaron en el centro de la corriente. El volumen total de cada muestra fue 1000 ml. En el momento de la toma de cada muestra, con una sonda multiparamétrica, se determinaba el pH, la conductividad, el oxígeno disuelto y la temperatura (figura 11). Los métodos experimentales utilizados, la fijación y conservación de las muestras y los límites de sensibilidad para caracterizar físico-químicamente los ríos estudiados, se han extraído de dos fuentes bibliográficas: RODIER (1981) y "Standard Methods", de la Asociación Americana de la Salud Pública.



Figura 11. Determinación de los parámetros físico-químicos básicos en el campo.

2.3.3. Conservación y preparación del material

Los peces fueron sacrificados y posteriormente trasladados en una nevera portátil (4 °C) hasta el laboratorio, en bolsas de polietileno, donde fueron congelados a -30 °C hasta el momento del procesado. Inmediatamente después de la captura de los individuos se registraron los datos biométricos: peso y longitud furcal (figura 12), se recogieron escamas para la determinación de la edad, y se extrajeron los estómagos de



todos los individuos que se etiquetaron y se congelaron para su posterior estudio, lo que reduce la digestión postmortem del alimento.

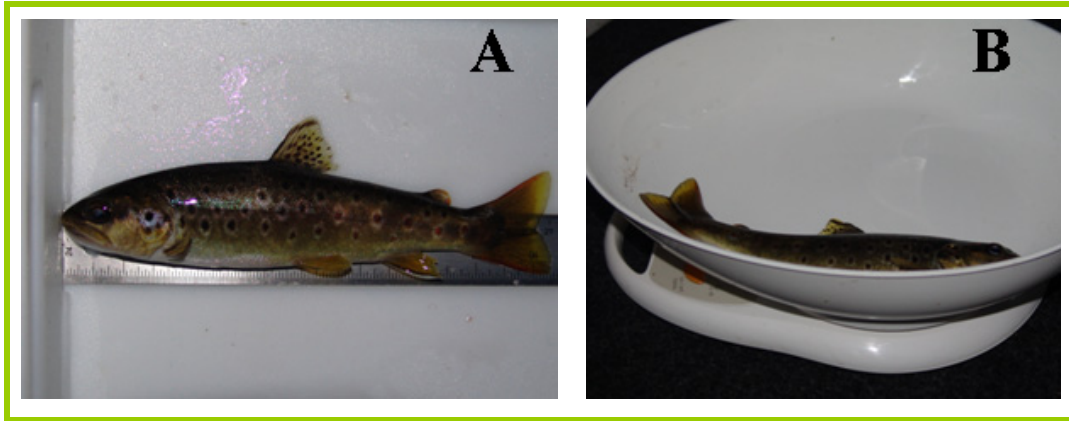


Figura 12. Datos biométricos. A. trucha en el ictiómetro. B. trucha en la balanza.

2.3.4. Análisis del contenido estomacal

En los estudios de contenido estomacal es muy frecuente utilizar los términos presa e *item*. La presa es cualquier animal que es capturado por la trucha para su alimentación, mientras que un *item* es el conjunto de presas de una misma categoría, generalmente un grupo taxonómico. Las presas se clasificaron en cuatro grupos: presas bentónicas, imagos acuáticos (ej. Tricópteros adultos), presas terrestres (ej. Ortópteros) y otros tipos de presas (ej. restos no identificados, algas, etc). La suma de los imagos de larvas o ninfas acuáticas junto con las presas terrestres propiamente dichas forman el alimento en superficie.

En el análisis de los contenidos estomacales hay que tener en cuenta que la digestión de las presas no es homogénea en todos los *items*, de manera que unas presas pueden digerirse más rápidamente que otras, y por otro lado se debe considerar la hora a la que se capturan los peces, ya que hay presas que son consumidas por el día y otras por la noche (HEPHER, 1988). Con el fin de evitar, en la medida de lo posible, diferentes grados de digestibilidad, sólo se utilizó la primera parte del tracto intestinal, por lo que,



como recomiendan algunos investigadores, el intestino no se utilizó para el estudio (ELLISON, 1977; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993).

Para su identificación el contenido de los estómagos se trató con potasa (KOH 10 %). Las presas de mayor tamaño se conservaron en tubos ependorff con alcohol de 70° y las presas pequeñas se montaron en preparaciones semi-permanentes de gel de glicerina (10 g de gelatina, 60 cm³ de agua destilada, 54 cm³ de glicerina y 0.5 g de cristales de fenol como agente conservador) (figura 13). Los restos que quedaron en las placas de Petri con potasa se filtraron y se lavaron con agua para posteriormente ser revisados a la lupa binocular. Así, se pudieron recuperar las pequeñas capsulas cefálicas de los primeros estadios de insectos como los *Chironomidae*, sedas de Oligoquetos, etc.



Figura 13. Preparaciones de los contenidos estomacales.

Una vez realizadas las preparaciones de los cuatro puntos de muestreo se pasó a la identificación de las presas a la lupa binocular y al microscopio óptico.

2.3.4.1. Cuantificación

Los métodos numéricos se caracterizan por ser relativamente rápidos y simples, aunque la principal desventaja es que es difícil estimar el número correcto de individuos de cada categoría en cada estómago, debido a la digestión diferencial, evacuación gástrica, etc. (HYSLOP, 1980). Las variaciones en los volúmenes medios estomacales



han sido utilizadas para indicar cambios en la actividad alimentaria (VOIGTLANDER & WISSING, 1974), aunque el principal problema de estos métodos es el agua que queda atrapada entre las presas, siendo ésta una causa frecuente de error en las estimas (HYSLOP, 1980). Las variaciones en el peso medio de los contenidos estomacales en relación con el tamaño de los peces se utilizan frecuentemente para establecer los ritmos diarios, mientras que las variaciones anuales indican diferencias en la intensidad alimentaria (VALANTE, 1992).

A continuación describimos los índices utilizados en este estudio.

2.3.4.1.1. Índices relativos a la alimentación

2.3.4.1.1.1. Índice de frecuencia y frecuencia de ocurrencia

La frecuencia de ocurrencia es el porcentaje de ocurrencia de una presa en la dieta de una especie. Se calcula a través del número de estómagos que contienen uno o más individuos de la especie-presa en relación con el total de estómagos estudiados o en relación sólo con los llenos (HYNES, 1950). Representa la periodicidad de aparición de un cierto *item* alimentario dentro del total de estómagos con contenido estomacal (AMUNDSEN *et al.*, 1996). El principal problema de este análisis es que presas muy pequeñas estén presentes en todos los estómagos, pero que en términos de biomasa no tengan significado nutritivo (JONES, 1968). Este índice se puede expresar como tanto por uno (índice de frecuencia) y en este caso, de acuerdo con los resultados obtenidos se puede interpretar si el alimento es accidental, secundario o preferencial. Si $F < 0.1$ se considera alimento accidental; si $0.1 < F < 0.5$ se considera alimento secundario ó si $F > 0.5$ se considera alimento preferencial (NIKOLSKII, 1963).

Si la frecuencia de ocurrencia de un tipo de presa es superior al 25 % en dos o más depredadores es posible que exista competición interespecífica (JONSON, 1977; HYSLOP, 1980).



2.3.4.1.1.2. Abundancia relativa (P_i)

$$P_i = (\sum S_i / \sum S_i) * 100 \quad (\text{AMUNDSEN } et al., 1996)$$

S_i = N° de presas 'i' en todos los estómagos estudiados.

S_t = N° de presas totales en todos los estómagos estudiados.

El número de individuos de cada presa se relaciona con el total de estómagos y se expresa como porcentaje con respecto al total de individuos de todas las categorías.

2.3.4.1.1.3. Variedad de la dieta

Es el número de *items* presentes en cada individuo, es decir, nos proporciona una idea de la variedad del alimento.

2.3.4.1.1.4. Dominancia

$$D = (N^\circ \text{ presas de cada trucha} / N^\circ \text{ total de presas}) * 100$$

2.3.4.1.1.5. Amplitud de nicho

$$C = 1 / \text{Dominancia} \quad (\text{SIMPSON}, 1949)$$

2.3.4.1.1.6 Diversidad trófica de Shannon-Wiener

$$H' = -\sum p_i * \text{Log}_2 * p_i; \quad p_i = n_i / N \quad (\text{SHANNON \& WIENER}, 1963)$$

p_i = proporción de individuos de la especie 'i' en la muestra, es decir, su abundancia relativa.

n_i = número de individuos de la especie 'i' en la muestra.

N = número total de individuos en la muestra.

Este índice toma valores desde cero (cuando todos los individuos pertenecen a la misma especie) hasta un número positivo más o menos elevado y teóricamente infinito (cuando los individuos están repartidos equilibradamente en especies diferentes). Teniendo en cuenta esto, hay que considerar que cuando el índice toma valores elevados



la trucha presenta un carácter eurifágico, mientras que cuando presenta valores bajos, la trucha presenta un carácter estenofágico.

2.3.4.1.1.7. Diversidad trófica de Margalef

$$R=(S_p-1)/\ln N \quad (\text{MARGALEF, 1958})$$

N = número total de individuos en la muestra.

S_p = número de *items*.

2.3.4.1.1.8. Índice de uniformidad

$$E=H'/H'_{max} \quad (\text{MARSHALL \& ELLIOTT, 1997}), \quad H' = \text{Diversidad trófica.}$$

Esta relación nos sirve para evaluar la especialización de la dieta de cada individuo en el contexto poblacional. Los valores que toma este índice van de 0 a 1; valores bajos de este índice pueden ser interpretados como indicadores de un nicho trófico restringido.

2.3.4.1.1.9. Equidad de Pielou

$$J'=H'/\log(s) \quad (\text{PIELOU, 1975})$$

H' = Diversidad trófica de Shannon-Wiener.

S = Variedad de la dieta, es decir, es el número de *items* presentes en cada individuo.

2.3.4.1.1.10. Solapamiento trófico de dietas

$$C_{ij}=1-0.5*\sum |(P_{ij}-P_{jf})| \quad (\text{SCHOENER, 1970})$$

P_{ij} y P_{jf} = son las proporciones de la presa ' j ' consumidas por la clase de edad ' i ' y ' f '.



Este índice es considerado significativo cuando excede del 60 % (WALLACE, 1981).

2.3.4.1.1.11. Porcentaje de fauna aérea (% FA)

$$\% FA = (\text{Alimento en superficie} / \text{Presas totales}) * 100$$

Con esta relación se pretende establecer la importancia de este tipo de presas respecto a las acuáticas en la dieta.

2.3.4.1.2. Índices relativos al estómago

Estos índices se relacionan con la longitud de pez, pudiéndose calcular una regresión entre la longitud del pez y el peso total del contenido estomacal (GRANADO LORENCIO, 1996).

2.3.4.1.2.1. Índice de llenado (IF)

$$IF = [\text{Peso contenido estomacal (g)} / \text{Peso del pez (g)}] * 10000 \quad (\text{WINDELL, 1971})$$

Es calculado para investigar las variaciones en la intensidad alimentaria y normalmente aumenta de invierno a verano (ALANÄRÄ & BRÄNNÄS, 1997).

2.3.4.1.2.2. Índice de repleción (IR)

$$IR = [\text{Peso contenido estomacal (g)} / \text{Peso total del pez (g)}] * 100 \quad (\text{BERHAUT, 1973})$$

No es más que el porcentaje del peso ocupado por las presas en cada pez y representa la ración en el momento de la captura.



2.3.4.1.2.3. Peso medio colectivo del contenido estomacal

Es el porcentaje del peso total de todos los contenidos estomacales respecto al peso total de los peces de la muestra.

2.3.5. Calidad de la dieta

La calidad de la dieta se determinó en todos los ejemplares en función de las presas más abundantes. Para ello se tuvieron en cuenta las presas que constituían entre el 60 y el 80 % de la dieta en términos de abundancia relativa. Los coeficientes para el cálculo de la energía, la proteína, los lípidos, la fibra y el extracto libre de nitrógeno se obtuvieron de la bibliografía (véase FRENCH *et al.*, 1957; WU LEUNG *et al.*, 1968; OHTSUKA *et al.*, 1984; CHERIKOFF *et al.*, 1985; DUFOUR, 1987; BERGERON *et al.*, 1988; ROBEL *et al.*, 1995; KUMAR, 1996; COBO *et al.*, 1999; MERA *et al.*, 1999; COBO *et al.*, 2000; MEIER *et al.*, 2000). Con los resultados obtenidos, se ha calculado la relación E/P (energía/proteína) sobre la base de la energía digestible. Se trata de un índice de calidad de la dieta, comúnmente utilizado en piscicultura, resultado del cociente entre el contenido energético del alimento, expresado en kJ/g y el porcentaje de proteína bruta en dicho alimento.

2.3.6. Crecimiento

2.3.6.1. Relación longitud-peso

La ecuación de regresión lineal entre el peso y la longitud furcal ($\log W = a + b \cdot \log L$), donde W es el peso en gramos y L es la longitud furcal en centímetros, permite determinar si el pez al crecer mantiene la forma, es decir presenta un crecimiento isométrico o si por el contrario presenta un crecimiento alométrico. Para



ello hay que fijarse en el valor de la pendiente de la recta (b): si b es igual a 3 el crecimiento es isométrico, pero cuando esto no ocurre, es decir, no se mantiene la proporcionalidad, se dice que el crecimiento es alométrico, y el valor es distinto de 3. El valor de b en los peces en condiciones naturales oscila entre 2.5 y 4, siendo en muy raras ocasiones igual a 3 (GRANADO-LORENCIO, 1996), mientras que en la trucha común oscila entre 3.488 en peces menores de 40 cm y 2.733 en peces mayores de 40 cm (ELLIOTT, 1994).

2.3.6.2. Tasa de crecimiento instantánea (G)

$$G = (\ln W_2 - \ln W_1) / (t_2 - t_1)$$

Donde W_1 y W_2 son los pesos medios correspondientes a los instantes t_1 y t_2 respectivamente (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993).

2.3.6.3. Ecuación de crecimiento

El crecimiento hay que entenderlo como un incremento en longitud o peso del individuo a lo largo del tiempo, puede representarse a través de modelos matemáticos que, de forma general, responden a curvas de tipo asintótico. A partir de la talla media por edad se obtienen los parámetros de la ecuación de VON BERTALANFFY (VON BERTALANFFY, 1938), que se expresa por la relación:

$$l_t = l_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

Y en la que:

$-l_\infty$ es talla media que los peces podrían alcanzar en el caso de crecer hasta una edad muy avanzada (de hecho, infinita).

$-k$ es el coeficiente o tasa de crecimiento instantánea.



$-t_0$ es la edad hipotética que el pez debiera haber tenido para que su talla fuese cero, si hubiera crecido siempre de acuerdo con la ecuación. Puesto que a la edad cero, es decir, en el momento de nacer, el pez ya tiene cierta talla y generalmente el valor de t_0 es negativo.

$-l_t$ es la talla a la edad t .

Para estimar los parámetros k y l_∞ , se utiliza el método de FORD- WOLFORD, que consiste en que conociendo las tallas en los instantes t y $t + T$:

$$l_t = l_\infty(1 - e^{-k(t-t_0)})$$

$$l_{t+T} = l_\infty(1 - e^{-k(t+T-t_0)})$$

Y restando estas ecuaciones:

$$l_{t+T} - l_t = l_\infty e^{-k(t-t_0)} * (1 - e^{-kT})$$

$$l_{t+T} - l_t = (l_\infty - l_t) * (1 - e^{-kT})$$

Despejando l_{t+T} :

$$l_{t+T} = l_\infty(1 - e^{-kT}) + l_t e^{-kT}$$

Si se hace el intervalo de tiempo $T = 1$ año:

$$l_{t+1} = l_\infty(1 - e^{-k}) + e^{-k} l_t$$

Que es una función lineal de la forma:

$$y = a + bx$$

Donde:

$-a$ es la ordenada en el origen $= l_\infty(1 - e^{-k})$.

$-b$ es la pendiente $= e^{-k}$.

$-x$ es l_t .

$-y$ es l_{t+1} .



De tal manera que los valores de a y b se pueden obtener por regresión lineal de los datos de edad frente a las longitudes medias de las clases de edad obtenidas en el campo, al cabo de un intervalo de tiempo, generalmente un año. Conociendo estos valores se puede calcular k y l_{∞} .

$$K = -\ln b$$

$$l_{\infty} = a / (1 - b)$$

La estimación de t_0 se puede hacer ya a partir de la ecuación de VON BERTALANFFY:

$$e^{-k(t-t_0)} = (l_{\infty} - l_t) / l_{\infty}$$

Operando:

$$kt + kt_0 = \ln[(l_{\infty} - l_t) / l_{\infty}]$$

$$t_0 = (1/k) * \ln[(l_{\infty} - l_t) / l_{\infty}] - t$$

Se puede obtener una estimación de t_0 para cada edad si se conoce la talla media por edad y ya se tienen estimaciones de k y l_{∞} . En este trabajo se considerará t_0 como la media de los t_0 estimados para cada clase de edad.

Para comparar el crecimiento entre unas y otras estaciones de muestreo, es preciso recurrir a determinar el tiempo invertido en alcanzar una determinada talla según el modelo de crecimiento (retrocálculo), aunque hasta llegar a ella y por encima el crecimiento puede tener lugar de una forma muy diferente.

Las predicciones de crecimiento según modelos teóricos pueden llegar a ser muy prácticas para identificar situaciones en las que la comida es el factor limitante (MORTENSEN *et al.*, 1988).



2.3.6.4. Determinación de la edad y retrocálculo

Para determinar la edad de los individuos se emplearon dos métodos: lectura de escamas (figura 14) y el método de Petersen de análisis de las frecuencias de las longitudes de cada estación de muestreo.

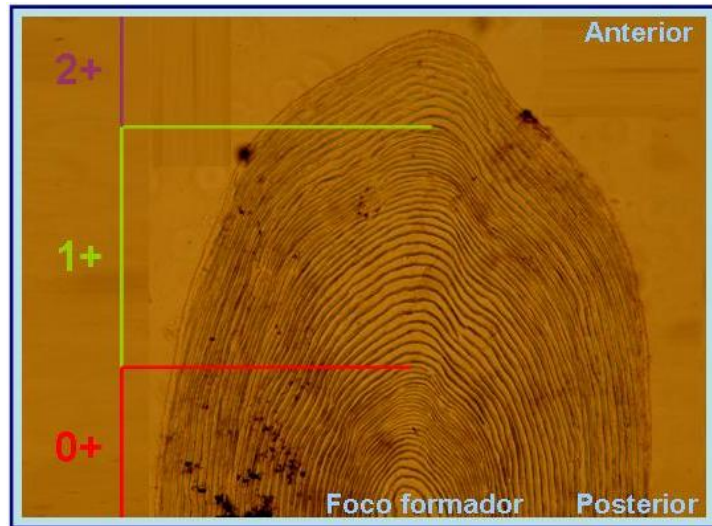


Figura 14. Escama de una trucha 2+ de 18.3 cm.

Otra manera de poder establecer el crecimiento en una población de peces es a través del cálculo de las longitudes pretéritas. La longitud de la escama se mide desde el centro del foco formador al extremo por una línea oblicua, como se indica en la figura 15.

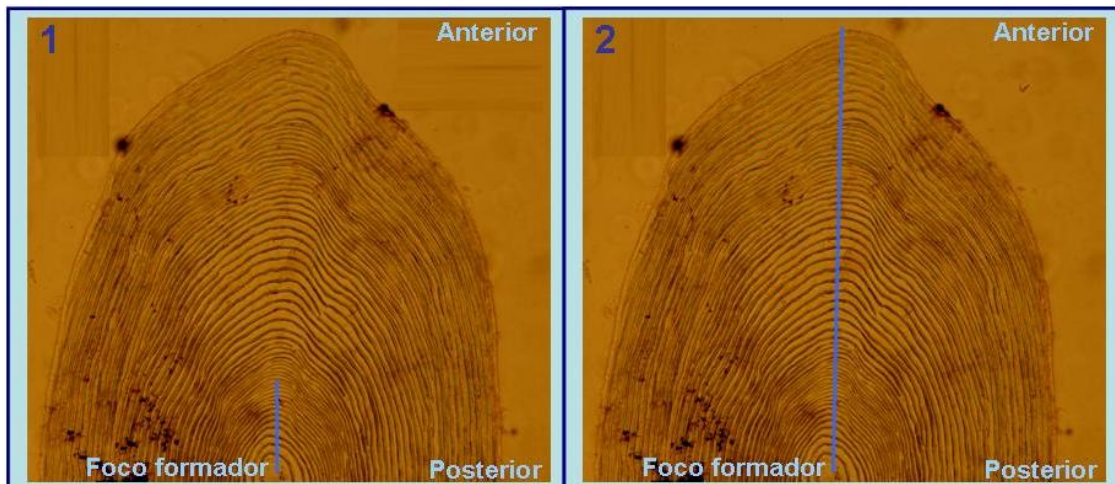


Figura 15. Escama trucha 2+. 1. Radio de la escama hasta el *circulus* X. 2. Radio de la escama.



El cálculo de la longitud retrocalculada para el primer año de vida se ha estimado para la formación del *circulus* X, se ha hecho de forma directa, en base a la recta de regresión:

$$L=a+bR$$

Donde *a* y *b* pueden ser obtenidos como los coeficientes de regresión de la longitud furcal (*L*) en cm sobre el radio de la escama (*R*) en milímetros.

2.3.7. Índices de condición somática

Los factores de condición morfométricos que asumen que peces con una determinada longitud están en mejor condición nutritiva son simples y pueden no ser indicadores sensibles del estado de condición somática (SUTTON *et al.*, 2000; TRUDEL *et al.*, 2005).

2.3.7.1. Índice de condición o índice de Fulton (F)

$$F=100W/L^3$$

W = Peso corporal (g).

L = Longitud del pez (cm).

Con este índice se pretenden estimar modificaciones temporales del buen estado de los peces bajo la influencia de factores externos (ambiente) e internos (fisiológicos), independientemente del tamaño. El índice varía atendiendo a la especie, morfotipo, sexo, edad, estado de madurez reproductora, época del año y ambiente acuático. Tiene gran utilidad para comparar poblaciones de una misma especie en ambientes diferentes (GRANADO LORENCIO, 1996). Valores bajos indican un predominio del catabolismo



(degradación de lípidos) que tiene lugar cuando la trucha no puede satisfacer los requerimientos energéticos para el crecimiento y mantenimiento a través de la dieta (CUNJAK & POWER, 1987). Estudios previos muestran que el índice de condición y el contenido en lípidos corporales del pez están correlacionados (PINDER & EALES 1969; HERBINGER & FRIARS 1991; BJERKENG *et al.*, 2000). Este índice está basado en un crecimiento de tipo isométrico, es decir, que el crecimiento en longitud del pez es proporcional al crecimiento en volumen (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993).

2.3.7.2. Índice de peso relativo (W_r)

El índice de condición no permite comparar peces de diferentes especies o peces de la misma especie pero de diferentes tallas. Para solucionar este problema, LE CREN, (1951) ha desarrollado el índice de condición relativo (K_n).

$$K_n = (W/W') * 100$$

W = Peso observado.

W' = Peso predicho por la ecuación de regresión peso-longitud calculada para cada población.

Sin embargo, se suele utilizar más frecuentemente el índice de peso relativo (W_r).

$$W_r = (W/W_s) * 100$$

W = Peso observado.

W_s = Peso estandarizado predicho por la ecuación de regresión peso-longitud calculada para cada población.

Los índices de peso relativo permiten una fácil interpretación de la condición de peces de diferentes especies y longitudes, además la técnica de regresión lineal puede



ser adoptada como un método de estandarización para desarrollar ecuaciones que permitan obtener los pesos estandarizados (W_s) con una buena consistencia estadística (MURPHY *et al.*, 1991).

2.3.7.3. Índice hepatosomático

Es la relación entre el peso del hígado (g) y el peso del pez (g) expresado en tanto por ciento.

2.3.8. Condición metabólica

La respuesta al estrés debe ser considerada un componente normal del metabolismo destinado a redireccionar aspectos metabólicos y elementos celulares para hacer frente a una situación desfavorable (PICKERING, 1981). Por esta razón se han determinado los niveles de proteínas, lípidos, glucógeno, y la relación ARN/ADN del músculo blanco de una muestra de cinco truchas de cada estación. Para que los resultados fueran lo más homogéneos posible se analizó la condición metabólica de truchas de la clase de edad 1+.

La cantidad de proteína total proporciona una medida del crecimiento a largo plazo (semanas a meses), y también es una medida del almacenamiento de energía dado que los peces pueden utilizar las proteínas como fuentes de energía, especialmente bajo condiciones de estrés severo (BISBAL & BENGSTON, 1995; MCLAUGHLIN *et al.*, 1995).

El almacenamiento y metabolismo de los lípidos juegan un papel crítico en la salud de los peces pues determinan las estrategias de aprovechamiento energético, las respuestas al estrés ambiental y el éxito reproductor (CUNJAK, 1988a; JUSTUS & FOX, 1994; LEMLY, 1996; SILVERSTEIN *et al.*, 1998; ADAMS, 1999; SOGARD & OLLA, 2000; POST & PARKINSON, 2001; MORGAN *et al.*, 2002). Los lípidos totales son un índice comúnmente usado en la determinación del crecimiento a largo plazo y en la medida de



la supervivencia de peces (CUNJAK, 1988a; BECKMAN *et al.*, 2000; SOGARD & OLLA, 2000; POST & PARKINSON, 2001).

Los hidratos de carbono son almacenados como glucógeno en los tejidos y órganos del pez como el músculo y el hígado (WENDELAAR-BONGA, 1997). La mayoría del ATP requerido para el ejercicio brusco del pez (ataque a presas, escape de los depredadores y natación contracorriente) derivan de la degradación de los depósitos de glucógeno del músculo blanco y su consecuente glucólisis (JOHNSTON & GOLDSPIK, 1973; SMUTNÁ *et al.*, 2002), ya que la glucosa habitualmente no es utilizada debido a la baja actividad de la hexokinasa (KNOX *et al.*, 1980). Además las reservas hepáticas de carbohidratos, almacenadas en forma de glucógeno son modificadas durante condiciones de estrés (QUINTANA, 2002). Por todas estas razones los cambios en las reservas musculares de glucógeno pueden ser utilizados para obtener una idea del estatus de salud de una población de peces.

La proporción de ARN/ADN se ha propuesto como una medida muy sensible a corto plazo (días a semanas) de la tasa de crecimiento de alevines. El uso de este indicador se basa en la premisa de que, aunque la cantidad de ADN por célula permanece relativamente constante, la cantidad de ARN se relaciona con la intensidad de síntesis de proteínas, y por tanto, refleja un crecimiento reciente y es indicador de la condición nutritiva (BUCKLEY & LOUGH, 1987; ROBINSON & WARE, 1988; BISBAL & BENGSTON, 1995; McLAUGHLIN *et al.*, 1995; CHICHARO *et al.*, 1998; McNAMARA *et al.*, 1999).

La determinación de los niveles de proteínas en músculo blanco se realizó mediante el método colorimétrico de Bradford (BRADFORD, 1976). El músculo se homogeniza en tampón fosfato, posteriormente se pipetea 5 µl de cada muestra, para luego añadir a las muestras 250 µl de azul de Coomassie, después se agita, se incuba (temperatura ambiente, 5 min) y finalmente leemos la absorbancia a 595 nm.

La extracción de los lípidos se realizó con una mezcla de cloroformo-metanol (2:1) según el procedimiento descrito por FOLCH *et al.* (1957), y se cuantificaron posteriormente mediante el método gravimétrico de Bligh & Dyer (BLIGH & DYER, 1959). Todo el proceso se realiza con los tubos en hielo. Se toma 1 gramo de muestra, posteriormente se añade metanol (3 ml) y cloroformo (1.5 ml), después se homogeniza



(60 min), se vuelve a añadir cloroformo (1.5 ml) y agua destilada (1.5 ml). Se homogeniza (60 min), se centrifuga (3500 rpm, 10 min, 10 ° C), y posteriormente se separa la fase orgánica. Se añade cloroformo (1.5 ml), se homogeniza (60 min), se centrifuga (3500 rpm, 10 min, 10 ° C), se vuelve a separar la fase orgánica y se agrega a la anterior. Se repite de nuevo el paso anterior y se reúnen todas las fases orgánicas. Se añade sulfato sódico anhidro a la fase orgánica final, después se toma 1 ml y se introduce en una cápsula de papel de aluminio previamente pesada. Se evapora el disolvente en estufa (40 °C, 24 h) para finalmente pesar la cápsula.

El glucógeno se determinó mediante el método colorimétrico de la antrona (VAN HANDEL, 1965). Se pesan entre 25 y 100 mg de muestra, se centrifuga con KOH (1 ml, al 30 %) y calienta a baño María (15 min). Se enfría con agua corriente durante varios minutos. Después a 0.4 ml de la muestra digerida se le añade sulfato sódico (50 µl) y etanol (1 ml, al 80 %) a una temperatura de -20 °C, se agita y se deja reposar. Una vez precipitado el glucógeno, se centrifuga (3000 rpm, 20 min), se elimina el sobrenadante y se redisuelve el precipitado en agua destilada (0.5 ml), se vuelve a precipitar el glucógeno con etanol (1 ml), se elimina el sobrenadante con una pipeta Pasteur y se disuelve de nuevo el glucógeno en agua destilada (0.5 ml). De la disolución anterior y de los patrones se toman 50 µl y se mezclan con el reactivo de antrona (3 ml, antrona al 0.15 % en ácido sulfúrico al 70 %), se incuba en un termorreactor (90 °C, 20 min), después se dejan enfriar las muestras en un baño de agua-hielo y finalmente se determina la cantidad de glucógeno midiendo la absorbancia a una longitud de onda de 620 nm.

Las muestras para la determinación de los ácidos nucleicos se homogenizan en tampón fosfato, dividiendo el homogeneizado en alícuotas para congelarlo (-25 °C). Tras descongelar las alícuotas, se les añade ácido perclórico frío (1 µl 0.5 N), se centrifugan (800 g, 20 min a 4 °C) y se separa la fracción ácida no soluble. El ADN y ARN precipitados se hidrolizan en ácido perclórico (1 µl 0.5 N, 30 min a 90 °C). Después se centrifuga (800 g y 4 °C), se extraen los sobrenadantes y se reúnen. El ADN se determinó mediante el método colorimétrico de la difenilamina (GENDIMENICO *et al.*, 1988). Para ello se realizan diluciones en ácido perclórico y a continuación se añade el reactivo de difenilamina (2 ml), se incuba en estufa (50 °C, 3 h), y finalmente se deja enfriar y se lee la absorbancia a 600 nm. Para la determinación del ARN se utilizó el



método colorimétrico del orcinol (SCHNEIDER, 1957); con los sobrenadantes se realizan diluciones en ácido perclórico y se toman alícuotas de 0.25 y 0.5 ml de extracto por duplicado y se añaden 3.0 ml de agua. Posteriormente se añaden $\text{FeCl}_3\text{-HCl}$ (3.0 ml) y orcinol (0.3 ml). Se calientan los tubos al baño María (100 °C, 40 min), tapándolos con bolas de vidrio. Se deja enfriar y se determina la absorbancia a 670 nm.

2.3.9. Tratamiento de los datos

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el paquete estadístico SPSS (*Statistical Package for the Social Sciences*, versión 14.0), ya que presenta una amplia gama de test que facilitan el desarrollo del análisis.

Debido al tipo de datos obtenidos durante nuestro estudio, los métodos utilizados se reducen básicamente al cálculo de los estadísticos descriptivos y a los análisis de correlación y regresión entre variables continuas. Los valores obtenidos en los estadísticos descriptivos van acompañados con una medida de dispersión, en este caso se ha utilizado el error estándar de la media.

En el caso de variables continuas se utilizó el análisis de varianza para comparar las medias de los valores de las variables a estudiar. Para comprobar si las medias marginales de cada una de las variables eran similares entre las estaciones de muestreo, a los análisis de varianza se les añadió las pruebas *post hoc*, con la única salvedad de que si las varianzas son homogéneas se utiliza la prueba de Tukey, mientras que si las varianzas no son homogéneas se recomienda el uso de la prueba de Tamhane. Al respecto, se utilizó el contraste de Levene como prueba de homogeneidad de las varianzas. También se utilizó la prueba t para muestras relacionadas con el fin de comprobar si existen diferencias entre la ración diaria estimada en el laboratorio y las observadas en el medio natural. En los resultados hemos aceptado que todas estas pruebas eran estadísticamente significativas siempre que la probabilidad asociada resultó ser menor o igual que 0.05.

Además de estos test, se ha calculado también el coeficiente de variación (CV) para el número de *items*, el número de presas totales, el número de presas bentónicas, el



número de imagos acuáticos, el número de otras presas, la talla y el peso del pez, ya que la heterogeneidad en el peso y la longitud del pez dependen de la heterogeneidad individual de la ingesta de comida, que se ve agravada por los incrementos de competición (DAVIS & OLLA, 1987), y por ello se interpreta generalmente el coeficiente de variación como un indicador de competencia inter-individual y comportamiento agonístico (KOSKELA *et al.*, 1997).

$$CV=100*(Desviación\ típica/Media)$$



2.4. Resultados

2.4.1. Río Rois

2.4.1.1. Descripción de la dieta

En este río se estudiaron 34 estómagos en los que se identificaron 1073 presas agrupadas en 79 *items*. El número medio de presas consumidas por trucha fue 31.56 (rango comprendido entre 6 y 85) y el número medio de *items* fue 12.68 (3 como valor mínimo y 21 como máximo).

En la tabla 7 se incluye la información relativa a las características de la dieta en este río.

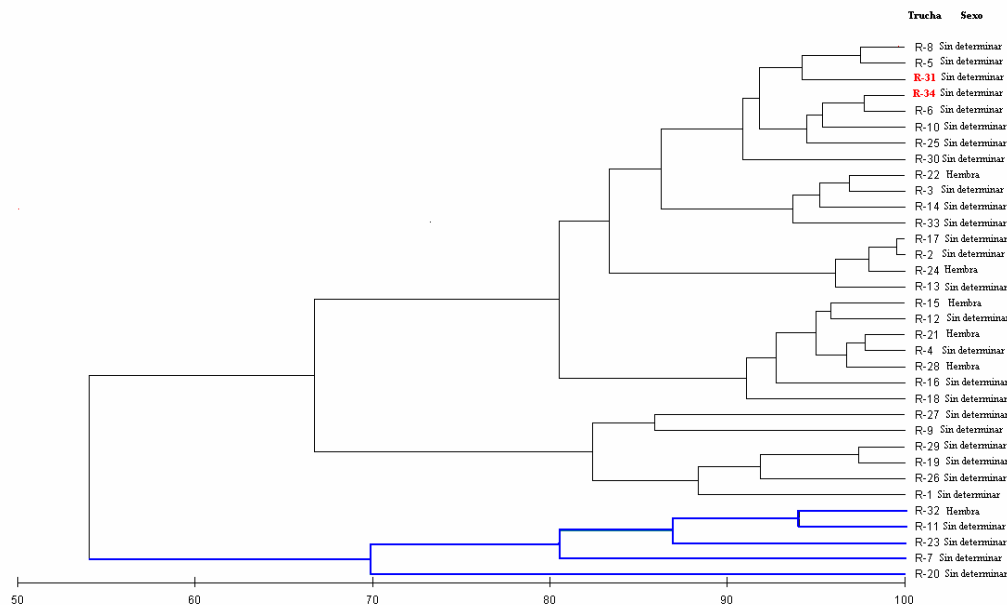
Tabla 7. Características de la dieta de las truchas del río Rois (media \pm error típico de la media).

	Rois		
	1+	2+	Muestra
Relación fauna aérea (%)	36.47 \pm 4.16	34.13 \pm 3.36	36.46 \pm 3.92
Nº presas totales	31.97 \pm 3.37	25 \pm 1	31.56 \pm 3.18
Nº presas bentónicas	19.59 \pm 2.6	16.5 \pm 1.5	19.41 \pm 2.47
Nº imagos acuáticos	7.22 \pm 2.15	4.5 \pm 0.5	7.06 \pm 2.02
Nº presas terrestres	5.03 \pm 0.91	4 \pm 1	4.97 \pm 0.86
Otras presas	0.13 \pm 0.059	0	0.12 \pm 0.056
Nº <i>Items</i>	12.56 \pm 0.87	14.5 \pm 1.5	12.68 \pm 0.8
Diversidad trófica, Margalef	3.47 \pm 0.21	4.18 \pm 0.41	3.51 \pm 0.2
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.9 \pm 0.4	1.02 \pm 0.067	0.89 \pm 0.04
Equidad, Pielou	0.83 \pm 0.023	0.88 \pm 0.023	0.84 \pm 0.02
Variedad de la dieta	-	-	79
Índice de Uniformidad	0.69 \pm 0.031	0.8 \pm 0.052	0.70 \pm 0.03
Dominancia	2.97 \pm 0.31	2.32 \pm 0.093	2.94 \pm 0.29
Amplitud de nicho	0.33	0.42	0.34
Solapamiento trófico (%)	-	-	55
Nº truchas	32	2	34

En el dendrograma de similitud que agrupa los individuos de esta estación en función de su dieta (figura 16), el valor del índice es siempre superior al 50 %. Cinco truchas (el 14.7 %) de las 34 estudiadas se segregan claramente en el dendrograma,



reflejando una diferencia notable de este grupo con relación al resto. De esta manera, el 85.3 % de las truchas presentan una dieta semejante.



Similitud

Figura 16. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis de la composición faunística del río Rois consumida por cada trucha. En rojo las truchas pertenecientes a la clase de edad 2+.

En términos de abundancia, las presas más importantes fueron las larvas de Quironómidos tanto en truchas 1+ (el 13 %) como en truchas 2+ (el 30 %).

Si tenemos en cuenta las consideraciones de NIKOLSKY (1963) respecto al índice de frecuencia (F), según el cual, si $F > 0.5$ se considera alimento preferencial, el alimento preferencial para las truchas de este río son los Quironómidos y los Hidropsíquidos en estado larvario, los Empídeos adultos y, en menor medida, los subimagos e imagos de Efemerópteros. Sorprendentemente, las exuvias de tricóptero aparecen en esta estación con un índice de frecuencia elevado.

El 61.3 % del total de las presas consumidas por las truchas del río Rois esta compuesto por presas acuáticas y el 38.1 % lo constituye el alimento en superficie (figura 17). La relación media individual de presas en superficie es del 36.48 % (rango



comprendido entre el 2.82 % y el 88.24 %). En la tabla 8 se incluye información relativa a la composición faunística de la dieta de este río.

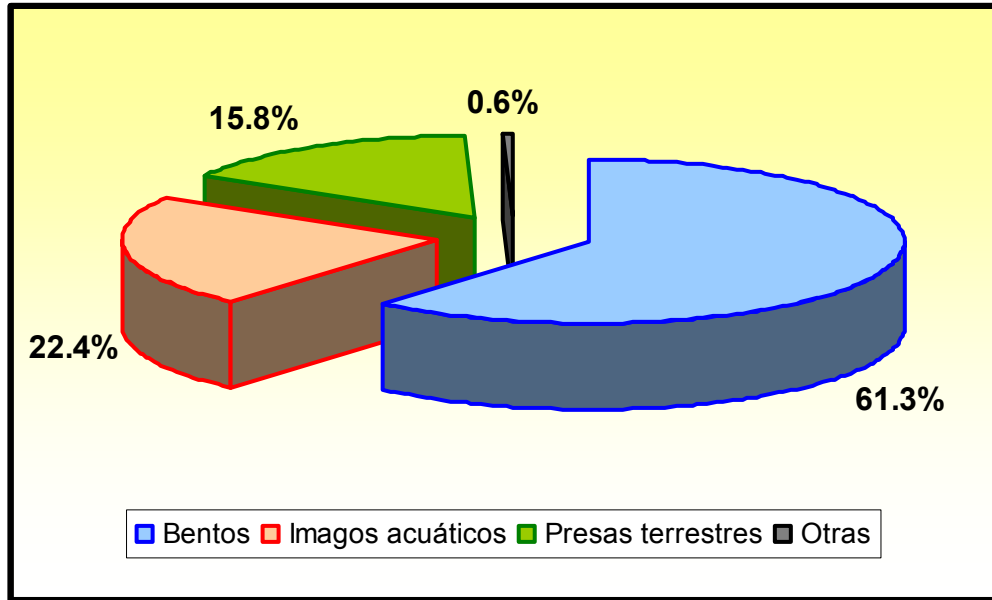


Figura 17. Diagrama de sectores de la composición faunística de la dieta del río Rois.

Tabla 8. Composición faunística de la dieta del río Rois según la clase de edad. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

Clase de edad	1+			2+			Ambas		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
Bentos									
Gasteropoda (s.i)	2	0.2	6.25	-	-	-	2	0.19	5.88
Ancylidae	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Sphaeriidae	2	0.2	3.13	-	-	-	2	0.19	2.94
Efemeroptera (s.i)	25	2.44	50	2	4	50	27	2.52	50
Heptageniidae	50	4.89	18.8	-	-	-	50	4.66	17.7
Baetidae	95	9.29	25	1	2	50	96	8.95	26.5
SF. Perloidea	2	0.2	6.25	-	-	-	2	0.19	5.88
SF. Nemouroidea	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Odonata (s.i)	1	0.1	3.13	1	2	50	2	0.19	5.88
Calopterygidae	16	1.56	28.1	-	-	-	16	1.49	26.5
Cordulegasteridae	3	0.29	9.38	-	-	-	3	0.28	8.82
Gomphidae	2	0.2	6.25	1	2	50	3	0.28	8.82
Aeschnidae	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Aphelocheiridae	7	0.68	12.5	-	-	-	7	0.65	11.8
Gerridae	2	0.2	6.25	-	-	-	2	0.19	5.88
Hydrometridae	4	0.39	9.38	-	-	-	4	0.37	8.82
Corixidae	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Elmidae	7	0.68	21.9	-	-	-	7	0.65	20.6
Gyrinidae	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94



<i>Hydrophilidae</i>	4	0.39	3.13	-	-	-	4	0.37	2.94
<i>Dytiscidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Hydropsychidae</i>	50	4.89	65.6	4	8	100	54	5.03	67.7
<i>Rhyacophilidae</i>	17	1.66	34.4	-	-	-	17	1.58	32.4
<i>Leptoceridae</i>	18	1.76	37.5	-	-	-	18	1.68	35.3
<i>Lepidostomatidae</i>	8	0.78	21.9	-	-	-	8	0.75	20.6
<i>Philopotamidae</i>	62	6.06	43.8	2	4	100	64	5.96	44.1
<i>Brachycentridae</i>	4	0.39	12.5	-	-	-	4	0.37	11.8
<i>Sericostomatidae</i>	2	0.2	6.25	1	2	50	3	0.28	8.82
<i>Limnephilidae</i>	3	0.29	6.25	-	-	-	3	0.28	5.88
Trichoptera (s.i)	35	3.42	56.3	3	6	100	38	3.54	55.9
<i>Chironomidae</i>	133	13	81.3	15	30	100	148	13.79	82.4
<i>Ceratopogonidae</i>	10	0.98	21.9	1	2	50	11	1.03	23.5
<i>Empididae</i>	4	0.39	6.25	1	2	50	5	0.47	8.82
<i>Simuliidae</i>	15	1.47	28.1	1	2	50	16	1.49	29.4
<i>Dixidae</i>	34	3.32	43.8	-	-	-	34	3.17	41.2
<i>Athericidae</i>	2	0.2	6.25	-	-	-	2	0.19	5.88
<u>Imagos acuáticos</u>									
Efemeroptera (s.i)	89	8.7	46.9	2	4	100	91	8.48	50
Trichoptera (s.i)	4	0.39	9.38	-	-	-	4	0.37	8.82
<i>Chironomidae</i>	27	2.64	37.5	2	4	50	29	2.7	38.2
<i>Ceratopogonidae</i>	12	1.17	18.8	-	-	-	12	1.12	17.7
<i>Empididae</i>	98	9.58	68.8	5	10	100	103	9.6	70.6
<i>Limoniidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<u>Presas terrestres</u>									
Oligochaeta (s.i)	3	0.29	9.38	2	4	100	5	0.47	14.7
Arachnida (s.i)	10	0.98	25	-	-	-	10	0.93	23.5
<i>Julidae</i>	2	0.2	6.25	-	-	-	2	0.19	5.88
Orthoptera (s.i)	22	2.15	40.6	1	2	50	23	2.14	38.2
<i>Tettigoniidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Heteroptera (s.i)	3	0.29	9.38	1	2	50	4	0.37	11.8
<i>Lygaeidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Pentatomidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Cicadellidae</i>	5	0.49	12.5	-	-	-	5	0.47	11.8
<i>Aphididae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Psyllidae</i>	14	1.37	25	-	-	-	14	1.3	23.5
Thysanoptera (s.i)	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Phlaeothripidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Lepidoptera (s.i)	19	1.86	31.3	-	-	-	19	1.77	29.4
<i>Tachinidae</i>	3	0.29	6.25	-	-	-	3	0.28	5.88
<i>Helomyzidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Ptycopteridae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Hymenoptera (s.i)	10	0.98	25	1	2	50	11	1.03	26.5
<i>Ichneumonidae</i>	3	0.29	6.25	-	-	-	3	0.28	5.88
<i>Tiphiidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Cynipidae</i>	2	0.2	6.25	-	-	-	2	0.19	5.88
<i>Pteromalidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Formicidae</i>	19	1.86	34.4	1	2	50	20	1.86	35.3
Coleoptera (s.i)	17	1.66	34.4	-	-	-	17	1.58	32.4
<i>Dryopidae</i>	3	0.29	9.38	-	-	-	3	0.28	8.82
<i>Curculionidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Chrysomellidae</i>	3	0.29	12.5	1	2	50	4	0.37	11.8



<i>Liceidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Cantharidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Elateridae</i>	2	0.2	6.25	-	-	-	2	0.19	5.88
<i>Staphilinidae</i>	6	0.59	12.5	1	2	50	7	0.65	14.7
<i>Nitidulidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<i>Anobidae</i>	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
<u>Otras</u>									
Exuvia Tricóptero (s.i)	-	-	56.3	-	-	100	-	-	55.9
Pez (s.i)	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Urodela (s.i)	1	0.1	3.13	-	-	-	1	0.09	2.94
Resto vegetal	-	-	3.13	-	-	-	-	-	2.94
No identificado	4	0.39	9.38	-	-	-	4	0.37	8.82

Existe un incremento en el coeficiente de variación entre la clase 1+ y la 2+ para el número de presas totales, el número de presas bentónicas, la longitud furcal y el peso (tabla 9). Este hecho puede ser interpretado por la existencia de una fuerte competencia interindividual y por la frecuencia de comportamientos agonísticos, a pesar de que el solapamiento trófico es menor del 60 %.

Tabla 9. Coeficientes de variación de los tipos de presas y biometría del río Rois.

	Rois					
	1+	CV	2+	CV	Ambas	CV
Nº presas totales	31.97	1.67	25	17.73	31.56	2.03
Nº presas bentónicas	19.59	1.33	16.5	7.78	19.41	1.36
Nº imagos acuáticos	7.22	0.59	4.5	6.43	7.06	0.60
Nº presas terrestres	5.03	0.97	4	2.84	4.97	0.99
Otras presas	0.13	0.39	0	0	0.12	0.38
Nº Items	12.56	2.62	14.5	6.84	12.68	2.71
Longitud furcal (cm)	14.76	9.91	17.85	28.33	14.94	9.22
Peso (g)	43.88	3.28	79.72	59.49	45.99	2.96

2.4.1.1.1. Contenido estomacal

El peso seco y húmedo medio del contenido estomacal fue $0.38 \text{ g} \pm 0.048$ y $1.9 \text{ g} \pm 0.24$ respectivamente, mientras que el índice de repleción medio fue $4.49 \% \pm 0.55$. A su vez el peso medio colectivo fue el 4.14 %. Así pues, la ración diaria estimada por NEVEU (1980) en el laboratorio es diferente a la ración encontrada en el momento de la captura ($t = -3.003$; $gl = 33$; $Sig = 0.005$) como puede observarse en la tabla 10.



Tabla 10. Valores de alimento ingerido por las truchas del río Rois (media ± error típico de la media).

	1+	2+	Ambas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	2.63 ± 0.14	4.78 ± 0.057	2.79 ± 0.16
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	1.92 ± 0.26	1.5 ± 0.029	1.9 ± 0.24

2.4.1.1.2. Talla media de presa

La talla media de presa consumida en este río es 8.08 mm ± 0.38. La talla media de presa disminuye a medida que aumenta la proporción de presas aéreas consumidas ($r = -0.396$; Sig = 0.039) (figura 18) y no se ha encontrado ninguna otra correlación estadísticamente significativa con el resto de las variables estudiadas. La relación media entre la talla de la presa y la talla del pez fue 0.054 ± 0.0021 .

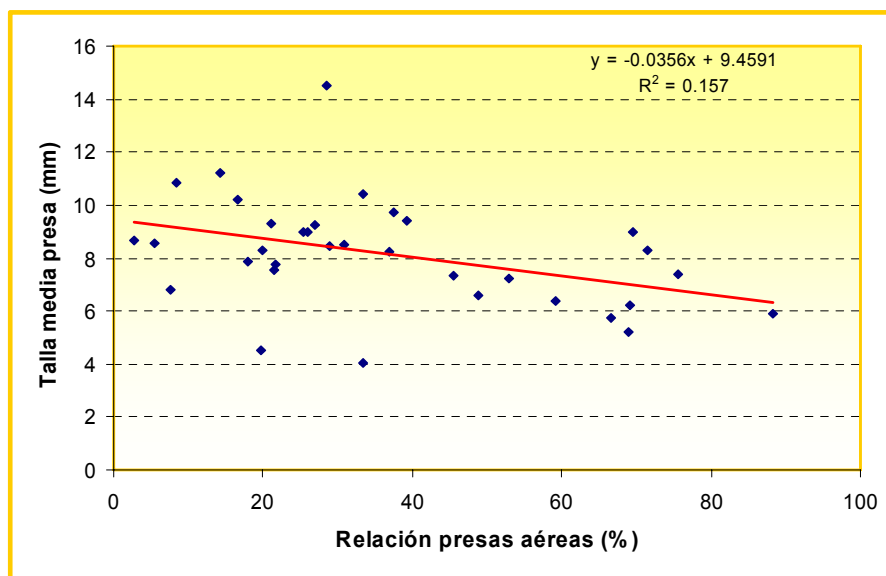


Figura 18. Relación entre las presas aéreas y el tamaño medio de presa consumida por las truchas del río Rois.

2.4.1.2. Calidad de la dieta

La dieta media por trucha en este río contiene 8.93 kJ/g de energía, y está compuesta por el 58.97 % de proteínas, 16.93 % de extracto libre de nitrógeno, 15.63 %



de lípidos y 8.46 % de fibra (figura19). En la tabla 11 se muestran los valores de la calidad de la dieta en esta estación de muestreo.

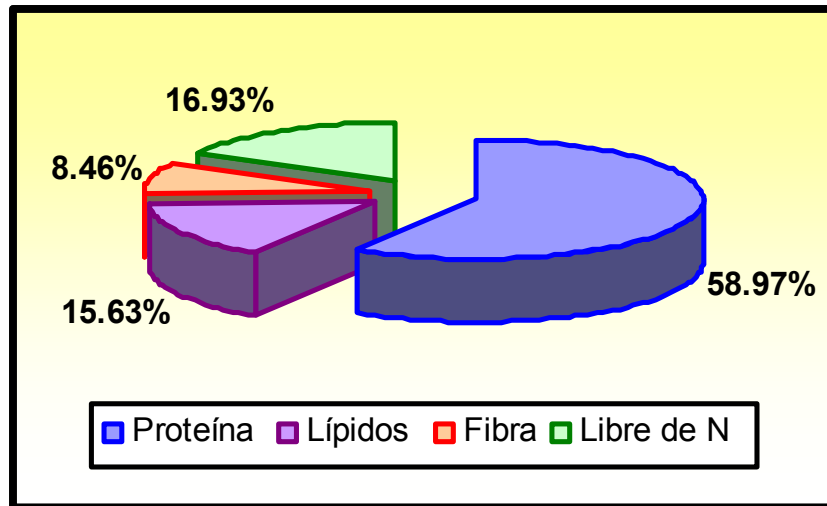


Figura 19. Diagrama de sectores de la calidad de la dieta del río Rois.

Tabla 11. Valores de los componentes del alimento ingeridos por las truchas del río Rois (media \pm error típico de la media).

	Rois			Aportado bentos (%)	Aportado alimento en superficie (%)
	1+	2+	Muestra		
Energía ingerida (kJ/g)	9.23 \pm 1.78	4.14 \pm 0.14	8.93 \pm 1.69	45.11	54.89
Proteína ingerida (%)	58.87 \pm 1.343	60.64 \pm 0.615	58.97 \pm 1.264	50.26	49.73
Lípidos ingeridos (%)	15.84 \pm 1.764	12.33 \pm 0.175	15.63 \pm 1.665	44.36	55.58
Fibra ingerida (%)	8.55 \pm 0.432	6.925 \pm 0.445	8.46 \pm 2.401	54.82	45.07
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	16.74 \pm 1.435	20.12 \pm 0.345	16.93 \pm 7.908	40.13	59.81
E/P	0.16 \pm 0.031	0.07 \pm 0.003	0.15 \pm 0.029	-	-

Del análisis de correlación entre todas las variables analizadas se muestran estadísticamente significativas las observaciones de que la energía aumenta con el número de presas totales ($r = 0.53$; Sig = 0.01) (figura 20), las proteínas aumentan con el tamaño de la presas ($r = 0.36$; Sig = 0.036) y mientras que los lípidos disminuyen con la variedad de la dieta ($r = -0.46$; Sig = 0.007), el extracto libre de nitrógeno aumenta con la misma ($r = 0.50$; Sig = 0.003).

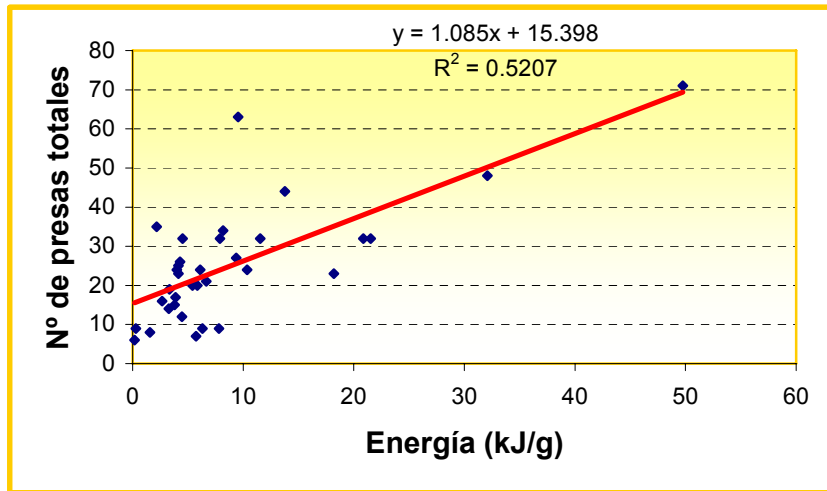


Figura 20. Relación entre el número de presas totales y la energía consumida por las truchas del río Rois.

La relación E/P aumenta con el peso húmedo del contenido estomacal ($r = 0.719$; Sig < 0.001) (figura 21) y con la dominancia (0.665; Sig < 0.001), pero disminuye con la amplitud de nicho ($r = -0.437$; Sig = 0.01).

El 56 % de las truchas analizadas presentaron en sus estómagos presas de una pésima calidad, como son las exuvias de Tricóptero, cuyo aporte nutricional es nulo. La similitud de Bray-Curtis media entre los individuos de esta estación en función de la calidad de la dieta es del $92.36 \% \pm 0.316$.

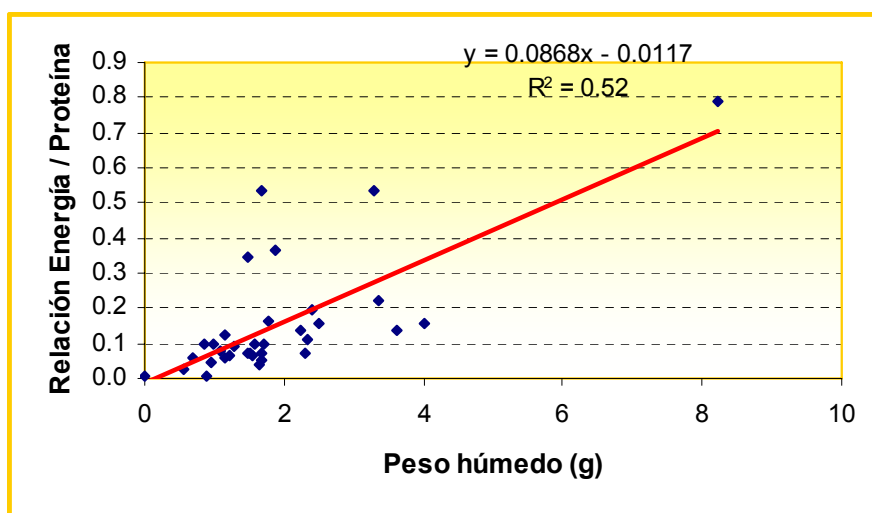


Figura 21. Relación entre la energía/proteína y el peso húmedo del contenido estomacal del río Rois.



2.4.1.3. Crecimiento

La talla media de esta estación de muestreo es 14.94 cm ± 0.278 y el peso medio es 45.99 g ± 2.66. Las truchas de la cohorte 1+ se caracterizan por presentar una talla y peso medio de 14.76 cm ± 0.26 y 43.88 g ± 2.36 respectivamente, mientras que las truchas 2+ tienen unos valores medios de 17.85 cm ± 0.45 de longitud y 79.72 g ± 0.95 de peso. De las 34 truchas estudiadas sólo en 5 ejemplares se pudo determinar el sexo, y todas ellas fueron hembras. En la tabla 12 se incluye información relativa de la biometría y el crecimiento de las truchas de esta estación de muestreo.

Tabla 12. Valores medios para las truchas del río Rois (media ± error típico de la media).

	Rois		Muestra
	1+	2+	
Longitud furcal (cm)	14.76 ± 0.26	17.85 ± 0.45	14.94 ± 0.27
Peso (g)	43.88 ± 2.36	79.72 ± 0.95	45.99 ± 2.66
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	-	-	0.59
L_{∞} (cm)	-	-	22.88
K (g/año)	-	-	0.69
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	8.08 ± 0.097	8.02 ± 0.105	8.07 ± 0.091
Talla retrocalculada (cm)	14.58 ± 0.357	16.01 ± 0.400	14.67 ± 0.342

Existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.844$; $\text{Sig} < 0.001$), y como puede observarse en la figura 22, el crecimiento de las truchas en este río es prácticamente isométrico, ya que el valor de la pendiente es prácticamente 3.

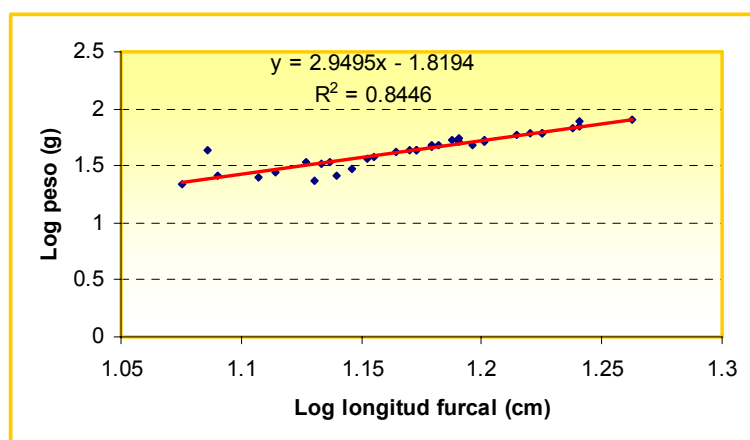


Figura 22. Relación longitud-peso del río Rois.



La tasa de crecimiento instantánea es 0.59 g/año, pero es diferente del valor obtenido con el modelo teórico de crecimiento (von Bertalanffy), según el cual la tasa de crecimiento instantánea tiene un valor de 0.69 g/año y la longitud máxima que pueden alcanzar las truchas de este río según el modelo es 22.88 cm (figura 23).

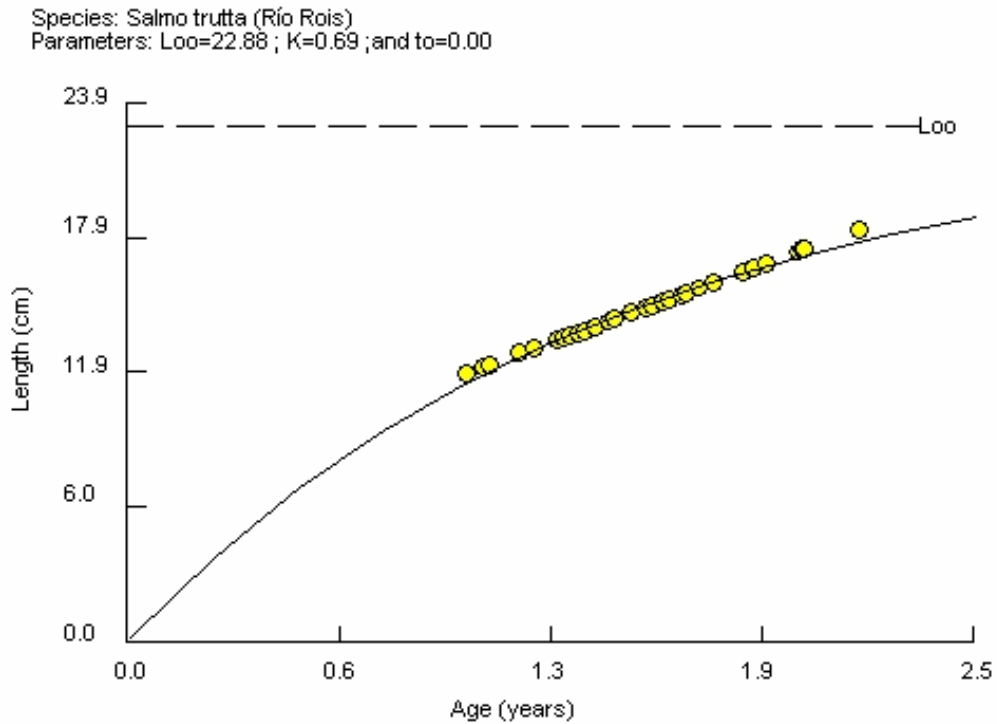


Figura 23. Curva de crecimiento teórica para el río Rois (von Bertalanffy).

La talla retrocalculada para la clase de edad 1+ es $14.58 \text{ cm} \pm 2.025$, mientras que para la cohorte 2+ es $16.01 \text{ cm} \pm 0.56$.

En el río Rois, no se han encontrado correlaciones significativas entre la talla o el peso y la calidad de la dieta, los índices de condición somática o la condición metabólica.



2.4.1.4 Índices de condición somática

En la tabla 13 se muestran los valores medios de los índices de condición somática de las truchas de este río.

Tabla 13. Valores medios para las truchas del río Rois (media ± error típico de la media).

	Rois		Muestra
	1+	2+	
Índice de condición	1.33 ± 0.038	1.4 ± 0.089	1.33 ± 0.036
Índice de peso relativo	99.20 ± 0.741	100.9 ± 1.47	99.3 ± 0.703
Peso hígado (g)	0.5 ± 0.029	0.66 ± 0.013	0.51 ± 0.028
Índice hepatosomático	1.16 ± 0.049	0.82 ± 0.06	1.14 ± 0.048

De entre todas las correlaciones analizadas, solamente el peso del hígado aumenta con la longitud furcal ($r = 0.763$; $\text{Sig} < 0.001$) y con el peso ($r = 0.765$; $\text{Sig} < 0.001$), mientras que el índice de condición lo hace con el índice de peso relativo ($r = 0.98$; $\text{Sig} < 0.001$) (figura 24).

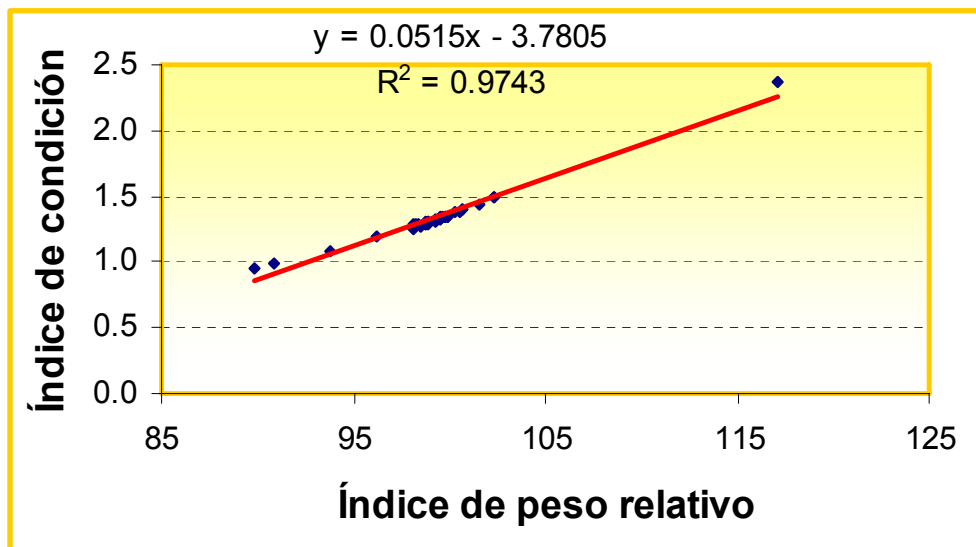


Figura 24. Relación entre el índice de condición y el índice de peso relativo de las truchas del río Rois.



2.4.1.5. Condición metabólica

No se han encontrado correlaciones entre los valores corporales de lípidos, de glucógeno, de proteínas y la relación ARN/ADN y la calidad de la dieta, las variables de alimentación, el crecimiento o con los índices de condición somática. En la tabla 14 se muestra los valores medios de cada variable.

Tabla 14. Valores medios para las truchas del río Rois (media \pm error típico de la media).

	Lípidos (mg/g)	Glucógeno (μ g/g)	Proteínas (mg/g)	ARN/ADN
Valor medio	0.033 \pm 0.005	162.77 \pm 12.64	53.14 \pm 2.37	16.76 \pm 2.29



2.4.2. Río Santa Lucía

2.4.2.1. Descripción de la dieta

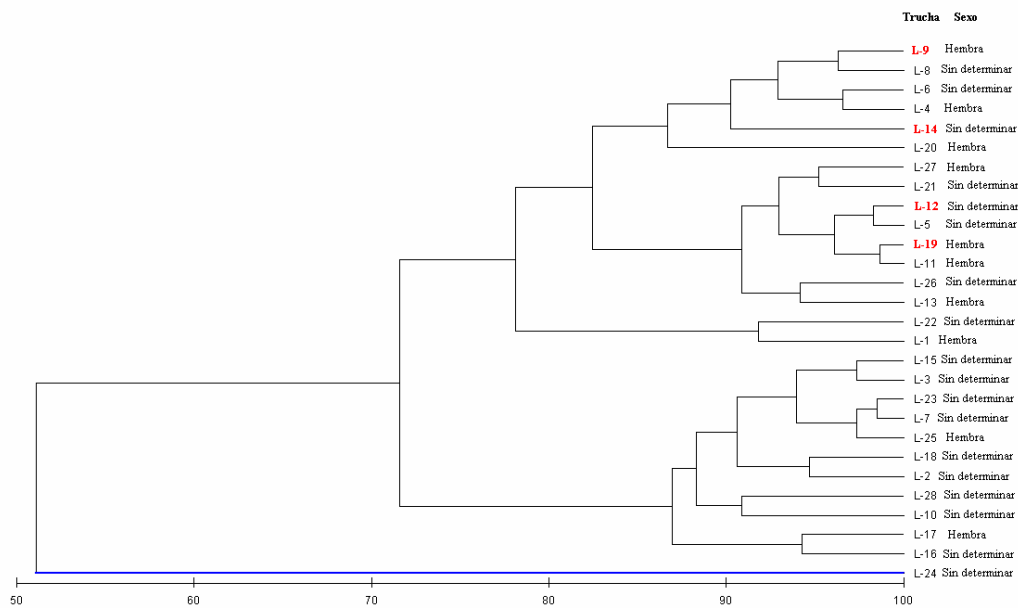
En los 28 estómagos analizados se identificaron 976 presas agrupadas en 80 *items*. El número medio de presas consumidas fue 34.86 (rango comprendido entre 7 y 68) y el número medio de *items* por trucha fue 15.11 (5 como valor mínimo y 26 como máximo).

En la tabla 15 se incluye la información relativa a las características de la dieta de este río.

Tabla 15. Características de la dieta del río Santa Lucía (media \pm error típico de la media).

	Santa Lucía		
	1+	2+	Ambas
Relación fauna aérea (%)	60.73 \pm 5.43	69.69 \pm 4.06	62.02 \pm 4.7
Nº presas totales	32.79 \pm 3.07	47.25 \pm 8.49	34.86 \pm 3
Nº presas bentónicas	13.38 \pm 2.71	13.25 \pm 4.32	13.36 \pm 2.38
Nº imagos acuáticos	7 \pm 1.14	15.25 \pm 4.27	8.18 \pm 1.24
Nº presas terrestres	12 \pm 1.43	17.25 \pm 2.98	12.75 \pm 1.327
Otras presas	0.38 \pm 0.145	1.5 \pm 0.5	0.54 \pm 0.158
Nº <i>Items</i>	14.25 \pm 0.97	20.25 \pm 2.32	15.11 \pm 0.97
Diversidad trófica, Margalef	3.9 \pm 0.23	5.01 \pm 0.43	4.06 \pm 0.22
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.99 \pm 0.048	1.14 \pm 0.023	1.01 \pm 0.042
Equidad, Pielou	0.87 \pm 0.029	0.88 \pm 0.016	0.87 \pm 0.025
Variedad de la dieta	-	-	80
Índice de Uniformidad	0.78 \pm 0.038	0.9 \pm 0.018	0.80 \pm 0.03
Dominancia	3.35 \pm 0.31	4.84 \pm 0.86	3.57 \pm 0.30
Amplitud de nicho	0.29	0.20	0.28
Solapamiento trófico	-	-	69
Nº truchas	24	4	28

En el dendrograma de similitud que agrupa los individuos de esta estación en función de su dieta (figura 25), el valor del índice es siempre superior al 50 %, una trucha (el 3.57 %) de las 28 estudiadas se segrega claramente en el dendrograma reflejando una diferencia notable con relación al resto. El resto de las truchas se reúnen en dos grupos con una alimentación diferente, uno con 16 truchas (el 57.14 %) y otro con 11 (el 39.28 %).



Similitud

Figura 25. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del río Santa Lucía de la composición faunística consumida por cada trucha. En rojo las truchas pertenecientes a la clase de edad 2+.

En la tabla 16 se incluye información relativa a la composición faunística de la dieta de este río. El alimento preferencial incluiría a los Quironómidos en estado larvario, las ninfas de Calopterígidos, los Empídididos adultos, los subimagos e imagos de Efemerópteros, los Crisomélidos, los Psílidos, los Formícidos y los Araneidos.

Tabla 16. Composición faunística de la dieta del río Santa Lucía según la clase de edad. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

Clase de edad	1+			2+			Ambas		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
Bentos									
Hydracharina	3	0.4	8.33	1	0.53	25	4	0.4	10.7
Potamopyrgus	9	1.1	12.5	-	-	-	9	0.9	10.7
Sphaeriidae	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
Baetidae	13	1.7	37.5	8	4.23	25	21	2.2	35.7
SP. Perloidea	3	0.4	12.5	-	-	-	3	0.3	10.7
Anisoptera (s.i)	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
Calopterygidae	44	5.6	70.8	3	1.59	75	47	4.8	71.4
Cordulegasteride	5	0.6	20.8	1	0.53	25	6	0.6	21.4
Coenagrionidae	-	-	-	1	0.53	25	1	0.1	3.57
Sialidae	-	-	-	2	1.06	25	2	0.2	3.57



<i>Elmidae</i>	10	1.3	25	3	1.59	75	13	1.3	32.1
<i>Dryopidae</i>	4	0.5	12.5	-	-	-	4	0.4	10.7
<i>Gyrinidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Dytiscidae</i>	4	0.5	12.5	2	1.06	25	6	0.6	14.3
<i>Rhyacophilidae</i>	10	1.3	33.3	2	1.06	25	12	1.2	32.1
<i>Leptoceridae</i>	11	1.4	29.2	8	4.23	100	19	2	39.3
<i>Hydropsychidae</i>	3	0.4	12.5	2	1.06	50	5	0.5	17.9
<i>Helicopsychidae</i>	2	0.3	8.33	2	1.06	50	4	0.4	14.3
<i>Limnephilidae</i>	1	0.1	4.17	2	1.06	50	3	0.3	10.7
<i>Sericostomatidae</i>	2	0.3	8.33	-	-	-	2	0.2	7.14
<i>Lepidostomatidae</i>	2	0.3	8.33	-	-	-	2	0.2	7.14
Trichoptera (s.i)	-	-	-	1	0.53	25	1	0.1	3.57
<i>Chironomidae</i>	121	15.37	70.8	15	7.94	100	136	14	75
<i>Empididae</i>	12	1.5	33.3	-	-	-	12	1.2	28.6
<i>Ceratopogonidae</i>	2	0.3	8.33	-	-	-	2	0.2	7.14
<i>Tipulidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Psychodidae</i>	41	5.2	12.5	-	-	-	41	4.2	10.7
<i>Simuliidae</i>	15	1.9	8.33	-	-	-	15	1.5	7.14
<u>Imagos acuáticos</u>									
Efemeroptera (s.i)	54	6.9	75	12	6.35	100	66	6.8	78.6
Trichoptera (s.i)	3	0.4	12.5	-	-	-	3	0.3	10.7
<i>Glossosomatidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Chironomidae</i>	31	3.9	25	12	6.35	100	43	4.4	35.7
<i>Empididae</i>	68	8.6	83.3	34	17.99	100	102	10	85.7
<i>Ceratopogonidae</i>	10	1.3	29.2	3	1.59	50	13	1.3	32.1
<i>Tipulidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<u>Presas terrestres</u>									
Oligochaeta (s.i)	5	0.6	20.8	-	-	-	5	0.5	17.9
Arachnida (s.i)	18	2.3	50	5	2.65	100	23	2.4	57.1
<i>Dysderidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Porcellionidae</i>	3	0.4	4.17	-	-	-	3	0.3	3.57
<i>Julidae</i>	17	2.2	45.8	1	0.53	25	18	1.8	42.9
Collenbola (s.i)	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
Orthoptera (s.i)	15	1.9	50	-	-	-	15	1.5	42.9
<i>Tettigonidae</i>	2	0.3	8.33	-	-	-	2	0.2	7.14
Heteroptera (s.i)	2	0.3	8.33	1	0.53	25	3	0.3	10.7
<i>Reduviidae</i>	-	-	-	2	1.06	50	2	0.2	7.14
<i>Acanthosomatidae</i>	2	0.3	8.33	-	-	-	2	0.2	7.14
<i>Cicadellidae</i>	12	1.5	33.3	1	0.53	25	13	1.3	32.1
<i>Psyllidae</i>	54	6.9	66.7	16	8.47	100	70	7.2	71.4
<i>Cercopidae</i>	7	0.9	16.7	2	1.06	25	9	0.9	17.9
<i>Chrysopidae</i>	2	0.3	8.33	-	-	-	2	0.2	7.14
<i>Panorpidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
Lepidoptera (s.i)	18	2.3	37.5	-	-	-	18	1.8	32.1
<i>Dolichopodidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Rhagionidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Chloropidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Calliphoridae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Tachinidae</i>	-	-	-	1	0.53	25	1	0.1	3.57
Hymenoptera (s.i)	6	0.8	25	3	1.59	50	9	0.9	28.6
<i>Formicidae</i>	42	5.3	66.7	16	8.47	100	58	5.9	71.4
<i>Cynipidae</i>	1	0.1	4.17	1	0.53	25	2	0.2	7.14



<i>Ichneumonidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Tenthredinidae</i>	2	0.3	8.33	1	0.53	25	3	0.3	10.7
<i>Apidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Pteromalidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Braconidae</i>	5	0.6	20.8	-	-	-	5	0.5	17.9
<i>Mymaridae</i>	-	-	-	2	1.06	50	2	0.2	7.14
<i>Sphecidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
Coleoptera (s.i)	32	4.1	66.7	9	4.76	100	41	4.2	71.4
<i>Staphilinidae</i>	4	0.5	12.5	2	1.06	50	6	0.6	17.9
<i>Lathridiidae</i>	1	0.1	4.17	1	0.53	25	2	0.2	7.14
<i>Oedemeridae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Cantharidae</i>	3	0.4	12.5	1	0.53	25	4	0.4	14.3
<i>Chrysomellidae</i>	20	2.5	50	4	2.12	75	24	2.5	53.6
<i>Cerambycidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Curculionidae</i>	1	0.1	4.17	-	-	-	1	0.1	3.57
<i>Scarabaeidae</i>	2	0.3	8.33	-	-	-	2	0.2	7.14
<u>Otros</u>									
Exuvia Tricóptero (s.i)	-	-	-	-	-	25	-	-	3.57
Resto vegetal	-	-	-	-	-	75	-	-	10.7
Sin identificar	9	1.1	29.2	6	3.18	25	15	1.5	28.6

En términos de abundancia, las presas más importantes fueron las larvas de Quironómidos en truchas 1+ (el 15.37 %), mientras que en truchas 2+ fueron los Empíidos adultos (el 17.99 %).

El 38.3 % del total de las presas consumidas por las truchas del río Santa Lucía está compuesto por presas acuáticas y el 60.2 % lo constituye el alimento en superficie (figura 26). La relación media individual de presas en superficie es del 62.01 % (rango comprendido entre el 4.55 % y el 95 %).

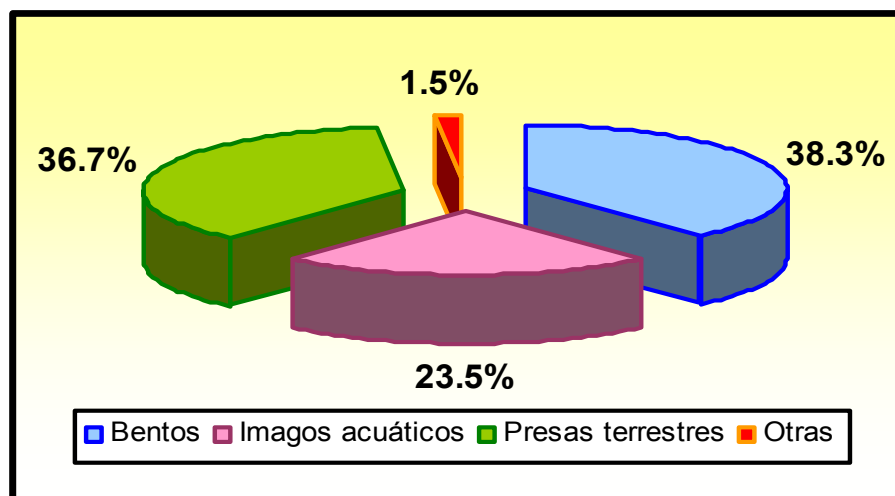


Figura 26. Diagrama de sectores de la composición faunística de la dieta del río Santa Lucía.



Los valores de los coeficientes de variación se recopilan en la tabla 17, las diferencias observadas entre clases de edad pueden ser interpretadas por la existencia de una fuerte competencia interindividual y por la frecuencia de comportamientos agonísticos, aspecto que se corresponde con el valor del solapamiento trófico, que es mayor del 60 %.

Tabla 17. Coeficientes de variación de los tipos de presas consumidos, talla y peso.

	Santa Lucía					
	1+	CV	2+	CV	Ambas	CV
Nº presas totales	32.79	2.18	47.25	2.79	34.86	2.20
Nº presas bentónicas	13.38	1.01	13.25	1.53	13.36	0.80
Nº imagos acuáticos	7	1.25	15.25	1.79	8.18	1.24
Nº presas terrestres	12	1.71	17.25	2.92	12.75	1.82
Otras presas	0.38	0.54	1.5	1.50	0.54	0.65
Nº <i>Items</i>	14.25	2.97	20.25	4.36	15.11	2.95
Longitud furcal (cm)	15.20	13.45	17.92	42.67	15.59	10.90
Peso (g)	48.13	4.13	71.93	14.62	51.53	3.74

2.4.2.1.1. Contenido estomacal

El peso seco y húmedo medio del contenido estomacal fue $0.49 \text{ g} \pm 0.05$ y $2.45 \text{ g} \pm 0.25$ respectivamente, mientras que el índice de repleción medio fue $4.9 \% \pm 0.53$. A su vez el peso medio colectivo fue el 4.77% . La ración en el momento de captura es inferior a la estimada en condiciones de laboratorio ($t = -2.39$; $gl = 27$; $Sig = 0.024$) como puede observarse en la tabla 18.

Tabla 18. Valores de alimento ingerido por las truchas del río Santa Lucía (media \pm error típico de la media).

	1+	2+	Ambas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	2.88 ± 0.14	4.31 ± 0.14	3.09 ± 0.15
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	2.46 ± 0.29	2.59 ± 0.15	2.45 ± 0.25



2.4.2.1.2. Talla media de presa

La talla media de presa consumida en este río es $8.01 \text{ mm} \pm 0.43$. Esta talla disminuye a medida que aumenta la proporción de presas aéreas consumidas ($r = -0.510$; $\text{Sig} = 0.006$) y el número de *items* ($r = -0.587$; $\text{Sig} < 0.001$) como puede observarse en la figura 27. La relación media entre la talla de la presa y la talla del pez fue 0.052 ± 0.0029 .

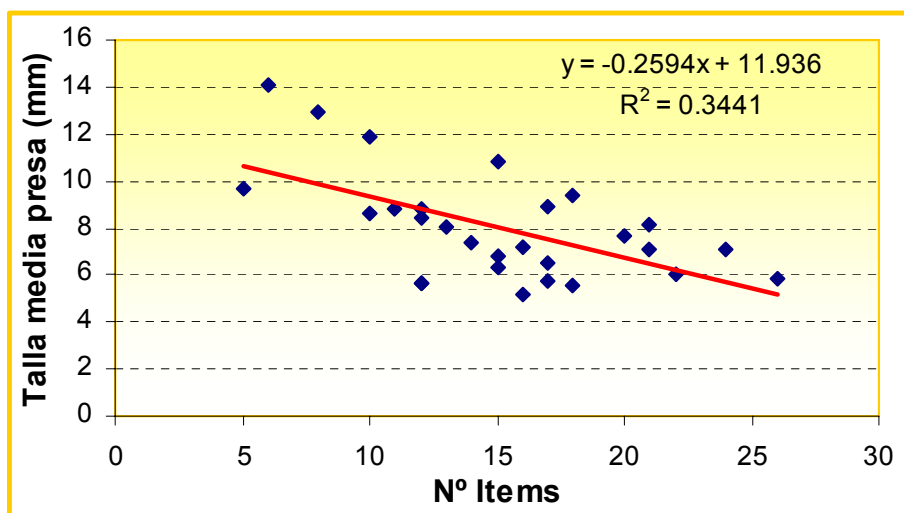


Figura 27. Relación entre el número de *items* y la talla media de presa consumida por las truchas del río Santa Lucía.

2.4.2.2. Calidad de la dieta

La energía media en la dieta en este río es de 8.84 kJ/g , y la composición media contiene el 45.82% de proteínas, el 36.50% de extracto libre de nitrógeno, el 9.14% de lípidos y el 8.54% de fibra (figura 28). En la tabla 19 se muestran los valores de la calidad de la dieta en esta estación de muestreo.

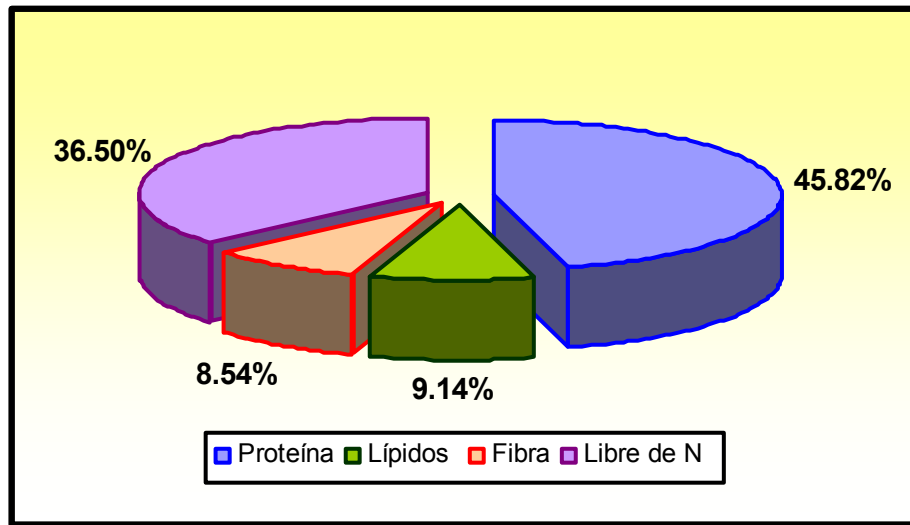


Figura 28. Diagrama de sectores de la calidad de la dieta del río Santa Lucía.

Tabla 19. Valores de los componentes del alimento ingerido por las truchas del río Santa Lucía (media \pm error típico de la media).

	Santa Lucía			Aportado bentos (%)	Aportado alimento en superficie (%)
	1+	2+	Muestra		
Energía ingerida (kJ/g)	6.97 \pm 1.65	19.99 \pm 11.25	8.83 \pm 2.18	29.35	70.65
Proteína ingerida (%)	45.38 \pm 3	48.43 \pm 5.19	45.82 \pm 2.653	33.12	66.87
Lípidos ingeridos (%)	9.03 \pm 0.910	9.76 \pm 2.150	9.14 \pm 0.825	19.75	80.34
Fibra ingerida (%)	8.41 \pm 0.840	9.28 \pm 1.310	8.54 \pm 0.741	40.14	59.92
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	37.16 \pm 3.060	32.52 \pm 6.340	36.50 \pm 2.754	24.65	75.32
E/P	0.16 \pm 0.034	0.38 \pm 0.21	0.19 \pm 0.043	-	-

Las correlaciones estadísticamente significativas reflejan que la cantidad de energía en la dieta aumenta con el número de presas totales ($r = 0.515$; Sig = 0.05) (figura 29), las proteínas aumentan con el número de presas del bentos ($r = 0.37$; Sig = 0.05) y el extracto libre de nitrógeno lo hace con el índice de Shannon-Wiener ($r = 0.42$; Sig = 0.027). La relación E/P aumenta con la variedad de la dieta ($r = 0.49$; Sig = 0.08) (figura 30) y con la dominancia ($r = 0.393$; Sig = 0.039).

La similitud media entre los individuos de esta estación en función calidad de la dieta es del 88.71 % \pm 0.376.

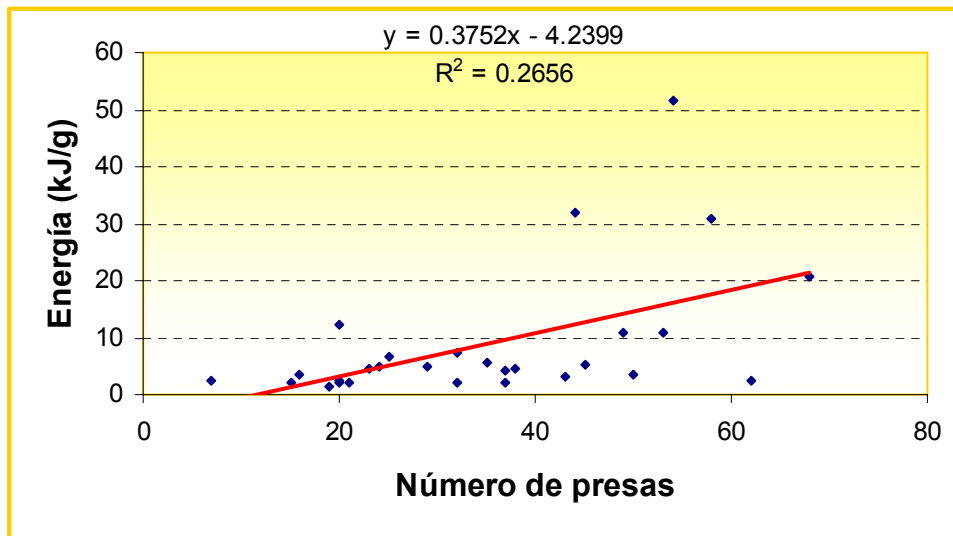


Figura 29. Relación entre el número de presas totales y la energía consumida por las truchas del río Santa Lucía.

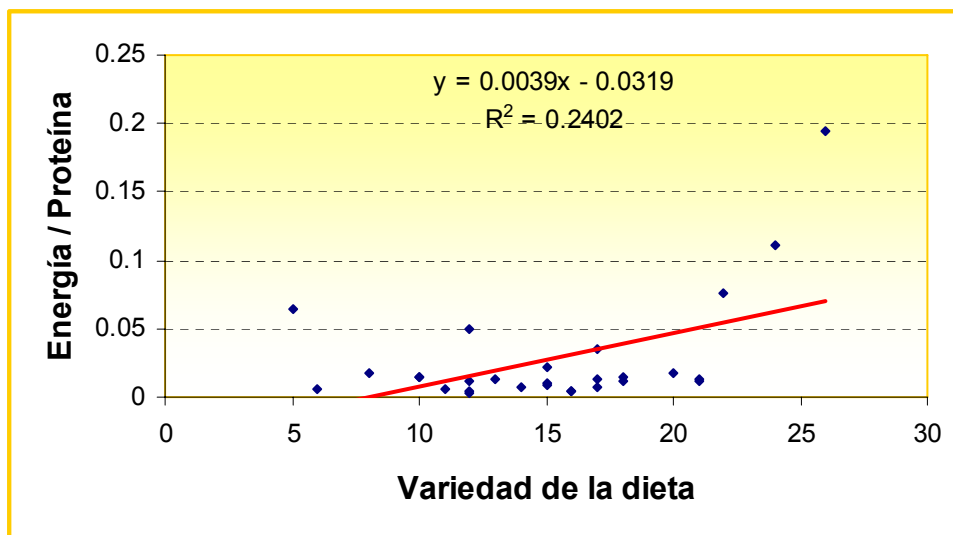


Figura 30. Relación entre la energía/proteína y la variedad de la dieta del río Santa Lucía.

2.4.2.3. Crecimiento

La talla media de esta estación de muestreo es $15.59 \text{ cm} \pm 0.27$ y el peso medio $51.53 \text{ g} \pm 2.6$. Las truchas de la cohorte 1+ se caracterizan por presentar una talla y peso medio de $15.20 \text{ cm} \pm 0.23$ y $48.13 \text{ g} \pm 2.37$ respectivamente, mientras que, las truchas 2+ tienen unos valores medios de $17.95 \text{ cm} \pm 0.21$ de longitud y $71.93 \text{ g} \pm 2.46$ de peso.



De las 28 truchas estudiadas en sólo 12 ejemplares se pudo determinar el sexo, todas ellas son hembras. En la tabla 20 se incluye información relativa a la biometría y el crecimiento de las truchas de esta estación de muestreo.

Tabla 20. Valores medios para las truchas del río Santa Lucía (media ± error típico de la media).

	Santa Lucía		
	1+	2+	Muestra
Longitud furcal (cm)	15.2 ± 0.23	17.92 ± 0.21	15.59 ± 0.27
Peso (g)	48.13 ± 2.37	71.93 ± 2.46	51.53 ± 2.6
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	-	-	0.4
L_{∞} (cm)	-	-	20.09
K (g/año)	-	-	0.94
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	8.92 ± 0.065	8.06 ± 0.525	8.80 ± 0.104
Talla retrocalculada (cm)	15.37 ± 0.213	14.09 ± 2.527	15.18 ± 0.376

En el río Santa Lucía, existe una correlación significativa entre la longitud furcal y el peso; ambos factores aumentan con el número de presas totales (figura 31) y con el número de imagos acuáticos (véase tabla 21).

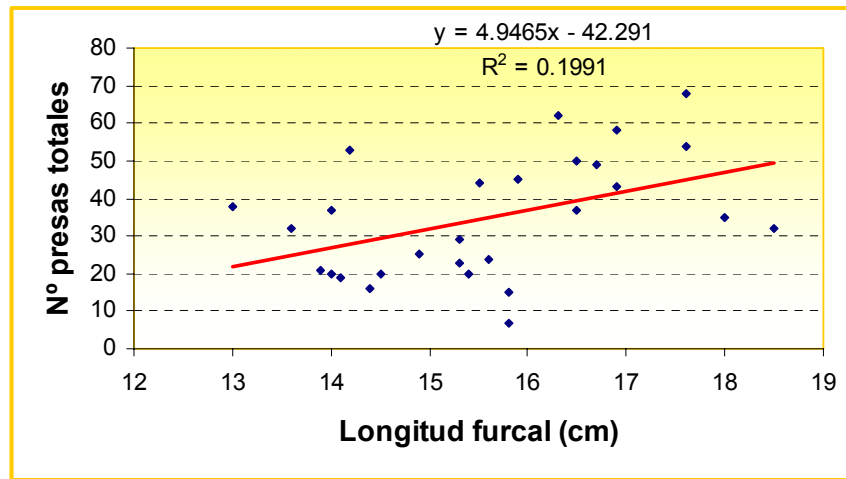


Figura 31. Relación entre la longitud furcal y el número de presas totales consumidas por las truchas del río Santa Lucía.

Tabla 21. Correlaciones significativas entre la talla y el peso y el resto de las variables.

	Longitud furcal (cm)		Peso (g)	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Nº presas totales	0.44	0.017	0.44	0.017
Nº imagos acuáticos	0.39	0.039	0.39	0.039



Existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.975$; $\text{Sig} < 0.001$) (figura 32). El crecimiento de las truchas en este río es isométrico, ya que el valor de la pendiente es prácticamente 3.

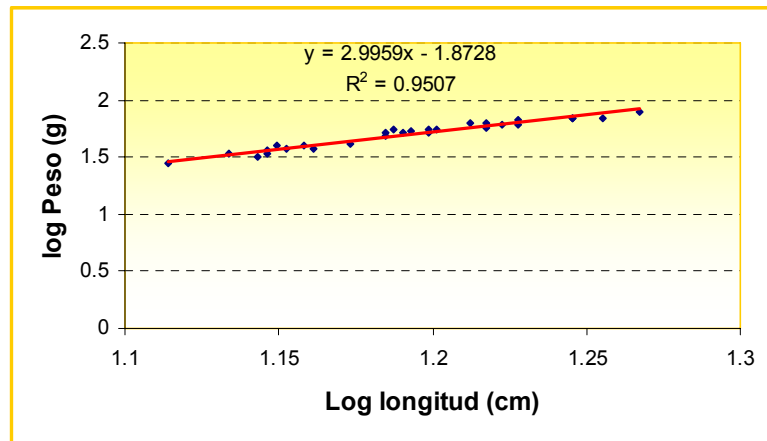


Figura 32. Relación longitud-peso del río Santa Lucía.

La tasa de crecimiento instantánea es 0.40 g/año, pero es diferente al valor obtenido con el modelo teórico de crecimiento (von Bertalanffy), según el cual la tasa de crecimiento instantánea tiene un valor de 0.94 g/año y la longitud máxima que pueden alcanzar las truchas de este río es 20.09 cm (figura 33).

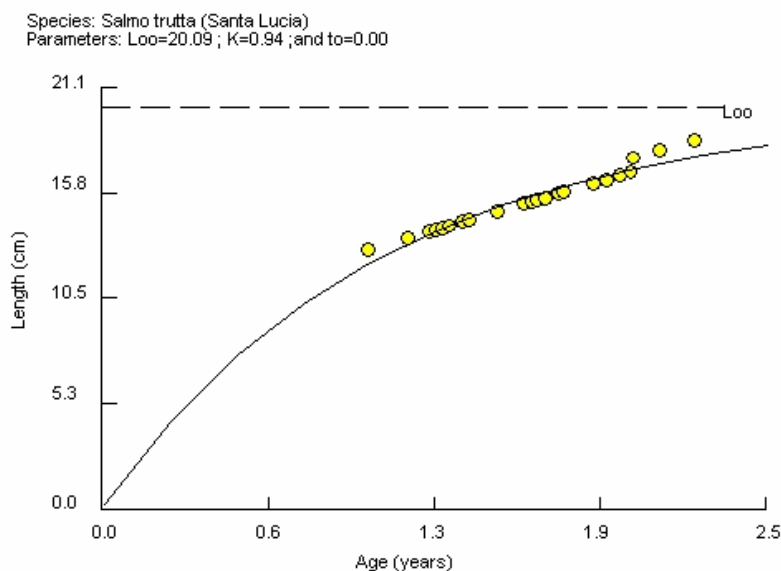


Figura 33. Curva de crecimiento teórica para el río Santa Lucía (von Bertalanffy).



La talla retrocalculada para la clase de edad 1+ es 15.37 cm \pm 1.045, mientras que para la cohorte 2+ es 14.091 cm \pm 5.055. La talla retrocalculada hasta la formación del *circulus* de crecimiento X esta correlacionada con el índice de condición ($r = 0.381$; Sig = 0.045) (figura 34).

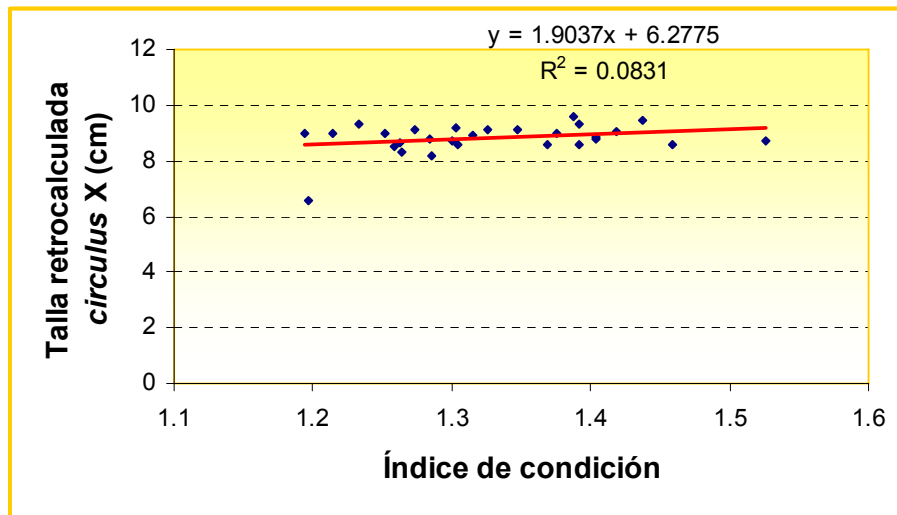


Figura 34. Relación entre la talla retrocalculada para el *circulus* X y el índice de condición de las truchas del río Santa Lucía.

2.4.2.4. Índices de condición somática

En la tabla 22 se muestran los valores medios de los índices de condición somática.

Tabla 22. Valores medios para las truchas del río Santa Lucía (media \pm error típico de la media).

	Santa Lucía		
	1+	2+	Muestra
Índice de condición	1.34 \pm 0.016	1.24 \pm 0.018	1.32 \pm 0.015
Índice de peso relativo	100.47 \pm 0.329	98.86 \pm 0.345	100.24 \pm 0.304
Peso hígado (g)	0.57 \pm 0.035	0.71 \pm 0.088	0.59 \pm 0.034
Índice hepatosomático	1.18 \pm 0.038	0.98 \pm 0.086	1.15 \pm 0.037



Además de estar correlacionado con la talla retrocalculada para la formación del *circulus* de crecimiento X, el índice de condición esta relacionado con otros índices de condición somática: aumenta con el peso del hígado (figura 35), con el índice hepatosomático ($r = 0.525$; Sig = 0.04) (figura 36) y con el índice de peso relativo ($r = 0.99$; Sig < 0.001). Mientras que, a su vez, el índice de peso relativo esta correlacionado con el índice hepatosomático ($r = 0.495$; Sig = 0.007) y con el peso del hígado ($r = 0.499$; Sig = 0.007).

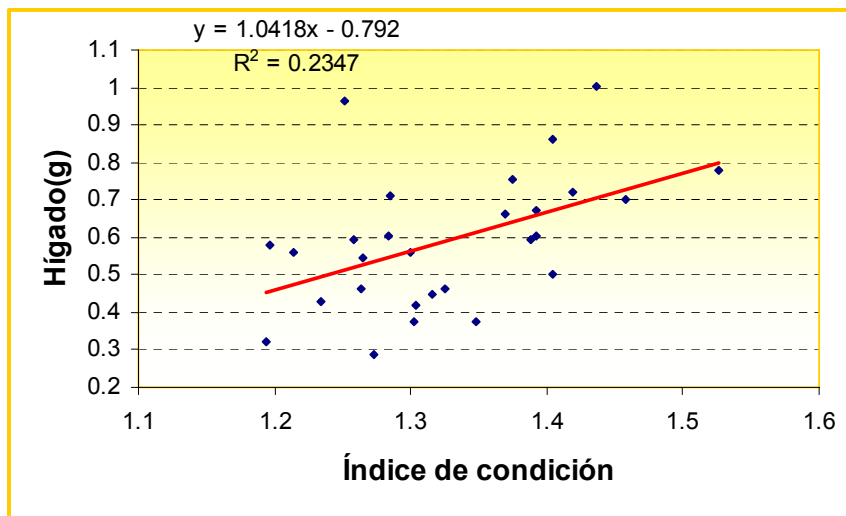


Figura 35. Relación entre el peso del hígado y el índice de condición de las truchas del río Santa Lucía.

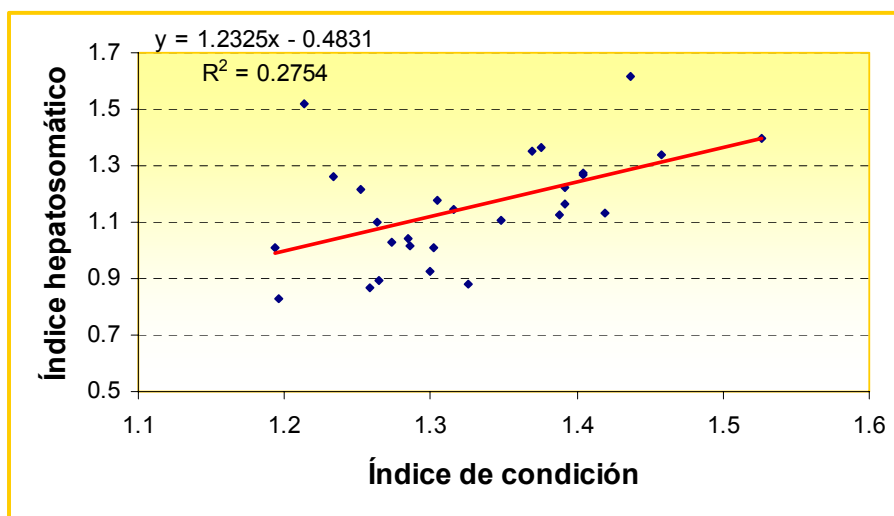


Figura 36. Relación entre el índice hepatosomático y el índice de condición de las truchas del río Santa Lucía.



2.4.2.5. Condición metabólica

En la tabla 23 se muestran los valores medios de la condición metabólica de las truchas analizadas en este río.

Tabla 23. Valores medios para las truchas del río Santa Lucía (media ± error típico de la media).

	Lípidos (mg/g)	Glucógeno (µg/g)	Proteínas (mg/g)	ARN/ADN
Valor medio	0.036 ± 0.011	196.70 ± 11.8	53.63 ± 1.77	42.08 ± 14.63

Entre las correlaciones obtenidas (véase tabla 24), cabe destacar la relación que existe entre la cantidad de lípidos almacenados en el músculo blanco y el número de presas consumidas (figura 37). A su vez la cantidad de glucógeno aumenta con la diversidad trófica de Shannon-Wiener y disminuye con el nº de presas bentónicas (véase tabla 25).

Tabla 24. Correlaciones significativas entre los lípidos y el resto de las variables.

	Santa Lucía	
	r	Significación (α)
Nº presas bentónicas	0.94	0.015
Alimento en superficie (%)	-0.94	0.018
Glucógeno (µg/g)	-0.94	0.016
Shannon-Wiener	-0.99	< 0.001

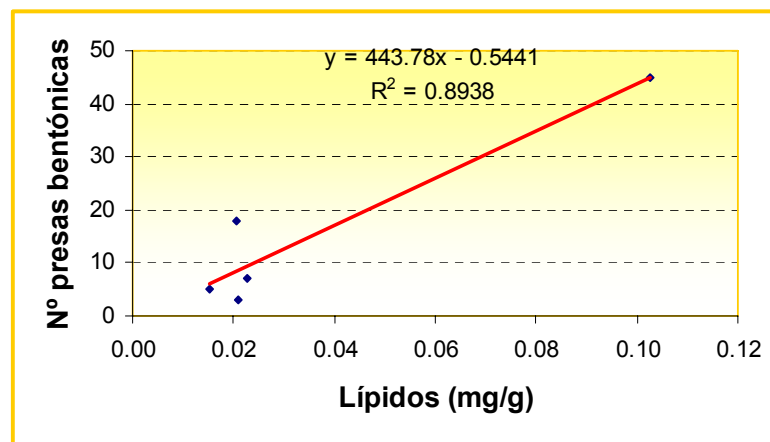


Figura 37. Relación entre la cantidad de lípidos almacenados y el número de presas bentónicas consumidas por las truchas del río Santa Lucía.



Tabla 25. Correlaciones significativas entre el glucógeno y el resto de las variables.

	Santa Lucía	
	r	Significación (α)
Shannon-Wiener	0.92	0.026
Nº presas bentónicas	-0.94	0.017



2.4.3. Río Sar

2.4.3.1. Descripción de la dieta

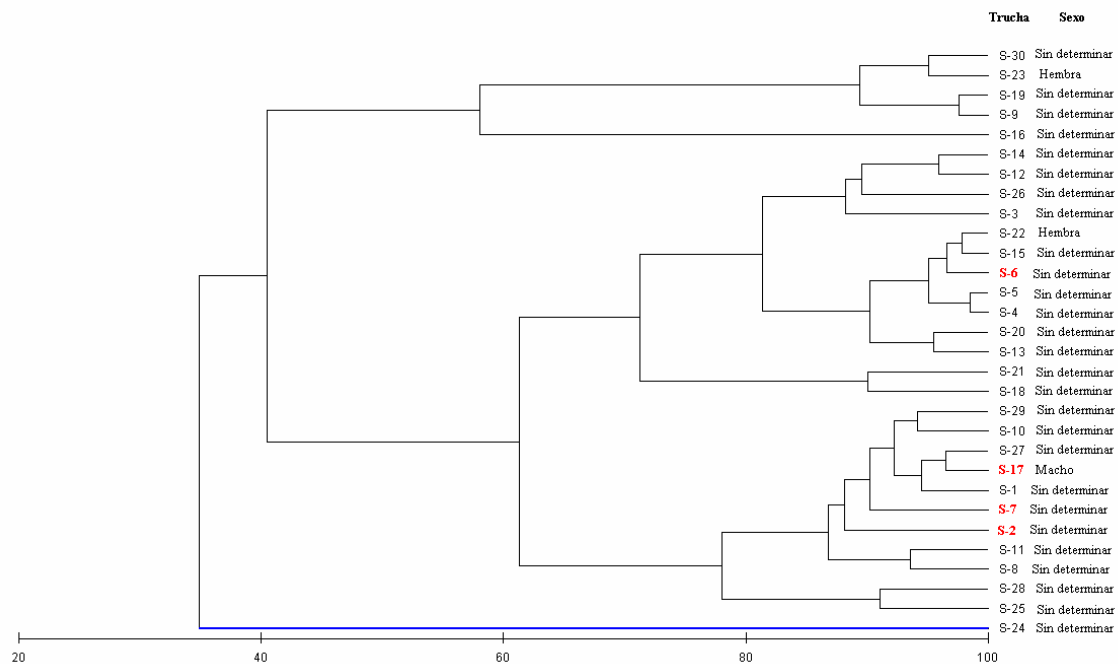
En los 30 estómagos analizados se identificaron 2121 presas agrupadas en 60 *items*. El número medio de presas consumidas fue 70.7 (rango comprendido entre 3 y 309) y el número medio de *items* por trucha fue 9.27 (3 como valor mínimo y 20 como máximo).

En la tabla 26 se incluye información relativa a las características de la dieta del río Sar.

Tabla 26. Características de la dieta de las truchas del río Sar (media \pm error típico de la media).

	Sar		
	1+	2+	Ambas
Relación fauna aérea (%)	24.63 \pm 4.5	17.66 \pm 3.77	23.7 \pm 3.94
Nº presas totales	73.77 \pm 12.82	50.75 \pm 12.58	70.7 \pm 11.27
Nº presas bentónicas	47.65 \pm 6.17	40.5 \pm 8.58	46.7 \pm 5.45
Nº imagos acuáticos	22.77 \pm 8.06	7 \pm 3.67	20.67 \pm 7.06
Nº presas terrestres	2.62 \pm 0.69	3 \pm 1.22	2.67 \pm 0.615
Otras presas	0.73 \pm 0.162	0.25 \pm 0.250	0.67 \pm 0.14
Nº <i>Items</i>	8.88 \pm 0.91	11.75 \pm 1.03	9.27 \pm 0.822
Diversidad trófica, Margalef	1.91 \pm 0.15	2.79 \pm 0.22	2.03 \pm 0.14
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.59 \pm 0.03	0.78 \pm 0.056	0.61 \pm 0.029
Equidad, Pielou	0.68 \pm 0.03	0.73 \pm 0.035	0.68 \pm 0.027
Variedad de la dieta	-	-	60
Índice de Uniformidad	0.63 \pm 0.03	0.83 \pm 0.06	0.66 \pm 0.031
Dominancia	3.47 \pm 0.60	2.39 \pm 0.59	3.33 \pm 0.74
Amplitud de nicho	0.28	0.41	0.30
Solapamiento trófico (%)	-	-	60
Nº truchas	26	4	30

En el dendrograma de similitud que agrupa los individuos de esta estación en función de su dieta (figura 38), el valor del índice es superior al 30 %. Una trucha (el 3.33 %) de las 30 estudiadas se segrega claramente en el dendrograma reflejando una diferencia notable con relación al resto. El resto de las truchas se segregan en dos grupos, uno con 5 truchas (el 16.66 %) de las 30 estudiadas, de manera que así el 80 % de las truchas presentan una dieta semejante.



Similitud

Figura 38. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del río Sar de la composición faunística consumida por cada trucha. En rojo las truchas pertenecientes a la clase de edad 2+.

En términos de abundancia, las presas más importantes fueron las larvas de Quironómidos en truchas 1+ (el 34.78 %), mientras que en truchas 2+ lo fueron los *Physidae* (el 32 %).

Si tenemos en cuenta el índice de frecuencia (F), el alimento preferencial para las truchas de este río son los Quironómidos en estado larvario y adulto, los *Proasellus* y los *Physidae*.

El 66.1 % del total de las presas consumidas por las truchas del río Sar está compuesto por presas acuáticas y el 33 % lo constituye el alimento en superficie (figura 39). La relación media individual de presas en superficie es del 23.7 % (rango comprendido entre el 0 % y el 67.96 %). En la tabla 27 se incluye información relativa a la composición faunística de la dieta de este río. Los coeficientes de variación se recogen en la tabla 28.

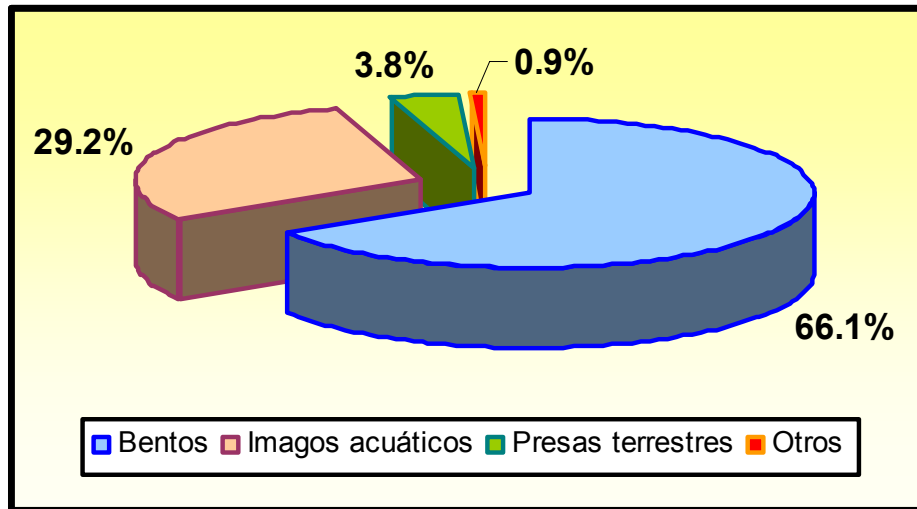


Figura 39. Diagrama de sectores de la composición faunística de la dieta del río Sar.

Tabla 27. Composición faunística de la dieta del río Sar según la clase de edad. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

Clase de edad	1+			2+			Ambas		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
<u>Bentos</u>									
Gasteropoda (s.i)	14	0.73	26.9	2	0.99	50	16	0.75	30
Potamopyrgus	1	0.05	3.85	4	1.97	50	5	0.24	10
Physidae	187	9.75	61.5	65	32	100	252	11.9	66.7
Lymnaeidae	6	0.31	15.4	2	0.99	25	8	0.38	16.7
Sphaeriidae	53	2.76	23.1	2	0.99	50	55	2.59	26.7
Proasellus	249	13	73.1	18	8.87	100	267	12.6	76.7
Baetidae	18	0.94	34.6	3	1.48	50	21	0.99	36.7
Odonata (s.i)	3	0.16	11.5	-	-	-	3	0.14	10
Gomphidae	-	-	-	1	0.49	25	1	0.05	3.33
Aeschnidae	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
Calopterygidae	1	0.05	3.85	1	0.49	25	2	0.09	6.67
Hydrometridae	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
Sialidae	-	-	-	1	0.49	25	1	0.05	3.33
Coleoptera (s.i)	2	0.1	7.69	-	-	-	2	0.09	6.67
Dytiscidae	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
Gyrinidae	3	0.16	7.69	-	-	-	3	0.14	6.67
Trichoptera (s.i)	3	0.16	11.5	-	-	-	3	0.14	6.67
Hydropsychidae	3	0.16	11.5	-	-	-	3	0.14	10
Rhyacophilidae	2	0.1	7.69	-	-	-	2	0.09	6.67
Sericostomatidae	-	-	-	1	0.49	25	1	0.05	3.33
Chironomidae	667	34.78	88.5	58	28.6	100	725	34.2	90
Ceratopogonidae	12	0.63	23.1	3	1.48	50	15	0.71	26.7
Simuliidae	2	0.1	7.69	-	-	-	2	0.09	6.67
Tipulidae	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
Empididae	9	0.47	30.8	1	0.49	25	10	0.47	30
<u>Imagos acuáticos</u>									
Efemeroptera (s.i)	19	0.99	30.8	2	0.99	50	21	0.99	33.3



<i>Chironomidae</i>	276	14.4	61.5	12	5.91	100	288	13.6	66.7
<i>Tipulidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Athericidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Empididae</i>	295	15.4	69.2	14	6.9	75	309	14.6	70
<u>Presas terrestres</u>									
Oligochaeta (s.i)	5	0.26	19.2	1	0.49	25	6	0.28	20
Arachnida (s.i)	3	0.16	11.5	1	0.49	25	4	0.19	13.3
Orthoptera (s.i)	3	0.16	11.5	2	0.99	25	5	0.24	13.3
Heteroptera (s.i)	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Reduviidae</i>	-	-	-	1	0.49	25	1	0.05	3.33
<i>Acanthosomidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
Homoptera (s.i)	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Aphidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Cicadellidae</i>	1	0.05	0	1	0.49	25	2	0.09	3.33
<i>Mycetophilidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Muscidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Bibionidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Asilidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
Hymenoptera (s.i)	15	0.78	30.8	-	-	-	15	0.71	26.7
<i>Pteromalidae</i>	4	0.21	7.69	-	-	-	4	0.19	6.67
<i>Cynipidae</i>	2	0.1	3.85	-	-	-	2	0.09	3.33
<i>Formicidae</i>	13	0.68	30.8	1	0.49	25	14	0.66	30
<i>Panorpidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
Coleoptera (s.i)	7	0.36	15.4	2	0.99	25	9	0.42	16.7
<i>Elateridae</i>	-	-	-	2	0.99	25	2	0.09	3.33
<i>Helophoridae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Anobiidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Staphilinidae</i>	2	0.1	7.69	-	-	-	2	0.09	6.67
<i>Cryptophagidae</i>	1	0.05	3.85	-	-	-	1	0.05	3.33
<i>Chrysomellidae</i>	1	0.05	3.85	1	0.49	25	2	0.09	6.67
<u>Otros</u>									
Exuvia Tricóptero (s.i)	-	-	7.69	-	-	-	-	-	6.67
Resto vegetal	-	-	15.4	-	-	25	-	-	16.7
Alga filamentosa	-	-	3.85	-	-	-	-	-	3.33
Semilla	-	-	3.85	-	-	-	-	-	3.33
No identificados	19	0.99	38.5	1	0.49	25	20	0.94	33.3

Tabla 28. Coeficientes de variación de los tipos de presas consumidos, talla y peso.

	Sar					
	1+	CV	2+	CV	Ambas	CV
Nº presas totales	73.77	1.13	50.75	2.02	70.7	1.14
Nº presas bentónicas	47.65	1.51	40.5	2.36	46.7	1.56
Nº imagos acuáticos	22.77	0.55	7	0.95	20.67	0.53
Nº presas terrestres	2.62	0.74	3	1.22	2.67	0.79
Otras presas	0.73	0.89	0.25	0.50	0.67	0.84
Nº Items	8.88	1.90	11.75	5.70	9.27	2.06
Longitud furcal (cm)	15.73	12.29	18.8	12.70	16.14	9.72
Peso (g)	52.97	4.21	84.38	5.70	57.16	3.44



2.4.3.1.1. Contenido estomacal

El peso seco y húmedo medio del contenido estomacal fue $1.06 \text{ g} \pm 0.13$ y $6.66 \text{ g} \pm 0.13$ respectivamente, mientras que el índice de repleción medio fue $12.59 \% \pm 0.67$. A su vez el peso medio colectivo fue el 11.67% . La ración media consumida en el momento de la captura es superior a la teórica en el laboratorio ($t = 13.36$; $gl = 29$; $\text{Sig} < 0.001$) como puede observarse en la tabla 29.

Tabla 29. Valores de alimento ingerido por las truchas del río Sar (media \pm error típico de la media).

	1+	2+	Ambas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	3.17 ± 0.14	5.06 ± 0.44	3.42 ± 0.18
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	6.7 ± 0.14	6.33 ± 0.3	6.6 ± 0.13

2.4.3.1.2. Talla media de presa

La talla media de presa consumida en este río es $10.51 \text{ mm} \pm 0.71$. La relación media entre esta y la talla del pez fue 0.066 ± 0.0043 . La talla media de presa disminuye a medida que aumenta la proporción de presas aéreas consumidas ($r = -0.566$; $\text{Sig} < 0.001$) y el número de *items* ($F = -0.587$; $\text{Sig} < 0.001$). Por otro lado, la energía ingerida en la dieta (figura 40) también está en relación con este tamaño medio de presa ($r = 0.759$; $\text{sig} < 0.001$).

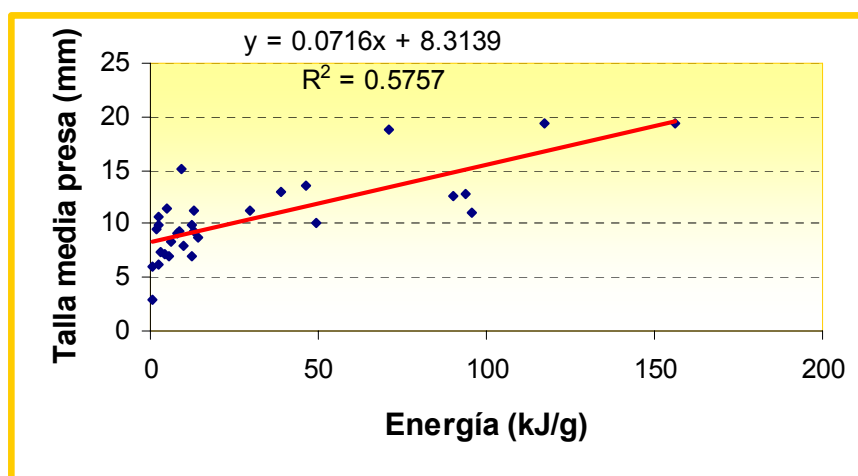


Figura 40. Relación entre la energía ingerida y el tamaño de presa medio consumido por las truchas del río Sar.



2.4.3.2. Calidad de la dieta

La dieta media por trucha contiene 30.75 kJ/g de energía, y está compuesta por el 43.24 % de proteínas, el 41.59 % de extracto libre de nitrógeno, el 8.59 % de fibra y el 6.58 % de lípidos (figura 41). En la tabla 30 se muestran los valores de la calidad de la dieta.

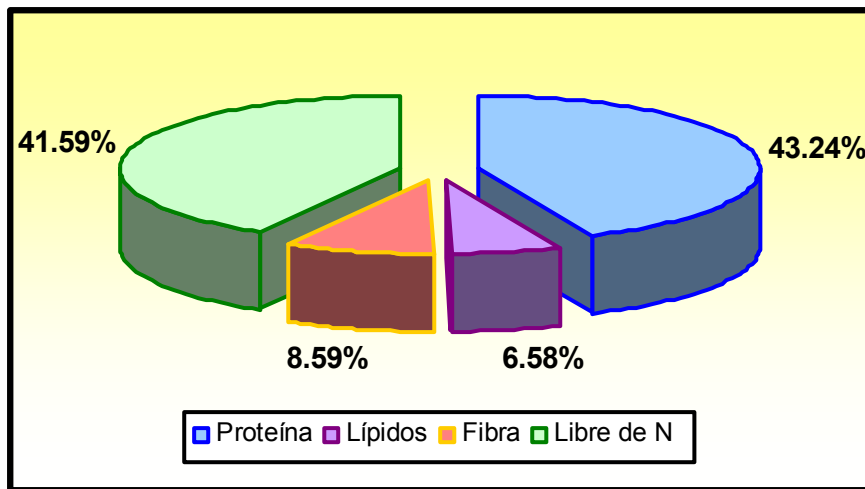


Figura 41. Diagrama de sectores de la calidad de la dieta del río Sar.

Tabla 30. Valores de los componentes del alimento ingerido por las truchas del río Sar (media \pm error típico de la media).

	Sar			Aportado bentos (%)	Aportado alimento en superficie (%)
	1+	2+	Muestra		
Energía ingerida (kJ/g)	26 \pm 8.14	61.59 \pm 11.72	30.75 \pm 7.5	50.99	49.01
Proteína ingerida (%)	46.05 \pm 3.205	24.91 \pm 0.319	43.24 \pm 3.075	52.23	47.75
Lípidos ingeridos (%)	7.19 \pm 0.650	2.60 \pm 0.071	6.58 \pm 0.632	46.05	53.95
Fibra ingerida (%)	9.71 \pm 2.140	1.30 \pm 0.215	8.59 \pm 1.924	78.07	21.85
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	37.03 \pm 4.013	71.17 \pm 0.531	41.59 \pm 4.084	70.20	29.78
E/P	0.9 \pm 0.330	2.47 \pm 0.466	1.11 \pm 0.306	-	-



El contenido en proteína y lípidos de la dieta aumenta con el porcentaje de alimento consumido en superficie ($r = 0.55$; $\text{Sig} < 0.001$, $r = 0.39$; $\text{Sig} = 0.033$ respectivamente). Además el contenido en proteínas aumenta con el número de presas totales ($r = 0.38$; $\text{Sig} = 0.036$) y el contenido en lípidos disminuye con el peso del pez ($r = -0.38$; $\text{Sig} = 0.040$). La relación E/P aumenta con el peso seco del contenido estomacal ($r = 0.72$; $\text{Sig} < 0.001$) (figura 42).

La similitud de Bray-Curtis media entre los individuos de esta estación de muestreo en función de la calidad de la dieta es de $83.51 \% \pm 0.507$.

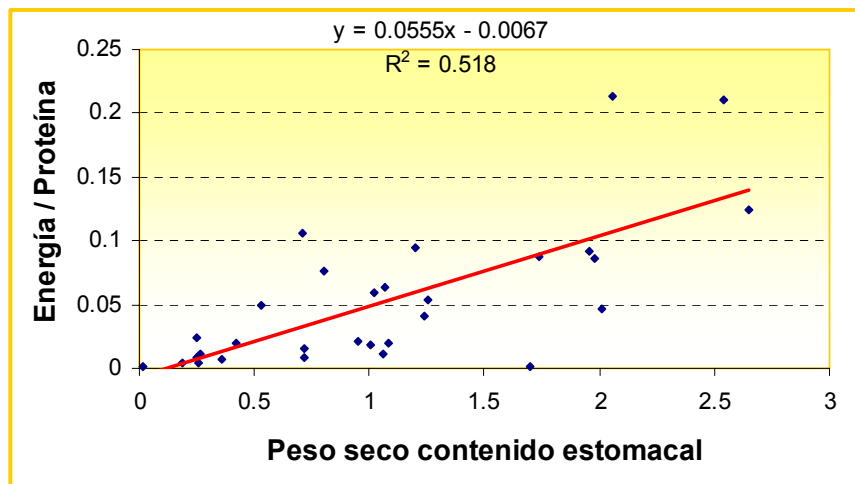


Figura 42. Relación entre la relación energía/proteína y el peso seco del contenido estomacal de las truchas del río Sar.

2.4.3.3. Crecimiento

La talla media de esta estación de muestreo es $16.40 \text{ cm} \pm 0.30$ y el peso medio $57.16 \text{ g} \pm 3.03$, estos valores son los más altos encontrados en los cuatro ríos estudiados. Las truchas de la cohorte 1+ se caracterizan por presentar una talla y peso medio de $15.74 \text{ cm} \pm 0.25$ y $52.97 \text{ g} \pm 2.46$ respectivamente, mientras que, las truchas 2+ tienen unos valores medios de $18.80 \text{ cm} \pm 0.74$ de longitud y $84.38 \text{ g} \pm 7.40$ de peso. De las truchas estudiadas, en 27 ejemplares no se pudo determinar el sexo y los tres restantes



se corresponden con un macho y dos hembras. En la tabla 31 se incluye información relativa de la biometría y el crecimiento de las truchas de esta estación de muestreo.

Tabla 31. Valores medios para las truchas del río Sar (media ± error típico de la media).

	Sar		
	1+	2+	Ambas
Longitud furcal (cm)	15.73 ± 0.25	18.8 ± 0.74	16.14 ± 0.3
Peso (g)	52.97 ± 2.46	84.38 ± 7.4	57.16 ± 3.03
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	-	-	0.46
L_{∞}	-	-	21.26
K (g/año)	-	-	0.92
Talla retrocalculada (cm)	15.93 ± 0.18	17.50 ± 0.22	16.14 ± 0.19
Talla retrocalculada <i>Circulus X</i> (cm)	10.81 ± 0.05	10.66 ± 0.05	10.79 ± 0.046

Tanto la talla como el peso aumentan con la diversidad trófica según Shannon-Wiener ($r = 0.481$; $\text{Sig} = 0.07$, $r = 0.457$; $\text{Sig} = 0.011$ respectivamente) (figura 43).

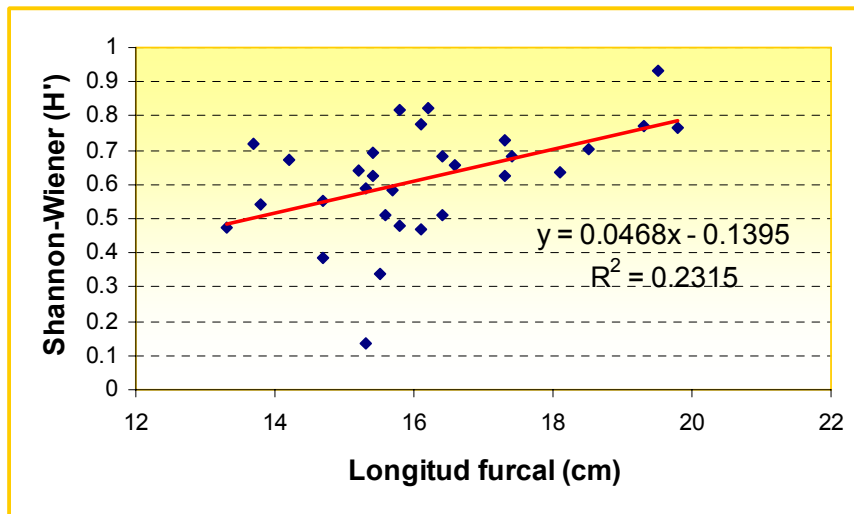


Figura 43. Relación entre la longitud furcal y la diversidad de Shannon-Wiener del río Sar.

Además existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.949$; $\text{Sig} < 0.001$). Existe cierta alometría en el crecimiento en esta estación (figura 44), ya que el valor de la pendiente es 2.577.

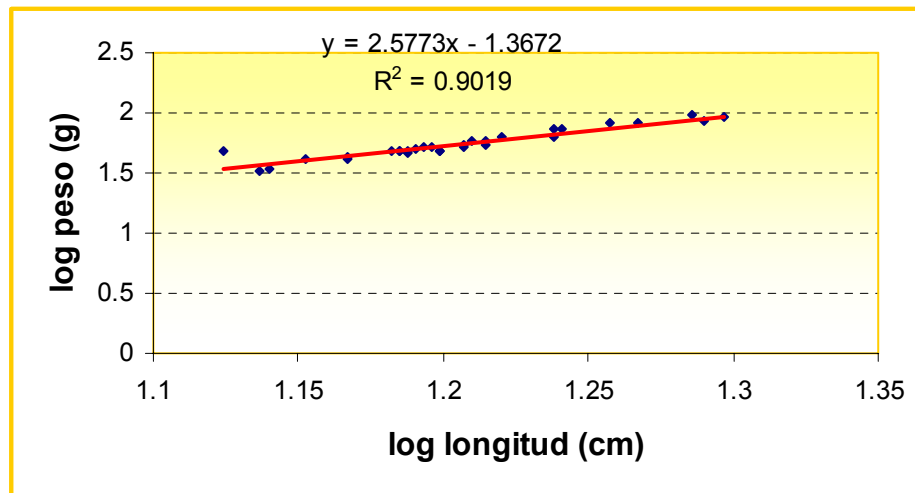


Figura 44. Relación longitud-peso del río Sar.

La tasa de crecimiento instantánea es 0.47 g/año, diferente del valor obtenido en el modelo teóricos de crecimiento de von Bertalanffy, según el cual la tasa de crecimiento instantánea tiene un valor de 0.92 g/año y la longitud máxima que pueden alcanzar las truchas de este río es 21.26 cm (figura 45).

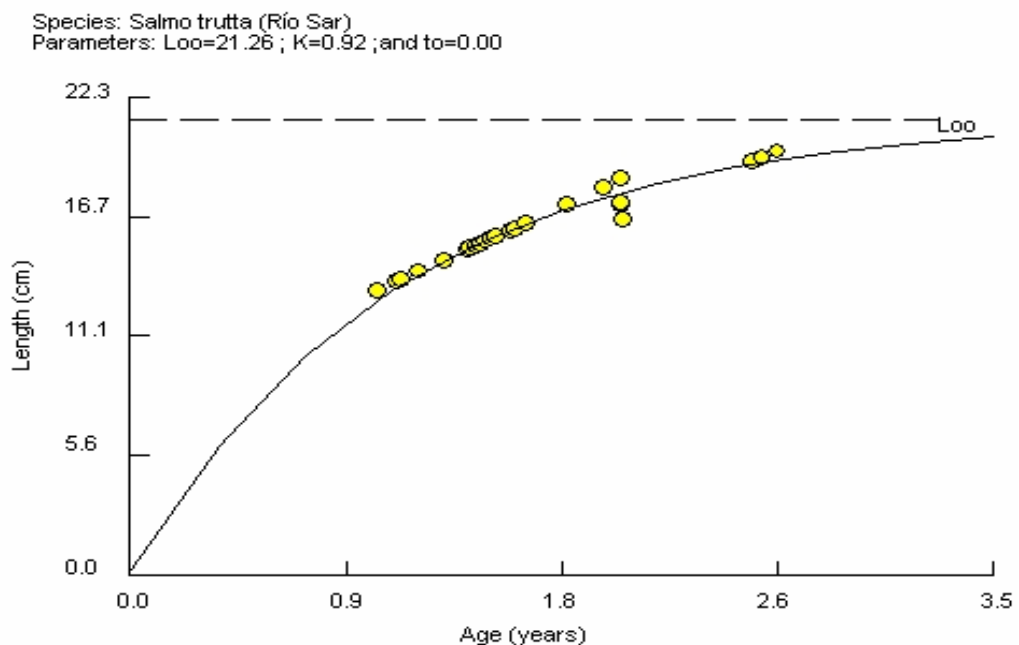


Figura 45. Curva de crecimiento teórica para el río Sar (von Bertalanffy).



No se ha encontrado ninguna correlación entre la talla retrocalculada hasta la formación del *circulus* X y el resto de las variables de calidad de la dieta, de alimentación, de condición somática y de condición metabólica. La talla retrocalculada para la clase de edad 1+ es $15.93 \text{ cm} \pm 0.968$, mientras que para la cohorte 2+ es $17.5 \text{ cm} \pm 0.44$.

2.4.3.4. Índices de condición somática

En la tabla 32 se muestran los valores medios de los índices de condición somática de las truchas de este río.

Tabla 32. Valores medios para las truchas del río Sar (media \pm error típico de la media).

	Sar		
	1+	2+	Ambas
Índice de condición	1.34 ± 0.029	1.26 ± 0.06	1.33 ± 0.026
Índice de peso relativo	100.44 ± 0.476	100.86 ± 0.855	100.49 ± 0.425
Peso hígado (g)	0.84 ± 0.052	1.17 ± 0.11	0.88 ± 0.051
Índice hepatosomático	1.59 ± 0.078	1.39 ± 0.065	1.56 ± 0.069

Los valores medios del índice hepatosomático y del peso del hígado son los más elevados de las cuatro estaciones de muestreo. El índice hepatosomático aumenta con el propio peso del hígado ($r = 0.575$; Sig = 0.010), pero disminuye con el número de *items* consumidos ($r = -0.537$; Sig = 0.020). Mientras que el índice de peso relativo y el índice de condición están correlacionados ($r = 0.91$; Sig < 0.001).

2.4.3.5. Condición metabólica

En la tabla 33 se resume la información relativa a los valores medios de la condición metabólica de las truchas del río Sar.



Tabla 33. Valores medios para las truchas del río Sar (media ± error típico de la media).

	Lípidos (mg/g)	Glucógeno (µg/g)	Proteínas (mg/g)	ARN/ADN
Valores medios	0.021 ± 0.002	48.53 ± 6.79	53.5 ± 2.21	19.47 ± 6.56

La cantidad de lípidos almacenados en el músculo blanco aumenta con la energía ($r = 0.951$; Sig = 0.013) (figura 46), con las proteínas ($r = 0.958$; Sig = 0.01), con los lípidos ($r = 0.96$; Sig = 0.01) y con el extracto libre de nitrógeno ($r = 0.918$; Sig = 0.028) ingeridos en la dieta. El glucógeno aumenta con la diversidad trófica ($r = 0.952$; Sig = 0.012) (figura 47). Por el contrario, no se han encontrado correlaciones entre la relación ARN/ADN con el resto de las variables de calidad de la dieta, de alimentación, de crecimiento y los índices de condición somática.

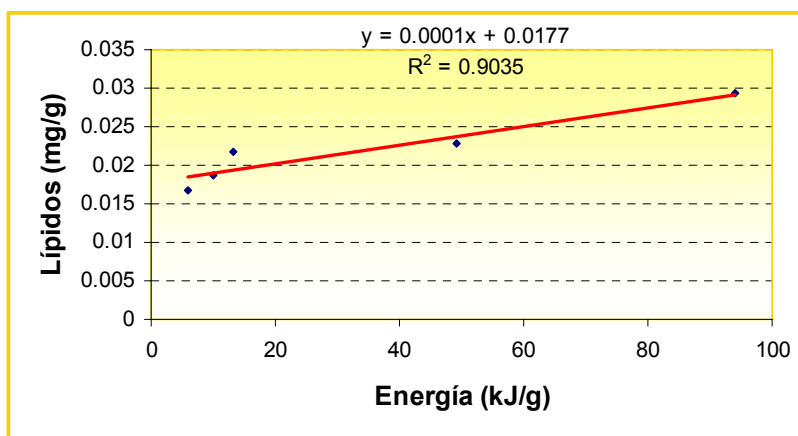


Figura 46. Relación entre la energía ingerida y los lípidos almacenados de las truchas del río Sar.

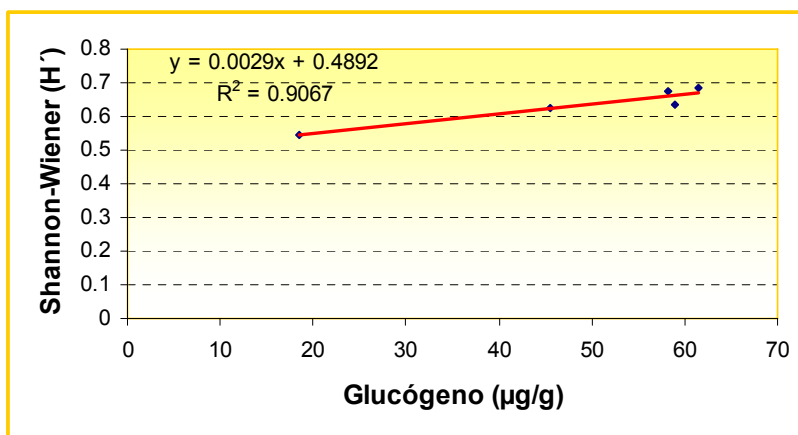


Figura 47. Relación entre el glucógeno almacenado y el índice de Shannon-Wiener de las truchas del río Sar.



2.4.4. Río Traba

2.4.4.1. Descripción de la dieta

En los 31 estómagos analizados se identificaron 5204 presas agrupadas en 82 *items*. El número medio de presas consumidas fue 167.87 (rango comprendido entre 8 y 585) y el número medio de *items* por trucha fue 17.23 (4 como valor mínimo y 28 como máximo).

Este río es el único río que nos ha proporcionado una suficiente cantidad de truchas de 1+ y 2+ para poder realizar una comparación adecuada. De esta manera se ha trabajado con un total de 31 individuos, 16 fueron de la cohorte 1+ y los 15 restantes son de la 2+.

En la tabla 34 se incluye información relativa a las características de la dieta del río Traba. Los valores de dominancia son mayores en la clase de edad 1+ que en la 2+, 4.1 y 2.28 respectivamente, mientras que los valores de equidad son similares entre las dos clases de edad (0.62 y 0.72). Los índices de diversidad de Shannon-Wiener y de Margalef muestran que la dieta es semejante entre las clases de edad, 0.73 y 3.25 en las truchas 1+ y 0.84 y 3.39 en las truchas 2+, respectivamente. La amplitud de nicho es mayor para la clase de edad 2+ (0.43) que para la 1+ (0.24) y presenta un solapamiento trófico del 78 %.

En el dendrograma de similitud que agrupa los individuos de esta estación en función de su dieta (figura 48), el valor del índice es siempre superior al 40 % si no se tienen en cuenta 3 truchas (9.67 %) de las 31 estudiadas que se segregan del resto. En general, el 77.42 % de las truchas presentan una dieta semejante.



Tabla 34. Características de la dieta de las truchas del río Traba (media ± error típico de la media).

	Traba		
	1+	2+	Ambas
Relación fauna aérea (%)	17.21 ± 4.76	22.55 ± 4.26	19.79 ± 3.19
Nº presas totales	213.94 ± 36.79	118.73 ± 15.81	167.87 ± 21.93
Nº presas bentónicas	118 ± 36.49	93.73 ± 15.38	142 ± 21.73
Nº imagos acuáticos	17.88 ± 5.53	16.6 ± 4.40	17.26 ± 3.5
Nº presas terrestres	6.56 ± 1.47	7.8 ± 2.28	7.16 ± 1.32
Otras presas	0.56 ± 0.18	0.6 ± 0.21	0.58 ± 0.137
Nº <i>Items</i>	17.69 ± 1.42	16.73 ± 1.53	17.23 ± 1.03
Diversidad trófica, Margalef	3.25 ± 0.21	3.39 ± 0.26	3.32 ± 0.16
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.73 ± 0.038	0.84 ± 0.04	0.79 ± 0.03
Equidad, Pielou	0.62 ± 0.039	0.72 ± 0.035	0.66 ± 0.027
Variedad de la dieta	-	-	82
Índice de Uniformidad	0.61 ± 0.032	0.7 ± 0.035	0.65 ± 0.025
Dominancia	4.1 ± 0.70	2.28 ± 0.3	3.22 ± 0.42
Amplitud de nicho	0.24	0.43	0.31
Solapamiento trófico (%)	-	-	78
Nº truchas	16	15	31

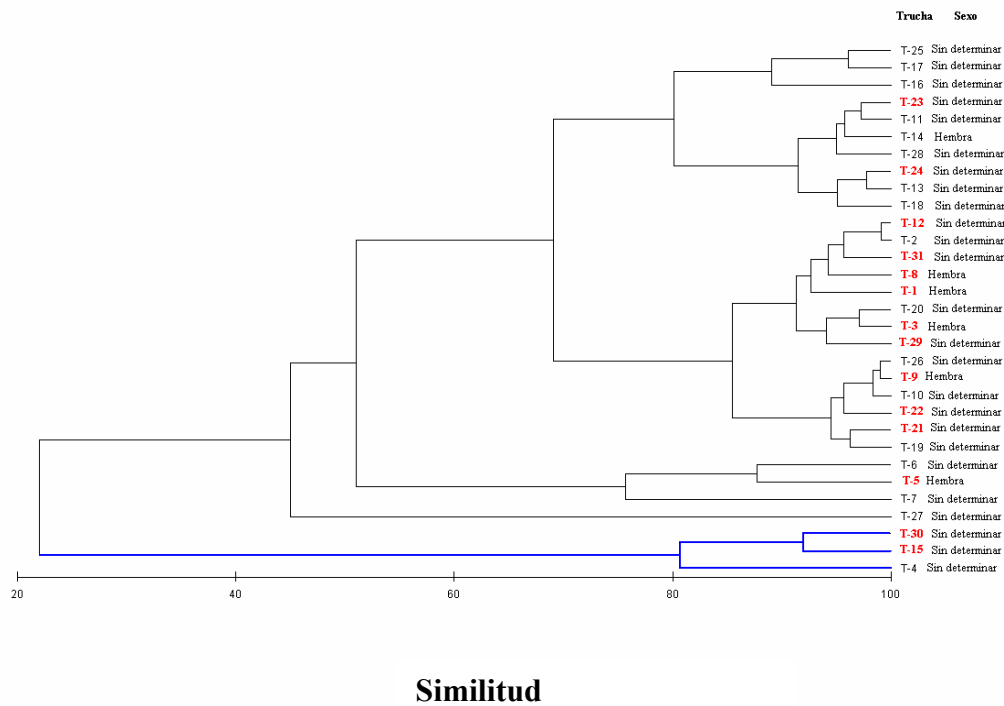


Figura 48. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del río Traba de la composición faunística consumida por cada trucha. En rojo las truchas pertenecientes a la clase de edad 2+.

En términos de abundancia, las presas más importantes fueron las larvas de Simúlidos tanto en truchas 1+ (el 34.09 %) como en truchas 2+ (el 28.69 %).



El alimento preferencial en función del índice de frecuencia (F) incluye a los Quironómidos en estado larvario y adulto, las larvas de Simúlidos, Ceratopogónidos, Hidropsíquidos, Riacofilidos, y Leptoceridos, las ninfas de Bétidos, los Empídidos adultos y, en menor medida, los subimagos e imagos de Efemerópteros.

Hemos encontrado que existen diferencias en el número de presas consumidas entre las clases de edad ($F = 5.391$; $Sig = 0.027$), así es la clase de edad 1+ la que consume un mayor número de presas ($1+ = 213.94 \pm 36.79$ y $2+ = 118.73 \pm 15.81$). No obstante, las dos cohortes capturan la misma proporción de alimento en superficie ($F = 0.69$; $Sig = 0.413$). El 85.1 % del total de las presas consumidas por las truchas del río Traba esta compuesto por presas acuáticas y el 14.6 % lo constituye el alimento en superficie (figura 49). La relación media individual de presas en superficie es del 19.8 % (rango comprendido entre el 0 % y el 75 %). En la tabla 35 se incluye información relativa a la composición faunística de la dieta de este río.

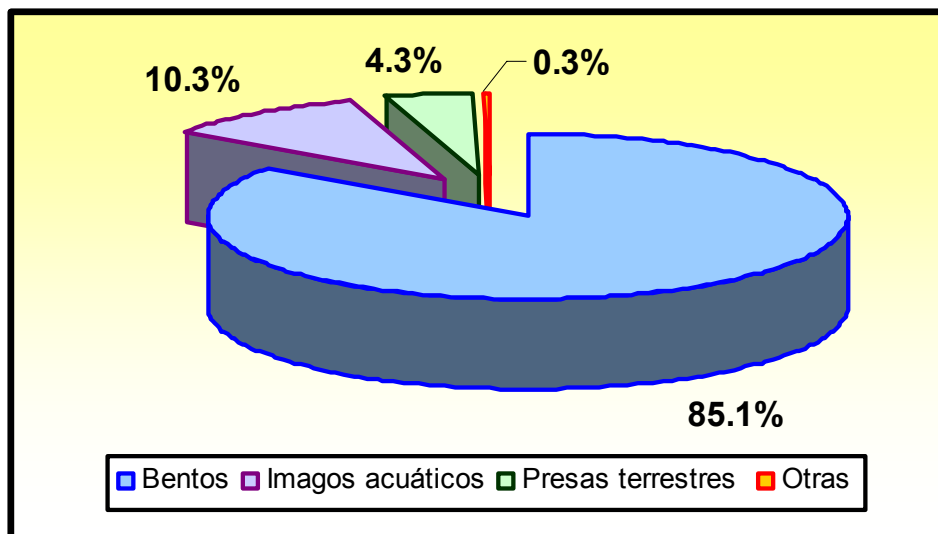


Figura 49. Diagrama de sectores de la composición faunística de la dieta del río Traba.



Tabla 35. Composición faunística de la dieta del río Traba según la clase de edad. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

Clase de edad	1+			2+			Ambas		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
<u>Bentos</u>									
Hydracharina	3	0.09	18.8	1	0.06	6.67	4	0.08	12.9
Efemeroptera (s.i)	121	3.53	81.3	154	8.65	93.3	275	5.28	87.1
<i>Baetidae</i>	498	14.6	93.8	179	10.1	86.7	677	13.01	90.3
<i>Heptageniidae</i>	8	0.23	37.5	7	0.39	13.3	15	0.29	25.8
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	-	2	0.11	6.67	2	0.04	3.23
<i>SF. Nemouridae</i>	12	0.35	25	11	0.62	46.7	23	0.44	35.5
<i>SF. Perlodea</i>	18	0.53	37.5	3	0.17	20	21	0.4	29
Odonata (s.i)	2	0.06	12.5	1	0.06	6.67	3	0.06	9.68
<i>Calopterygidae</i>	1	0.03	6.25	1	0.06	6.67	2	0.04	6.45
<i>Gomphidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Hydrometridae</i>	2	0.06	12.5	-	-	-	2	0.04	6.45
<i>Corixidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Hydrophilidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Hydraenidae</i>	1	0.03	6.25	1	0.06	6.67	2	0.04	6.45
<i>Elmidae</i>	2	0.06	12.5	4	0.22	13.3	6	0.12	12.9
Trichoptera (s.i)	11	0.32	37.5	4	0.22	26.7	15	0.29	32.3
<i>Hydropsychidae</i>	57	1.67	93.8	49	2.75	80	106	2.04	87.1
<i>Rhyacophilidae</i>	20	0.58	62.5	25	1.4	60	45	0.86	61.3
<i>Leptoceridae</i>	51	1.49	68.8	27	1.52	60	78	1.5	64.5
<i>Philopotamidae</i>	9	0.26	37.5	19	1.07	40	28	0.54	38.7
<i>Brachycentridae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Limnephilidae</i>	2	0.06	12.5	-	-	-	2	0.04	6.45
<i>Chironomidae</i>	995	29.1	100	380	21.3	100	1375	26.42	100
<i>Ceratopogonidae</i>	33	0.96	75	19	1.07	60	52	1	67.7
<i>Empididae</i>	3	0.09	18.8	1	0.06	6.67	4	0.08	12.9
<i>Simuliidae</i>	1167	34.1	93.8	511	28.7	93.3	1678	32.24	93.6
<i>Psychodidae</i>	2	0.06	12.5	1	0.06	6.67	3	0.06	9.68
<i>Blephariceridae</i>	5	0.15	12.5	1	0.06	6.67	6	0.12	9.68
<i>Athericidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<u>Imagos acuáticos</u>									
Efemeroptera (s.i)	128	3.74	93.8	120	6.74	100	248	4.77	96.8
Trichoptera (s.i)	3	0.09	12.5	4	0.22	20	7	0.13	16.1
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Chironomidae</i>	39	1.14	81.3	26	1.46	60	65	1.25	71
<i>Ceratopogonidae</i>	10	0.29	43.8	13	0.73	53.3	23	0.44	48.4
<i>Empididae</i>	104	3.04	81.3	84	4.72	80	188	3.61	80.7
<i>Simuliidae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
<i>Athericidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Tipulidae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
<u>Presas terrestres</u>									
Oligochaeta (s.i)	1	0.03	6.25	2	0.11	13.3	3	0.06	9.68
Arachnida (s.i)	7	0.2	43.8	2	0.11	13.3	9	0.17	29
Orthoptera (s.i)	-	-	-	2	0.11	13.3	2	0.04	6.45
<i>Gryllidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Troctidae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
Heteroptera (s.i)	5	0.15	31.3	3	0.17	13.3	8	0.15	22.6
<i>Lygaeidae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23



<i>Saldidae</i>	2	0.06	12.5	-	-	-	2	0.04	6.45
Homoptera (s.i)	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Cicadellidae</i>	3	0.09	18.8	2	0.11	13.3	5	0.1	16.1
<i>Aphididae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
<i>Psyllidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Panorpidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
Lepidoptera (L) (s.i)	-	-	-	3	0.17	13.3	3	0.06	6.45
<i>Muscidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Tabanidae</i>	1	0.03	6.25	3	0.17	20	4	0.08	12.9
<i>Dolichopodidae</i>	-	-	-	3	0.17	13.3	3	0.06	6.45
<i>Sciomyzidae</i>	1	0.03	12.5	2	0.11	6.67	3	0.06	9.68
Hymenoptera (s.i)	21	0.61	50	10	0.56	46.7	31	0.6	48.4
<i>Tenthredinidae</i>	2	0.06	6.25	-	-	-	2	0.04	3.23
<i>Cynipidae</i>	3	0.09	18.8	1	0.06	6.67	4	0.08	12.9
<i>Pteromalidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Braconidae</i>	2	0.06	12.5	3	0.17	20	5	0.1	16.1
<i>Torymidae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
<i>Sphaecidae</i>	4	0.12	18.8	-	-	-	4	0.08	9.68
<i>Formicidae</i>	4	0.12	25	11	0.62	33.3	15	0.29	29
Coleoptera (s.i)	28	0.82	56.3	46	2.58	46.7	74	1.42	51.6
<i>Staphilinidae</i>	2	0.06	6.25	4	0.22	26.7	6	0.12	16.1
<i>Elateridae</i>	1	0.03	6.25	1	0.06	6.67	2	0.04	6.45
<i>Buprestidae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
<i>Cantharidae</i>	1	0.03	6.25	1	0.06	6.67	2	0.04	6.45
<i>Dermestidae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
<i>Chrysomellidae</i>	8	0.23	43.8	10	0.56	53.3	18	0.35	48.4
<i>Scarabaeidae</i>	1	0.03	6.25	1	0.06	6.67	2	0.04	6.45
<i>Dryopidae</i>	-	-	-	1	0.06	6.67	1	0.02	3.23
<i>Curculionidae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
<i>Oestridae</i>	1	0.03	6.25	-	-	-	1	0.02	3.23
<u>Otras</u>									
Alga filamentosa	-	-	12.5	-	-	20	-	-	16.1
Resto vegetal	-	-	12.5	-	-	6.67	-	-	9.68
No identificado	9	0.26	18.8	9	0.51	20	18	0.36	19.4

Los coeficientes de variación para el río Traba se recogen en la tabla 36.

Tabla 36. Coeficientes de variación de los tipos de presas y biometría del río Traba.

	Traba					
	1+	CV	2+	CV	Ambas	CV
Nº presas totales	213.94	1.45	118.73	1.94	167.87	1.37
Nº presas bentónicas	118	0.81	93.73	1.57	142	1.17
Nº imagos acuáticos	17.88	0.81	16.6	0.97	17.26	0.88
Nº presas terrestres	6.56	1.11	7.8	0.88	7.16	0.97
Otras presas	0.56	0.78	0.6	0.88	0.58	0.76
Nº Items	17.69	3.10	16.73	2.82	17.23	3.00
Longitud furcal (cm)	14.85	8.89	16.26	15.34	15.53	9.96
Peso (g)	48.95	3.13	64.87	5.12	56.66	3.50



2.4.4.1.1. Contenido estomacal

El peso seco y húmedo medio del contenido estomacal fue $1.35 \text{ g} \pm 0.15$ y $6.7 \text{ g} \pm 0.74$ respectivamente, mientras que el índice de repleción medio fue $12.32 \% \pm 1.52$. A su vez el peso medio colectivo fue el 11.85% . La ración media de las truchas del río Traba es significativamente mayor que la teórica ($t = 4.45$; $gl = 30$; $\text{Sig} < 0.001$) (tabla 37).

A pesar de que numéricamente existan diferencias, el peso seco y el índice de repleción no son significativamente diferentes entre las cohortes ($F = 3.57$; $\text{Sig} = 0.069$, $F = 3.65$; $\text{Sig} = 0.067$ respectivamente).

Tabla 37. Valores de alimento ingerido por las truchas del río Traba (media \pm error típico de la media).

	1+	2+	Ambas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	2.93 ± 0.23	3.87 ± 0.22	3.35 ± 0.18
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	8.6 ± 1.14	4.68 ± 0.6	6.74 ± 0.74

2.4.4.1.2. Talla media de presa

La talla media de presa consumida en este río es $8.11 \text{ mm} \pm 0.23$. Esta talla disminuye a medida que aumenta la proporción de presas aéreas ($r = -0.598$; $\text{Sig} < 0.001$).

La energía ingerida en la dieta aumenta al aumentar la talla de las presas ($r = 0.408$; $\text{sig} = 0.023$) (figura 50).

La relación entre la talla de la presa y la talla del pez fue 0.057 ± 0.0018 . No existen diferencias significativas entre las clases de edad y la talla media de presa consumida ($F = 0.007$; $\text{Sig} = 0.934$), ni la relación entre la talla de la presa y la talla del pez (0.092 ; $\text{Sig} = 0.76$).

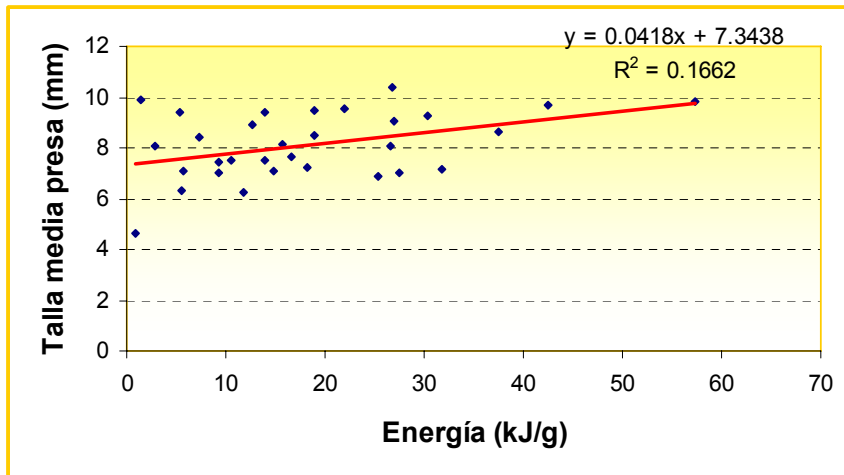


Figura 50. Relación entre la energía ingerida y el tamaño medio de presa consumido por las truchas del río Traba.

2.4.4.2. Calidad de la dieta

La dieta media por trucha en este río contiene 18.34 kJ/g de energía, y está compuesta por el 59.24 % de proteínas, el 24.05 % de extracto libre de nitrógeno, el 10.57 % de lípidos y el 6.14 % de fibra (figura 51). En la tabla 38 se muestran los valores de los componentes del alimento ingeridos por las truchas del río Traba.

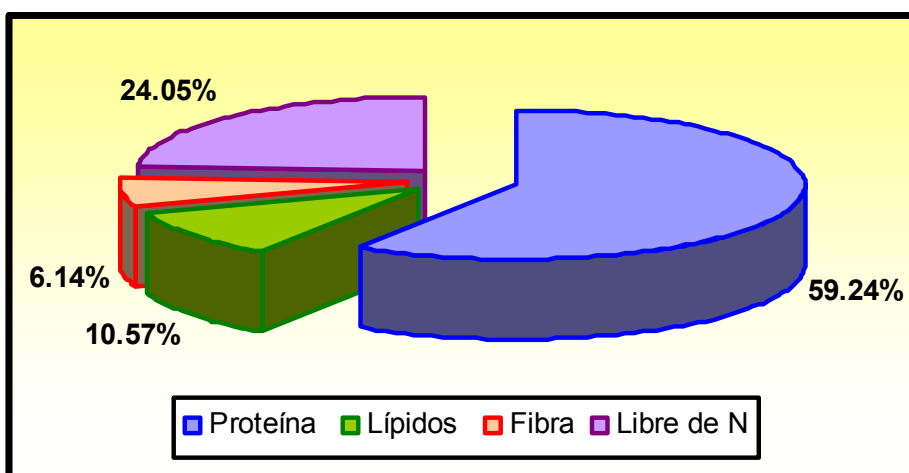


Figura 51. Diagrama de sectores de la calidad de la dieta de las truchas del río Traba.



Tabla 38. Valores de los componentes del alimento ingerido por las truchas del río Traba (media \pm error típico de la media).

	Traba			Aportado bentos (%)	Aportado alimento en superficie (%)
	1+	2+	Muestra		
Energía ingerida (kJ/g)	23.51 \pm 3.64	12.81 \pm 2.04	18.33 \pm 2.3	60.64	39.36
Proteína ingerida (%)	59.76 \pm 0.336	58.67 \pm 0.987	59.24 \pm 0.509	63.71	36.28
Lípidos ingeridos (%)	10.28 \pm 0.593	10.87 \pm 0.855	10.57 \pm 0.508	50.98	49.04
Fibra ingerida (%)	5.72 \pm 0.390	6.59 \pm 0.485	6.14 \pm 0.314	57.56	42.41
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	24.23 \pm 0.941	24.86 \pm 1.503	24.05 \pm 0.860	59.57	40.42
E/P	0.39 \pm 0.061	0.21 \pm 0.035	0.3 \pm 0.038	-	-

No existen diferencias en los componentes de la dieta entre las clases de edad (tabla 39).

Tabla 39. Significación de los anovas de dos vías entre cohortes del río Traba.

	Estadístico (F) y significación (α)
Energía ingerida (kJ/g)	F = 3.14; Sig = 0.088
Proteína ingerida (%)	F = 1.165; Sig = 0.289
Lípidos ingeridos (%)	F = 0.334; Sig = 0.568
Fibra ingerida (%)	F = 1.98; Sig = 0.170
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	F = 0.045; Sig = 0.834
E/P	F = 2.45; Sig = 0.129

El contenido en proteínas disminuye con el número de presas terrestres ($r = -0.39$; Sig = 0.031), el contenido en lípidos aumenta con la diversidad trófica según Shannon-Wiener ($r = 0.48$; Sig = 0.007) y el extracto libre de nitrógeno lo hace con el peso del pez ($r = 0.38$; Sig = 0.033). Hemos encontrado correlaciones significativas con la relación E/P y el resto de variables, de forma que aumenta con el número de presas totales ($r = 0.481$; Sig = 0.006) (figura 52), con el número de presas bentónicas ($r = 0.425$; Sig = 0.017), con el número de presas terrestres ($r = 0.409$; Sig = 0.022), con la variedad de la dieta ($r = 0.486$; Sig = 0.006) y con el peso del contenido seco estomacal ($r = 0.79$; Sig < 0.001).

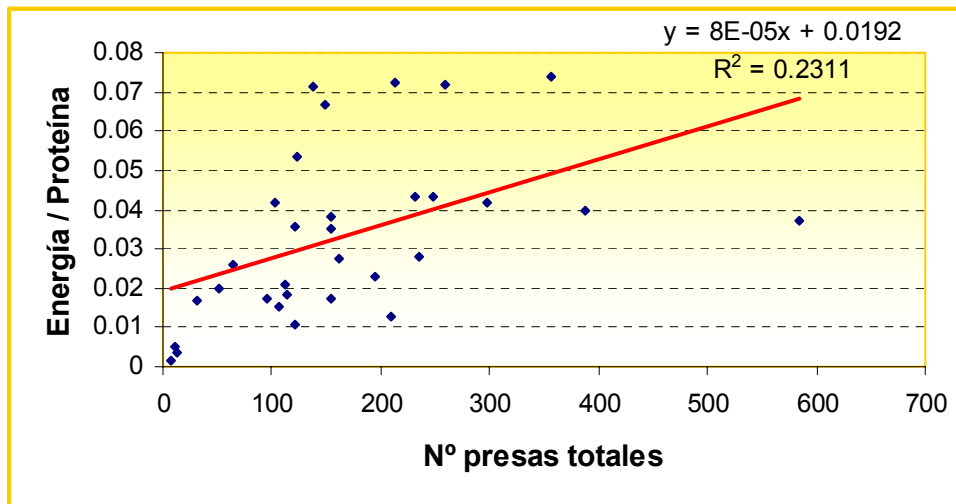


Figura 52. Relación entre el número de presas totales y la relación energía/proteína de las truchas del río Traba.

La similitud de Bray-Curtis media entre las truchas de este río en función de la calidad de la dieta es del $95.84 \% \pm 0.136$.

2.4.4.3. Crecimiento

La talla media para esta estación de muestreo es $15.54 \text{ cm} \pm 0.28$ y el peso medio $56.66 \text{ g} \pm 2.91$. Las truchas de la cohorte 1+ se caracterizan por presentar una talla y peso medio de $14.85 \text{ cm} \pm 0.41$ y $48.95 \text{ g} \pm 3.91$ respectivamente, mientras que las truchas 2+ tienen unos valores medios de $16.26 \text{ cm} \pm 0.27$ de longitud furcal y $64.88 \text{ g} \pm 3.27$ de peso. De las truchas estudiadas, en 25 ejemplares no se pudo determinar el sexo y los 6 restantes fueron hembras. En la tabla 40 se incluye la información relativa a los datos de biometría y del crecimiento de las truchas de esta estación de muestreo.

Tanto la longitud furcal (figura 53) como el peso aumentan con el número *items* ($r = 0.405$; Sig = 0.024 y $r = 0.413$; Sig = 0.021 respectivamente). Existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.987$; Sig < 0.001). Como puede observarse en la figura 54, la pendiente de la recta que describe el crecimiento de las truchas es 3.279.



Tabla 40. Valores medios para las truchas del río Traba (media ± error típico de la media).

	Traba		
	1+	2+	Ambas
Longitud furcal (cm)	14.85 ± 0.41	16.26 ± 0.27	15.53 ± 0.28
Peso (g)	48.95 ± 3.91	64.87 ± 3.27	56.66 ± 2.91
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	-	-	0.28
L_{∞}	-	-	19.79
K (g/año)	-	-	0.81
Talla retrocalculada (cm)	15.07 ± 0.21	16.03 ± 0.28	15.54 ± 0.19
Talla retrocalculada <i>circulus X</i> (cm)	10.26 ± 0.06	10.38 ± 0.08	10.32 ± 0.05

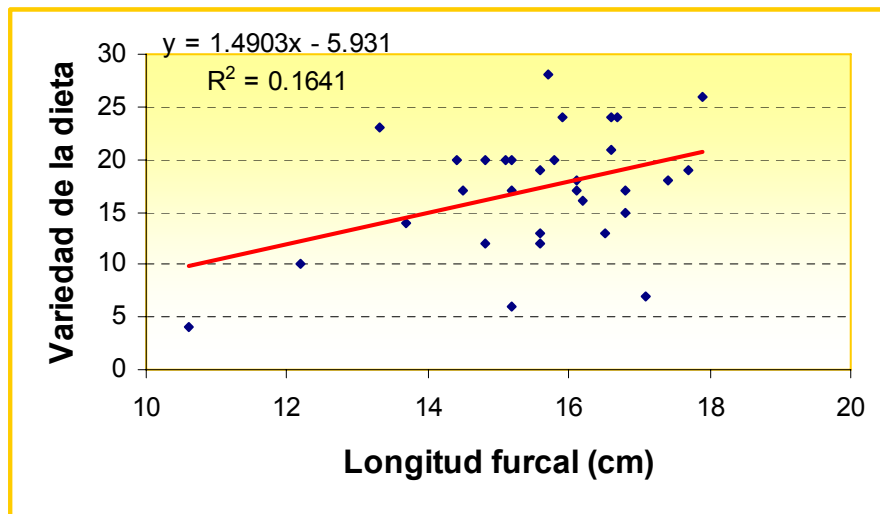


Figura 53. Relación entre la variedad de la dieta y la longitud furcal de las truchas del río Traba.

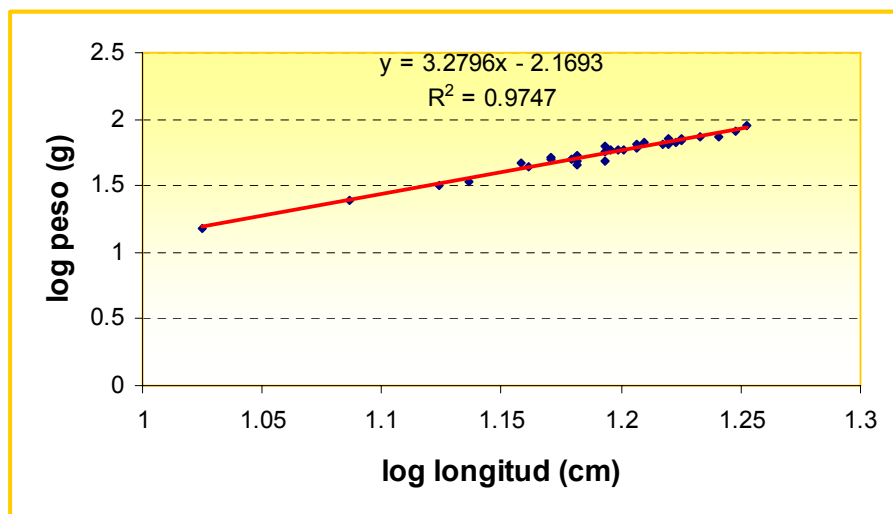


Figura 54. Relación longitud-peso del río Traba.



La tasa de crecimiento instantánea es de 0.28 g/año, diferente del valor obtenido con el modelo de von Bertalanffy, según el cual tiene un valor de 0.81 g/año y la longitud máxima que pueden alcanzar las truchas de este río según el modelo es 19.79 cm (figura 55).

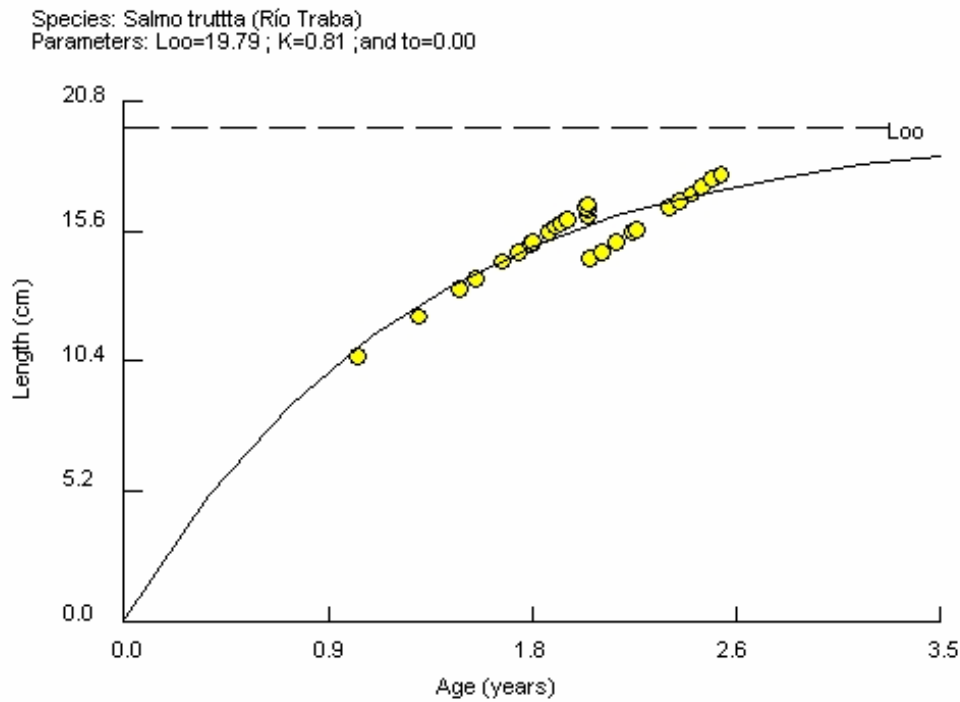


Figura 55. Curva de crecimiento teórica para el río Traba (von Bertalanffy).

La talla retrocalculada para la clase de edad 1+ es 15.07 cm \pm 0.840, mientras que para la cohorte 2+ es 16.03 cm \pm 1.113. El crecimiento durante el primer año de vida es semejante entre las clases de edad ($F=1.18$; $Sig=0.286$) y mayor cuanto mayor es la diversidad de la dieta ($r=0.410$; $Sig=0.022$).

2.4.4.4. Índices de condición somática

En la tabla 41 se muestran los valores medios de los índices de condición somática de las truchas del río Traba. No hemos encontrado diferencias significativas entre los índices de condición somática: índice de condición, índice de peso relativo,



peso hígado e índice hepatosomático, entre cohortes (F = 0.74; Sig = 0.39, F = 0.64; Sig = 0.430, F = 1.34; Sig = 0.256, F = 1.01; Sig = 0.324 respectivamente).

Tabla 41. Valores medios para las truchas del río Traba (media ± error típico de la media).

	Traba		
	1+	2+	Ambas
Índice de condición	1.42 ± 0.025	1.49 ± 0.019	1.45 ± 0.01
Índice de peso relativo	100.44 ± 0.394	100.86 ± 0.345	100.64 ± 0.261
Peso hígado (g)	0.65 ± 0.058	0.83 ± 0.048	0.74 ± 0.04
Índice hepatosomático	1.35 ± 0.049	1.28 ± 0.039	1.31 ± 0.178

Como se puede apreciar en la tabla 42 el peso del hígado y el índice de condición están correlacionados con las mismas variables, además, cuanto mayor es el índice de condición mayor es el peso del hígado (figura 56).

Tabla 42. Correlaciones del índice de condición y el peso del hígado (g).

	Índice de condición	Peso hígado (g)
Nº items	r = 0.41; Sig = 0.019	r = 0.43; Sig = 0.016
Talla (cm)	r = 0.40; Sig = 0.013	r = 0.85; Sig = 0.00
Peso (g)	r = 0.56; Sig = 0.01	r = 0.89; Sig = 0.00
Índice de Margalef	-	r = 0.42; Sig = 0.018
Peso hígado (g)	r = 0.53; Sig = 0.02	-
Índice de peso relativo	r = 0.89; Sig < 0.001	-

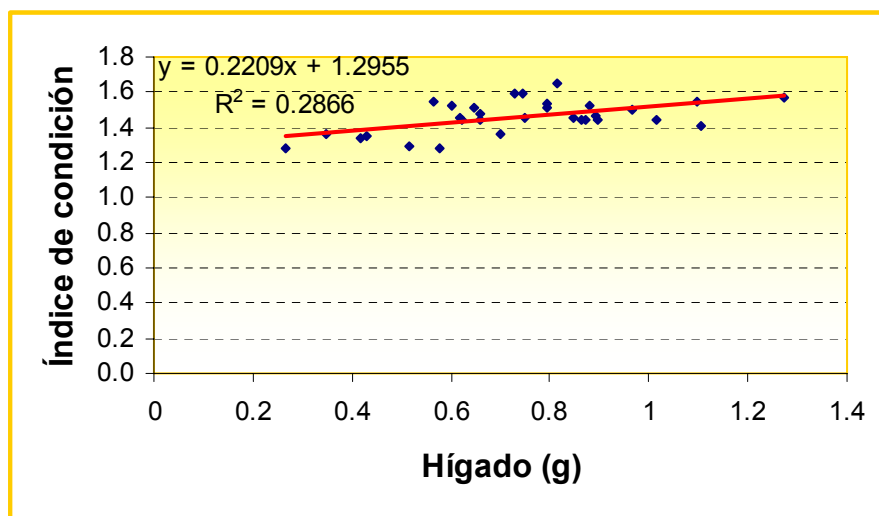


Figura 56. Relación entre el peso del hígado y el índice de condición del río Traba.



2.4.4.5. Condición metabólica

En la tabla 43 se muestran los valores medios de la condición metabólica del río Traba.

Tabla 43. Valores medios para las truchas del río Traba (media ± error típico de la media).

	Lípidos (mg/g)	Glucógeno (µg/g)	Proteínas (mg/g)	ARN/ADN
Valor medio	0.039 ± 0.005	44.24 ± 9.8	56.15 ± 2.42	30.45 ± 15.64

La cantidad de glucógeno almacenado en el músculo blanco disminuye con la talla ($r = -0.88$; Sig = 0.014) (figura 57).

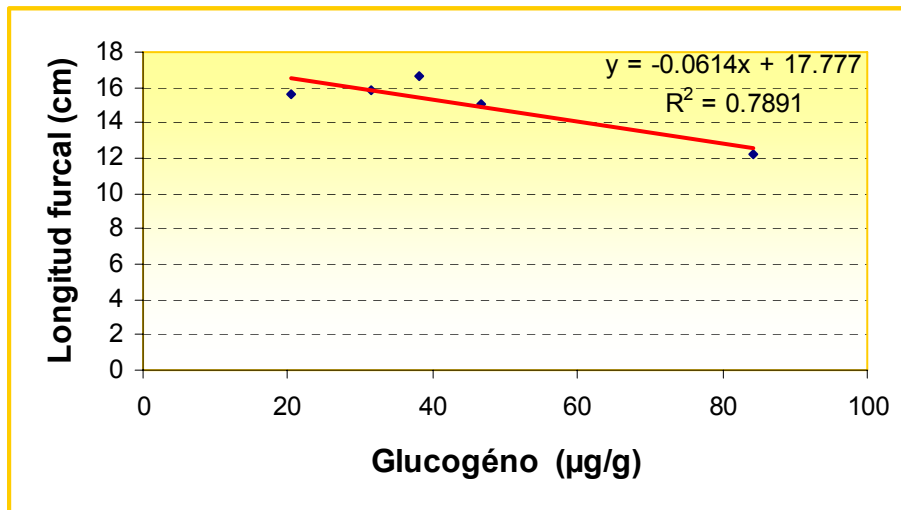


Figura 57. Relación entre la longitud furcal y el glucógeno muscular de las truchas del río Traba.



2.4.5. Análisis comparativo entre estaciones

En general hemos observado una gran variación entre muchos de los parámetros estudiados en las diferentes estaciones, de manera que es difícil establecer generalizaciones. A continuación repasaremos las relaciones estadísticamente significativas, para cada uno de los epígrafes a través de los cuales se han expuesto los resultados. La mayor parte de los resultados apuntan hacia un comportamiento semejante de los ríos Traba y Sar, con una contaminación predominantemente de tipo orgánico, aunque de diferente intensidad, frente al grupo formado por los ríos Santa Lucía y Rois.

2.4.5.1. Descripción de la dieta

El número de presas consumidas y la amplitud de la dieta en el río Traba es mayor que en el resto. Contrariamente, en cuanto al número de *ítems*, el río Sar es el que muestra la menor variedad de la dieta ($F = 18.52$; $\text{Sig} < 0.001$ y $F = 13.97$; $\text{Sig} < 0.001$, respectivamente).

Los valores de equidad, de diversidad de Shannon-Wiener y de Margalef muestran que la dieta es diferente entre los ríos ($F = 16.79$; $\text{Sig} < 0.001$, $F = 21.93$; $\text{Sig} < 0.001$, $F = 20.13$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente). En general se pueden establecer dos parejas de estaciones semejantes, por un lado los ríos Santa Lucía y Rois, con dietas más diversas y con mayor equidad, y por el otro los ríos Traba y Sar (figura 58). En este sentido, el río Sar presenta los valores más bajos de diversidad y el río Santa Lucía los valores más altos (figuras 59 y 60).

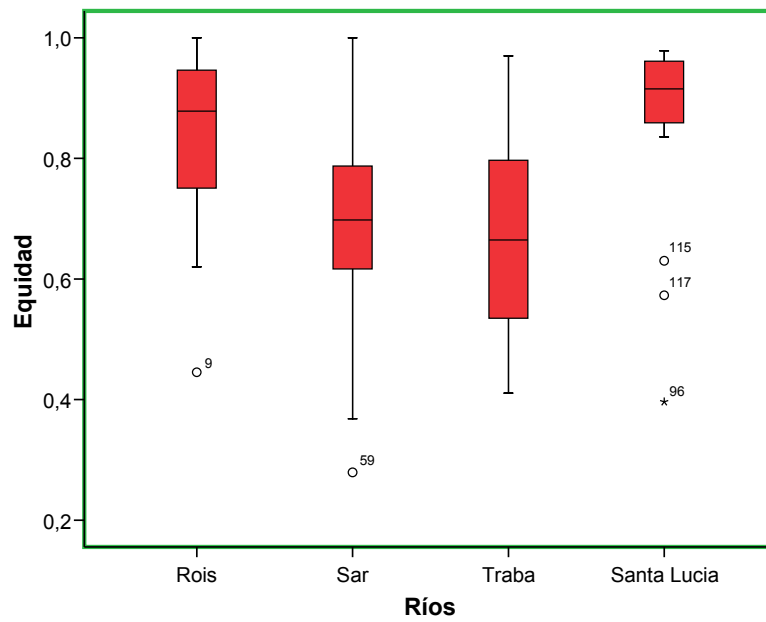


Figura 58. Diagrama de cajas del índice de Equidad de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

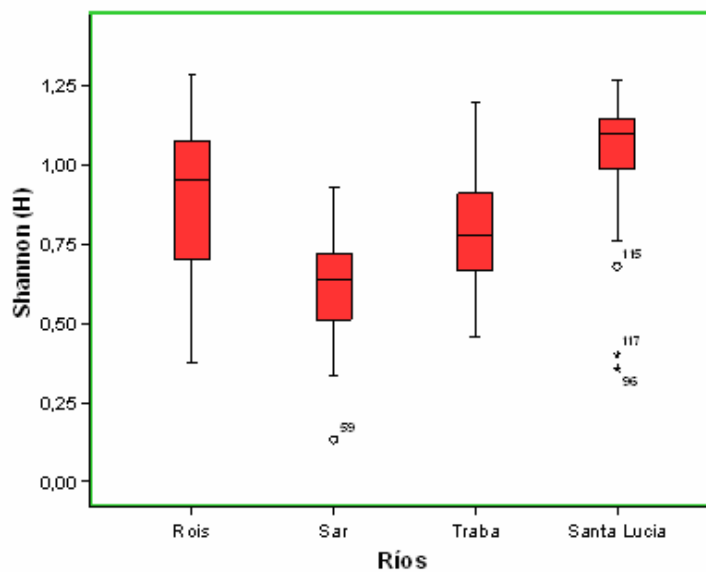


Figura 59. Diagrama de cajas del índice de Shannon-Wiener de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

La amplitud de nicho es semejante entre los ríos ($F = 1.53$; $Sig = 0.21$). En la tabla 44 se incluye información relativa a las características de la dieta de los ríos estudiados.

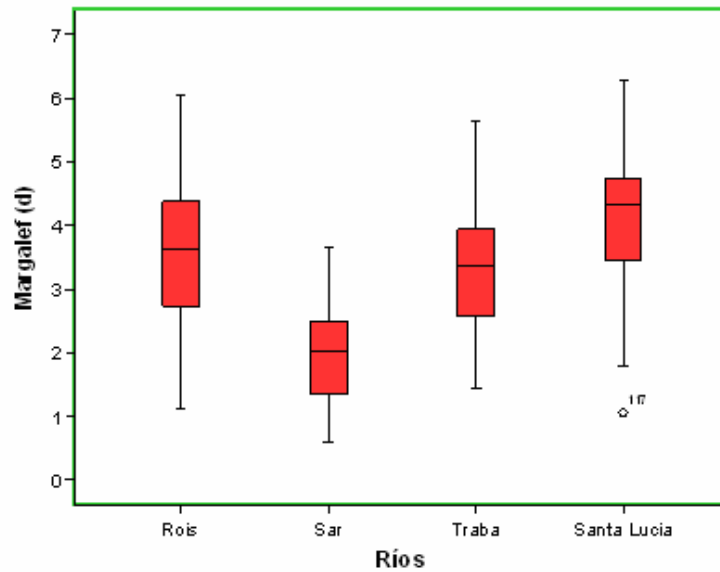


Figura 60. Diagrama de cajas del índice de Margalef de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 44. Valores de los índices de la dieta de los cuatro ríos estudiados (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba
Relación fauna aérea (%)	36.46 \pm 3.92	62.02 \pm 4.7	23.7 \pm 3.94	19.79 \pm 3.19
Nº presas totales	31.56 \pm 3.18	34.86 \pm 3	70.7 \pm 11.27	167.87 \pm 21.93
Nº presas bentónicas	19.41 \pm 2.47	13.36 \pm 2.38	46.7 \pm 5.45	142 \pm 21.73
Nº imagos acuáticos	7.06 \pm 2.02	8.18 \pm 1.24	20.67 \pm 7.06	17.26 \pm 3.5
Nº presas terrestres	4.97 \pm 0.86	12.75 \pm 1.327	2.67 \pm 0.615	7.16 \pm 1.32
Otras presas	0.12 \pm 0.056	0.54 \pm 0.158	0.67 \pm 0.14	0.58 \pm 0.137
Nº <i>Items</i>	12.68 \pm 0.8	15.11 \pm 0.97	9.27 \pm 0.822	17.23 \pm 1.03
Diversidad trófica, Margalef	3.51 \pm 0.2	4.06 \pm 0.22	2.03 \pm 0.14	3.32 \pm 0.16
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.89 \pm 0.04	1.01 \pm 0.042	0.61 \pm 0.029	0.79 \pm 0.03
Equidad, Pielou	0.84 \pm 0.02	0.87 \pm 0.025	0.68 \pm 0.027	0.66 \pm 0.027
Variedad de la dieta	79	80	60	82
Índice de Uniformidad	0.70 \pm 0.03	0.80 \pm 0.03	0.66 \pm 0.031	0.65 \pm 0.025
Dominancia	2.94 \pm 0.29	3.57 \pm 0.30	3.33 \pm 0.74	3.22 \pm 0.42
Amplitud de nicho	0.34	0.28	0.30	0.31
Solapamiento trófico (%)	55	69	60	78

En el dendrograma de similitud de Bray-Curtis que agrupa los ríos en función de la composición faunística de su dieta (figura 61), el río Sar, con un mayor grado de estrés ambiental, se segrega claramente del resto, fundamentalmente porque las truchas de este río consumen dos tipos de presas (*Physidae* y *Proasellus*), características de estaciones con una fuerte carga orgánica, que no aparecen en los otros tres ríos estudiados. El río Traba, con menores niveles de contaminación orgánica, muestra su



ligera similitud con el Sar. Por otro lado, únicamente los ríos Rois y Santa Lucía muestran una similitud superior al 60 %.

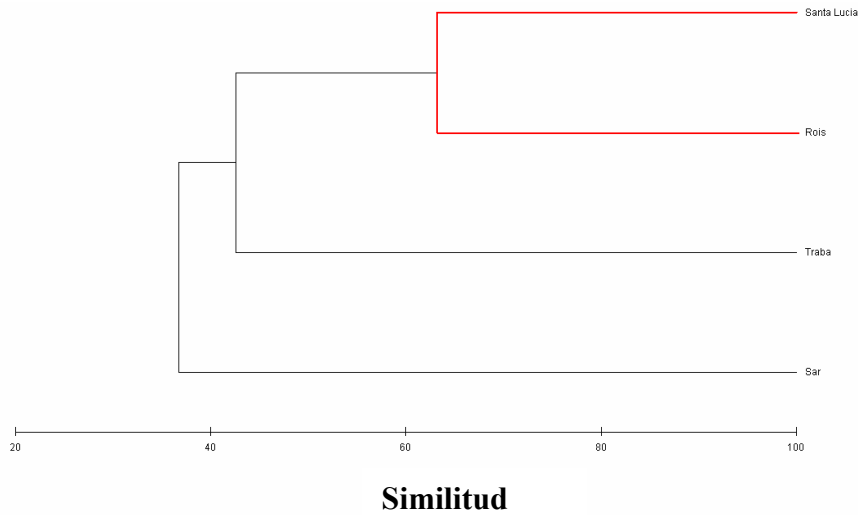


Figura 61. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis de la composición faunística de la dieta de los cuatro ríos estudiados.

En términos de abundancia, el dendrograma de similitud de Bray-Curtis, que agrupa los ríos en función del tipo de presa consumido (figura 62), muestra el mismo patrón general. Los ríos Rois y Santa Lucía presentan una dieta muy semejante con una similitud superior al 80 %.

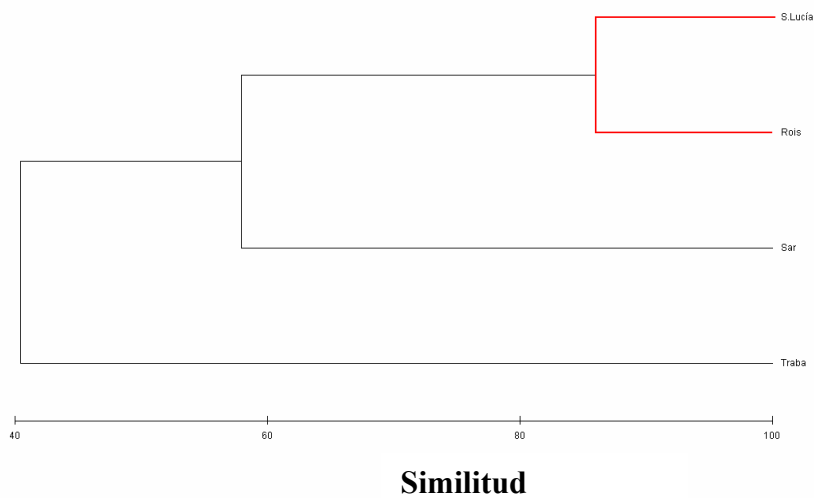


Figura 62. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del tipo de presas consumido por las truchas de las cuatro estaciones de muestreo.



En la figura 63 se representa los diferentes tipos de presas consumidos por las truchas de las cuatro estaciones de muestreo y en la tabla 45 se agrupa la información relativa a la dieta de las cuatro estaciones de muestreo.

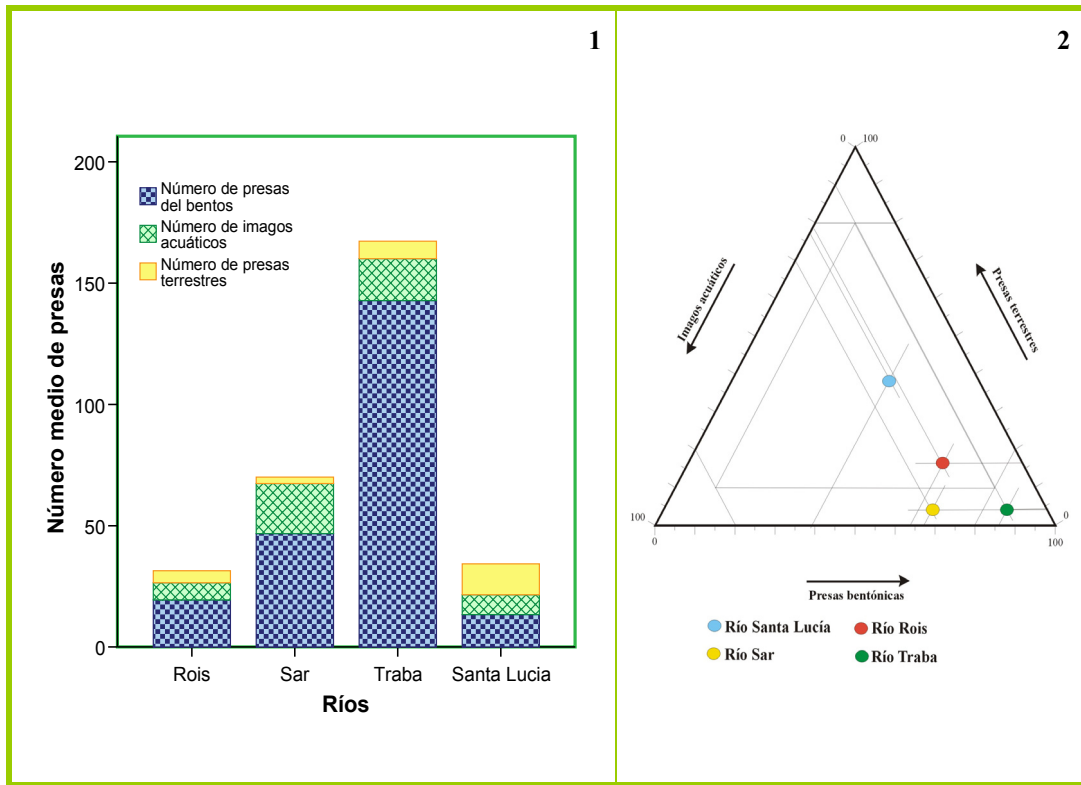


Figura 63. Representación de los tipos de presas consumidos por las truchas de los cuatro ríos. 1. Diagramas de barras. 2. Representación Biplot.

Tabla 45. Composición faunística de la dieta de las cuatro estaciones de muestreo. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F).

	Rois			Santa Lucía			Sar			Traba		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
Bentos												
Gasteropoda	5	0.47	11.76	10	1.02	10.71	336	15.84	80	-	-	-
Arachnida	-	-	-	4	0.41	10.71	-	-	-	4	0.08	12.9
Isopoda	-	-	-	-	-	-	267	12.59	76.67	-	-	-
Efemeroptera	173	16.12	73.53	21	2.15	35.71	21	0.99	36.67	969	18.62	100
Plecoptera	3	0.28	8.82	3	0.31	10.71	-	-	-	44	0.85	51.61
Odonata	25	2.33	47.06	55	5.63	82.14	7	0.33	20	6	0.12	19.35
Heteroptera	14	1.3	26.47	-	-	-	1	0.05	3.33	3	0.06	9.68
Megaloptera	-	-	-	2	0.2	3.57	1	0.05	3.33	-	-	-
Coleoptera	13	1.21	23.53	24	2.46	46.43	6	0.28	16.67	9	0.17	22.58
Trichoptera	209	19.48	100	48	4.91	64.29	9	0.42	30	275	5.28	96.77
Diptera	216	20.13	88.24	207	21.19	85.71	753	35.5	90	3119	59.93	100



<u>Imagos acuáticos</u>												
Efemeroptera	91	8.48	50	66	6.76	78.57	21	0.99	33.33	248	4.77	96.77
Trichoptera	4	0.37	8.82	4	0.41	14.29	-	-	-	8	0.15	16.13
Diptera	145	13.51	82.35	159	16.27	85.71	599	28.24	73.33	279	5.36	93.55
<u>Presas terrestres</u>												
Oligochaeta	5	0.47	14.71	5	0.51	17.86	6	0.28	20	3	0.06	9.68
Arachnida	10	0.93	2.74	24	2.46	57.14	4	0.19	13.33	9	0.17	29.03
Isopoda	-	-	-	3	0.31	3.57	-	-	-	-	-	-
Diplopoda	2	0.19	5.88	18	1.84	42.86	-	-	-	-	-	-
Collenbola	-	-	-	1	0.1	3.57	-	-	-	-	-	-
Orthoptera	24	2.24	38.24	17	1.74	42.86	5	0.24	13.33	3	0.06	9.68
Psocoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.02	3.23
Heteroptera	6	0.56	14.71	7	0.72	25	3	0.14	3.33	11	0.21	29.03
Homoptera	20	1.86	32.35	92	9.42	75	4	0.19	10	8	0.15	22.58
Thysanoptera	2	0.19	2.94	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neuroptera	-	-	-	3	0.31	10.71	-	-	-	-	-	-
Mecoptera	-	-	-	-	-	-	1	0.05	3.33	1	0.02	3.23
Lepidoptera	19	1.77	29.41	18	1.84	32.14	-	-	-	3	0.06	6.45
Diptera	5	0.47	5.88	5	0.51	17.86	4	0.19	13.33	12	0.23	29.03
Hymenoptera	38	3.54	50	83	8.5	82.14	35	1.65	43.33	63	1.21	61.29
Coleoptera	38	3.54	61.76	82	8.39	85.71	18	0.85	26.67	108	2.08	74.19
<u>Otros</u>												
Pez	1	0.09	2.94	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urodela	1	0.09	2.94	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Semilla	-	-	-	-	-	-	-	-	3.33	-	-	-
Resto vegetal	-	-	2.94	-	-	10.71	-	-	16.67	-	-	9.68
Alga filamentosa	-	-	-	-	-	-	-	-	3.33	-	-	16.13
No identificado	4	0.37	8.82	15	1.5	28.6	20	0.94	33.3	18	0.36	19.4

Existen diferencias en el porcentaje del alimento que es consumido en superficie entre los ríos estudiados ($F = 14.53$; $\text{Sig} < 0.001$). Así, en los ríos Sar y Traba la dieta está dominada por invertebrados bentónicos, mientras que en el río Rois y en mucha mayor medida en el río Santa Lucía la dieta está dominada por el alimento en superficie (véase figura 64).

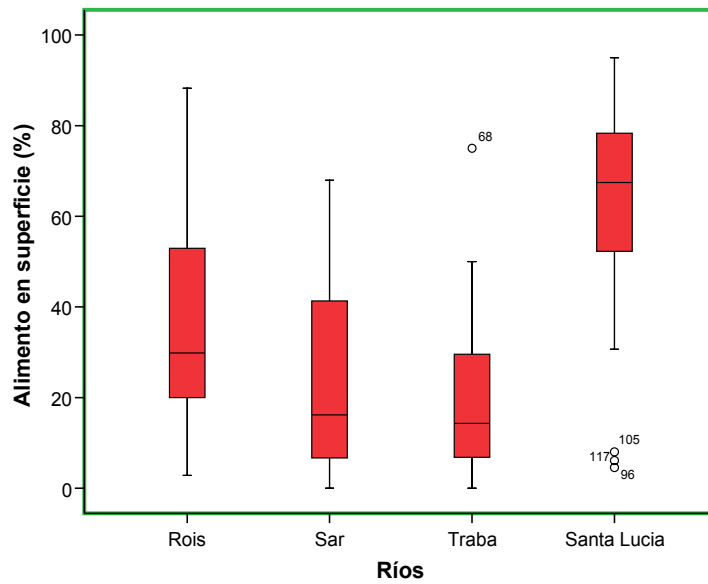


Figura 64. Diagrama de cajas de la relación entre presas bentónicas y aéreas de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

2.4.5.1.1. Contenido estomacal

De nuevo el peso seco medio del contenido estomacal refleja las similitudes entre los ríos Sar y Traba, por un lado y Rois y Santa Lucía por el otro ($F = 6.85$; $\text{Sig} < 0.001$). Para el primer grupo se han registrado los valores más elevados, mientras que los más bajos los encontramos en el Santa Lucía y sobre todo en el río Rois (figura 65).

La situación descrita se repite en cuanto al índice de repleción ($F = 8.67$; $\text{Sig} < 0.001$) (figura 66).

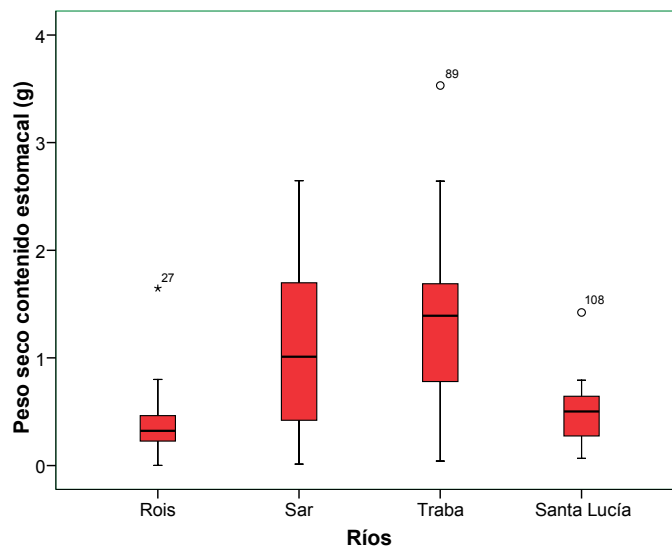


Figura 65. Diagrama de cajas del peso seco de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

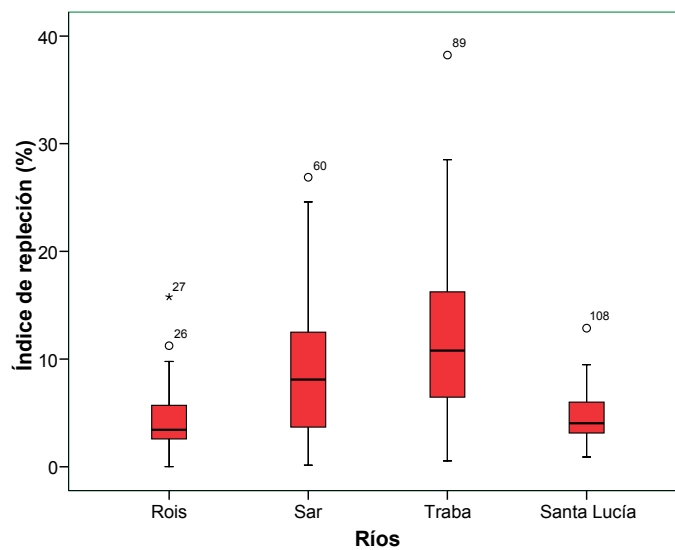


Figura 66. Diagrama de cajas del índice de repleción de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Nuevamente los valores de la ración en el momento de captura son semejantes entre los ríos Traba y Sar y entre los ríos Rois y Santa Lucía ($F = 12.60$; $\text{Sig} < 0.001$) (figura 67). Además, la ración estimada en el laboratorio es inferior a la encontrada en condiciones naturales ($t = 4.38$; $gl = 122$; $\text{Sig} < 0.001$) (tabla 46). A este respecto es importante resaltar que en los ríos Sar y Traba la ración en el momento de captura es



casi dos veces mayor que la estima teórica, mientras que en el Rois y Santa Lucía la diferencia no es tan acusada.

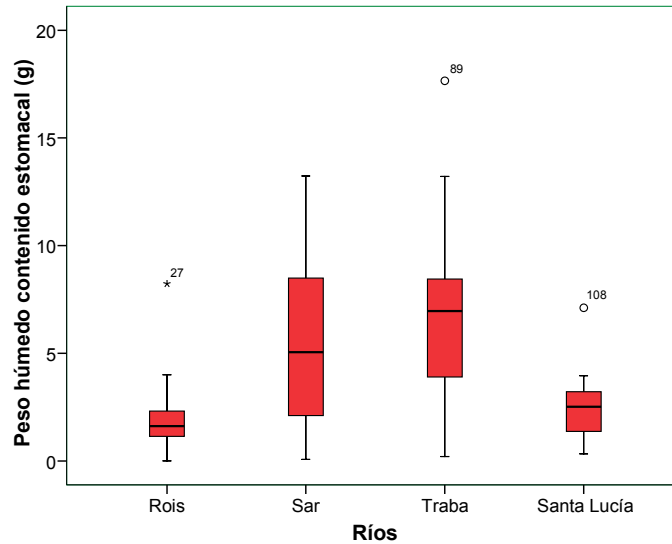


Figura 67. Diagrama de cajas de la ración en el momento de captura consumida por las truchas en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 46. Valores del contenido estomacal de las estaciones de muestreo (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.38 \pm 0.04	0.49 \pm 0.05	1.06 \pm 0.13	1.34 \pm 0.14	0.81 \pm 0.06
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	1.9 \pm 0.24	2.45 \pm 0.25	6.6 \pm 0.13	6.74 \pm 0.74	4.4 \pm 0.29
Índice de repleción (%)	4.4 \pm 0.55	4.9 \pm 0.52	12.59 \pm 0.67	12.32 \pm 1.52	8.53 \pm 0.57
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	2.79 \pm 0.16	3.09 \pm 0.15	3.42 \pm 0.18	3.35 \pm 0.18	3.16 \pm 0.08

2.4.5.1.2. Talla media de presa

Todos los ríos, excepto el río Sar, presentan tallas de presa semejantes pero este río se diferencia del resto porque sus truchas consumen las presas más grandes ($F = 3.82$; $Sig = 0.024$) (figura 68). El tamaño medio de presa óptima consumido por las truchas es 8.66 ± 0.24 (tabla 47), además el 80.49 % de los individuos diseccionados consumen un tamaño medio de presa entre 6 y 12 mm (figura 69).

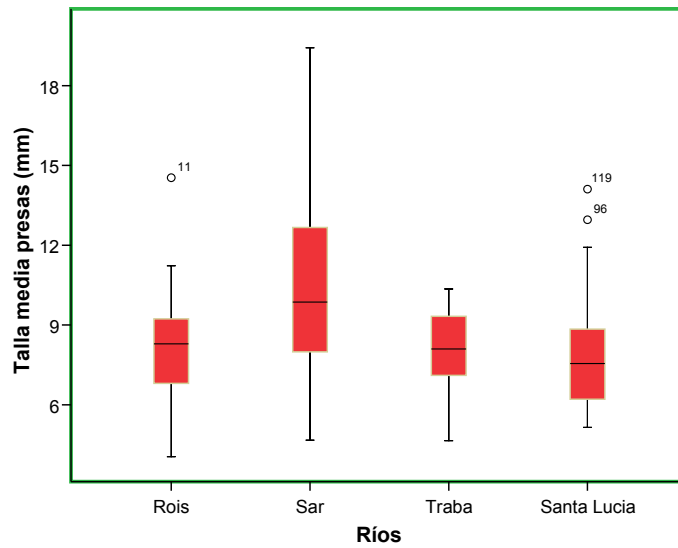


Figura 68. Diagrama de cajas de la talla media de presa de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 47. Tamaño de la presa óptima por río (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Tamaño presa (mm)	8.08 \pm 0.38	8.01 \pm 0.43	10.51 \pm 0.71	8.11 \pm 0.23	8.66 \pm 0.24

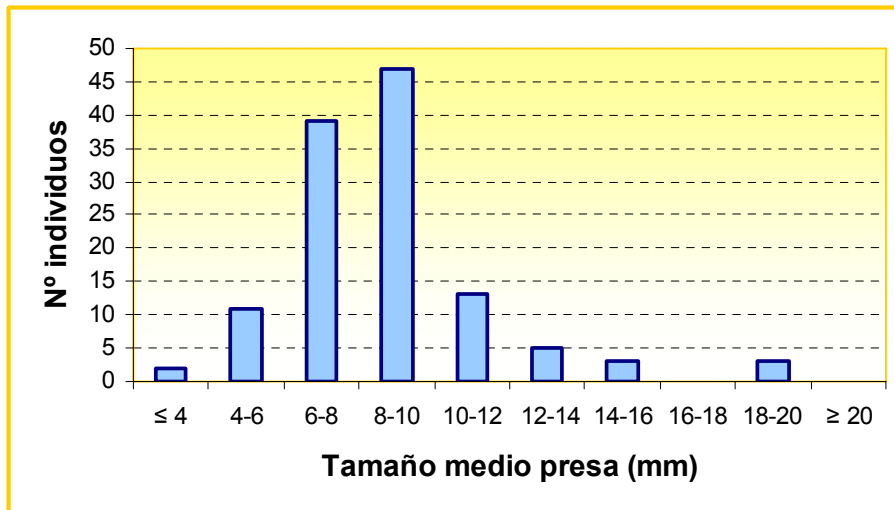


Figura 69. Distribución de frecuencias de la talla media consumida por las truchas.

Agrupando los datos obtenidos en las cuatro estaciones de muestreo, la talla media de las presas aumenta con la longitud furcal ($r = 0.189$; Sig = 0.036), pero



disminuye a medida que aumenta la relación entre presas aéreas y bentónicas ($r = -0.447$; Sig < 0.001) y la variedad de la dieta ($r = -0.284$; Sig < 0.001).

La energía ingerida en la dieta aumenta con la talla media de las presas ($r = 0.577$; Sig < 0.001) (figura 70).

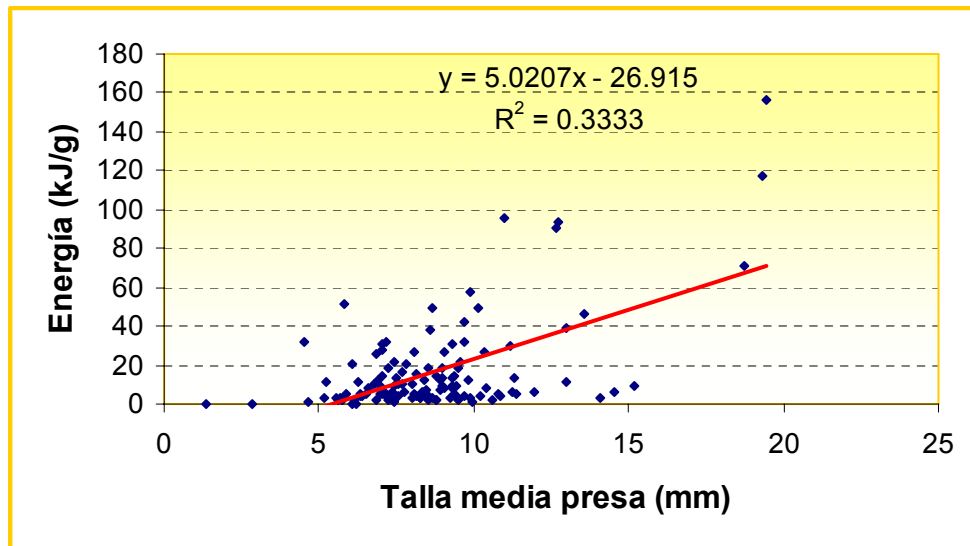


Figura 70. Relación entre la talla media de las presas y la energía ingerida en la dieta por las truchas de los cuatro ríos.

La relación media entre la talla de la presa y la talla del pez fue 0.056 ± 0.0015 . No existen diferencias entre los ríos estudiados ($F = 1.9$; Sig = 0.133).

2.4.5.2 Calidad de la dieta

La cantidad de energía ingerida es diferente entre las estaciones de muestreo ($F = 6.8$; Sig < 0.001) y otra vez se repite el patrón general según el cual el río Rois es semejante al Santa Lucía, y el río Traba al Sar que es el río que presenta la dieta más energética, mientras que la dieta menos energética esta presente en el río Santa Lucía (figura 71). En la tabla 48 se pueden observar los valores de la energía ingerida por las truchas en cada estación de muestreo.

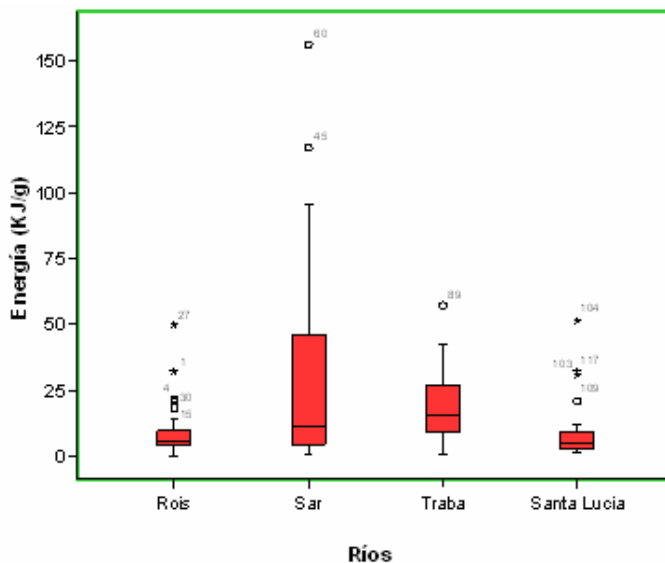


Figura 71. Diagrama de cajas de la energía ingerida por las truchas en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 48. Energía ingerida por río (media ± error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Energía ingerida (kJ/g)	8.93 ± 1.69	8.83 ± 2.18	30.75 ± 7.5	18.33 ± 2.3	16.60 ± 2.17

La energía ingerida en la dieta parece que esta relacionada con el tipo de presa, lógicamente cuanto mayor sea el número de presas consumidas, mayor será la energía ingerida (figura 72), pero cabe destacar que, cuando la proporción del alimento en superficie es mayor, la energía ingerida es menor. Además las truchas que presentaron unas mayores tasas de crecimiento durante el primer año de vida fueron las que presentaron unas dietas más energéticas (véase tabla 49).

Tabla 49. Correlaciones significativas entre la energía ingerida y el resto de variables.

	r	Significación (α)
Talla (cm)	0.20	0.022
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	0.31	< 0.001
Peso hígado (g)	0.18	0.039
Nº presas totales	0.23	0.001
Nº presas bentos	0.25	0.005
Tamaño medio presa (mm)	0.57	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.64	< 0.001
Alimento en superficie (%)	-0.29	0.001
Índice Shannon-Wiener	-0.25	0.005

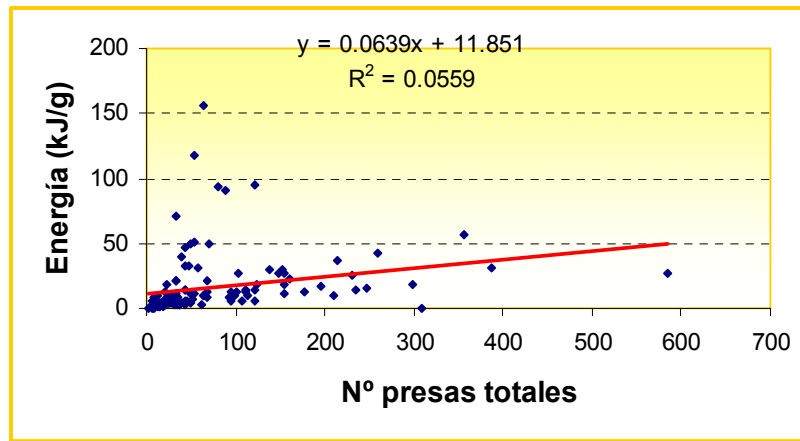


Figura 72. Relación entre la energía y el número de presas totales de las cuatro estaciones de muestreo.

La cantidad de proteína ingerida es diferente entre los ríos estudiados ($F = 16.90$; $\text{Sig} < 0.001$), siendo el río Traba el que presenta un mayor valor (figura 73). En la tabla 50 se adjunta información relativa a la proteína ingerida en cada río.

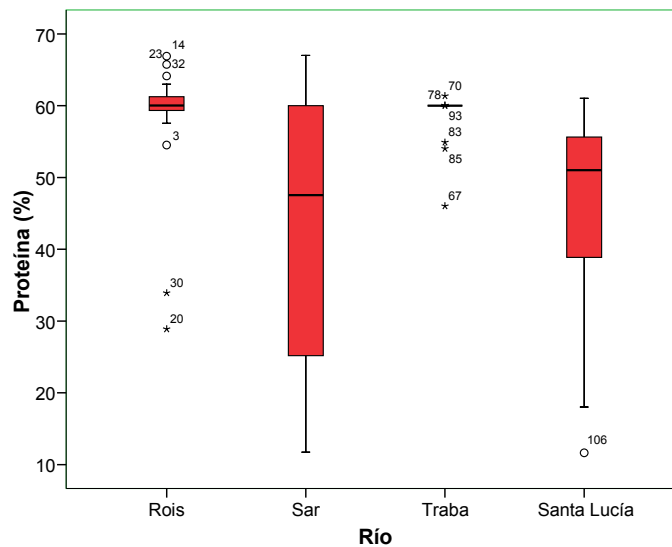


Figura 73. Diagrama de cajas de la proteína ingerida por las truchas en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 50. Proteína ingerida por río (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Proteína (%)	58.97 ± 1.264	45.82 ± 2.653	43.24 ± 3.075	59.24 ± 0.509	52.20 ± 1.217



Como consecuencia de las diferencias observadas entre los ríos, al agrupar el análisis y a pesar que la proteína está correlacionada con otras variables, ninguna de las correlaciones significativas presentan valores altos (véase tabla 51).

Tabla 51. Correlaciones significativas entre la proteína ingerida y el resto de variables.

	r	Significación (α)
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	-0.20	0.024
Hígado (g)	-0.23	0.009
Nº presas totales	0.22	0.013
Talla media presas (mm)	-0.34	< 0.001
Talla presa/talla pez	-0.28	0.002
Nº presas del bentos	0.20	0.028
Nº imagos acuáticos	0.19	0.037

Existen diferencias en la cantidad de lípidos ingeridos entre las estaciones de muestreo ($F = 13.23$; $Sig < 0.001$), siendo el río Rois el que presenta el mayor valor (figura 74, tabla 52).

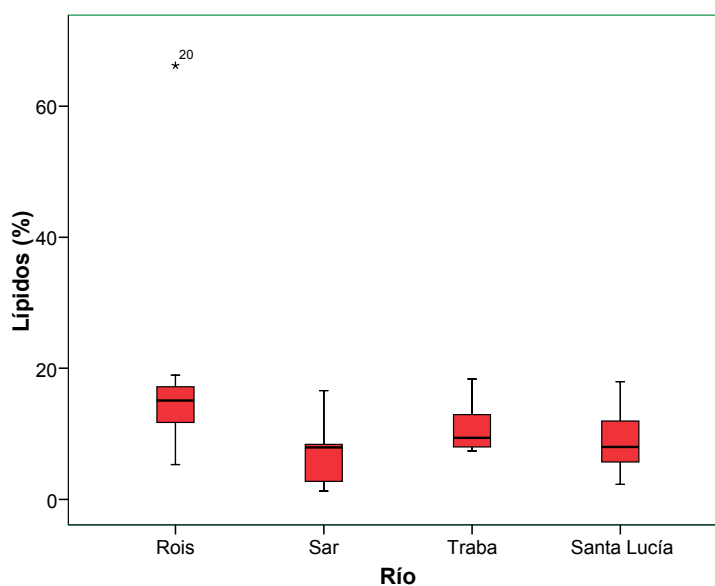


Figura 74. Diagrama de cajas de los lípidos ingeridos por las truchas en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 52. Lípidos ingeridos por río (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Lípidos (%)	15.63 \pm 1.665	9.14 \pm 0.825	6.58 \pm 0.632	10.57 \pm 0.508	10.70 \pm 0.612



Las correlaciones de la cantidad de lípidos con otras variables se resumen en la tabla 53.

Tabla 53. Correlaciones significativas entre los lípidos ingeridos y el resto de variables.

	r	Significación (α)
Longitud furcal (cm)	-0.20	0.024
Peso (g)	-0.21	0.018
Retrocálculo (cm)	-0.21	0.017
Radio escama (mm)	-0.21	0.019
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	-0.39	< 0.001
Hígado (g)	-0.30	0.001
Índice hepatosomático	-0.20	0.029
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	-0.32	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.23	0.009
Talla presa/talla pez	-0.37	< 0.001
Talla media presas (mm)	-0.42	< 0.001

No se han encontrado diferencias en la cantidad de fibra consumida por las truchas de las cuatro estaciones de muestreo ($F = 1.34$; $Sig = 0.265$) (figura 75). En la tabla 54 se pueden observar los valores de la fibra ingerida en cada estación de muestreo.

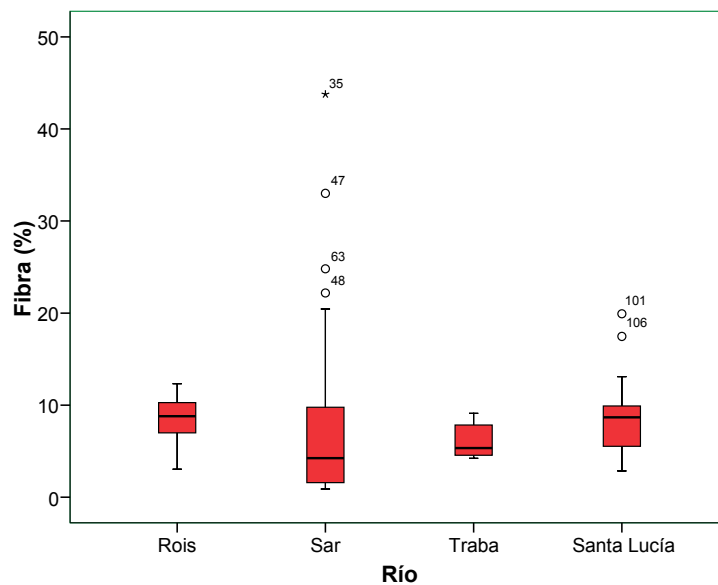


Figura 75. Diagrama de cajas de la fibra ingerida por las truchas en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.



Tabla 54. Fibra ingerida por río (media \pm error típico de la media).

	Roís	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Fibta (%)	8.46 \pm 2.401	8.54 \pm 0.741	8.59 \pm 1.924	6.14 \pm 0.314	7.92 \pm 0.519

Las correlaciones encontradas para la fibra se recogen en la tabla 55.

Tabla 55. Correlaciones significativas entre la fibra ingerida y el resto de variables.

	r	Significación (α)
Índice hepatosomático	0.27	0.002
Pielou	0.19	0.033
Nº presas totales	-0.19	0.035
Talla media presas (mm)	-0.19	0.037

En relación con la cantidad de extracto libre de nitrógeno ingerido por las truchas sobresale de forma muy llamativa el río Sar con un valor muy elevado, mientras que los ríos Roís y Traba son semejantes entre sí ($F = 20.75$; $Sig < 0.001$) (figura 76). En la tabla 56 se indican los valores de extracto libre de nitrógeno ingerido en cada estación de muestreo.

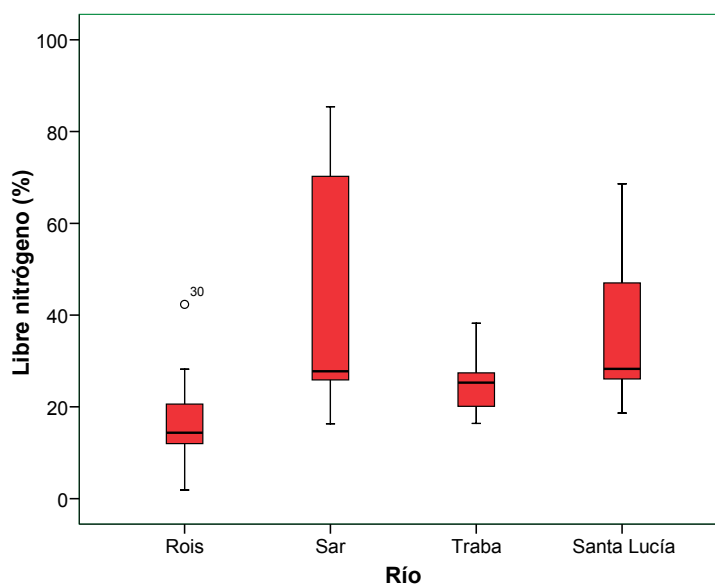


Figura 76. Diagrama de cajas del extracto libre de nitrógeno ingerido por las truchas en de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.



Tabla 56. Extracto libre de nitrógeno ingerido por río (media \pm error típico de la media).

	Roís	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
E. libre N ₂ (%)	16.93 \pm 7.908	36.50 \pm 2.754	41.59 \pm 4.084	24.05 \pm 0.860	29.19 \pm 1.528

A diferencia de la energía, los lípidos y la proteína, el extracto libre de nitrógeno aumenta con la longitud furcal (tabla 57).

Tabla 57. Correlaciones significativas entre el extracto libre de nitrógeno y el resto de variables.

	r	Significación (α)
Longitud furcal (cm)	0.25	0.006
Peso (g)	0.23	0.010
Radio escama (mm)	0.24	0.009
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	0.34	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.21	0.018
Hígado (g)	0.28	0.002
Talla media presas (mm)	0.50	< 0.001

En la figura 77 se representa los principales componentes de la calidad de la dieta de las cuatro estaciones de muestreo.

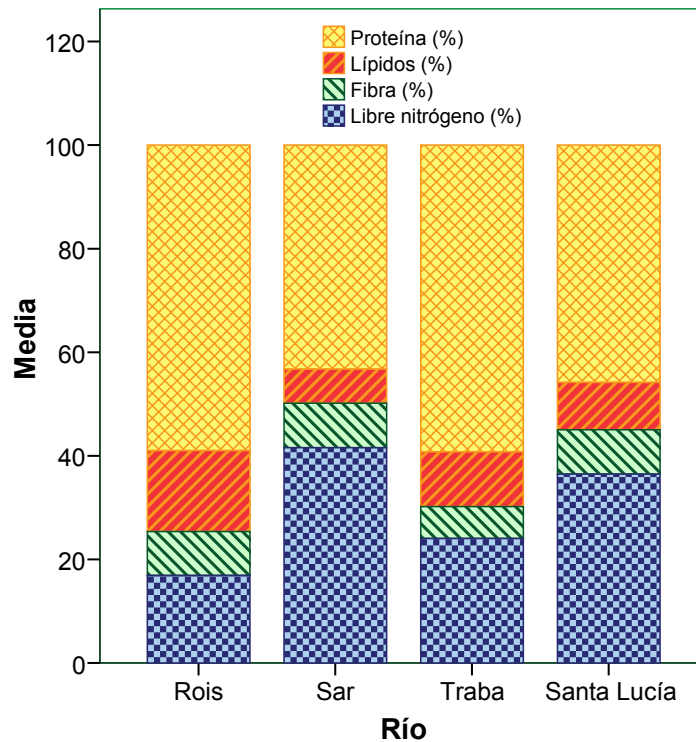


Figura 77. Calidad de la dieta de las estaciones de muestreo.



En el río Santa Lucía la composición nutritiva de la dieta es proporcionada mayoritariamente por el alimento en superficie, mientras que en el resto de ríos los resultados son más variables y dependen de la estación de muestreo (véase tabla 58).

Tabla 58. Aporte nutricional de los dos componentes principales de la dieta por estaciones de muestreo.

	Rois		Santa Lucía		Sar		Traba	
	Aportado bentos (%)	Aportado alimento en superficie (%)	Aportado bentos (%)	Aportado alimento en superficie (%)	Aportado bentos (%)	Aportado alimento en superficie (%)	Aportado bentos (%)	Aportado alimento en superficie (%)
Energía (kJ/g)	45.11	54.89	29.35	70.65	50.99	49.01	60.64	39.36
Proteína (g)	50.26	49.73	33.12	66.87	52.23	47.75	63.71	36.28
Lípidos (g)	44.36	55.58	19.75	80.34	46.05	53.95	50.98	49.04
Fibra (g)	54.82	45.07	40.14	59.92	78.07	21.85	57.56	42.41
Libre de N ₂ (g)	40.13	59.81	24.65	75.32	70.20	29.78	59.57	40.42

La relación Energía/Proteína es diferente entre las estaciones de muestreo ($F = 8.55$; $\text{Sig} < 0.001$), siendo el río Sar el que presenta un mayor valor (figura 78). En la tabla 59 se adjunta información relativa a la relación E/P de las estaciones de muestreo.

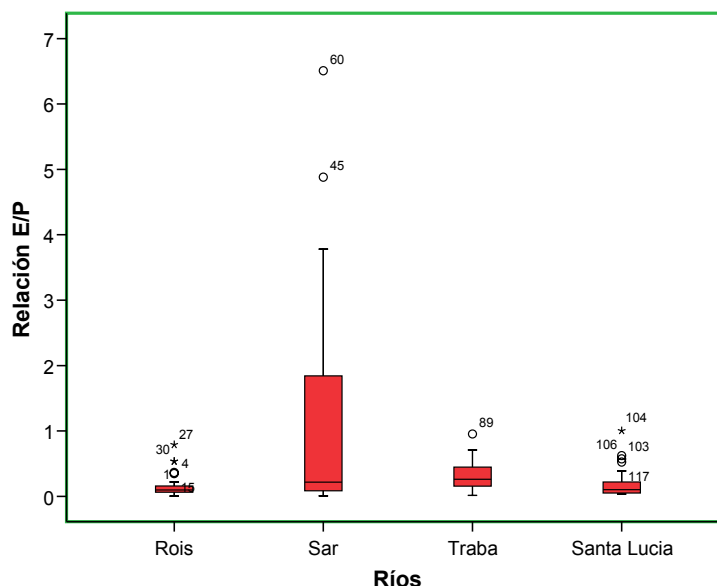


Figura 78. Diagramas de cajas de la relación E/P de las truchas por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.



Tabla 59. Relación Energía/Proteína por río (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
E/P	0.15 \pm 0.029	0.19 \pm 0.043	1.11 \pm 0.306	0.30 \pm 0.038	0.43 \pm 0.083

El dendrograma de similitud que agrupa las estaciones en función de la calidad de su dieta (figura 79) muestra que la dieta es muy semejante entre ellas, pero se observan dos agrupaciones claras según las cuales las truchas de los ríos Santa Lucía y Sar presentan una dieta muy semejante (superior al 97 % de similitud), y los ríos Traba y Rois presentan una similitud superior al 94 %.

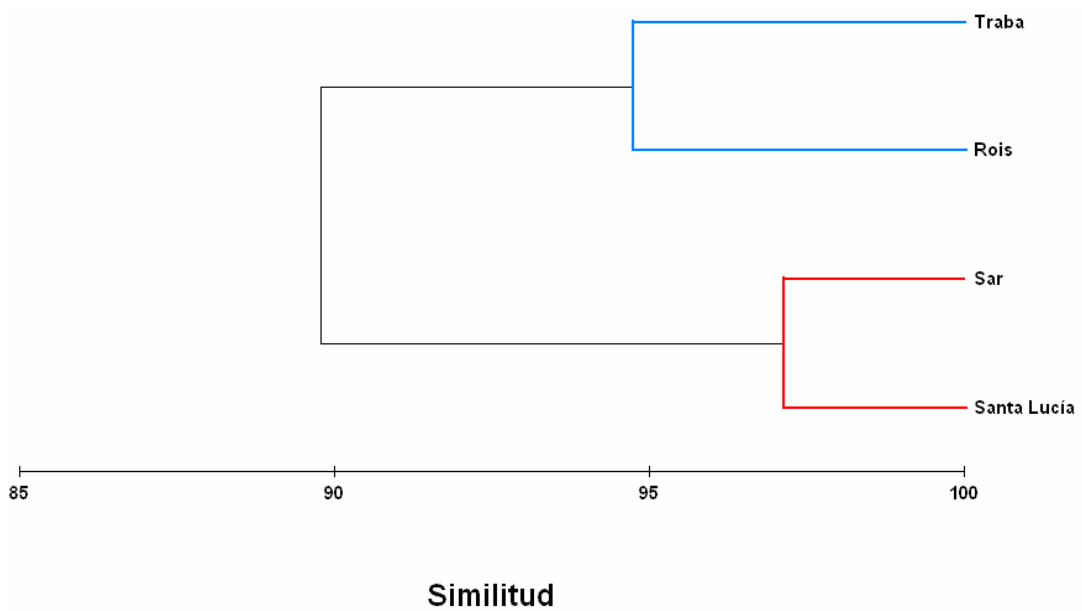


Figura 79. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis de la calidad de la dieta media de los cuatro ríos estudiados.



2.4.5.3. Crecimiento

Se estudiaron 123 truchas. La talla media de las truchas fue $15.53 \text{ cm} \pm 1.61$ y el peso medio $52.66 \text{ g} \pm 16.11$. La muestra con la que se ha trabajado está compuesta por 98 truchas de la clase de edad 1+ y por 25 ejemplares de 2+. Las truchas de la cohorte 1+ se caracterizan por presentar una talla y peso medio de $15.14 \text{ cm} \pm 1.42$ y $48.16 \text{ g} \pm 13.43$ respectivamente, mientras que las truchas 2+ tienen unos valores medios de $17.06 \text{ cm} \pm 0.28$ de longitud y $70.31 \text{ g} \pm 2.71$ de peso.

Existen diferencias significativas en la longitud furcal entre los ríos ($F = 3.089$; $\text{Sig} = 0.030$), de manera que las truchas del río Sar son las que presentaron unas tallas mayores y las del río Rois las menores (figura 80). En la tabla 60 se muestran los valores medios de la talla de las truchas en los cuatro ríos estudiados.

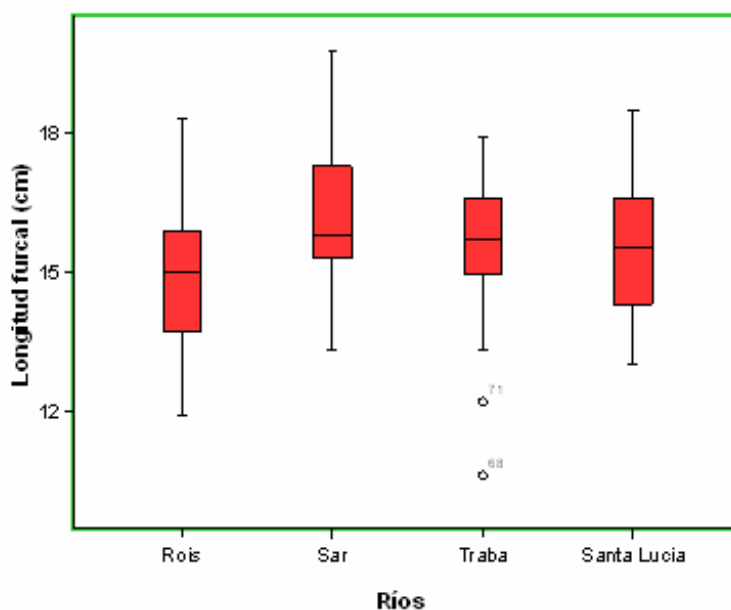


Figura 80. Diagramas de cajas de las distribuciones de los individuos por talla en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 60. Valores medios de longitud furcal de las truchas de los 4 ríos.

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Talla (cm)	14.94 ± 0.27	15.59 ± 0.27	16.14 ± 0.3	15.53 ± 0.28	15.53 ± 0.149



La talla se encuentra correlacionada con otras variables (véase tabla 61).

Tabla 61. Correlaciones encontradas entre la talla y el resto de las variables.

	r	Significación (α)
Peso hígado (g)	0.71	< 0.001
Energía ingerida (kJ/g)	0.20	0.022
Imagos acuáticos consumidos	0.18	0.039
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.19	0.032
Energía bruta (kJ)	0.19	0.032

Igual que para la longitud furcal, existen diferencias significativas en el peso entre los cuatro ríos estudiados ($F = 3.62$; $Sig = 0.015$), de manera que el río Rois presenta el valor más bajo, y el río Sar el más alto (figura 81). En la tabla 62 se puede observar los valores medios obtenidos para las truchas de las cuatro estaciones de muestreo.

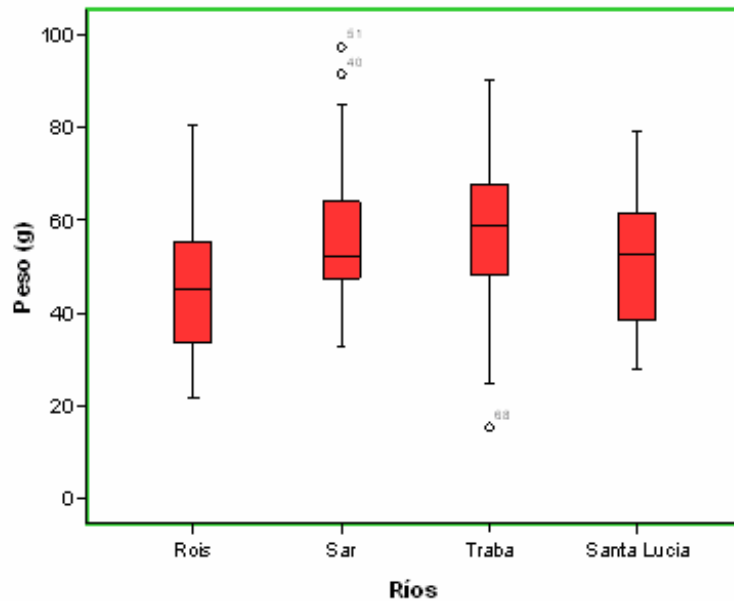


Figura 81. Diagramas de cajas de las distribuciones de los individuos por peso. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 62. Valores medios de peso de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Peso (g)	45.99 \pm 2.66	51.53 \pm 2.6	57.16 \pm 3.03	56.66 \pm 2.91	52.66 \pm 1.453



Las correlaciones encontradas para esta variable se recogen en la tabla 63.

Tabla 63. Correlaciones encontradas entre el peso y el resto de las variables.

	r	Significación (α)
Talla retrocalculada para el <i>circulus</i> X (cm)	0.23	< 0.001
Índice de Condición	0.19	0.03
Peso hígado (g)	0.76	< 0.001
Índice de peso relativo	0.27	0.002
Nº presas totales	0.19	0.029
Energía ingerida (kJ/g)	0.19	0.22
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.24	0.007

Tomando todos los datos biométricos de las truchas de los cuatro ríos se puede observar que existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.948$; $\text{Sig} < 0.001$). Análogamente, podemos confirmar que el crecimiento es prácticamente isométrico, ya que el valor de la pendiente (b) es prácticamente 3 (figura 82). A este respecto hay que destacar que los valores obtenidos en el río Sar se alejan de esta observación, pues en este río la alometría en el crecimiento es apreciable.

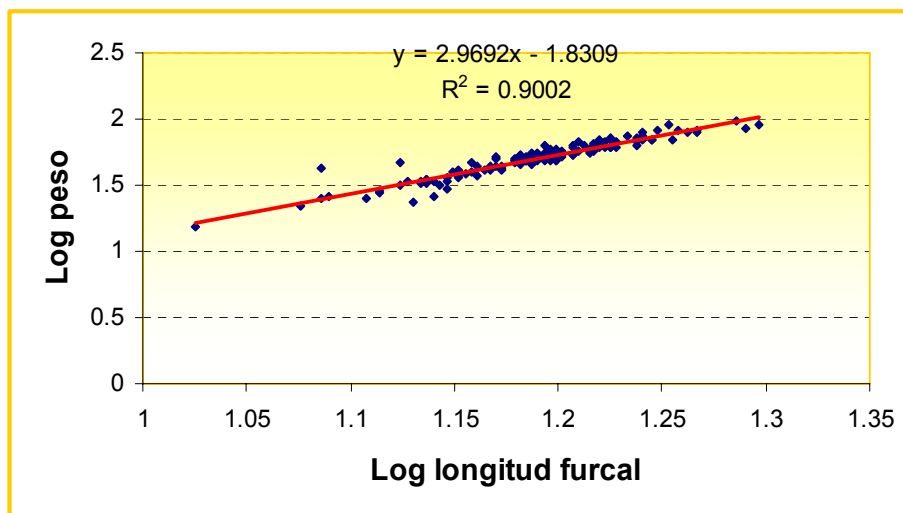


Figura 82. Relación entre la talla y el peso de las truchas de las cuatro estaciones de muestreo.

El crecimiento durante el primer año de vida es diferente entre las estaciones de muestreo ($F = 96.36$; $\text{Sig} < 0.001$). El crecimiento más lento lo encontramos en el río Rois, mientras que el más rápido se produce en el río Sar. De esta forma, con relación a



este parámetro, se ordenan coincidiendo con los niveles de estrés asignados a cada estación. Esto se puede observar gráficamente en la figura 83. En la tabla 64 se adjunta información relativa al crecimiento durante el primer año de vida en las estaciones de muestreo.

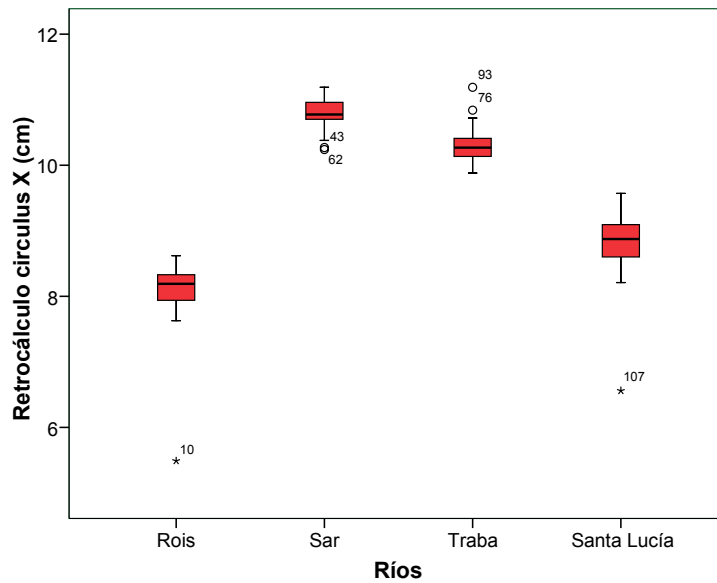


Figura 83. Diagramas de cajas de las distribuciones del retrocálculo para el *circulus X* de los individuos por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 64. Valores medios de talla retrocalculada para el *circulus X* de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Talla retrocalculada (cm)	8.07 \pm 0.09	8.80 \pm 0.1	10.79 \pm 0.046	10.32 \pm 0.05	9.47 \pm 0.108

Los datos de la correlación entre el crecimiento durante el primer año de vida y otros parámetros se recogen en la tabla 65.

Tabla 65. Correlaciones encontradas entre la talla retrocalculada para el *circulus X* y el resto de las variables.

	r	Significación (α)
Peso (g)	0.23	0.009
Índice de condición	0.19	0.035
Hígado (g)	0.51	< 0.001
Índice hepatosomático	0.49	< 0.001
Índice de peso relativo	0.21	0.016
Nº presas totales	0.38	< 0.001



Nº presas bentónicas	0.35	< 0.001
Nº imagos acuáticos	0.25	0.05
Nº presas terrestres	-0.18	0.042
Energía ingerida (kJ/g)	0.31	< 0.001
Dominancia	0.20	0.023
Talla presa consumida (mm)	0.24	0.07
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.48	< 0.001
Alimento en superficie (%)	-0.35	< 0.001
Índice de Shannon-Wiener	-0.49	< 0.001

2.4.5.4. Índices de condición somática

Las diferencias en el índice de condición son escasas aunque significativas ($F = 5.67$; $\text{Sig} < 0.001$). El río Traba es el que presenta el valor medio más elevado, mientras que el resto de los ríos son semejantes entre sí (tabla 66 y figura 84).

Tabla 66. Valores medios del índice de condición de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Índice de condición	1.33 \pm 0.036	1.32 \pm 0.015	1.33 \pm 0.026	1.45 \pm 0.01	1.36 \pm 0.014

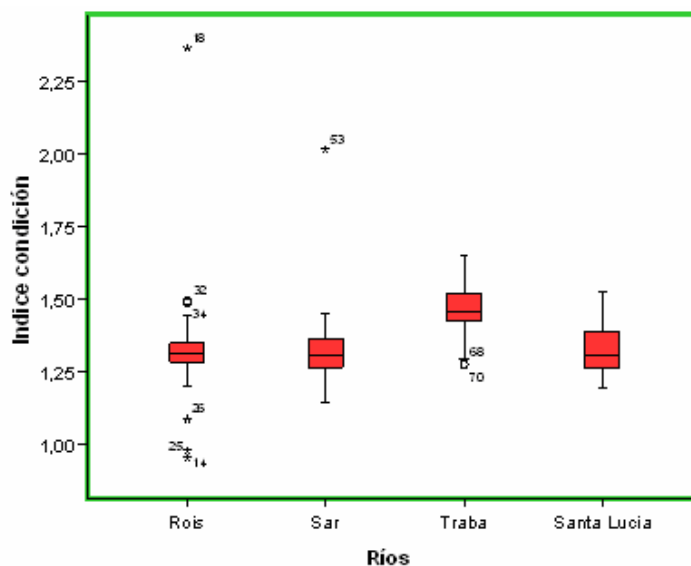


Figura 84. Diagrama de cajas del índice de condición de las truchas por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.



Las correlaciones encontradas entre el índice de condición y el resto de las variables son muy débiles (tabla 67).

Tabla 67. Correlaciones encontradas entre el índice de condición y el resto de las variables.

	r	Significación (α)
Peso (g)	0.19	0.03
Peso del hígado (g)	0.18	0.043
Índice de peso relativo	0.91	< 0.001
Nº presas totales	0.24	0.006
Nº presas bentónicas	0.25	0.004

No hemos encontrado diferencias significativas en el índice de peso relativo entre las estaciones de muestreo ($F = 1.68$; $Sig = 0.175$) (figura 85). En la tabla 68 se muestran los valores obtenidos de este índice en cada río.

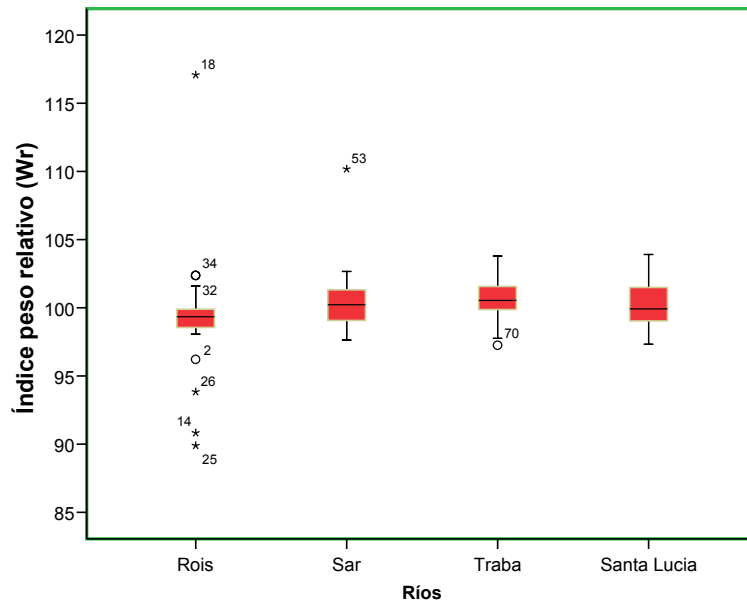


Figura 85. Diagrama de cajas para índice de peso relativo de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 68. Valores medios del índice de peso relativo de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Índice peso relativo	99.30 \pm 0.703	100.24 \pm 0.304	100.49 \pm 0.425	100.64 \pm 0.261	100.14 \pm 0.242



De acuerdo con las correlaciones obtenidas para este índice, parece que el estado de salud de las truchas mejora cuanto mayor es el crecimiento de la especie (tabla 69).

Tabla 69. Correlaciones encontradas entre el índice de peso relativo y el resto de las variables.

	r	Significación (α)
Peso (g)	0.27	0.002
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	0.21	0.016
Talla retrocalculada (cm)	0.20	0.021
Índice de condición	0.91	< 0.001
Peso del hígado (g)	0.26	0.003

El peso del hígado es mayor en el río Sar y en el río Traba que en el río Santa Lucía y en el río Rois ($F = 17.82$; $Sig < 0.001$) (figura 86). Nuevamente los ríos Sar y Rois ocupan ambos extremos. En la tabla 70 se muestran los valores del peso del hígado en las diferentes estaciones de muestreo.

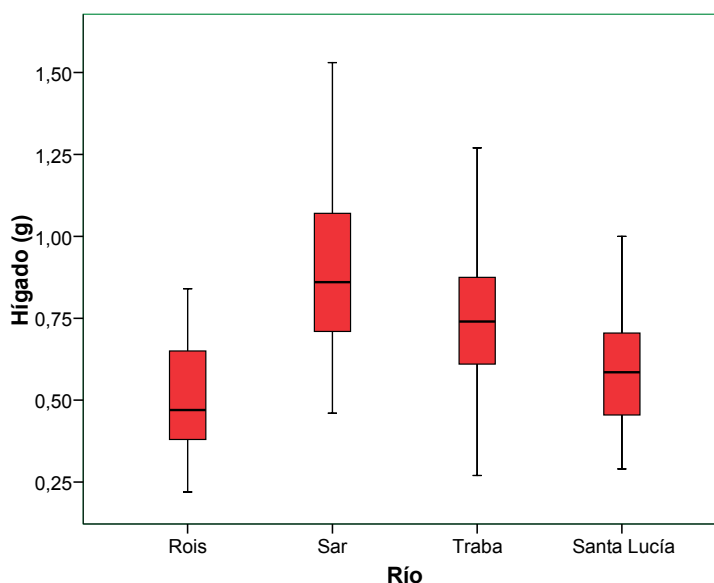


Figura 86. Diagrama de cajas para el peso del hígado de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 70. Valores medios del peso del hígado de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Hígado (g)	0.51 \pm 0.028	0.59 \pm 0.034	0.88 \pm 0.051	0.74 \pm 0.04	0.67 \pm 0.023



En la tabla 71 se muestran las correlaciones significativas obtenidas entre el peso del hígado y el resto de las variables. De ellas se deduce que el peso del hígado es mayor cuanto más rápido es el crecimiento durante el primer año de vida (figura 87).

Tabla 71. Correlaciones encontradas entre el peso del hígado y el resto de las variables.

	r	Significación (α)
Talla (cm)	0.71	< 0.001
Peso (g)	0.76	< 0.001
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	0.51	< 0.001
Índice de condición	0.18	0.043
Índice de peso relativo	0.26	0.003
Energía ingerida (kJ/g)	0.18	0.039
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.25	0.005
Alimento en superficie (%)	-0.22	0.014
Índice de Margalef	-0.18	0.045

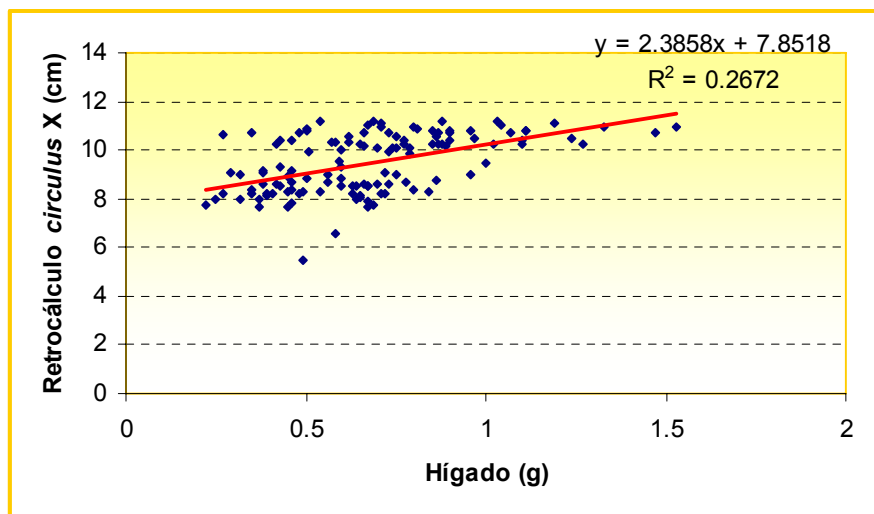


Figura 87. Relación entre el peso del hígado y el crecimiento de las truchas de las cuatro estaciones de muestreo durante el primer año de vida.

Aunque el índice hepatosomático varía con el río ($F = 15.89$; $\text{Sig} < 0.001$), no hay diferencias entre los ríos Santa Lucía y Rois, que presentan los valores más bajos. Otra vez las truchas el río Sar son las que presentan el valor más elevado (figura 88). En la tabla 72 se adjunta información relativa al valor de este índice en cada una de las estaciones de muestreo.

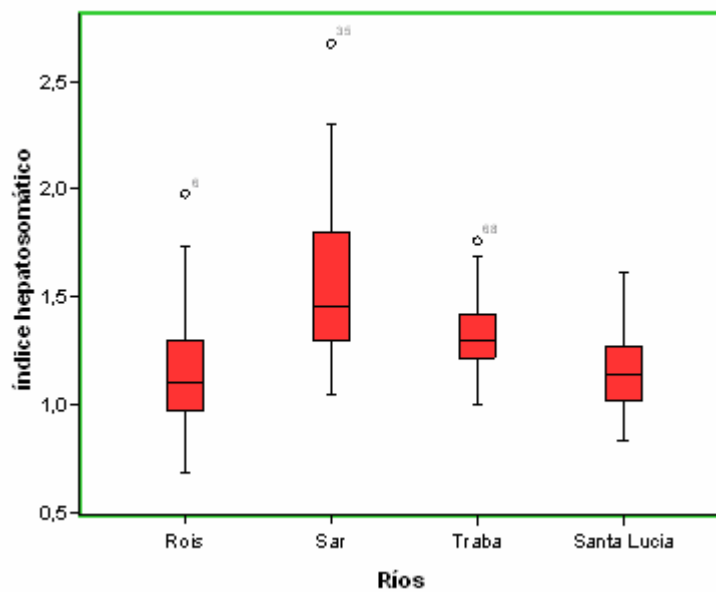


Figura 88. Diagrama de cajas del índice hepatosomático de las truchas por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 72. Valores medios del índice hepatosomático de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Índice hepatosomático	1.14 \pm 0.048	1.15 \pm 0.037	1.56 \pm 0.069	1.31 \pm 0.178	1.29 \pm 0.028

En la tabla 73 se muestran las correlaciones con el índice hepatosomático.

Tabla 73. Correlaciones encontradas entre el índice hepatosomático y el resto de las variables.

	r	Significación (α)
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	0.49	< 0.001
Peso del hígado (g)	0.57	< 0.001
Alimento en superficie (%)	-0.19	0.032
Nº presas terrestres	-0.21	0.018
Variedad de la dieta	-0.28	0.001
Índice de Margalef	-0.35	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	-0.29	0.024



2.4.5.5. Condición metabólica

No existen diferencias significativas en la cantidad de lípidos y de proteínas entre los ríos, pero sí hemos encontrado diferencias en la cantidad de glucógeno y en la relación ARN/ADN entre los ríos estudiados (tabla 74), es decir en aquellos biomarcadores que indican una utilización de reservas energéticas a corto plazo y una inmediata actividad de síntesis de proteínas.

Tabla 74. Anovas realizadas para los cuatro ríos.

	Lípidos	Proteínas	Glucógeno	ADN	ARN	ARN/ADN
Estadístico (F)	0.58	0.178	32.48	2.79	6.83	5.26
Significación (α)	0.637	0.91	< 0.001	0.074	0.004	0.01

En la tabla 75 se muestran los valores medios de la condición metabólica de las truchas de las cuatro estaciones de muestreo. Llama la atención la escasa capacidad de acumular glucógeno en los ríos Sar y Traba frente al Rois y Santa Lucía, que presentan los valores más elevados (figura 89).

Tabla 75 Valores medios de lípidos, glucógeno, proteínas y ARN/ADN de las cuatro estaciones de muestreo (media \pm error típico de la media).

	Rois	Santa Lucía	Sar	Traba	Todos
Lípidos (mg/g)	0.03 \pm 0.005	0.036 \pm 0.011	0.021 \pm 0.002	0.039 \pm 0.005	0.032 \pm 0.0048
Glucógeno (μ g/g)	162.78 \pm 12.64	196.70 \pm 11.8	48.54 \pm 6.79	44.24 \pm 9.8	113.06 \pm 16.772
Proteínas (mg/g)	53.15 \pm 2.37	53.63 \pm 1.77	53.50 \pm 2.21	56.15 \pm 2.42	54.11 \pm 1.522
ARN/ADN	16.76 \pm 2.292	42.08 \pm 14.637	19.47 \pm 6.565	30.45 \pm 15.644	27.19 \pm 3.257

Respecto a la relación ARN/ADN, el patrón general que agrupaba a las estaciones con contaminación orgánica desaparece, y los datos muestran de manera muy interesante como el río Santa Lucía, que se caracteriza por un tipo muy particular de contaminación, relacionado con la existencia de niveles más elevados de metales pesados, por influencia de la mina de cobre de Aríns, es el que presenta un mayor valor (figura 90).

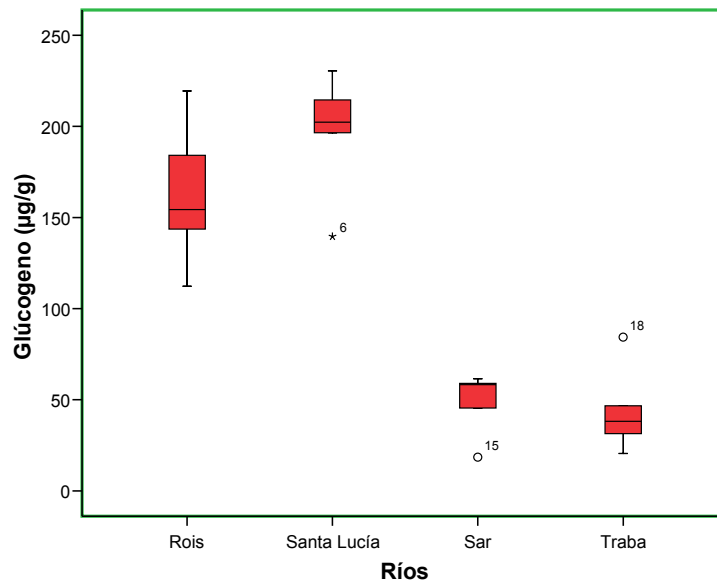


Figura 89. Diagrama de cajas del glucógeno almacenado en el músculo por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

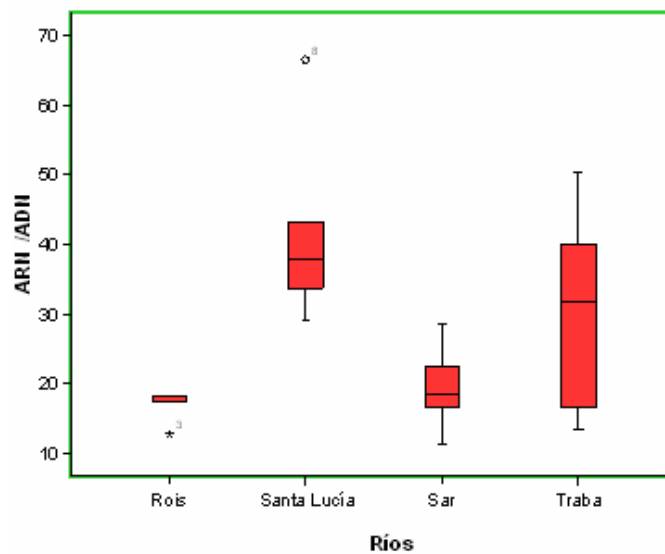


Figura 90. Diagrama de cajas de la relación ARN/ADN de las truchas por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

En la figura 91 se representa la condición metabólica de las cuatro estaciones de muestreo.

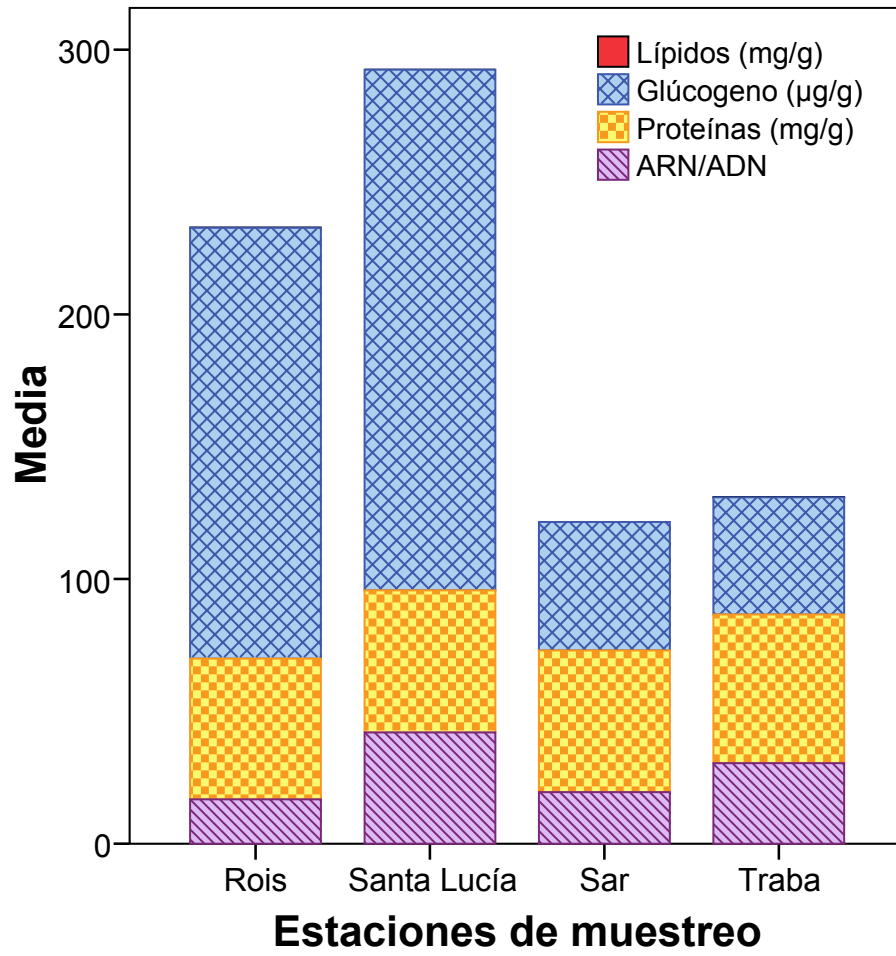


Figura 91. Condición metabólica de las cuatro estaciones de muestreo.



2.5. Discusión

2.5.1. Descripción de la dieta

Son muchos los trabajos que demuestran que la trucha consume los taxones más abundantes y vulnerables del bentos (PENTELOW, 1932; RINGLER, 1985; MACNEIL *et al.*, 2000), y por ello la composición de su dieta depende de las especies de macroinvertebrados presentes en el río (ELLIOTT, 1967; ELLIOTT, 1973a; MONTAÑÉS & LOBÓN CERVÍA, 1986). Nuestros datos confirman estas observaciones y constatan, una vez más, que la proporción entre la fauna que es capturada directamente del bentos y la que es consumida en deriva es diferente entre los ríos y entre los individuos de un mismo río (GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; GREENBERG & DAHL, 1998; NISLOW *et al.*, 1998; OSCOZ *et al.*, 2000; DE CRESPI DE BILLY, 2001). En este sentido, el consumo del alimento en superficie es importante en los cuatro ríos estudiados, al igual que lo observado por diferentes autores (HUNT, 1975; HYNES, 1970; JONSSON & GRAVEM, 1985; SUÁREZ *et al.*, 1988; NELLY-QUINN, & BRACKEN, 1990; SANTAMARINA, 1991; KAWAGUCHI & NAKANO, 2001). Tanto en el río Rois, como en río Santa Lucía este componente va del 36.5 % al 62 % respectivamente, mientras que en los otros dos ríos es sensiblemente menor. Aunque entran en juego multitud de factores, entre los que destaca la conservación de la vegetación de ribera, la abundancia de presas aéreas en la dieta ha sido relacionada con una baja vulnerabilidad del bentos (DE CRESPI DE BILLY & USSEGLIO-POLATERA, 2002). De acuerdo con esto, el bentos propio de una situación de enriquecimiento orgánico (en el que los invertebrados no Insectos se hacen más comunes: Oligoquetos, Gasterópodos, Hirudíneos e Isópodos, por ejemplo) es más vulnerable al ataque de las truchas y por tanto estas recurren al alimento en superficie en menor medida.

Se ha apuntado que la consolidación del régimen alimentario es el resultado de las constantes físicas y biológicas y de la utilización de presas energéticamente rentables (HUGHES & BURROWS, 1991). Por esta razón cada pez seleccionará una dieta que le garantice la energía suficiente para el mantenimiento, crecimiento y reproducción. Nuestros análisis muestran diferencias entre los ríos que difícilmente sostienen esta



hipótesis como una norma general, sino que más bien la relegan al campo estrictamente teórico, pues de los contenidos estomacales estudiados se infiere que la alimentación de la trucha común está determinada por las presas más abundantes y más ampliamente distribuidas en el río (SLACK, 1934).

Los estudios en los que se demuestra que la trucha selecciona un tipo de alimento de su base trófica para alimentarse son frecuentes (BERGLUND, 1968; GARCÍA DE JALÓN, 1985; GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; KREIVI *et al.*, 1999; OSCOZ *et al.*, 2000; OSCOZ *et al.*, 2005). Al contrario HENRY (1967) afirma que la dieta de la trucha carece de selectividad alguna. La presencia de exuvias sin ningún valor alimentario, materia vegetal y restos del sustrato en muchas de las truchas analizadas, por otro lado normal en la bibliografía (LIEN, 1981; PENCZAK, *et al.*, 1984; PRZYBYLSKI, 1988), es un claro indicio de que las truchas han sido poco selectivas al capturar el alimento (REIMERS, 1957) y que las diferencias individuales, quizás a través del aprendizaje, pueden jugar un papel importante en la explicación de este fenómeno.

En nuestros ríos algunas truchas prefieren una dieta muy abundante en términos numéricos, mientras otras anteponen la diversidad de presas en la dieta, al igual que lo observado por SUÁREZ *et al.* (1988), según el cual los hábitos alimentarios de las truchas se perfilan hacia la adquisición de una dieta más diversa que abundante. Esta apreciación se puede relacionar con el elevado coste energético derivado de la búsqueda del alimento, ya que la estrategia maximiza el número de presas consumidas y no la energía consumida (FRANKIEWICZ *et al.*, 1993).

La trucha es un animal con unos hábitos alimentarios plásticos y flexibles, no sólo por la variabilidad de las presas que es capaz de consumir, sino también porque se adapta a las condiciones ambientales en las que se alimenta y modifica su dieta dependiendo de la disponibilidad de las presas. El carácter oportunista de la trucha común está ampliamente aceptado por la comunidad científica (ELLIOTT, 1973b; DILL, 1983; PAPAGEORGIOU *et al.*, 1984; GIBSON & CUNJAK, 1986; CADA *et al.*, 1987b; SUÁREZ *et al.*, 1988; NEVEU, 1991; GERKING, 1994; RINCÓN, 1993; BERRIOS *et al.*, 2002). Eso se hace evidente en nuestras observaciones, según las cuales se confirma la hipótesis inicial de que las diferentes condiciones de estrés determinan notables diferencias en la alimentación, que pueden conducir o no, esto depende del tipo y grado



de la contaminación, a distintos valores de los parámetros relacionados con el éxito biológico de las poblaciones.

Según esto, se ha comprobado que el río Sar, que es el que presenta la mayor carga contaminante muestra, por ejemplo, una dieta menos diversificada (diversidad trófica de Margalef) y que existe una estrecha relación entre los niveles de estrés y la amplitud del nicho trófico. Por otro lado, los valores de la ración ingerida reflejan el incremento de la biomasa béntica en situaciones de contaminación orgánica, pues en los ríos Traba y Sar se llega a duplicar la estima teórica. En términos de porcentaje (NEVEU (1980) delimitó experimentalmente la ración diaria como el 6 % del peso húmedo de la trucha), en los ríos Rois y Santa Lucía las truchas ingerían aproximadamente una ración de entre el 4 y el 5 % de su peso, sin embargo en los ríos Sar y Traba oscila entre el 12 y el 13 %.

Estas observaciones tienen un especial interés puesto que pueden estar reflejando un fenómeno de hiperfagia en condiciones de contaminación orgánica, semejante al que se ha descrito en situaciones de escasez de alimento y que conduce al crecimiento compensatorio (NICIEZA & BRAÑA, 1993; JOBLING, 1994; NICIEZA *et al.*, 1994; JI & FRIEDMAN, 1999). Sin embargo, este argumento no es válido en las condiciones de este estudio, ya que en los ríos en los que se observa esta hiperfagia (Sar y Traba), el crecimiento en las primeras etapas es el mayor de los observados y, por lo tanto, no sería necesario en la población un crecimiento compensatorio en etapas más tardías. Así pues, creemos que esta hiperfagia observada por nosotros depende especialmente del incremento de la biomasa béntica en condiciones de enriquecimiento orgánico moderado, pues no existe una inhibición del crecimiento tal que origine que las truchas tengan que priorizar las funciones metabólicas de mantenimiento, como en su día había descrito HEPHER (1988) en poblaciones sometidas a estrés.

Los bajos valores del índice de uniformidad en los ríos Sar y Traba reflejan una situación en la que existe un porcentaje de individuos con una alimentación especializada superior al de los otros ríos. Este hecho pudiera ser, indirectamente, una medida de la jerarquización de la población, pues las diferencias de alimentación intrapoblacionales pueden explicarse por diferencias en el estatus de los individuos, ya que los peces dominantes tienen un mejor acceso al alimento que los subordinados.



2.5.2. Calidad de la dieta

ELLIOTT & HURLEY (2000a) afirman que, cuando las truchas se alimentan de diferentes especies de invertebrados, el alimento ingerido es similar entre ellas respecto a los valores energéticos pero pueden ser muy diferentes en términos de peso. Nosotros por el contrario hemos encontrado que tanto el peso seco del contenido estomacal como la energía ingerida son diferentes entre las estaciones de muestreo.

Una de las principales hipótesis por las que se piensa que el pez deja en un segundo plano su crecimiento como resultado de un episodio contaminante es que los agentes contaminantes intervienen en la cantidad de alimento ingerido, disminuyendo el apetito e incrementando la energía requerida para el proceso de detoxificación (PEPLOW & EDMONDS, 2002). En el caso de la contaminación orgánica, nuestros datos rechazan esta hipótesis, pues tanto la cantidad de alimento como la energía ingerida aumentan en las estaciones con mayores niveles de contaminación de forma que el crecimiento es mayor. En esta situación el ambiente impone las condiciones para el desarrollo de un tipo especial de poblamiento béntico, de manera que la trucha se ve forzada a ser menos selectiva, pues se reduce la diversidad de la oferta alimentaria, además se da la circunstancia de que los taxones más resistentes a la contaminación son también los que suministran un mayor contenido en extracto libre de nitrógeno, de manera que, para determinados niveles de contaminación, las truchas ingieren una dieta abundante, por incremento de la biomasa, e hipercalórica que se traduce en mayores crecimientos individuales, pero que, como se verá más adelante, presentan limitaciones en la disponibilidad a corto plazo de las sustancias de reserva energética.

Como un índice más de la calidad de la dieta se ha calculado la relación E/P (energía/proteína) sobre la base de la energía digestible de amplia utilización en el diseño artificial de alimento en piscicultura. Este índice, sin embargo, no es buen indicador cuando se trata de alimentación natural, dado que las presas son mayoritariamente Insectos y su composición química en proteínas es mucho menos variable que los componentes que se utilizan en la alimentación artificial. Por ello, no existen diferencias en las dietas con relación a este parámetro, independientemente de las presas consumidas y de los niveles de estrés. Además hemos observado que



paradójicamente, cuanto mejor es la calidad de la dieta en función de este índice, el crecimiento durante el primer año de vida es menor.

2.5.3. Crecimiento

GRANADO-LORENCIO (1996) afirma que el crecimiento de la trucha común en condiciones naturales se desvía de la isometría y tiende a ser alométrico. Nosotros, utilizando todas las truchas capturadas en las cuatro estaciones de muestreo, hemos observado que las truchas al crecer mantienen la forma, es decir, presentan un crecimiento isométrico. Sin embargo, por estaciones de muestreo sólo presentan este tipo de crecimiento los ríos Rois y Santa Lucía, por el contrario los ríos Sar y Traba presentan un crecimiento alométrico. De ser cierta la suposición de GRANADO-LORENCIO (1996) y considerando que los efectos de la contaminación orgánica pudieran asimilarse a los producidos por la alimentación forzada en condiciones de cultivo, la “domesticación” de las poblaciones naturales por efecto de la contaminación debería llevar emparejado un crecimiento isométrico en esas circunstancias, lo cual está en oposición con nuestras propias observaciones.

El crecimiento en las truchas durante la primera etapa refleja lo apuntado anteriormente y es más rápido en las truchas del río Sar y Traba. Así pues, el crecimiento durante el primer año de vida es más rápido en los dos ríos con mayor enriquecimiento orgánico y que presentan las dietas más energéticas, pero, a medida que las truchas van aumentando en edad, las diferencias en la talla entre cohortes de las diferentes poblaciones tienden a reducirse.

El crecimiento durante el primer año de vida aumenta cuanto más energética y abundante es la dieta, mientras que disminuye con el aumento de la proporción del alimento en superficie. Esto parece normal si tenemos en cuenta las afirmaciones realizadas por SAGAR & GLOVA (1995), según los cuales las presas de origen aéreo son evitadas por los juveniles de trucha porque se alimentan preferentemente de las presas del bentos. De esta manera desplazarse hasta la superficie del agua para la captura de las presas lleva implícito un incremento del riesgo de depredación y del gasto energético.



Hemos observado que el crecimiento no es homogéneo entre las cohortes de los diferentes ríos, pues depende de factores ambientales, aspectos cualitativos y cuantitativos de la dieta y de las características intrínsecas de animal. Un caso particular lo encontramos en las truchas del río Traba, ya que el crecimiento durante las primeras fases es muy rápido para posteriormente reducirse mucho y ser el río que presenta la talla media de la clases de edad 2+ más baja.

2.5.4. Condición somática

El índice de condición permite estimar modificaciones temporales del buen estado de los peces bajo la influencia de factores externos (ambiente) e internos (fisiológicos), independientemente del tamaño. El índice varía atendiendo a la especie, morfotipo, sexo, edad, estado de madurez reproductora, época del año y ambiente acuático. Además tiene gran utilidad para comparar poblaciones de una misma especie en ambientes diferentes (GRANADO LORENCIO, 1996).

Hay antecedentes que tratan de relacionar este parámetro con el estrés ambiental. En ambientes contaminados por metales pesados se observaron bajos índices de condición al disminuir la razón de crecimiento en los peces contaminados, supuestamente como consecuencia de la reorganización proteica, lo que supone un coste energético en los peces expuestos al agente contaminante (RAJOTTE & COUTURE, 2002).

Según nuestros datos, el valor de este índice es lo suficientemente elevado en las cuatro estaciones de muestreo como para poder afirmar que la trucha puede satisfacer los requerimientos energéticos para el crecimiento y mantenimiento a través de la dieta. No obstante, considerando las diferencias entre las estaciones de muestreo, las truchas del río Traba presentan valores de este índice superiores al resto, lo cual pudiera estar relacionado con el moderado enriquecimiento orgánico de la estación que determina una situación en la que la dieta es muy diversa y abundante, pues los aspectos negativos de la contaminación orgánica se producen en niveles peores de calidad. En relación con esto, a pesar de que estudios previos muestran que el índice de condición y el contenido en lípidos corporales del pez están correlacionados (PINDER & EALES 1969; HERBINGER & FRIARS 1991; BJERKENG *et al.*, 2000), nosotros no hemos encontrado dicha



correlación, pero hemos observado que el principal factor que garantiza índices de condición elevados son dietas abundantes en número de presas y con un claro predominio de presas acuáticas.

Se ha afirmado que los peces de tamaño pequeño son los que reaccionan frente a la carencia de alimento con una mayor susceptibilidad (AKIYAMA & NOSE, 1980), porque estos peces tienen una menor cantidad de reservas almacenadas. En la trucha común la movilización de las reservas energéticas tiene lugar en un primer momento desde las vísceras y el hígado (REGOST *et al.*, 2001); por esta razón algunos investigadores utilizan las variaciones individuales del peso del hígado como indicador de diferencias en la tasa metabólica y energía del mantenimiento (WEBSTER, 1989; KGWATALALA & NIELSEN, 2004). De acuerdo con estos autores, teniendo en cuenta el peso del hígado, el río que suministraría una mayor energía para el mantenimiento y una mayor tasa metabólica sería el Sar seguido del río Traba, Santa Lucía y el Rois. Por otro lado, hemos encontrado que el peso del hígado está correlacionado con el índice de condición. Así pues, la utilización del peso de esta víscera como medida del estado sanitario, como manifiestan otros investigadores (WEBSTER, 1989; KGWATALALA & NIELSEN, 2004), es adecuada.

2.5.5. Condición metabólica

Anteriormente afirmábamos que nuestras observaciones confirmaban la hipótesis inicial de que las diferentes condiciones de estrés determinan notables diferencias en la alimentación, pero que estas pueden conducir, o no, a distintos valores de los parámetros relacionados con el éxito biológico de las poblaciones, dependiendo del tipo y grado de la contaminación. Como un indicador que nos informase de esta posibilidad hemos analizado la condición metabólica de las truchas en función de sus niveles de reserva energética.

Los hidratos de carbono son almacenados como glucógeno en los tejidos y órganos del pez como el músculo y el hígado (WENDELAAR-BONGA, 1997). La mayoría del ATP requerido para el ejercicio brusco del pez (ataque a presas, escape de los depredadores, natación en contracorriente) derivan de la degradación de los depósitos de



glucógeno del músculo blanco y su consecuente glucólisis (JOHNSTON & GOLDSPINK, 1973; SMUTNÁ *et al.*, 2002), ya que la glucosa habitualmente no es utilizada debido a la baja actividad de la hexokinasa (KNOX *et al.*, 1980). Las reservas hepáticas de glucógeno son modificadas durante condiciones de estrés (QUINTANA, 2002).

La contaminación por amoníaco afecta en los peces a nivel del músculo blanco, y actúa sobre la acción glicolítica. El efecto inmediato sobre los peces se resume en una reducción en la capacidad nadadora y los peces permanecen más tiempo en reposo. Así, tanto el comportamiento agonístico de peces dominantes como el comportamiento forrajero es inhibido y el número de presas consumidas se reduce (TUDORACHE *et al.*, 2008). En relación con esto, es muy interesante resaltar que, a pesar de su mayor crecimiento y buen estado de condición somática, las estaciones del río Sar y Traba, que aparentemente no reflejaban de manera negativa la incidencia de la contaminación, muestran los menores niveles de glucógeno almacenado en el músculo, lo cual compromete la eficiencia biológica de estos ejemplares cuando se requiera un gasto energético brusco e inmediato. Así, por ejemplo, no es descabellado pensar que, a pesar de que la contaminación moderada de tipo orgánico no tenga un efecto aparente sobre las poblaciones de trucha, compromete su capacidad para superar otras fuentes de estrés que pudieran surgir, como por ejemplo el remonte de obstáculos, el incremento de la velocidad de la corriente por variaciones de caudal, la introducción de depredadores, etc.

Paralelamente, hemos encontrado que la cantidad de glucógeno muscular es mayor cuanto más diversa es la dieta y cuanto más presas aéreas consumen, situación que se produce en estados de estrés ambiental reducido. Dicho de otro modo, en ríos bien conservados, los crecimientos pueden ser menores, pero la capacidad de supervivencia y en general el estado de condición de las poblaciones es considerablemente mejor.

La proporción de ARN/ADN se ha propuesto como una medida muy sensible a corto plazo (días a semanas) de la tasa de crecimiento de alevines. El uso de este indicador se basa en la premisa de que, aunque la cantidad de ADN por célula permanece relativamente constante, la cantidad de ARN se relaciona con la intensidad de síntesis de proteínas, y por tanto, refleja un crecimiento reciente o bien es indicativo de una intensa actividad metabólica de detoxificación. Esta última posibilidad podría ser



argumentada para explicar los elevados valores observados en el río Santa Lucía, donde la contaminación es de tipo químico y está relacionada con la mina de cobre de Aríns. También debería ser resaltado a este respecto que los menores valores de esta relación se obtienen en el río Rois, lo que indicaría una mayor estabilidad metabólica por la ausencia de estrés.

El caso del río Santa Lucía merece un comentario aparte, pues sus fuentes de estrés no incrementan la biomasa béntica, como en el caso de la contaminación orgánica moderada, sino que por el contrario la limitan. Este hecho se ve reflejado en el elevado componente aéreo de la dieta en este río e ilustra bien las diferentes respuestas posibles a la distinta naturaleza del estrés. De esta manera, se manifiesta nuevamente la necesidad e importancia de mantener un buen bosque ripario de buena calidad, como un factor decisivo para compensar los efectos de la merma de la comunidad bentónica como fuente de alimentación.

Teniendo en cuenta que ambos parámetros proporcionan una medida del crecimiento a largo plazo, no hemos encontrado diferencias en la composición corporal de lípidos y proteínas en las cuatro poblaciones de trucha sometidas a diferentes grados de estrés ambiental, a diferencia de lo observado por STONER & LIVINGTON (1978) quienes, al exponer los peces a concentraciones subletales de agentes decolorantes, registraron un incremento en la cantidad de proteínas y un descenso en la de los lípidos.

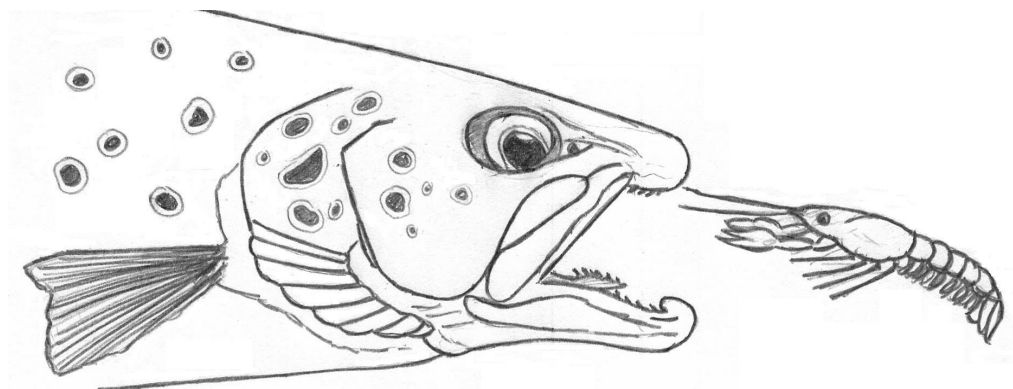
A la vista de los resultados obtenidos en cada uno de los índices de caracterización del estado de salud de las truchas, se puede afirmar que todos ellos están estrechamente relacionados y la información que aportan se complementa perfectamente. Y por ello, la evaluación del estado de una población de peces no debe obtenerse de la interpretación de observaciones parciales.

Podemos concluir que las truchas compensan el estrés ambiental utilizando una combinación de diferentes estrategias que conducen a cierta homeostasis en el estado de condición de las distintas poblaciones. Por un lado, hemos observado como las dietas hipercalóricas, impuestas por el enriquecimiento orgánico, suministran la energía necesaria para el crecimiento y los procesos de detoxificación pero en detrimento de la capacidad de almacenar reservas en forma de glucógeno, limitando así su eficiencia



biológica. Por otro lado, es destacable el hecho de que estas poblaciones de truchas “domesticadas” no mantienen la proporcionalidad al crecer y tienden hacia la obesidad.

Capítulo 3. Densidad, biomasa y alimentación





Capítulo 3. Densidad, biomasa y alimentación

3.1. Introducción

Tradicionalmente, los parámetros biológicos más importantes en las poblaciones de peces han sido: el tamaño poblacional, la tasa de mortalidad, la tasa de crecimiento, el reclutamiento y la producción extraíble (RICKER, 1954). Una población animal utiliza la energía disponible en el medio para formar tejido (biomasa), los elementos reproductivos y costear su metabolismo. El balance entre pérdidas y ganancias debe ser positivo para su mantenimiento en el tiempo (GRANADO-LORENCIO, 1996).

Las poblaciones de Salmónidos se caracterizan por presentar una temprana madurez sexual, unas tasas reproductoras bajas, un elevado crecimiento y una elevada tasa de renovación. Así, son poblaciones en las que sólo pocos ejemplares llegan a viejos y rápidamente están siendo rejuvenecidas (MARTÍNEZ & GARCÍA DE JALÓN, 1988; GARCÍA DE JALÓN, 1992).

Los efectivos poblacionales de un stock se ven incrementados por los nuevos individuos que se le incorporan, ya sea por reclutamiento o inmigrantes desde otras zonas, y las pérdidas corresponden a los emigrantes y muertes (naturales o por pesca). De esta manera, es posible expresar la variación temporal mediante la ecuación de una curva sigmoidea, en equilibrio con la capacidad de carga del sistema (GRANADO-LORENCIO, 1996).

Las poblaciones de trucha común están influenciadas por una combinación de procesos denso-dependientes y denso-independientes, en la que uno u otro tendrán un mayor peso en alguna de las etapas del desarrollo de los peces, y dependen en gran medida de las condiciones ambientales (ELLIOTT, 2001). El principal mecanismo demográfico intrínseco en los juveniles de trucha es la competición por los territorios, que regula las poblaciones después de la emergencia de los frezaderos en los eleuteroembriones. En el resto del ciclo vital, la densidad de la trucha común raramente es regulada, y principalmente esta influida por factores denso-independientes (ELLIOTT & ELLIOTT, 2006).



Los estudios más recientes acerca de parámetros poblacionales en ríos demuestran que la estructura y el tamaño poblacional varían a escala espacio-temporal (HEGGENES *et al.*, 1999; KLEMETSEN *et al.*, 2003; NICOLA *et al.*, 2008), debido a que en su regulación intervienen factores como la abundancia de reproductores, el reclutamiento y factores hidrológicos (ELLIOTT, 1994; KNAPP *et al.*, 1998).

Una importante consideración en el mantenimiento y conservación de las poblaciones de trucha común es que la heterogeneidad espacial, la calidad del alimento y el comportamiento territorial de los Salmónidos afectan a su densidad poblacional (ELLIOTT, 1994). En principio, un tramo de río con una elevada heterogeneidad en la estructura física del hábitat, una buena representación de refugios, un mantenimiento de las condiciones ambientales con cierta estabilidad y una buena disponibilidad de alimento está relacionado con una capacidad de carga potencial elevada.

Además, la interacción entre los peces y sus presas conduce a una estabilización de la tasa de producción de Salmónidos a través de un sistema de retroalimentación en el que la biomasa de las poblaciones se mantiene constante por variaciones de las tasas de crecimiento, como respuesta a variaciones de la densidad de las poblaciones de las presas. Así, el pico de producción de truchas coincide con el pico de alimento disponible, siendo mayor en primavera y a principios del verano (ELLIOTT, 1976; CADA *et al.*, 1987b).

De esta manera dos de las cuestiones más importantes relacionadas con la capacidad de carga del sistema, además del hábitat físico, son la naturaleza (calidad) y abundancia del alimento. La importancia del tipo de alimento encontrado en cada río proviene de la necesidad de aprovechar de forma óptima por parte de los peces los recursos alimentarios y desde un punto de vista ecológico nos interesa como mecanismo indicador de las interacciones de las comunidades en el medio acuático.



3.2. Estaciones de muestreo

3.2.1. Elección de las estaciones de muestreo

Para la captura del material se seleccionaron cuatro estaciones de muestreo en ríos de diferente morfometría y dinámica fluvial (figura 92). Las condiciones ambientales que presentan las estaciones son diferentes y se han elegido con la intención de que suministrasen, *a priori*, el espectro más amplio posible de diferencias poblacionales y alimentarias.

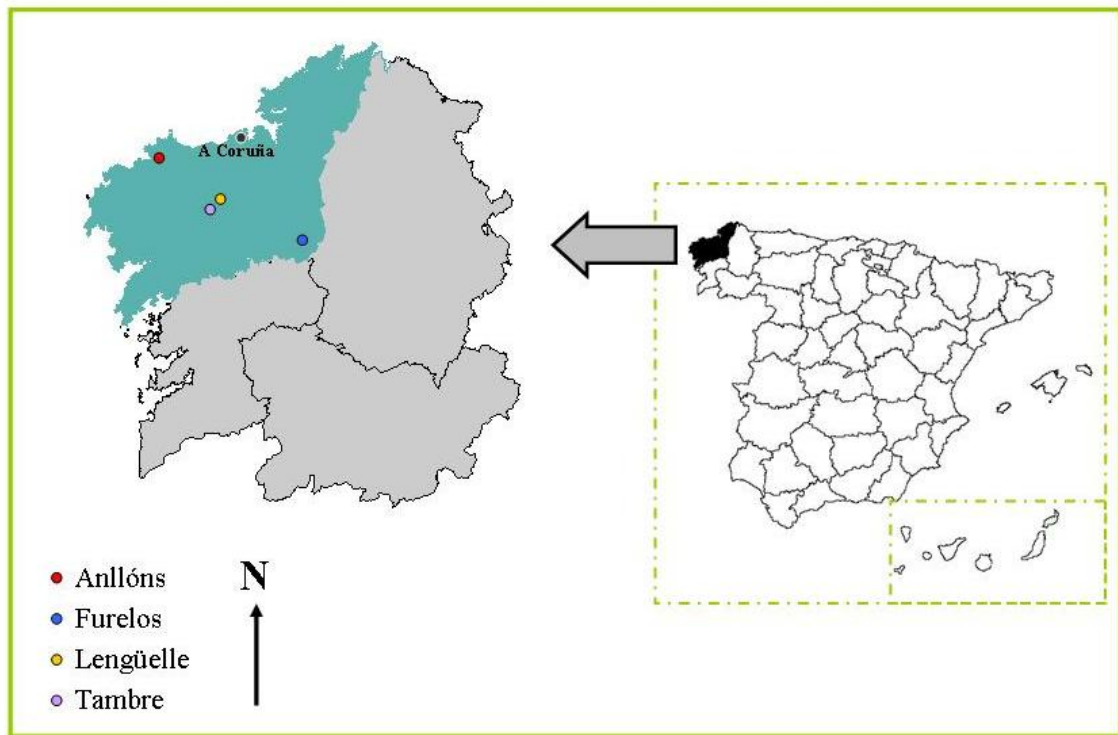


Figura 92. Localización de las estaciones de muestreo.

De la misma manera que para el capítulo anterior, las estaciones se caracterizaron mediante análisis químicos rutinarios de calidad de aguas y el índice IBMWP.



3.2.2. Situación geográfica y descripción topográfica

De manera generalizada para las cuatro estaciones de muestreo, los contenidos en nitratos, nitritos y amonio muestran las deficiencias en la capacidad de autodepuración de las aguas de los ríos estudiados en este capítulo. Así, la concentración de nitritos supera el valor guía (0.01 mg/l) para Salmónidos estipulado en las legislaciones autonómica, estatal y europea; y la concentración de amonio total supera ligeramente el valor guía de 0.04 mg/l. Los valores de los parámetros físico-químicos se comentarán pormenorizadamente en cada localidad mientras que, por el contrario, aquellos que carecen de comentario se mantienen dentro de los límites propios de los cursos de agua escasamente mineralizados que atraviesan sustratos ácidos poco solubles (NISBET & VERNEAUX, 1970).

3.2.2.1. Río Anllóns

El río Anllóns está situado en la provincia de A Coruña (Galicia, NW España). Nace en el monte Pedrouzo, en la vertiente noroccidental de los montes do Xalo, estribaciones de la sierra de Montemaior, a unos 400 m de altitud, estando formada su cabecera por numerosos regatos que, con una disposición dendrítica, nacen en las proximidades de la Fonte de Quenlle da Grela (43°13'24" N, 8°25'27" W). Discurre siguiendo una dirección de Este - Oeste, por tierras de Bergantiños, desde los montes do Xalo hasta su desembocadura en la ría de Corme y Laxe, tras un recorrido de 54.4 km. El origen del río Anllóns está bifurcado, siendo la rama principal la que corresponde al río Grande, que a su vez recibe aguas del Golmar y del Vilán (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992).

La cuenca tiene una extensión de 516.35 km² y una longitud de 54.4 km desde el monte Xalo hasta la ciudad de Ponteceso. Es de forma alargada, su relación anchura-longitud es de 1-2.1 y resulta muy disimétrica por la amplitud de los afluentes de la izquierda: Acheiro, Rosende y Cundíns. El índice de elongación es de 0.46 (la elongación es una variable de forma de la cuenca que se calcula dividiendo el diámetro de un círculo con la misma superficie que la cuenca y la longitud del río). Presenta un índice de sinuosidad de 1.43, lo que permite clasificarlo como sinuoso. Este índice sirve



para cuantificar y expresar la forma de un río, relacionándola con la longitud del valle (distancia más corta entre el nacimiento y la desembocadura). A lo largo de su recorrido el Anllóns salva un desnivel de unos 420 m, lo que representa una pendiente media de tan sólo el 0.77 %, tal como corresponde a una cuenca caracterizada por una notable suavidad morfológica. (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992).

En la figura 93 se muestran las tres localidades muestreadas en esta estación. Las dos últimas localidades muestreadas están afectadas, principalmente, por la presencia de una minicentral hidroeléctrica. Además la calidad del agua se ve limitada por la carencia de estaciones depuradoras o por las limitaciones de funcionamiento de las existentes.



Figura 93. Localidades muestreadas en el río Anllóns.



3.2.2.1.1. Ponte de Cardezo. (A Coruña; UTM: 29T 511929 4786064)

El valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas limpias no alteradas de forma sensible (tabla 76). En la figura 94 se muestra la localización geográfica y naturaleza de la localidad de muestreo seleccionada en este río.



Figura 94. Río Anllóns a su paso por la localidad de Ponte de Cardezo.



3.2.2.1.2. Anllóns. (A Coruña; UTM: 29T 509334 4786497)

El valor de DBO_5 sobrepasa el valor límite establecido para las poblaciones de Salmónidos (4.3 mg/l). El valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas de calidad dudosa (tabla 76). En la figura 95 se muestra la localización geográfica y naturaleza de la localidad de muestreo seleccionada en este río.



Figura 95. Río Anllóns a su paso por la localidad de Anllóns.



3.2.2.1.3. A Corga. (A Coruña; UTM: 29T 509070 4785516)

Al igual que para la localidad de Anllóns, el valor de DBO₅ sobrepasa el valor límite establecido para las poblaciones de Salmónidos (4.9 mg/l) y el valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas de calidad dudosa (tabla 76). En la figura 96 se muestra la localización geográfica y naturaleza de la localidad de muestreo seleccionada en este río.

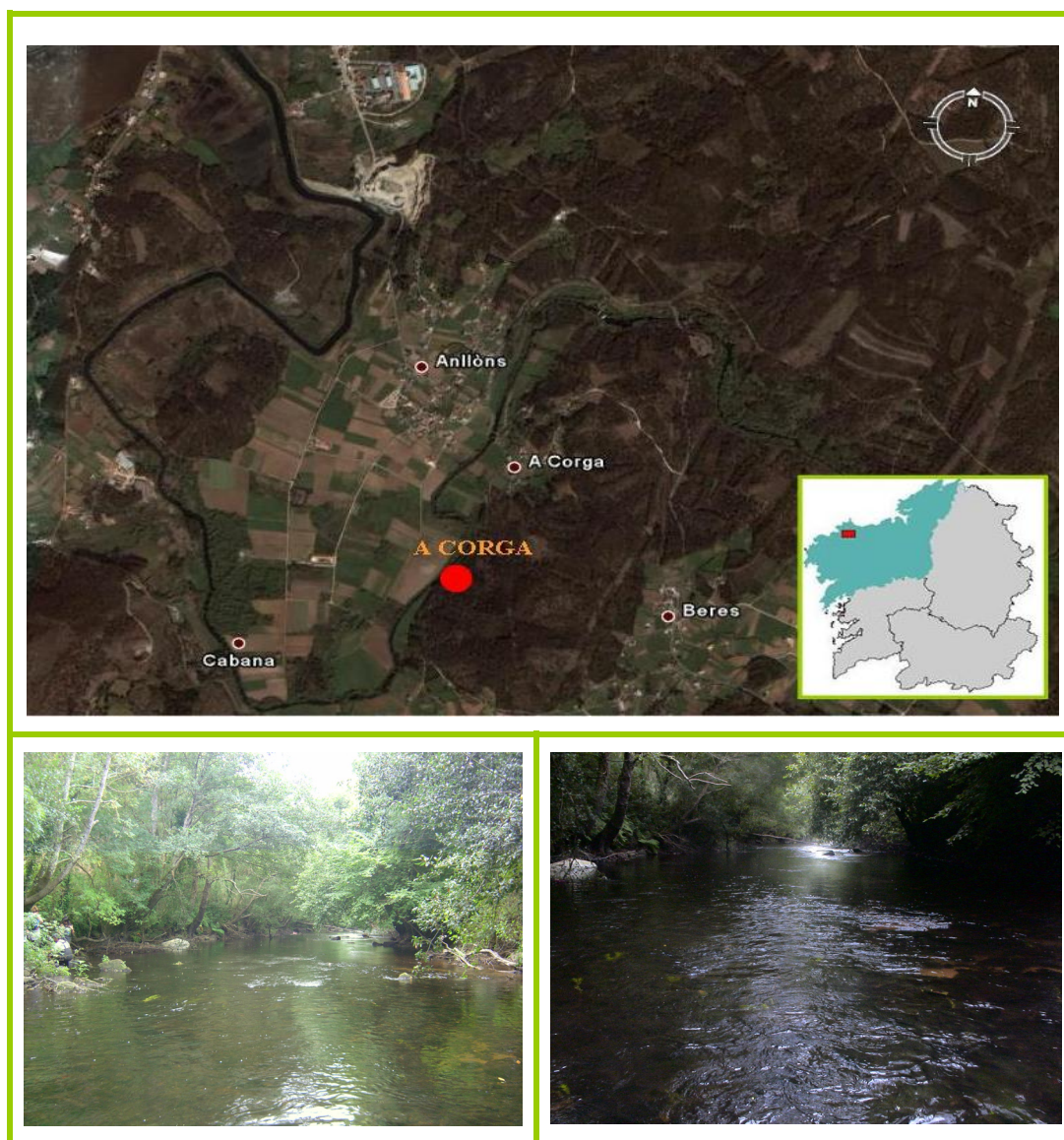


Figura 96. Río Anllóns a su paso por la localidad de A Corga.



En la tabla 76 se recogen las principales características morfométricas y físico-químicas de las diferentes localidades. Los datos obtenidos mediante la pesca eléctrica en el tramo estudiado indican la presencia de varias especies de peces: trucha común en su forma residente y migratoria (*Salmo trutta*), la boga o escalo (*Pseudochondrostoma duriense*), la anguila (*Anguilla anguilla*), la lamprea (*Petromyzon marinus*), la solla (*Platichthys flesus*) y el múgel (*Liza aurata*) (tabla 77).

Tabla 76. Caracterización morfométrica y físico-química de las diferentes localidades.

Parámetros	Ponte de Cardezo	Anllóns	A Corga	Promedio
Anchura media (m)	16.95	17	14.6	16.18
Profundidad media (m)	0.52	0.47	0.35	0.45
Velocidad de corriente media (cm/s)	3.15	5.57	2.19	3.64
Temperatura agua (°C)	18.7	18.8	18.4	18.63
pH	7.56	7.5	7.49	7.52
Conductividad (µS/cm)	153.2	150.1	150.7	151.33
O ₂ disuelto (mg/l)	7.27	7.77	8.32	7.79
O ₂ saturación (% sat)	94.1	95.1	98.5	95.90
DBO ₅	0	4.3	4.9	3.07
DQO	<15	<15	<15	<15
Materia orgánica (mg/l)	2.87	3	2.62	2.83
Sólidos en suspensión (mg/l)	1	3	4	2.67
Turbidez (UNT)	0.97	1	1.06	1.01
Dureza (CaCO ₃ mg/l)	47	36	39	40.67
Ca ⁺⁺ (mg/l)	10.82	7.82	7.62	8.75
Mg ⁺⁺ (mg/l)	4.86	4.01	4.86	4.58
Sulfatos (mg/l)	9.426	8.947	9.205	9.19
Nitritos (µg/l)	0.019	0.014	0.015	0.02
Nitratos (mg/l)	10.2	9.5	9.4	9.70
Amonio (µg/l)	0.217	0.191	0.161	0.19
IBMWP	Aguas limpias no alteradas de forma sensible (169)	Aguas de calidad dudosa (156)	Aguas de calidad dudosa (137)	Aguas de calidad dudosa (154)

Tabla 77. Presencia de las diferentes especies de peces en las tres localidades estudiadas.

	Ponte de Cardezo	Anllóns	A Corga
Trucha	Si	Si	Si
Reo	Si	Si	Si
Boga	Si	Si	Si
Anguila	Si	Si	Si
Múgel	-	Si	Si
Solla	-	Si	Si
Lamprea	-	Si	Si



3.2.2.2. Río Furelos

El río Furelos está situado en la provincia de A Coruña (Galicia, NW España), nace a 690 m de altitud, cerca del Marco das Pías, en la confluencia de los Montes do Bocelo y la Serra do Careón, recibiendo en su nacimiento pequeños afluentes como el rego Pequeno y el rego da Salgueira. El Furelos tiene una longitud de 26.2 km desde su nacimiento hasta su desembocadura en el Ulla, es uno de los principales afluentes del río Ulla, y está situado en la parte derecha de la cuenca alta de este río (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992).

La cuenca tiene una extensión de 151.6 km². La relación anchura-longitud de la cuenca es de 1-1.6, y resulta disimétrica por la amplitud de los afluentes de la derecha, principalmente por el río Grande y el río Catasol. El índice de elongación es de 0.28, lo que indica que la cuenca es especialmente alargada. Es un río de irregularidad moderada (4.8) y presenta un curso algo sinuoso, con un índice de sinuosidad de 1.23. La pendiente media es del 0.38 % (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992).

En la figura 97 se muestran las tres localidades seleccionadas en esta estación de muestreo. Las tres localidades están afectadas, principalmente, por la presencia de dos minicentrales hidroeléctricas. La primera de ellas se encuentra cerca del lugar de Portochao, aproximadamente a 2 km de Melide y la segunda minicentral se encuentra aguas abajo, a 3 km escasos de la primera minicentral, en el lugar de Portodiz. Este tramo de río también se encuentra afectado por una explotación minera.



Figura 97. Localidades muestreadas en el río Furelos.



3.2.2.2.1. Portodiz. (A Coruña; UTM: 29T 580112 4748088)

La concentración de oxígeno disuelto está por debajo de los límites inferiores normales para las aguas corrientes en general (7.5 mg/l), límites que además son inferiores a los estipulados para los Salmónidos por la Directiva de la Unión Europea 78/659/CEE del Consejo de 18 de julio de 1978, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.

El valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas con evidentes signos de alteración (tabla 78). En la figura 98 se muestra la localización geográfica y naturaleza de la localidad de muestreo seleccionada en este río.

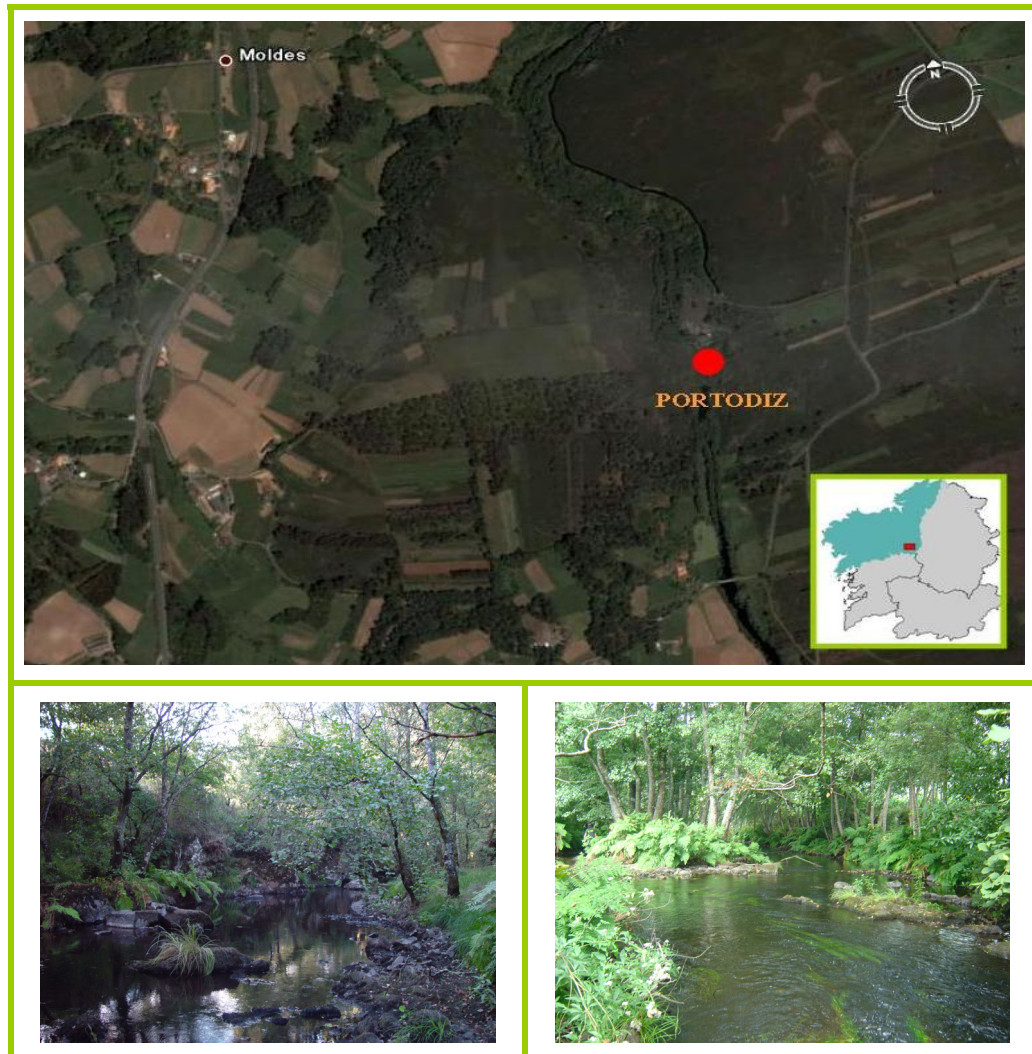


Figura 98. Río Furelos a su paso por la localidad de Portodiz.



3.2.2.2.2. Bran. (A Coruña; UTM: 29T 580203 4747203)

A diferencia de la localidad anterior, el valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas de calidad dudosa (tabla 78). La localización geográfica y naturaleza de la localidad de muestreo seleccionada en este río se muestra en la figura 99.



Figura 99. Río Furelos a su paso por la localidad de Bran.



3.2.2.2.3. Barazón. (A Coruña; UTM: 29T 579842 4744342)

Nuevamente, el valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas de calidad dudosa (tabla 78). En la figura 100 se muestra la localización geográfica y naturaleza de esta localidad de muestreo.



Figura 100. Río Furelos a su paso por la localidad de Barazón.

En la tabla 78 se recogen las principales características morfométricas y fisico-químicas de las diferentes localidades. Los datos obtenidos mediante pesca eléctrica en el tramo estudiado indican la presencia de dos especies de peces: la trucha común en su



forma residente (*Salmo trutta*) y la boga o escalo (*Pseudochondrostoma duriense*) (tabla 79).

Tabla 78. Caracterización morfométrica y fisico-química de las diferentes localidades.

Parámetros	Portodiz	Bran	Barazón	Promedio
Anchura media (m)	7.68	19.8	15.27	14.24
Profundidad media (m)	0.59	0.33	0.19	0.37
Velocidad de corriente media (cm/s)	6.32	3.27	8.76	6.12
Temperatura agua (°C)	19.9	19.2	20.5	19.87
pH	7.25	7.36	7.57	7.39
Conductividad (µS/cm)	115	131	130	125.33
O ₂ disuelto (mg/l)	7.27	7.77	8.32	7.79
O ₂ saturación (% sat)	83.3	85.5	95.1	87.97
DBO ₅	0	0	0	0
DQO	<15	<15	<15	<15
Materia orgánica (mg/l)	3.11	3.18	2.56	2.95
Sólidos en suspensión (mg/l)	6	5	6	5.67
Turbidez (UNT)	1.47	1.48	1.29	1.41
Dureza (CaCO ₃ mg/l)	31.5	37.5	35.5	34.83
Ca ⁺⁺ (mg/l)	5.21	5.81	5.61	5.54
Mg ⁺⁺ (mg/l)	4.5	5.89	5.22	5.20
Sulfatos (mg/l)	4.506	5.46	5.317	5.09
Nitritos (mg/l)	0.154	0.05	0.021	0.07
Nitratos (mg/l)	8.1	9.8	9.3	9.07
Amonio (mg/l)	0.407	0.17	0.257	0.28
IBMWP	Aguas con evidentes signos de contaminación (111)	Aguas de calidad dudosa (160)	Aguas de calidad dudosa (142)	Aguas de calidad dudosa (137)

Tabla 79. Presencia de las diferentes especies ictiológicas en las tres localidades estudiadas.

	Portodiz	Bran	Barazón
Trucha	Si	Si	Si
Boga	Si	Si	Si



3.2.2.3. Río Lengüelle

El río Lengüelle es, junto con el río Samo, uno de los tributarios más importantes del río Tambre por la derecha. Se forma a partir de una serie de regatos que recogen agua desde la Serra de Montemaior hasta el Mesón do Vento. El río Ponte se considera la cabecera del Lengüelle a unos aproximadamente 400 m (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992).

Tiene una longitud aproximada de 39.5 km desde su cabecera hasta su desembocadura en el Tambre. Este río drena una cuenca de 322 km². El río presenta un índice de sinuosidad de 1.36, lo que nos ha permitido caracterizarlo como sinuoso. Se trata de una cuenca compacta, siendo su relación anchura-longitud de 1-1.075. El índice de elongación es de 0.51. La pendiente media es del 0.66 % (RÍO-BARJA & RODRÍGUEZ-LESTEGÁS, 1992). En la figura 101 se muestran las tres localidades muestreadas en esta estación de muestreo.

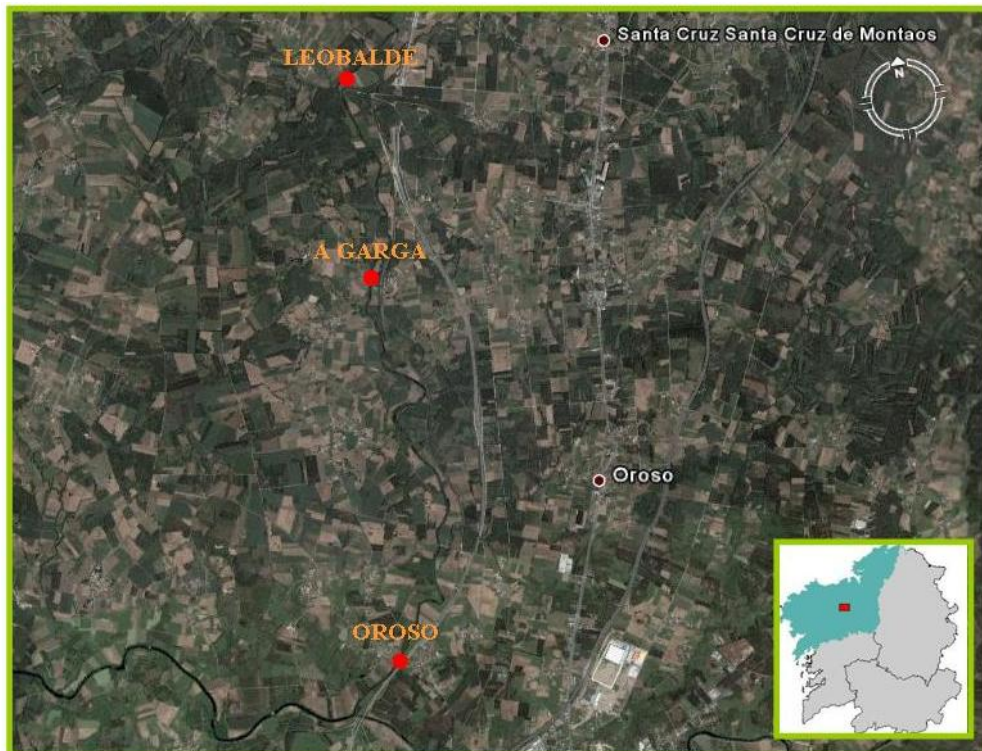


Figura 101. Localidades muestreadas en el río Lengüelle.



3.2.2.3.1. Leobalde. (A Coruña: UTM: 29T 544159 4764650)

En esta localidad se observan unos elevados valores para la conductividad, la dureza, el contenido en Calcio (Ca^{++}) y el contenido en Magnesio (Mg^{++}), y el valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas de calidad dudosa (tabla 80). En la figura 102 se muestra la localización geográfica y naturaleza de esta localidad de muestreo.



Figura 102. Río Lengüelle a su paso por la localidad de Leobalde.



3.2.2.3.2. A Garga. (A Coruña: UTM: 29T 544138 4762713)

El valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas limpias no alteradas de forma sensible (tabla 80). En la figura 103 se muestra la localización geográfica y naturaleza de la localidad de muestreo seleccionada en este río.

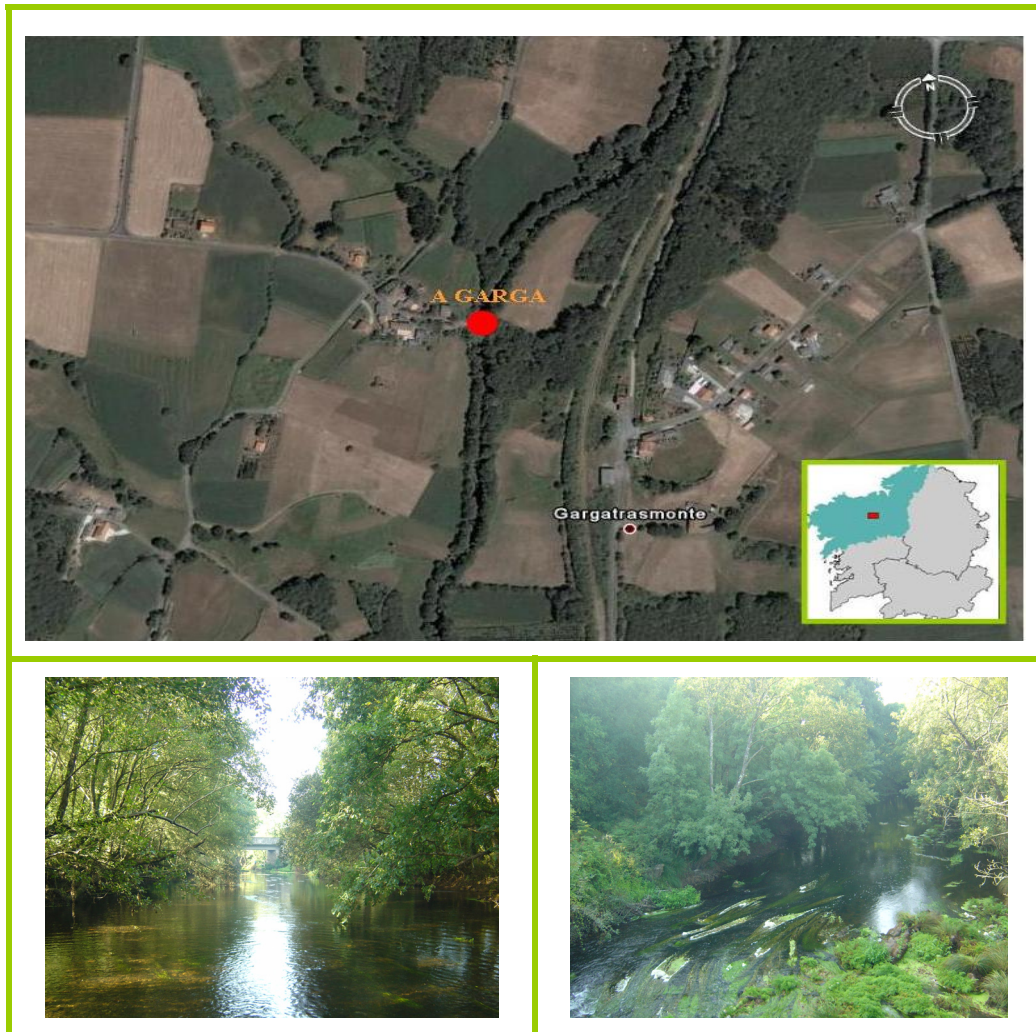


Figura 103. Río Lengüelle a su paso por la localidad de A Garga.



3.2.2.3.3. Oroso. (A Coruña: UTM: 29T 543882 4758938)

Nuevamente, el valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas limpias no alteradas de forma sensible (tabla 80). En la figura 104 se muestra la localización geográfica y naturaleza de dicha localidad de muestreo.



Figura 104. Río Lengüelle a su paso por la localidad de Oroso.

En la tabla 80 se recogen las principales características morfométricas y físico-químicas de las diferentes localidades. Los datos obtenidos mediante pesca eléctrica en el tramo estudiado indican la presencia de dos especies de peces: la trucha común en su



forma residente (*Salmo trutta*) y la boga o escaló (*Pseudochondrostoma duriense*) (tabla 81).

Tabla 80. Caracterización morfométrica y físico-química de las diferentes localidades.

Parámetros	Leobalde	A Garga	Oroso	Promedio
Anchura media (m)	15	9.3	7	10.43
Profundidad media (m)	0.3	0.39	0.36	0.35
Velocidad de corriente media (cm/s)	7.02	2.59	2.64	4.08
Temperatura agua (°C)	18.7	18.8	18.4	18.63
pH	7.04	7.05	7.05	7.05
Conductividad (µS/cm)	179	159	143	160.33
O ₂ disuelto (mg/l)	8.45	8.17	8.6	8.41
O ₂ saturación (% sat)	91.9	90.1	93.4	91.80
DBO ₅	0	1	2.1	1.03
DQO	<15	<15	<15	<15
Materia orgánica (mg/l)	1.48	2.1	1.92	1.83
Sólidos en suspensión (mg/l)	5	7	6	6
Turbidez (UNT)	1.64	1.28	1.02	1.31
Dureza (CaCO ₃ mg/l)	45.5	31.5	33	36.67
Ca ⁺⁺ (mg/l)	10.22	6.81	7.41	8.15
Mg ⁺⁺ (mg/l)	4.86	3.52	3.52	3.97
Sulfatos (mg/l)	41.219	22.655	24.691	29.52
Nitritos (mg/l)	0.02	0.018	0.014	0.02
Nitratos (mg/l)	6.8	8.1	7.9	7.60
Amonio (mg/l)	0.145	0.106	0.104	0.12
IBMWP	Aguas de calidad dudosa (150)	Aguas limpias no alteradas de forma sensible (163)	Aguas limpias no alteradas de forma sensible (179)	Aguas limpias no alteradas de forma sensible (164)

Tabla 81. Presencia de las diferentes especies ictiológicas en las tres localidades estudiadas.

	Leobalde	A Garga	Oroso
Trucha	Si	Si	Si
Boga	Si	Si	Si



3.2.2.4. Río Tambre

El río Tambre se forma de varios arroyos que nacen en la Serra do Bocelo, como el Caxide, el Fontevirtude y más concretamente el Rodelo, que forma la Iguna de Sobrado de los Monjes a 510 m de altitud (43° 2' 15" latitud N e 4° 19' 20" longitud W), donde queda formalizado el cauce del río. Discurre en dirección E-W hasta su desembocadura en la ría de Muros y Noia, tras un sinuoso recorrido de 139 km.

La cuenca tiene una extensión de 1530 km². Es de forma alargada, su relación anchura-longitud es de 1-2.2, y resulta muy disimétrica por la amplitud de los afluentes de la derecha: Barcala, Dubra y Lengüelle. El índice de elongación es de 0.34, es decir, se trata de una de las cuencas de mayor elongación de Galicia. El río presenta un índice de sinuosidad de 1.71, lo que permite clasificarlo como meandrante. La pendiente media es del 0.40 %. En la figura 105 se muestran las tres localidades muestreadas en esta estación de muestreo.



Figura 105. Localidades muestreadas en el río Tambre.



3.2.2.4.1. Os Pasos. (A Coruña; UTM: 29T 558652 4762248)

El valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas limpias no alteradas de forma sensible (tabla 82). En la figura 106 se muestra la localización geográfica y naturaleza de esta localidad de muestreo.



Figura 106. Río Tambre a su paso por la localidad de Os Pasos.



3.2.2.4.2. As Millaras. (A Coruña; UTM: 29T 556103 4760391)

Los valores de DBO_5 medidos en esta localidad son apreciables (1.6 mg/l). Se corresponden con aguas en las que la degradación de la carga orgánica no tiene como consecuencia un descenso de las tensiones de Oxígeno y, por ello el valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas muy limpias (tabla 82). En la figura 107 se muestra la localización geográfica y naturaleza de la localidad de muestreo seleccionada en este río.



Figura 107. Río Tambre a su paso por la localidad de As Millaras.



3.2.2.4.3. Ponte Carneiro. (A Coruña; UTM: 29T 554317 4758361)

Al igual que para la localidad de Os pasos, el valor del índice biótico IBMWP, según las clases de calidad de COBO & GONZÁLEZ (2005), indica que se trata de aguas limpias no alteradas de forma sensible (tabla 82). En la figura 108 se muestra la localización geográfica y naturaleza de dicha localidad de muestreo.

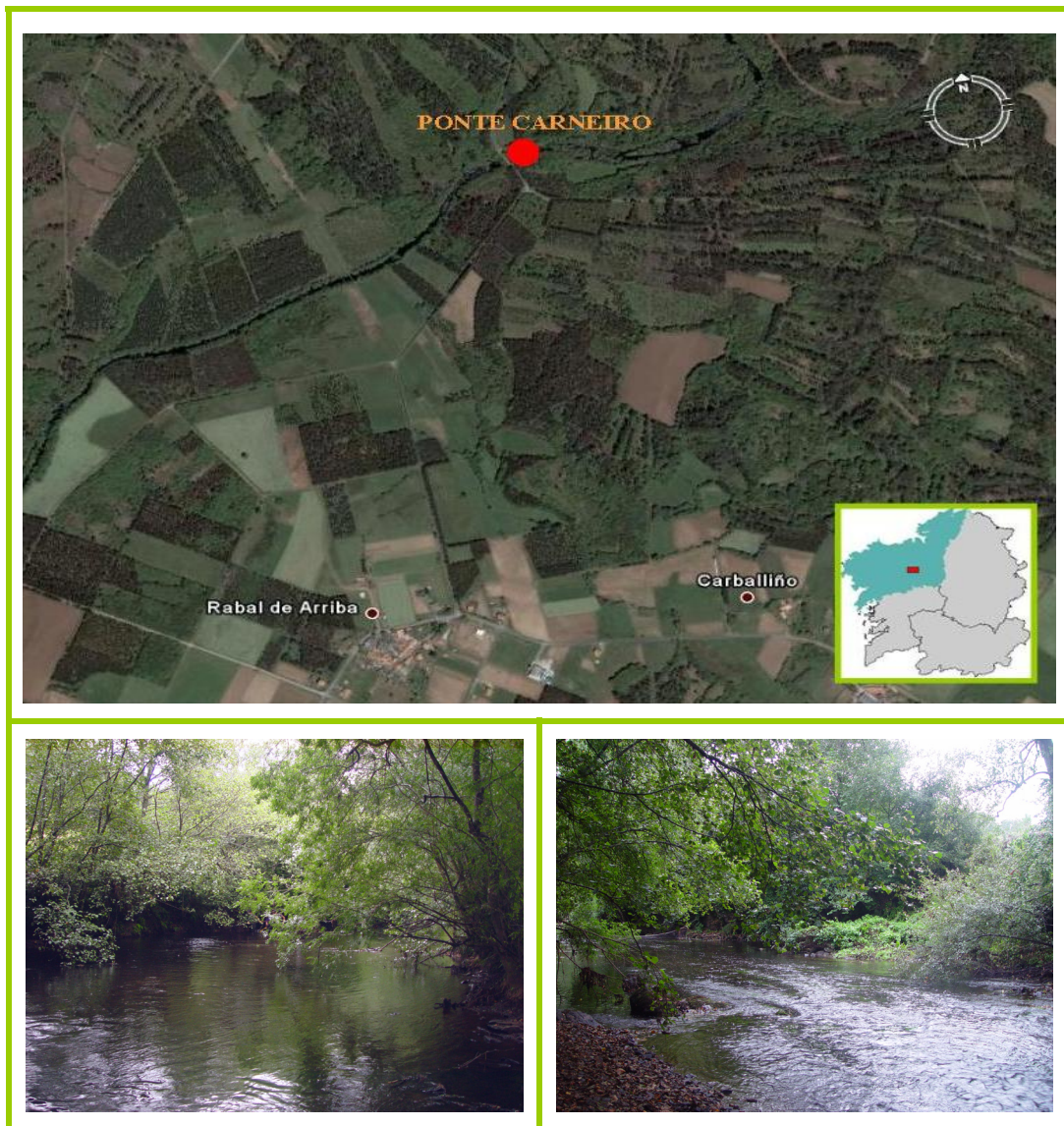


Figura 108. Río Tambre a su paso por la localidad de Ponte Carneiro.

En la tabla 82 se recogen las principales características morfométricas y fisico-químicas de las diferentes localidades. Los datos obtenidos mediante pesca eléctrica en



el tramo estudiado indican la presencia de dos especies: la trucha común en su forma residente (*Salmo trutta*) y la boga o escaló (*Pseudochondrostoma duriense*) (tabla 83).

Tabla 82. Caracterización morfométrica y fisico-química de las diferentes localidades.

Parámetros	Os Pasos	As Millaras	Ponte Carneiro	Promedio
Anchura media (m)	17.92	12.76	20	16.89
Profundidad media (m)	0.32	0.57	0.39	0.48
Velocidad de corriente media (cm/s)	10.15	4.22	5.2	6.52
Temperatura agua (°C)	21.3	21.4	21.2	21.30
pH	6.95	7.08	7.4	7.14
Conductividad (µS/cm)	65.8	65.3	68.8	66.63
O ₂ disuelto (mg/l)	8.14	8.52	8.57	8.41
O ₂ saturación (% sat)	91.7	93.6	95.8	93.70
DBO ₅	0	1.6	0	0.53
DQO	<15	<15	<15	<15
Materia orgánica(mg/l)	2.21	2.21	3.7	2.71
Sólidos en suspensión (mg/l)	4	2	0	2
Turbidez (UNT)	1.87	1.13	1.28	1.43
Dureza	17.5	18	17	17.50
Ca ⁺⁺ (mg/l)	3.41	3.21	3.21	3.28
Mg ⁺⁺ (mg/l)	2.19	2.43	2.19	2.27
Sulfatos (mg/l)	4.13	4.07	4.26	4.15
Nitritos (µg/l)	0.025	0.02	0.021	0.02
Nitratos (mg/l)	7.7	7.4	8.3	7.80
Amonio (µg/l)	0.172	0.158	0.168	0.17
IBMWP	Aguas limpias no alteradas de forma sensible (183)	Aguas muy limpias (217)	Aguas limpias no alteradas de forma sensible (187)	Aguas limpias no alteradas de forma sensible (195)

Tabla 83. Presencia de las diferentes especies ictiológicas en las tres localidades estudiadas.

	Os Pasos	As Millaras	Ponte Carneiro
Trucha	Si	Si	Si
Boga	Si	Si	Si



3.3. Material y métodos

3.3.1. Material estudiado

Durante las campañas de muestreo se recolectó un total de 2187 individuos de *Salmo trutta*, de los cuales se sacrificaron 170 ejemplares y se identificaron 5884 presas en sus contenidos estomacales. En el río Anllóns se analizaron 35 estómagos y se identificaron 865 presas, en el río Furelos el número de estómagos analizados fue 66 y un número de presas de 2393, en el río Lengüelle se examinaron 38 estómagos y se contabilizaron 955 presas y en el río Trambre se estudiaron 31 estómagos que contuvieron un total de 1671 presas.

En función de las clases de edad, la muestra con la que se ha trabajado está compuesta por 45 truchas de la clase de edad 0+, 75 individuos de 1+, 36 ejemplares de 2+, 13 ejemplares de 3+ y por una única trucha de 4+ capturada en el río Furelos. Las frecuencias obtenidas de machos y hebras fueron de 46 y 34 individuos respectivamente. En 90 individuos no se ha podido determinar el sexo (véase tabla 84).

Tabla 84. Número de individuos capturados de cada clase de edad y sexo por río.
*reos de un año de mar (2-0+).

	Clase de edad					Sexo		
	0+	1+	2+	3+	4+	Macho	Hembra	Sin determinar
Anllóns	2	18	9	6*	-	17	6	12
Furelos	37	20	5	3	1	8	7	51
Lengüelle	6	12	16	4	-	14	7	17
Tambre	-	25	6	-	-	7	14	10
Total	45	75	36	13	1	46	34	90

Con el fin de obtener una idea aproximada de los niveles de variación de nuestras observaciones según la clase de edad considerada y los sexos, hemos realizado un análisis estadístico entre las cohortes y entre los sexos en todas las estaciones de muestreo.



3.3.2. Técnicas de muestreo

Los muestreos se realizaron en septiembre de 2007, utilizando para la captura la técnica de pesca eléctrica. En este capítulo se ha empleado la misma metodología que para el capítulo anterior, pero con una única salvedad, y es que en las truchas capturadas no se ha realizado el análisis de la condición metabólica y por añadidura se incluyen otros análisis que se explican a continuación.

3.3.3. Parámetros mesológicos

3.3.3.1. Caudales y velocidad de corriente

El estudio de los caudales se realizó mediante un transecto a lo ancho del curso delimitando celdas para la realización de las mediciones, tal y como indica el proceso normalizado tradicional. La profundidad fue medida en el punto inicial y final de cada segmento, y la velocidad media del agua fue medida por medio de un correntímetro digital que integra las velocidades máxima, mínima y media. El área de cada celda fue calculada como un trapecio ($S=[(B+b)/2]*h$).

Aparte, los resultados medios de la velocidad de la corriente fueron distribuidos en clases según la escala de BERG (1948) (véase tabla 85)

Tabla 85. Caracterización de los cursos fluviales en función a la velocidad de la corriente.

	Velocidad (cm/s)
Corriente muy rápida	> 100
Rápida	50 – 100
Moderada	25 – 50
Lenta	10-25
Muy lenta	< 10



3.3.3.2. Estudio granulométrico

Las muestras del sedimento se tomaron con un tubo Corer y los análisis granulométricos se realizaron basándonos en el método de tamizado húmedo en una columna de tamices de luz de malla normalizada a 5 ciclos/s durante 20 minutos, y su posterior secado a 70 °C durante 4 h, exceptuando las fracciones más finas (0.125 mm y 0.063 mm) que se deben secar 5 h. La tabla 86 señala los nombres habituales que se dan a las diferentes clases de tamaño de partículas.

Tabla 86. Clasificación textural del sedimento.

Ø Grano (mm)	Tipo textural
> 2	Gravas
2 - 1	Arena muy gruesa
1 - 0.5	Arena gruesa
0.5 - 0.25	Arena media
0.25 - 0.125	Arena fina
0.125 - 0.063	Arena muy fina
< 0.063	Pelitas

Los sedimentos que forman el fondo de los ríos están constituidos, en su mayor parte, por un conjunto de materiales inorgánicos, en forma de granos, de diferentes tamaños, entre los que se encuentran partículas orgánicas de distinto origen y en variadas proporciones. Estos granos están en contacto unos con otros y, entre sus superficies, se producen unos pequeños espacios, conocidos como intersticios, que están ocupados por agua (agua intersticial), que circula entre ellos de la misma manera que el agua en superficie. Estos espacios pueden ser habitados por distintos seres vivos que desarrollan en ellos sus funciones vitales, ya sea ocupados por formas inmaduras o porque en ellos se desarrollaran las puestas de los Salmónidos. El tamaño de los granos y las proporciones en que estos se encuentran en el sedimento (granulometría), constituye uno de los factores físicos más importantes del hábitat fluvial.

Donde la granulometría es la apropiada para la freza, la cantidad de agua que fluye entre los granos y la velocidad a la que lo hace (porosidad y permeabilidad) resultan de vital importancia, pues provocan la renovación de agua en los espacios y aportan el oxígeno a los embriones, a la vez que retiran el anhídrido carbónico y los desperdicios del metabolismo producidos por la actividad bacteriana del sedimento. El



O₂ difunde desde el medio externo cara al interior del sedimento, donde es consumido en la respiración aerobia de la materia orgánica y en la oxidación biológica y química de compuestos inorgánicos reducidos (SH₂, CH₄, NH₄⁺, etc.). Esta circulación de agua se puede ver dificultada por la presencia de sedimento fino que obstruya los intersticios.

La oxidación de un exceso de materia orgánica en el sedimento puede provocar la aparición de condiciones hipóxicas o más gravemente anóxicas y el consiguiente aumento de la concentración de SH₂. En estas condiciones la fauna bentónica emigra o se dan casos de mortalidades masivas con carácter estacional o episódico, que pueden afectar también a la freza, comprometiendo el éxito reproductor.

3.3.4. Estudio de la fauna macrobéntica

En las estaciones lóxicas se ha empleado una red de "Surber" con luz de malla de 0.5 mm y 0.1 m² de superficie de muestreo. En todos los casos se recogieron 3 muestras que equivalen a un área de 0.3 m², procurando que en las mismas estuviese representada la heterogeneidad del sustrato del tramo estudiado.

Las muestras así recogidas se vierten sobre unas bandejas en las que se procede a extraer los ejemplares de mayor tamaño, al tiempo que se elimina la fracción inerte más grosera. La fracción más fina se lava someramente y se introduce en el interior de frascos fijándose con formaldehído al 4 %. Posteriormente, en el laboratorio se procede a una separación minuciosa bajo la lupa de todos los ejemplares, conservándolos en alcohol etílico de 70°. Además, se han calculado los componentes nutricionales del bentos de la misma manera que para el apartado de la calidad de la dieta del capítulo anterior y el coeficiente ecotrófico o la proporción del total de los invertebrados del bentos que es consumida por el pez (RICKER, 1946).

3.3.5. Estudio de la fauna en deriva

En las estaciones lóxicas se ha empleado una red de deriva con luz de malla de 0.5 mm. En todos los casos se recogieron 2 muestras, una en superficie (circular) y otra



en profundidad (cuadrada), que equivalen a un área de 0.07 y 0.08 m² respectivamente. (figura 109).

Al igual que para el bentos, las muestras recogidas se vierten sobre unas bandejas en las que se procede a extraer los ejemplares de mayor tamaño, al tiempo que se elimina la fracción inerte más grosera. La fracción más fina se lava someramente y se introduce en el interior de frascos fijándose con formaldehído al 4 %. Posteriormente, en el laboratorio se procede a una separación minuciosa bajo la lupa de todos los ejemplares, conservándolos en alcohol etílico de 70°. También, se ha calculado los componentes nutricionales de la deriva.



Figura 109. Red de deriva en superficie en el río Tambre.

Se ha calculado la densidad de deriva y la tendencia a derivar.

3.3.5.1 Densidad de deriva

La densidad de deriva ha sido calculada como proponen ALLAN & RUSSEK (1985):



$Densidad\ deriva = N^{\circ}\text{ individuos red-hora} / \text{Caudal filtrado (m}^3/\text{hora) por red-hora} * 100$

3.3.5.2. Tendencia a derivar

$$Tendencia\ a\ derivar = A_d * (A_b + A_d)^{-1}$$

A_b = Porcentaje de individuos del *item* “*i*” en el bentos.

A_d = Porcentaje de individuos del *item* “*i*” en la deriva.

Este índice oscila entre 0 y 1, de tal manera que valores próximos a cero indican que ese tipo de *item* no es propenso a derivar, mientras que un valor de 1 revela que no se encuentra en el bentos y sólo aparece en deriva. La tendencia a derivar se pueda clasificar en baja, media y alta, cuando los valores de este índice están entre 0-0.3, 0.3-0.7 y 0.7-1, respectivamente (DINEEN *et al.*, 2007a).

3.3.6. Dinámica de la población de Salmónidos

La pesca eléctrica, como herramienta básica del análisis *in situ* de las comunidades ictiológicas, se considera una metodología estandarizada, ampliamente empleada y no perjudicial para los peces, si se lleva a cabo correctamente. Así, el personal que desempeña las labores de campo debe ser buen conocedor de la fauna y de los principios de la técnica, así como los riesgos y procedimientos de su práctica. La metodología de muestreo y la obtención de datos están de acuerdo con el protocolo específico del Documento prEN 14011:2002(E), revisión del 2002, preparado por el Comité Técnico CEN/TC230 “*Water analysis – Sampling of fish with electricity*” como documento de trabajo último previo a su emisión como Norma CEN estándar.

El muestreo para valorar la comunidad de peces se realizó de manera semicuantitativa mediante la técnica de pasadas múltiples (3 pasadas) sin devolución por unidad de esfuerzo constante. Consecuentemente, los datos de composición de las poblaciones poseen el carácter de fiabilidad estadística, y se considera que los



resultados obtenidos suponen una muy aceptable aproximación de la composición de la ictiocenosis presente.

La delimitación y cierre del tramo de muestreo se hizo siempre mediante redes. Se usaron redes de un solo paño y luz de malla de 1 cm para impedir la huída de los peces. La pesca eléctrica se realizó vadeando el río, con un generador fijo en la orilla. Se prospectó la superficie completa de la zona de muestreo seleccionada, mediante desplazamientos del equipo de captura en movimientos de zigzag de orilla a orilla y siempre aguas arriba.

Las capturas realizadas mediante pesca eléctrica tienen por objetivo conocer el tamaño de la población, su composición específica y la estructura poblacional, y permiten estimar parámetros de densidad mediante el método de Moran-Zippin (ZIPPIN, 1958; SEBER & LE CREN, 1967). De este modo se puede estimar el tamaño poblacional de cada especie (N) a partir del diferente número de individuos capturados en cada pasada. Para la estima del tamaño de la población se empleó la solución de cálculo elaborada por JUNGE & LIBOSVARSKY (1965) y modificada por LELEK (1974). A su vez, se calculó la biomasa total específica, para lo que se empleó el modelo de LESLIE & DAVIES (1939).

Los individuos capturados fueron protegidos a la sombra, en cubetas de gran capacidad, con agua fresca, aireada, y renovada constantemente. Una vez contabilizados y manipulados, y tras la finalización de la pesca, los peces fueron devueltos al agua. De cada uno de los Salmónidos se tomó el peso, la longitud furcal y una muestra de escamas.

3.3.6.1. Parámetros poblacionales

La estructura de la población se fijó en clases de talla de 1 cm y en clases de edad, ajustándola mediante escalimetría y siguiendo el análisis de cohortes por distribución de frecuencias. Se calcularon los siguientes datos: estima de la población en términos de densidad y biomasa, tasa de mortalidad, tasa de supervivencia, producción anual ($\text{g/m}^2 \cdot \text{año}$) y coeficiente de Producción/Biomasa (P/B).

Con el fin de facilitar la interpretación de los resultados, proporcionamos, a continuación y a título orientativo, los valores más frecuentemente observados en ríos



de Galicia, ordenados siguiendo categorías establecidas a partir de los percentiles extraídos de nuestras bases de datos. Por lo que respecta a la biomasa (g de peso fresco/100 m²), y de forma similar a lo que ocurre con las densidades, proponemos las siguientes clases (tabla 87):

Tabla 87. Categorías establecidas en función de la densidad y la biomasa.

	Densidad (Nº individuos/100m ²)	Biomasa (g de peso fresco/100 m ²)
Muy altas	> 350	> 1500
Altas	250-350	800-1500
Medias	150-250	500-800
Bajas	50-150	200-500
Muy bajas	< 50	< 200

3.3.6.2. Determinación de la producción

La producción puede ser definida como la cantidad total de tejido elaborado por una población en un determinado periodo de tiempo, independientemente de la finalidad de dicho tejido (IVLEV, 1966).

La producción puede ser estimada a través del conocimiento del número de individuos y de sus pesos medios a lo largo del tiempo. Para esto utilizamos el Método Algebraico de Ricker (RICKER, 1946), basado en modelos exponenciales simples para la mortalidad y el crecimiento en peso. Este modelo calcula la producción a través de la fórmula:

$$P=G*B$$

-*P* es la producción.

-*G* es la tasa de crecimiento instantánea.

-*B* es la biomasa media, que viene dada por la expresión:

$$B=B_0*(e^{G-Z}-1)/G-Z$$



Donde B_0 es la biomasa inicial y $G-Z$ representa la tasa neta de incremento de biomasa a lo largo del tiempo de estudio.

El coeficiente de Producción/Biomasa (P/B) o tasa de renovación es un indicador de la eficacia con la que la población aprovecha la energía del ecosistema. En tramos de ríos con poblaciones de Salmónidos se admiten valores de este coeficiente entre 0.9 y 1.5 en los ríos poco productivos, y entre 2 y 2.4 en ríos muy productivos (CHAPMAN, 1978).

3.3.6.3. Supervivencia y mortalidad

A medida que pasa el tiempo el número de individuos en cada clase de edad va disminuyendo debido a la mortalidad. Las causas pueden ser diversas: la predación, la falta de alimento, las enfermedades, cambios en el medio, etc. Lo cierto es que a cada momento, cada día, cada mes o cada año, hay una fracción de los individuos existentes que mueren por diversas causas. La tasa o probabilidad total de supervivencia disminuye de forma inversamente exponencial con el tiempo transcurrido, llegando a cero a medida que aumenta el tiempo. Por el contrario, la tasa o probabilidad total de mortalidad aumenta de forma inversamente exponencial, llegando a la unidad, que es el valor que corresponde a una mortalidad del cien por cien.

En la práctica resulta más conveniente expresar las tasas totales de supervivencia y de mortalidad en función de coeficientes que correspondan a las tasas instantáneas de cambio de la población, que brindan ciertas ventajas al hacer los cálculos y al desarrollar modelos matemáticos más o menos complejos, sin que en el fondo esto signifique apartarnos de los conceptos anteriores de probabilidad y esperanza de vida.

Los coeficientes de mortalidad que normalmente se usan en los estudios de dinámica poblacional de peces están relacionados con las dos principales causas de mortalidad a las que están expuestos los peces a lo largo de su vida, que son: la mortalidad natural (causada por la predación, las enfermedades, la senectud, la inanición, etc.) y la mortalidad por pesca.



En otros términos, generalmente se acepta que el número de individuos de una cohorte varía en el tiempo según un modelo exponencial simple:

$$N_t = N_0 * S^t = N_0 * e^{-Zt}$$

Donde N_0 e N_t son el número de individuos correspondientes al instante “0” y “t” respectivamente, S es la denominada tasa instantánea de supervivencia y Z es la tasa instantánea de mortalidad.

Así, si conocemos el número de individuos de dos clases consecutivas, podremos estimar la tasa de supervivencia, como:

$$S = N_{t+1} / N_t \quad (\text{CHAPMAN \& ROBSON, 1960})$$

Y por tanto la tasa de mortalidad podrá también ser estimada, mediante la expresión:

$$Z = \ln(N_{t+1} / N_t)$$

Esta tasa instantánea de mortalidad, a la que se encuentra sujeta la población de trucha, tiene dos componentes: la mortalidad natural (m) y el esfuerzo de pesca (p)

$$Z = m + p$$

La tasa de mortalidad natural depende de las características intrínsecas de la población, que podemos suponer que son el resultado de su adaptación al hábitat, mientras que la tasa de mortalidad por pesca depende de las técnicas de pesca utilizadas y del esfuerzo de pesca aplicado (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993).

La mortalidad natural de una población puede estimarse de forma aproximada a partir de algunos de sus parámetros. Así, en el caso de las poblaciones de Salmónidos, la tasa de mortalidad natural equivale a:

$$m = 1.7 * K$$

Donde K es el parámetro de crecimiento en las ecuaciones de von Bertalanffy.



PAULY (1980) estima la mortalidad mediante la siguiente expresión:

$$\log(m) = -0.0066 - 0.2798 \log(L_{\infty}) + 0.6543 \log(K) + 0.4634 \log(T)$$

Donde L_{∞} y K son los parámetros de la curva de von Bertalanffy y T es la temperatura media anual de las aguas en grados centígrados.

3.3.7. Desarrollo gonadal

Al diseccionar las truchas para la extracción del estómago, se determinó, cuando fue posible, el sexo del animal y las gónadas fueron conservadas en alcohol etílico de 70° para su posterior estudio.

Con el fin de evaluar el diferente estado de desarrollo, hemos calculado la fecundidad y el índice gonadosomático de aquellos individuos que presentaron gónadas. Una vez que las gónadas han sido extraídas, se pesan. Para estudiar la fecundidad, las gónadas femeninas se incluyen en líquido de Gilson para desagregar los elementos adheridos y se efectúa el conteo de óvulos de cada una de ellas bajo lupa binocular en placa de Petri.

3.3.7.1. Fecundidad

El número de óvulos o fecundidad se puede expresar en términos relativos o absolutos, mientras que la fecundidad absoluta es el número de óvulos producidos por hembra, la fecundidad relativa es el número de huevos producidos por biomasa de hembra (n° huevos/kg).

La fecundidad tiene una relación exponencial con la longitud de la hembra ($F = a \cdot Long^b$). El valor de b es superior en especies marinas que en las de agua dulce, en las de vida pelágica que en las bentónicas y en las especies más longevas. El término b suele oscilar entre 1 y 7 (GRANADO-LORENCIO, 1996).



3.3.7.2. Índice gonadosomático (IGS)

Constituye la expresión más utilizada en el estudio del desarrollo de las gónadas y para describir el ciclo reproductivo en peces. La expresión se basa en el incremento del tamaño de la gónada a medida que se acerca el momento de la freza y por consiguiente, varía con el estado de desarrollo de los óvulos (GRANADO-LORENCIO, 1996).

$$IGS=(Wg/W)*100$$

- Wg : peso de la gónada (g).

- W : peso del cuerpo (g).

Estudios recientes han puesto de manifiesto que la gónada está mejor relacionada con la longitud que con el peso. La relación es de tipo exponencial $Wg=a*Long^b$ (GRANADO-LORENCIO, 1996). Algunos autores utilizan el índice gonadosomático como $RGI=aWg/Long^b$ (DE VLAMING *et al.*, 1982; WILK *et al.*, 1990).

3.3.8. Crecimiento

Para el cálculo de la tasa de crecimiento instantánea entre la fase de huevo y la cohorte 0+, hemos considerado que el peso húmedo medio del huevo en la trucha común es de 78.2 mg (LAHNSTEINER *et al.*, 1999).

3.3.8.1. Tasa de crecimiento (G_w)

La tasa de crecimiento, G_w , fue calculada mediante la ecuación tomada de ELLIOTT (1975b):

$$G_w=100*(a+b_2*T)W_t^{-b1} \quad (\% \text{ peso/día})$$



Donde los valores de las constantes a , b_1 y b_2 han sido tomados de ELLIOTT (1975b) y T es la temperatura en grados centígrados y W_i es el peso del pez expresado en gramos.

3.3.9. Bomba estomacal

Las muestras estomacales se pueden extraer por medio de la bomba de SEABURG (1957). La utilización de esta técnica para extraer el contenido estomacal parece no tener efectos a largo plazo en la alimentación, condición y comportamiento de los peces (ELLIOTT, 1972; TWOMEY & GILLER, 1990; BRIDCUT & GILLER, 1993), y los test realizados para comprobar la validez del método, para lo cual los estómagos son diseccionados después del bombeo, indican que el procedimiento es altamente efectivo (ELLIOTT, 1972; NELLY-QUINN & BRACKEN, 1990; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993). Aunque este método permite mantener al animal vivo, con las ventajas que ello conlleva, el método más efectivo es la disección del tracto digestivo. Además, podremos obtener información complementaria para el estudio como: la determinación del sexo, fecundidad, etc.

Se ha comprobado la eficacia de esta técnica en 66 individuos. En el río Anllóns se analizaron 19 estómagos, en el río Furelos el número de estómagos analizados fue 11, en el río Lengüelle se examinaron 18 estómagos y en el río Tambre se estudiaron 18 estómagos. Una vez extraído el contenido estomacal con ayuda de la bomba, se sacrificaron los ejemplares para comprobar en el laboratorio si se había extraído todo el contenido estomacal y estudiar así la efectividad de esta técnica (figura 110).

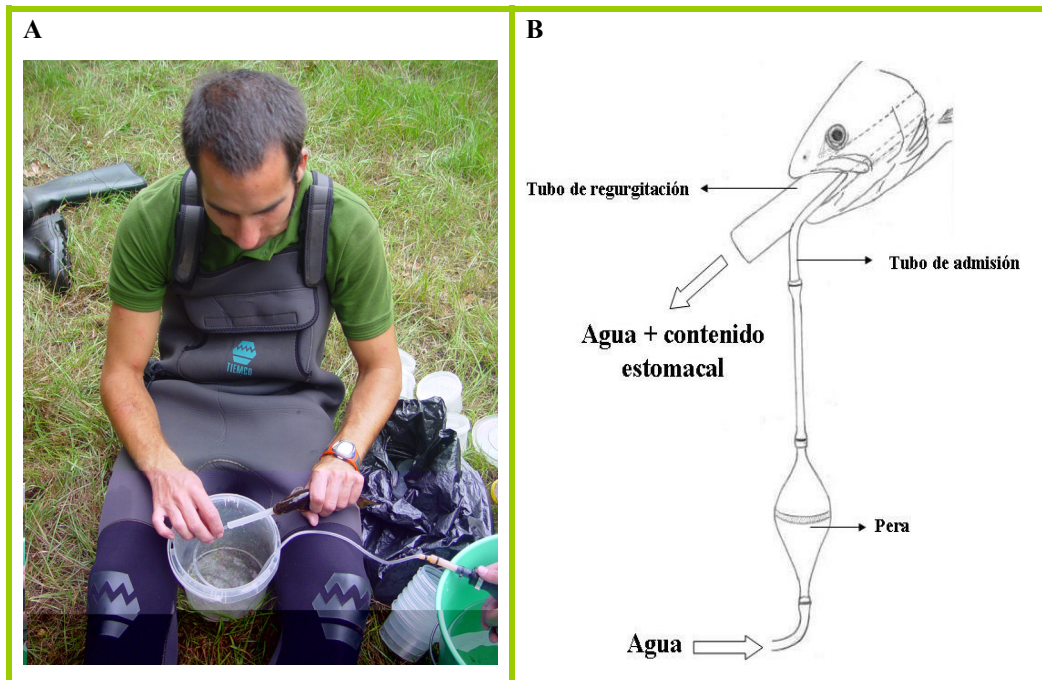


Figura 110. Bomba estomacal. A: trabajo de campo. B: diseño bomba estomacal según SEABURG (1957).

3.3.10. Selección del alimento

Para el estudio de la selección de las presas se ha utilizado el índice de selección de presas de Ivlev (IVLEV, 1961).

$$E = (r_i - p_i) / (r_i + p_i)$$

Siendo r_i el porcentaje de la presa “ i ” en el estómago y p_i el porcentaje de la presa “ i ” en el medio. El valor del índice oscila entre 1 y -1, así que valores próximos a 1 indican que el pez selecciona ese tipo de *item* y viceversa.

3.3.11. Ecuaciones bioenergéticas

Las ecuaciones bioenergéticas han sido usadas para predecir la máxima tasa de crecimiento o las máximas raciones de mantenimiento y comparar estos valores con los



observados en la naturaleza. Las ecuaciones siguientes derivan de experimentos en el laboratorio realizados por ELLIOTT (1975a,b,c):

3.3.11.1. Ración máxima potencial (D_{max})

El máximo consumo diario de alimento, D_{max} , fue calculado con la ecuación tomada de ELLIOTT (1975b):

$$D_{max} = A_D * W^{b_1} e^{b_2 T} \quad (\text{mg peso seco/día})$$

Donde los valores de las constantes A_D , b_1 y b_2 han sido tomados de ELLIOTT (1975a) y W y T son el peso expresado en gramos y la temperatura en grados centígrados, respectivamente.

3.3.11.2. Ración de mantenimiento (D_{main})

Es la ración requerida para el mantenimiento del metabolismo, y fue calculado usando la ecuación tomada de ELLIOTT (1975c).

$$D_{main} = A_D * W^{b_1} e^{b_2 T} \quad (\text{mg peso seco/día})$$

Los valores de las constantes A_D , b_1 y b_2 han sido tomados de ELLIOTT (1975c), y W y T son el peso expresado en gramos y la temperatura en grados centígrados, respectivamente.



3.4. Resultados

3.4.1. Río Anllóns

3.4.1.1. Parámetros mesológicos

3.4.1.1.1. Caudales y velocidad de la corriente

En las localidades estudiadas encontramos un flujo de corriente muy lenta. Por sus trazos morfodinámicos en el conjunto del tramo estudiado se observan las características propias de un sector próximo a la desembocadura, con predominancia de los remansos que se alternan con sectores de corriente moderada. La situación se deteriora en la zona de influencia de la minicentral, que determina una desproporción de la superficie ocupada por las aguas remansadas que se traduce en una pérdida de calidad del substrato, lo que dificulta su colonización por una fauna de macroinvertebrados diversa. Este hecho, *a priori*, comprometería el desarrollo de la población de Salmónidos.

La cantidad de agua circulante presenta variaciones debidas a la actividad de la minicentral hidroeléctrica que suponen una barrera importante en diferentes aspectos del ciclo biológico de la mayor parte de las especies presentes en todo el tramo inferior. En la tabla 88 se recogen las principales características morfométricas de las diferentes localidades estudiadas.

Tabla 88. Caracterización morfométrica de las localidades del río Anllóns.

Parámetros	Ponte de Cardezo	Anllóns	A Corga
Anchura media (m)	16.95	17	14.6
Profundidad media (m)	0.52	0.47	0.35
Velocidad de corriente media (cm/s)	3.15	5.57	2.19

3.4.1.1.2. Estudio granulométrico

El estudio granulométrico (Tabla 89 y figuras 111 y 112) muestra un elevado contenido en gravas en todas las localidades. De hecho, este es el substrato dominante,



siendo el contenido mayor en las estaciones más bajas (94.16 % en Ponte de Cardezo, 97.16 % en Anllóns, e 99.52 % en A Corga). En cuanto a las arenas, en Ponte de Cardezo las cantidades son pequeñas (5.27 %), y lo mismo sucede en Anllóns (2.73 %) y en A Corga, donde el contenido es muy bajo (0.47 %). Las cantidades de finos y pelitas son casi inapreciables en las tres localidades.

Tabla 89. Porcentajes de las distintas fracciones del sedimento en las diferentes localidades.

	Ponte de Cardezo	Anllóns	A Corga
Fracción > 2 mm (%)	59.26	80.23	79.91
Fracción > 1 mm (%)	20.43	12.35	15.21
Fracción > 0.85 mm (%)	4.82	2.11	2.01
Fracción > 0.5 mm (%)	9.65	2.48	2.39
Fracción > 0.25 mm (%)	3.99	2.57	0.35
Fracción > 0.125 mm (%)	1.28	0.16	0.12
Fracción > 0.063 mm (%)	0.51	0.04	0.01
Fracción < 0.063 mm (%)	0.07	0.06	0.01

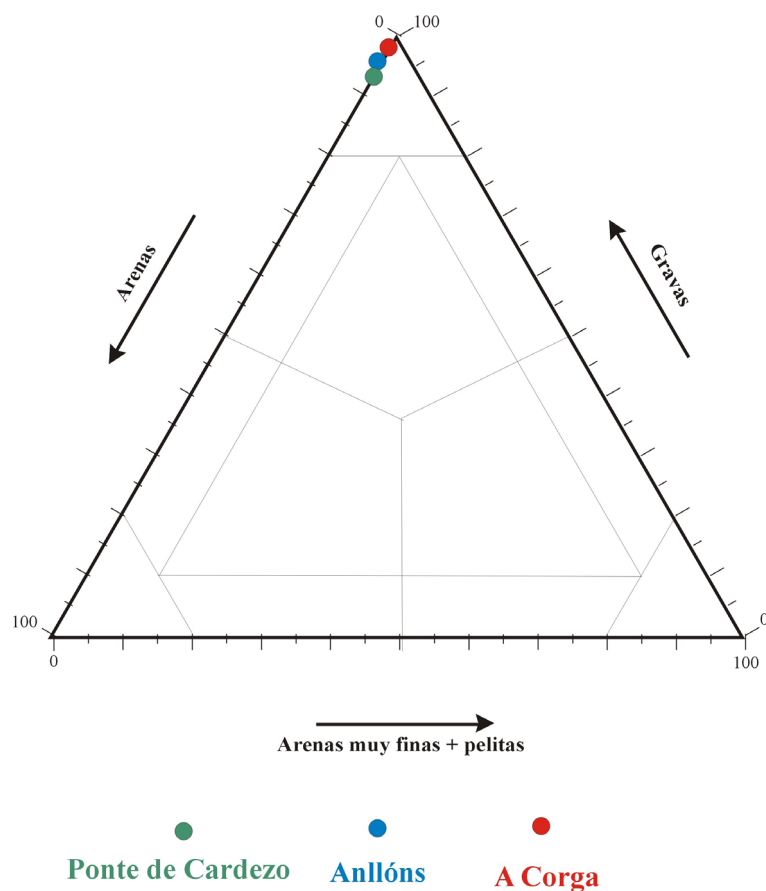


Figura 111. Representación gráfica de la composición granulométrica de las tres localidades de muestreo del río Anllóns.

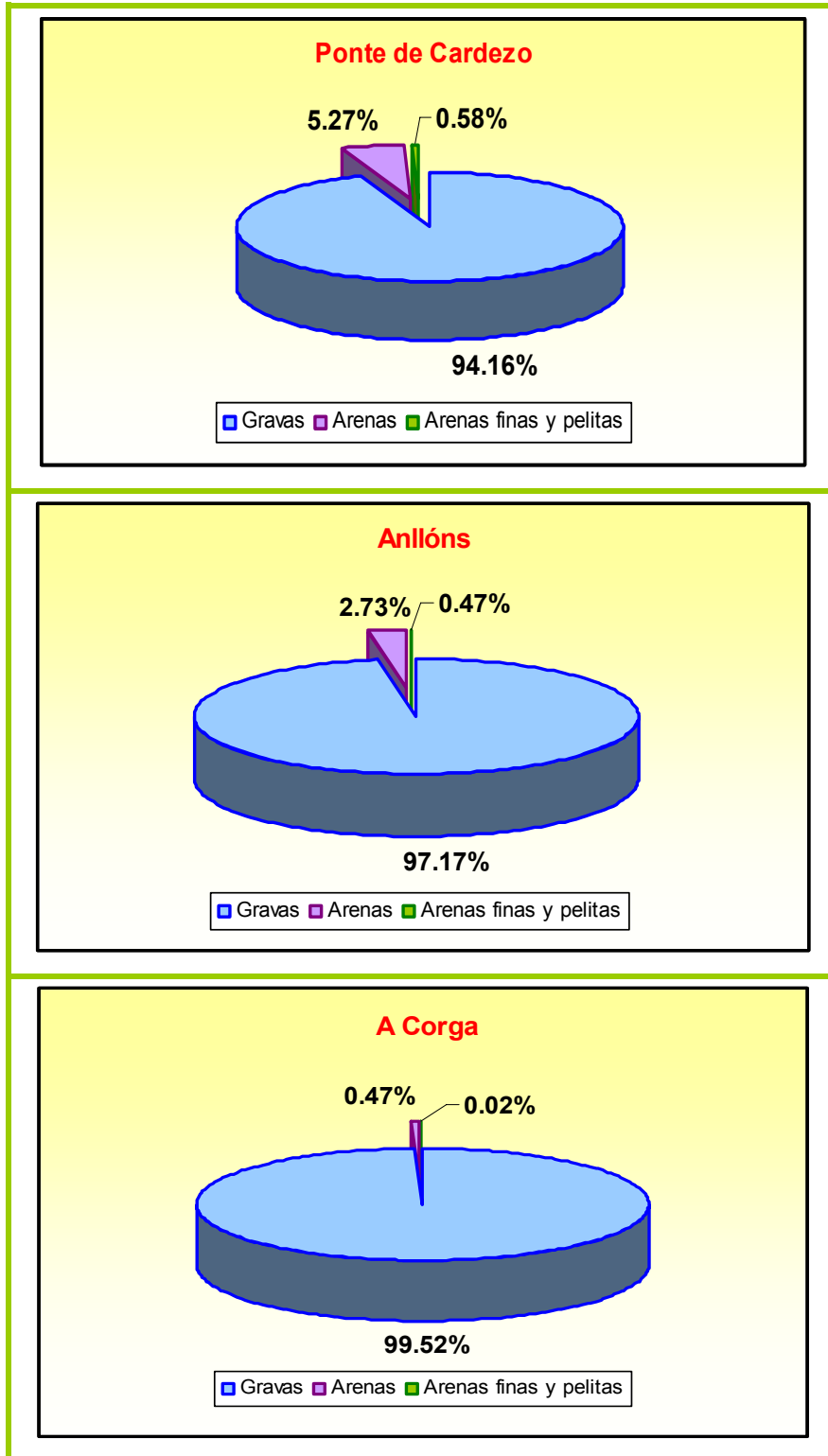


Figura 112. Porcentajes de las distintas fracciones del sedimento en las diferentes localidades.



3.4.1.2. Estudio de la comunidad béntica

La composición faunística del bentos puede ser observada en la tabla 90. La fauna de macroinvertebrados del río Anllóns se caracteriza por la existencia de una riqueza taxonómica total de 35 taxones, que oscila en las estaciones muestreadas entre 23 en la localidad de A Garga y 28 en la localidad de Ponte de Cardezo. El grupo dominante en las muestras del bentos son los *Chironomidae* (el 43.56 % del total), seguidos en menor medida por los Coleópteros *Elmidae* (15.99 % del total), siendo también significativa la presencia de diversas familias de Dípteros y Tricópteros, concretamente los *Simuliidae* (12.17 % del total) y los *Hydropsychidae* (11.52 % del total).

Tabla 90. Composición faunística y valor nutritivo del bentos en el río Anllóns. Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	Ponte de Cardezo		Anllóns		A Corga		Todos	
	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)
<i>Planariidae</i>	4	0.35	2	0.16	1	0.09	7	0.20
Oligochaeta (s.i)	5	0.44	8	0.64	3	0.26	16	0.45
<i>Erpobdellidae</i>	-	-	2	0.16	-	-	2	0.06
<i>Ancylidae</i>	23	2.03	26	2.07	2	0.17	51	1.44
<i>Hydrobiidae</i>	-	0.00	1	0.08	5	0.44	6	0.17
<i>Lymnaeidae</i>	1	0.09	-	-	-	-	1	0.03
<i>Sphaeriidae</i>	-	-	3	0.24	-	-	3	0.08
Hydracharina	6	0.53	8	0.64	11	0.96	25	0.71
<i>Gammaridae</i>	19	1.68	18	1.43	23	2.01	60	1.70
<i>Baetidae</i>	28	2.48	25	1.99	111	9.69	164	4.64
<i>Caenidae</i>	2	0.18	-	-	-	-	2	0.06
<i>Ephemerellidae</i>	15	1.33	1	0.08	40	3.49	56	1.59
<i>Heptageniidae</i>	11	0.97	9	0.72	25	2.18	45	1.27
<i>Leptophlebiidae</i>	2	0.18	-	-	5	0.44	7	0.20
<i>Leuctridae</i>	11	0.97	8	0.64	7	0.61	26	0.74
<i>Nemouridae</i>	2	0.18	-	-	-	-	2	0.06
<i>Aeshnidae</i>	-	-	1	0.08	-	-	1	0.03
<i>Calopterygidae</i>	1	0.09	2	0.16	-	-	3	0.08
<i>Gomphidae</i>	1	0.09	-	-	-	-	1	0.03
<i>Aphelocheiridae</i>	9	0.80	9	0.72	3	0.26	21	0.59
<i>Elmidae</i>	187	16.53	145	11.54	233	20.33	565	15.99
<i>Gyrinidae</i>	7	0.62	4	0.32	12	1.05	23	0.65
<i>Hydraenidae</i>	7	0.62	-	-	2	0.17	9	0.25
<i>Glossosomatidae</i>	1	0.09	-	-	-	-	1	0.03
<i>Hydropsychidae</i>	48	4.24	163	12.98	196	17.10	407	11.52
<i>Lepidostomatidae</i>	-	-	5	0.40	-	-	5	0.14
<i>Limnephilidae</i>	1	0.09	-	-	-	-	1	0.03
<i>Philopotamidae</i>	-	-	1	0.08	1	0.09	2	0.06
<i>Polycentropodidae</i>	1	0.09	3	0.24	22	1.92	26	0.74



<i>Psychomyiidae</i>	1	0.09	-	-	-	-	1	0.03
<i>Rhyacophilidae</i>	1	0.09	8	0.64	4	0.35	13	0.37
<i>Sericostomatidae</i>	-	-	2	0.16	1	0.09	3	0.08
<i>Chironomidae</i>	564	49.87	715	56.93	260	22.69	1539	43.56
<i>Empididae</i>	4	0.35	1	0.08	4	0.35	9	0.25
<i>Simuliidae</i>	169	14.94	86	6.85	175	15.27	430	12.17
Nº individuos totales	1131		1256		1146		3533	
Densidad (Nº ind/m ²)	7789.25		8650.13		7892.56		8111	
Coefficiente ecotrófico	-		-		-		0.03	
<u>Valor nutritivo</u>								
Energía (kJ/g)	-		-		-		2006.26	
Proteína (g)	-		-		-		56.64	
Lípidos (g)	-		-		-		11.16	
Fibra(g)	-		-		-		7.21	
Libre de N ₂ (g)	-		-		-		19.77	

3.4.1.3. Estudio de la fauna en deriva

Se han identificado un total de 45 taxones, la mayoría de los invertebrados del bentos están representados en la deriva en mayor o menor medida. Tanto en la deriva profunda como en la deriva superficial los estadios acuáticos de Dípteros de los géneros *Chironomidae* y *Simuliidae* son los grupos más abundantes, en especial los *Chironomidae*, con valores del 64.6 % y 51.33 % respectivamente (tabla 91). No obstante, se ha observado que la densidad de deriva profunda es mayor que la densidad de deriva superficial en las tres localidades.

Tabla 91. Composición faunística y valor nutritivo de la deriva en el río Anllóns. Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	Ponte de Cardezo				Anllóns				A Corga				Todos				
	Deriva profunda		Deriva superficial		Deriva profunda		Deriva superficial		Deriva profunda		Deriva superficial		Deriva profunda		Deriva superficial		
	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	
Bentos																	
<i>Erpobdellidae</i>	-	-	-	-	1	0.28	-	-	1	0.53	-	-	2	0.23	-	-	-
<i>Ancylidae</i>	-	-	-	-	1	0.28	-	-	-	-	-	-	1	0.12	-	-	-
<i>Hydrobiidae</i>	3	0.93	1	1.37	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.35	1	0.29	-
<i>Physidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3.13	-	-	1	0.29	-
<i>Sphaeriidae</i>	-	-	-	-	1	0.28	-	-	-	-	-	-	1	0.12	-	-	-
Hydracharina	8	2.47	-	-	8	2.28	11	4.70	14	7.37	1	3.13	30	3.46	12	3.54	-
<i>Gammaridae</i>	4	1.23	1	1.37	1	0.28	1	0.43	-	-	-	-	5	0.58	2	0.59	-
<i>Daphnia</i>	-	-	-	-	3	0.85	11	4.70	1	0.53	-	-	4	0.46	11	3.24	-
<i>Baetidae</i>	6	1.85	2	2.74	15	4.27	8	3.42	-	-	2	6.25	21	2.42	12	3.54	-
<i>Ephemerelellidae</i>	8	2.47	1	1.37	2	0.57	3	1.28	5	2.63	1	3.13	15	1.73	5	1.47	-
<i>Heptageniidae</i>	1	0.31	-	-	3	0.85	3	1.28	-	-	-	-	4	0.46	3	0.88	-



<i>Leuctridae</i>	3	0.93	-	-	1	0.28	-	-	1	0.53	-	-	5	0.58	-	-
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	-	-	1	0.28	-	-	-	-	-	-	1	0.12	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	1	0.31	-	-	-	-	2	0.85	4	2.11	-	-	5	0.58	2	0.59
<i>Gerridae</i>	-	-	1	1.37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Hydrometridae</i>	-	-	1	1.37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Nepidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3.13	-	-	1	0.29
<i>Elmidae</i>	2	0.62	3	4.11	28	7.98	6	2.56	5	2.63	2	6.25	35	4.04	11	3.24
<i>Gyrinidae</i>	5	1.54	1	1.37	-	-	1	0.43	-	-	1	3.13	5	0.58	3	0.88
<i>Beraeidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2.11	-	-	4	0.46	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	5	1.54	-	-	7	1.99	2	0.85	-	-	-	-	12	1.39	2	0.59
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	-	1	0.28	-	-	-	-	-	-	1	0.12	-	-
<i>Limnephilidae</i>	-	-	1	1.37	1	0.28	2	0.85	-	-	-	-	1	0.12	3	0.88
<i>Philopotamidae</i>	2	0.62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.23	-	-
<i>Polycentropodidae</i>	5	1.54	-	-	4	1.14	4	1.71	1	0.53	-	-	10	1.15	4	1.18
<i>Psychomyiidae</i>	-	-	-	-	-	-	3	1.28	-	-	-	-	0	0.00	3	0.88
<i>Rhyacophilidae</i>	-	-	-	-	2	0.57	3	1.28	-	-	1	3.13	2	0.23	4	1.18
<i>Chironomidae</i>	230	70.99	49	67.12	227	64.67	109	46.58	103	54.21	16	50	560	64.67	174	51.33
<i>Empididae</i>	-	-	-	-	2	0.57	-	-	1	0.53	1	3.13	3	0.35	1	0.29
<i>Simuliidae</i>	38	11.73	11	15.07	43	12.25	24	10.26	50	26.32	2	6.25	131	15.13	37	10.91
<u>Imagos acuáticos</u>																
<i>Chironomidae</i>	-	-	-	-	-	-	23	9.83	-	-	1	3.13	-	-	24	7.08
<i>Empididae</i>	1	0.31	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3.13	1	0.12	1	0.29
<u>Presas terrestres</u>																
Psoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	3	1.28	-	-	-	-	-	-	3	0.88
<i>Limnephilidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.43	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Hydroptylidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.43	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Reduviidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.43	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Psyllidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.43	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Chloropidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.43	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Cynipidae</i>	-	-	-	-	-	-	2	0.85	-	-	-	-	-	-	2	0.59
<i>Formicidae</i>	-	-	-	-	-	-	2	0.85	-	-	1	3.13	-	-	3	0.88
<i>Braconidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.43	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Sphécidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.43	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Platygastridae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.43	-	-	-	-	-	-	1	0.29
<i>Chrysomelidae</i>	2	0.62	-	-	-	-	3	1.28	-	-	-	-	2	0.23	3	0.88
<i>Staphylinidae</i>	-	-	1	1.37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.29
Nº individuos	324		73		351		234		190		32		865		339	
Densidad (Nº ind/m³* hora)	1241.8		321.4		718.5		550.3		712.2		137.8		890.91		336.51	
<u>Valor nutritivo</u>																
Energía (kJ/g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34222.69	-
Proteína (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	958.50	-
Lípidos (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	167.64	-
Fibra (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	97.52	-
Libre de N ₂ (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	409.92	-

En la tabla 92 se muestra la tendencia a derivar en las dos modalidades analizadas (profunda y superficial) en las tres localidades muestreadas en este río. De los resultados obtenidos se puede observar que algunos invertebrados del bentos como



los *Ephemerellidae*, *Chironomidae* y *Simuliidae* tienden a derivar, tanto en la columna de agua como en profundidad, independientemente de la localidad analizada.

Tabla 92. Tendencia a derivar de los invertebrados en el río Anllóns. Sin identificar (s.i).

	Ponte de Cardezo		Anllóns		A Corga	
	D. profunda	D. superficial	D. profunda	D. superficial	D. profunda	D. superficial
Bentos						
<i>Erpobdellidae</i>	0	0	1	0	1	0
<i>Ancylidae</i>	0	0	0.12	0	0	0
<i>Hydrobiidae</i>	0.92	0.95	-	-	0	0
<i>Physidae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Sphaeriidae</i>	0	0	-	-	-	-
Hydracharina	0.79	0	0.81	0.90	0.88	0.77
<i>Gammaridae</i>	0.46	0.49	0.15	0.20	0	0
<i>Daphnia</i>	-	-	1	1	1	0
<i>Baetidae</i>	0.48	0.58	0.63	0.58	0	0.39
<i>Ephemerellidae</i>	0.97	0.95	0.30	0.49	0.43	0.47
<i>Heptageniidae</i>	0.30	0	0.47	0.57	0	0
<i>Leuctridae</i>	0.59	0	0.23	0	0.46	0
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	1	0	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	0.30	0	0	0.52	0.89	0
<i>Gerridae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Hydrometridae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Nepidae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Elmidae</i>	0.05	0.26	0.33	0.13	0.11	0.24
<i>Gyrinidae</i>	0.83	0.81	0	0.41	0	0.75
<i>Beraeidae</i>	-	-	-	-	1	0
<i>Hydropsychidae</i>	0.11	0	0.32	0.17	0	0
<i>Leptoceridae</i>	-	-	1	0	-	-
<i>Limnephilidae</i>	0	1	0.76	0.91	-	-
<i>Philopotamidae</i>	0.89	0	-	-	0	0
<i>Polycentropodidae</i>	0.87	0	0.93	0.95	0.22	0
<i>Psychomyiidae</i>	-	-	0	0.94	-	-
<i>Rhyacophilidae</i>	0	0	0.87	0.94	0	0.90
<i>Chironomidae</i>	0.55	0.54	0.56	0.48	0.70	0.69
<i>Empididae</i>	0	0	0.62	0	0.60	0.90
<i>Simuliidae</i>	0.63	0.69	0.45	0.41	0.63	0.29
Imagos acuáticos						
<i>Chironomidae</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Empididae</i>	1	0	-	-	0	1
Presas terrestres						
Psoptera (s.i)	-	-	0	1	-	-
<i>Limnephilidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Hydroptylidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Reduviidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Psyllidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Chloropidae</i>	0	0	0	1	-	-
<i>Cynipidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Formicidae</i>	-	-	0	1	0	1
<i>Braconidae</i>	-	-	0	1	-	-



<i>Sphecidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Platygastridae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Chrysomelidae</i>	1	0	0	1	-	-
<i>Staphylinidae</i>	0	1	-	-	-	-

3.4.1.4. Dinámica de la población de Salmónidos

3.4.1.4.1. Parámetros poblacionales

En términos de biomasa, los reos dominan la población con una biomasa de 1.32 g/m² (47.0 %). La totalidad de las capturas de reo se corresponden a postesguines (=“finnock”, edad de mar 0+), es decir, reos que retornan al río en el mismo año de esguinado, y muchos de ellos no necesariamente para reproducirse. Todos ellos mostraron una edad de esguinado de 2 años. El hecho de que no se capturasen individuos de otras combinaciones de edad río-mar se puede explicar por la fecha de muestreo (septiembre), que coincide con el descenso en la entrada de reos en el momento en el que circula el caudal mínimo de estiaje del río. La biomasa total calculada para cada una de las localidades de muestreo se recoge en la tabla 93.

Tabla 93. Biomasa total calculada para cada una de las localidades muestreadas en el río Anllóns.

Biomasa (g/100 m ²)	Ponte de Cardezo	Anllóns	A Corga	Río
Truchas	90.31	43.13	45.41	178.5
Reos (2-0+)	0	64.59	45.46	110.05
Ambas	90.31	107.72	90.87	288.55

Si tenemos en cuenta la densidad, la clase de edad 1+ es mayoritaria en la población con 0.03 individuos/m². En la tabla 94 se presenta la información relativa al número de individuos, biomasa, densidad y producción de las truchas por clase de edad. A pesar de su escasa biomasa y densidad, se trata de una población bien estructurada y típica de la parte baja de un río como el Anllóns, en un tramo próximo a su salida cara al mar. Los valores de biomasa (2.89 g/m²) obtenidos para el tramo estudiado están dentro de los límites definidos para la clase de biomasa bajas, y las densidades (0.05 indiv/m²) son muy bajas en comparación con los valores de referencia señalados en el epígrafe de metodología. En la figura 113 se representa la estructura de la población.



Tabla 94. Estimaciones del número de individuos, biomasa y densidad de las truchas por clase de edad en el río Anllóns.

	Nº individuos muestreados	Nº individuos estimados	Biomasa (g/m ²)	Densidad (Nº ind/m ²)	Producción (g/m ² *año)	P/B
0+	19	871	0.05	0.01	0.09	1.8
1+	69	3163	0.85	0.03	0.60	0.71
2+	17	779	0.65	0.01	0.56	0.86
2-0+	12	550	1.34	0.01	-	-
Todas	117	5364	2.89	0.05	1.25	0.43

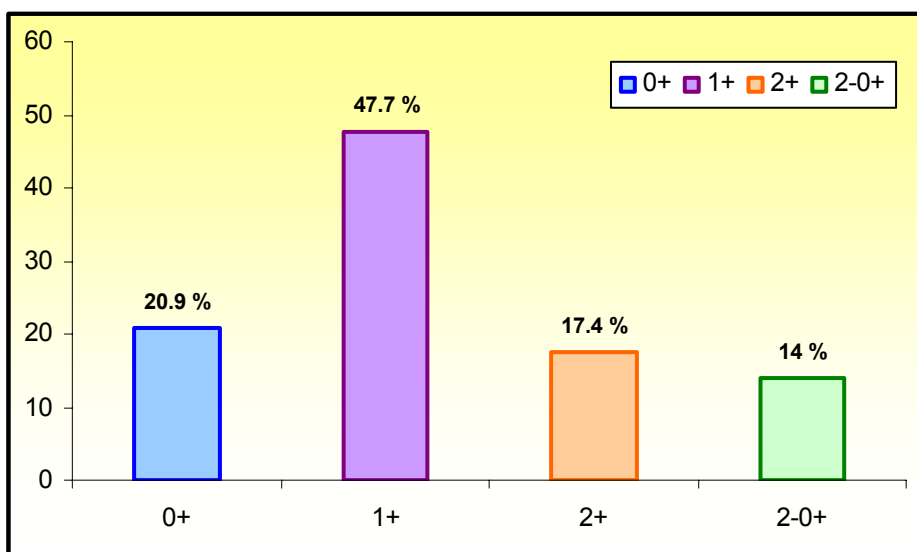


Figura 113. Representación gráfica de la estructura de la población en porcentajes.

3.4.1.4.2. Supervivencia y mortalidad

En la tabla 95 se incluyen los valores de supervivencia y mortalidad para el tramo de río estudiado. El cálculo teórico de los dos componentes de la mortalidad, la mortalidad natural y la llamada mortalidad por pesca nos indica que, en el tramo escogido, la presión es alta y representa alrededor del 66.5 % de la mortalidad total de las truchas. Esta presión puede ser debida a la pesca propiamente dicha, o al incremento de la mortalidad no natural por efecto de la actividad de la explotación hidroeléctrica y de las otras fuentes de estrés que están incidiendo en el tramo. Esto ilustra la necesidad de desarrollar acciones encaminadas a disminuir la contaminación y mejorar el hábitat, al tiempo que se introducen variables de gestión de la pesca. Pero se debe precisar que el valor corrector de la gestión tendrá muy poco peso si no se acometen las medidas de recuperación del ecosistema y de depuración de las aguas.



Tabla 95. Supervivencia y mortalidad entre las diferentes clases de edad en el río Anllóns, siguiendo los distintos métodos de cálculo.

	Tasa de supervivencia (S)	Tasa instantánea de mortalidad (Z)	Mortalidad (M)	Mortalidad natural	Mortalidad por pesca
0+-1+	0.140	-	-	-	-
1+-2+	0.371	1.40	-	-	1.09
2+-3+	0.127	0.35	-	-	0.04
reos	0.093	-	-	-	-
Todas	-	-	-0.49	0.31	-
Promedio	0.200	0.87	-	-	0.57

3.4.1.5. Descripción de la dieta

En los 35 estómagos analizados se identificaron 865 presas agrupadas en 66 *items*. El número medio de presas consumidas fue 24.71 (rango comprendido entre 2 y 224) y el número medio de *items* por trucha fue 7.45 (2 como valor mínimo y 16 como máximo). En la tabla 96 se incluye información relativa a las características de la dieta del río Anllóns.

Tabla 96. Características de la dieta de las truchas del río Anllóns (media ± error típico de la media).

	Anllóns				
	0+	1+	2+	3+ (2-0+)	Todas
Relación fauna aérea (%)	13.30 ± 7.748	25.26 ± 6.819	39.51 ± 7.923	76.38 ± 8.745	37.01 ± 5.355
Nº presas totales	18.5 ± 0.5	16.88 ± 2.150	52.33 ± 22.045	8.83 ± 2.700	24.71 ± 6.229
Nº presas bentónicas	16 ± 1	12.16 ± 1.949	20.11 ± 3.728	1.33 ± 0.421	12.57 ± 1.706
Nº imagos acuáticos	2 ± 2	2.72 ± 1.395	25 ± 21.281	2 ± 0.856	8.28 ± 5.54
Nº presas terrestres	0.5 ± 0.5	1.88 ± 0.641	7.22 ± 2.520	5.33 ± 1.725	3.77 ± 0.860
Otras presas	0	0.11 ± 0.076	0	0.16	0.08 ± 0.048
Nº <i>Items</i>	6 ± 1	6.44 ± 0.724	10.33 ± 1.301	6.66 ± 1.584	7.45 ± 0.622
Diversidad trófica, Margalef	1.72 ± 0.36	1.99 ± 0.209	2.59 ± 0.300±	2.66 ± 0.357	2.24 ± 0.152
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.67 ± 0.1	0.60 ± 0.055	0.70 ± 0.055	0.72 ± 0.111	0.65 ± 0.037
Equidad, Pielou	0.86 ± 0.045	0.78 ± 0.036	0.74 ± 0.055	0.98 ± 0.011	0.81 ± 0.026
Variedad de la dieta	-	-	-	-	66
Índice de Uniformidad	0.67 ± 0.1	0.60 ± 0.055	0.70 ± 0.057	0.72 ± 0.111	0.65 ± 0.037
Dominancia	2.14 ± 0.06	1.95 ± 0.248	6.05 ± 2.549	1.02 ± 0.312	2.85 ± 0.720
Amplitud de nicho	0.46	0.51	0.16	0.98	0.35
Nº truchas	2	18	9	6	35

El solapamiento trófico entre las clases de edad es muy elevado y presenta unos valores entre 74.91 % y 99.08 % (tabla 97).



Tabla 97. Solapamiento trófico entre las clases de edad del río Anllóns.

Clase de edad	Solapamiento trófico (%)
0+-1+	84.74
0+-2+	74.91
0+-(2-0+)	99.08
1+-2+	90.17
1+-(2-0+)	85.66
2+-(2-0+)	75.84

En el dendrograma de similitud que agrupa los individuos de esta estación en función de su dieta (figura 114), el valor del índice es muy bajo, a pesar de que la similitud entre dos truchas de la cohorte 1+ fuera del 90 %. No se observa ningún patrón común entre sexos, localidades o clases de edad.

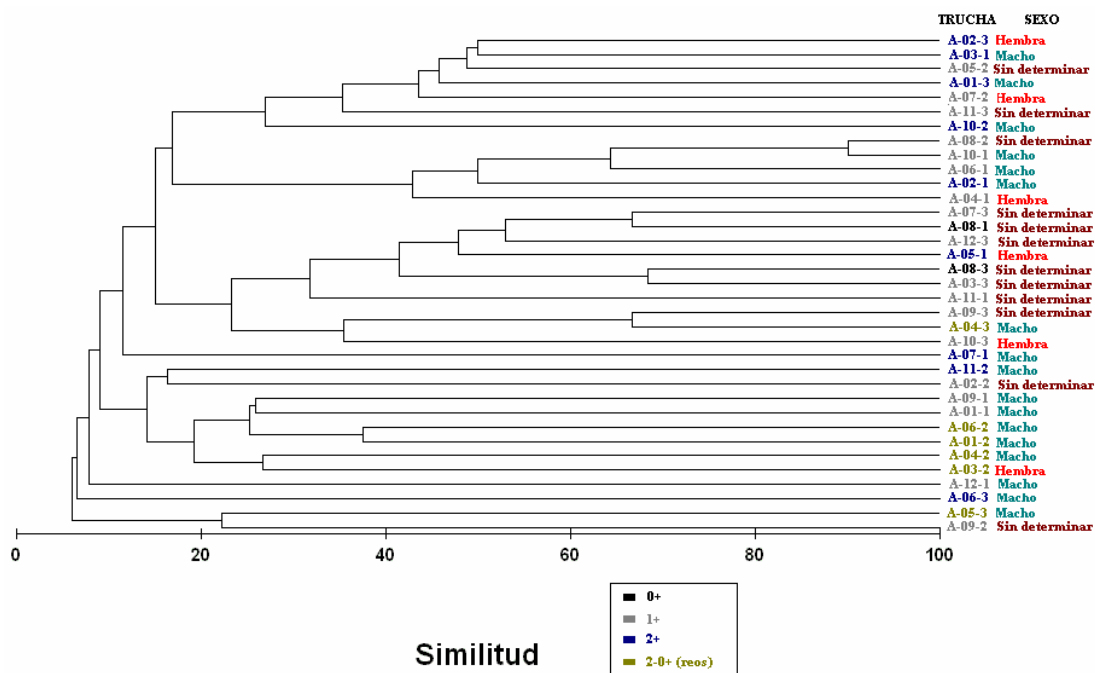


Figura 114. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del río Anllóns de la composición faunística consumida por cada trucha.

En términos de abundancia, las presas más importantes fueron las larvas de Quironómidos en truchas de la clase de edad 0+ (el 32.43 %), las ninfas de Baétidos en las truchas 1+ (26.67 %), los imagos aéreos de Efemerópteros en las truchas 2+ (36.51 %) y los imagos aéreos de Tricópteros (el 20.74 %) en los reos (2-0+). Si tenemos en



cuenta el índice de frecuencia (F), el alimento preferencial para las truchas de este río son los Quironómidos en estado larvario y los *Hydrobiidae*.

El 50.9 % del total de las presas consumidas por las truchas del río Anllóns está compuesto por presas acuáticas, y el 48.8 % lo constituye el alimento en superficie (figura 115). La relación media individual de presas en superficie es del 37.01 % (rango comprendido entre el 0 % y el 100 %). En la tabla 98 se incluye información relativa a la composición faunística de la dieta de este río.

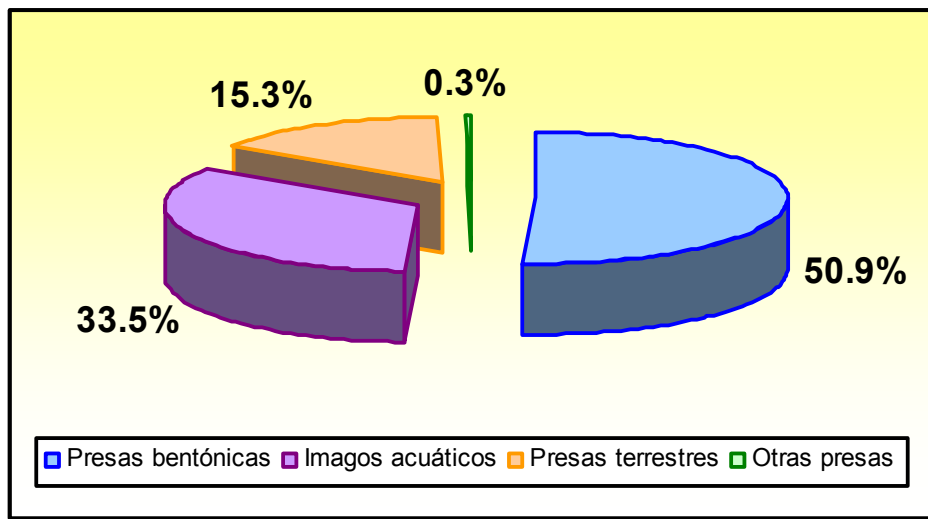


Figura 115. Diagrama de sectores de la composición faunística de la dieta del río Anllóns.

Tabla 98. Composición faunística de la dieta del río Anllóns según la clase de edad. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

	0+			1+			2+			3+ (2-0+)			Todas		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
Bentos															
<i>Ancylidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	1	0.21	11.11	-	-	-	2	0.23	5.71
<i>Hydrobiidae</i>	-	-	-	40	13.16	66.67	58	12.31	77.78	1	1.89	16.67	99	11.45	57.14
<i>Sphaeriidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
Hydracharina	-	-	-	2	0.66	11.11	-	-	-	-	-	-	2	0.23	5.71
<i>Gammaridae</i>	-	-	-	3	0.99	11.11	-	-	-	-	-	-	3	0.35	8.57
<i>Baetidae</i>	5	13.51	100	75	24.67	50	20	4.25	44.44	-	-	-	100	11.56	40
<i>Heptageniidae</i>	3	8.11	50	4	1.32	11.11	-	-	-	-	-	-	7	0.81	8.57
<i>Leuctridae</i>	1	2.70	50	2	0.66	11.11	4	0.85	33.33	1	1.89	16.67	8	0.92	20
<i>Perlidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Aeshmidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Calopterygidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Platycnemididae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	-	-	-	-	3	0.64	22.22	-	-	-	3	0.35	8.57



<i>Gerridae</i>	-	-	-	-	-	-	29	6.16	22.22	1	1.89	16.67	30	3.47	8.57
<i>Hydrometridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.89	16.67	1	0.12	2.86
<i>Nepidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.89	16.67	1	0.12	2.86
<i>Elmidae</i>	-	-	-	3	0.99	11.11	-	-	-	-	-	-	3	0.35	5.71
<i>Brachycentridae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Goeridae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Hydropsychidae</i>	1	2.70	50	11	3.62	33.33	1	0.21	11.11	-	-	-	13	1.50	22.86
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	11	3.62	27.78	-	-	-	-	-	-	11	1.27	14.29
<i>Limnephilidae</i>	-	-	-	4	1.32	16.67	1	0.21	11.11	-	-	-	5	0.58	8.57
<i>Philopotamidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Polycentropodidae</i>	1	2.70	50	2	0.66	11.11	1	0.21	11.11	1	1.89	16.67	5	0.58	14.29
<i>Psychomyiidae</i>	-	-	-	-	-	-	6	1.27	44.44	-	-	-	6	0.69	11.43
<i>Rhyacophilidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	2	0.42	22.22	-	-	-	3	0.35	8.57
<i>Sericostomatidae</i>	-	-	-	5	1.64	16.67	24	5.10	22.22	-	-	-	29	3.35	14.29
<i>Chironomidae</i>	12	32.43	100	33	10.86	72.22	16	3.40	88.89	1	1.89	16.67	62	7.17	68.57
<i>Empididae</i>	-	-	-	-	-	-	2	0.42	22.22	-	-	-	2	0.23	5.71
<i>Simuliidae</i>	9	24.32	100	20	6.58	44.44	7	1.49	22.22	1	1.89	16.67	37	4.28	37.14
Imagos acuáticos															
<i>Baetidae</i>	-	-	-	7	2.30	5.56	-	-	-	-	-	-	7	0.81	2.86
Efemeroptera (s.i)	-	-	-	19	6.25	16.67	172	36.52	44.44	1	1.89	16.67	192	22.20	22.86
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	-	-	-	1	0.12	2.86
Trichoptera (s.i)	-	-	-	12	3.95	33.33	27	5.73	55.56	11	20.75	83.33	50	5.78	45.71
<i>Chironomidae</i>	4	10.81	50	9	2.96	16.67	24	5.10	33.33	-	-	-	37	4.28	20
<i>Empididae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	2	0.42	11.11	-	-	-	3	0.35	5.71
Presas terrestres															
Arachnida (s.i)	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	1	1.89	16.67	2	0.23	5.71
Orthoptera (s.i)	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	1	1.89	16.67	2	0.23	5.71
<i>Forficulidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.89	16.67	1	0.12	2.86
<i>Acanthosomatidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	2	0.42	22.22	1	1.89	16.67	4	0.46	11.43
Heteroptera (s.i)	-	-	-	1	0.33	5.56	1	0.21	11.11	3	5.66	33.33	5	0.58	11.43
<i>Reduviidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	4	0.85	33.33	2	3.77	33.33	7	0.81	17.14
<i>Aphididae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3.77	16.67	2	0.23	2.86
<i>Cicadellidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	3	0.64	33.33	2	3.77	16.67	6	0.69	14.29
<i>Psyllidae</i>	-	-	-	4	1.32	22.22	1	0.21	11.11	2	3.77	16.67	7	0.81	17.14
Lepidoptera (L) (s.i)	-	-	-	-	-	-	2	0.42	22.22	-	-	-	2	0.23	5.71
Thysanoptera (s.i)	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Acanthosomidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.89	16.67	1	0.12	2.86
<i>Camillidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.89	16.67	1	0.12	2.86
Diptera (s.i)	-	-	-	5	1.64	11.11	9	1.91	44.44	5	9.43	66.67	19	2.20	28.57
<i>Lonchaeidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Musidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.89	16.67	1	0.12	2.86
<i>Oestridae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Tipulidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Cynipidae</i>	-	-	-	-	-	-	2	0.42	22.22	-	-	-	2	0.23	2.86
<i>Formicidae</i>	1	2.70	50	8	2.63	16.67	5	1.06	33.33	4	7.55	50	18	2.08	28.57
Hymenoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	1	0.21	11.11	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Anobiidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	-	-	-	1	0.12	2.86
<i>Chrysomelidae</i>	-	-	-	3	0.99	11.11	26	5.52	44.44	3	5.66	50	32	3.70	25.71
<i>Coccinellidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	-	-	-	1	0.12	2.86
Coleoptera (s.i)	-	-	-	1	0.33	5.56	3	0.64	33.33	2	3.77	16.67	6	0.69	14.29
<i>Curculionidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	3	0.64	11.11	-	-	-	4	0.46	11.43
<i>Panorpidae</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	-	-	-	1	0.12	2.86



<i>Julidae</i>	-	-	-	2	0.66	11.11	-	-	-	-	-	-	2	0.23	5.71
<u>Otras presas</u>															
Resto vegetal	-	-	-	-	-	44.44	-	-	33.33	-	-	50	-	-	40
Semilla	-	-	-	-	-	5.56	-	-	-	-	-	-	-	-	2.86
Piedras	-	-	-	-	-	27.78	-	-	33.33	-	-	-	-	-	22.86
Nematoda	-	-	-	-	-	11.11	-	-	22.22	-	-	-	-	-	11.43
Exuvia tricóptero	-	-	-	-	-	22.22	-	-	44.44	-	-	-	-	-	-
No identificada	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	1	1.89	16.67	2	0.23	5.71
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	-	-	-	1	0.33	5.56	-	-	-	-	-	-	1	0.12	2.86

El porcentaje de alimento consumido en superficie es diferente entre las cohortes y los sexos ($F = 6.33$; $Sig = 0.002$, $F = 5.97$; $Sig < 0.001$ respectivamente). Así, la proporción de alimento exógeno se incrementa con la edad y es mayor en los machos (machos = $52.62 \% \pm 7.419$ y hembras = $33.91 \% \pm 14.486$). Por el contrario la diversidad trófica según Shannon-Wiener y el número de presas totales es semejante entre sexos ($F = 0.227$; $Sig = 0.798$, $F = 1.501$; $Sig = 0.238$ respectivamente) y clases de edad ($F = 0.685$; $Sig = 0.568$, $F = 2.697$; $Sig = 0.063$ respectivamente).

Sólo se ha encontrado un individuo ictiófago, y fue una trucha de 16.3 cm (1+). Los coeficientes de variación se recogen en la tabla 99.

Tabla 99. Coeficientes de variación de los tipos de presas consumidos, talla y peso.

	0+	CV	1+	CV	2+	CV	2-0+	CV
Variedad dieta	6	23.57	6.44	47.67	10.33	37.79	6.67	58.22
Nº presas totales	18.5	3.82	16.89	54.03	52.33	126.37	8.83	74.89
Nº presas del bentos	16	8.84	12.17	67.97	20.11	55.62	1.33	77.46
Nº imagos acuáticos	2	141.42	2.72	217.44	25	255.37	2	104.88
Nº presas terrestres	0.5	141.42	1.89	144.00	7.22	104.71	5.33	79.25
Nº otras presas	-	-	0.11	291.04	-	-	0.17	244.95
Longitud furcal (cm)	7.95	25.79	14.72	13.95	19.22	8.08	28.52	3.35
Peso (g)	7.05	75.22	45.5	40.13	96.35	30.51	254.17	11.45

En los reos analizados se ha observado que tanto el número de presas totales como la variedad de la dieta son semejantes entre las localidades ($F = 3.498$; $Sig = 0.135$, $F = 4.610$; $Sig = 0.098$ respectivamente), mientras que el porcentaje de alimento en superficie aumenta con la distancia recorrida ($F = 40.746$; $Sig = 0.003$).



3.4.1.5.1. Contenido estomacal

El peso seco y húmedo medio del contenido estomacal fue $0.076 \text{ g} \pm 0.016$ y $0.38 \text{ g} \pm 0.083$ respectivamente, mientras que el índice de repleción medio fue $0.9 \% \pm 0.251$. A su vez el peso medio colectivo fue el 0.41% . No se han encontrado diferencias en peso húmedo y seco del contenido estomacal entre los sexos ($F = 0.791$; $\text{Sig} = 0.462$, $F = 0.819$; $\text{Sig} = 0.450$ respectivamente).

La ración media consumida en el momento de la captura (tabla 100) es inferior a la teórica ($t = -6.126$; $gl = 34$; $\text{Sig} < 0.001$), a la ración máxima potencial ($t = -7.914$; $gl = 34$; $\text{Sig} < 0.001$) y a la de mantenimiento ($t = -7.188$; $gl = 34$; $\text{Sig} < 0.001$).

Tabla 100. Valores de alimento ingerido y raciones teóricas para las truchas del río Anllóns (media \pm error típico de la media).

	0+	1+	2+	2-0+	Todas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	0.42 ± 0.225	2.7 ± 0.258	5.78 ± 0.588	15.25 ± 0.712	5.52 ± 0.830
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.051 ± 0.003	0.058 ± 0.006	0.13 ± 0.061	0.05 ± 0.015	0.076 ± 0.016
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.25 ± 0.015	0.29 ± 0.032	0.66 ± 0.306	0.27 ± 0.075	0.38 ± 0.083
Índice de repleción (%)	5.2 ± 2.980	0.71 ± 0.920	0.85 ± 0.432	0.11 ± 0.034	0.9 ± 0.251
Ración de mantenimiento (g/día)	0.08 ± 0.03	0.31 ± 0.229	0.55 ± 0.404	1.14 ± 0.043	0.5 ± 0.056
Ración máxima potencial (g/día)	0.13 ± 0.045	0.56 ± 0.039	1 ± 0.075	2.03 ± 0.107	0.9 ± 0.101

3.4.1.5.2. Talla media de presa

La talla media de presa consumida en este río es $7.93 \text{ mm} \pm 0.235$, y la relación entre esta y la talla del pez fue 0.005 ± 0.00036 . Mientras que la talla media consumida es semejante entre clases de edad y sexos ($F = 0.725$; $\text{Sig} = 0.545$, $F = 2.439$; $\text{Sig} = 0.103$ respectivamente), la relación entre la talla presa/talla pez es diferente entre cohortes y sexos ($F = 36.746$; $\text{Sig} = 0.002$, $F = 11.755$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente), y es mayor en la clase de edad 0+ (0.011 ± 0.0012) y en las hembras (0.0045 ± 0.00055). En la tabla 101 se recogen las correlaciones estadísticamente significativas.



Tabla 101. Correlaciones para la talla media y relación talla presa/talla pez en el río Anllóns.

	Talla media presas (mm)		Talla presa/talla pez	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Longitud furcal (cm)	-	-	-0.66	< 0.001
Peso (g)	-	-	-0.58	< 0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	-0.64	< 0.001
Radio escama (mm)	-	-	-0.64	< 0.001
Retrocálculo (cm)	-	-	-0.64	< 0.001
Hígado (g)	-	-	-0.55	0.001
Alimento en superficie (%)	-0.41	0.016	-0.41	0.014
Nº presas terrestres	-	-	-0.33	0.049
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.34	0.043	-	-
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.35	0.04	-	-
Índice de repleción (%)	-	-	0.42	0.011
Ración máxima potencial (g/día)	-	-	-0.6	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	-	-	-0.62	< 0.001

3.4.1.6. Calidad de la dieta

La dieta media por trucha contiene 8.59 kJ/g de energía, y está compuesta por un 52.78 % de proteínas, un 24.99 % de extracto libre de nitrógeno, un 14.62 % de lípidos y un 7.61 % de fibra (figura 116). En la tabla 102 se muestran los valores de la calidad de la dieta.

Tabla 102. Valores de los componentes del alimento ingerido por las truchas del río Anllóns.

	0+	1+	2+	3+ (2-0+)	Muestra
Energía ingerida (kJ/g)	2.46 ± 0.34	3.94 ± 0.99	22.11 ± 14.24	4.28 ± 1.348	8.59 ± 3.800
Proteína ingerida (%)	60.92 ± 0.880	54.42 ± 1.871	45.92 ± 2.830	55.40 ± 1.761	52.77 ± 1.416
Lípidos ingeridos (%)	11.82 ± 3.760	14.21 ± 0.953	15.73 ± 2.350	15.10 ± 1.732	14.62 ± 0.83
Fibra ingerida (%)	5.91 ± 1.680	7.62 ± 0.628	8 ± 0.910	7.52 ± 1.045	7.60 ± 0.435
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	21.35 ± 6.230	23.73 ± 2.397	30.33 ± 4.208	21.97 ± 1.755	24.99 ± 1.731
E/P	0.17 ± 0.125	0.08 ± 0.019	0.40 ± 0.238	0.08 ± 0.026	0.17 ± 0.064

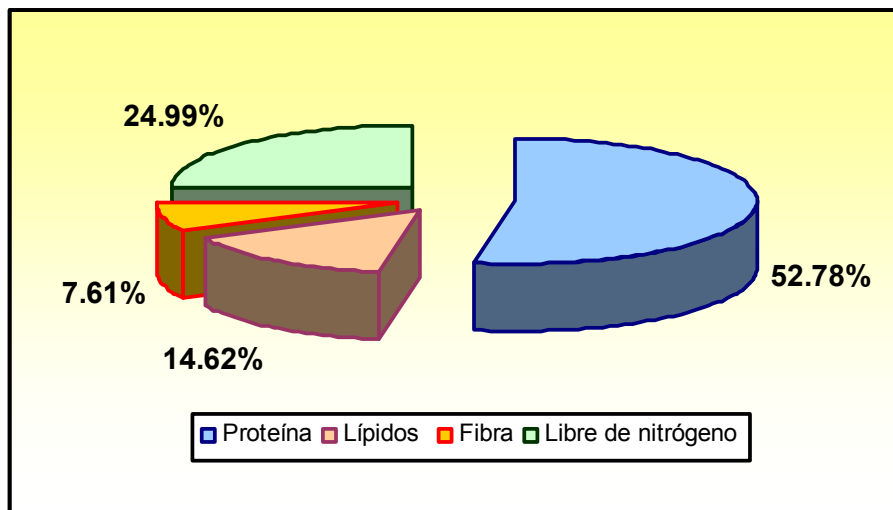


Figura 116. Diagrama de sectores de la calidad de la dieta del río Anllóns.

El contenido medio en energía, fibra, extracto libre de nitrógeno y relación E/P no presentó variaciones significativas entre clases de edad ($F = 2.67$; $Sig = 0.112$, $F = 0.341$; $Sig = 0.796$, $F = 1.181$; $Sig = 0.333$, $F = 1.612$; $Sig = 0.207$, respectivamente) ni entre sexos ($F = 1.209$; $Sig = 0.312$, $F = 0.928$, $Sig = 0.406$, $F = 1.221$; $Sig = 0.308$, $F = 1.258$; $Sig = 0.298$, respectivamente), mientras que el contenido en lípidos es diferente entre los sexos ($F = 4.258$; $Sig = 0.023$). Así, los machos son los que consumen una mayor proporción de lípidos en la dieta (machos = $16.91\% \pm 1.094$ y hembras = $12.45\% \pm 1.842$). También existen diferencias en el porcentaje de proteínas consumidas entre las clases de edad ($F = 3.823$; $Sig = 0.019$), y en este caso es la cohorte 0+ la que presenta el mayor valor.

En la tabla 103 se muestran las correlaciones significativas para la calidad de la dieta de las truchas del río Anllóns. La energía ingerida se optimiza con la dominancia de la dieta.

Tabla 103. Correlaciones para la calidad de la dieta en el río Anllóns.

	Energía (kJ/g)		Proteína (%)		Lípidos (%)		Fibra (%)		Libre nitrógeno (%)		Relación E/P	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Radio <i>circulus</i> X (mm)	-	-	-	-	-	-	0.49	0.003	-	-	-	-
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	-	-	-	-	-	-	0.49	0.003	-	-	-	-
Índice peso relativo	-	-	-	-	0.33	0.05	0.34	0.044	-	-	-	-
Índice hepatosomático	-	-	-	-	0.3	0.081	-	-	-	-	-	-
Abundancia relativa (%)	0.97	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alimento en superficie (%)	0.37	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nº presas totales	0.97	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	0.98	< 0.001



Nº imagos acuáticos	0.98	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.96	< 0.001
Nº presas terrestres	0.44	0.008	-0.4	0.016	0.61	0.001	-	-	-	-	-	0.48	0.004
Variedad dieta	0.54	0.001	-0.33	0.053	0.45	0.007	0.34	0.044	-	-	-	0.55	0.001
Margalef (d)	-	-	-0.31	0.071	0.4	0.017	-	-	-	-	-	-	-
Shannon-Wiener (H)	-	-	-0.41	0.015	0.3	0.083	-	-	-	-	-	-	-
Índice de uniformidad (E)	-	-	-0.41	0.015	0.3	0.083	-	-	-	-	-	-	-
Pielou (J)	-0.46	0.005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.48	0.003
Dominancia	0.97	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.98	< 0.001
Amplitud de nicho	-	-	-	-	-0.34	0.048	-	-	-	-	-	-	-
Abundancia relativa (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Energía (kJ/g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Proteína (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.76	0.001	-	-	-
Lípidos (%)	-	-	-	-	-	-	0.53	0.001	-0.56	0.001	-	-	-
Fibra (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.42	0.012	-	-	-
Libre nitrógeno (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Índice de repleción (%)	-	-	-	-	-	-	-0.18	0.3	-	-	-	-	-

La similitud de Bray-Curtis media entre los individuos de esta estación de muestreo en función de la calidad de la dieta es del 89.39 % \pm 0.235.

3.4.1.7. Desarrollo gonadal

De las 117 truchas capturadas, sólo se diseccionaron 35 para su estudio. En 23 ejemplares se pudo determinar el sexo, estando la muestra compuesta por 17 machos y 6 hembras. Lógicamente en el mes de septiembre los huevos no están completamente desarrollados y por esta razón el peso de los huevos es muy inferior al que alcanzarán durante el periodo reproductor.

La fecundidad relativa media es 2491.75 n° huevos/kg \pm 362.387. El índice gonadosomático medio es 0.44 \pm 1.867 y el peso medio del huevo es 0.0038 g \pm 0.0020. No existen diferencias en el índice gonadosomático ni entre sexos ni entre clases de edad ($F = 3.99$; Sig = 0.059, $F = 0.649$; Sig = 0.534, respectivamente). Tampoco se han encontrado diferencias en la fecundidad relativa y peso medio del huevo entre las clases de edad ($F = 1.43$; Sig = 0.366, $F = 0.927$; Sig = 0.486). A pesar de no haberse encontrado diferencias significativas, la menor fecundidad relativa encontrada en la cohorte 2+ parece que esta compensada con el mayor peso del huevo (véase tabla 104).



Tabla 104. Desarrollo gonadal de las truchas del río Anllóns (media ± error típico de la media).
* Sólo ejemplares machos

	0+	1+	2+	2-0+	Muestra
Fecundidad relativa (nº huevos/kg)	-	3042.73 ± 420.479	2072.58 ± 690.375	*	2491.75 ± 362.38
Índice gonadosomático	-	0.55 ± 0.206	0.58 ± 0.429	0.088 ± 0.031	0.44 ± 0.186
Peso medio huevo (g)	-	0.0018 ± 0.00026	0.0079 ± 0.0063	*	0.0038 ± 0.0020

El desarrollo gonadal está relacionado con la dieta. Así, la fecundidad relativa aumenta con el índice de repleción y el peso medio del huevo lo hace con la variedad de la dieta (véase tabla 105 y figura 117).

Tabla 105. Correlaciones para el desarrollo gonadal de las truchas del río Anllóns.

	Fecundidad relativa (nº/Kg)		Índice gonadosomático		Peso medio huevo (g)	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Peso medio huevo (g)	-	-	0.99	< 0.001	-	-
Índice condición	-	-	0.39	0.072	-	-
Variedad dieta	-	-	-	-	0.85	0.031
Índice de repleción (%)	0.81	0.049	-	-	-	-

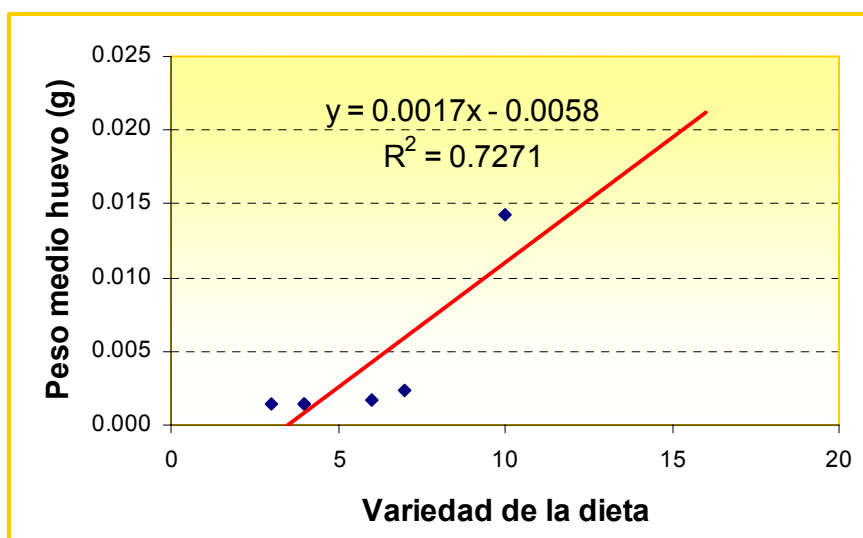


Figura 117. Relación entre el peso medio del huevo (g) y la variedad de la dieta en las truchas del río Anllóns.

La maduración sexual se adquiere en el segundo año de vida (cohorte 1+), siendo el 22.22 % machos y el 16.66 % hembras. Todos los reos capturados fueron machos.



3.4.1.8. Crecimiento

La talla media de esta estación de muestreo es 16.04 cm ± 0.668 y el peso medio es 68.81 g ± 7.794. En la tabla 106 se incluye información relativa a los datos de biometría y de crecimiento de las truchas de esta estación de muestreo.

Tabla 106. Valores medios para las truchas del río Anllóns (media ± error típico de la media).

	Anllóns				Muestra
	0+	1+	2+	3+ (2-0+)	
Longitud furcal (cm)	7.79 ± 0.262	15.51 ± 0.291	20.05 ± 0.501	28.75 ± 0.570	16.04 ± 0.668
Peso (g)	5.88 ± 0.636	47.70 ± 2.776	100 ± 8.487	249.75 ± 15.904	68.81 ± 7.794
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	2.02	2.09	0.74	0.92	1.44
L_{∞} (cm)	-	-	-	-	64.60
K (g/año)	-	-	-	-	0.18
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	3.36 ± 0.230	3.27 ± 0.099	3.38 ± 0.082	3.35 ± 0.113	3.32 ± 0.058
Talla retrocalculada (cm)	6.64 ± 1.120	15.11 ± 0.521	20.23 ± 0.667	26.29 ± 0.844	17.85 ± 0.922
Nº individuos capturados	19	69	17	12	117

Existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.989$; $\text{Sig} < 0.001$). El crecimiento de las truchas en este río es prácticamente isométrico, ya que el valor de la pendiente es prácticamente 3 (figura 118). En la tabla 107 se muestran las correlaciones significativas para el peso y la talla.

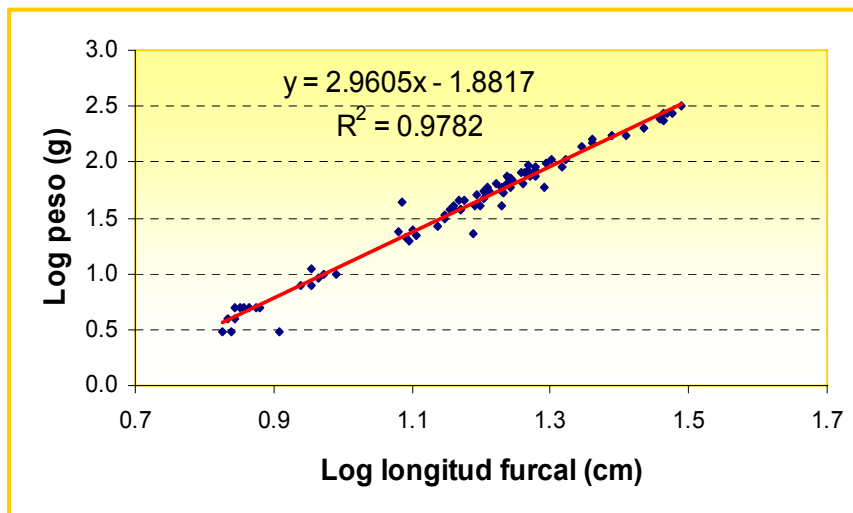


Figura 118. Relación longitud-peso del río Anllóns.



Tabla 107. Correlaciones de la talla (cm) y el peso (g).

	Longitud furcal (cm)		Peso (g)	
	r	Significación (α)	r	Significación (α)
Nº huevos	0.87	0.026	0.9	0.016
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.87	< 0.001	0.74	< 0.001
Radio escama (mm)	0.93	< 0.001	0.86	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.93	< 0.001	0.86	< 0.001
Índice condición	-0.53	0.001	-0.57	< 0.001
Hígado (g)	0.94	< 0.001	0.98	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.59	< 0.001	0.63	< 0.001
Nº presas del bentos	-	-	-0.4	0.016
Margalef	-	-	0.34	0.049
Talla presa/talla pez	-0.66	< 0.001	-0.58	< 0.001
Índice de repelción (%)	-0.5	0.002	-0.38	0.024
Ración máxima potencial (g/día)	0.97	< 0.001	0.97	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.99	< 0.001	1	< 0.001

La tasa de crecimiento instantánea media es 1.44 g/año, pero es diferente del valor obtenido con el modelo teórico de crecimiento (von Bertalanffy), según el cual la tasa de crecimiento instantánea tiene un valor de 0.18 g/año y la longitud máxima que pueden alcanzar las truchas de este río según el modelo es 61.60 cm (figura 119).

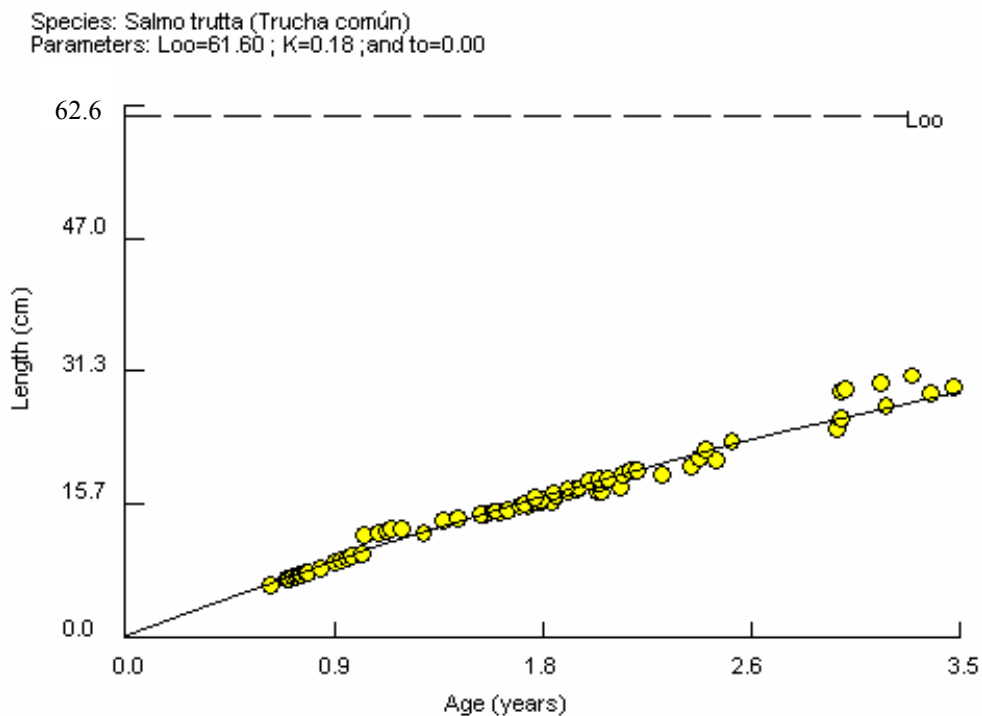


Figura 119. Curva de crecimiento teórica para el río Anllóns (von Bertalanffy).



La tasa de crecimiento instantánea entre las cohortes 1+-2+ es diferente entre los sexos, son las hembras las que crecen más (0.46 y 0.89 g/año respectivamente), mientras que la tasa de crecimiento instantánea en los machos entre las clases de edad 2+-2+-0+ es 1.01 g/año.

La tasa media de crecimiento es del 5.76 % del peso/día \pm 0.130. Existen diferencias en el crecimiento entre las clases de edad y entre los sexos ($F = 48.74$; $Sig < 0.001$, $F = 9.00$; $Sig < 0.001$ respectivamente), el crecimiento es mayor en los machos y en la clase de edad 2-0+ (reos) (véase tabla 108). De entre todas las correlaciones encontradas (tabla 109), el crecimiento está relacionado con el componente terrestre de la dieta.

Tabla 108. Valores medios de la tasa de crecimiento (% peso/día) del río Anllóns en función al sexo y las cohortes (media \pm error típico de la media).

		Tasa de crecimiento media (% peso/día)
Clase de edad	0+	3.51 \pm 0.770
	1+	5.54 \pm 0.083
	2+	6.10 \pm 0.054
	2-0+	6.64 \pm 0.019
Sexo	Macho	6.13 \pm 0.113
	Hembra	5.96 \pm 0.251

Tabla 109. Correlaciones entre la tasa de crecimiento (% peso/día) y el resto de las variables.

	r	Significación (α)
Nº huevos	0.86	0.027
Longitud furcal (cm)	0.87	< 0.001
Peso (g)	0.74	< 0.001
Radio escama (mm)	0.88	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.88	< 0.001
Índice peso relativo	0.55	0.001
Hígado (g)	0.71	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.43	0.009
Índice de repleción (%)	-0.77	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.79	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.79	< 0.001

No existen diferencias significativas en el crecimiento durante el primer año de vida (talla retrocalculada para la formación del *circulus* X) entre las clases de edad, los sexos y los morfotipos (truchas y reos) ($F = 0.225$; $Sig = 0.878$, $F = 0.70$; $Sig = 0.792$, F



= 0.591; Sig = 0.560, respectivamente). El crecimiento durante el primer año de vida únicamente está relacionado con una variable, y es mayor cuanto mayor es el porcentaje de fibra ingerido en la dieta ($r = 0.48$; Sig = 0.002).

3.4.1.9. Índices de condición somática

En la tabla 110 se muestran los valores medios de los índices de condición somática de las truchas de este río. No existen diferencias en el índice de condición y el índice de peso relativo entre las clases de edad ($F = 1.85$; Sig = 0.145, $F = 0.815$; Sig = 0.490, respectivamente) ni entre los sexos ($F = 0.195$; Sig = 0.824, $F = 1.225$; Sig = 0.299, respectivamente). Tampoco se han observado diferencias en el índice hepatosomático entre las clases de edad ($F = 1.641$; Sig = 0.210), mientras que sí existen diferencias en el peso del hígado entre los sexos ($F = 7.682$; Sig = 0.002), es mayor en los machos ($0.88 \text{ g} \pm 0.138$) que en las hembras ($0.66 \text{ g} \pm 0.248$).

Tabla 110. Valores medios para las truchas del río Anllóns (media \pm error típico de la media).

	Anllóns				Muestra
	0+	1+	2+	3+ (2-0+)	
Índice de condición	1.186 \pm 0.052	1.23 \pm 0.039	1.20 \pm 0.036	1.04 \pm 0.017	1.19 \pm 0.023
Índice de peso relativo	97.96 \pm 3.096	100.82 \pm 0.856	100.48 \pm 0.736	98.18 \pm 0.311	100.25 \pm 0.604
Peso hígado (g)	0.041 \pm 0.0185	0.27 \pm 0.028	0.66 \pm 0.102	1.68 \pm 0.052	0.60 \pm 0.094
Índice hepatosomático	0.63 \pm 0.070	0.66 \pm 0.099	0.67 \pm 0.050	0.066 \pm 0.025	0.66 \pm 0.052

Como se puede apreciar en la tabla 111, los índices de condición están correlacionados con otras variables, pero de entre todas ellas el estado de condición está relacionado con el porcentaje de lípidos consumidos.

Tabla 111. Valores de las correlaciones entre los índices de condición somática del río Anllóns.

	Índice de condición		Índice peso relativo		Hígado (g)		Índice hepatosomático	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Nº huevos	-	-	-	-	0.92	0.008	-	-
Longitud furcal (cm)	-0.53	< 0.001	-	-	0.94	< 0.001	-	-
Peso (g)	-0.57	< 0.001	-	-	0.98	< 0.001	-	-



Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	0.55	< 0.001	0.71	< 0.001	-	-
Radio escama (mm)	-0.42	0.011	-	-	0.86	< 0.001	-	-
Retrocálculo (cm)	-0.42	0.011	-	-	0.86	< 0.001	-	-
Índice condición	-	-	0.66	< 0.001	-0.53	0.001	-	-
Alimento en superficie (%)	-	-	-	-	0.64	< 0.001	-	-
Nº presas del bentos	-	-	-	-	-0.4	0.017	-	-
Margalef	-	-	-	-	0.39	0.02	0.34	0.045
Pielou	-	-	-	-	0.4	0.016	-	-
Índice de repleción (%)	-	-	-0.69	< 0.001	-0.35	0.039	-	-
Lípidos (%)	-	-	0.33	0.05	-	-	-	-
Fibra (%)	-	-	0.34	0.044	-	-	-	-
Ración máxima potencial (g/día)	-0.55	0.001	-	-	0.95	< 0.001	-	-
Ración de mantenimiento (g/día)	-0.54	0.001	-	-	0.97	< 0.001	-	-

3.4.1.10. Selección del alimento

Las truchas se muestran claramente selectivas a la hora de alimentarse, ya que presas muy abundantes en el bentos como los *Elmidae* son seleccionadas negativamente por todas las clases de edad. Análogamente otras abundantes en el bentos y con una elevada tendencia a derivar como los Hidrácaros, los Quironómidos y los Efemerélidos son seleccionados negativamente, mientras que en el caso opuesto se encuentran los Simúlidos y los Baétidos (excepto para la clase de edad 2-0+, que se alimenta principalmente de alimento en superficie), en los que la tendencia a derivar y la selección por parte de las truchas es elevada. También los *Hydrobiidae* son seleccionados positivamente por las cohortes 1+, 2+ y 2-0+ a pesar de ser una presa muy escasa en el bentos y con una baja tendencia a derivar. Así, los imagos acuáticos de Efemerópteros (la presa más abundante en la dieta con un 22.20 %) son seleccionados positivamente por las clases de edad 1+, 2+ y 2-0+. En la tabla 112 se muestran los valores del índice de selección de alimento para cada clase de edad.

Tabla 112. Valores del índice de selección de presas (IVLEV, 1961) para las distintas cohortes del río Anllóns. Bentos (*B*), deriva profunda (*DP*), deriva superficial (*DS*), sin identificar (*s.i*).

	0+			1+			2+			2-0+ (reos)		
	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>
Bentos												
<i>Planariidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
Oligochaeta (<i>s.i</i>)	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Erpobdellidae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-



<i>Ancylidae</i>	-1	-	-	-0.63	1	1	-0.74	1	1	-1	-	-
<i>Hydrobiidae</i>	-1	-1	-	0.97	0.95	1	0.97	0.95	1	0.83	0.69	1
<i>Lymnaeidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Physidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Sphaeriidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	0.43	1	1	-1	-	-
Hydracharina	-1	-1	-1	-0.04	-0.68	-0.70	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Gammaridae</i>	-1	-1	-1	-0.26	0.18	0.04	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Daphnia</i>	-	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Baetidae</i>	0.49	0.70	0.57	0.68	0.82	0.74	-0.04	0.27	0.07	-1	-1	-1
<i>Caenidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Ephemerellidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Heptageniidae</i>	0.73	0.92	0.80	0.02	0.58	0.18	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Leptophlebiidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Leuctridae</i>	0.57	0.59	1	-0.06	-0.03	1	0.07	0.10	1	0.44	0.46	1
<i>Nemouridae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Perlidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Aeshnidae</i>	-1	-	-	0.84	1	1	-1	-	-	-1	-	-
<i>Calopterygidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	0.43	1	1	-1	-	-
<i>Coenagrionidae</i>	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-
<i>Gomphidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Platycnemididae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.03	-0.04	-0.18	-1	-1	-1
<i>Gerridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1
<i>Hydrometridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Nepidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Elmidae</i>	-1	-1	-1	-0.88	-0.62	-0.58	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Gyrinidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Hydraenidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Beraeidae</i>	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-
<i>Brachycentridae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Glossosomatidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Goeridae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	-0.62	0.32	0.49	-0.52	0.45	0.60	-0.96	-0.73	-0.62	-1	-1	-1
<i>Lepidostomatidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilidae</i>	-1	-	-1	0.96	1	0.18	0.76	1	-0.62	-1	-	-1
<i>Philopotamidae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-	0.58	-0.24	1	-1	-1	-
<i>Polycentropodidae</i>	0.57	0.45	0.49	-0.06	-0.22	-0.16	-0.55	-0.66	-0.62	0.44	0.29	0.35
<i>Psychomyiidae</i>	-1	-	-1	-1	-	-1	0.96	1	0.16	-1	-	-1
<i>Rhyacophilidae</i>	-1	-1	-1	-0.06	-0.03	-0.47	0.07	0.10	-0.37	-1	-1	-1
<i>Sericostomatidae</i>	-1	-	-	0.90	1	1	0.97	1	1	-1	-	-
<i>Chironomidae</i>	-0.15	-0.33	-0.24	-0.60	-0.71	-0.66	-0.86	-0.90	-0.88	-0.92	-0.94	-0.93
<i>Empididae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-	0.25	0.10	1	-1	-1	-
<i>Simuliidae</i>	0.33	0.23	0.38	-0.30	-0.40	-0.25	-0.78	-0.82	-0.76	-0.73	-0.78	-0.71
<u>Imagos acuáticos</u>												
<i>Baetidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Efemeroptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Hydroptilidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
Trichoptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Chironomidae</i>	-	1	0.19	-	1	-0.43	-	1	-0.18	-	-	-1



<i>Empididae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	-	-
<u>Presas terrestres</u>												
Arachnida (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	1
Orthoptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	1
<i>Forficulidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Psocoptera (s.i)	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Acanthosomidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
Heteroptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Reduviidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Aphididae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Cicadellidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Psyllidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
Lepidoptera (L) (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Thysanoptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Acanthosomidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Camillidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Chloropidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
Diptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Lonchaeidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Musidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Oestridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Tipulidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Braconidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Cynipidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	1	-0.37	-	-	-1
<i>Formicidae</i>	-	1	0.49	-	1	0.48	-	1	0.07	-	1	0.78
Hymenoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Anobiidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Platygasteridae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Sphecidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Chrysomelidae</i>	-	-1	-1	-	0.48	0.04	-	0.88	0.71	-	0.88	0.72
<i>Coccinellidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Coleoptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Curculionidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	-	-
<i>Staphylinidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Panorpidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Julidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-

Cuando se analizan los resultados en función de las localidades se observa un patrón similar. De esta manera presas muy abundantes en el bentos y con una elevada tendencia a derivar son seleccionadas negativamente (*Elmidae*, *Ephemerellidae* y *Chironomidae*, por ejemplo), mientras que otras presentan índices de selección positivos (*Baetidae* a excepción de la localidad de A Corga que son negativos). Además, como se puede observar en la tabla 113, existe una tendencia a seleccionar alimento en superficie.



Tabla 113. Valores del índice de selección de presas (IVLEV, 1961) para las distintas localidades del río Anllóns. Bentos (*B*), deriva profunda (*DP*), deriva superficial (*DS*), sin identificar (*s.i.*)

	Ponte de Cardezo			Anllóns			A Corga		
	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>
Bentos									
<i>Planariidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
Oligochaeta (<i>s.i.</i>)	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Erpobdellidae</i>	-	-	-	-1	-1	-	-	-1	-
<i>Ancylidae</i>	-0.47	1	1	-1	-1	-	-1	-	-
<i>Hydrobiidae</i>	1	0.84	0.78	0.99	1	1	0.90	1	1
<i>Lymnaeidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Physidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Sphaeriidae</i>	1	1	1	-1	-	-	-	-	-
Hydracharina	-0.19	-0.74	1	-0.19	-0.68	-0.83	-1	-1	-1
<i>Gammaridae</i>	-0.21	-0.06	-0.11	-1	-1	-1	-1	-	-
<i>Daphnia</i>	-	-	-	-	-1	-1	-	-1	-
<i>Baetidae</i>	0.84	0.88	0.83	0.59	0.29	0.39	-0.89	1	-0.84
<i>Caenidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ephemerellidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-
<i>Heptageniidae</i>	0.06	0.56	1	-1	-1	-1	-0.33	1	1
<i>Leptophlebiidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-1	-	-
<i>Leuctridae</i>	-0.14	-0.12	1	0.15	0.51	1	0.29	0.36	1
<i>Nemouridae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perlidae</i>	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Aeshnidae</i>	1	1	1	-1	-	-	-	-	-
<i>Calopterygidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	1	1	1
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	-	-	-1	-	-	-	-
<i>Gomphidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platycnemididae</i>	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	-1	-1	-	0.10	1	0.01	0.03	-0.77	1
<i>Gerridae</i>	-	-	-1	-	1	1	-	1	1
<i>Hydrometridae</i>	-	-	-1	1	1	1	-	-	-
<i>Nepidae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-1
<i>Elmidae</i>	-1	-1	-1	-0.86	-0.80	-0.49	-0.97	-0.81	-0.91
<i>Gyrinidae</i>	-1	-1	-1	-1	-	-1	-1	-	-1
<i>Hydraenidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-1	-	-
<i>Beraeidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-1	-
<i>Brachycentridae</i>	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Glossosomatidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Goeridae</i>	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	-0.40	0.08	1	-1	-1	-1	-0.77	1	1
<i>Lepidostomatidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-	-	-
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	1	0.86	1	1	1	1
<i>Limnephilidae</i>	0.61	1	-0.58	1	0.72	0.34	-	-	-
<i>Philopotamidae</i>	1	-0.26	1	-1	-	-	-1	-	-
<i>Polycentropodidae</i>	0.78	-0.36	1	0.29	-0.45	-0.59	-0.55	0.03	1
<i>Psychomyiidae</i>	0.91	1	1	-	-	-1	1	1	1
<i>Rhyacophilidae</i>	0.61	1	1	0.15	0.21	-0.19	-1	-	-1
<i>Sericostomatidae</i>	-	-	-	0.97	1	1	0.85	1	1
<i>Chironomidae</i>	-0.77	-0.83	-0.82	-0.93	-0.93	-0.91	-0.35	-0.67	-0.64
<i>Empididae</i>	0.01	1	1	0.69	-0.13	1	-1	-1	-1



<i>Simuliidae</i>	-0.49	-0.39	-0.49	-1	-1	-1	-0.41	-0.61	0.01
<u>Imagos acuáticos</u>									
<i>Baetidae</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Ephemeroptera (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Hydroptilidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Limnephilidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
Trichoptera (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Chironomidae</i>	-	1	1	-	1	-0.92	-	1	0.41
<i>Empididae</i>	-	-1	-	-	1	1	-	-	-1
<u>Presas terrestres</u>									
Arachnida (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	-	-
Orthoptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Forficulidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Psocoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Acanthosomidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1
Heteroptera (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Reduviidae</i>	-	-	-	-	1	0.67	-	1	1
<i>Aphididae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Cicadellidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1
<i>Psyllidae</i>	-	-	-	-	1	0.67	-	1	1
Lepidoptera (L) (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	-	-
Thysanoptera (s.i)	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Acanthosomidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Camillidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Chloropidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
Diptera (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Lonchaeidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Musidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Oestridae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Tipulidae</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Braconidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Cynipidae</i>	-	1	1	-	-	-1	-	1	1
<i>Formicidae</i>	-	1	1	-	1	0.44	-	1	-0.58
Hymenoptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Anobiidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Platygasteridae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Sphecidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Chrysomelidae</i>	-	0.88	1	-	1	0.26	-	1	1
<i>Coccinellidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Coleoptera (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Curculionidae</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Staphylinidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Panorpidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Julidae</i>	-	1	1	-	-	-	-	1	1



3.4.2. Río Furelos

3.4.2.1. Parámetros mesológicos.

3.4.2.1.1. Caudales y velocidad de la corriente

En condiciones normales, en las localidades estudiadas encontramos un mosaico de flujo de corriente que oscila entre lenta y muy lenta; sin embargo, este mosaico cambia debido al funcionamiento de las explotaciones hidráulicas situadas en el río, que hacen que las oscilaciones de caudal sean bruscas y de gran intensidad. Este hecho dificulta la colonización del sustrato por la fauna lo que, a su vez, compromete el desarrollo de la población de Salmónidos. En la tabla 114 se recogen las principales características morfométricas de las diferentes localidades estudiadas.

Tabla 114. Caracterización morfométrica de las localidades del río Furelos.

Parámetros	Portodiz	Bran	Barazón
Anchura media (m)	7.68	19.77	15.27
Profundidad media (m)	0.59	0.33	0.19
Velocidad de corriente media (cm/s)	6.32	3.27	8.76

3.4.2.3.2. Estudio granulométrico

El estudio granulométrico (tabla 115 y figuras 120 y 121) muestra un elevado contenido en gravas en todas las localidades (98.13 % en Portodiz, 98.41 % en Bran, y 99.72 % en Barazón) y es de hecho el sustrato dominante.

Tabla 115. Porcentajes de las distintas fracciones del sedimento en las diferentes localidades.

	Portodiz	Bran	Barazón
Fracción >2 mm (%)	92.79	86.40	94.04
Fracción >1 mm (%)	3.65	9.58	4.98
Fracción >0.85 mm (%)	0.56	0.84	0.36
Fracción >0.5 mm (%)	1.13	1.59	0.34
Fracción >0.25 mm (%)	0.94	1.02	0.13
Fracción >0.125 mm (%)	0.62	0.40	0.06
Fracción >0.063 mm (%)	0.19	0.16	0.05
Fracción <0.063 mm (%)	0.11	0.02	0.03

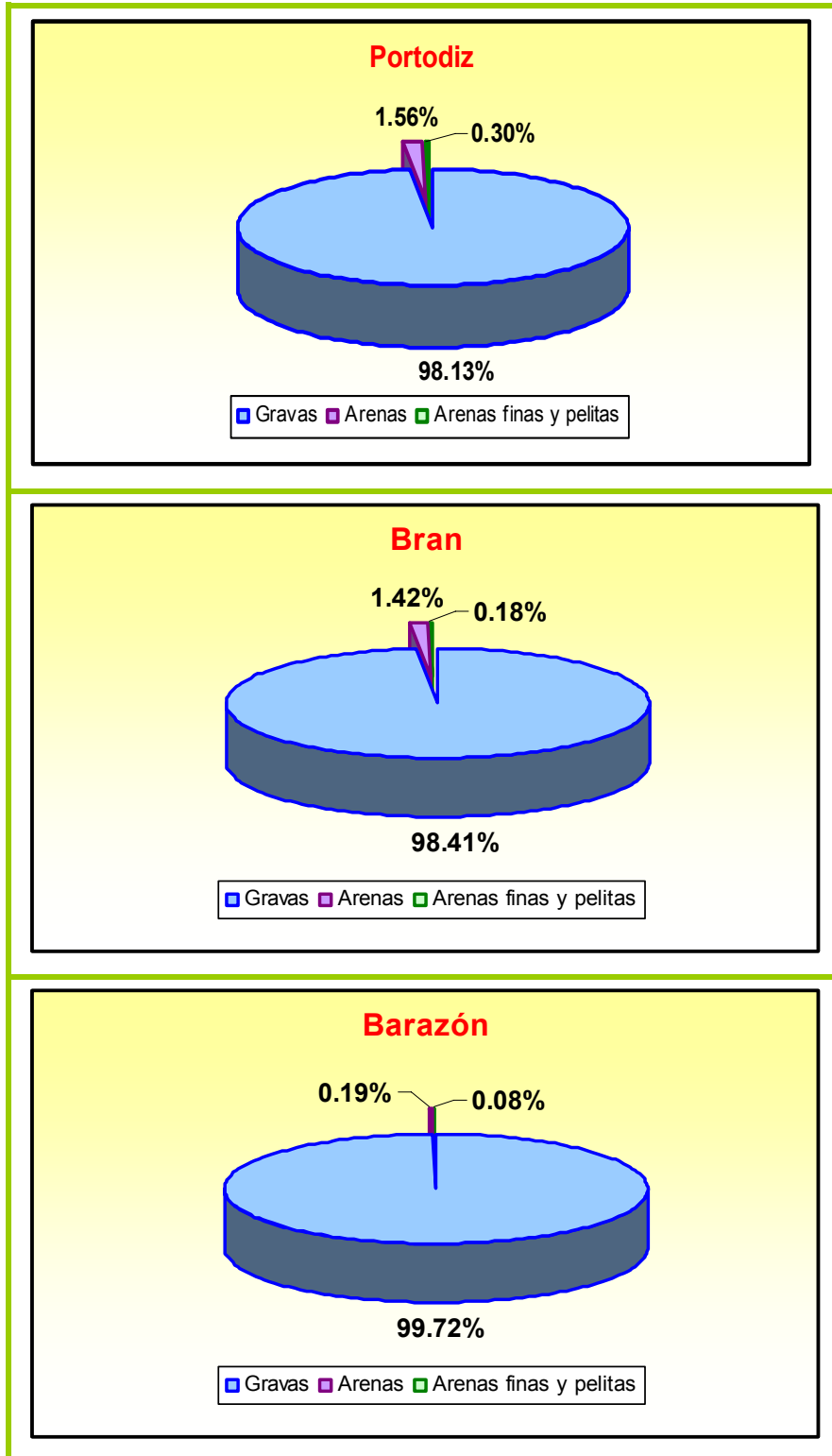


Figura 120. Porcentajes de las distintas fracciones del sedimento en las diferentes localidades.

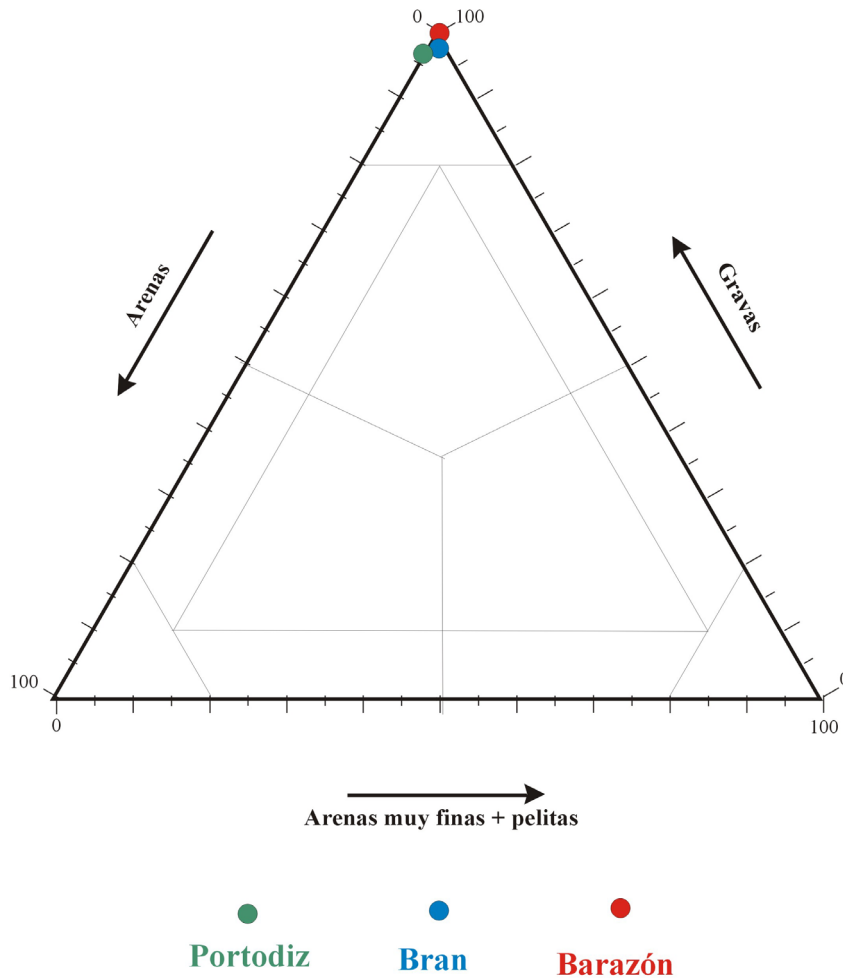


Figura 121. Representación gráfica de la composición granulométrica de las tres localidades de muestreo del río Furelos.

3.4.2.2. Estudio de la comunidad béntica

La composición faunística del bentos puede ser observada en el tabla 116. La fauna de macroinvertebrados del río Furelos se caracteriza por la existencia de una riqueza taxonómica total de 35 taxones, que oscila en las estaciones muestreadas entre 23 en la localidad de Portodiz y 29 en la localidad de Bran. Los grupos dominantes en las muestras del bentos son los *Simuliidae* (el 46.34 % del total), los *Chironomidae* (23.59 % del total) y los *Hydropsychidae* (11.33 % del total).



Tabla 116. Composición faunística y valor nutritivo del bentos en el río Furelos. Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	Portodiz		Bran		Barazón		Todos	
	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)
<i>Planariidae</i>	-	-	5	0.46	125	5.91	130	2.93
Oligochaeta (s.i)	9	0.73	23	2.14	-	-	32	0.72
<i>Erpobdellidae</i>	101	8.16	4	0.37	2	0.09	107	2.42
<i>Glossiphoniidae</i>	-	-	1	0.09	-	-	1	0.02
<i>Hirudidae</i>	-	-	1	0.09	-	-	1	0.02
<i>Ancylidae</i>	6	0.49	67	6.22	11	0.52	84	1.90
<i>Hydrobiidae</i>	3	0.24	-	-	3	0.14	6	0.14
<i>Lymnaeidae</i>	33	2.67	72	6.69	1	0.05	106	2.39
<i>Sphaeriidae</i>	3	0.24	3	0.28	-	-	6	0.14
Hydracharina	-	-	1	0.09	3	0.14	4	0.09
<i>Gammaridae</i>	1	0.08	1	0.09	-	-	2	0.05
<i>Baetidae</i>	13	1.05	6	0.56	10	0.47	29	0.65
<i>Caenidae</i>	-	-	7	0.65	-	-	7	0.16
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	24	2.23	53	2.50	77	1.74
<i>Heptageniidae</i>	-	-	1	0.09	-	-	1	0.02
<i>Leuctridae</i>	-	-	-	-	2	0.09	2	0.05
<i>Calopterygidae</i>	4	0.32	59	5.48	1	0.05	64	1.44
<i>Coenagrionidae</i>	2	0.16	1	0.09	-	-	3	0.07
<i>Cordulegasteridae</i>	1	0.08	-	-	-	-	1	0.02
<i>Gomphidae</i>	-	-	3	0.28	5	0.24	8	0.18
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	7	0.65	25	1.18	32	0.72
<i>Elmidae</i>	3	0.24	26	2.41	41	1.94	70	1.58
<i>Gyrinidae</i>	1	0.08	1	0.09	6	0.28	8	0.18
<i>Hydraenidae</i>	1	0.08	-	-	2	0.09	3	0.07
<i>Brachycentridae</i>	-	-	9	0.84	6	0.28	15	0.34
<i>Hydropsychidae</i>	33	2.67	15	1.39	454	21.46	502	11.33
<i>Limnephilidae</i>	1	0.08	-	-	-	-	1	0.02
<i>Philopotamidae</i>	-	-	1	0.09	1	0.05	2	0.05
<i>Polycentropodidae</i>	3	0.24	4	0.37	1	0.05	8	0.18
<i>Rhyacophilidae</i>	2	0.16	2	0.19	3	0.14	7	0.16
<i>Athericidae</i>	1	0.08	1	0.09	1	0.05	3	0.07
<i>Chironomidae</i>	472	38.16	201	18.66	372	17.58	1045	23.59
<i>Empididae</i>	2	0.16	1	0.09	6	0.28	9	0.20
<i>Simuliidae</i>	541	43.73	530	49.21	982	46.41	2053	46.34
<i>Tipulidae</i>	1	0.08	-	-	-	-	1	0.02
Nº individuos totales	1237		1077		2116		4430	
Densidad (Nº ind/m ²)	8519.19		7417.35		14573		10170	
Coefficiente ecotrófico	-		-		-		0.23	
<u>Valor nutritivo</u>								
Energía (kJ/g)	-		-		-		2528.46	
Proteína (g)	-		-		-		73.33	
Lípidos (g)	-		-		-		12.75	
Fibra (g)	-		-		-		7.49	
Libre de Nitrógeno (g)	-		-		-		33.16	



3.4.2.3. Estudio de la fauna en deriva

En la tabla 117 se muestran los principales taxones presentes en la deriva. Los estadios acuáticos de Dípteros *Chironomidae* son dominantes tanto en deriva profunda como en deriva superficial, con unas abundancias de 53.78 % y 31.79 % respectivamente. Otra familia de Dípteros, los *Simuliidae*, alcanzan valores nada despreciables tanto en la deriva profunda como en la deriva superficial (25.96 % y 22.79 % respectivamente). A pesar de la gran abundancia de presas acuáticas en la deriva superficial, también es destacable el aporte de los imagos acuáticos voladores de *Chironomidae* (el 21.03 % de la composición en deriva superficial).

Tabla 117. Composición faunística y valor nutritivo de la deriva en el río Furelos. Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	Portodiz				Bran				Barazón				Todos			
	D. profunda		D. superficial		D. profunda		D. superficial		D. profunda		D. superficial		D. profunda		D. superficial	
	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)
Bentos																
<i>Planariidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1.40	-	-	5	0.42	
Oligochaeta (s.i)	-	-	-	-	1	0.60	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-	
<i>Erpobdellidae</i>	8	1.94	12	1.58	1	0.60	-	-	-	-	-	9	1.28	12	1.01	
<i>Glossophoniidae</i>	-	-	-	-	2	1.20	-	-	-	-	-	2	0.29	0	0	
<i>Ancylidae</i>	1	0.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-	
<i>Hydrobiidae</i>	2	0.48	1	0.13	-	-	-	-	-	1	0.28	2	0.29	2	0.17	
<i>Lymnaeidae</i>	4	0.97	8	1.06	3	1.80	6	7.5	5	4.03	7	1.96	12	1.71	21	1.77
Hydracharina	7	1.69	7	0.92	10	5.99	-	-	3	2.42	14	3.91	20	2.85	21	1.77
Copepoda (s.i)	-	-	-	-	1	0.60	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-	
<i>Baetidae</i>	-	-	7	0.92	2	1.20	3	3.75	2	1.61	16	4.47	4	0.57	26	2.19
<i>Caenidae</i>	-	-	3	0.40	13	7.78	5	6.25	15	12.10	14	3.91	28	3.99	22	1.85
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	-	-	8	4.79	5	6.25	-	-	30	8.38	8	1.14	35	2.94
<i>Calopterygidae</i>	2	0.48	1	0.13	6	3.59	8	10	9	7.26	25	6.98	17	2.43	34	2.86
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	-	-	2	1.20	-	-	4	3.23	-	-	6	0.86	-	-
<i>Cordulegasteridae</i>	1	0.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-	
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	2	-	-	8	0.67
<i>Gerridae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	1	0.28	-	-	2	0.17
<i>Stalidae</i>	-	-	-	-	1	0.60	-	-	1	0.81	-	-	2	0.29	-	-
<i>Dytiscidae</i>	-	-	-	-	1	0.60	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-	
<i>Elmidae</i>	1	0.24	-	-	4	2.40	-	-	2	1.61	19	5.31	7	1.00	19	1.60
<i>Gyrinidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.56	-	-	2	0.17
<i>Hydrochidae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08	
<i>Hydropsychidae</i>	1	0.24	3	0.40	-	-	-	-	-	-	20	5.59	1	0.14	23	1.93
<i>Limnephilidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1.25	-	-	-	-	-	-	1	0.08
<i>Psychomyiidae</i>	1	0.24	-	-	1	0.60	-	-	-	-	-	-	2	0.29	-	-
<i>Thremmatidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.56	-	-	2	0.17
<i>Athericidae</i>	1	0.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-	



<i>Ceratopogonidae</i>	-	-	-	-	1	0.60	-	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-
<i>Chironomidae</i>	225	54.48	229	30.21	75	44.91	15	18.75	77	62.10	134	37.43	377	53.78	378	31.79
<i>Empididae</i>	-	-	-	-	2	1.20	-	-	-	-	3	0.84	2	0.29	3	0.25
<i>Simuliidae</i>	143	34.62	199	26.25	33	19.76	24	30	6	4.84	48	13.41	182	25.96	271	22.79
<u>Imagos acuáticos</u>																
Trichoptera (s.i)	2	0.48	2	0.26	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.29	2	0.17
<i>Chironomidae</i>	6	1.45	241	31.79	-	-	7	8.75	-	-	2	0.56	6	0.86	250	21.03
<i>Empididae</i>	1	0.24	5	0.66	-	-	1	1.25	-	-	-	-	1	0.14	6	0.50
<u>Presas terrestres</u>																
Arachnida (s.i)	3	0.72	-	-	-	-	1	1.25	-	-	-	-	3	0.43	1	0.08
Collembola (s.i)	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
Heteroptera (s.i)	1	0.24	-	-	-	-	1	1.25	-	-	-	-	1	0.14	1	0.08
<i>Lygaeidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1.25	-	-	-	-	-	-	1	0.08
<i>Pentatomidae</i>	-	-	2	0.26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.17
<i>Reduviidae</i>	-	-	2	0.26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.17
<i>Tingidae</i>	1	0.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-
Lepidoptera (L) (s.i)	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
Thysanoptera (s.i)	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
<i>Anthomyzidae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
<i>Bibionidae</i>	-	-	2	0.26	-	-	2	2.5	-	-	1	0.28	-	-	5	0.42
<i>Chloroptidae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
<i>Muscidae</i>	1	0.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.14	-	-
<i>Phoridae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
<i>Piophilidae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
<i>Syrphidae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
Diptera (s.i)	-	-	5	0.66	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0.42
<i>Formicidae</i>	-	-	2	0.26	-	-	-	-	-	-	1	0.28	-	-	3	0.25
<i>Pteromalidae</i>	1	0.24	2	0.26	-	-	-	-	-	-	1	0.28	1	0.14	3	0.25
<i>Sphecidae</i>	-	-	2	0.26	-	-	-	-	-	-	2	0.56	-	-	4	0.34
<i>Tenthredinidae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
Hymenoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.28	-	-	1	0.08
<i>Bupestriidae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
<i>Chrysolmelidae</i>	-	-	4	0.53	-	-	-	-	-	-	1	0.28	-	-	5	0.42
<i>Staphylinidae</i>	-	-	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.08
Nº individuos	413		758		167		80		124		358		704		1196	
Densidad (Nº ind/m³* hora)	958.07		2019.94		582.35		320.46		96.84		321.19		545.75		887.20	
<u>Valor nutritivo</u>																
Energía (Kj/g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60085.32	-
Proteína (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1738.57	-
Lípidos (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	262.66	-
Fibra (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	169.80	-
Libre de Nitrogeno (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	812.54	-

En la tabla 118 se muestra la tendencia a derivar. De los resultados obtenidos se puede observar que algunos invertebrados del bentos como los *Calopterygidae* y *Chironomidae* tienden a derivar, tanto en la columna de agua como en profundidad. Indistintamente de la localidad analizada, hemos encontrado Gasterópodos de la familia *Lymnaeidae* con una tendencia a derivar bastante elevada, especialmente en la localidad



de Barazón. La presencia de este *item* en deriva puede estar justificada si se tiene en cuenta que se trata de individuos de muy pequeño tamaño y pudiera estar relacionado con fenómenos de dispersión a nuevas localidades río abajo.

Tabla 118. Tendencia a derivar de los invertebrados en el río Furelos. Sin identificar (s.i).

	Portodiz		Bran		Barazón	
	D. profunda	D. superficial	D. profunda	D. superficial	D. profunda	D. superficial
Bentos						
<i>Planariidae</i>	-	-	0	0	0	0.19
Oligochaeta (s.i)	0	0	0.22	0	-	-
<i>Erpobdellidae</i>	0.19	0.16	0.62	0	0	0
<i>Glossiphoniidae</i>	-	-	0.93	0	-	-
<i>Hirudidae</i>	-	-	0	0	-	-
<i>Ancylidae</i>	0.33	0	0	0	0	0
<i>Hydrobiidae</i>	0.67	0.35	-	-	0	0.66
<i>Lymnaeidae</i>	0.27	0.28	0.21	0.53	0.99	0.98
<i>Sphaeriidae</i>	0	0	0	0	-	-
Hydracharina	1	1	0.98	0	0.94	0.97
<i>Gammaridae</i>	0	0	0	0	-	-
Copepoda (s.i)	-	-	1	0	-	-
<i>Baetidae</i>	0	0.47	0.68	0.87	0.77	0.90
<i>Caenidae</i>	0	1	0.92	0.91	1	1
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	0.68	0.74	0	0.77
<i>Heptageniidae</i>	-	-	0	0	-	-
<i>Leuctridae</i>	-	-	-	-	0	0
<i>Calopterygidae</i>	0.60	0.29	0.40	0.65	0.99	0.99
<i>Coenagrionidae</i>	0	0	0.93	0	1	0
<i>Cordulegasteridae</i>	0.75	0	-	-	-	-
<i>Gomphidae</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	0	0	0	0.65
<i>Gerridae</i>	0	1	-	-	0	1
<i>Sialidae</i>	-	-	1	0	1	0
<i>Dytiscidae</i>	-	-	1	0	-	-
<i>Elmidae</i>	0.50	0	0.50	0	0.45	0.73
<i>Gyrinidae</i>	0	0	0	0	0	0.66
<i>Hydraenidae</i>	0	0	-	-	0	0
<i>Hydrochidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Brachycentridae</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Hydropsychidae</i>	0.08	0.13	0	0	0	0.21
<i>Limnephilidae</i>	0	0	0	1	-	-
<i>Philopotamidae</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Polycentropodidae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Psychomyiidae</i>	1	0	1	0	-	-
<i>Rhyacophilidae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Athericidae</i>	0.75	0	-	-	0	1
<i>Ceratopogonidae</i>	-	-	1	0	-	-
<i>Chironomidae</i>	0.59	0.44	0.71	0.50	0.78	0.68
<i>Empididae</i>	0	0	0.93	0	0	0.75
<i>Simuliidae</i>	0.44	0.38	0.29	0.38	-	-



<i>Tipulidae</i>	0	0	-	-	-	-
<u>Imagos acuáticos</u>						
Trichoptera (s.i)	1	1	-	-	-	-
<i>Chironomidae</i>	1	1	0	1	0	1
<i>Empididae</i>	1	1	0	1	-	-
<u>Presas terrestres</u>						
Arachnida (s.i)	1	0	0	1	-	-
Collembola (s.i)	0	1	-	-	-	-
Heteroptera (s.i)	1	0	0	1	-	-
<i>Lygaeidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Pentatomidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Reduviidae</i>	0	1	-	-	-	-
Thysanoptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
<i>Anthomyzidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Bibionidae</i>	0	1	0	1	0	1
<i>Chloropidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Muscidae</i>	1	0	-	-	-	-
<i>Phoridae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Syrphidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Piophilidae</i>	0	1	-	-	-	-
Diptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
<i>Cynipidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Formicidae</i>	0	1	-	-	0	1
<i>Pteromalidae</i>	1	1	-	-	0	1
<i>Sphecidae</i>	0	1	-	-	0	1
<i>Tenthredinidae</i>	0	1	-	-	-	-
Hymenoptera (s.i)	-	-	-	-	0	1
<i>Bupestriidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Chrysomelidae</i>	0	1	0	0	0	1
<i>Staphylinidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Tingidae</i>	1	0	-	-	-	-

3.4.2.4. Dinámica de la población de Salmónidos

3.4.2.4.1. Parámetros poblacionales

La biomasa total calculada para cada localidad puede ser comparada en la tabla 119.

Tabla 119. Biomasa total calculada para cada una de las localidades muestreadas en el río Furelos.

	Portodiz	Bran	Barazón	Río
Biomasa truchas (g/100m ²)	175.77	212.89	185.74	574.4



En términos de biomasa, la clase de edad mayoritaria en el tramo estudiado es la 1+, con una biomasa de 2.32 g/m². Si tenemos en cuenta la densidad, entonces la clase 0+ domina la población con 0.13 individuos/m². En la tabla 120 se presenta la información relativa al número de individuos, biomasa, densidad y producción de las truchas por clase de edad. A pesar de su escasa biomasa y densidad, se trata de una población bien estructurada y típica de un afluente de un río como el Ulla que tiene una red hidrográfica ramificada en la que cabe esperar que los tributarios tengan un mayor porcentaje de individuos juveniles en sus poblaciones (figura 122). Los valores de biomasa (5.74 g/m²) obtenidos para el tramo estudiado en el río Furelos están en el límite inferior de la clase de biomazas medias y las densidades (0.22 indiv/m²), siendo muy bajas en comparación con los valores de referencia señalados en el epígrafe de metodología.

Tabla 120. Estimaciones del número de individuos, biomasa y densidad de las truchas por clase de edad en el río Furelos.

	Nº individuos muestreados	Nº individuos estimados	Biomasa (g/m ²)	Densidad (Nº ind/m ²)	Producción (g/m ² *año)	P/B
0+	408	12093	0.47	0.1308	1.08	2.29
1+	202	6330	2.32	0.0685	2.71	1.16
2+	46	1703	1.73	0.0184	1.33	0.76
3+	14	511	0.95	0.0055	0.55	0.57
4+	2	57	0.28	0.0006	-	-
Todas	672	20695	5.74	0.2238	5.67	0.98

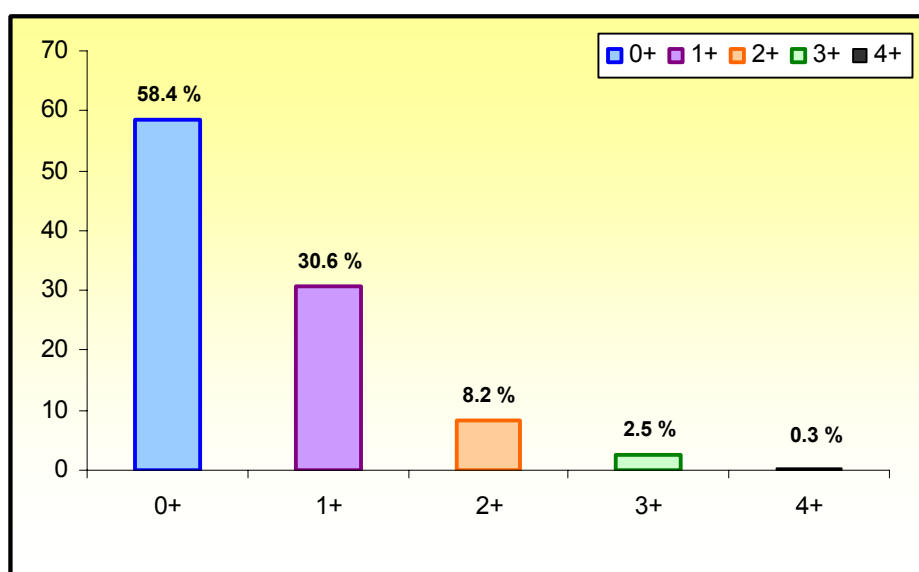


Figura 122. Representación gráfica de la estructura de la población en porcentajes.



3.4.2.4.2. Supervivencia y mortalidad

En la tabla 121 se incluyen los valores de supervivencia y mortalidad para el tramo de río estudiado. La mortalidad por pesca representa alrededor del 72 % de la mortalidad total de las truchas. Esta presión puede ser debida a la pesca propiamente dicha, o al incremento de la mortalidad no natural por efecto de la actividad de la explotación hidroeléctrica y de las otras fuentes de estrés. Al igual que en el río Anllóns, estos resultados demuestran la necesidad de desarrollar acciones encaminadas a disminuir la contaminación y mejorar el hábitat al tiempo que se introducen variables de gestión de la pesca.

Tabla 121. Supervivencia y mortalidad entre las diferentes clases de edad en el río Furelos, siguiendo los distintos métodos de cálculo.

	Tasa de supervivencia (S)	Tasa instantánea de mortalidad (Z)	Mortalidad (M)	Mortalidad natural	Mortalidad por pesca
0+-1+	0.369	-	-	-	0
1+-2+	0.234	1.31	-	-	0.95
2+-3+	0.076	1.20	-	-	0.84
3+-4+	0.024	2.20	-	-	1.84
Todas	-	-	-0.43	0.36	-
Promedio	0.167	1.26	-	-	0.90

3.4.2.5. Descripción de la dieta

En los 66 estómagos analizados se identificaron 2393 presas agrupadas en 48 *items*. El número medio de presas consumidas fue 36.25 (rango comprendido entre 1 y 363) y el número medio de *items* por trucha fue 5.59 (1 como valor mínimo y 17 como máximo). En la tabla 122 se incluye información relativa a las características de la dieta del río Furelos.



Tabla 122. Características de la dieta de las truchas del río Furelos (media \pm error típico de la media).
* Sólo un ejemplar.

	Furelos					Todas
	0+	1+	2+	3+	4+*	
Relación fauna aérea (%)	11.08 \pm 3.103	48.98 \pm 7.672	24.34 \pm 13.062	10.84 \pm 6.672	0	22.65 \pm 3.620 \pm
Nº presas totales	19.59 \pm 2.589	69.69 \pm 22.958	43.6 \pm 24.165	41.33 \pm 29.790	2	36.25 \pm 7.485
Nº presas bentónicas	16.83 \pm 2.445	12.57 \pm 3.444	21.6 \pm 5.409	33 \pm 22.479	2	16.24 \pm 2.010
Nº imagos acuáticos	2.67 \pm 0.987	56.21 \pm 23.358	21.4 \pm 19.661	7.66 \pm 6.691	0	19.65 \pm 7.372
Nº presas terrestres	0.08 \pm 0.045	0.42 \pm 0.233	0.4 \pm 0.244	0.66 \pm 0.666	0	0.22 \pm 0.080
Otras presas	-	0.42 \pm 0.233	0.2 \pm 0.2	-	0	0.13 \pm 0.071 \pm
Nº <i>Items</i>	4.91 \pm 0.331	7.05 \pm 0.781	6.6 \pm 1.208	5.66 \pm 2.728	2	5.59 \pm 0.350
Diversidad trófica, Margalef	1.39 \pm 0.095	1.86 \pm 0.185	1.66 \pm 0.124	1.35 \pm 0.407	1.44	1.55 \pm 0.821
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.48 \pm 0.032	0.53 \pm 0.065	0.51 \pm 0.038	0.45 \pm 0.160	0.30	0.48 \pm 0.028
Equidad, Pielou	0.72 \pm 0.030	0.65 \pm 0.070	0.67 \pm 0.080	0.71 \pm 0.124	1	0.70 \pm 0.028
Variedad de la dieta	-	-	-	-	-	48
Índice de Uniformidad	0.53 \pm 0.035	0.59 \pm 0.071	0.56 \pm 0.041	0.49 \pm 0.175	0.33	0.53 \pm 0.030
Dominancia	0.82 \pm 0.108	2.90 \pm 0.959	1.82 \pm 1.010	1.73 \pm 1.243	0.08	1.51 \pm 0.312
Amplitud de nicho	1.22	0.34	0.55	0.58	12.5	0.66
Nº truchas	37	20	5	3	1	66

El solapamiento trófico entre las clases de edad es muy elevado (véase tabla 123).

Tabla 123. Solapamiento trófico entre las clases de edad del río Furelos.

Clase de edad	Solapamiento trófico (%)
0+-1+	87.48
0+-2+	89.41
0+-3+	87.44
0+-4+	84.89
1+-2+	76.89
1+-3+	74.93
1+-4+	72.38
2+-3+	98.04
2+-4+	95.49

En el dendrograma de similitud que agrupa los individuos de esta estación en función de su dieta (figura 123), el valor del índice es muy bajo y no se observa ningún patrón común entre sexos, localidades o clases de edad. Únicamente 13 truchas de la cohorte 0+ (el 19.69 %) presentan una similitud superior al 50 %.

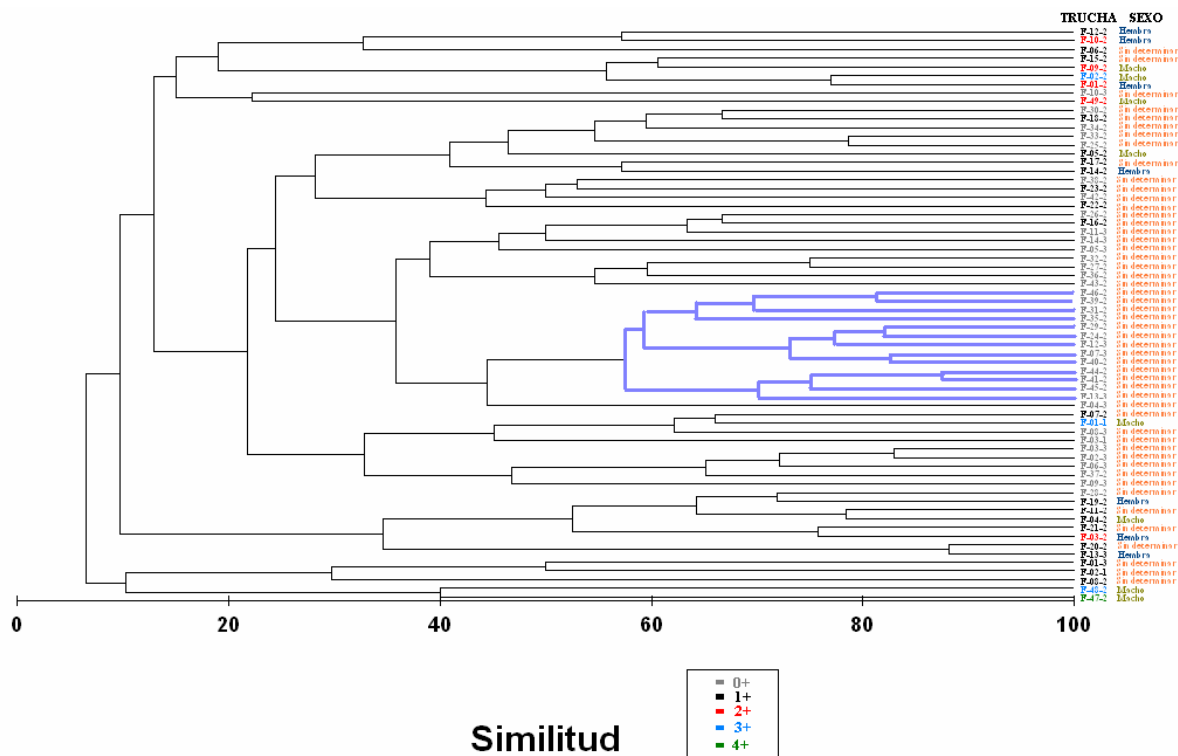


Figura 123. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del río Furelos de la composición faunística consumida por cada trucha.

En términos de abundancia, las presas más importantes fueron las larvas de Quironómidos en truchas 0+ y 3+ (el 44.41 % y el 29.83 % respectivamente), los imagos aéreos de Efemerópteros en truchas 1+ y 2+ (77.49 % y 49.08 % respectivamente) y los Ditíscidos y los Limnefilidos (el 20.74 %) en el individuo 4+.

Si tenemos en cuenta el índice de frecuencia (F), el alimento preferencial para las truchas de este río son los Quironómidos en estado larvario, las ninfas de Calopterígidos y los imagos aéreos de Efemerópteros.

El 44.8 % del total de las presas consumidas por las truchas del río Furelos está compuesto por presas acuáticas y el 54.8 % lo constituye el alimento en superficie (figura 124). La relación media individual de presas en superficie es del 22.65 % (rango comprendido entre el 0 % y el 99.45 %). En la tabla 124 se incluye información relativa a la composición faunística de la dieta de este río.

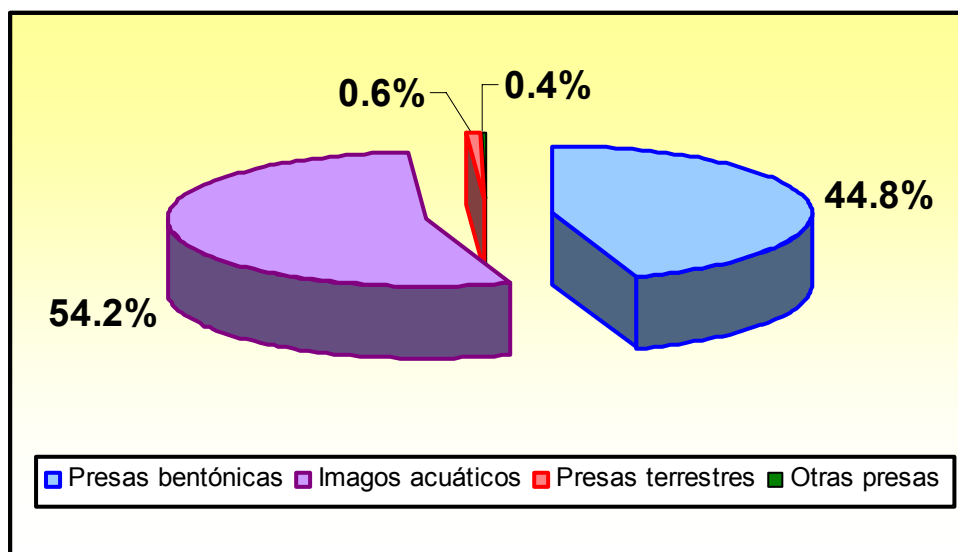


Figura 124. Diagrama de sectores de la composición faunística de la dieta del río Furelos.

Tabla 124. Composición faunística de la dieta del río Furelos según la clase de edad. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

	0+			1+			2+			3+			4+			Todas		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
Bentos																		
Oligochaeta (s.i)	1	0.14	2.70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
Ancylidae	15	2.07	27.03	2	0.15	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	0.71	18.18
Hydrobiidae	18	2.48	18.92	28	2.11	60	2	0.92	20	6	4.84	33.33	-	-	-	54	2.26	31.82
Lymnaeidae	12	1.66	13.51	26	1.96	50	45	20.64	80	36	29.03	100	-	-	-	119	4.97	33.33
Sphaeriidae	-	-	-	7	0.53	20	3	1.38	20	-	-	-	-	-	-	10	0.42	7.58
Hydracharina	3	0.41	8.11	3	0.23	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	0.25	6.06
Ostracoda (s.i)	4	0.55	5.41	3	0.23	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	0.29	4.55
Baetidae	14	1.93	27.03	2	0.15	10	19	8.72	40	-	-	-	-	-	-	35	1.46	21.21
Caenidae	37	5.10	35.14	8	0.60	25	1	0.46	20	-	-	-	-	-	-	46	1.92	28.79
Ephemerellidae	-	-	-	3	0.23	15	5	2.29	40	-	-	-	-	-	-	8	0.33	7.58
Ephemeridae	-	-	-	1	0.08	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
Leuctridae	4	0.55	8.11	1	0.08	5	1	0.46	20	-	-	-	-	-	-	6	0.25	7.58
Aeshnidae	-	-	-	1	0.08	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
Calopterygidae	44	6.07	54.05	50	3.78	65	19	8.72	80	-	-	-	-	-	-	113	4.72	56.06
Coenagrionidae	2	0.28	5.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.08	3.03
Gomphidae	1	0.14	2.70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
Aphelocheiridae	3	0.41	2.70	1	0.08	5	-	-	-	1	0.81	33.33	-	-	-	5	0.21	4.55
Gerridae	1	0.14	2.70	-	-	-	-	-	-	1	0.81	33.33	-	-	-	2	0.08	3.03
Sialidae	1	0.14	2.70	3	0.23	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0.17	4.55
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	1	0.46	20	-	-	-	1	50	100	2	0.08	3.03
Elmidae	3	0.41	5.41	2	0.15	10	1	0.46	20	-	-	-	-	-	-	6	0.25	7.58
Brachycentridae	-	-	-	1	0.08	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
Hydropsychidae	20	2.76	32.43	6	0.45	30	2	0.92	20	1	0.81	33.33	-	-	-	29	1.21	30.30
Leptoceridae	2	0.28	5.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.08	3.03
Limnephilidae	4	0.55	10.81	6	0.45	15	1	0.46	20	1	0.81	33.33	1	50	100	13	0.54	15.15
Philopotamidae	1	0.14	2.70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52



<i>Polycentropodidae</i>	-	-	-	4	0.30	10	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0.17	3.03
<i>Rhyacophilidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.46	20	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
<i>Sericostomatidae</i>	1	0.14	2.70	2	0.15	10	1	0.46	20	-	-	-	-	-	4	0.17	6.06
<i>Chironomidae</i>	322	44.41	97.30	54	4.08	60	4	1.83	40	37	29.84	66.67	-	-	417	17.43	80.30
<i>Simuliidae</i>	110	15.17	54.05	25	1.89	10	2	0.92	40	16	12.90	33.33	-	-	153	6.39	37.88
<i>Tipulidae</i>	-	-	-	1	0.08	5	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
<u>Imagos acuáticos</u>																	
Efemeroptera (s.i)	88	12.14	32.43	1026	77.49	80	107	49.08	80	3	2.42	66.67	-	-	1224	51.15	51.52
Trichoptera (s.i)	1	0.14	2.70	6	0.45	25	-	-	-	-	-	-	-	-	7	0.29	9.09
<i>Chironomidae</i>	5	0.69	10.81	27	2.04	45	-	-	-	17	13.71	33.33	-	-	49	2.05	21.21
<i>Simuliidae</i>	5	0.69	10.81	9	0.68	10	-	-	-	3	2.42	33.33	-	-	17	0.71	10.61
<u>Presas terrestres</u>																	
Arachnida (s.i)	-	-	-	1	0.08	5	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
<i>Acanthosomidae</i>	-	-	-	1	0.08	5	1	0.46	20	-	-	-	-	-	2	0.08	3.03
<i>Psyllidae</i>	-	-	-	2	0.15	10	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.08	3.03
Diptera (s.i)	1	0.14	2.70	1	0.08	5	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.08	3.03
<i>Xylomyidae</i>	-	-	-	2	0.15	10	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.08	3.03
<i>Cynipidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.81	33.33	-	-	1	0.04	1.52
<i>Formicidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.81	33.33	-	-	1	0.04	1.52
<i>Carabidae</i>	-	-	-	1	0.08	5	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
<i>Chrysomelidae</i>	2	0.28	5.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.08	3.03
Coleoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	1	0.46	20	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52
<u>Otras presas</u>																	
Resto vegetal	-	-	2.70	-	-	-	-	-	40	-	-	33.30	-	-	100	-	13.64
Piedras	-	-	2.70	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.03
Nematoda	-	-	2.70	-	-	5	-	-	20	-	-	-	-	-	-	-	4.55
Exuvia tricóptero	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.52
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	-	-	-	6	0.45	20	1	0.46	20	-	-	-	-	-	7	0.29	7.58
Huevo <i>P. duriense</i>	-	-	-	2	0.15	5	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.08	3.03
Gordiáceos	-	-	-	-	-	-	1	0.46	20	-	-	-	-	-	1	0.04	1.52

El porcentaje de alimento consumido en superficie es diferente entre las cohortes y los sexos ($F = 6.77$; $Sig < 0.001$, $F = 4.75$; $Sig = 0.012$ respectivamente). Así, la proporción de alimento exógeno es mayor en la clase de edad 1+ (48.98 ± 7.672) y en las hembras (machos = $19.46 \% \pm 10.432$ y hembras = $53.34 \% \pm 12.090$). Por el contrario la diversidad trófica según Shannon-Wiener y el número de presas totales es semejante entre las clases de edad ($F = 0.246$; $Sig = 0.911$, $F = 2.152$; $Sig = 0.085$ respectivamente), pero entre los sexos los resultados son un poco diferentes. Mientras que el índice de Shannon-Wiener es semejante ($F = 0.067$; $Sig = 0.935$), el número de presas totales es diferente ($F = 3.194$; $Sig = 0.048$) y son las hembras las que presentan una dieta más abundante (hembras = 88.85 ± 48.774 y machos = 37.12 ± 12.556).



Se han encontrado individuos ictiófagos, pudiéndose establecer precisamente el cambio ontogenético en la dieta en esta estación de muestreo en truchas de edad 1+ y con una talla de 12 cm. Los coeficientes de variación se recogen en la tabla 125.

Tabla 125. Coeficientes de variación de los tipos de presas consumidos, talla y peso. La cohorte 4+ no se representa porque sólo se capturó un ejemplar.

	0+	CV	1+	CV	2+	CV	3+	CV
Variedad dieta	4.92	41.05	6.75	53.06	6.6	40.94	5.67	83.40
Nº presas totales	19.59	80.38	66.2	148.95	43.60	123.93	41.33	124.83
Nº presas del bentos	16.84	88.35	12	123.69	21.6	56	33	117.99
Nº imagos acuáticos	2.68	224.42	53.4	187.07	21.4	205.44	7.67	151.18
Nº presas terrestres	0.08	341.29	0.4	248.68	0.4	136.93	0.67	173.21
Nº otras presas	-	-	0.4	248.68	0.2	223.61	-	-
Longitud furcal (cm)	6.63	14.54	14.54	9.78	21.76	11.06	26.2	1.32
Peso (g)	3.5	51.23	42.11	29.36	142.1	30.91	225.22	9.17

3.4.2.5.1. Contenido estomacal

El peso seco y húmedo medio del contenido estomacal fue $0.123 \text{ g} \pm 0.025$ y $0.62 \text{ g} \pm 0.127$ respectivamente, mientras que el índice de repleción medio fue $5.54 \% \pm 0.607$. A su vez el peso medio colectivo fue el 1.41% . Se han encontrado diferencias en peso húmedo y seco del contenido estomacal entre los sexos ($F = 30.39$; $\text{Sig} < 0.001$, $F = 30.63$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente) y es mayor en los machos ($2.52 \text{ g} \pm 0.767$ y $0.50 \text{ g} \pm 0.153$ respectivamente) que en las hembras ($0.78 \text{ g} \pm 0.158$ y $0.15 \text{ g} \pm 0.032$ respectivamente).

La ración media consumida en el momento de la captura (tabla 126) es inferior a la teórica ($t = -3.976$; $gl = 65$; $\text{Sig} < 0.001$), a la de mantenimiento ($t = -5.633$; $gl = 65$; $\text{Sig} < 0.001$) y a la ración máxima potencial ($t = -5.475$; $gl = 65$; $\text{Sig} < 0.001$).



Tabla 126. Valores de alimento ingerido y raciones teóricas para las truchas del río Furelos (media \pm error típico de la media). * Sólo un individuo.

	0+	1+	2+	3+	4+*	Todas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	0.21 \pm 0.018	2.53 \pm 0.166	8.52 \pm 1.178	13.51 \pm 0.716	32.4	2.63 \pm 0.624
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.051 \pm 0.0014	0.09 \pm 0.014	0.28 \pm 0.639	0.51 \pm 0.888	1.47	0.123 \pm 0.025
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.26 \pm 0.007	0.46 \pm 0.07	1.41 \pm 0.317	2.55 \pm 0.452	7.34	0.62 \pm 0.127
Índice de repleción (%)	9.02 \pm 0.643	1.09 \pm 0.139	1.00 \pm 0.246	1.15 \pm 0.240	1.36	5.54 \pm 0.607
Ración de mantenimiento (g/día)	0.05 \pm 0.003	0.32 \pm 0.016	0.78 \pm 0.081	1.11 \pm 0.041	2.10	0.26 \pm 0.045
Ración máxima potencial (g/día)	0.05 \pm 0.003	0.36 \pm 0.017	0.91 \pm 0.098	1.22 \pm 0.101	2.51	0.30 \pm 0.053

3.4.2.5.2. Talla media de presa

La talla media de presa consumida en este río es 10.66 mm \pm 0.531. La relación entre esta y la talla del pez fue 0.011 \pm 0.00072. Tanto la talla media consumida como la relación talla presa/talla pez es diferente entre las clases de edad ($F = 7.212$; $\text{Sig} < 0.001$, $F = 36.665$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente) y entre los sexos ($F = 53488$; $\text{Sig} = 0.006$, $F = 14.068$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente). Así la cohorte 3+ es la que presenta la mayor talla media de presa (20.49 mm \pm 4.506) debido a su comportamiento ictiófago, mientras que la clase de edad 0+ es la que presenta una mayor relación talla presa/talla pez (0.015 \pm 0.00066). Entre los sexos la talla media y la relación talla presa/talla pez es mayor en los machos (15.01 mm \pm 2.850 y 0.0064 \pm 0.00115 respectivamente) que en las hembras (9.08 mm \pm 1.959 y 0.0049 \pm 0.0007 respectivamente).

En la tabla 127 se muestran las correlaciones estadísticamente significativas. Se ha observado que la talla media de presa está relacionada con la condición somática de las truchas.

Tabla 127. Correlaciones para la talla media y relación talla presa/talla pez en el río Furelos.

	Talla media presas (mm)		Talla presa/talla pez	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Nº huevos	0.76	0.049	-	-
Longitud furcal (cm)	0.29	0.017	-0.68	< 0.001
Peso (g)	0.28	0.024	-0.47	< 0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	-0.81	< 0.001
Talla presa/talla pez	0.29	0.017	-	-
Radio escama (mm)	0.25	0.047	-0.71	< 0.001
Radio <i>circulus</i> X (mm)	-	-	-0.47	< 0.001
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	-	-	-0.46	< 0.001



Retrocálculo (cm)	0.25	0.046	-0.71	< 0.001
Índice condición	-	-	-0.67	< 0.001
Hígado (g)	0.31	0.012	-0.59	< 0.001
Abundancia relativa (%)	-0.26	0.037	-0.46	< 0.001
Alimento en superficie (%)	-0.37	0.002	-0.56	< 0.001
Nº presas totales	-0.26	0.037	-0.46	< 0.001
Nº imagos acuáticos	-0.28	0.024	-0.44	< 0.001
Nº presas terrestres	-	-	-0.26	0.032
Variedad dieta	-	-	-0.28	0.023
Pielou	-	-	0.29	0.021
Dominancia	-0.26	0.037	-0.46	< 0.001
Energía (kJ/g)			-0.45	< 0.001
Proteína (%)	-0.45	0	0.25	0.044
Lípidos (%)	-0.51	0	-0.37	0.003
Fibra (%)	-0.26	0.032	-	-
Libre nitrógeno (%)	0.5	0	-	-
Relación E/P	-	-	-0.46	< 0.0010
Ración momento captura (g) (peso seco)	-	-	-0.38	0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	-	-	-0.38	0.001
Índice de repleción (%)	-	-	0.76	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.31	0.011	-0.54	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.3	0.013	-0.56	< 0.001

3.4.2.6. Calidad de la dieta

La dieta media por trucha contiene 18.01 kJ/g de energía, y está compuesta por el 53.49 % de proteínas, el 29.81 % de extracto libre de nitrógeno, el 10.27 % de lípidos y el 6.43 % de fibra (figura 125). En la tabla 128 se muestran los valores de la calidad de la dieta.

Tabla 128. Valores de los componentes del alimento ingerido por las truchas del río Furelos (media ± error típico de la media). *Sólo un individuo.

	0+	1+	2+	3+	4+*	Muestra
Energía ingerida (kJ/g)	6.49 ± 1.393	40.36 ± 13.718	20.68 ± 15.273	11.88 ± 7.534	1.86	18.01 ± 4.691
Proteína ingerida (%)	58.26 ± 0.940	50.90 ± 3.185	44.31 ± 6.922	29.79 ± 5.323	45.04	53.49 ± 1.473
Lípidos ingeridos (%)	9.70 ± 0.491	12.05 ± 1.254	10.50 ± 3.084	3.23 ± 0.856	15.55	10.27 ± 0.564
Fibra ingerida (%)	6.23 ± 0.475	7.18 ± 0.629	5.88 ± 1.133	2.50 ± 0.303	12.94	6.43 ± 0.4367
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	25.79 ± 1.471	29.85 ± 4.826	39.30 ± 11.09	64.41 ± 6.483	26.47	29.81 ± 2.110
E/P	0.11 ± 0.023	0.68 ± 0.227	0.41 ± 0.245	0.34 ± 0.176	0.04	0.318 ± 0.078

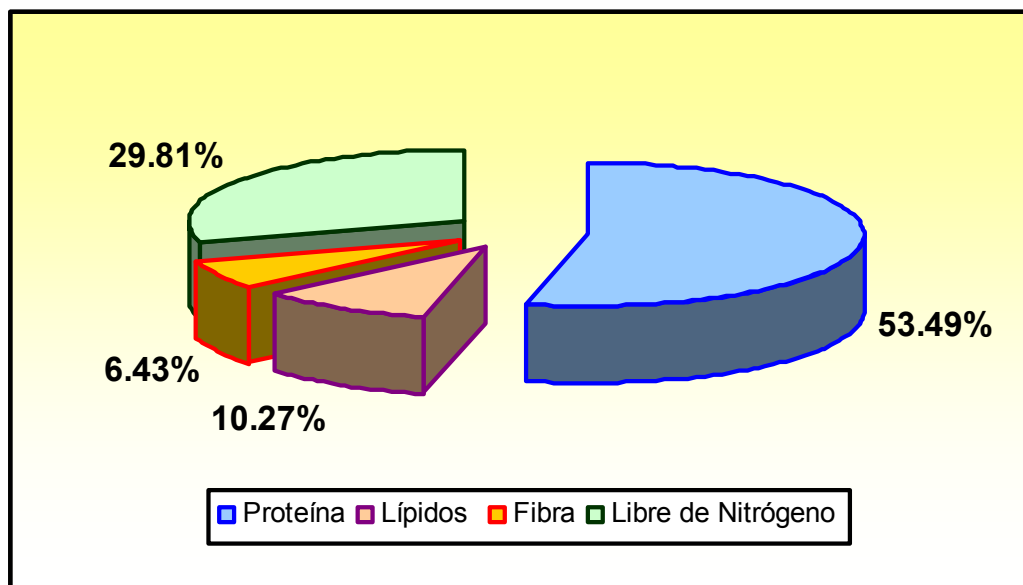


Figura 125. Diagrama de sectores de la calidad de la dieta del río Furelos.

Todos los componentes de la calidad de la dieta analizados son diferentes entre las clases de edad (véase tabla 129). Así la energía ingerida y la relación E/P son mayores en la clase de edad 1+ (40.36 kJ/g y 0.68 respectivamente), la proteína es mayor en la cohorte 0+ (58.26 %), los lípidos y la fibra en los individuos 4+ (15.55 % y 12.94 % respectivamente) y el extracto libre de nitrógeno lo es en la clase de edad 3+ (64.41 %).

Entre los sexos, no existen diferencias en los lípidos, fibra y extracto libre de nitrógeno, mientras que sí existen diferencias en la energía, las proteínas y en la relación E/P. Así el contenido energético, la proteína y la relación E/P es mayor en las hembras (51.07 kJ/g ± 30.722, 50.38 % ± 4.839, 0.88 ± 0.507 respectivamente) que en los machos (16.26 kJ/g ± 6.153, 43.19 % ± 5.339, 0.34 ± 0.105 respectivamente).

Tabla 129. Anovas para la calidad de la dieta en función del sexo y las cohortes del río Furelos.

	Clases de edad		Sexo	
	F	Significación (α)	F	Significación (α)
Energía (kJ/g)	2.951	0.027	3.158	0.049
Proteína (%)	7.811	< 0.001	4.337	0.017
Lípidos (%)	3.419	0.014	1.716	0.188
Fibra (%)	3.289	0.017	0.052	0.950
Libre nitrógeno (%)	4.910	0.002	1.871	0.162
Relación E/P	3.028	0.024	3.523	0.035



En la tabla 130 se muestran las correlaciones significativas para la calidad de la dieta de las truchas del río Furelos. La calidad de la dieta de las truchas de esta estación de muestreo se incrementa con el porcentaje de alimento consumido en superficie.

Tabla 130. Correlaciones para los componentes de la calidad de la dieta del río Furelos.

	Energía (kJ/g)		Proteína (%)		Lípidos (%)		Fibra (%)		Libre nitrógeno (%)		Relación E/P	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Longitud furcal (cm)	-	-	-0.54	< 0.001	-	-	-	-	0.36	0.003	0.25	0.044
Peso (g)	-	-	-0.45	< 0.001	-	-	-	-	0.30	0.013	-	-
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.32	0.009	-0.49	< 0.001	-	-	-	-	0.30	0.014	0.35	0.004
Radio <i>circulus</i> X (mm)	-	-	-	-	0.25	0.043	-	-	-	-	0.26	0.037
Radio escama (mm)	0.25	0.040	-0.54	< 0.001	-	-	-	-	0.35	0.004	0.29	0.018
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	-	-	-	-	0.26	0.034	-	-	-	-	0.25	0.042
Retrocálculo (cm)	0.25	0.040	-0.54	< 0.001	-	-	-	-	0.35	0.004	0.29	0.018
Índice condición	0.25	0.045	-0.35	0.004	-	-	-	-	0.22	0.071	0.27	0.031
Hígado (g)	-	-	-0.51	< 0.001	-	-	-	-	0.37	0.002	-	-
Índice hepatosomático	-	-	0.27	0.029	-	-	-	-	-	-	-	-
Abundancia relativa (%)	0.94	< 0.001	-	-	0.38	0.002	-	-	-	-	0.95	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.71	< 0.001	-	-	0.64	< 0.001	0.30	0.015	-0.31	0.010	0.71	< 0.001
Nº presas totales	0.94	< 0.001	-	-	0.38	0.002	-	-	-	-	0.95	< 0.001
Nº imagos acuáticos	0.96	< 0.001	-	-	0.43	< 0.001	-	-	-0.25	0.046	0.96	< 0.001
Nº presas terrestres	0.39	0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	0.40	0.001
Nº otras presas	-	-	-	-	0.28	0.021	-	-	-	-	-	-
Variedad dieta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.25	0.045
Pielou	-0.61	< 0.001	-0.25	0.049	-0.29	0.019	-	-	0.24	0.057	-0.61	< 0.001
Margalef	-	-	-	-	-	-	0.26	0.040	-	-	-	-
Shannon-Wiener	-0.28	0.022	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.28	0.025
Índice de uniformidad	-0.28	0.021	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.28	0.024
Dominancia	0.94	< 0.001	0.16	0.204	0.38	0.002	-	-	-	-	0.95	< 0.001
Amplitud de nicho	-	-	-0.46	< 0.001	-0.27	0.029	-	-	0.41	0.001	-0.25	0.045
Lípidos (%)	0.51	< 0.001	0.61	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-
Fibra (%)	-	-	0.52	< 0.001	0.62	< 0.001	-	-	-	-	-	-
Libre nitrógeno (%)	-0.31	0.012	-0.95	< 0.001	-0.80	< 0.001	-0.70	< 0.001	-	-	-	-
Energía (kJ/g)	-	-	-	-	0.51	< 0.001	-	-	-	-	1	< 0.001
Proteína (%)	-	-	-	-	0.61	< 0.001	-	-	-	-	-	-
Relación E/P	1	< 0.001	-	-	0.47	< 0.001	-	-	-0.26	0.035	-	-
Peso seco contenido estomacal (g)	-	-	-0.37	0.002	-	-	-	-	0.24	0.049	-	-
Peso húmedo contenido estomacal (g)	-	-	-0.37	0.002	-	-	-	-	0.24	0.048	-	-
Índice de repleción (%)	-0.30	0.013	0.36	0.003	-	-	-	-	0.30	0.013	-0.32	0.008
Ración máxima potencial (g/día)	-	-	-0.48	< 0.001	-	-	-	-	0.32	0.008	0.15	0.240
Ración de mantenimiento (g/día)	-	-	-0.50	< 0.001	-	-	-	-	0.35	0.004	0.15	0.237
Talla media presas (mm)	-0.21	0.083	-0.45	< 0.001	-0.51	< 0.001	-0.26	0.032	0.50	< 0.001	-	-
Talla presa/talla pez	-0.45	< 0.001	0.25	0.044	-0.37	0.003	-	-	-	-	-0.46	< 0.001



La similitud de Bray-Curtis media entre los individuos de esta estación de muestreo en función de la calidad de la dieta es de $88.81 \% \pm 0.186$.

3.4.2.7. Desarrollo gonadal

De las 672 truchas capturadas sólo se diseccionaron 66 para su estudio. En 15 ejemplares se pudo determinar el sexo, estando la muestra compuesta por 7 hembras y 8 machos.

La fecundidad relativa media es $2261.71 \text{ n}^\circ \text{ huevos/kg} \pm 102.364$. El índice gonadosomático medio es 0.53 ± 0.266 y el peso medio del huevo es $0.0045 \text{ g} \pm 0.0020$. No existen diferencias en el índice gonadosomático ni entre sexos y ni entre clases de edad ($F = 4.486$; $\text{Sig} = 0.054$, $F = 1.818$; $\text{Sig} = 0.202$, respectivamente). Tan poco se han encontrado diferencias en la fecundidad relativa entre las clases de edad ($F = 0.822$; $\text{Sig} = 0.406$) mientras que el peso medio del huevo es diferente entre las cohortes ($F = 8.044$; $\text{Sig} = 0.036$) y son las hembras de la clase de edad 2+ las que presentan un mayor peso medio del huevo (véase tabla 131).

Tabla 131. Desarrollo gonadal de las truchas del río Furelos (media \pm error típico de la media).
* Sólo ejemplares machos.

	0+	1+	2+	3+	4+	Muestra
Fecundidad relativa (nº huevos/kg)	-	2180.24 ± 169.833	2370 ± 72.877	*	*	2261.82 ± 102.364
Índice gonadosomático	-	0.178 ± 0.043	1.34 ± 0.703	0.056 ± 0.003		0.53 ± 0.266
Peso medio huevo (g)	-	0.0011 ± 0.00013	0.0090 ± 0.00336	*	*	0.0045 ± 0.0020

La fecundidad relativa y el índice gonadosomático no están relacionados con otras variables de crecimiento, biometría, condición somática o alimentación, mientras que el peso medio del huevo aumenta con el número de presas bentónicas que son consumidas por las truchas (véase tabla 132).

Tabla 132. Correlaciones para el desarrollo gonadal de las truchas del río Furelos.

	Peso medio huevo (g)	
	r	Significación (α)
Nº huevos	0.91	0.005
Longitud furcal (cm)	0.90	0.006
Peso (g)	0.89	0.008



Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.89	0.008
Radio escama (mm)	0.87	0.011
Retrocálculo (cm)	0.86	0.012
Hígado (g)	0.78	0.040
Índice hepatosomático	-0.69	0.089
Nº presas del bentos	0.95	0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.89	0.007
Ración de mantenimiento (g/día)	0.89	0.007

La maduración sexual se adquiere en el segundo año de vida (cohorte 1+). El porcentaje de hembras maduras de esta cohorte es superior al de los machos (20 % en las hembras y 10 % en los machos) y en todas las truchas de edad 2+ se pudo determinar el sexo.

3.4.2.8. Crecimiento

La talla media de esta estación de muestreo es 10.65 cm ± 0.208 y el peso medio es 27.83 g ± 2.018. En la tabla 133 se incluye información relativa de la biometría y el crecimiento de las truchas de esta estación de muestreo.

Tabla 133. Valores medios para las truchas del río Furelos (media ± error típico de la media).

	Furelos					Muestra
	0+	1+	2+	3+	4+	
Longitud furcal (cm)	6.89 ± 0.041	14.56 ± 0.114	20.7 ± 0.326	26.96 ± 0.469	31.46 ± 0.985	11.1 ± 0.747
Peso (g)	3.74 ± 0.080	37.31 ± 0.944	112.17 ± 5.746	232.45 ± 14.00	384 ± 40.614	36.3 ± 7.191
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	1.56	2.3	1.1	0.73	0.5	1.24
L_{∞} (cm)	-	-	-	-	-	53.33
K (g/año)	-	-	-	-	-	0.21
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	5.47 ± 0.065	5.68 ± 0.086	5.60 ± 0.220	6.03 ± 0.006	-	5.58 ± 0.051
Talla retrocalculada (cm)	6.6 ± 0.168	14.86 ± 0.351	20.86 ± 1.418	25.96 ± 0.196	-	11.48 ± 0.809
Nº individuos capturados	408	202	46	14	2	672

Existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.983$; Sig < 0.001). El crecimiento de las truchas en este río es prácticamente isométrico, ya que el valor de la pendiente es prácticamente 3 (figura 126). En la tabla 134 se muestran las correlaciones significativas para el peso y la talla.

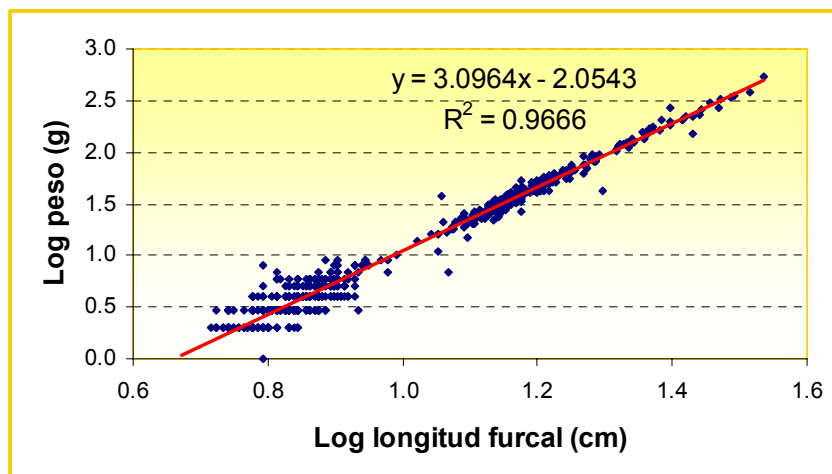


Figura 126. Relación longitud-peso del río Furelos.

Tabla 134. Correlaciones para la longitud furcal y peso de las truchas del río Furelos.

	Longitud furcal (cm)		Peso (g)	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Nº huevos	0.99	< 0.001	1	< 0.001
Peso medio huevo (g)	0.90	0.006	0.89	0.008
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.90	< 0.001	0.64	< 0.001
Radio escama (mm)	0.99	< 0.001	0.88	< 0.001
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.46	< 0.001	0.39	0.001
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	0.46	< 0.001	0.39	0.001
Retrocálculo (cm)	0.99	< 0.001	0.88	< 0.001
Índice condición	0.56	< 0.001	0.36	0.003
Hígado (g)	0.95	< 0.001	0.89	< 0.001
Índice hepatosomático	-0.25	0.041	-0.27	0.027
Amplitud de nicho	-	-	0.26	0.032
Proteína (%)	-0.54	< 0.001	-0.45	< 0.001
Libre nitrógeno (%)	0.36	0.003	0.30	0.013
Relación E/P	0.25	0.044	-	-
Talla media presas (mm)	0.29	0.017	0.28	0.024
Talla presa/talla pez	-0.68	< 0.001	-0.47	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.77	< 0.001	0.94	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.77	< 0.001	0.94	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.72	< 0.001	-0.44	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.95	< 0.001	0.98	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.95	< 0.001	0.98	< 0.001

La tasa de crecimiento instantánea media es 1.24 g/año, pero es diferente del valor obtenido con el modelo teórico de crecimiento (von Bertalanffy), según el cual la tasa de crecimiento instantánea tiene un valor de 0.21 g/año y la longitud máxima que pueden alcanzar las truchas de este río según el modelo es 53.33 cm (figura 127).

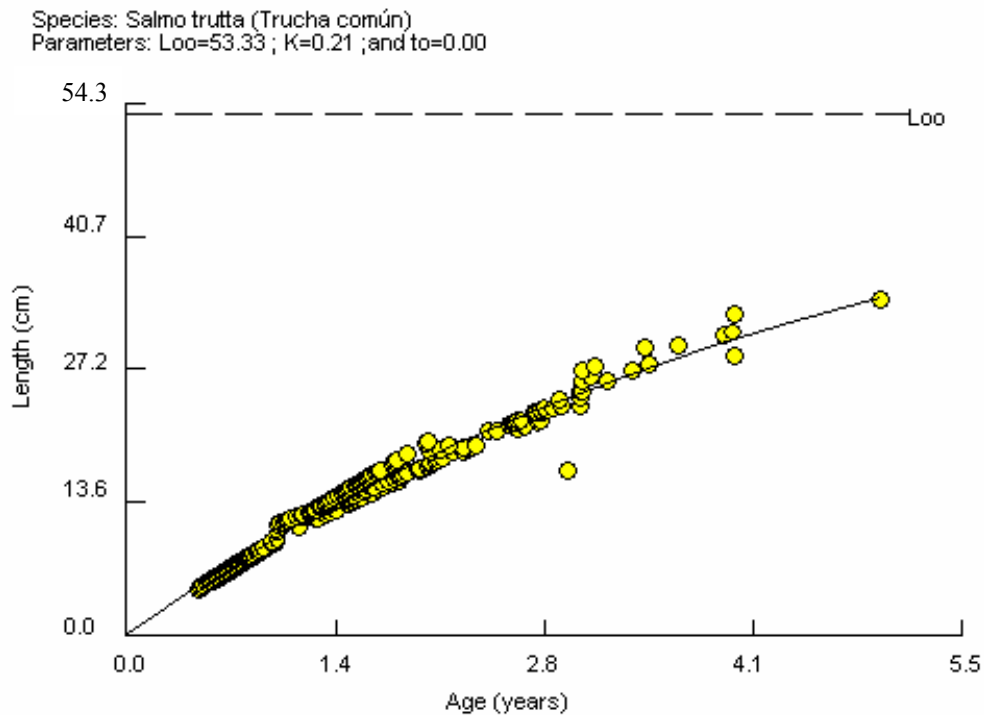


Figura 127. Curva de crecimiento teórica para el río Furelos (von Bertalanffy).

La tasa de crecimiento instantánea entre las cohortes 1+-2+ es diferente entre los sexos, y son las hembras las que crecen más (1.13 y 0.84 g/año respectivamente). El crecimiento entre las cohortes 2+-3+ sólo se ha podido determinar en los machos (0.52 g/año).

La tasa media de crecimiento es del 3.18 % del peso/día \pm 0.229. Existen diferencias en el crecimiento entre las clases de edad y entre los sexos ($F = 109.37$; $\text{Sig} < 0.001$, $F = 26.00$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente), siendo el crecimiento mayor en los machos y en la clase de edad 4+ (véase tabla 135). De entre todas las correlaciones encontradas (tabla 136), el crecimiento está relacionado con el componente terrestre de la dieta.



Tabla 135. Valores medios de la tasa de crecimiento (% peso/día) del río Furelos en función del sexo y las cohortes (media ± error típico de la media).

		Tasa de crecimiento media (% peso/día)
Clase de edad	0+	2.30 ± 0.140
	1+	5.44 ± 0.056
	2+	6.26 ± 0.088
	3+	6.52 ± 0.026
	4+	6.91
Sexo	Macho	6.31 ± 0.145
	Hembra	5.87 ± 0.154

Tabla 136. Correlaciones entre la tasa de crecimiento (% peso/día) y el resto de las variables.

	Tasa de crecimiento (% peso/día)	
	r	Significación (α)
Nº huevos	0.97	< 0.001
Peso medio huevo (g)	0.89	0.008
Longitud furcal (cm)	0.90	< 0.001
Peso (g)	0.64	< 0.001
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	0.50	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.90	< 0.001
Radio escama (mm)	0.90	< 0.001
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.51	< 0.001
Índice condición	0.73	< 0.001
Hígado (g)	0.77	< 0.001
Índice hepatosomático	-0.25	0.046
Abundancia relativa (%)	0.31	0.011
Alimento en superficie (%)	0.43	< 0.001
Nº presas totales	0.31	0.011
Nº imagos acuáticos	0.28	0.021
Nº presas terrestres	0.27	0.030
Variedad dieta	0.34	0.005
Margalef	0.32	0.009
Dominancia	0.31	0.011
Energía (kJ/g)	0.32	0.009
Proteína (%)	-0.49	< 0.001
Libre nitrógeno (%)	0.30	0.014
Relación E/P	0.35	0.004
Talla presa/talla pez	-0.81	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.50	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.50	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.93	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.74	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.75	< 0.001

El crecimiento durante el primer año de vida es diferente entre las clases de edad ($F = 2.837$; $Sig = 0.032$), y es mayor en la cohorte 3+ ($6.03 \text{ cm} \pm 0.006$). Las pruebas *post hoc* indican que los valores de los machos y las hembras son semejantes, pero que



únicamente los ejemplares inmaduros son diferentes a los machos ($F= 4.876$; $Sig = 0.011$) (machos = $5.93 \text{ cm} \pm 0.172$, hembras = $5.78 \text{ cm} \pm 0.113$ y inmaduros = $5.5 \text{ cm} \pm 0.054$).

3.4.2.9. Índices de condición somática

En la tabla 137 se muestran los valores medios de los índices de condición somática de las truchas de este río. No existen diferencias en el índice de condición y el índice de peso relativo entre las clases de edad ($F = 2.35$; $Sig = 0.053$, $F = 0.003$; $Sig = 1.0$, respectivamente). El índice de condición es mayor en las hembras (1.37 ± 0.015) que en los machos (1.28 ± 0.031) ($F = 7.66$; $Sig < 0.001$), pero el índice de peso relativo es semejante ($F = 0.10$; $Sig = 0.905$). El índice hepatosomático es semejante entre los sexos ($F = 0.828$; $Sig = 0.442$), mientras que existen diferencias en el peso del hígado entre los sexos ($F = 78.914$; $Sig < 0.001$), y es mayor en los machos ($0.86 \text{ g} \pm 0.137$) que en las hembras ($0.52 \text{ g} \pm 0.089$). El índice hepatosomático es semejante entre las clases de edad ($F = 0.99$; $Sig = 0.418$).

Tabla 137. Valores medios para las truchas del río Furelos (media \pm error típico de la media).

	Furelos					Muestra
	0+	1+	2+	3+	4+	
Índice de condición	1.11 ± 0.016	1.16 ± 0.011	1.21 ± 0.013	1.19 ± 0.067	1.22 ± 0.051	1.13 ± 0.011
Índice de peso relativo	100.26 ± 1.919	100.23 ± 0.319	100.48 ± 0.235	99.38 ± 1.078	99.82 ± 0.705	100.25 ± 1.169
Peso hígado (g)	0.021 ± 0.018	0.27 ± 0.020	0.769 ± 0.009	1.09 ± 0.201	1.28	0.22 ± 0.039
Índice hepatosomático	0.66 ± 0.050	0.64 ± 0.028	0.59 ± 0.924	0.49 ± 0.097	0.24	0.63 ± 0.031

En la tabla 138 se muestran las correlaciones significativas de la condición somática para las truchas de esta estación de muestreo, que aumenta con el alimento en superficie.



Tabla 138. Correlaciones obtenidas de la condición somática en el río Furelos.

	Índice de condición		Índice peso relativo		Hígado (g)		Índice hepatosomático	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Nº huevos	-	-	-	-	0.86	0.013	-	-
Peso medio huevo (g)	-	-	-	-	0.78	0.040	-	-
Longitud furcal (cm)	0.56	< 0.001	-	-	0.95	< 0.001	-0.25	0.041
Peso (g)	0.36	0.003	-	-	0.89	< 0.001	-0.27	0.027
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.73	< 0.001	0.16	0.212	0.77	< 0.001	-0.25	0.046
Radio escama (mm)	0.58	< 0.001	-	-	0.93	< 0.001	-0.26	0.037
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.28	0.025	-	-	0.39	0.001	-	-
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	0.27	0.029	-	-	0.38	0.002	-	-
Retrocálculo (cm)	0.58	< 0.001	-	-	0.93	< 0.001	-0.26	0.036
Índice condición	-	-	0.64	< 0.001	0.44	< 0.001	-	-
Índice peso relativo	0.64	< 0.001	-	-	0.02	0.891	-	-
Hígado (g)	0.44	< 0.001	-	-	-	-	-	-
Abundancia relativa (%)	0.28	0.024	-	-	-	-	-	-
Alimento en superficie (%)	0.38	0.002	-	-	-	-	-	-
Nº presas totales	0.28	0.024	-	-	-	-	-	-
Nº presas del bentos	-	-	-	-	0.21	0.093	-	-
Nº presas terrestres	-	-	-	-	0.26	0.033	-	-
Variedad dieta	0.26	0.036	-	-	-	-	-	-
Margalef	0.28	0.022	-	-	-	-	-	-
Dominancia	0.28	0.024	-	-	-	-	-	-
Energía (kJ/g)	0.25	0.045	-	-	-	-	-	-
Proteína (%)	-0.35	0.004	-	-	-0.51	< 0.001	0.27	0.029
Libre nitrógeno (%)	-	-	-	-	0.37	0.002	-	-
Relación E/P	0.27	0.031	-	-	-	-	-	-
Talla media presas (mm)	-	-	-	-	0.31	0.012	-	-
Talla presa/talla pez	-0.67	< 0.001	-	-	-0.59	< 0.001	-	-
Ración momento captura (g) (peso seco)	-	-	-	-	0.79	< 0.001	-0.25	0.039
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	-	-	-	-	0.79	< 0.001	-0.25	0.039
Índice de repleción (%)	-0.74	< 0.001	-0.26	0.033	-0.57	< 0.001	-	-
Ración máxima potencial (g/día)	0.44	< 0.001	-	-	0.92	< 0.001	-0.27	0.027
Ración de mantenimiento (g/día)	0.45	< 0.001	-	-	0.94	< 0.001	-0.27	0.030

3.4.2.10. Selección del alimento

Existe una clara selección del alimento, ya que presas muy abundantes en el bentos como los *Simuliidae*, los *Chironomidae* y los *Hydropsychidae* son seleccionadas negativamente o presentan índices de selección positivos muy bajos en todas las clases de edad. Del mismo modo presas no tan abundantes en el bentos y con una elevada tendencia a derivar como las ninfas de *Calopterygidae* son seleccionadas positivamente por la cohortes 0+, 1+ y 2+, y negativamente por los ejemplares 3+ y 4+. Un caso en



particular son los *Hydrobiidae*, que a pesar de ser una presa muy escasa tanto en el bentos como en la deriva, es fuertemente seleccionada por todas las cohortes excepto en la 4+. Justamente los imagos acuáticos de Efemerópteros (la presa más abundante en la dieta con un 51.15 %) son seleccionados positivamente por todas las clases excepto en la 4+, que sólo presentó Ditíscidos y Limnefílidos acuáticos. En la tabla 139 se muestran los valores del índice de selección de alimento para cada clase de edad.

Tabla 139. Valores del índice de selección de presas (IVLEV, 1961) para las distintas cohortes del río Furelos. Bentos (*B*), deriva profunda (*DP*), deriva superficial (*DS*), sin identificar (s.i).

	0+			1+			2+			3+			4+		
	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>
Bentos															
<i>Planariidae</i>	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1
Oligochaeta (s.i)	-0.68	1	1	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Erpobdellidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Glossiphoniidae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-
<i>Hirudidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Ancylidae</i>	0.04	1	1	-0.85	1	1	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Hydrobiidae</i>	0.90	0.71	0.82	0.88	0.66	0.79	0.74	0.36	0.58	0.95	0.84	0.90	-1	-1	-1
<i>Lymnaeidae</i>	-0.18	-0.02	-0.01	-0.10	0.07	0.07	0.79	0.85	0.85	0.85	0.89	0.89	-1	-1	-1
<i>Sphaeriidae</i>	-1	-	-	0.59	1	1	0.82	1	1	-1	-	-	-1	-	-
Hidracarina	0.64	-0.76	-0.61	0.43	-0.86	-0.76	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Gammaridae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
Ostracoda (s.i)	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Copepoda (s.i)	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-
<i>Baetidae</i>	0.49	0.64	-0.06	-0.63	-0.48	-0.87	0.86	0.91	0.60	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Caenidae</i>	0.94	0.14	0.50	0.59	-0.73	-0.48	0.49	-0.79	-0.57	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Ephemerellidae</i>	-1	-1	-1	-0.77	-0.70	-0.86	0.14	0.28	-0.12	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Ephemeridae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heptageniidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Leuctridae</i>	0.85	1	1	0.25	1	1	0.82	1	1	-1	-	-	-1	-	-
<i>Aeshnidae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calopterygidae</i>	1	1	1	0.45	0.19	0.17	0.72	0.54	0.53	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Coenagrionidae</i>	0.61	-0.51	1	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-
<i>Cordulegasteridae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Gomphidae</i>	-0.13	1	1	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	-0.27	1	-0.28	-0.81	1	-0.81	-1	-	-1	0.06	1	0.05	-1	-	-1
<i>Gerridae</i>	-	1	-0.28	-	-	-1	-	-	-1	-	1	0.54	-	1	-1
<i>Sialidae</i>	1	-0.51	1	1	-0.31	1	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-
<i>Dytiscidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Elmidae</i>	-0.58	-0.35	-0.56	-0.83	-0.70	-0.81	-0.55	-0.30	-0.52	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Gyrinidae</i>	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1
<i>Hydraenidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Hydrochidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Brachycentridae</i>	-1	-	-	-0.64	1	1	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	-0.61	1	0.17	-0.92	1	-0.62	-0.85	1	-0.36	-0.87	1	-0.41	-1	-	-1



<i>Leptoceridae</i>	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilidae</i>	0.92	1	1	0.91	1	1	0.91	1	1	0.95	1	1	1	1
<i>Philopotamidae</i>	0.51	1	1	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-
<i>Polycentropodidae</i>	-1	-	-	0.25	1	1	-1	-	-	-1	-	-	-1	-
<i>Psychomyiidae</i>	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Rhyacophilidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	0.49	1	1	-1	-	-	-1	-
<i>Sericostomatidae</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-
<i>Thremmatidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Athericidae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1
<i>Ceratopogonidae</i>	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Chironomidae</i>	0.31	-0.10	0.18	-0.71	-0.86	-0.76	-0.86	-0.93	-0.89	0.12	-0.29	-0.01	-1	-1
<i>Empididae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Simuliidae</i>	-0.5	-0.26	-0.18	-0.92	-0.86	-0.84	-0.96	-0.93	-0.92	-0.56	-0.34	-0.25	-1	-1
<i>Tipulidae</i>	-1	-	-	0.54	1	1	-1	-	-	-1	-	-	-1	-
<u>Imagos acuáticos</u>														
Efemeroptera (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	1	1	-	1	1	-	-
Trichoptera (s.i)	-	-0.51	-0.28	-	0.03	0.30	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1
<i>Chironomidae</i>	-	-0.11	-0.93	-	0.41	-0.82	-	-1	-1	-	0.88	-0.20	-	-1
<i>Empididae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Simuliidae</i>	-	1	1	-	1	1	-	-	-	-	1	1	-	-
<u>Presas terrestres</u>														
Arachnida (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acanthosomatidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-
Heteroptera (s.i)	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Lygaeidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Pentatomidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Reduviidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Tingidae</i>	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Psyllidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Thysanoptera (s.i)	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Anthomyzidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Bibionidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chloropidae</i>	-	1	-0.28	-	1	-0.53	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
Diptera (s.i)	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Musidae</i>	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Phoridae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piophilidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Syrphidae</i>	-	-	-1	-	1	-0.23	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Xylomyidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cynipidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	1	0.25	-	-1
<i>Formicidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	1	0.54	-	-1
Hymenoptera	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Pteromalidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Sphécidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Tenthredoinidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Buprestidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Carabidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysomelidae</i>	-	1	-0.28	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
Coleoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-
<i>Staphylinidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1



Cuando se analizan los resultados en función de las localidades se observa un patrón similar al de las clases de edad, en el que presas muy abundantes en el medio son poco seleccionadas por las truchas. La selección del alimento oscila considerablemente entre las localidades. De nuevo los *Hydrobiidae* y los imagos aéreos de Efemerópteros son altamente seleccionados (véase tabla 140).

Tabla 140. Valores del índice de selección de presas (IVLEV, 1961) para las distintas localidades del río Furelos. Bentos (*B*), deriva profunda (*DP*), deriva superficial (*DS*), sin identificar (s.i).

	Portodiz			Bran			Barazón		
	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>
<u>Bentos</u>									
<i>Planariidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
Oligochaeta (s.i)	-1	-	-	-0.95	-0.84	1	-	-	-
<i>Erpobdellidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-	-1	-	-
<i>Glossiphoniidae</i>	-	-	-	-1	-1	-	-	-	-
<i>Hirudidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-	-	-
<i>Ancylidae</i>	-1	-1	-	-0.83	1	1	0.64	1	1
<i>Hydrobiidae</i>	0.88	0.77	0.93	1	1	1	0.84	1	0.70
<i>Lymnaeidae</i>	0.57	0.82	0.80	-0.13	0.48	-0.20	0.79	-0.82	-0.66
<i>Sphaeriidae</i>	-1	-	-	0.29	1	1	-	-	-
Hydracharina	-	-1	-1	0.47	-0.92	1	0.48	-0.72	-0.82
<i>Gammaridae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-	-	-
Ostracoda (s.i)	-	-	-	1	1	1	1	1	1
Copepoda (s.i)	-	-	-	-	-1	-	-	-	-
<i>Baetidae</i>	-0.32	1	-0.26	0.32	-0.05	-0.56	0.83	0.53	0.07
<i>Caenidae</i>	-	-	-1	0.57	-0.54	-0.46	-	-1	-1
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	-	-0.69	-0.84	-0.88	-1	-	-1
<i>Ephemeridae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Heptageniidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-	-	-
<i>Leuctridae</i>	-	-	-	1	1	1	0.62	1	1
<i>Aeshnidae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Calopterygidae</i>	-1	-1	-1	-0.01	0.20	-0.31	0.97	-0.39	-0.37
<i>Coenagrionidae</i>	-1	-	-	0.05	-0.84	1	-	-1	-
<i>Cordulegasteridae</i>	-1	-1	-						
<i>Gomphidae</i>	-	-	-	-1	-	-	0.26	1	1
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	-	-0.73	1	1	0.01	1	-0.30
<i>Gerridae</i>	-	1	0.61	-	-	-	-	1	0.18
<i>Sialidae</i>	-	-	-	1	-0.49	1	-	-1	-
<i>Dytiscidae</i>	-	-	-	1	-0.71	1	-	-	-
<i>Elmidae</i>	-1	-1	-	-0.88	-0.88	1	-0.24	-0.15	-0.63
<i>Gyrinidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-1
<i>Hydraenidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-1	-	-
<i>Hydrochidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Brachycentridae</i>	-	-	-	-0.88	1	1	-1	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	-0.24	0.74	0.61	-0.32	1	1	-0.64	1	-0.08
<i>Leptoceridae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Limnephilidae</i>	-1	-	-	1	1	-0.38	1	1	1



<i>Philopotamidae</i>	-	-	-	-0.29	1	1	-1	-	-
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	-	-0.29	1	1	-1	-	-
<i>Psychomyiidae</i>	-	-1	-	-	-1	-	-	-	-1
<i>Rhyacophilidae</i>	-1	-	-	-0.57	1	1	-1	-	-
<i>Sericostomatidae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Thremmatidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Athericidae</i>	-1	-1	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Ceratopogonidae</i>	-	-	-	-	-1	-	-	-	-
<i>Chironomidae</i>	0.21	0.04	0.32	-0.27	-0.61	-0.27	0.37	-0.24	0.01
<i>Empididae</i>	-1	-	-	-1	-1	-	-1	-	-1
<i>Simuliidae</i>	-0.60	-0.52	-0.42	-0.91	-0.78	-0.85	-0.16	0.75	0.43
<i>Tipulidae</i>	-1	-	-	1	1	1	-	-	-
<u>Imagos acuáticos</u>									
Efemeroptera (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	1	1
Trichoptera (s.i)	-	-1	-1	-	1	1	-	1	1
<i>Chironomidae</i>	-	0.76	-0.49	-	1	-0.73	-	1	0.18
<i>Empididae</i>	-	-1	-1	-	-	-1	-	-	-
<i>Simuliidae</i>	-	1	1	-	1	1	-	-	-
<u>Presas terrestres</u>									
Arachnida (s.i)	-	-1	-	-	1	-0.92	-	-	-
<i>Acanthosomatidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Heteroptera (s.i)	-	-1	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Lygaeidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Pentatomidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Reduviidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Tingidae</i>	-	-1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psyllidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Lepidoptera (L) (s.i)	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Anthomyzidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Bibionidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Chloropidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
Diptera (s.i)	-	-	-1	-	1	1	-	1	1
<i>Musidae</i>	-	-1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phoridae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Piophilidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Syrphidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Xylomyidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Cynipidae</i>	-	1	-0.19	-	-	-	-	-	-
<i>Formicidae</i>	-	1	0.34	-	-	-	-	-	-1
Hymenoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Pteromalidae</i>	-	-1	-1	-	-	-	-	-	-1
<i>Sphecidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-1
<i>Tenthredinidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Buprestidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Carabidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Chrysomelidae</i>	-	-	-1	-	1	1	-	-	-1
Coleoptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Staphylinidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-



3.4.3. Río Lengüelle

3.4.3.1. Parámetros mesológicos

3.4.3.1.1. Caudales y velocidad de la corriente

Encontramos un mosaico de flujo de corriente que oscila entre lenta y muy lenta; sin embargo, este mosaico cambia a lo largo de las localidades, mostrando sectores de corriente rápida alternantes, lo que determina una proporción aceptable de rápidos/remansos que se traduce en una selección de substrato heterogénea y que facilitaría su colonización por una fauna de macroinvertebrados diversa, o que *a priori* posibilitaría el desarrollo de una importante población de Salmónidos que tendrían además a su disposición frezaderos de buena calidad, aunque de extensión limitada. La cantidad de agua circulante se mantiene estable a lo largo del tramo estudiado. En la tabla 141 se recogen las principales características morfométricas de las diferentes localidades estudiadas.

Tabla 141. Caracterización morfométrica de las localidades del río Lengüelle.

Parámetros	Lebalde	A Garga	Oroso
Anchura media (m)	15	9.3	7
Profundidad media (m)	0.3	0.39	0.36
Velocidad de corriente media (cm/s)	7.02	2.59	2.64

3.4.3.3.2. Estudio granulométrico

El estudio granulométrico (tabla 142 y figuras 128 y 129) muestra un elevado contenido en gravas en todas las localidades, de hecho, este es el substrato dominante. En cuanto a la proporción relativa de las arenas, esta aumenta río abajo, y las cantidades de finos y pelitas son casi inapreciables en las tres localidades.



Tabla 142. Porcentajes de las distintas fracciones del sedimento en las diferentes localidades.

	Leobalde	A Garga	Oroso
Fracción >2 mm (%)	77.52	79.29	26.69
Fracción >1 mm (%)	15.14	3.89	16.07
Fracción >0.85 mm (%)	2.59	1.29	6.81
Fracción >0.5 mm (%)	3.75	5.89	20.88
Fracción >0.25 mm (%)	0.77	6.70	18.75
Fracción >0.125 mm (%)	0.16	2.48	8.11
Fracción >0.063 mm (%)	0.01	0.33	1.90
Fracción <0.063 mm (%)	0.05	0.12	0.80

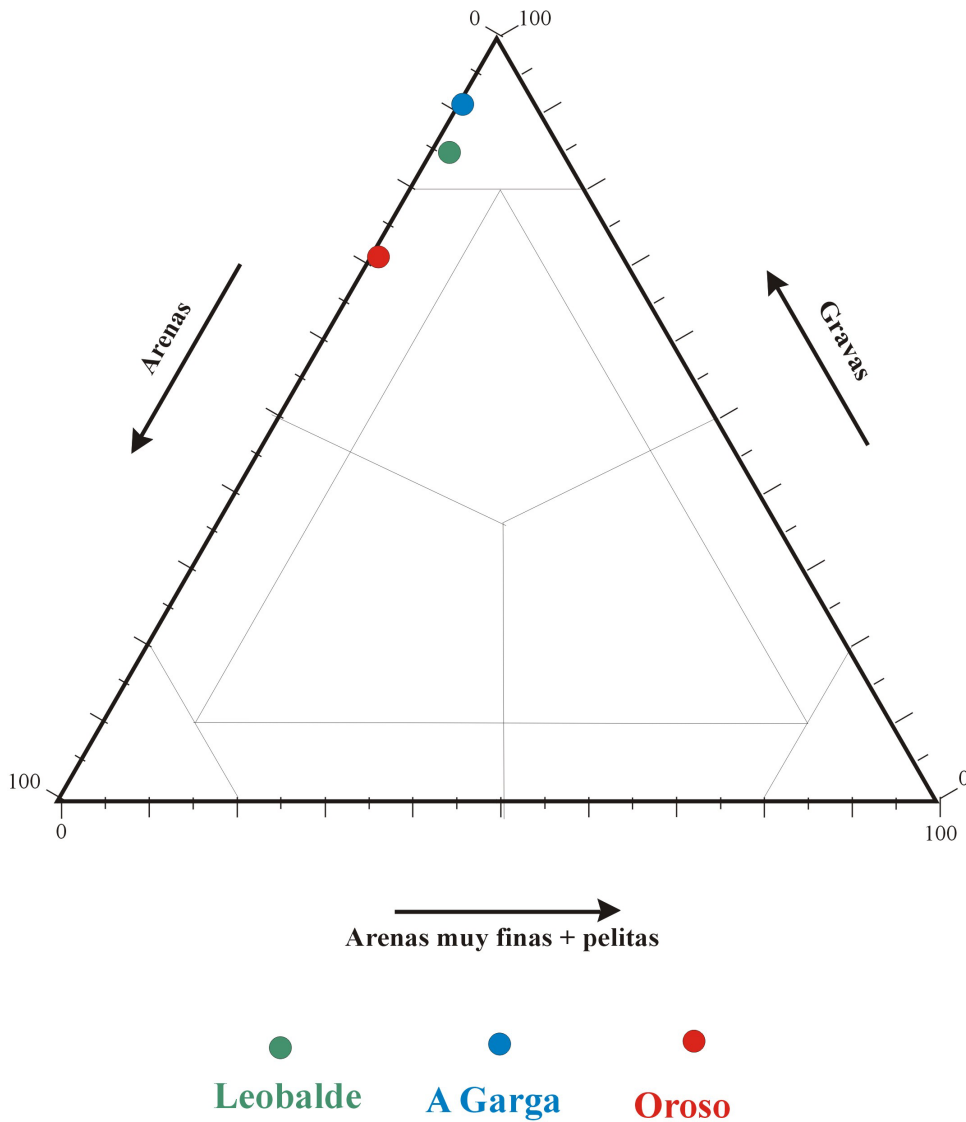


Figura 128. Representación gráfica de la composición granulométrica de las tres localidades de muestreo del río Lengüelle.

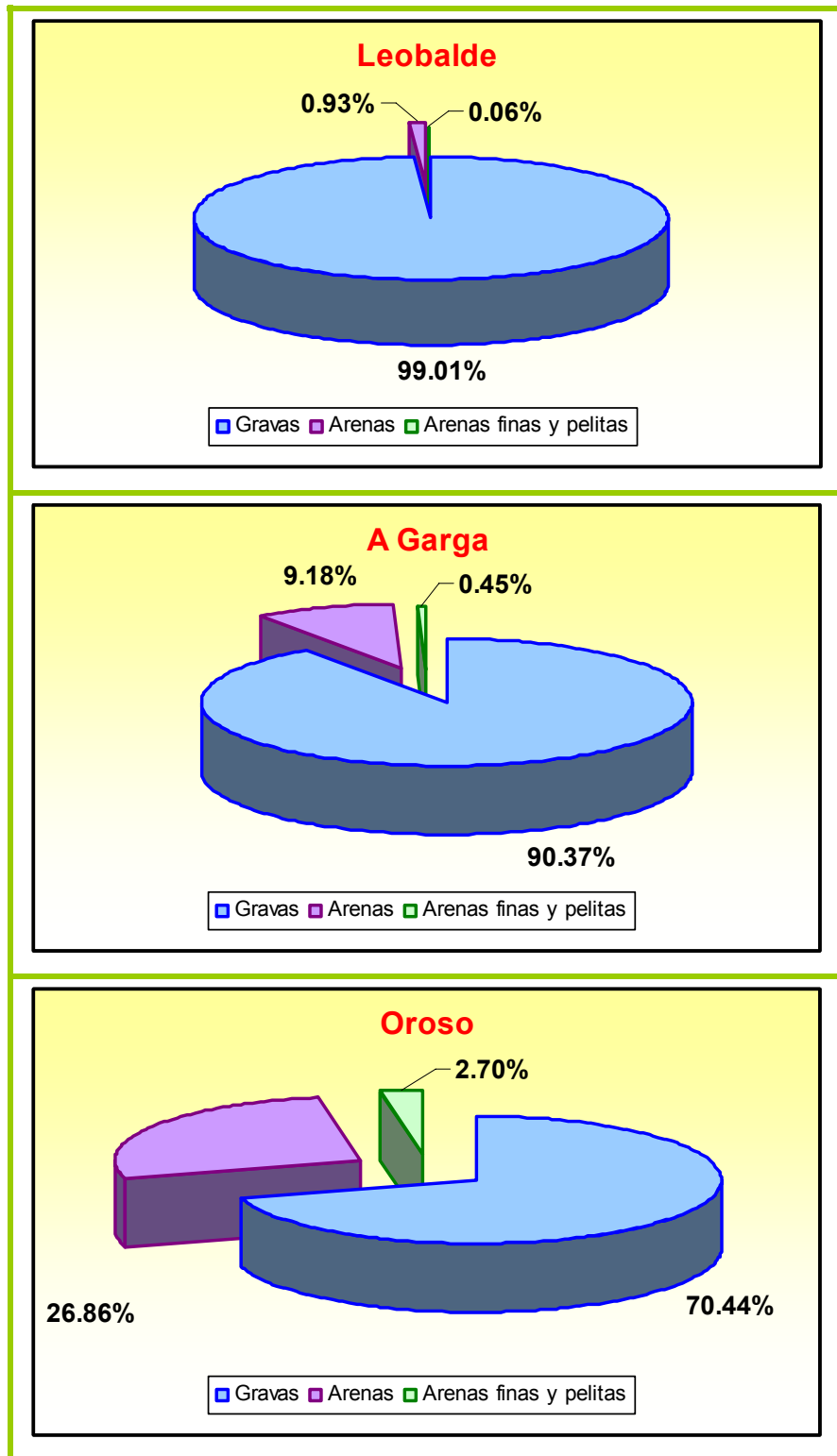


Figura 129. Porcentajes de las distintas fracciones del sedimento en las diferentes localidades.



3.4.3.1. Estudio de la comunidad béntica

La composición faunística del bentos puede ser observada en la tabla 143. La riqueza taxonómica total es de 41 taxones (26 en la localidad de Leobalde y 29 en la localidad de Oroso). El grupo dominante en las muestras del bentos son los *Simuliidae* (el 37.81 % del total), siendo también significativa la presencia de diversas familias de Efemerópteros y Dípteros, concretamente los *Baetidae* (14.55 % del total) y los *Chironomidae* (10.56 % del total).

Tabla 143. Composición faunística y valor nutritivo del bentos en el río Lengüelle. Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	Leobalde		A Garga		Oroso		Todos	
	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)
<i>Planariidae</i>	1	0.10	2	0.53	-	-	3	0.17
Oligochaeta (s.i)	9	0.94	20	5.35	12	2.67	41	2.30
<i>Erpobdellidae</i>	4	0.42	-	-	-	-	4	0.22
<i>Glossiphoniidae</i>	-	-	-	-	2	0.44	2	0.11
<i>Ancylidae</i>	3	0.31	14	3.74	5	1.11	22	1.24
<i>Hydrobiidae</i>	-	-	-	-	1	0.22	1	0.06
<i>Lymnaeidae</i>	6	0.63	4	1.07	17	3.78	27	1.52
<i>Sphaeriidae</i>	4	0.42	1	0.27	24	5.33	29	1.63
Hydracharina	2	0.21	-	-	-	-	2	0.11
<i>Gammaridae</i>	36	3.77	5	1.34	2	0.44	43	2.42
<i>Baetidae</i>	16	1.67	112	29.95	131	29.11	259	14.55
<i>Caenidae</i>	1	0.10	2	0.53	32	7.11	35	1.97
<i>Ephemerellidae</i>	3	0.31	19	5.08	3	0.67	25	1.40
<i>Ephemeridae</i>	4	0.42	7	1.87	-	-	11	0.62
<i>Heptageniidae</i>	-	-	1	0.27	3	0.67	4	0.22
<i>Leptophlebiidae</i>	1	0.10	-	-	-	-	1	0.06
<i>Leuctridae</i>	6	0.63	18	4.81	33	7.33	57	3.20
<i>Aeshnidae</i>	1	0.10	1	0.27	4	0.89	6	0.34
<i>Calopterygidae</i>	3	0.31	4	1.07	19	4.22	26	1.46
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	-	-	4	0.89	4	0.22
<i>Gomphidae</i>	-	-	1	0.27	-	-	1	0.06
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	1	0.27	1	0.22	2	0.11
<i>Sialidae</i>	-	-	-	-	2	0.44	2	0.11
<i>Dytiscidae</i>	-	-	-	-	1	0.22	1	0.06
<i>Elmidae</i>	39	4.08	39	10.43	37	8.22	115	6.46
<i>Gyrinidae</i>	2	0.21	-	-	-	-	2	0.11
<i>Hydraenidae</i>	-	-	1	0.27	-	-	1	0.06
<i>Brachycentridae</i>	-	-	2	0.53	1	0.22	3	0.17
<i>Goeridae</i>	1	0.10	-	-	1	0.22	2	0.11
<i>Hydropsychidae</i>	86	9.00	14	3.74	10	2.22	110	6.18
<i>Limnephilidae</i>	-	-	1	0.27	12	2.67	13	0.73
<i>Philopotamidae</i>	11	1.15	-	-	-	-	11	0.62
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	2	0.53	1	0.22	3	0.17



<i>Rhyacophilidae</i>	10	1.05	-	-	2	0.44	12	0.67
<i>Sericostomatidae</i>	-	-	-	-	18	4.00	18	1.01
<i>Anthomyiidae</i>	1	0.10	-	-	-	-	1	0.06
<i>Athericidae</i>	-	-	1	0.27	6	1.33	7	0.39
<i>Chironomidae</i>	79	8.26	52	13.90	57	12.67	188	10.56
<i>Empididae</i>	2	0.21	2	0.53	-	-	4	0.22
<i>Simuliidae</i>	616	64.44	48	12.83	9	2.00	673	37.81
<i>Tipulidae</i>	9	0.94	-	-	-	-	9	0.51
Nº individuos totales	956		374		450		1780	
Densidad (Nº ind/m ²)	6584.02		2575.75		3099.17		4086	
Coefficiente ecotrófico	-		-		-		1.21	
<u>Valor nutritivo</u>								
Energía (kJ/g)	-		-		-		1155.32	
Proteína (g)	-		-		-		33.09	
Lípidos (g)	-		-		-		7.28	
Fibra (g)	-		-		-		5.78	
Libre de N ₂ (g)	-		-		-		13.59	

3.4.3.3. Estudio de la fauna en deriva

La deriva está dominada por los *items* más abundantes del bentos. El grupo dominante en las muestras de deriva en profundidad son los Dípteros *Simuliidae* (el 35.45 % del total), y *Chironomidae* (31.82 % del total), y para las muestras de deriva en superficie, el grupo dominante son los Efemerópteros *Baetidae* (26.13 % del total), seguidos en menor media por los Dípteros *Simuliidae* (el 19.96 % del total) y los *Chironomidae* (19.34 % del total) (tabla 144). Llama la atención la escasa proporción de fauna exógena en la deriva superficial (el 6.61 % del total).

Tabla 144. Composición faunística y valor nutritivo de la deriva en el río Lengüelle. Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	Leobalde		A Garga		Oroso		Todos			
	Deriva profunda		Deriva superficial		Deriva profunda		Deriva superficial			
	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)		
Bentos										
<i>Planariidae</i>	-	-	-	-	1	0.33	-	-	1	0.21
Oligochaeta (s.i)	-	-	-	-	1	0.33	2	1.77	2	0.91
<i>Hydrobiidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.88	1	0.45
<i>Lymnaeidae</i>	-	-	-	-	3	0.98	-	-	3	0.62
Hydracharina	-	-	1	3.13	7	7.14	14	4.56	23	10.45
<i>Gammaridae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.88	1	0.45
<i>Baetidae</i>	-	-	-	-	2	2.04	122	39.74	19	8.64
<i>Caenidae</i>	-	-	-	-	1	1.02	3	0.98	2	0.91
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	-	-	1	1.02	21	6.84	1	0.45
<i>Leptophlebiidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69

Capítulo 3. Densidad, biomasa y alimentación



<i>Leuctridae</i>	-	-	-	-	1	1.02	-	-	1	0.88	-	-	2	0.91	-	-
<i>Calopterygidae</i>	-	-	-	-	-	-	4	1.30	-	-	1	0.69	-	-	5	1.03
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.88	-	-	1	0.45	-	-
<i>Gerridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1.38	-	-	2	0.41
<i>Dryopidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.33	-	-	-	-	-	-	1	0.21
<i>Elmidae</i>	3	33.33	-	-	2	2.04	3	0.98	9	7.96	4	2.76	14	6.36	7	1.44
<i>Hydraenidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69	-	-	1	0.21
<i>Brachycentridae</i>	-	-	-	-	1	1.02	-	-	-	-	1	0.69	1	0.45	1	0.21
<i>Hydropsychidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.88	2	1.38	1	0.45	2	0.41
<i>Hydroptilidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69	0	0.00	1	0.21
<i>Philopotamidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.33	-	-	-	-	0	0.00	1	0.21
<i>Chironomidae</i>	-	-	-	-	31	31.63	51	16.61	39	34.51	43	29.66	70	31.82	94	19.34
<i>Simuliidae</i>	4	44.44	6	18.75	52	53.06	77	25.08	22	19.47	14	9.66	78	35.45	97	19.96
<u>Imagos acuáticos</u>																
<i>Rhyacophilidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69	-	-	1	0.21
<i>Chironomidae</i>	-	-	8	25.00	-	-	3	0.98	1	0.88	12	8.28	-	-	23	4.73
<i>Empididae</i>	-	-	2	6.25	-	-	-	-	-	-	4	2.76	-	-	6	1.23
<u>Presas terrestres</u>																
Arachnida (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	3.45	-	-	5	1.03
Psoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2.07	-	-	3	0.62
Collembola (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2.07	-	-	3	0.62
Heteroptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2.07	-	-	3	0.62
<i>Lygaeidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2.07	-	-	3	0.62
<i>Miridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69	-	-	1	0.21
<i>Pentatomidae</i>	-	-	1	3.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.21
<i>Cicadellidae</i>	1	11.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.45	-	-
<i>Chloropidae</i>	-	-	1	3.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.21
Diptera (s.i)	-	-	6	18.75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1.23
<i>Dolichopodidae</i>	-	-	1	3.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.21
<i>Lonchoceridae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.33	1	0.88	-	-	1	0.45	1	0.21
<i>Muscidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69	-	-	1	0.21
<i>Chloropidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69	-	-	1	0.21
<i>Braconidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69	-	-	1	0.21
<i>Cynipidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2.07	-	-	3	0.62
<i>Formicidae</i>	1	11.11	1	3.13	-	-	1	0.33	-	-	-	-	1	0.45	2	0.41
<i>Pteromalidae</i>	-	-	1	3.13	-	-	-	-	-	-	2	1.38	-	-	3	0.62
Coleoptera (s.i)	-	-	1	3.13	-	-	-	-	-	-	2	1.38	-	-	3	0.62
<i>Chrysomellidae</i>	-	-	2	6.25	-	-	-	-	-	-	2	1.38	-	-	4	0.82
<i>Curculionidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1.38	-	-	2	0.41
<i>Staphilinidae</i>	-	-	1	3.13	-	-	-	-	-	-	1	0.69	-	-	2	0.41
<i>Panorpidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.69	-	-	1	0.21
Nº individuos	9		32		98		307		113		145		220		484	
Densidad (Nº ind/m ³ * hora)	15.21		62.13		419.80		1510.71		488.08	1	719.46		307.69		764.1	
<u>Valor nutritivo</u>																
Energía (Kj/g)	-		-		-		-		-		-		-		15431.45	
Proteína (g)	-		-		-		-		-		-		-		423.70	
Lípidos (g)	-		-		-		-		-		-		-		92.85	
Fibra (g)	-		-		-		-		-		-		-		53.39	
Libre de N ₂ (g)	-		-		-		-		-		-		-		182.54	



En la tabla 145 se muestra la tendencia a derivar en las tres localidades muestreadas en este río. De los resultados obtenidos se puede observar que algunos invertebrados del bentos como los *Simuliidae* tienden a derivar, tanto en la columna de agua como en profundidad, indistintamente de la localidad analizada.

Tabla 145. Tendencia a derivar de los invertebrados en el río Lengüelle. Sin identificar (s.i).

	Leobalde		A Garga		Oroso	
	Deriva profunda	Deriva superficial	Deriva profunda	Deriva superficial	Deriva profunda	Deriva superficial
<u>Bentos</u>						
<i>Planariidae</i>	0	0	0	0.38	-	-
Oligochaeta (s.i)	0	0	0	0.06	0.40	0
<i>Erpobdellidae</i>	0	0	-	-	-	-
<i>Glossiphoniidae</i>	-	-	-	-	0	0
<i>Ancylidae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrobiidae</i>	-	-	-	-	0.80	0
<i>Lymnaeidae</i>	0	0	0	0.48	0	0
<i>Sphaeriidae</i>	0	0	0	0	0	0
Hydracharina	0	0.94	1	1	1	1
<i>Gammaridae</i>	0	0	0	0	0.67	0
<i>Baetidae</i>	0	0	0.06	0.57	0.34	0.11
<i>Caenidae</i>	0	0	0.66	0.65	0.11	0
<i>Ephemerellidae</i>	0	0	0.17	0.57	0	0.51
<i>Ephemeridae</i>	0	0	0	0	-	-
<i>Leptophlebiidae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Leptophlebiidae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Leuctridae</i>	0	0	0.17	0	0.11	0
<i>Aeshnidae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Calopterygidae</i>	0	0	0	0.55	0	0.14
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	-	-	0	0
<i>Gomphidae</i>	-	-	0	0	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	0	0	0.80	0
<i>Gerridae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Sialidae</i>	-	-	-	-	0	0
<i>Dytiscidae</i>	-	-	-	-	0	0
<i>Dryopidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Elmidae</i>	0.89	0	0.16	0.09	0.49	0.25
<i>Gyrinidae</i>	0	0	-	-	-	-
<i>Hydraenidae</i>	-	-	0	0	0	1
<i>Brachycentridae</i>	-	-	0.66	0	0	0.76
<i>Goeridae</i>	0	0	-	-	0	0
<i>Hydropsychidae</i>	0	0	0	0	0.28	0.38
<i>Hydroptilidae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Leptoceridae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilidae</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Philopotamidae</i>	0	0	0	1	-	-
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Rhyacophilidae</i>	0	0	-	-	0	0
<i>Sericostomatidae</i>	-	-	-	-	0	0



<i>Anthomyiidae</i>	0	0	-	-	-	-
<i>Athericidae</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	-	-	0.69	0.54	0.73	0.70
<i>Empididae</i>	-	-	0	0	-	-
<i>Simuliidae</i>	0.41	0.23	0.81	0.66	0.91	0.83
<i>Tipulidae</i>	0	0	-	-	-	-
<u>Imagos acuáticos</u>	-	-	-	-	-	-
<i>Rhyacophilidae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Chironomidae</i>	0	1	0	1	1	1
<i>Empididae</i>	0	1	-	-	0	1
<u>Presas terrestres</u>	-	-	-	-	-	-
Arachnida (s.i)	-	-	-	-	0	1
Psoptera (s.i)	-	-	-	-	0	1
Collembola (s.i)	-	-	-	-	0	1
Heteroptera (s.i)	-	-	-	-	0	1
Lygaeidae	-	-	-	-	0	1
Miridae	-	-	-	-	0	1
Pentatomidae	0	1	-	-	-	-
Cicadellidae	1	0	-	-	-	-
Chloropidae	0	1	-	-	-	-
Diptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
Dolichopodidae	0	1	-	-	-	-
Lonchopteridae	-	-	0	1	1	0
Muscidae	-	-	-	-	0	1
Chloropidae	-	-	-	-	0	1
Braconidae	-	-	-	-	0	1
Cynipidae	-	-	-	-	0	1
Formicidae	1	1	0	1	-	-
Pteromalidae	0	1	-	-	0	1
Coleoptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
Chrysomelidae	0	1	-	-	0	1
Curculionidae	-	-	-	-	0	1
Staphilinidae	0	1	-	-	0	1
Panorpidae	-	-	-	-	0	1

3.4.3.4. Dinámica de la población de Salmónidos

3.4.3.4.1. Parámetros poblacionales

La biomasa total calculada para cada localidad puede ser comparada en la tabla 146.

Tabla 146. Biomasa total calculada para cada una de las localidades muestreadas en el río Lengüelle.

	Leobalde	A Garga	Oroso	Río
Biomasa truchas (g/100m ²)	335.88	300.83	374.29	1011



La clase de edad mayoritaria en el tramo estudiado es la 1+ (figura 130), presentando una densidad de 0.33 individuos/m² y una biomasa de 6.03 g/m². En la tabla 147 se presenta información relativa al número de individuos, biomasa, densidad y producción de las truchas por clase de edad. El valor medio de biomasa de truchas (10.11 g/m²) y de densidad (0.56 indiv/m²) del tramo de río estudiado presenta valores altos para el conjunto de los ríos gallegos (más de 15 g/m² serían muy altos y menos de 8 g/m² serían valores medios; véanse los valores de referencia señalados en el epígrafe de metodología).

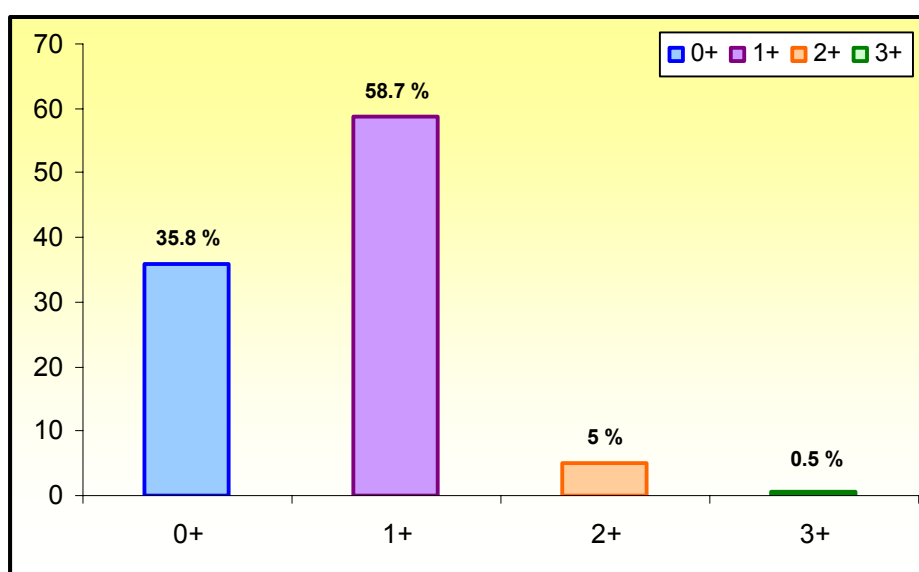


Figura 130. Representación gráfica de la estructura de la población en porcentajes.

Tabla 147. Estimaciones del número de individuos, biomasa y densidad de las truchas por clase de edad en el río Lengüelle.

	Nº individuos muestreados	Nº individuos estimados	Biomasa (g/m ²)	Densidad (Nº ind/m ²)	Producción (g/m ² *año)	P/B
0+	300	30136.99	0.64	0.20	2.09	3.26
1+	491	49324.20	6.03	0.33	13.10	2.17
2+	42	4219.18	2.85	0.03	2.11	0.74
3+	4	401.83	0.58	0.0028	-	-
Todas	837	84082.19	10.11	0.56	5.67	1.71



3.4.3.4.2. Supervivencia y mortalidad

En la tabla 148 se incluyen los valores de supervivencia y mortalidad para el tramo de río estudiado. El cálculo teórico de los dos componentes de la mortalidad, la mortalidad natural y la llamada mortalidad por pesca, nos indica que, en el tramo escogido, la presión es alta y representa alrededor del 80 % de la mortalidad total de las truchas, por lo que se hace imprescindible introducir variables de gestión encaminadas a reducir este fenómeno.

Tabla 148. Supervivencia y mortalidad entre las diferentes clases de edad en el río Lengüelle, siguiendo los distintos métodos de cálculo.

	Tasa de supervivencia (S)	Tasa instantánea de mortalidad (Z)	Mortalidad (M)	Mortalidad natural	Mortalidad por pesca
0+-1+	0.26	-	-	-	-
1+-2+	0.37	2.46	-	-	2.14
2+-3+	0.05	2.35	-	-	2.03
3+-4+	0	-	-	-	-
Todas	-	-	-0.44	0.32	-
Promedio	0.29	2.41	-	-	2.08

3.4.3.5. Descripción de la dieta

En los 38 estómagos analizados se identificaron 958 presas agrupadas en 50 *items*. El número medio de presas consumidas fue 25.13 (rango comprendido entre 4 y 173) y el número medio de *items* por trucha fue 7.68 (2 como valor mínimo y 17 como máximo). En la tabla 149 se incluye información relativa a las características de la dieta del río Lengüelle. El solapamiento trófico entre las clases de edad es muy elevado (tabla 150).

En el dendrograma de similitud que agrupa los individuos de esta estación en función de su dieta (figura 131), el valor del índice es muy bajo. Además, no se observa ningún patrón en común entre sexos, localidades o clases de edad.



Tabla 149. Características de la dieta de las truchas del río Lengüelle (media ± error típico de la media).

	Lengüelle				
	0+	1+	2+	3+	Todas
Relación fauna aérea (%)	1.71 ± 1.155	20.72 ± 5.224	28.49 ± 6.180	11.37 ± 2.451	20 ± 3.409
Nº presas totales	20.66 ± 7.205	23.66 ± 2.736	30.93 ± 10.428	13 ± 2.121	25.13 ± 4.617
Nº presas bentónicas	20 ± 6.947	18.83 ± 2.704	15.31 ± 2.742	9.75 ± 1.931	16.57 ± 1.810
Nº imagos acuáticos	0.5 ± 0.341	3.83 ± 1.319	13.56 ± 8.562	0.25 ± 0.25	7.02 ± 3.683
Nº presas terrestres	-	1 ± 0.426	1.62 ± 0.426	1.25 ± 0.629	1.13 ± 0.244
Otras presas	0.16 ± 0.166	-	0.43 ± 0.302	1.75 ± 0.75	0.39 ± 0.166
Nº <i>Items</i>	4.66 ± 0.333	7.83 ± 0.519	8.43 ± 1.190	8.75 ± 0.75	7.68 ± 0.568
Diversidad trófica, Margalef	1.39 ± 0.183	2.22 ± 0.147	2.38 ± 0.275	3.01 ± 0.275	2.24 ± 0.145
Diversidad trófica, Shannon–Wiener	0.46 ± 0.066	0.71 ± 0.032	0.68 ± 0.071	0.87 ± 0.017	0.67 ± 0.037
Equidad, Pielou	0.68 ± 0.084	0.81 ± 0.0026	0.81 ± 0.040	0.94 ± 0.026	0.80 ± 0.024
Variedad de la dieta	-	-	-	-	50
Índice de Uniformidad	0.40 ± 0.059	0.62 ± 0.028	0.59 ± 0.062	0.76 ± 0.018	0.59 ± 0.032
Dominancia	2.16 ± 0.754	2.47 ± 0.286	3.24 ± 1.092	1.36 ± 0.222	2.63 ± 0.483
Amplitud de nicho	0.46	0.40	0.31	0.73	0.38
Nº truchas	6	12	16	4	38

Tabla 150. Solapamiento trófico entre las clases de edad del río Lengüelle.

Clase de edad	Solapamiento trófico (%)
0+-1+	91.70
0+-2+	80.51
0+-3+	96.17
1+-2+	88.81
1+-3+	87.79
2+-3+	76.73

Las presas más importantes, en términos de abundancia, fueron las larvas de Simúlidos en truchas 0+ y 1+ (el 59.68 % y el 21.63 % respectivamente), los imagos aéreos de Tricópteros en truchas 2+ (37.58 % respectivamente) y los Limnefílicos (21.57 %) en los individuos 3+.

Si tenemos en cuenta el índice de frecuencia (F), el alimento preferencial para las truchas de este río son los Quironómidos y los Simúlidos en estado larvario, las ninfas de Baétidos y los imagos aéreos de Tricópteros.

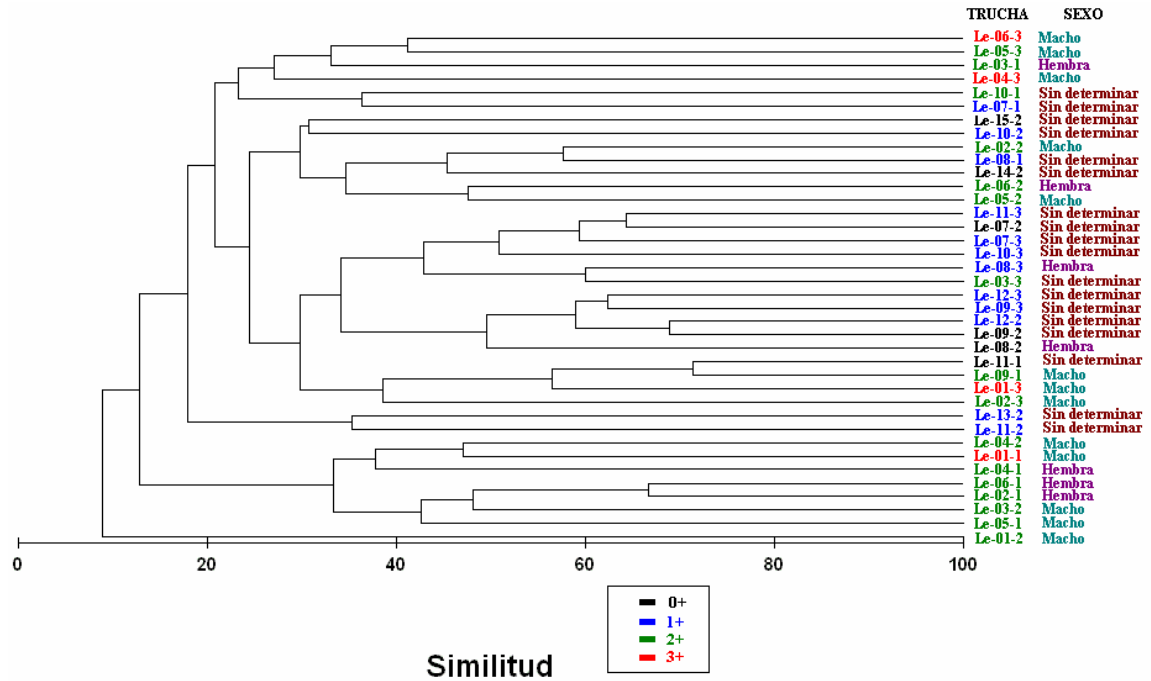


Figura 131. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del río Lengüelle de la composición faunística consumida por cada trucha.

El 65.97 % del total de las presas consumidas por las truchas del río Lengüelle está compuesto por presas acuáticas y el 32.46 % lo constituye el alimento en superficie (figura 132). La relación media individual de presas en superficie es del 20 % (rango comprendido entre el 0 % y el 82.66 %). En la tabla 151 se incluye información relativa a la composición faunística de la dieta de este río.

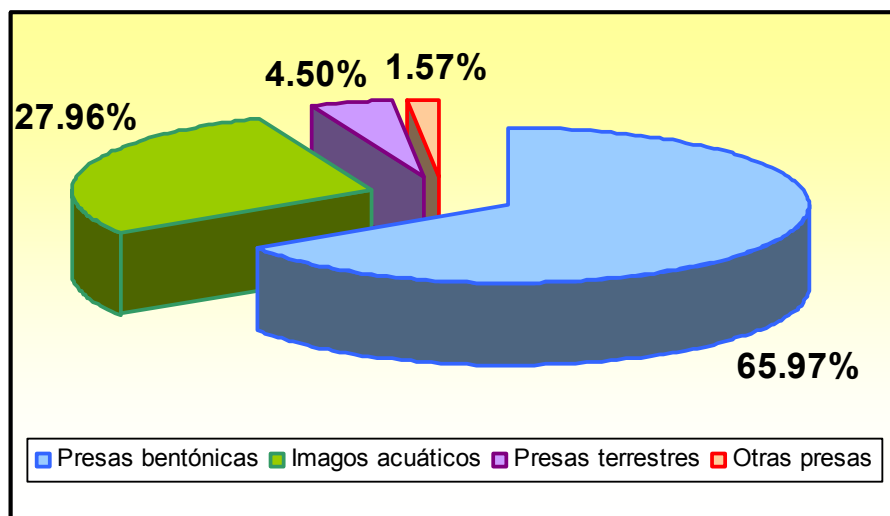


Figura 132. Diagrama de sectores de la composición faunística de la dieta del río Lengüelle.



Tabla 151. Composición faunística de la dieta del río Lengüelle según la clase de edad. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

	0+			1+			2+			3+			Todas		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
<u>Bentos</u>															
<i>Ancylidae</i>	-	-	-	1	0.35	8.33	2	0.40	12.5	-	-	-	3	0.31	7.89
<i>Hydrobiidae</i>	-	-	-	19	6.69	25	-	-	-	-	-	-	19	1.99	7.89
<i>Lymnaeidae</i>	1	0.81	16.67	16	5.63	33.33	37	7.47	43.75	1	1.92	25	55	5.76	34.21
<i>Sphaeriidae</i>	-	-	-	5	1.76	16.67	7	1.41	37.5	1	1.92	25	13	1.36	23.68
<i>Gammaridae</i>	1	0.81	16.67	3	1.06	8.33	2	0.40	12.5	-	-	-	6	0.63	10.53
Ostracoda (s.i)	1	0.81	16.67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.10	2.63
<i>Baetidae</i>	16	12.9	83.33	47	16.55	83.33	20	4.04	56.25	5	9.62	75	88	9.21	71.05
<i>Caenidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.20	6.25	1	1.92	25	2	0.21	5.26
<i>Leuctridae</i>	2	1.61	33.33	1	0.35	8.33	5	1.01	25	-	-	-	8	0.84	18.42
<i>Aeshnidae</i>	-	-	-	3	1.06	8.33	1	0.2	6.25	-	-	-	4	0.42	5.26
<i>Calopterygidae</i>	1	0.81	16.67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.10	2.63
<i>Cordulegasteridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.92	25	1	0.10	2.63
<i>Gerridae</i>	-	-	-	-	-	-	7	1.41	25	2	3.85	50	9	0.94	15.79
<i>Dytiscidae</i>	-	-	-	4	1.41	16.67	4	0.81	18.75	-	-	-	8	0.84	13.16
<i>Elmidae</i>	-	-	-	2	0.70	16.67	2	0.40	12.50	-	-	-	4	0.42	10.53
<i>Gyrinidae</i>	-	-	-	3	1.06	8.33	1	0.20	6.25	-	-	-	4	0.42	5.26
<i>Goeridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.92	25	1	0.10	2.63
<i>Hydropsychidae</i>	1	0.81	16.67	11	3.87	50	16	3.23	37.50	2	3.85	50	30	3.14	36.84
<i>Lepidostomatidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.92	25	1	0.10	2.63
<i>Leptoceridae</i>	1	0.81	16.67	3	1.06	25	3	0.61	18.75	-	-	-	7	0.73	15.79
<i>Limnephilidae</i>	-	-	-	2	0.70	16.67	48	9.70	68.75	11	21.15	100	61	6.39	44.74
<i>Philopotamidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.20	6.25	-	-	-	1	0.10	2.63
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	-	1	0.35	8.33	1	0.20	6.25	-	-	-	2	0.21	5.26
<i>Psychomyiidae</i>	1	0.81	16.67	1	0.35	8.33	-	-	-	1	1.92	25	3	0.31	7.89
<i>Rhyacophilidae</i>	-	-	-	6	2.11	50.00	10	2.02	25	2	3.85	50	18	1.88	31.58
<i>Sericostomatidae</i>	-	-	-	1	0.35	8.33	1	0.20	6.25	1	1.92	25	3	0.31	7.89
<i>Chironomidae</i>	21	16.94	100	35	12.32	100	37	7.47	75	3	5.77	50	96	10.05	84.21
<i>Empididae</i>	-	-	-	1	0.35	8.33	-	-	-	-	-	-	1	0.10	2.63
<i>Limoniidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.20	6.25	-	-	-	1	0.10	2.63
<i>Simuliidae</i>	74	59.68	83.33	61	21.48	83.33	38	7.68	56.25	6	11.54	50	179	18.74	68.42
<u>Imagos acuáticos</u>															
Efemeroptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	1	0.20	6.25	-	-	-	1	0.10	2.63
Odonata (s.i)	-	-	-	-	-	-	1	0.20	6.25	-	-	-	1	0.10	2.63
Trichoptera (s.i)	-	-	-	29	10.21	75	186	37.58	62.50	1	1.92	25	216	22.62	52.63
<i>Chironomidae</i>	3	2.42	33.33	17	5.99	50	27	5.45	50	-	-	-	47	4.92	42.11
<u>Presas terrestres</u>															
Arachnida (s.i)	-	-	-	-	-	-	1	0.20	6.25	-	-	-	1	0.10	2.63
Heteroptera (s.i)	-	-	-	1	0.35	8.33	1	0.20	6.25	-	-	-	2	0.21	5.26
<i>Pentatomidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.20	6.25	-	-	-	1	0.10	2.63



<i>Cicadellidae</i>	-	-	-	3	1.06	16.67	-	-	-	-	-	-	3	0.31	5.26
<i>Geometridae</i>	-	-	-	1	0.35	8.33	-	-	-	-	-	-	1	0.10	2.63
Diptera (s.i)	-	-	-	4	1.41	25.00	7	1.41	31.25	1	1.92	25	12	1.26	23.68
<i>Dolichopodidae</i>	-	-	-	1	0.35	8.33	1	0.20	6.25	-	-	-	2	0.21	5.26
<i>Musidae</i>	-	-	-	1	0.35	8.33	1	0.20	6.25	1	1.92	25	3	0.31	7.89
<i>Apoidea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.92	25	1	0.10	2.63
<i>Formicidae</i>	-	-	-	-	-	-	3	0.61	12.50	-	-	-	3	0.31	5.26
<i>Ichneumonidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.20	6.25	-	-	-	1	0.10	2.63
<i>Chrysomelidae</i>	-	-	-	-	-	-	5	1.01	12.50	-	-	-	5	0.52	5.26
Coleoptera (s.i)	-	-	-	1	0.35	8.33	5	1.01	25	2	3.85	25	8	0.84	13.16
<u>Otras presas</u>															
Resto vegetal	-	-	16.67	-	-	-	-	-	81.25	-	-	100	-	-	50
Semilla	-	-	-	-	-	-	-	-	12.50	-	-	-	-	-	7.89
Piedras	-	-	-	-	-	-	-	-	25	-	-	75	-	-	26.32
Nematoda	-	-	-	-	-	25	-	-	75	-	-	-	-	-	39.47
Exuvia tricóptero	-	-	-	-	-	8.33	-	-	-	-	-	-	-	-	18.42
No identificada	1	0.81	16.67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.10	2.63
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	-	-	-	-	-	-	3	0.61	12.50	4	7.69	50	7	0.73	13.16
Huevo <i>P. duriense</i>	-	-	-	-	-	-	4	0.81	12.50	3	5.77	50	7	0.73	10.53

El porcentaje de alimento consumido en superficie es diferente entre las cohortes, y no se han encontrado diferencias entre los sexos ($F = 3.047$; $Sig = 0.042$, $F = 2.252$; $Sig = 0.120$ respectivamente), siendo la proporción de alimento exógeno mayor en la clase de edad 2+ (28.49 ± 6.180). Tanto la diversidad trófica según Shannon-Wiener como el número de presas totales es semejante entre los sexos ($F = 3.081$; $Sig = 0.059$, $F = 0.844$; $Sig = 0.438$ respectivamente). Entre las clases de edad, el índice de Shannon-Wiener es mayor en la cohorte 3+ ($F = 3.267$; $Sig = 0.033$), no existiendo diferencias en el nº de presas totales ($F = 0.503$; $Sig = 0.683$).

El consumo de peces es frecuente entre las cohortes 2+ y 3+, y en esta estación de muestreo se puede establecer que la adquisición de este tipo de presa se produce en truchas de edad 2+ y con una talla mayor que 21.1 cm. Los coeficientes de variación se recogen en la tabla 152.



Tabla 152. Coeficientes de variación de los tipos de presas consumidos, talla y peso.

	0+	CV	1+	CV	2+	CV	3+	CV
Variedad dieta	4.67	17.50	7.83	22.99	8.44	56.42	8.75	17.14
Nº presas totales	20.67	85.40	23.67	40.06	30.94	134.83	13	32.64
Nº presas del bentos	20	85.09	18.83	49.75	15.31	71.65	9.75	39.61
Nº imagos acuáticos	0.50	167.33	3.83	119.20	13.56	252.52	0.25	200
Nº presas terrestres	0	-	1	147.71	1.63	105.10	1.25	100.66
Nº otras presas	0.17	244.95	0	-	0.44	276.42	1.75	85.71
Longitud furcal (cm)	6.6	7.36	12.73	5.15	19.72	10.12	25.55	3.28
Peso (g)	3.75	23.56	29.68	18.93	107.88	33.45	211.75	6.75

3.4.3.5.1. Contenido estomacal

El peso seco y húmedo medio del contenido estomacal fue $0.087 \text{ g} \pm 0.0270$ y $0.439 \text{ g} \pm 0.135$ respectivamente, mientras que el índice de repleción medio fue $0.879 \% \pm 0.187$. A su vez el peso medio colectivo fue el 0.56% . No se han encontrado diferencias en peso húmedo y seco del contenido estomacal entre los sexos ($F = 3.105$; $\text{Sig} = 0.057$, $F = 3.125$; $\text{Sig} = 0.056$ respectivamente).

La ración media consumida en el momento de la captura (tabla 153) es inferior a la teórica en el laboratorio ($t = -6.749$; $gl = 37$; $\text{Sig} < 0.001$), a la de mantenimiento ($t = -7.382$; $gl = 37$; $\text{Sig} < 0.001$) y a la ración máxima potencial ($t = -7.382$; $gl = 37$; $\text{Sig} < 0.001$).

Tabla 153. Valores de alimento ingerido y raciones teóricas para las truchas del río Lengüelle (media \pm error típico de la media).

	0+	1+	2+	3+	Todas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	0.22 ± 0.021	1.78 ± 0.097	6.47 ± 0.541	12.70 ± 0.428	4.66 ± 0.654
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.065 ± 0.029	0.30 ± 0.045	0.70 ± 0.310	0.34 ± 0.118	0.43 ± 0.135
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.013 ± 0.0055	0.06 ± 0.008	0.14 ± 0.06	0.07 ± 0.023	0.087 ± 0.0270
Índice de repleción (%)	1.89 ± 0.957	1.02 ± 0.128	0.57 ± 0.204	0.16 ± 0.053	0.87 ± 0.187
Ración de mantenimiento (g/día)	0.053 ± 0.0042	0.23 ± 0.009	0.59 ± 0.036	0.97 ± 0.030	0.43 ± 0.048
Ración máxima potencial (g/día)	0.078 ± 0.0054	0.42 ± 0.023	1.06 ± 0.084	2.01 ± 0.087	0.80 ± 0.098



3.4.3.5.2. Talla media de presa

La talla media de presa consumida en este río es $9.94 \text{ mm} \pm 0.471$. La relación entre esta y la talla del pez fue 0.0072 ± 0.00061 . Mientras que la talla media consumida es semejante entre clases de edad y sexos ($F = 0.677$; $\text{Sig} = 0.572$, $F = 0.941$; $\text{Sig} = 0.400$ respectivamente), la relación entre la talla presa/talla pez es diferente entre cohortes y sexos ($F = 15.921$; $\text{Sig} < 0.001$, $F = 9.709$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente), y es mayor en la clase de edad 0+ (0.013 ± 0.00155) y en las hembras (0.0062 ± 0.00047).

En la tabla 154 se muestran las correlaciones estadísticamente significativas. Se ha observado que la talla media de presa está relacionada con la condición somática de las truchas.

Tabla 154. Correlaciones para la talla media y relación talla presa/talla pez en el río Lengüelle.

	Talla media presas (mm)		Talla presa/talla pez	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Longitud furcal (cm)	-	-	-0.69	< 0.001
Peso (g)	-	-	-0.67	< 0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	-0.59	< 0.001
Radio escama (mm)	-	-	-0.66	< 0.001
Retrocálculo (cm)	-	-	-0.66	< 0.001
Índice condición	0.34	0.037	-	-
Índice peso relativo	0.33	0.045	-	-
Hígado (g)	-	-	-0.59	< 0.001
Alimento en superficie (%)	-	-	-0.34	0.038
Nº presas terrestres	-	-	-0.36	0.027
Nº otras presas	-	-	-0.42	0.008
Margalef	-	-	-0.39	0.015
Pielou	-	-	-0.33	0.046
Shannon-Wiener	-	-	-0.35	0.032
Índice de uniformidad	-	-	-0.35	0.033
Proteína (%)	-0.48	0.002	-	-
Lípidos (%)	-	-	-0.42	0.008
Fibra (%)	0.36	0.027	-	-
Libre nitrógeno (%)	0.32	0.050	-	-
Relación E/P	0.34	0.036	-	-
Ración máxima potencial (g/día)	-	-	-0.67	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	-	-	-0.68	< 0.001
Talla media presas (mm)	-	-	0.39	0.015



3.4.3.6. Calidad de la dieta

La dieta media por trucha contiene 9.12 kJ/g de energía, y está compuesta por el 49.80 % de proteínas, el 29.57 % de extracto libre de nitrógeno, el 12.23 % de lípidos y el 8.40 % de fibra (figura 133). En la tabla 155 se muestran los valores de la calidad de la dieta.

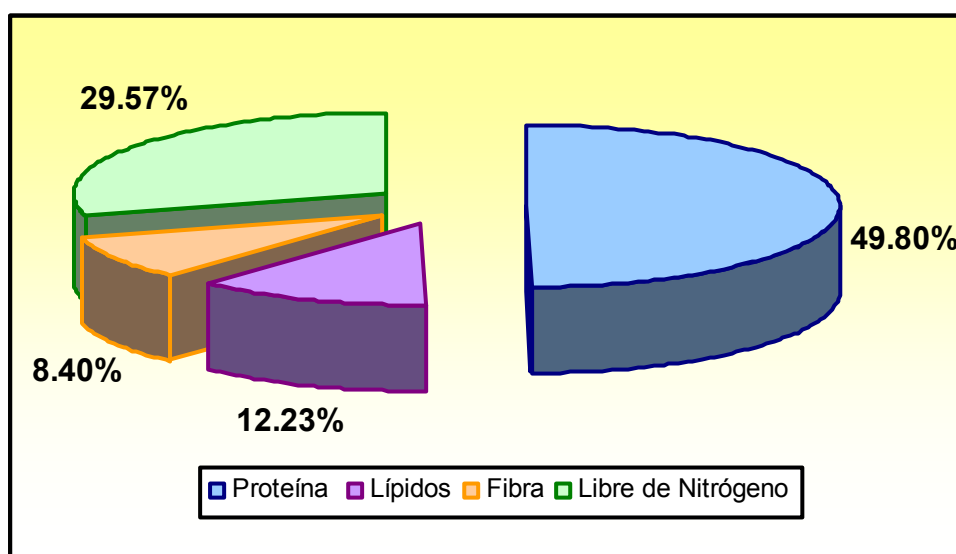


Figura 133. Diagrama de sectores de la calidad de la dieta del río Lengüelle.

Tabla 155. Valores de los componentes del alimento ingerido por las truchas del río Lengüelle (media ± error típico de la media).

	0+	1+	2+	3+	Muestra
Energía ingerida (kJ/g)	1.83 ± 0.322	4.83 ± 0.946	13.55 ± 4.017	15.25 ± 7.991	9.12 ± 2.025
Proteína ingerida (%)	59.26 ± 0.749	49.93 ± 3.471	46.84 ± 1.517	47.02 ± 5.616	49.80 ± 1.519
Lípidos ingeridos (%)	8.91 ± 0.589	10.65 ± 1.115	13.67 ± 0.761	16.12 ± 1.866	12.23 ± 0.623
Fibra ingerida (%)	6.08 ± 1.550	6.95 ± 0.671	9.93 ± 0.750	10.07 ± 0.839	8.40 ± 0.520
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	25.73 ± 1.170	32.45 ± 4.408	29.54 ± 1.864	26.74 ± 7.512	29.57 ± 1.756
E/P	0.03 ± 0.005	0.105 ± 0.022	0.28 ± 0.079	0.28 ± 0.116	0.18 ± 0.039

En la tabla 156 se muestran los valores obtenidos en los análisis de variancia de la calidad de la dieta. Así el contenido en lípidos y fibra es mayor en los individuos 3+ (116.12 % ± 1.866 y 10.07 % ± 0.839 respectivamente), mientras que las proteínas lo son en la cohorte 0+ (59.26 % ± 0.749). Por otro lado, los valores de energía, de lípidos,



y la relación E/P son mayores en los machos (15.32 kJ/g \pm 4.813, 14.35 % \pm 0.909, 0.30 \pm 0.900 respectivamente) que en las hembras (10.24 kJ/g \pm 2.849, 13.01 % \pm 1.108, 0.23 \pm 0.069 respectivamente), y el porcentaje de fibra consumido en la dieta es significativamente mayor en las hembras (10.74 % \pm 1.209) que en los machos (9.46 % \pm 0.649).

Tabla 156. Anovas para la calidad de la dieta en función del sexo y las cohortes del río Lengüelle.

	Clases de edad		Sexo	
	F	Significación (α)	F	Significación (α)
Energía (kJ/g)	2.392	0.086	4.008	0.027
Proteína (%)	3.160	0.037	2.619	0.087
Lípidos (%)	6.089	0.002	9.277	0.001
Fibra (%)	4.362	0.011	7.311	0.002
Libre nitrógeno (%)	0.606	0.616	0.438	0.649
Relación E/P	2.779	0.056	4.156	0.024

En la tabla 157 se muestran las correlaciones significativas para la calidad de la dieta de las truchas del río Lengüelle. El contenido energético de la dieta aumenta con la dominancia de la misma.

Tabla 157. Correlaciones para los componentes de la calidad de la dieta del río Lengüelle.

	Energía (kJ/g)		Proteína (%)		Lípidos (%)		Fibra (%)		Libre nitrógeno (%)		Relación E/P	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Longitud furcal (cm)	0.44	0.006	-0.35	0.030	0.61	< 0.001	0.51	0.001	-	-	0.45	0.005
Peso (g)	0.43	0.007	-	-	0.61	< 0.001	0.49	0.002	-	-	0.43	0.007
Índice condición	-	-	-0.41	0.011	-	-	-	-	0.38	0.02	-	-
Índice peso relativo	-	-	-0.32	0.054	-	-	-	-	-	-	-	-
Hígado (g)	0.38	0.019	-	-	-	-	0.56	< 0.001	-	-	0.40	0.013
Fecundidad relativa (n°/Kg)	-0.85	0.016	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.83	0.021
Abundancia relativa (%)	0.78	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	0.78	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.47	0.003	-	-	-	-	-	-	-	-	0.46	0.004
N° presas totales	0.78	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	0.78	< 0.001
N° presas del bentos	-	-	-	-	-	-	-0.36	0.025	-	-	-	-
N° imagos acuáticos	0.81	< 0.001	-	-	0.29	0.081	-	-	-	-	0.81	< 0.001
N° presas terrestres	0.46	0.003	-	-	-	-	-	-	-	-	0.47	0.003
Variedad dieta	0.43	0.006	-	-	-	-	-	-	-	-	0.45	0.004
Pielou	-0.33	0.043	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.34	0.037
Dominancia	0.78	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	0.78	< 0.001
Amplitud de nicho	-0.33	0.040	-	-	-	-	0.39	0.017	-	-	-0.33	0.041
Energía (kJ/g)	-	-	-	-	-	-	0.28	0.088	-	-	0.99	< 0.001
Proteínas (%)	-	-	-	-	-	-	-0.36	0.028	-0.81	0.00	-	-



Lípidos (%)	0.53	0.001	-	-	-	-	0.64	< 0.001	-0.67	0.00	0.47	0.003
Fibra (%)	0.28	0.088	-0.36	0.028	0.64	< 0.001	-	-	-	-	0.31	0.062
Libre nitrógeno (%)	-	-	-0.81	< 0.001	-0.67	< 0.001	-	-	-	-	-	-
Relación E/P	0.99	< 0.001	-	-	0.47	0.003	0.31	0.062	-0.14	0.39	-	-
Peso seco contenido estomacal (g)	-	-	-	-	-	-	0.41	0.011	-	-	0.33	0.040
Peso húmedo contenido estomacal (g)	-	-	-	-	-	-	0.40	0.012	-	-	0.33	0.041
Radio escama (mm)	0.41	0.010	-0.38	0.019	-	-	0.49	0.002	-	-	0.42	0.008
Retrocálculo (cm)	0.41	0.010	-0.38	0.019	-	-	0.49	0.002	-	-	0.42	0.008
Ración máxima potencial (g/día)	0.40	0.014	-	-	-	-	0.48	0.003	-	-	0.39	0.016
Ración de mantenimiento (g/día)	0.44	0.005	-	-	-	-	0.51	0.001	-	-	0.45	0.004
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.37	0.024	-0.45	0.005	0.54	0.001	0.48	0.002	-	-	0.39	0.014
Talla media presas (mm)	-	-	-0.48	0.002	-	-	0.36	0.027	-	-	0.34	0.036

La similitud de Bray-Curtis media entre los individuos de esta estación de muestreo en función de la calidad de la dieta es de $91.65 \% \pm 0.197$.

3.4.3.7. Desarrollo gonadal

De las 837 truchas capturadas sólo se diseccionaron 38 para su estudio. En 21 ejemplares se pudo determinar el sexo, así la muestra esta compuesta por 7 hembras y 14 machos.

La fecundidad relativa media es $2493.06 \text{ n}^\circ \text{ huevos/kg} \pm 254.072$. El índice gonadosomático medio es 0.78 ± 0.167 y el peso medio del huevo es $0.0065 \text{ g} \pm 0.00163$. No existen diferencias en la fecundidad relativa, en el índice gonadosomático y en el peso medio el huevo entre las clases de edad ($F = 0.129$; $\text{Sig} = 0.734$, $F = 1.306$; $\text{Sig} = 0.297$, $F = 2.37$; $\text{Sig} = 0.184$ respectivamente), mientras que el índice gonadosomático sí es diferente entre los sexos ($F = 19.021$; $\text{Sig} < 0.001$) y es mayor en las hembras (1.49 ± 0.292) que en los machos (0.39 ± 0.099). En la tabla 158 se muestran los valores obtenidos en función de las cohortes.

Tabla 158. Desarrollo gonadal de las truchas del río Lengüelle (media \pm error típico de la media).
*Sólo individuos machos. **Sólo un ejemplar.

	0+	1+**	2+	3+*	Muestra
Fecundidad relativa (n° huevos/kg)	-	2734.69	2452.79 \pm 296.82	-	2493.06 \pm 254.072
Índice gonadosomático	-	0.28	0.93 \pm 0.205	0.33 \pm 0.160	0.78 \pm 0.167
Peso medio huevo (g)	-	0.001	0.0075 \pm 0.00159	-	0.0065 \pm 0.0016



El desarrollo gonadal en esta estación de muestreo está relacionado con la dieta y con el crecimiento (véase tabla 159). La fecundidad relativa aumenta con la diversidad de la dieta.

Tabla 159. Correlaciones para el desarrollo gonadal de las truchas del río Lengüelle.

	Fecundidad relativa (nº/Kg)		Índice gonadosomático		Peso medio huevo (g)	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Longitud furcal (cm)	-	-	-	-	0.87	0.012
Peso (g)	-0.69	0.086	-	-	0.93	0.003
Índice condición	-	-	-	-	0.82	0.024
Índice peso relativo	-	-	-	-	0.79	0.036
Hígado (g)	-	-	-	-	0.84	0.017
Gónadas (g)	-	-	0.86	< 0.001	0.94	0.001
Nº huevos	-	-	0.85	0.015	-	-
Pielou	0.85	0.015	-	-	-	-
Ración momento captura (g) (peso seco)	-0.81	0.027	-	-	0.79	0.034
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	-0.81	0.028	-	-	0.79	0.035
Energía (kJ/g)	-0.85	0.016	-	-	-	-
Relación E/P	-0.83	0.021	-	-	-	-
Ración máxima potencial (g/día)	-	-	-	-	0.92	0.003
Ración de mantenimiento (g/día)	-	-	-	-	0.92	0.004
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	-	-	0.83	0.022

Sólo hemos podido determinar el sexo en un individuo 1+, habiendo podido determinarse en todos los individuos de edad 2+, por lo que probablemente la maduración sexual es adquirida durante el segundo año de vida (1+).

3.4.3.8. Crecimiento

La talla media de esta estación de muestreo es 11.32 cm \pm 0.173 y el peso medio es 25.82 g \pm 1.34. En la tabla 160 se incluye información relativa de la biometría y el crecimiento de las truchas de esta estación de muestreo.

Existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.976$; Sig < 0.001). El crecimiento de las truchas en este río se desvía ligeramente de la isometría, ya que el valor de la pendiente es diferente a 3 (figura 134). En la tabla 161 se muestran las correlaciones significativas para el peso y la talla.



Tabla 160. Valores medios para las truchas del río Lengüelle (media ± error típico de la media).

	Lengüelle				Muestra
	0+	1+	2+	3+	
Longitud furcal (cm)	7.11 ± 0.061	12.92 ± 0.087	18.45 ± 0.358	26.72 ± 0.425	11.32 ± 0.173
Peso (g)	4.18 ± 0.140	27.42 ± 0.660	86.09 ± 4.970	215.25 ± 4.497	25.82 ± 1.34
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	1.68	1.88	1.14	0.92	1.40
L_{∞} (cm)	-	-	-	-	54.06
K (g/año)	-	-	-	-	0.19
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	5.25 ± 0.179	5.26 ± 0.092	5.50 ± 0.109	5.86 ± 0.171	5.42 ± 0.068
Talla retrocalculada (cm)	6.49 ± 0.233	13.33 ± 0.371	19.43 ± 0.608	24.99 ± 0.875	16.05 ± 0.945
Nº individuos capturados	300	491	42	4	837

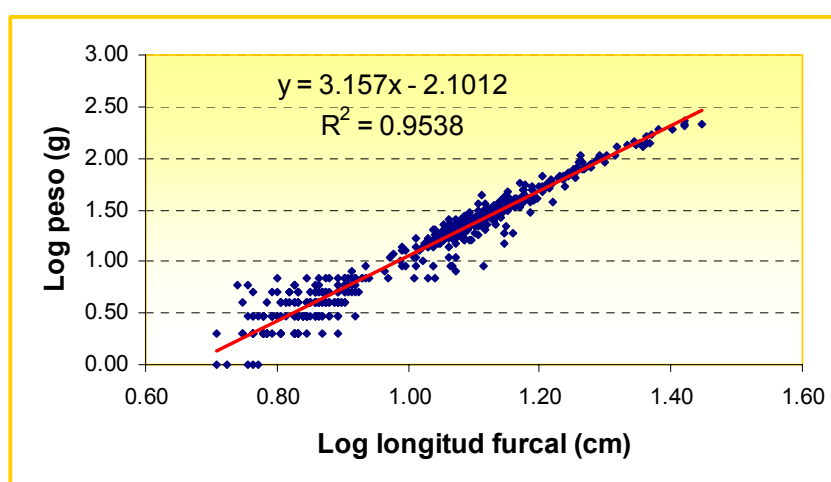


Figura 134. Relación longitud-peso del río Lengüelle.

Tabla 161. Correlaciones para la longitud furcal y peso de las truchas del río Lengüelle.

	Longitud furcal (cm)		Peso (g)	
	r	Significación (α)	r	Significación (α)
Nº huevos	0.78	0.040	-	-
Peso medio huevo (g)	0.87	0.012	0.93	0.003
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.91	< 0.001	0.76	< 0.001
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.40	0.013	0.42	0.008
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	0.41	0.010	0.43	0.007
Retrocálculo (cm)	0.98	< 0.001	0.92	< 0.001
Radio escama (mm)	0.98	< 0.001	0.92	< 0.001
Hígado (g)	0.86	< 0.001	0.92	< 0.001
Nº presas terrestres	0.35	0.032	-	-
Nº otras presas	0.42	0.009	0.49	0.002
Variedad dieta	0.43	0.007	0.40	0.013
Margalef	0.53	0.001	0.51	0.001
Pielou	0.34	0.037	-	-
Shannon-Wiener	0.45	0.005	0.42	0.008
Índice de uniformidad	0.45	0.005	0.42	0.008
Energía (kJ/g)	0.44	0.006	0.43	0.007



Proteína (%)	-0.35	0.030	-	-
Lípidos (%)	0.61	< 0.001	0.61	< 0.001
Fibra (%)	0.51	0.001	0.49	0.002
Relación E/P	0.45	0.005	0.43	0.007
Talla presa/talla pez	-0.69	< 0.001	-0.67	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.41	0.010	-0.32	0.049
Ración máxima potencial (g/día)	0.95	< 0.001	0.98	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.98	< 0.001	0.99	< 0.001

La tasa de crecimiento instantánea media es 1.40 g/año, pero es diferente del valor obtenido con el modelo teórico de crecimiento (von Bertalanffy), según el cual la tasa de crecimiento instantánea tiene un valor de 0.19 g/año, y la longitud máxima que pueden alcanzar las truchas de este río según el modelo es 54.06 cm (figura 135).

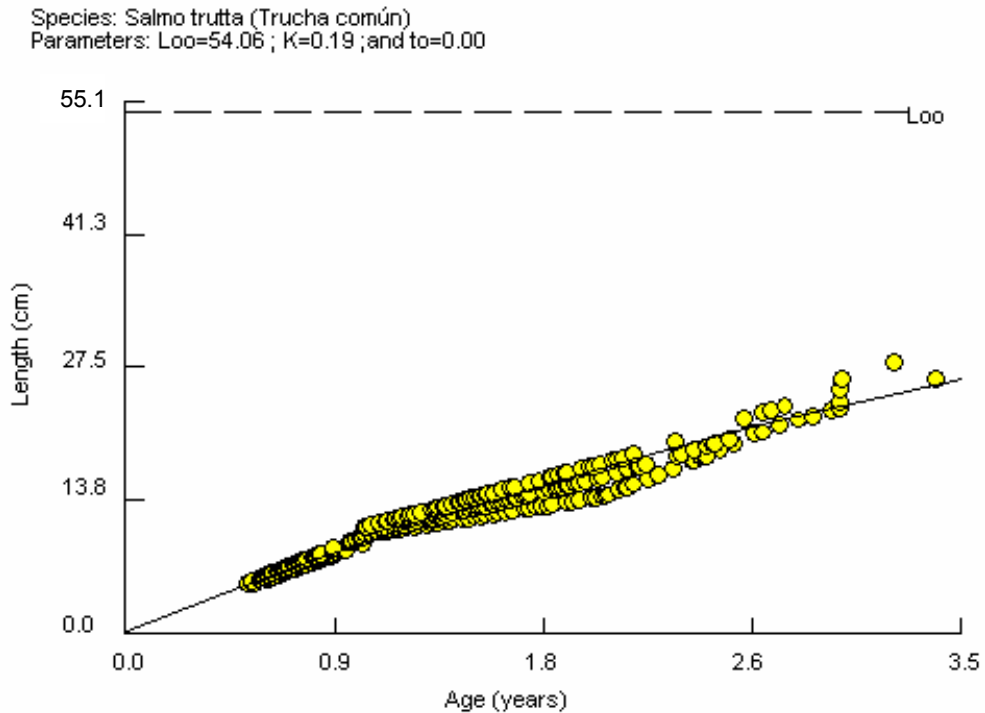


Figura 135. Curva de crecimiento teórica para el río Lengüelle (von Bertalanffy).

La tasa de crecimiento instantánea entre las cohortes 1+-2+ es diferente entre los machos y las hembras, siendo las hembras las que crecen más (1.41 y 0.63 g/año respectivamente).



La tasa media de crecimiento es del 5.39 % del peso/día \pm 1.242. Existen diferencias en el crecimiento entre las clases de edad y entre los sexos ($F = 427.48$; $\text{Sig} < 0.001$, $F = 19.74$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente), y es mayor en los machos y en la clase de edad 3+ (véase tabla 162). De entre todas las correlaciones encontradas (tabla 163), el crecimiento está relacionado con la diversidad de la dieta.

Tabla 162. Valores medios de la tasa de crecimiento (% peso/día) del río Lengüelle en función al sexo y las cohortes (media \pm error típico de la media).

		Tasa de crecimiento media (% peso/día)
Clase de edad	0+	2.79 \pm 0.137
	1+	5.28 \pm 0.046
	2+	6.15 \pm 0.050
	3+	6.57 \pm 0.014
Sexo	Macho	6.30 \pm 0.063
	Hembra	5.96 \pm 0.155

Tabla 163. Correlaciones entre la tasa de crecimiento (% peso/día) y el resto de las variables.

	Tasa de crecimiento (% peso/día)	
	r	Significación (α)
Nº huevos	0.81	0.026
Peso medio huevo (g)	0.83	0.022
Longitud furcal (cm)	0.91	< 0.001
Radio escama (mm)	0.91	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.91	< 0.001
Peso (g)	0.76	< 0.001
Hígado (g)	0.68	< 0.001
Índice hepatosomático	-0.36	0.028
Alimento en superficie (%)	0.36	0.028
Nº presas terrestres	0.36	0.025
Variedad dieta	0.43	0.007
Margalef	0.51	0.001
Pielou	0.38	0.019
Shannon-Wiener	0.46	0.004
Índice de uniformidad	0.46	0.004
Energía (kJ/g)	0.37	0.024
Proteína (%)	-0.45	0.005
Lípidos (%)	0.54	0.001
Fibra (%)	0.48	0.002
Relación E/P	0.39	0.014
Talla presa/talla pez	-0.59	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.44	0.005
Ración máxima potencial (g/día)	0.78	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.82	< 0.001



El crecimiento hasta la formación del *circulus* X es semejante ente clases de edad y los sexos ($F = 2.798$; $Sig = 0.055$, $F = 2.182$; $Sig = 0.128$, respectivamente). En la tabla 164 se muestra las correlaciones significativas encontradas para esta variable.

Tabla 164. Correlaciones entre el retrocálculo en el *circulus* X y el resto de las variables.

	Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	
	r	Significación (α)
Retrocálculo (cm)	0.47	0.003
Radio escama (mm)	0.47	0.003
Peso (g)	0.43	0.007
Ración de mantenimiento (g/día)	0.43	0.007
Margalef	0.42	0.008
Ración máxima potencial (g/día)	0.42	0.009
Longitud furcal (cm)	0.41	0.010
Hígado (g)	0.39	0.015
Variedad dieta	0.38	0.018
Shannon-Wiener	0.37	0.024
Índice de uniformidad	0.36	0.024
Índice de repleción (%)	-0.36	0.028

3.4.3.9. Índices de condición somática

En la tabla 165 se muestran los valores medios de los índices de condición somática de las truchas de este río. No existen diferencias en el índice de condición y el índice de peso relativo entre los sexos ($F = 1.10$; $Sig = 0.341$, $F = 1.0$; $Sig = 0.905$, respectivamente). Entre las clases de edad existen resultados dispares, mientras que no existen diferencias significativas en el índice de peso relativo entre las cohortes ($F = 0.081$; $Sig = 0.970$), el índice de condición es mayor en la cohorte 2+, mientras que la clase 0+ es la que presenta el valor medio más bajo ($F = 6.174$; $Sig < 0.001$). No existen diferencias en el índice hepatosomático entre los sexos ($F = 0.370$; $Sig = 0.693$), aunque el valor de este índice es mayor en la cohorte 0+ (4.58; $Sig = 0.008$). El peso del hígado es mayor en los machos ($1.02 \text{ g} \pm 0.128$) que en las hembras ($0.82 \text{ g} \pm 0.239$) ($F = 20.042$; $Sig < 0.001$).



Tabla 165. Valores medios para las truchas del río Lengüelle (media ± error típico de la media).

	Lengüelle				Muestra
	0+	1+	2+	3+	
Índice de condición	1.12 ± 0.027	1.21 ± 0.126	1.28 ± 0.017	1.13 ± 0.059	1.18 ± 0.012
Índice de peso relativo	101.04 ± 2.481	100.19 ± 0.398	100.62 ± 0.339	97.09 ± 1.007	100.55 ± 0.995
Peso hígado (g)	0.062 ± 0.015	0.18 ± 0.023	0.88 ± 0.117	1.44 ± 0.230	0.59 ± 0.092
Índice hepatosomático	1.05 ± 0.155	0.61 ± 0.054	0.78 ± 0.056	0.67 ± 0.093	0.76 ± 0.044

En la tabla 166 se muestran las correlaciones significativas de la condición somática para las truchas de esta estación de muestreo.

Tabla 166. Correlaciones de la condición somática para las truchas del río Lengüelle.

	Índice condición		Índice peso relativo		Hígado (g)		Índice hepatosomático	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Gónadas (g)	-	-	-	-	0.51	0.023	0.53	0.016
Peso medio huevo (g)	0.82	0.024	0.79	0.036	0.84	0.017	-	-
Longitud furcal (cm)	-	-	-	-	0.86	< 0.001	-	-
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	-	-	0.68	< 0.001	-0.36	0.028
Radio escama (mm)	-	-	-	-	0.83	< 0.001	-	-
Radio <i>circulus</i> X (mm)	-	-	-	-	0.38	0.018	-	-
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	-	-	-	-	0.39	0.015	-	-
Retrocálculo (cm)	-	-	-	-	0.83	< 0.001	-	-
Peso (g)	0.86	< 0.001	-	-	0.92	< 0.001	-	-
Índice condición	-	-	0.86	< 0.001	-	-	-	-
Nº otras presas	-	-	-	-	0.35	0.033	-	-
Variedad dieta	-	-	-	-	0.36	0.028	-	-
Margalef	-	-	-	-	0.44	0.006	-	-
Shannon-Wiener	-	-	-	-	0.36	0.028	-	-
Índice de uniformidad	-	-	-	-	0.36	0.028	-	-
Energía (kJ/g)	-	-	-	-	0.38	0.019	-	-
Proteína (%)	-0.41	0.011	-	-	-	-	-	-
Lípidos (%)	-	-	-	-	0.58	< 0.001	-	-
Fibra (%)	-	-	-	-	0.56	< 0.001	-	-
Libre nitrógeno (%)	0.38	0.019	-	-	-	-	-	-
Relación E/P	-	-	-	-	0.40	0.013	-	-
Talla media presas (mm)	0.34	0.037	0.33	0.045	-	-	-	-
Talla presa/talla pez	-	-	-	-	-0.59	< 0.001	-	-
Ración momento captura (g) (peso seco)	-	-	-	-	0.45	0.004	-	-
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	-	-	-	-	0.45	0.005	-	-
Ración máxima potencial (g/día)	-	-	-	-	0.88	< 0.001	-	-
Ración de mantenimiento (g/día)	-	-	-	-	0.92	< 0.001	-	-



3.4.3.10. Selección del alimento

La selección de las presas por parte del depredador está presente. Presas muy abundantes en el medio como los *Simuliidae*, los *Chironomidae* y los *Baetidae* son seleccionados negativamente o presentan índices de selección positivos muy bajos, en todas las clases de edad. Por el contrario *items* no tan abundantes y con una escasa tendencia a derivar (Hidracaros, Leptocéridos Limnefilidos e Hidropsiquídos) son seleccionados positivamente. El cambio ontogenético en la dieta es evidente, mientras que los individuos 0+ seleccionan Ostrácodos, los individuos de mayor talla prefieren consumir Gasterópodos (*Lymnaeidae*) y alimento en superficie. La presa más abundante en la dieta (imago acuáticos de Tricópteros) es seleccionada positivamente por todas las clases excepto en la 0+. En la tabla 167 se muestran los valores del índice de selección de alimento para cada clase de edad y se observa que existe una tendencia a seleccionar alimento en la columna de agua.

Tabla 167. Valores del índice de selección de presas (IVLEV, 1961) para las distintas cohortes del río Lengüelle. Bentos (*B*), deriva profunda (*DP*), deriva superficial (*DS*), sin identificar (s.i).

	0+			1+			2+			3+		
	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>
Bentos												
<i>Planariidae</i>	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1
Oligochaeta (s.i)	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Erpobdellidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Glossiphoniidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Ancylidae</i>	-1	-	-	-0.53	1	1	-0.48	1	1	-1	-	-
<i>Hydrobiidae</i>	-1	-1	-	0.95	0.88	1	-1	-1	-	-1	-1	-
<i>Lymnaeidae</i>	-0.27	1	0.13	0.60	1	0.80	0.68	1	0.85	0.16	1	0.51
<i>Sphaeriidae</i>	-1	-	-	0.08	1	1	-0.03	1	1	0.12	1	1
Hydracharina	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Gammaridae</i>	-0.47	0.33	1	-0.36	0.44	1	-0.69	-0.01	1	-1	-1	-
Ostracoda (s.i)	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Baetidae</i>	-0.02	0.20	-0.34	0.10	0.31	-0.23	-0.54	-0.36	-0.73	-0.16	0.05	-0.47
<i>Caenidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-0.80	-0.64	-0.51	0.03	0.35	0.51
<i>Ephemerellidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Ephemeridae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Heptageniidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Leptophlebiidae</i>	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1



<i>Leuctridae</i>	-0.29	0.28	1	-0.79	-0.44	1	-0.49	0.05	1	-1	-1	-
<i>Aeshnidae</i>	-1	-	-	0.55	1	1	-0.21	1	1	-1	-	-
<i>Calopterygidae</i>	-0.25	1	-0.13	-1	-	-	-1	-	-1	-1	-	-1
<i>Coenagrionidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Cordulegasteridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Gomphidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-
<i>Gerridae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	1	0.54	-	1	0.80
<i>Sialidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Dryopidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Dytiscidae</i>	-1	-	-	0.80	1	1	0.68	1	1	-1	-	-
<i>Elmidae</i>	-1	-1	-1	-0.79	-0.80	-0.35	-0.87	-0.88	-0.56	-1	-1	-1
<i>Gyrinidae</i>	-1	-	-	0.5456	1	1	-0.21	1	1	-1	-	-
<i>Hydraenidae</i>	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1
<i>Brachycentridae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Goeridae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	0.85	1	1
<i>Hydropsychidae</i>	-0.75	0.28	0.32	-0.19	0.79	0.81	-0.28	0.75	0.77	-0.19	0.79	0.80
<i>Hydroptilidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Lepidostomatidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Leptoceridae</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-	-
<i>Limnephilidae</i>	-1	-	-	-0.18	1	1	0.81	1	1	0.91	1	1
<i>Philopotamidae</i>	-1	-	-1	-1	-	-1	-0.79	1	-0.01	-1	-	-1
<i>Polycentropodidae</i>	-1	-	-	0.20	1	1	-0.07	1	1	-1	-	-
<i>Psychomyiidae</i>	1	1	1	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Rhyacophilidae</i>	-1	-	-	0.39	1	1	0.37	1	1	0.61	1	1
<i>Sericostomatidae</i>	-1	-	-	-0.78	1	1	-0.87	1	1	-0.18	1	1
<i>Anthomyiidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Athericidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Chironomidae</i>	0.27	-0.31	-0.07	0.12	-0.44	-0.23	-0.13	-0.62	-0.45	-0.26	-0.69	-0.54
<i>Empididae</i>	-1	-	-	0.06	1	1	-1	-	-	-1	-	-
<i>Limoniidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Simuliidae</i>	0.26	0.25	0.49	-0.24	-0.25	0.03	-0.64	-0.64	-0.45	-0.50	-0.51	-0.27
<i>Tipulidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<u>Imagos acuáticos</u>												
Efemeroptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Odonata (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Rhyacophilidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
Trichoptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Chironomidae</i>	-	0.71	-0.33	-	0.87	0.11	-	0.86	0.07	-	-1	-1
<i>Empididae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	1	-0.51	-	-	-1
<u>Presas terrestres</u>												
Arachnida (s.i)	-	-	-1	-	-	-1	-	1	-0.68	-	-	-1
Psocoptera (s.i)	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
Heteroptera (s.i)	-	-	-1	-	1	-0.28	-	1	-0.51	-	-	-1
<i>Lygaeidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Nabiidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1



<i>Pentatomidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	1	0.04	-	-	-1
<i>Cicadellidae</i>	-	-1	-	-	0.44	1	-	-1	-	-	-1	-
<i>Geometridae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Chloropidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
Diptera (s.i)	-	-	-1	-	1	0.06	-	1	0.06	-	1	0.21
<i>Dolichopodidae</i>	-	-	-1	-	1	0.31	-	1	0.04	-	-	-1
<i>Lonchopteridae</i>	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-1
<i>Musidae</i>	-	-	-1	-	1	0.31	-	1	0.04	-	1	0.82
<i>Apoidea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Braconidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Cynipidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Formicidae</i>	-	-1	-1	-	-1	-1	-	0.19	0.18	-	-1	-1
<i>Ichneumonidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Pteromalidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Chrysomelidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	1	0.10	-	-	-1
Coleoptera (s.i)	-	-	-1	-	1	-0.28	-	1	0.24	-	1	0.72
<i>Curculionidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Staphylinidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Panorpidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1

La selección del alimento es considerablemente diferente entre las localidades. De nuevo los *Leptoceridae* y en menor medida los *Limnephillidae* son altamente seleccionados. Por el contrario, veíamos en el caso anterior que las fases larvares de Quironómidos eran escasamente seleccionados en todas las clases de edad, mientras que en la estación de Leobalde son especialmente seleccionados en deriva (véase tabla 168).

Tabla 168. Valores del índice de selección de presas (IVLEV, 1961) para las distintas localidades del río Lengüelle. Bentos (*B*), deriva profunda (*DP*), deriva superficial (*DS*), sin identificar (s.i).

	Leobalde			A Garga			Oroso		
	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>	<i>B</i>	<i>DP</i>	<i>DS</i>
<u>Bentos</u>									
<i>Planariidae</i>	-1	-	-	-1	-	-1	-	-	-
Oligochaeta (s.i)	-1	-	-	-	-	-1	-1	-1	-
<i>Erpobdellidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glossiphoniidae</i>	-	-	-	-	-	-	-1	-	-
<i>Ancylidae</i>	0.43	1	1	-0.91	1	1	-0.50	1	1
<i>Hydrobiidae</i>	-	-	-	1	1	1	0.25	-0.41	1
<i>Lymnaeidae</i>	-	-	1	-	-	0.81	-0.82	1	1
<i>Sphaeriidae</i>	0.84	1	1	0.46	1	1	-0.66	1	1
Hydracharina	-1	-	-1	-	-1	-1	-	-1	-1
<i>Gammaridae</i>	-	-	-	-	-	-	-1	-1	-
Ostracoda (s.i)	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Baetidae</i>	0.30	1	1	-	0.38	-0.80	-0.15	0.18	0.74



<i>Caenidae</i>	-1	-	-	-1	-1	-1	-0.81	-0.09	1
<i>Ephemerellidae</i>	-1	-	-	-	-1	-1	-1	-	-1
<i>Ephemeridae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-	-	-
<i>Heptageniidae</i>	-	-	-	-	-	-	-1	-	-
<i>Leptophlebiidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Leuctridae</i>	-1	-	-	-0.68	-0.06	1	-0.74	0.11	1
<i>Aeshnidae</i>	-1	-	-	0.46	1	1	-1	-	-
<i>Calopterygidae</i>	-1	-	-	-0.71	1	-0.76	-1	-	-1
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	-	-	-	-	-1	-	-
<i>Cordulegasteridae</i>	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	-	-	-	-1	-	-	-1	-1	-
<i>Gerridae</i>	-	1	1	-	1	1	-	1	0.25
<i>Sialidae</i>	-	-	-	-	-	-	-1	-	-
<i>Dryopidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Dytiscidae</i>	1	1	1	1	1	1	0.25	1	1
<i>Elmidae</i>	-0.45	-0.91	1	-1	-1	-1	-0.84	-0.83	-0.57
<i>Gyrinidae</i>	-1	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Hydraenidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-	-	-1
<i>Brachycentridae</i>	-	-	-	-1	-1	-	-1	-	-1
<i>Goeridae</i>	-1	-	-	-	-	-	0.25	1	1
<i>Hydropsychidae</i>	-1	-	-	-0.44	1	1	0.57	0.80	0.72
<i>Hydroptilidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Lepidostomatidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Leptoceridae</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Limnephilidae</i>	1	1	1	0.74	1	1	0.43	1	1
<i>Philopotamidae</i>	-0.19	1	1	-	-	-1	-	-	-
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	-	-0.19	1	1	-1	-	-
<i>Psychomyiidae</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Rhyacophilidae</i>	0.20	1	1	1	1	1	0.25	1	1
<i>Sericostomatidae</i>	1	1	1	-	-	-	-1	-	-
<i>Anthomyiidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Athericidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Chironomidae</i>	0.23	1	1	-0.18	-0.53	-0.26	-0.16	-0.58	-0.51
<i>Empididae</i>	0.58	1	1	-1	-	-	-	-	-
<i>Limoniidae</i>	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Simuliidae</i>	-0.75	-0.65	-0.35	0.24	-0.43	-0.09	0.81	-0.02	0.17
<i>Tipulidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>Imagos acuáticos</u>									
Efemeroptera (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Odonata (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Rhyacophilidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
Trichoptera (s.i)	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Chironomidae</i>	-	1	-0.74	-	1	0.65	-	0.74	-0.15
<i>Empididae</i>	-	-	-1	-	1	1	-	-	-1



<u>Presas terrestres</u>									
Arachnida (s.i)	-	1	1	-	-	-	-	-	-1
Psocoptera (s.i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
Heteroptera (s.i)	-	1	1	-	-	-	-	1	-0.69
<i>Lygaeidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Nabiidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Pentatomidae</i>	-	1	-0.61	-	-	-	-	-	-
<i>Cicadellidae</i>	-	-0.75	1	-	-	-	-	1	1
<i>Geometridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Chloropidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-1
Diptera (s.i)	-	1	-0.72	-	1	1	-	1	1
<i>Dolichopodidae</i>	-	1	-0.35	-	-	-1	-	-	-
<i>Lonchopteridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-1	-
<i>Musidae</i>	-	1	1	-	1	1	-	1	-0.29
<i>Apoidea</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Braconidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Cynipidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Formicidae</i>	-	-1	-1	-	1	1	-	1	1
<i>Ichneumonidae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Pteromalidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-1
<i>Chrysomelidae</i>	-	-	-1	-	1	1	-	-	-1
Coleoptera (s.i)	-	1	-0.16	-	1	1	-	-	-
<i>Curculionidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Staphylinidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-1
<i>Panorpidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1



3.4.4. Río Tambre

3.4.4.1. Parámetros mesológicos

3.4.4.1.1. Caudales y velocidad de la corriente

La tabla 169 resume los valores observados de las variables morfométricas durante el estudio. Las características del caudal controlan las características de la población, y de manera general el tramo de río estudiado presenta unas buenas características, con una buena alternancia de rápidos y remansos. La cantidad de agua circulante se mantiene estable a lo largo del tramo estudiado, hasta la desembocadura del río Maruzo, que supone un aporte importante para todo el tramo inferior.

Tabla 169. Caracterización morfométrica de las localidades del río Tambre.

Parámetros	Os Pasos	As Millaras	Ponte Carneiro
Anchura media (m)	17.92	12.76	20
Profundidad media (m)	0.32	0.57	0.39
Velocidad de corriente media	10.15	4.22	5.2

3.4.4.1.2. Estudio granulométrico

El estudio granulométrico (tabla 170 y figuras 136 y 137) muestra un elevado contenido en gravas en todas las localidades y es el substrato dominante. Al igual que pasaba en el río Lengüelle, el contenido es mayor en las localidades más altas. En Ponte Carneiro el contenido de arenas es ligeramente mayor que en los tramos anteriores (20.2 %). Las cantidades de finos y pelitas son casi inapreciables en las tres localidades. En Ponte Carneiro el substrato predominante es de roca madre y sólo en las áreas de deposición se cumplen los porcentajes comentados.



Tabla 170. Porcentajes de las distintas fracciones del sedimento en las diferentes localidades.

	Os Pasos	As Millaras	Ponte Carneiro
Fracción >2 mm (%)	87.00	87.40	72.58
Fracción >1 mm (%)	10.89	7.59	2.10
Fracción >0.85 mm (%)	0.73	1.33	0.46
Fracción >0.5 mm (%)	0.73	2.32	1.74
Fracción >0.25 mm (%)	0.14	0.88	7.38
Fracción >0.125 mm (%)	0.07	0.19	12.82
Fracción >0.063 mm (%)	0.05	0.10	2.65
Fracción <0.063 mm (%)	0.39	0.20	0.27

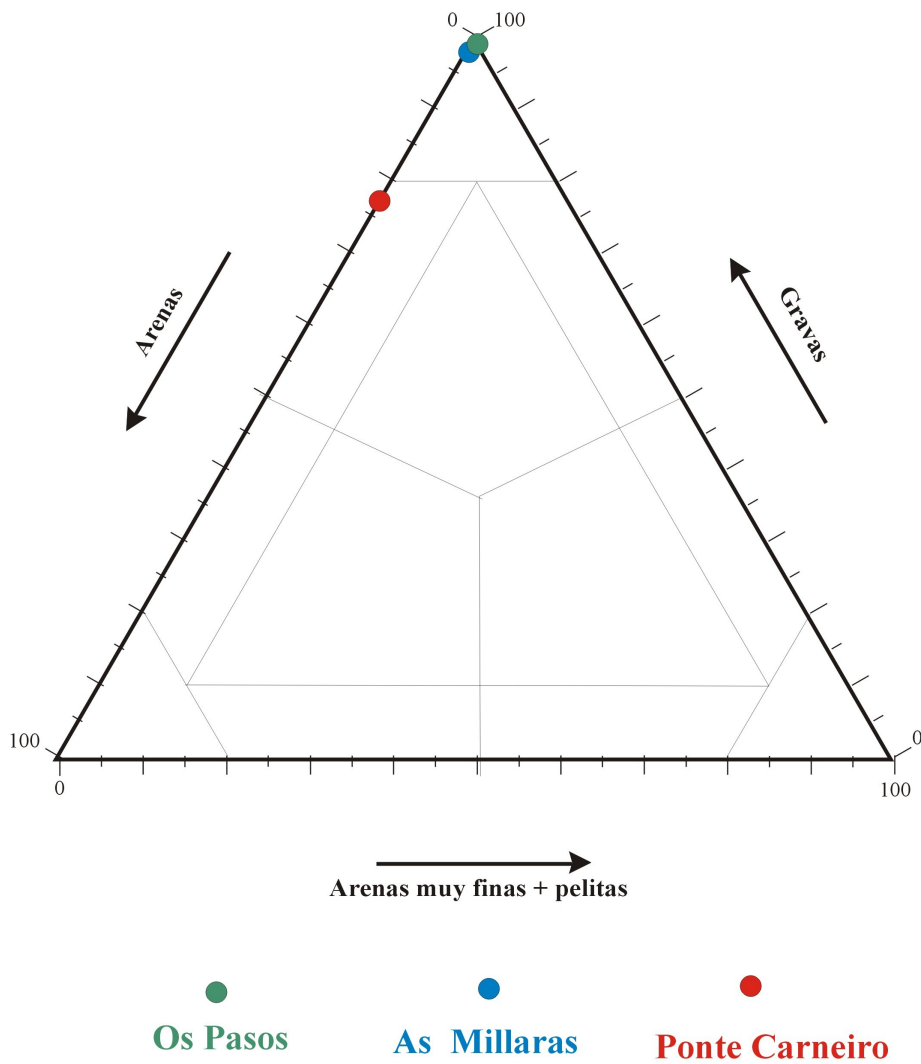


Figura 136. Representación gráfica de la composición granulométrica de las tres localidades de muestreo del río Tambre.

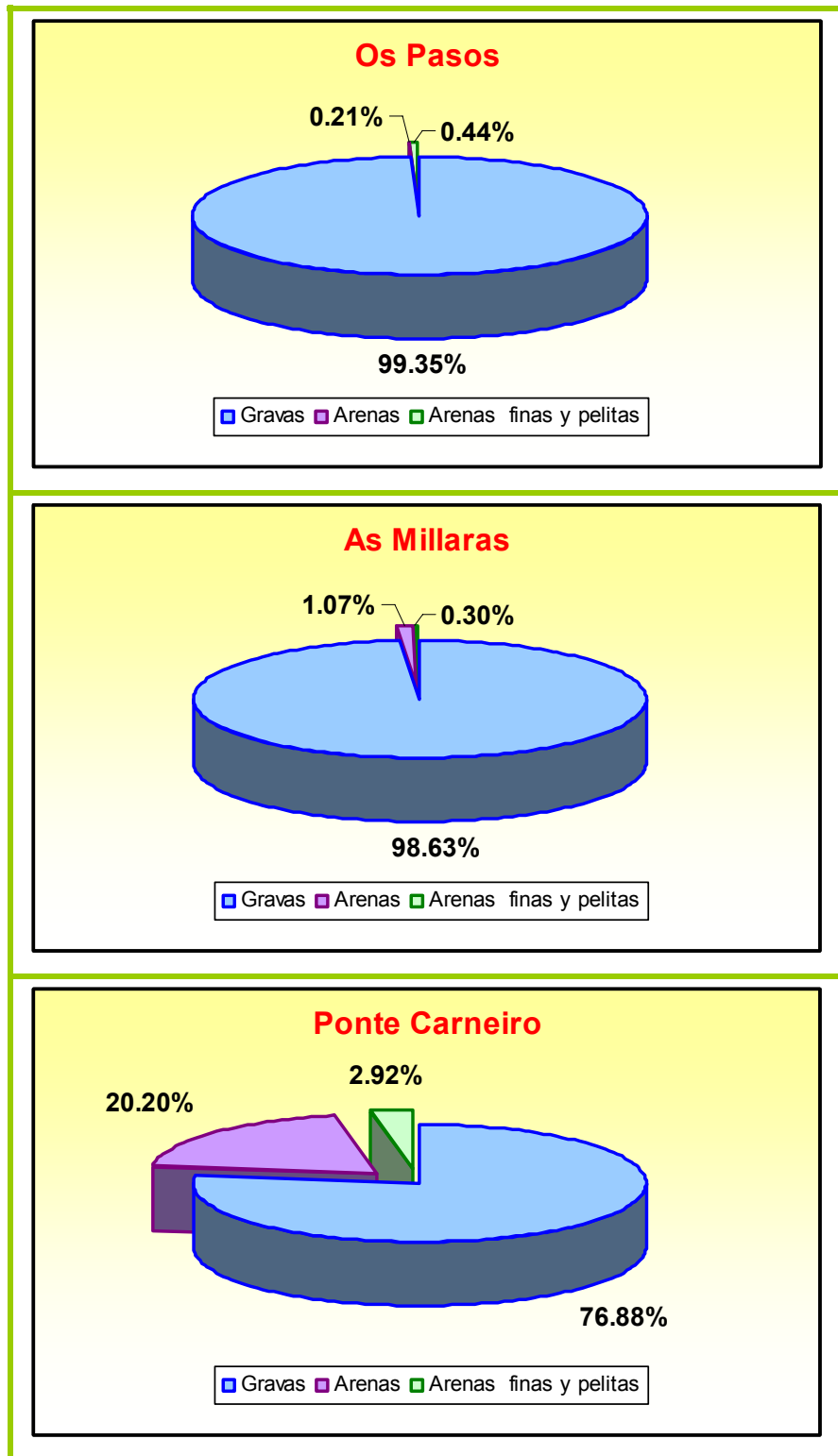


Figura 137. Porcentajes de las distintas fracciones del sedimento en las diferentes localidades.



3.4.4.2. Estudio de la comunidad béntica

La composición faunística del bentos puede ser observada en la tabla 171. El grupo dominante en las muestras del bentos son los Coleópteros *Elmidae* (el 28.63 % del total), siendo también significativa la presencia de diversas familias de Tricópteros, Dípteros y Efemerópteros, concretamente los *Hydropsychidae* (17.10 % del total), los *Chironomidae* (10.94 % del total) y los *Baetidae* (7.95 % del total).

Tabla 171. Composición faunística y valor nutritivo del bentos en el río Tambre. Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	Os pasos		As Millaras		Ponte Carneiro		Todos	
	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)	N°	P_i (%)
<i>Planariidae</i>	-	-	3	0.53	-	-	3	0.18
<i>Oligochaeta</i> (s.i)	13	3.99	12	2.13	-	-	25	1.49
<i>Erpobdellidae</i>	7	2.15	21	3.72	2	0.26	30	1.79
<i>Glossiphoniidae</i>	3	0.92	-	-	1	0.13	4	0.24
<i>Ancylidae</i>	13	3.99	10	1.77	14	1.79	37	2.21
<i>Lymnaeidae</i>	2	0.61	-	-	3	0.38	5	0.30
<i>Sphaeriidae</i>	1	0.31	4	0.71	-	-	5	0.30
<i>Gammaridae</i>	-	-	-	-	1	0.13	1	0.06
<i>Baetidae</i>	19	5.83	41	7.27	73	9.32	133	7.95
<i>Ephemerellidae</i>	7	2.15	7	1.24	11	1.40	25	1.49
<i>Ephemeridae</i>	-	-	6	1.06	-	-	6	0.36
<i>Heptageniidae</i>	8	2.45	13	2.30	27	3.45	48	2.87
<i>Leptophlebiidae</i>	2	0.61	10	1.77	7	0.89	19	1.14
<i>Leuctridae</i>	26	7.98	18	3.19	12	1.53	56	3.35
<i>Perlidae</i>	-	-	1	0.18	21	2.68	22	1.32
<i>Aeshnidae</i>	3	0.92	1	0.18	1	0.13	5	0.30
<i>Calopterygidae</i>	4	1.23	11	1.95	9	1.15	24	1.43
<i>Gomphidae</i>	1	0.31	4	0.71	1	0.13	6	0.36
<i>Aphelocheiridae</i>	5	1.53	18	3.19	24	3.07	47	2.81
<i>Sialidae</i>	-	-	2	0.35	-	-	2	0.12
<i>Dytiscidae</i>	1	0.31	-	-	-	-	1	0.06
<i>Elmidae</i>	62	19.02	171	30.32	246	31.42	479	28.63
<i>Gyrinidae</i>	-	-	3	0.53	3	0.38	6	0.36
<i>Hydraenidae</i>	2	0.61	3	0.53	2	0.26	7	0.42
<i>Brachycentridae</i>	2	0.61	3	0.53	3	0.38	8	0.48
<i>Hydropsychidae</i>	31	9.51	60	10.64	195	24.90	286	17.10
<i>Lepidostomatidae</i>	1	0.31	2	0.35	4	0.51	7	0.42
<i>Leptoceridae</i>	1	0.31	-	-	-	-	1	0.06
<i>Limnephilidae</i>	-	-	2	0.35	-	-	2	0.12
<i>Philopotamidae</i>	-	-	2	0.35	1	0.13	3	0.18
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	1	0.18	4	0.51	5	0.30
<i>Rhyacophilidae</i>	5	1.53	10	1.77	9	1.15	24	1.43
<i>Sericostomatidae</i>	11	3.37	12	2.13	4	0.51	27	1.61
<i>Athericidae</i>	2	0.61	4	0.71	-	-	6	0.36
<i>Chironomidae</i>	30	9.20	84	14.89	69	8.81	183	10.94



<i>Empididae</i>	32	9.82	21	3.72	16	2.04	69	4.12
<i>Simuliidae</i>	31	9.51	3	0.53	20	2.55	54	3.23
<i>Tabanidae</i>	1	0.31	-	-	-	-	1	0.06
<i>Tipulidae</i>	-	-	1	0.18	-	-	1	0.06
Nº individuos totales	326		564		783		1673	
Densidad (Nº ind/m ²)	2245.17		3884.29		5392.56		3841	
Coefficiente ecotrófico	-		-		-		0.41	
<u>Valor nutritivo</u>								
Energía (kJ/g)	-		-		-		1275.61	
Proteína (g)	-		-		-		37.37	
Lípidos (g)	-		-		-		7.70	
Fibra (g)	-		-		-		4.82	
Libre de N ₂ (g)	-		-		-		9.98	

3.4.4.3. Estudio de la fauna en deriva

El *item* más abundante fueron los estadios acuáticos de los Dípteros de la familia *Chironomidae* tanto en la deriva profunda como en la superficial (47.26 % y 31.25 % respectivamente) (tabla 172). Casi la totalidad del aporte exógeno de la deriva superficial (21.25 % del total) está constituida por imagos acuáticos voladores de *Chironomidae* (el 13.56 % del total). Además la densidad de deriva es muy variable entre las localidades estudiadas.

Tabla 172. Composición faunística y valor nutritivo de la deriva en el río Tambre. Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	Os Pasos				As Millaras				Ponte Carneiro				Todos			
	Deriva profunda		Deriva superficial		Deriva profunda		Deriva superficial		Deriva profunda		Deriva superficial		Deriva profunda		Deriva superficial	
	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)	N°	P _i (%)
Bentos																
<i>Hydrobiidae</i>	-	-	1	0.30	1	0.35	1	0.31	-	-	-	-	1	0.17	2	0.27
<i>Lymnaeidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.02	-	-	1	0.13
Hydracharina	5	4.20	18	5.41	34	11.93	20	6.23	17	8.54	6	6.12	56	9.29	44	5.85
<i>Gammaridae</i>	-	-	-	-	1	0.35	1	0.31	-	-	-	-	1	0.17	1	0.13
<i>Daphnia</i>	1	0.84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.17	-	-
<i>Baetidae</i>	-	-	-	-	8	2.81	6	1.87	7	3.52	2	2.04	15	2.49	8	1.06
<i>Caenidae</i>	1	0.84	5	1.50	1	0.35	2	0.62	-	-	1	1.02	2	0.33	8	1.06
<i>Ephemerelellidae</i>	2	1.68	-	-	15	5.26	3	0.93	7	3.52	2	2.04	24	3.98	5	0.66
<i>Heptageniidae</i>	1	0.84	4	1.20	4	1.40	3	0.93	1	0.50	-	-	6	1	7	0.93
<i>Leptophlebiidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	1	0.50	-	-	1	0.17	1	0.13
<i>Leuctridae</i>	2	1.68	3	0.90	1	0.35	2	0.62	-	-	-	-	3	0.50	5	0.66
<i>Aeshnidae</i>	-	-	-	-	1	0.35	-	-	-	-	-	-	1	0.17	-	-
<i>Calopterygidae</i>	1	0.84	-	-	-	-	1	0.31	1	0.50	1	1.02	2	0.33	2	0.27
<i>Coenagrionidae</i>	1	0.84	1	0.30	-	-	-	-	1	0.50	-	-	2	0.33	1	0.13
<i>Platycnemididae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.31	-	-	-	-	-	-	1	0.13



<i>Aphelocheiridae</i>	3	2.52	1	0.30	9	3.16	5	1.56	2	1.01	3	3.06	14	2.32	9	1.20
<i>Gerridae</i>	-	-	3	0.90	4	1.40	1	0.31	-	-	-	-	4	0.66	4	0.53
<i>Elmidae</i>	6	5.04	9	2.70	33	11.58	6	1.87	3	1.51	3	3.06	42	6.97	18	2.39
<i>Gyrinidae</i>	1	0.84	1	0.30	3	1.05	1	0.31	-	-	-	-	4	0.66	2	0.27
<i>Hydraenidae</i>	-	-	2	0.60	1	0.35	-	-	-	-	-	-	1	0.17	2	0.27
<i>Hydrochidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	1	0.31	-	-	1	1.02	-	-	3	0.40
<i>Brachycentridae</i>	-	-	-	-	1	0.35	-	-	-	-	-	-	1	0.17	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	-	-	-	-	22	7.72	17	5.30	4	2.01	1	1.02	26	4.31	18	2.39
<i>Philopotamidae</i>	1	0.84	-	-	-	-	-	-	1	0.50	-	-	2	0.33	-	-
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	-	-	3	1.05	-	-	2	1.01	1	1.02	5	0.83	1	0.13
<i>Psychomyiidae</i>	5	4.20	1	0.30	2	0.70	1	0.31	1	0.50	-	-	8	1.33	2	0.27
<i>Rhyacophilidae</i>	1	0.84	-	-	1	0.35	1	0.31	-	-	4	4.08	2	0.33	5	0.66
<i>Anthomyiidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.02	-	-	1	0.13
<i>Chironomidae</i>	81	68.07	57	17.12	93	32.63	151	47.04	111	55.78	27	27.55	285	47.26	235	31.25
<i>Empididae</i>	4	3.36	1	0.30	13	4.56	-	-	-	-	1	1.02	17	2.82	2	0.27
<i>Simuliidae</i>	2	1.68	17	5.11	30	10.53	32	9.97	39	19.60	13	13.27	71	11.77	62	8.24
<u>Imagos acuáticos</u>																
<i>Caenidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23	23.47	-	-	23	3.06
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	-	-	2	0.70	1	0.31	-	-	-	-	2	0.33	1	0.13
<i>Ceratopogonidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Chironomidae</i>	-	-	62	18.62	-	-	36	11.21	-	-	4	4.08	-	-	102	13.56
<i>Empididae</i>	-	-	11	3.30	-	-	4	1.25	-	-	-	-	-	-	15	1.99
<u>Presas terrestres</u>																
Arachnida (s.i)	-	-	1	0.30	-	-	3	0.93	-	-	-	-	-	-	4	0.53
Heteroptera (s.i)	-	-	3	0.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.40
<i>Nabiidae</i>	-	-	3	0.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.40
<i>Reduviidae</i>	-	-	2	0.60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.27
<i>Limicidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Tingidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.31	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Aphididae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.02	-	-	1	0.13
<i>Cicadellidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
Lepidoptera (s.i)	-	-	4	1.20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0.53
Thysanoptera (s.i)	-	-	13	3.90	-	-	5	1.56	-	-	-	-	-	-	18	2.39
<i>Bibionidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Chloropidae</i>	-	-	4	1.20	-	-	2	0.62	-	-	-	-	-	-	6	0.80
Diptera (s.i)	-	-	17	5.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	2.26
<i>Dolichopodidae</i>	-	-	3	0.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.40
<i>Lauxanidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Muscidae</i>	-	-	12	3.60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	1.60
<i>Psilidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Scatopsidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Sphaeroceridae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Chrysopidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.31	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Braconidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.02	-	-	1	0.13
<i>Cynipidae</i>	-	-	3	0.90	2	0.70	1	0.31	-	-	1	1.02	2	0.33	5	0.66
<i>Evaniidae</i>	-	-	2	0.60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.27
<i>Formicidae</i>	-	-	8	2.40	-	-	2	0.62	-	-	-	-	-	-	10	1.33
Hymenoptera (s.i)	-	-	2	0.60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.27
<i>Ichneumonidae</i>	-	-	3	0.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.40
<i>Platygasteridae</i>	-	-	14	4.20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	1.86
<i>Pompilidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13
<i>Pteromalidae</i>	-	-	11	3.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1.46



<i>Sphecidae</i>	-	-	3	0.90	-	-	-	-	-	-	-	3	0.40	
<i>Bupestriidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13	
<i>Byrrhidae</i>	-	-	-	-	-	-	3	0.93	-	-	-	3	0.40	
<i>Cantharidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13	
<i>Carabidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	1	0.31	-	-	-	2	0.27	
Coleoptera (s.i)	-	-	2	0.60	-	-	-	-	-	-	-	2	0.27	
<i>Chrysomelidae</i>	-	-	8	2.40	-	-	5	1.56	1	0.50	-	13	1.73	
<i>Curculionidae</i>	1	0.84	3	0.90	-	-	-	-	-	-	1	3	0.40	
<i>Scarabaeidae</i>	-	-	1	0.30	-	-	-	-	-	-	-	1	0.13	
Nº individuos		119		333		285		321		199		98	603	752
Densidad (Nº ind/m ³ * hora)		137.51		442.03		815.41		1055.01		341.51		193.20	431.48	563.41
<u>Valor nutritivo</u>														
Energía (kJ/g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	43761.22	-
Proteína (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1208.36	-
Lípidos (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	248.37	-
Fibra (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	128.45	-
Libre de N ₂ (g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	539.39	-

En los resultados obtenidos se puede observar que algunos invertebrados del bentos como los *Chironomidae* (Dípteros), los *Aphelocheiridae* (Heterópteros) y en menor medida los *Elmidae* (Coleópteros) tienden a derivar, tanto en la columna de agua como en profundidad, indistintamente de la localidad analizada (tabla 173).

Tabla 173. Tendencia a derivar de los invertebrados en el río Tambre. Sin identificar (s.i).

	Os Pasos		As Millaras		Ponte Carneiro	
	Deriva profunda	Deriva superficial	Deriva profunda	Deriva superficial	Deriva profunda	Deriva superficial
<u>Bentos</u>						
<i>Planariidae</i>	-	-	0	0	-	-
Oligochaeta (s.i)	0	0	0	0	-	-
<i>Erpobdellidae</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Glossiphoniidae</i>	0	0	-	-	0	0
<i>Ancylidae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrobiidae</i>	0	1	1	1	-	-
<i>Lymnaeidae</i>	0	0	-	-	0	0.73
<i>Sphaeriidae</i>	0	0	0	0	-	-
Hydracharina	1	1	1	1	1	1
<i>Gammaridae</i>	-	-	1	1	0	0
<i>Daphnia</i>	1	0	-	-	-	-
<i>Baetidae</i>	0	0	0.28	0.20	0.27	0.18
<i>Caenidae</i>	1	1	1	1	0	1
<i>Ephemerellidae</i>	0.44	0	0.81	0.43	0.71	0.59
<i>Ephemeridae</i>	-	-	0	0	-	-
<i>Heptageniidae</i>	0.26	0.33	0.38	0.29	0.13	0
<i>Leptophlebiidae</i>	0	0.33	0	0	0.36	0
<i>Leuctridae</i>	0.17	0.10	0.10	0.16	0	0
<i>Perlidae</i>	-	-	0	0	0	0
<i>Aeshnidae</i>	0	0	0.66	0	0	0



<i>Calopterygidae</i>	0.41	0	0	0.14	0.30	0.47
<i>Coenagrionidae</i>	1	1	-	-	1	0
<i>Gomphidae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Platycnemididae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	0.62	0.16	0.50	0.33	0.25	0.50
<i>Gerridae</i>	0	1	1	1	-	-
<i>Sialidae</i>	-	-	0	0	-	-
<i>Dytiscidae</i>	0	0	-	-	-	-
<i>Elmidae</i>	0.21	0.12	0.28	0.06	0.05	0.09
<i>Gyrinidae</i>	1	1	0.66	0.37	0	0
<i>Hydraenidae</i>	0	0.49	0.40	0	0	0
<i>Hydrochidae</i>	0	1	0	1	0	1
<i>Brachycentridae</i>	0	0	0.40	0	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	0	0	0.42	0.33	0.07	0.04
<i>Lepidostomatidae</i>	0	0	-	-	0	0
<i>Leptoceridae</i>	0	0	-	-	-	-
<i>Limnephilidae</i>	-	-	0	0	-	-
<i>Philopotamidae</i>	1	0	0	0	0.80	0
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	0.86	0	0.66	0.67
<i>Psychomyiidae</i>	1	1	1	1	1	0
<i>Rhyacophilidae</i>	0.35	0	0.17	0.15	0	0.78
<i>Sericostomatidae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Anthomyiidae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Athericidae</i>	0	0	0	0	-	-
<i>Chironomidae</i>	0.88	0.65	0.69	0.76	0.86	0.76
<i>Empididae</i>	0.26	0.03	0.55	0	0	0.33
<i>Psychodidae</i>	-	-	1	1	-	-
<i>Simuliidae</i>	0.15	0.35	0	0	0.88	0.84
<i>Tabanidae</i>	0	0	-	-	-	-
<i>Tipulidae</i>	-	-	0	0	-	-
<u>Imagos acuáticos</u>						
<i>Caenidae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	1	1	-	-
<i>Ceratopogonidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Chironomidae</i>	0	1	0	1	0	1
<i>Empididae</i>	0	1	0	1	-	-
<u>Presas terrestres</u>						
Arachnida (s.i)	0	1	0	1	-	-
Heteroptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
<i>Nabiidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Reduviidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Limicidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Tingidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Aphididae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Cicadellidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Bibionidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Chloropidae</i>	0	1	0	1	-	-
Diptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
<i>Dolichopodidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Lauxanidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Muscidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Psilidae</i>	0	1	-	-	-	-



<i>Scatopsidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Sphaeroceridae</i>	0	1	-	-	-	-
Thysanoptera (s.i)	0	1	0	1	-	-
<i>Chrysopidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Braconidae</i>	-	-	-	-	0	1
<i>Cynipidae</i>	0	1	1	1	0	1
<i>Evaniidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Formicidae</i>	0	1	0	1	-	-
Hymenoptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
<i>Ichneumonidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Platygasteridae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Pompilidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Pteromalidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Sphecidae</i>	0	1	-	-	-	-
Lepidoptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
<i>Byrrhidae</i>	-	-	0	1	-	-
<i>Cantharidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Carabidae</i>	0	1	0	1	-	-
Coleoptera (s.i)	0	1	-	-	-	-
<i>Bupestriidae</i>	0	1	-	-	-	-
<i>Chrysomelidae</i>	0	1	0	1	1	0
<i>Curculionidae</i>	1	1	-	-	-	-
<i>Scarabaeidae</i>	0	1	-	-	-	-

3.4.4.4. Dinámica de la población de Salmónidos

3.4.4.4.1. Parámetros poblacionales

La biomasa total calculada para cada localidad puede ser comparada en la tabla 174.

Tabla 174. Biomasa total calculada para cada una de las localidades muestreadas en el río Tambre.

	Os Pasos	As Millaras	Ponte Carneiro	Río
Biomasa truchas (g/100m ²)	145.6	170.4	125.4	441.4

La clase de edad mayoritaria en el tramo estudiado es la 1+ (figura 138), presentando una densidad de 0.09 individuos/m², y una biomasa de 1.85 g/m². En la tabla 175 se presenta información relativa al número de individuos, biomasa, densidad y producción de las truchas por clase de edad. Los valores de biomasa (4.41 g/m²) y



densidad (0.17 indiv/m^2) obtenidos para el tramo estudiado en el río Tambre son bajos en comparación con los valores de referencia señalados en el epígrafe de metodología.

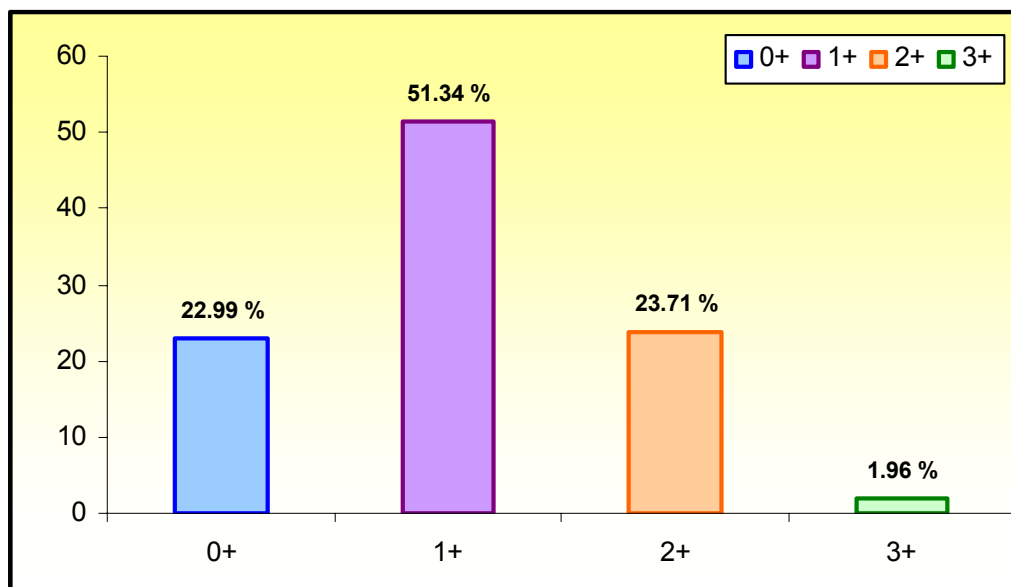


Figura 138. Representación gráfica de la estructura de la población en porcentajes.

Tabla 175. Estimaciones del número de individuos, biomasa y densidad de las truchas por clase de edad en el río Tambre.

	Nº individuos muestreados	Nº individuos estimados	Biomasa (g/m^2)	Densidad ($\text{N}^\circ \text{ ind/m}^2$)	Producción ($\text{g/m}^2 \cdot \text{año}$)	P/B
0+	129	6570	0.14	0.04	0.28	2
1+	288	14668	1.85	0.09	2.15	1.16
2+	133	6774	2.02	0.04	1.55	0.76
3+	11	560	0.40	0.0033	-	-
Todas	561	28572	4.41	0.17	3.98	0.90

3.4.4.4.2. Supervivencia y mortalidad

En la tabla 176 se incluyen los valores de supervivencia y mortalidad para el tramo de río estudiado. Se observa en ella un importante incremento en la mortalidad de las clases 2+ y 3+, lo que puede indicar, a la vista del resto de factores limitantes analizados, que la situación de partida es muy pobre y en la totalidad del tramo estudiado puede existir una importante presión de pesca, pues otros factores no explican esta situación.



Tabla 176. Supervivencia y mortalidad entre las diferentes clases de edad en el río Tambre, siguiendo los distintos métodos de cálculo.

	Tasa de supervivencia (S)	Tasa instantánea de mortalidad (Z)	Mortalidad (M)	Mortalidad natural	Mortalidad por pesca
0+-1+	0.19	-	-	-	-1.29
1+-2+	0.34	0.77	-	-	0.28
2+-3+	0.19	2.49	-	-	2.00
3+-4+	0	-	-	-	-
Todas	-	-	-0.30	0.49	-
Promedio	0.24	0.82	-	-	0.33

3.4.4.5. Descripción de la dieta

En los 31 estómagos analizados se identificaron 1671 presas agrupadas en 65 *items*. El número medio de presas consumidas fue 53.90 (rango comprendido entre 1 y 214) y el número medio de *items* por trucha fue 11.38 (1 como valor mínimo y 23 como máximo). En la tabla 177 se incluye información relativa a las características de la dieta del río Tambre. El solapamiento trófico entre la clase de edad 1+ y 2+ es significativo pero no muy elevado (69.56 %).

En el dendrograma de similitud que agrupa los individuos de esta estación en función de su dieta (figura 139), el valor del índice es muy bajo. Además, no se observa ningún patrón en común entre sexos, localidades o clases de edad. Una trucha se segrega claramente del dendrograma, mientras que ocho ejemplares de la cohorte 1+ (25.80 %) presentan una similitud próxima al 40 %.

Las presas más abundantes fueron los imagos aéreos de Efemerópteros en truchas 1+ (28.05 %) y 2+ (34.56 %). Si tenemos en cuenta el índice de frecuencia (F), el alimento preferencial para las truchas de este río son los Quironómidos en estado larvario y adulto, las ninfas de Baétidos y los imagos aéreos de Efemerópteros.



Tabla 177. Características de la dieta de las truchas del río Tambre (media ± error típico de la media).

	Tambre		
	1+	2+	Todas
Relación fauna aérea (%)	44.44 ± 5.693	50.84 ± 10.547	42.81 ± 5.064
Nº presas totales	58.34 ± 11.060	54.5 ± 16.136	53.90 ± 9.026
Nº presas bentónicas	30.13 ± 8.012	29.5 ± 10.509	28.12 ± 6.339
Nº imagos acuáticos	24.26 ± 8.358	21.33 ± 9.061	22.13 ± 6.467
Nº presas terrestres	3.82 ± 1.153	3.5 ± 0.885	3.51 ± 0.882
Otras presas	0.13 ± 0.071	0.16 ± 0.166	0.13 ± 0.061
Nº <i>Items</i>	11.95 ± 1.128	12.66 ± 2.108	11.38 ± 1.042
Diversidad trófica, Margalef	2.96 ± 0.240	3.17 ± 0.397	3.00 ± 0.205
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.74 ± 0.056	0.84 ± 0.093	0.72 ± 0.057
Equidad, Pielou	0.72 ± 0.047	0.79 ± 0.072	0.74 ± 0.040
Variedad de la dieta	-	-	65
Índice de Uniformidad	0.65 ± 0.049	0.73 ± 0.08	0.63 ± 0.049
Dominancia	3.49 ± 0.661	3.26 ± 0.965	3.22 ± 0.540
Amplitud de nicho	0.28	0.30	0.31
Nº truchas	25	6	31

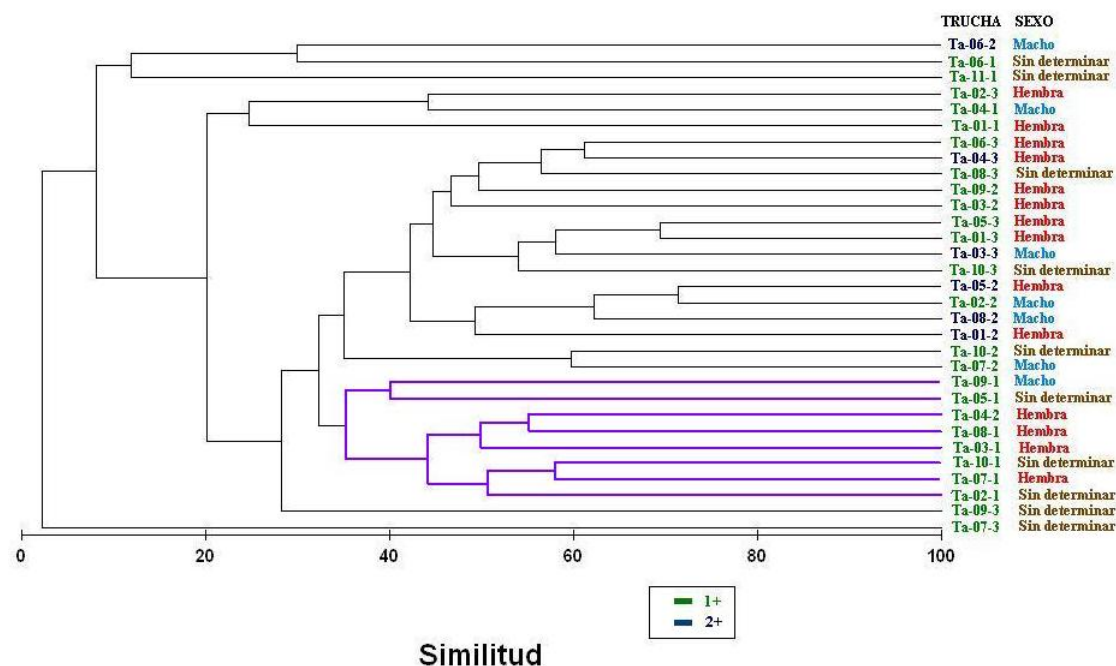


Figura 139. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del río Tambre de la composición faunística consumida por cada trucha.

El 52.2 % del total de las presas consumidas por las truchas del río Tambre está compuesto por presas acuáticas, y el 47.6 % lo constituye el alimento en superficie (figura 140). La relación media individual de presas en superficie es del 42.81 % (rango



comprendido entre el 0 % y el 90.19 %). En la tabla 178 se incluye información relativa a la composición faunística de la dieta de este río.

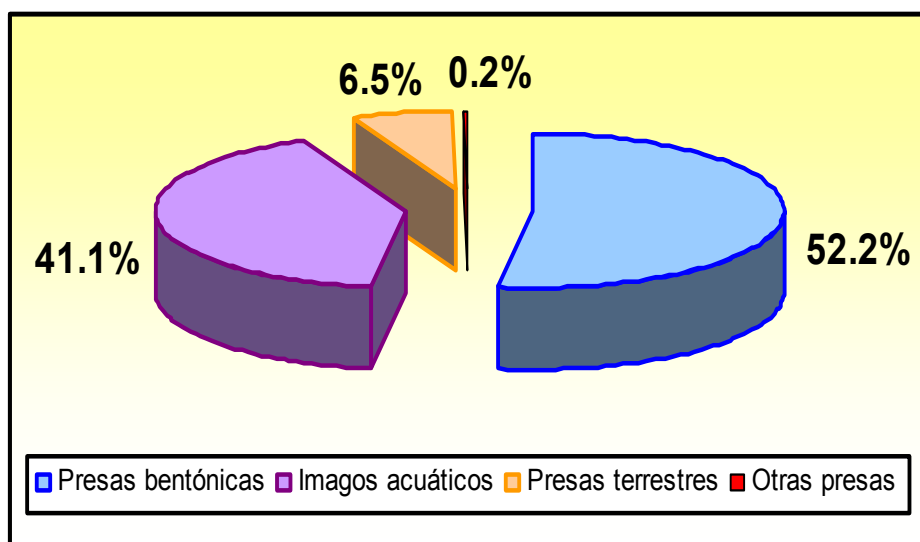


Figura 140. Diagrama de sectores de la composición faunística de la dieta del río Tambré.

Tabla 178. Composición faunística de la dieta del río Tambré según la clase de edad. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

	1+			2+			Todas		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
<u>Bentos</u>									
<i>Erpobdellidae</i>	-	-	-	1	0.31	16.67	1	0.06	2.94
<i>Ancylidae</i>	5	0.37	20	-	-	-	5	0.30	14.71
<i>Hydrobiidae</i>	28	2.08	20	4	1.22	33.33	32	1.92	23.53
<i>Lymnaeidae</i>	6	0.45	20	8	2.45	33.33	14	0.84	20.59
<i>Sphaeriidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
Hydracharina	11	0.82	32	-	-	-	11	0.66	23.53
Ostracoda (s.i)	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Baetidae</i>	69	5.13	64	13	3.98	83.33	82	4.91	61.76
<i>Ephemere llidae</i>	3	0.22	12	-	-	-	3	0.18	8.82
<i>Ephemeridae</i>	2	0.15	8	-	-	-	2	0.12	5.88
<i>Heptageniidae</i>	2	0.15	8	8	2.45	50	10	0.60	14.71
<i>Leuctridae</i>	11	0.82	40	2	0.61	33.33	13	0.78	35.29
<i>Calopterygidae</i>	4	0.30	16	7	2.14	66.67	11	0.66	23.53
<i>Cordulegasteridae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Gomphidae</i>	3	0.22	12	-	-	-	3	0.18	5.88
<i>Aphelocheiridae</i>	20	1.49	32	51	15.60	83.33	71	4.25	41.18
<i>Gerridae</i>	3	0.22	12	1	0.31	16.67	4	0.24	11.76
<i>Nepidae</i>	3	0.22	8	-	-	-	3	0.18	5.88
<i>Elmidae</i>	4	0.30	12	-	-	-	4	0.24	8.82
<i>Gyrinidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Hydrophilidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Brachycentridae</i>	-	-	-	2	0.61	16.67	2	0.12	2.94



<i>Hydropsychidae</i>	25	1.86	40	7	2.14	66.67	32	1.92	41.18
<i>Limnephilidae</i>	6	0.45	16	-	-	-	6	0.36	11.76
<i>Polycentropodidae</i>	2	0.15	8	-	-	-	2	0.12	5.88
<i>Psychomyiidae</i>	4	0.30	16	-	-	-	4	0.24	11.76
<i>Rhyacophilidae</i>	6	0.45	24	2	0.61	33.33	8	0.48	23.53
<i>Sericostomatidae</i>	9	0.67	24	5	1.53	33.33	14	0.84	23.53
<i>Chironomidae</i>	152	11.31	88	19	5.81	83.33	171	10.23	79.41
<i>Empididae</i>	3	0.22	4	8	2.45	16.67	11	0.66	5.88
<i>Simuliidae</i>	308	22.92	52	39	11.93	66.67	347	20.77	50
<i>Tipulidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<u>Imagos acuáticos</u>									
<i>Baetidae</i>	19	1.41	4	-	-	-	19	1.14	2.94
Efemeroptera (s.i)	377	28.05	56	113	34.56	100	490	29.32	61.76
Trichoptera (s.i)	43	3.20	56	5	1.53	33.33	48	2.87	47.06
<i>Chironomidae</i>	89	6.62	68	9	2.75	50	98	5.86	58.82
<i>Empididae</i>	28	2.08	40	-	-	-	28	1.68	29.41
<i>Simuliidae</i>	2	0.15	4	1	0.31	16.67	3	0.18	5.88
<u>Presas terrestres</u>									
Arachnida (s.i)	5	0.37	16	1	0.31	16.67	6	0.36	14.71
<i>Acanthosomidae</i>	4	0.30	16	2	0.61	33.33	6	0.36	17.65
Heteroptera (s.i)	1	0.07	4	2	0.61	33.33	3	0.18	8.82
<i>Lygaeidae</i>	4	0.30	16	-	-	-	4	0.24	5.88
<i>Reduviidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Tingidae</i>	1	0.07	4	1	0.31	16.67	2	0.12	5.88
<i>Cicadellidae</i>	11	0.82	20	-	-	-	11	0.66	14.71
<i>Psyllidae</i>	4	0.30	16	4	1.22	50	8	0.48	17.65
<i>Calliphoridae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
Diptera (s.i)	20	1.49	44	5	1.53	66.67	25	1.50	44.12
<i>Dolichopodidae</i>	3	0.22	12	-	-	-	3	0.18	8.82
<i>Musidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Braconidae</i>	2	0.15	8	-	-	-	2	0.12	5.88
<i>Cynipidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Formicidae</i>	8	0.60	24	1	0.31	16.67	9	0.54	20.59
Hymenoptera (s.i)	3	0.22	12	-	-	-	3	0.18	5.88
<i>Ichneumonidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Sphecidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Chrysomelidae</i>	8	0.60	24	3	0.92	50	11	0.66	26.47
<i>Coccinellidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
Coleoptera (s.i)	4	0.30	16	2	0.61	33.33	6	0.36	11.76
<i>Staphylinidae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
Oligochaeta (s.i)	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<i>Sisyridae</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
<u>Otras presas</u>									
Resto vegetal	-	-	48	-	-	33.33	-	-	41.18
Semilla	-	-	4	-	-	-	-	-	2.94
Piedras	-	-	24	-	-	50	-	-	26.47
Nematoda	-	-	44	-	-	83.33	-	-	47.06
Gordíáceo	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94
Exuvia tricóptero	-	-	44	-	-	66.67	-	-	44.12
No identificada	-	-	-	1	0.31	16.67	1	0.06	2.94
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	2	0.15	8	-	-	-	2	0.12	5.88
Huevo <i>P. duriense</i>	1	0.07	4	-	-	-	1	0.06	2.94



Tanto el porcentaje de alimento consumido en superficie como el número de presas totales son semejantes entre las cohortes ($F = 0.595$; $Sig = 0.447$, $F = 0.001$, $Sig = 0.975$ respectivamente) y entre los sexos ($F = 0.270$; $Sig = 0.765$, $F = 0.702$; $Sig = 0.504$ respectivamente). No existen diferencias en el índice de Shannon-Wiener entre las cohortes ($F = 1.209$; $Sig = 0.281$), mientras que es diferente entre los sexos ($F = 3.829$; $Sig = 0.034$), y las hembras son las que presentan la dieta más diversa (hembras $= 0.86 \pm 0.063$ y machos 0.71 ± 0.084).

El consumo de peces tiene lugar ya en truchas 1+ con una talla de 14.2 cm, por lo que la incorporación de peces a la dieta no sólo es exclusiva de los ejemplares más viejos. Los coeficientes de variación se recogen en la tabla 179.

Tabla 179. Coeficientes de variación de los tipos de presas consumidos, talla y peso.

	1+	CV	2+	CV
Variedad dieta	11.08	54.20	12.66	40.76
Nº presas totales	53.76	98.98	54.5	72.52
Nº presas del bentos	27.8	135.48	29.5	87.26
Nº imagos acuáticos	22.32	174.57	21.33	104.04
Nº presas terrestres	3.52	153.45	3.5	61.94
Nº otras presas	0.12	276.38	0.16	244.94
Longitud furcal (cm)	14.188	10.46	20.36	4.26
Peso (g)	41.4516	30.74	113.75	14.22

3.4.4.5.1. Contenido estomacal

El peso seco y húmedo medio del contenido estomacal fue $0.062 \text{ g} \pm 0.0079$ y $0.310 \text{ g} \pm 0.039$ respectivamente, mientras que el índice de repleción medio fue $0.69 \% \pm 0.094$. A su vez el peso medio colectivo fue el 0.56% . No existen diferencias en peso húmedo y seco del contenido estomacal entre los sexos ($F = 1.894$; $Sig = 0.169$, $F = 2.122$; $Sig = 0.139$ respectivamente).

La ración media consumida en el momento de la captura (tabla 180) es inferior a la teórica en el laboratorio ($t = -8.917$; $gl = 30$; $Sig < 0.001$), a la de mantenimiento ($t = -11.545$; $gl = 30$; $Sig < 0.001$) y a la ración máxima potencial ($t = -11.061$; $gl = 30$; $Sig < 0.001$).



Tabla 180. Valores de alimento ingerido y raciones teóricas para las truchas del río Tambre (media \pm error típico de la media).

	1+	2+	Todas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	2.48 \pm 0.152	6.82 \pm 0.396	3.32 \pm 0.346
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.304 \pm 0.040	0.335 \pm 0.1275	0.310 \pm 0.0399
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.060 \pm 0.0081	0.068 \pm 0.0024	0.062 \pm 0.0079
Índice de replción (%)	0.79 \pm 0.105	0.273 \pm 0.092	0.6910 \pm 0.0939
Ración de mantenimiento (g/día)	0.32 \pm 0.015	0.686 \pm 0.030	0.339 \pm 0.0932
Ración máxima potencial (g/día)	0.29 \pm 0.0139	0.63 \pm 0.026	0.361 \pm 0.0275

3.4.4.5.2. Talla media de presa

La talla media de presa consumida en este río es 8.67 mm \pm 0.806. La relación entre esta y la talla del pez fue 0.0058 \pm 0.00057. Tanto la talla media consumida como la relación talla presa/talla pez son semejantes entre las clases de edad (F = 0.104; Sig = 0.750, F = 2.519, Sig = 0.123 respectivamente) y entre los sexos (F = 0.444; Sig = 0.646; F = 1.64; Sig = 0.211 respectivamente).

En la tabla 181 se muestran las correlaciones estadísticamente significativas. Se ha observado que la talla media de presa está relacionada con el carácter estenofágico de las truchas.

Tabla 181. Correlaciones para la talla media y relación talla presa/talla pez en el río Tambre.

	Talla media presas (mm)		Talla presa/talla pez	
	r	Significación (α)	r	Significación (α)
Alimento en superficie (%)	-0.50	0.004	-0.53	0.002
Variedad dieta	-0.44	0.014	-0.43	0.015
Shannon-Wiener	-0.39	0.028	-0.45	0.010
Índice de uniformidad	-0.40	0.028	-0.45	0.010
Amplitud de nicho	0.74	< 0.001	0.75	< 0.001
Proteína (%)	-0.58	0.001	-0.63	< 0.001
Lípidos (%)	-0.51	0.003	-0.60	< 0.001
Fibra (%)	-	-	-0.39	0.031
Libre nitrógeno (%)	0.62	< 0.001	0.69	< 0.001
Talla presa/talla pez	0.96	< 0.001	-	-



3.4.4.6. Calidad de la dieta

La dieta media por trucha contiene 19.92 kJ/g de energía, y está compuesta por el 55.22 % de proteínas, el 26.51 % de extracto libre de nitrógeno, el 11.99 % de lípidos y el 6.28 % de fibra (figura 141). En la tabla 182 se muestran los valores de la calidad de la dieta.

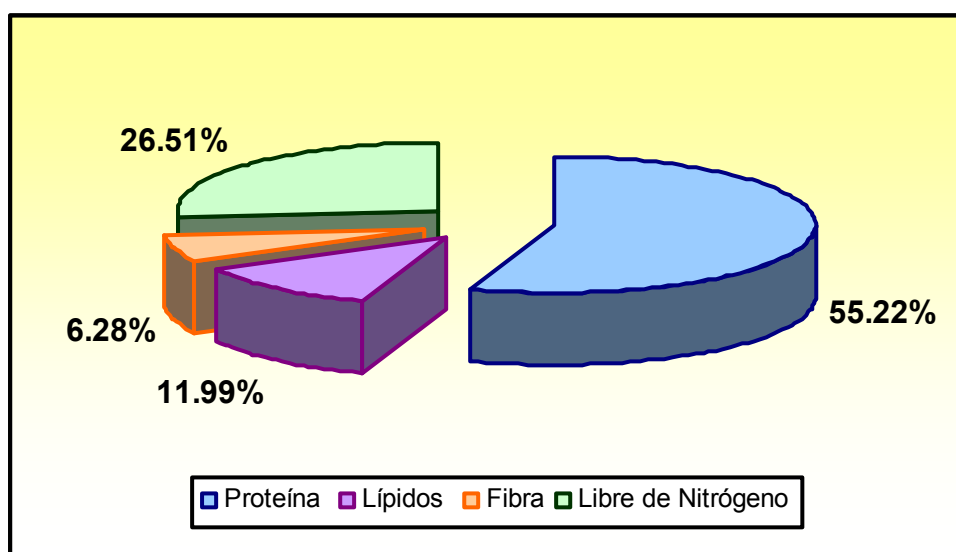


Figura 141. Diagrama de sectores de la calidad de la dieta del río Tambre.

Tabla 182. Valores de los componentes del alimento ingerido por las truchas del río Tambre (media \pm error típico de la media).

	1+	2+	Muestra
Energía ingerida (kJ/g)	18.13 \pm 5.334	27.43 \pm 10.482	19.92 \pm 4.727
Proteína ingerida (%)	53.82 \pm 2.573	61.04 \pm 1.819	55.22 \pm 2.156
Lípidos ingeridos (%)	11.43 \pm 0.943	14.32 \pm 1.165	11.99 \pm 0.813
Fibra ingerida (%)	6.088 \pm 0.490	7.068 \pm 0.971	6.28 \pm 0.436
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	28.65 \pm 3.489	17.56 \pm 0.998	26.51 \pm 2.920
E/P	0.311 \pm 0.088	0.43 \pm 0.159	0.33 \pm 0.077

No se han encontrado diferencias significativas en los componentes de la calidad de la dieta entre las clases de edad o los sexos (véase tabla 183).



Tabla 183. Anovas para la calidad de la dieta en función del sexo y las cohortes del río Tambre.

	Clases de edad		Sexo	
	F	Significación (α)	F	Significación (α)
Energía (kJ/g)	0.597	0.446	0.088	0.916
Proteína (%)	1.794	0.191	3.067	0.062
Lípidos (%)	2.040	0.164	0.294	0.747
Fibra (%)	0.782	0.384	0.146	0.865
Libre nitrógeno (%)	2.351	0.136	2.183	0.132
Relación E/P	0.370	0.547	0.144	0.867

En la tabla 184 se muestran las correlaciones significativas para la calidad de la dieta de las truchas del río Tambre. El contenido energético de la dieta, al igual que en el río Lengüelle, aumenta con la dominancia de la misma. La similitud de Bray-Curtis media entre los individuos de esta estación de muestreo en función de la calidad de la dieta es de $90.20\% \pm 0.424$.

Tabla 184. Correlaciones para los componentes de la calidad de la dieta del río Tambre.

	Energía (kJ/g)		Proteína (%)		Lípidos (%)		Fibra (%)		Libre nitrógeno (%)		Relación E/P	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	-	-	-	-	0.30	0.099	-	-	-	-
Radio escama (mm)	-	-	-	-	0.40	0.024	0.42	0.019	-	-	-	-
Retrocálculo (cm)	-	-	-	-	0.40	0.024	0.42	0.019	-	-	-	-
Abundancia relativa (%)	0.75	<0.001	0.39	0.028	0.77	<0.001	-	-	-	-	0.74	<0.001
Alimento en superficie (%)	0.53	0.002	0.38	0.034	-	-	0.59	<0.001	-0.58	0.001	0.54	0.002
Nº presas totales	0.75	<0.001	0.39	0.028	-	-	-	-	-	-	0.74	<0.001
Nº imagos acuáticos	0.96	<0.001	-	-	0.42	0.020	-	-	-	-	0.97	<0.001
Variedad dieta	-	-	0.51	0.003	-	-	-	-	-0.46	0.009	-	-
Shannon-Wiener	-	-	0.49	0.005	-	-	-	-	-0.47	0.008	-	-
Pielou	-0.59	0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.60	0.001
Índice de uniformidad	-	-	0.49	0.005	-	-	-	-	-0.47	0.008	-	-
Dominancia	0.75	<0.001	0.39	0.028	-	-	-	-	-	-	0.74	<0.001
Amplitud de nicho	-	-	-0.80	<0.001	-0.57	0.001	-0.41	0.021	0.81	<0.001	-	-
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.40	0.028	-	-	-	-	-	-	-	-	0.40	0.027
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.39	0.030	-	-	-	-	-	-	-	-	0.39	0.029
Talla media presas (mm)	-	-	-0.58	0.001	-0.51	0.003	-	-	0.62	<0.001	-	-
Talla presa/talla pez	-	-	-0.63	<0.001	-0.60	<0.001	-0.39	0.031	0.69	<0.001	-	-
Energía (kJ/g)	-	-	0.31	0.086	0.41	0.023	-	-	-	-	-	-
Proteína (%)	-	-	-	-	-	-	0.31	0.087	-	-	-	-
Lípidos (%)	-	-	0.51	0.003	-	-	0.90	<0.001	-	-	-	-
Fibra (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Libre nitrógeno (%)	-0.38	0.036	-0.93	<0.001	-0.79	<0.001	-0.63	<0.001	-	-	-	-
Relación E/P	1	<0.001	-	-	0.42	0.020	-	-	-0.36	0.044	-	-



3.4.4.7. Desarrollo gonadal

De las 561 truchas capturadas sólo se diseccionaron 31 para su estudio. En 21 ejemplares se pudo determinar el sexo, la muestra está compuesta por 14 hembras y 7 machos.

La fecundidad relativa media es $3836.82 \text{ n}^\circ \text{ huevos/kg} \pm 324.749$. El índice gonadosomático medio es 0.94 ± 0.318 y el peso medio del huevo es $0.0042 \text{ g} \pm 0.00164$. La fecundidad relativa es semejante entre las clases de edad ($F = 4.194$; $\text{Sig} = 0.063$), mientras que el peso medio del huevo y el índice gonadosomático es mayor en la cohorte 2+ que en la 1+ ($F = 91.658$; $\text{Sig} < 0.001$, $F = 15.50$; $\text{Sig} < 0.001$ respectivamente). Por el contrario, no existen diferencias en el índice gonadosomático entre los sexos ($F = 1.584$; $\text{Sig} = 0.223$). En la tabla 185 se muestran los valores obtenidos en función de las cohortes.

Tabla 185. Desarrollo gonadal de las truchas del río Tambre (media \pm error típico de la media).

	1+	2+	Muestra
Fecundidad relativa (nº huevos/kg)	4148.02 \pm 358.375	2695.77 \pm 125.992	3836.82 \pm 324.749
Índice gonadosomático	0.46 \pm 0.213	4.02 \pm 0.664	0.94 \pm 0.318
Peso medio huevo (g)	0.0013 \pm 0.0005	0.0148 \pm 0.0018	0.0042 \pm 0.00164

El peso medio del huevo aumenta con el número de presas bentónicas consumidas por la truchas (véase tabla 186).

Tabla 186. Correlaciones para el desarrollo gonadal de las truchas del río Tambre.

	Fecundidad relativa (nº/Kg)		Índice gonadosomático		Peso medio huevo (g)	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Gónadas (g)	-	-	0.97	< 0.001	0.99	< 0.001
Nº huevos	-	-	0.95	< 0.001	0.97	< 0.001
Peso medio huevo (g)	-0.54	0.048	0.99	< 0.001	-	-
Índice gonadosomático	-0.51	0.063	-	-	0.99	< 0.001
Longitud furcal (cm)	-0.80	0.001	0.54	0.012	0.85	< 0.001
Peso (g)	-0.78	0.001	0.53	0.013	0.89	< 0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-0.90	< 0.001	0.55	0.010	0.82	< 0.001
Radio escama (mm)	-0.84	< 0.001	-	-	0.73	0.003
Retrocálculo (cm)	-0.84	< 0.001	-	-	0.72	0.003
Hígado (g)	-0.72	0.004	0.71	< 0.001	0.89	< 0.001
Índice hepatosomático	-0.70	0.006	0.74	< 0.001	0.74	0.002
Nº presas del bentos	-	-	-	-	0.56	0.039
Ración máxima potencial (g/día)	-0.80	0.001	0.55	0.010	0.89	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	-0.81	< 0.001	0.54	0.012	0.88	< 0.001



La madurez sexual es adquirida en la cohorte 1+, con una talla de 14.8 cm en los machos y de 12.4 cm en las hembras. Así, el 16 % de las truchas de la case edad 1+ fueron machos y el 44 % fueron hembras.

3.4.4.8. Crecimiento

La talla media de esta estación de muestreo es 12.44 cm \pm 0.205 y el peso medio es 31.42 g \pm 1.541. En la tabla 187 se incluye información relativa de la biometría y el crecimiento de las truchas de esta estación de muestreo.

Tabla 187. Valores medios para las truchas del río Tambre (media \pm error típico de la media).

	Tambre				Muestra
	0+	1+	2+	3+	
Longitud furcal (cm)	7.4 \pm 0.082	14.18 \pm 0.102	21.20 \pm 0.334	27.8 \pm 0.433	12.44 \pm 0.205
Peso (g)	4.67 \pm 0.199	37.46 \pm 0.984	118.6 \pm 6.172	256 \pm 16.236	31.42 \pm 1.541
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	1.79	2.08	1.15	0.77	1.45
L_{∞} (cm)	-	-	-	-	41.17
K (g/año)	-	-	-	-	0.29
Talla retrocalculada <i>circulus</i> X (cm)	-	6.23 \pm 0.080	6.18 \pm 0.200	-	6.22 \pm 0.074
Talla retrocalculada (cm)	-	14.46 \pm 0.343	19.21 \pm 0.805	-	15.38 \pm 0.463
Nº individuos capturados	129	288	133	11	561

Existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.969$; Sig < 0.001). El crecimiento de las truchas en este río se desvía ligeramente de la isometría (figura 142). En la tabla 188 se muestran las correlaciones significativas para el peso y la talla.

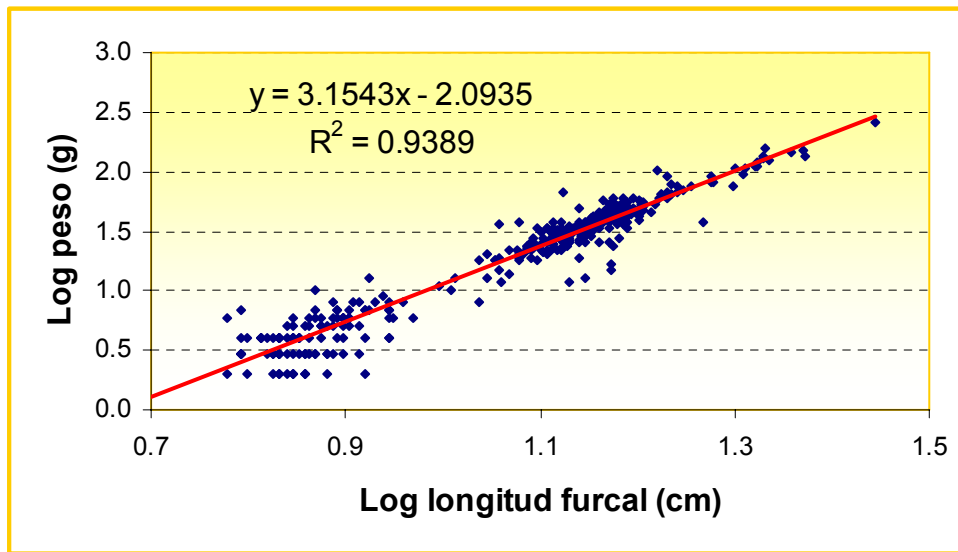


Figura 142. Relación longitud-peso del río Tambre.

Tabla 188. Correlaciones para la longitud furcal y peso de las truchas del río Tambre.

	Longitud furcal (cm)		Peso (g)	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Gónadas (g)	0.62	0.003	0.62	0.003
Nº huevos	0.86	< 0.001	0.91	< 0.001
Fecundidad relativa (nº/Kg)	-0.80	0.001	-0.78	0.001
Índice gonadosomático	0.54	0.012	0.53	0.013
Peso medio huevo (g)	0.85	< 0.001	0.89	< 0.001
Radio escama (mm)	0.91	< 0.001	0.88	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.91	< 0.001	0.88	< 0.001
Hígado (g)	0.89	< 0.001	0.93	< 0.001
Índice hepatosomático	0.53	0.002	0.56	0.001
Alimento en superficie (%)	0.38	0.038	0.37	0.038
Libre nitrógeno (%)	-	-	-0.33	0.069
Índice de repleción (%)	-0.51	0.003	-0.45	0.012
Ración máxima potencial (g/día)	0.98	< 0.001	1.00	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.98	< 0.001	1.00	< 0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.96	< 0.001	0.94	< 0.001

La tasa de crecimiento instantánea media es 1.45 g/año, pero es diferente del valor obtenido con el modelo teórico de crecimiento (von Bertalanffy), según el cual la tasa de crecimiento instantánea tiene un valor de 0.29 g/año y la longitud máxima que pueden alcanzar las truchas de este río según el modelo es 41.17 cm (figura 143).

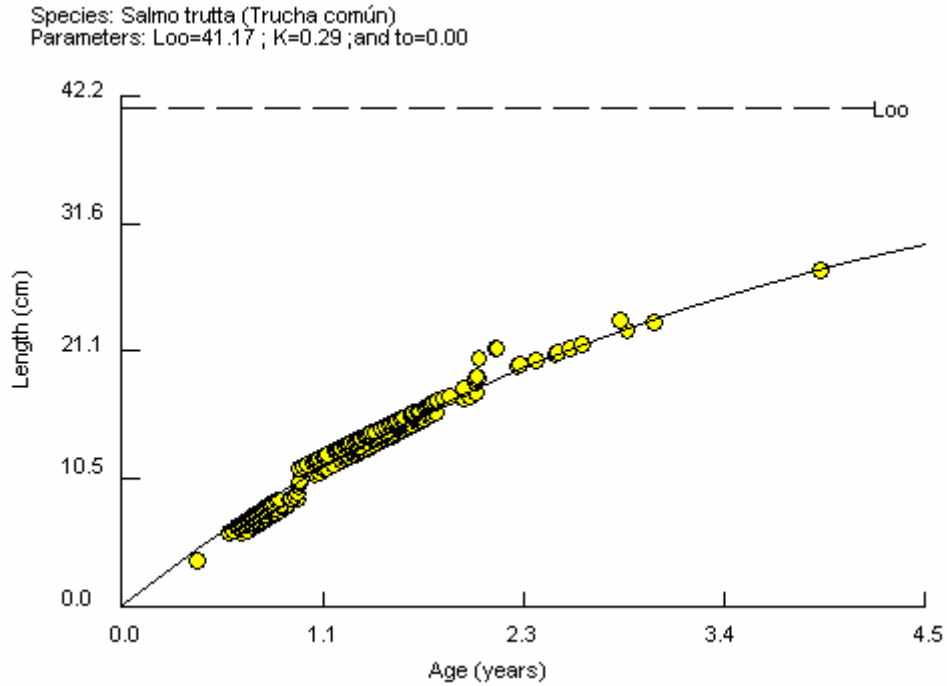


Figura 143. Curva de crecimiento teórica para el río Tambre (von Bertalanffy).

La tasa de crecimiento instantánea entre las cohortes 1+-2+ es similar entre los sexos (0.85 y 0.92 g/año respectivamente).

La tasa media de crecimiento es del 5.52 % del peso/día \pm 0.070, existen diferencias en el crecimiento entre las clases de edad y entre los sexos ($F = 40.98$; $Sig < 0.001$, $F = 6.04$; $Sig = 0.007$ respectivamente), así el crecimiento es mayor en los machos y en la clase de edad 2+ (véase tabla 189). De entre todas las correlaciones encontradas (tabla 190), el crecimiento está relacionado con el índice hepatosomático y con el desarrollo gonadal.

Tabla 189. Valores medios de la tasa de crecimiento (% peso/día) del río Tambre en función al sexo y las cohortes (media \pm error típico de la media).

		Tasa de crecimiento media (% peso/día)
Clase de edad	1+	5.38 \pm 0.056
	2+	6.13 \pm 0.034
Sexo	Macho	5.86 \pm 0.119
	Hembra	5.54 \pm 0.100



Tabla 190. Correlaciones entre la tasa de crecimiento (% peso/día) y el resto de las variables.

	Tasa de crecimiento (% peso/día)	
	r	Significación (α)
Gónadas (g)	0.61	0.003
Nº huevos	0.83	< 0.001
Fecundidad relativa (nº/Kg)	-0.90	< 0.001
Índice gonadosomático	0.55	0.010
Hígado (g)	0.86	< 0.001
Índice hepatosomático	0.59	< 0.001
Longitud furcal (cm)	0.96	< 0.001
Peso (g)	0.94	< 0.001
Radio escama (mm)	0.90	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.90	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.52	0.003
Ración máxima potencial (g/día)	0.96	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.96	< 0.001

No existen diferencias en el crecimiento durante el primer año de vida entre las clases de edad y los sexos ($F = 0.065$; $Sig = 0.801$, $F = 0.346$; $Sig = 0.710$, respectivamente). El crecimiento durante el primer año de vida está correlacionado con índices de diversidad dietética como el índice de Shannon-Wiener y el índice de uniformidad ($r = 0.38$; $Sig = 0.037$, $r = 0.37$; $Sig = 0.038$ respectivamente).

3.4.4.9. Índices de condición somática

En la tabla 191 se muestran los valores medios de los índices de condición somática de las truchas de este río. No existen diferencias en el índice de condición y el índice de peso relativo ni entre los sexos ($F = 0.015$; $Sig = 0.985$, $F = 0.10$; $Sig = 0.905$, respectivamente) ni entre las clases de edad ($F = 0.987$; $Sig = 0.329$, $F = 0.05$; $Sig = 0.943$ respectivamente). Además, no existen diferencias en el peso del hígado y en el índice hepatosomático entre los sexos ($F = 2.766$; $Sig = 0.080$, $F = 1.020$; $Sig = 0.373$ respectivamente), mientras que el índice hepatosomático es mayor en la cohorte 2+ ($F = 8.92$; $Sig = 0.006$).



Tabla 191. Valores medios para las truchas del río Tambre (media ± error típico de la media).

	Tambre				Muestra
	0+	1+	2+	3+	
Índice de condición	1.13 ± 0.040	1.26 ± 0.017	1.23 ± 0.038	1.19 ± 0.046	1.22 ± 0.017
Índice de peso relativo	98.72 ± 2.75	100.49 ± 0.426	98.90 ± 0.648	97.84 ± 0.703	99.88 ± 0.8817
Peso hígado (g)	-	0.24 ± 0.024	0.90 ± 0.100	-	0.37 ± 0.054
Índice hepatosomático	-	0.56 ± 0.032	0.80 ± 0.081	-	0.61 ± 0.034

La condición somática está escasamente relacionada con los parámetros alimentarios y únicamente se ha encontrado que el hígado y el índice hepatosomático están relacionados con variables biométricas, de desarrollo gonadal y de crecimiento (véase tabla 192).

Tabla 192. Correlaciones significativas de la condición somática del río Tambre.

	Índice condición		Índice peso relativo		Hígado (g)		Índice hepatosomático	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Gónadas (g)	-	-	-	-	0.78	< 0.001	0.71	< 0.001
Nº huevos	-	-	-	-	0.91	< 0.001	0.71	0.004
Fecundidad relativa (nº/Kg)	-	-	-	-	-0.72	0.004	-0.70	0.006
Índice gonadosomático	-	-	-	-	0.71	< 0.001	0.74	< 0.001
Peso medio huevo (g)	-	-	-	-	0.89	< 0.001	0.74	0.002
Longitud furcal (cm)	-	-	-	-	0.89	< 0.001	0.53	0.002
Peso (g)	-	-	-	-	0.93	< 0.001	0.56	0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	-	-	0.86	< 0.001	0.59	< 0.001
Radio escama (mm)	-	-	-	-	0.77	< 0.001	0.45	0.010
Retrocálculo (cm)	-	-	-	-	0.77	< 0.001	0.45	0.010
Índice hepatosomático	-	-	-	-	0.79	< 0.001	-	-
Índice peso relativo	0.97	< 0.001	-	-	-	-	0.38	0.036
Hígado (g)	-	-	-	-	-	-	0.79	< 0.001
Índice de repleción (%)	-	-	-	-	-0.44	0.014	-	-
Ración máxima potencial (g/día)	-	-	-	-	0.93	< 0.001	0.58	0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	-	-	-	-	0.93	< 0.001	0.58	0.001

3.4.4.10. Selección del alimento

La presa que *a priori* debería presentar índices de selección positivos debido a su mayor abundancia en el bentos y en deriva, los *Chironomidae*, es seleccionada negativamente o presenta índices de selección positivos muy débiles en todas las clases



de edad, lo que ocurre también en los *Elmidae*, que son la presa más abundante en el bentos. Por el contrario *items* no tan abundantes en el bentos y con una mayor (Hidracaros, *Psychomyiidae*, *Simuliidae* y *Ephemerellidae*) o menor (*Hydrobiidae*) tendencia a derivar son seleccionados positivamente. La selección del alimento es evidente y es diferente entre las cohortes. Este hecho alcanza su máxima expresión en los *Aphelocheiridae* (Heteroptera), ya que son seleccionados negativamente por los ejemplares 1+ y positivamente por los individuos 2+. La presa más abundante en la dieta, los imagos acuáticos de Efemerópteros, es seleccionada positivamente por las dos clases de edad, hecho que demuestra la importancia del alimento en superficie en la dieta de la trucha común durante el periodo estival. En la tabla 193 se muestran los valores del índice de selección de alimento para cada clase de edad.

Tabla 193. Valores del índice de selección de presas (IVLEV, 1961) para las distintas cohortes del río Tambre. Sin identificar (s.i).

	1+			2+		
	Bentos	Deriva profunda	Deriva superficial	Bentos	Deriva profunda	Deriva superficial
Bentos						
<i>Planariidae</i>	-1	-	-	-1	-	-
Oligochaeta (s.i)	-1	-	-	-1	-	-
<i>Erpobdellidae</i>	-1	-	-	-0.71	1	1
<i>Glossiphoniidae</i>	-1	-	-	-1	-	-
<i>Ancylidae</i>	-0.71	1	1	-1	-	-
<i>Hydrobiidae</i>	1	0.85	0.77	1	0.76	0.64
<i>Lymnaeidae</i>	0.20	1	0.54	0.78	1	0.90
<i>Sphaeriidae</i>	-0.60	1	1	-1	-	-
Hydracharina	1	-0.84	-0.75	-	-1	-1
<i>Gammaridae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Ostracoda (s.i)	1	1	1	-	-	-
<i>Daphnia</i>	-	-1	-	-	-1	-
<i>Baetidae</i>	-0.22	0.35	0.66	-0.33	0.23	0.58
<i>Caenidae</i>	-	-1	-1	-	-1	-1
<i>Ephemerellidae</i>	-0.74	-0.89	-0.50	-1	-1	-1
<i>Ephemeridae</i>	-0.41	1	1	-1	-	-
<i>Heptageniidae</i>	-0.90	-0.74	-0.72	-0.08	0.42	0.45
<i>Leptophlebiidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Leuctridae</i>	-0.61	0.24	0.10	-0.69	0.10	-0.04
<i>Perlidae</i>	-1	-	-	-1	-	-
<i>Aeshnidae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-
<i>Calopterygidae</i>	-0.66	-0.05	0.06	0.20	0.73	0.78
<i>Coenagrionidae</i>	-	-1	-1	-	-1	-1
<i>Cordulegasteridae</i>	1	1	1	-	-	-
<i>Gomphidae</i>	-0.23	1	1	-1	-	-
<i>Platycnemididae</i>	-	-	-1	-	-	-1



<i>Aphelocheiridae</i>	-0.31	-0.22	0.11	0.70	0.74	0.86
<i>Gerridae</i>	-	-0.50	-0.41	-	-0.37	-0.27
<i>Nepidae</i>	1	1	1	-	-	-
<i>Sialidae</i>	-1	-	-	-1	-	-
<i>Dytiscidae</i>	-1	-	-	-1	-	-
<i>Elmidae</i>	-0.98	-0.92	-0.78	-1	-1	-1
<i>Gyrinidae</i>	-0.66	-0.80	-0.56	-1	-1	-1
<i>Hydraenidae</i>	-1	-1	-1	-1	-1	-1
<i>Hydrochidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Hydrophilidae</i>	1	1	1	-	-	-
<i>Brachycentridae</i>	-1	-1	-	0.12	0.57	1
<i>Hydropsychidae</i>	-0.80	-0.40	-0.13	-0.78	-0.34	-0.05
<i>Lepidostomatidae</i>	-1	-	-	-1	-	-
<i>Leptoceridae</i>	-1	-	-	-1	-	-
<i>Limnephilidae</i>	0.58	1	1	-1	-	-
<i>Philopotamidae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-
<i>Polycentropodidae</i>	-0.34	-0.70	0.06	-1	-1	-1
<i>Psychomyiidae</i>	1	-0.63	0.06	-	-1	-1
<i>Rhyacophilidae</i>	-0.53	0.15	-0.20	-0.40	0.30	-0.04
<i>Sericostomatidae</i>	-0.41	1	1	-0.03	1	1
<i>Anthomyiidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Athericidae</i>	-1	-	-	-1	-	-
<i>Chironomidae</i>	0.02	-0.61	-0.47	-0.30	-0.78	-0.69
<i>Empididae</i>	-0.90	-0.85	-0.09	-0.25	-0.07	0.80
<i>Simuliidae</i>	0.75	0.32	0.47	0.58	0.01	0.18
<i>Tabanidae</i>	-1	-	-	-1	-	-
<i>Tipulidae</i>	0.11	1	1	-1	-	-
<u>Imagos acuáticos</u>						
<i>Baetidae</i>	-	1	1	-	-	-
<i>Caenidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
Efemeroptera (s.i)	-	1	1	-	1	1
<i>Ephemeridae</i>	-	-1	-1	-	-1	-1
Trichoptera (s.i)	-	1	1	-	1	1
<i>Ceratopogonidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Chironomidae</i>	-	1	-0.34	-	1	-0.66
<i>Empididae</i>	-	1	0.02	-	-	-1
<i>Simuliidae</i>	-	1	1	-	1	1
<u>Presas terrestres</u>						
Arachnida (s.i)	-	1	-0.18	-	1	-0.27
<i>Acanthosomidae</i>	-	1	1	-	1	1
<i>Aphididae</i>	-	-	-1	-	-	-1
Heteroptera (s.i)	-	1	-0.69	-	1	0.21
<i>Limicidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Lygaeidae</i>	-	1	1	-	-	-
<i>Nabiidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Reduviidae</i>	-	1	-0.56	-	-	-1
<i>Tingidae</i>	-	1	-0.28	-	1	0.40
<i>Cicadellidae</i>	-	1	0.72	-	-	-1
<i>Psyllidae</i>	-	1	1	-	1	1
Lepidoptera (L) (s.i)	-	-	-1	-	-	-1
Thysanoptera (s.i)	-	-	-1	-	-	-1
<i>Bibionidae</i>	-	-	-1	-	-	-1



<i>Calliphoridae</i>	-	1	1	-	-	-
<i>Chloropidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
Diptera (s.i)	-	1	-0.21	-	1	-0.19
<i>Dolichopodidae</i>	-	1	-0.28	-	-	-1
<i>Lauxanidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Musidae</i>	-	1	-0.91	-	-	-1
<i>Psilidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Scatopsidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Sphaeroceridae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Braconidae</i>	-	1	0.06	-	-	-1
<i>Cynipidae</i>	-	-0.63	-0.80	-	-1	-1
<i>Evaniidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Formicidae</i>	-	1	-0.38	-	1	-0.63
Hymenoptera (s.i)	-	1	-0.09	-	-	-1
<i>Ichneumonidae</i>	-	1	-0.68	-	-	-1
<i>Platygasteridae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Pompilidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Pteromalidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Sphecidae</i>	-	1	-0.69	-	-	-1
<i>Buprestidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Byrrhidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Cantharidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Carabidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Chrysomelidae</i>	-	0.56	-0.49	-	0.69	-0.31
<i>Coccinellidae</i>	-	1	1	-	-	-
Coleoptera (s.i)	-	1	0.06	-	1	0.40
<i>Curculionidae</i>	-	-1	-1	-	-1	-1
<i>Scarabidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Staphylinidae</i>	-	1	1	-	-	-
Oligochaeta	-	1	1	-	-	-
<i>Chrysopidae</i>	-	-	-1	-	-	-1
<i>Sisyridae</i>	-	1	1	-	-	-

Cuando se analizan los resultados en función de las localidades se observa un patrón similar al del caso anterior, en el que presas muy abundantes en el medio son poco seleccionadas por la trucha, pero muy variable entre las localidades. De nuevo los *Elmidae* y los *Chironomidae*, a pesar de su abundancia en el bentos y en deriva, son evitados por las truchas, y los *Hydrobiidae* son fuertemente seleccionados (véase tabla 194).



Tabla 194. Valores del índice de selección de presas (IVLEV, 1961) para las distintas localidades del río Tambre. Bentos (B), deriva profunda (DP), deriva superficial (DS), sin identificar (s.i).

	Os Pasos			As Millaras			Ponte Carneiro		
	B	DP	DS	B	DP	DS	B	DP	DS
Bentos									
<i>Planariidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-	-	-
Oligochaeta (s.i)	-1	-	-	-1	-	-	-	-	-
<i>Erpobdellidae</i>	-1	-	-	-0.93	1	1	-1	-	-
<i>Glossiphoniidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-1	-	-
<i>Ancylidae</i>	-0.61	1	1	-0.85	1	1	-1	-	-
<i>Hydrobiidae</i>	1	1	0.24	1	-0.10	-0.04	1	1	1
<i>Lymnaeidae</i>	-1	-	-	1	1	1	0.67	1	0.31
<i>Sphaeriidae</i>	-1	-	-	-0.66	1	1	-	-	-
Hydracharina	1	-0.89	1	1	-0.93	-0.87	1	-0.75	-0.67
<i>Gammaridae</i>	-	-	-1	-	-1	-1	-1	-	-
Ostracoda (s.i)	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Daphnia</i>	-	-1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Baetidae</i>	-0.60	1	1	-0.34	0.12	0.32	-0.02	0.44	0.63
<i>Caenidae</i>	-	-1	-1	-	-1	-1	-	-	-1
<i>Ephemerellidae</i>	-0.80	-0.75	1	-0.79	-0.95	-0.73	-0.78	1	1
<i>Ephemeridae</i>	-	-	-	-1	-	-	1	1	1
<i>Heptageniidae</i>	-0.82	-0.55	-0.66	-0.33	-0.10	0.10	-0.90	-0.90	-0.84
<i>Leptophlebiidae</i>	-1	-	-1	-1	-	-	-1	-1	-
<i>Leuctridae</i>	-0.83	-0.39	-0.10	-0.57	0.42	0.16	-0.37	0.17	1
<i>Perlidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Aeshnidae</i>	-1	-1	-	-1	-1	-	-1	-	-
<i>Calopterygidae</i>	-1	-1	-	-0.26	1	0.57	-0.37	0.02	-0.32
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-1	-
<i>Cordulegasteridae</i>	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphidae</i>	-0.11	1	1	-0.42	1	1	-1	-	-
<i>Platycnemididae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Aphelocheiridae</i>	0.06	-0.19	0.70	0.47	0.47	0.70	-0.71	-0.31	-0.71
<i>Gerridae</i>	-	-	-1	-	-0.53	0.16	-	1	1
<i>Nepidae</i>	1	1	1	1	1	1	-	-	-
<i>Sialidae</i>	-	-	-	-1	-	-	-	-	-
<i>Dytiscidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Elmidae</i>	-0.93	-0.75	-0.57	-1	-1	-1	-0.99	-0.79	-0.89
<i>Gyrinidae</i>	1	-0.55	-0.10	-1	-1	-1	-1	-	-
<i>Hydraenidae</i>	-1	-	-1	-1	-1	-	-1	-	-
<i>Hydrochidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-1
<i>Hydrophilidae</i>	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Brachycentridae</i>	-1	-	-	-0.30	-0.10	1	-1	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	-0.90	1	1	-0.61	-0.50	-0.34	-0.84	0.02	0.35
<i>Lepidostomatidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-1	-	-
<i>Leptoceridae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilidae</i>	1	1	1	-0.42	1	1	-	-	-
<i>Philopotamidae</i>	-	-1	-	-1	-	-	-1	-1	-
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	-	0.24	-0.57	1	-1	-1	-1
<i>Psychomyiidae</i>	1	-0.79	0.24	1	-0.66	-0.37	1	-0.48	1
<i>Rhyacophilidae</i>	-0.72	-0.55	1	-0.51	0.24	0.30	-0.37	1	-0.77
<i>Sericostomatidae</i>	-1	-	-	-0.30	1	1	0.35	1	1



<i>Anthomyiidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
<i>Athericidae</i>	-1	-	-	-1	-	-	-	-	-
<i>Chironomidae</i>	0.49	-0.44	0.22	-0.45	-0.71	-0.79	-0.37	-0.86	-0.74
<i>Empididae</i>	-1	-1	-1	-0.40	-0.48	1	-1	-	-1
<i>Simuliidae</i>	0.20	0.79	0.47	0.97	0.59	0.61	-0.42	-0.90	-0.85
<i>Tabanidae</i>	-1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tipulidae</i>	-	-	-	-0.10	1	1	-	-	-
<u>Imagos acuáticos</u>									
<i>Baetidae</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Caenidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
Efemeroptera (s.i)	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ephemeridae</i>	-	-	-	-	-1	-1	-	-	-
Trichoptera (s.i)	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ceratopogonidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Chironomidae</i>	1	1	-0.06	1	1	-0.58	1	1	-0.40
<i>Empididae</i>	1	1	0.32	1	1	-0.62	-	-	-
<i>Simuliidae</i>	1	1	1	1	1	1	-	-	-
<u>Presas terrestres</u>									
Arachnida (s.i)	-	1	0.42	-	1	-0.37	-	-	-
<i>Acanthosomidae</i>	-	1	1	-	1	1	-	-	-
<i>Aphididae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-1
Heteroptera (s.i)	-	1	-0.57	-	1	1	-	-	-
<i>Limicidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Lygaeidae</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Nabiidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Reduviidae</i>	-	1	-0.42	-	-	-	-	-	-
<i>Tingidae</i>	-	1	1	-	1	-0.37	-	-	-
<i>Cicadellidae</i>	-	1	0.78	-	1	1	-	-	-
<i>Psyllidae</i>	-	1	1	-	1	1	-	-	-
Lepidoptera (L) (s.i)	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
Thysanoptera (s.i)	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-
<i>Bibionidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Calliphoridae</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Chloropidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-
Diptera (s.i)	-	1	-0.13	-	1	1	-	1	1
<i>Dolichopodidae</i>	-	1	-0.29	-	-	-	-	1	1
<i>Lauxanidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Musidae</i>	-	1	-0.87	-	-	-	-	-	-
<i>Psilidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Scatopsidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaeroceridae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Braconidae</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-1
<i>Cynipidae</i>	-	1	-0.57	-	-1	-1	-	-	-1
<i>Evaniidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Formicidae</i>	-	1	-0.17	-	1	-0.37	-	-	-
Hymenoptera (s.i)	-	1	0.10	-	-	-	-	-	-
<i>Ichneumonidae</i>	-	1	-0.57	-	-	-	-	-	-
<i>Platygasteridae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Pompilidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Pteromalidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Sphecidae</i>	-	1	-0.57	-	-	-	-	-	-
<i>Buprestidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-



<i>Byrrhidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Cantharidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Carabidae</i>	-	-	-1	-	-	-1	-	-	-
<i>Chrysomelidae</i>	-	1	-0.24	-	1	-0.57	-	-0.18	1
<i>Coccinellidae</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Coleoptera (s.i)	-	1	0.24	-	1	1	-	-	-
<i>Curculionidae</i>	-	-1	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Scarabidae</i>	-	-	-1	-	-	-	-	-	-
<i>Staphylinidae</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta (s.i)	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Chrysopidae</i>	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
<i>Sisyridae</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-



3.4.5. Análisis comparativo entre estaciones

3.4.5.1. Estudio de la comunidad béntica

Las abundancias relativas de cada uno de los grupos taxonómicos estudiados y el número *items* identificados muestran, en algunos casos, ciertos patrones de variación espaciales. Así los grupos más abundantes son los Dípteros, Tricópteros, Efemerópteros y Coleópteros en las cuatro estaciones de muestreo, y están presentes taxones que requieren una buena calidad del agua. El papel más importante aquí corresponde a los Dípteros (*Chironomidae* y *Simuliidae*), excepto en el río Tambre, donde corresponde a los Coleópteros (*Elmidae*) (véase tabla 195 y figura 144).

Tabla 195. Composición faunística (Abundancia relativa, %), coeficiente ecotrófico y valor nutritivo del bentos de cada estación de muestreo.

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre
Turbellaria	0.20	3.01	0.17	0.18
Oligochaeta	0.45	0.74	2.31	1.53
Mollusca	1.73	4.67	4.46	2.87
Arachnida	0.71	0.09	0.11	-
Crustacea	1.70	0.05	2.43	0.06
Efemeroptera	7.76	2.64	18.91	14.11
Plecoptera	0.79	0.05	3.22	4.76
Odonata	0.14	1.76	2.09	2.14
Heteroptera	0.59	0.74	0.11	2.87
Coleoptera	16.91	1.87	6.72	30.12
Trichoptera	13	12.38	9.71	22.17
Diptera	56.02	72	49.77	19.18
Nº individuos totales	3533	4430	1780	1673
Densidad (Nº ind/m ²)	8111	10170	4086	3841
Biomasa (g/m ²)	94.78	126.72	59.76	59.87
Coefficiente ecotrófico	0.03	0.23	1.21	0.41
<u>Valor nutritivo</u>				
Energía (kJ/g)	2006.26	2528.46	1155.32	1275.61
Proteína (g)	56.64	73.33	33.09	37.37
Lípidos (g)	11.16	12.75	7.28	7.70
Fibra (g)	7.21	7.49	5.78	4.82
Libre N ₂ (g)	19.77	33.16	13.59	9.98

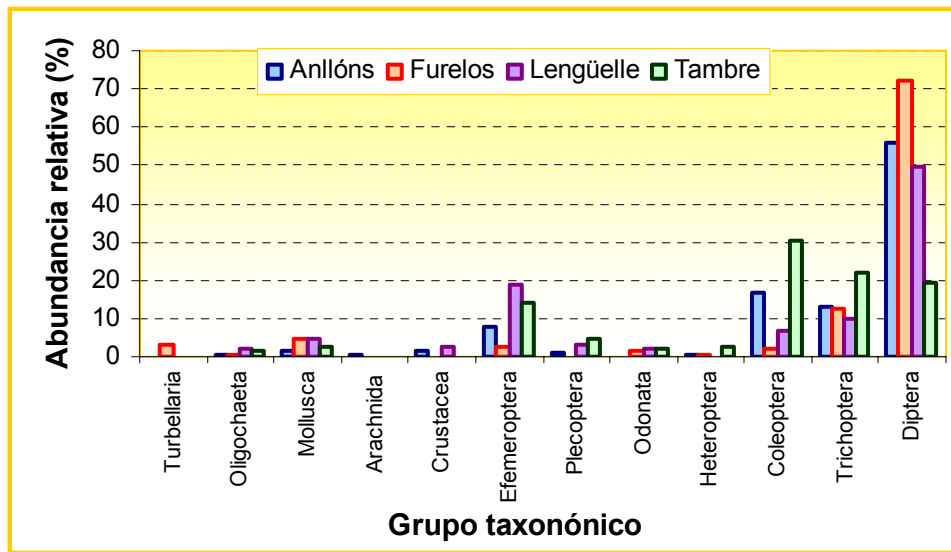


Figura 144. Abundancia relativa global de los diferentes taxones en las estaciones de muestreo.

3.4.5.2. Estudio de la fauna en deriva

Al igual que ocurre en la fauna bentónica, los grupos taxonómicos estudiados en deriva muestran ciertos patrones de variación espaciales. Así los grupos más abundantes en deriva profunda en las cuatro estaciones de muestreo son las larvas de Dípteros, *Chironomidae* y *Simuliidae* (véase figura 145 y tabla 196).

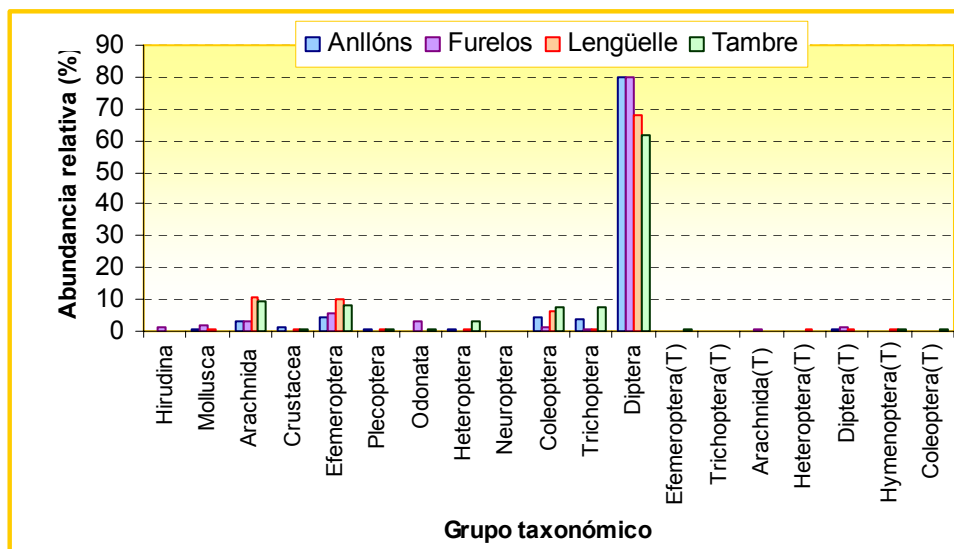


Figura 145. Abundancia relativa global de los diferentes taxones en deriva profunda.



Tabla 196. Abundancia relativa (%) de los grupos taxonómicos en deriva profunda para cada estación de muestreo.

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre
<u>Bentos</u>				
Hirudinea	0.23	1.56	-	-
Mollusca	0.46	2.13	0.46	0.17
Arachnida	3.46	2.84	10.60	9.29
Crustacea	1.04	0.14	0.46	0.33
Efemeroptera	4.61	5.69	10.14	7.96
Plecoptera	0.58	0.00	0.92	0.50
Odonata	0.12	3.41	0.00	0.83
Heteroptera	0.58	0.00	0.46	2.99
Neuroptera	0.00	0.28	0.00	0.00
Coleoptera	4.61	1.14	6.45	7.79
Trichoptera	3.69	0.43	0.92	7.30
Diptera	80.05	80.09	68.20	61.86
<u>Imagos acuáticos</u>				
Efemeroptera	-			0.33
Trichoptera	-	0.28	-	-
<u>Presas terrestres</u>				
Arachnida	-	0.43	-	-
Heteroptera	-	0.28	0.46	-
Diptera	0.35	1.14	0.46	-
Hymenoptera	-	0.14	0.46	0.33
Coleoptera	0.23	-	-	0.33

De nuevo, se observa que existe una similitud entre las estaciones de muestreo al igual que pasaba con la composición bentónica y con la fauna en deriva profunda. Así los grupos más abundantes en deriva superficial son las larvas de Dípteros, *Chironomidae* y *Simuliidae* mayoritariamente, los ejemplares adultos de Dípteros (*Chironomidae* predominantemente), y en caso del río Lengüelle las ninfas de Efemerópteros (*Baetidae*) (véase tabla 197 y figura 146).

Tabla 197. Abundancia relativa (%) de los grupos taxonómicos en deriva superficial para cada estación de muestreo.

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre
<u>Bentos</u>				
Hirudinea	-	1.01	-	-
Mollusca	0.59	1.93	0.62	0.40
Arachnida	3.55	1.76	7.23	5.86
Crustacea	3.85	-	-	0.13
Efemeroptera	5.92	6.97	31.61	3.86
Plecoptera	-	-	-	0.67
Odonata	-	2.85	1.03	0.53
Heteroptera	1.48	0.84	0.41	1.73
Coleoptera	4.14	1.85	1.86	3.33



Trichoptera	4.73	2.18	1.03	3.46
Diptera	62.72	54.74	39.46	39.95
<u>Imagos acuáticos</u>				
Efemeroptera	-	-	-	3.20
Trichoptera	0.59	0.17	0.21	-
Diptera	7.40	21.49	5.99	15.58
<u>Presas terrestres</u>				
Arachnida	-	0.08	1.03	0.53
Psocoptera	0.89	-	0.62	-
Collembola	-	0.08	0.62	-
Heteroptera	0.30	0.50	1.65	1.60
Mecoptera	-	-	0.21	0.13
Lepidoptera	-	0.08	-	0.53
Thysanoptera	-	0.08	-	2.40
Diptera	0.30	1.26	2.27	5.73
Hymenoptera	2.37	1.51	2.27	6.92
Coleoptera	1.18	0.59	1.86	3.46

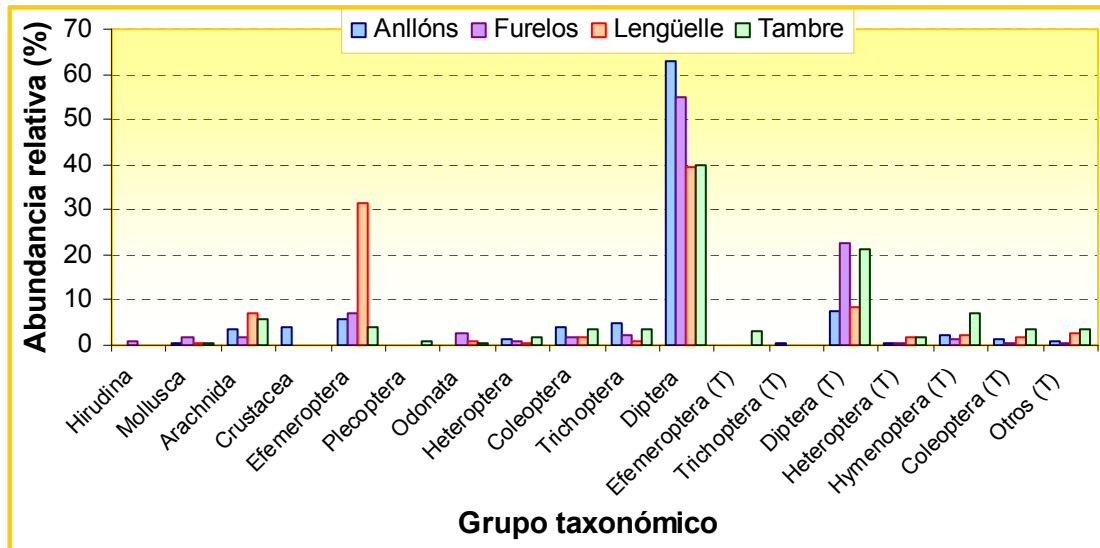


Figura 146. Abundancia relativa global de los diferentes taxones en deriva superficial.

La proporción de fauna alóctona como componente de la deriva superficial oscila entre el 13.27 % del río Anllóns y el 40.15 % del río Tambre, mientras que los ríos Furelos y Lengüelle presentan valores intermedios, oscilando entre 25.8 y 16.7 % respectivamente. En la tabla 198 se muestra el valor nutritivo de la deriva en cada estación de muestreo.



Tabla 198. Valor nutritivo de la deriva en cada río.

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre
Energía (kJ/g)	34222.69	60085.32	15431.45	43761.22
Proteína (g)	958.50	1738.57	423.70	1208.36
Lípidos (g)	167.64	262.66	92.85	248.37
Fibra (g)	97.52	169.80	53.39	128.45
Libre de N ₂ (g)	409.92	812.54	182.54	539.39

3.4.5.3. Dinámica de la población de Salmónidos

3.4.5.3.1. Parámetros poblacionales

En términos de biomasa la estación de muestreo del río Lengüelle fue la que presento el mayor valor ($F = 13.870$; $Sig = 0.034$). Las biomاسas totales calculadas para cada una de las estaciones de muestreo se recogen en la tabla 199. Los resultados obtenidos son muy diversos, ya que los valores de biomasa oscilan entre valores bajos en los ríos Anllóns y Tambre ($200-500 \text{ g}/100 \text{ m}^2$) y valores altos en el río Lengüelle ($800-1500 \text{ g}/100 \text{ m}^2$). Por el contrario, a pesar de que aparentemente entre las clases de edad existen diferencias en las densidades obtenidas, no hemos encontrado diferencias significativas en la densidad poblacional entre las estaciones de muestreo ($F = 5230$; $Sig = 0.106$).

Tabla 199. Biomasa total de truchas en cada estación de muestreo.

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre
Biomasa ($\text{g}/100 \text{ m}^2$)	288.9	574.4	1011	441.4

Existe un patrón en común en todas las estaciones de muestreo, en las que la clase de edad 1+ es la más abundante en la estructura de la población excepto en el río Furelos, donde es la 0+. Estas diferencias probablemente se deban a variaciones espacio-temporales en el reclutamiento entre las estaciones de muestreo. En la tabla 200 se presenta la información relativa al número de individuos, biomasa y densidad de las truchas por clase de edad en los cuatro ríos.



Tabla 200. Biomasa, densidad y producción de cada una de las cohortes en las cuatro estaciones de muestreo.

		Biomasa (g/m ²)	Densidad (Nº ind/m ²)	Producción (g/m ² *año)	P/B
0+	Anllóns	0.05	0.0100	0.09	1.8
	Furelos	0.47	0.1308	1.08	2.29
	Lengüelle	0.64	0.2000	2.09	3.26
	Tambre	0.14	0.0400	0.28	2
1+	Anllóns	0.85	0.0300	0.6	0.71
	Furelos	2.32	0.0685	2.71	1.16
	Lengüelle	6.03	0.3300	13.1	2.17
	Tambre	1.85	0.0900	2.15	1.16
2+	Anllóns	0.65	0.0100	0.56	0.86
	Furelos	1.73	0.0184	1.33	0.78
	Lengüelle	2.85	0.0300	2.11	0.74
	Tambre	2.02	0.0400	1.55	0.76
3+	Anllóns	1.34	0.0100	-	-
	Furelos	0.95	0.0055	0.55	0.57
	Lengüelle	0.58	0.0028	-	-
	Tambre	0.4	0.0033	-	-
4+	Anllóns	-	-	-	-
	Furelos	0.28	0.0006	-	-
	Lengüelle	-	-	-	-
	Tambre	-	-	-	-
Total	Anllóns	2.89	0.05	1.25	0.43
	Furelos	5.74	0.2238	5.67	0.98
	Lengüelle	10.11	0.56	17.3	1.71
	Tambre	4.41	0.17	3.98	0.9

Como se observa en la figura 147 la evolución de la producción se asemeja en las cuatro estaciones de muestreo, alcanzando el valor más elevado en la cohorte 1+ para ir disminuyendo a medida que la población envejece. Otra observación nada despreciable es que la tasa de renovación (P/B) disminuye con la edad. Entre las correlaciones observadas puede observarse que la producción, la densidad y la P/B disminuyen con el número de individuos en deriva profunda (tabla 201), la producción también está relacionada con parámetros morfodinámicos del cauce, ya que disminuye con la anchura del río (figura 148).

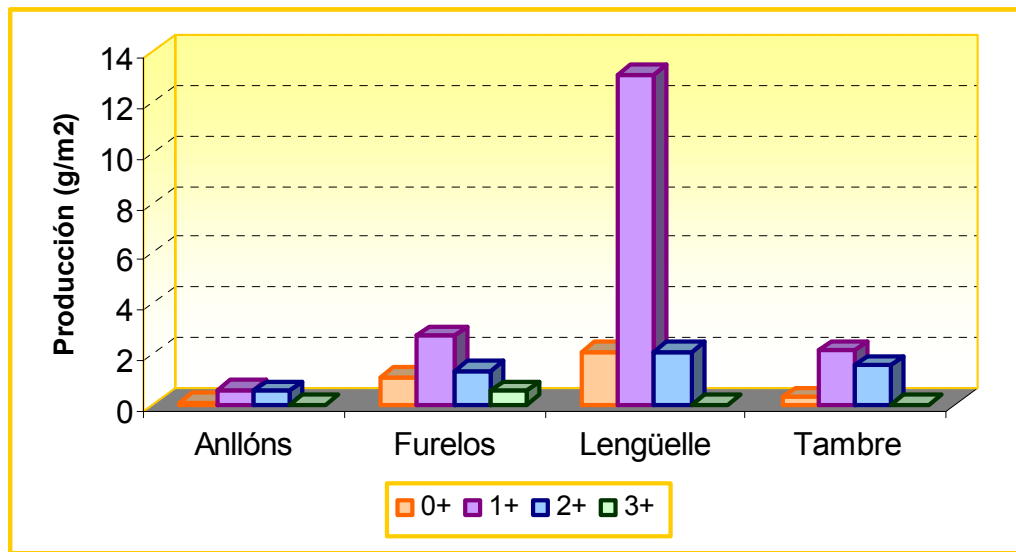


Figura 147. Evolución de la producción en función de las clases de edad en cada estación de muestreo.

Tabla 201. Correlaciones significativas de los parámetros poblacionales.

	Biomasa (g/m ²)		Densidad (nº individuos/m ²)		Producción (g/m ² *año)		P/B	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Nº individuos totales deriva profunda	-	-	-0.97	0.031	-0.96	0.040	-0.97	0.027
Anchura media (m)	-0.95	0.047	-	-	-0.95	0.049	-	-
Densidad (nº indiv/m ²)	1	0.004	-	-	-	-	-	-
Producción (g/m ² *año)	0.99	0.008	1	0.003	-	-	-	-
P/B	0.99	0.015	0.99	0.012	0.97	0.027	-	-
Densidad reclutas 0+ (nº indiv/m ²)	0.96	0.041	-	-	-	-	-	-

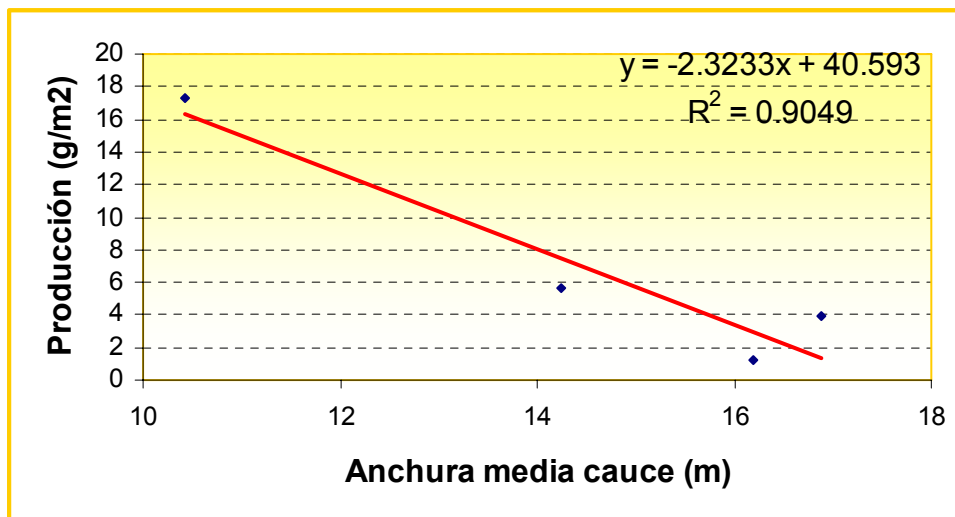


Figura 148. Relación entre la producción y la anchura media de las cuatro estaciones de muestreo.



Hemos encontrado que tanto la biomasa como la densidad de truchas presentan una fuerte correlación polinomial con el contenido energético de las presas disponible en el río (figuras 149 y 150).

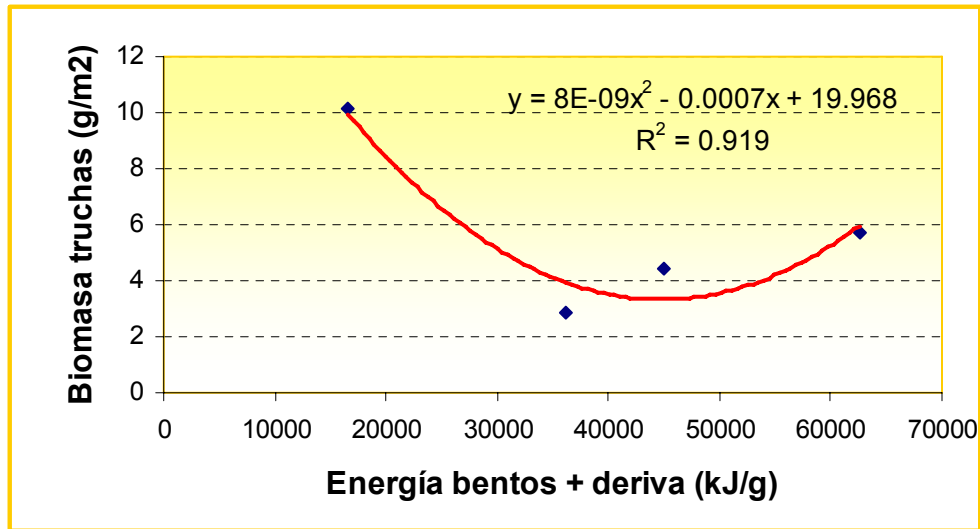


Figura 149. Relación entre la biomasa de truchas y el contenido energético disponible en el río.

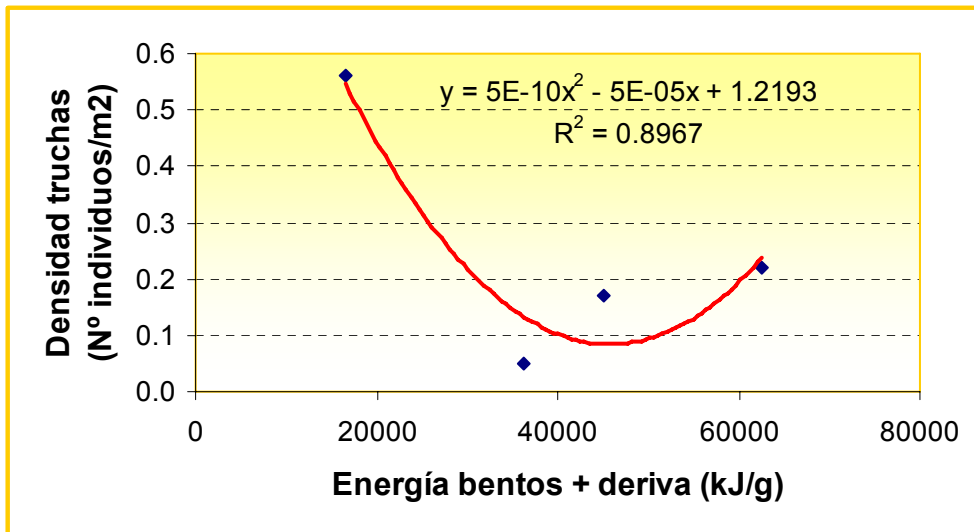


Figura 150. Relación entre la densidad de truchas y el contenido energético disponible en el río.

3.4.5.3.2. Supervivencia y mortalidad

En la tabla 202 se incluyen los valores de supervivencia y mortalidad para los ríos estudiados. El cálculo teórico de la mortalidad natural y la tasa de supervivencia



nos indican que, en los ríos escogidos, los valores son diferentes ($F = 79.748$; $Sig = 0.003$, $F = 79.784$; $Sig = 0.003$ respectivamente). Además, en todas las estaciones de muestreo se observa una elevada presión pesquera.

Tabla 202. Valores de supervivencia y mortalidad en función de las cohortes en las cuatro estaciones de muestreo.

		Tasa de supervivencia (S)	Tasa instantánea de mortalidad (Z)	Mortalidad (M)	Mortalidad natural	Mortalidad por pesca
0+-1+	Anllóns	0.14		-	-	-
	Furelos	0.369	-	-	-	-
	Lengüelle	0.26		-	-	-
	Tambre	0.19	-	-	-	-
1+-2+	Anllóns	0.371	1.4	-	-	1.09
	Furelos	0.234	1.31	-	-	0.956
	Lengüelle	0.37	2.46	-	-	2.14
	Tambre	0.34	0.77	-	-	0.28
2+-3+	Anllóns	0.127	0.35	-	-	0.04
	Furelos	0.076	1.2	-	-	0.847
	Lengüelle	0.05	2.35	-	-	2.03
	Tambre	0.19	2.49	-	-	2
3+-4+	Anllóns	0	-	-	-	-
	Furelos	0.024	2.2	-	-	1.84
	Lengüelle	0	-	-	-	-
	Tambre	0	-	-	-	-
Todas	Anllóns	-	-	-0.49	0.31	-
	Furelos	-	-	-0.43	0.36	-
	Lengüelle	-	-	-0.44	0.32	-
	Tambre	-	-	-0.3	0.49	-
Promedio	Anllóns	0.2	0.87	-	-	0.57
	Furelos	0.167	1.26	-	-	0.901
	Lengüelle	0.29	2.41	-	-	2.08
	Tambre	0.24	0.82	-	-	0.33

La supervivencia disminuye con la concentración de amonio, y la mortalidad disminuye con la proporción de presas terrestres en deriva superficial (véase tabla 203). A diferencia del reclutamiento, la mortalidad es denso-dependiente (figura 151).



Tabla 203. Correlaciones para la supervivencia y la mortalidad.

	Tasa de supervivencia (S)		Tasa instantánea de mortalidad (Z)		Mortalidad (M)		Mortalidad natural	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Arenas (%)	0.99	0.013	-	-	-	-	-	-
Gravas (%)	-0.99	0.013	-	-	-	-	-	-
Amonio (µg/l)	-0.96	0.040	-	-	-	-	-	-
Dureza (CaCO ₃ mg/l)	-	-	-	-	1	0.005	-0.99	0.009
Conductividad (µS/cm)	-	-	-	-	-	-	-0.99	0.013
Temperatura agua (°C)	-	-	-	-	-	-	0.97	0.025
Mortalidad natural	-	-	-	-	-0.98	0.022	-	-
Mortalidad (M)	-	-	-	-	-	-	-0.98	0.022
Mortalidad por pesca	-	-	1	0.005	-	-	-	-
Anchura media (m)	-	-	-0.99	0.009	-	-	-	-
Producción (g/m ² *año)	-	-	0.98	0.019	-	-	-	-
Biomasa (g/m ²)	-	-	0.97	0.028	-	-	-	-
Densidad (nº individuos/m ²)	-	-	0.97	0.032	-	-	-	-
K (g/año)	-	-	-	-	-0.98	0.015	1	0.001
L∞ (cm)	-	-	-	-	0.97	0.029	-	-
Proteína bentos (g)	-0.96	0.041	-	-	-	-	-	-
Energía bentos (kJ/g)	-0.96	0.045	-	-	-	-	-	-
Relación presas terrestres en deriva superficial (%)	-	-	-	-	-0.97	0.035	-	-

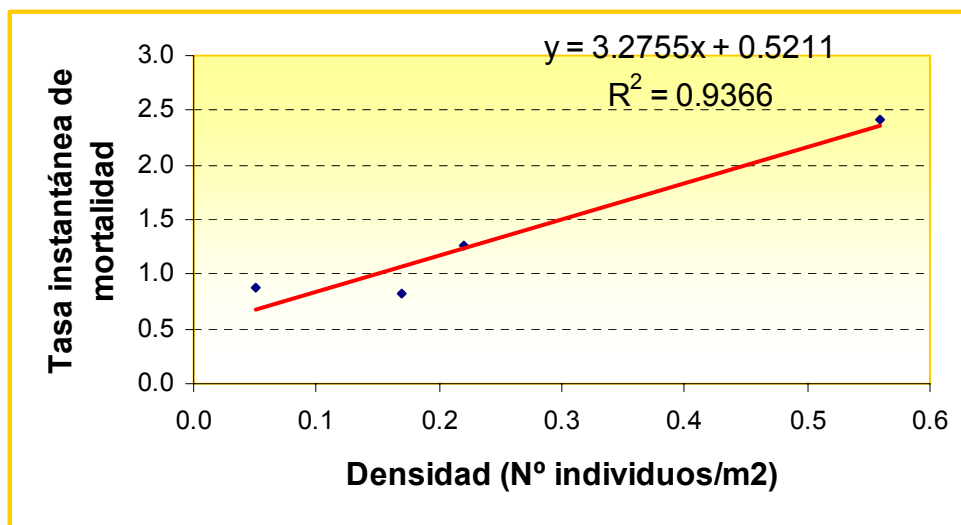


Figura 151. Relación entre la tasa instantánea de mortalidad y la densidad.

3.4.5.4. Descripción de la dieta

Las truchas se muestran claramente selectivas a la hora de alimentarse, pero en muchos casos esta selección del depredador no es ni por la abundancia ni por la



accesibilidad de las mismas, ya que presas muy abundantes en el medio y con una elevada tendencia a derivar son seleccionadas negativamente. Así, la selección del alimento se rige bajo la premisa del concepto de rentabilidad energética, y la trucha consume la presa que mayor beneficio le aporta en todo momento, sea cual sea la razón, ya que en general presas muy pequeñas suelen ser evitadas.

No existen diferencias en el número de presas totales consumidas entre las estaciones de muestreo ($F = 2.618$; $Sig = 0.053$). Contrariamente, el río Tambre es el que muestra el mayor número de *items* consumidos y el Furelos el menor ($F = 16.028$; $Sig < 0.001$).

Los valores de equidad, de diversidad de Shannon-Wiener y de Margalef muestran que la dieta es diferente entre los ríos ($F = 3.284$; $Sig = 0.022$, $F = 8.683$; $Sig < 0.001$, $F = 20.376$; $Sig < 0.001$ respectivamente). En general se puede establecer una pareja de estaciones semejantes, los ríos Anllóns y Lengüelle, con dietas con mayor equidad (figura 152), pero menos diversas que en el río Tambre (figura 153 y 154). En este sentido, el río Furelos presenta los valores más bajos de diversidad y el río Tambre los valores más altos (figuras 153 y 154).

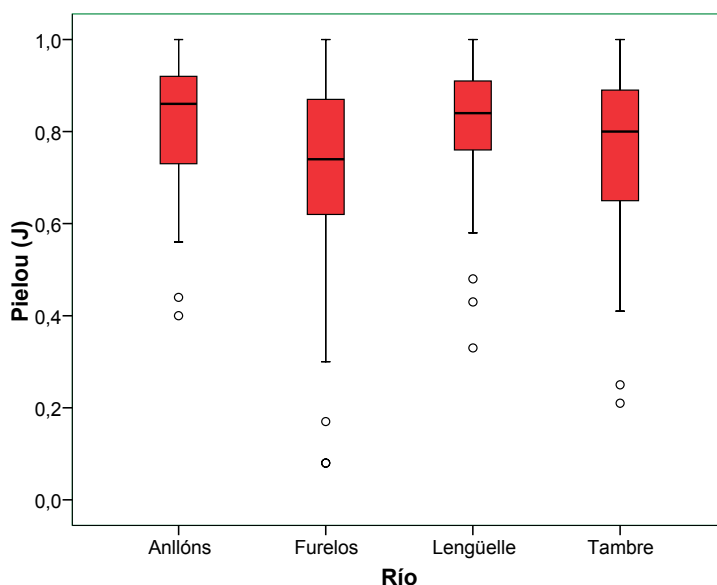


Figura 152. Diagrama de cajas del índice de equidad de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

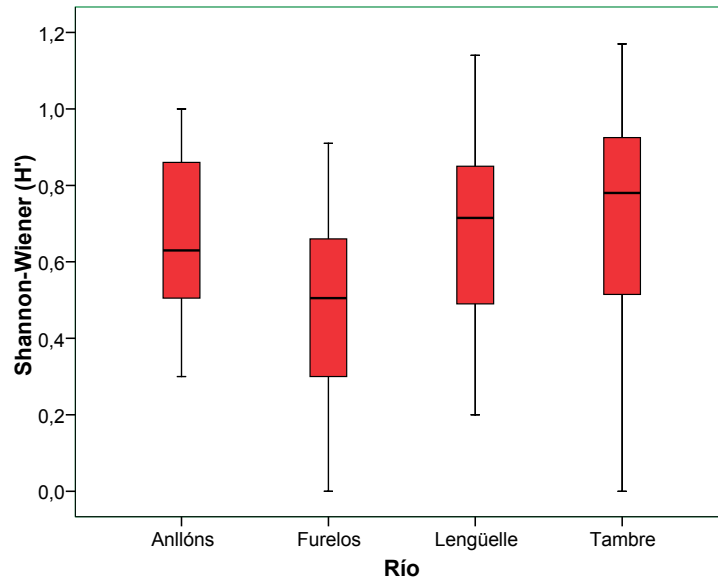


Figura 153. Diagrama de cajas del índice de Shannon-Wiener de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

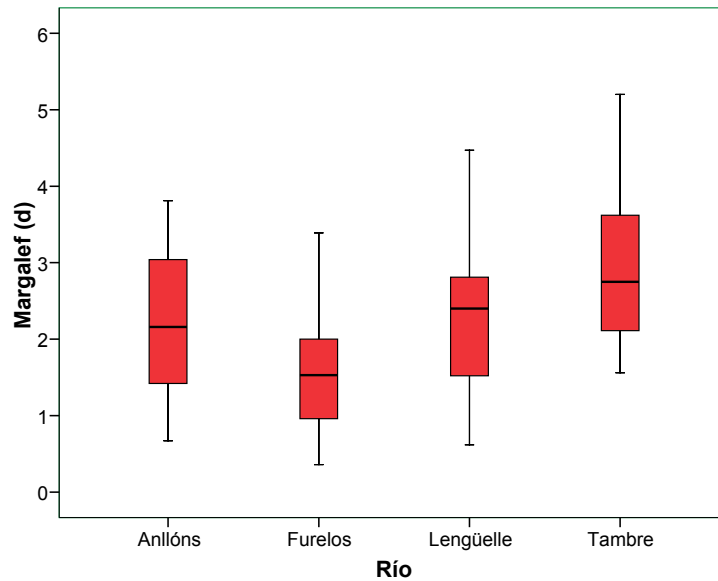


Figura 154. Diagrama de cajas del índice de Margalef de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

La amplitud de nicho es diferente entre los ríos y es mayor en el río Furelos ($F = 3.571$; $\text{Sig} = 0.015$). En la tabla 204 se incluye información relativa a las características de la dieta de los ríos estudiados.



Tabla 204. Valores de los índices de la dieta de los cuatro ríos estudiados (media ± error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre
Relación fauna aérea (%)	37.01 ± 5.355	22.65 ± 3.620	20 ± 3.409	42.81 ± 5.064
Nº presas totales	24.71 ± 6.229	36.25 ± 7.485	25.13 ± 4.617	53.90 ± 9.026
Nº presas bentónicas	12.57 ± 1.706	16.24 ± 2.010	16.57 ± 1.810	28.12 ± 6.339
Nº imagos acuáticos	8.28 ± 5.54	19.65 ± 7.372	7.02 ± 3.683	22.13 ± 6.467
Nº presas terrestres	3.77 ± 0.860	0.22 ± 0.080	1.13 ± 0.244	3.51 ± 0.882
Otras presas	0.08 ± 0.048	0.13 ± 0.071±	0.39 ± 0.166	0.13 ± 0.061
Nº <i>Items</i>	7.45 ± 0.622	5.59 ± 0.350	7.68 ± 0.568	11.38 ± 1.042
Diversidad trófica, Margalef	2.24 ± 0.152	1.55 ± 0.821	2.24 ± 0.145	3 ± 0.205
Diversidad trófica, Shannon-Wiener	0.65 ± 0.037	0.48 ± 0.028	0.67 ± 0.037	0.72 ± 0.057
Equidad, Pielou	0.81 ± 0.026	0.70 ± 0.028	0.80 ± 0.024	0.74 ± 0.040
Variedad de la dieta	66	48	50	65
Índice de Uniformidad	0.65 ± 0.037	0.53 ± 0.030	0.59 ± 0.032	0.63 ± 0.049
Dominancia	2.85 ± 0.720	1.51 ± 0.312	2.63 ± 0.483	3.22 ± 0.540
Amplitud de nicho	0.35	0.66	0.38	0.31
Nº truchas	35	66	38	31

En el dendrograma de similitud que agrupa los ríos en función de la composición faunística de su dieta (figura 155), el río Furelos se segrega claramente del resto, fundamentalmente porque las truchas de este río consumen mayoritariamente imagos aéreos de Efemerópteros (el 51.14 % de la abundancia de la dieta). El río Anllóns, con la menor densidad poblacional, muestra su similitud con el Tambre, que es el segundo río con menor densidad poblacional.

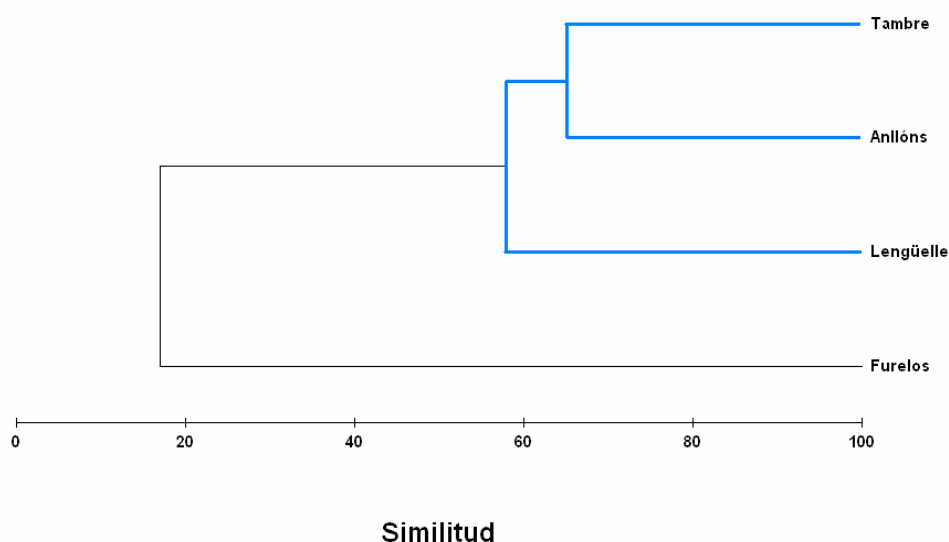


Figura 155. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis de la composición faunística de la dieta de los cuatro ríos estudiados.



En términos de abundancia, el dendrograma de similitud que agrupa los ríos en función del tipo de presa consumido (figura 156), muestra el mismo patrón general. Nuevamente los ríos Tambre y Anllóns presentan una dieta muy semejante con una similitud superior al 80 %.

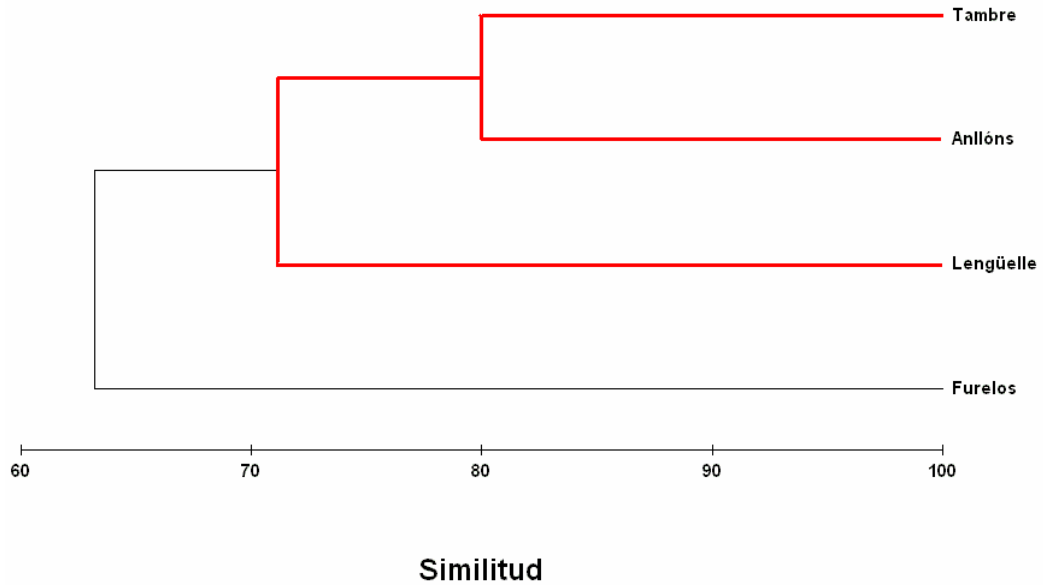


Figura 156. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis del tipo de presas consumido por las truchas de las cuatro estaciones de muestreo.

En la figura 157 se representan los diferentes tipos de presas consumidos por las truchas de las cuatro estaciones de muestreo. En la tabla 205 se agrupa la información relativa a la dieta de las cuatro estaciones de muestreo. El consumo de peces ya es apreciable en ejemplares de la cohorte 1+ en los ríos Anllóns, Furelos y Tambre, mientras que en el río Lengüelle tiene lugar a la edad 2+. La talla a la que se produce el cambio ontogenético es diferente entre las estaciones de muestreo ($F = 66.970$; $Sig = 0.004$), estando las tallas comprendidas entre los 12 cm del río Furelos y los 21.1 cm del río Lengüelle (véase tabla 206).



Tabla 205. Composición faunística de la dieta de las cuatro estaciones de muestreo. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F).

	Anllóns			Furelos			Lengüelle			Tambre		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
<u>Bentos</u>												
Oligochaeta	-	-	-	1	0.04	1.52	-	-	-	-	-	-
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.06	2.94
Gasteropoda	102	11.79	57.14	183	7.65	62.12	90	9.42	50	52	3.11	47.06
Arachnida	2	0.23	5.71	-	-	-	-	-	-	11	0.66	23.53
Crustacea	3	0.35	8.57	7	0.29	4.55	7	0.73	13.16	1	0.06	2.99
Efemeroptera	107	12.37	42.85	55	2.30	54.55	90	9.42	71.05	97	5.80	70.59
Plecoptera	9	1.04	20	6	0.25	7.58	8	0.84	18.42	13	0.78	35.29
Odonata	3	0.35	8.57	116	4.85	59.09	6	0.63	10.53	15	0.90	29.41
Heteroptera	35	4.05	20	2	0.08	3.03	9	0.94	15.79	78	4.67	47.06
Megaloptera	-	-	-	4	0.17	4.55	-	-	-	-	-	-
Coleoptera	3	0.35	5.71	8	0.33	9.09	16	1.68	31.58	6	0.36	11.76
Trichoptera	75	8.67	57.14	55	2.30	50.00	127	13.30	86.84	68	4.07	64.71
Diptera	101	11.68	71.42	571	23.86	83.33	277	29.01	86.84	530	31.72	79.41
<u>Imagos acuáticos</u>												
Efemeroptera	199	23.01	25.71	1224	51.15	51.52	1	0.10	2.63	509	30.46	61.76
Odonata	-	-	-	-	-	-	1	0.10	2.63	-	-	-
Trichoptera	51	5.90	45.71	7	0.29	9.09	216	22.62	52.63	48	2.87	47.06
Diptera	40	4.62	22.85	66	2.76	27.27	49	5.13	42.11	129	7.72	61.76
<u>Presas terrestres</u>												
Arachnida	2	0.23	5.71	-	-	-	1	0.10	2.63	6	0.36	14.71
Orthoptera	2	0.23	5.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dermaptera	1	0.12	2.85	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heteroptera	16	1.85	22.85	-	-	-	3	0.31	7.89	16	0.96	32.33
Homoptera	15	1.73	31.42	2	0.08	3.03	3	0.31	5.26	19	1.14	29.41
Lepidoptera	2	0.23	5.71	-	-	-	1	0.10	2.63	-	-	-
Thysanoptera	1	0.12	2.85	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diptera	25	2.89	37.14	4	0.17	4.55	17	1.78	28.95	42	2.51	47.06
Hymenoptera	21	2.43	28.57	2	0.08	3.03	5	0.52	10.53	17	1.02	20.59
Coleoptera	44	5.09	40.00	4	0.17	6.06	13	1.36	15.79	19	1.14	29.41
Oligochaeta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.06	2.94
Neuroptera	1	0.12	2.85	-	-	-	-	-	-	1	0.06	2.94
Diplopoda	2	0.23	5.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>Otras presas</u>												
Resto vegetal	-	-	40	-	-	13.64	-	-	50	-	-	41.18
Semilla	-	-	2.86	-	-	-	-	-	7.89	-	-	2.94
Piedras	-	-	22.86	-	-	3.03	-	-	26.32	-	-	26.47
Nematoda	-	-	11.43	-	-	4.55	-	-	39.47	-	-	47.06
Gordiáceo	-	-	-	1	0.04	1.52	-	-	-	1	0.06	2.94
Exuvia tricóptero	-	-	-	-	-	-	-	-	18.42	-	-	44.12
No identificada	2	0.23	5.71	-	-	-	1	0.10	2.63	1	0.06	2.94
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	1	0.12	2.86	7	0.29	7.58	7	0.73	13.16	2	0.12	5.88
Huevo <i>P. duriense</i>	-	-	-	-	-	-	7	0.73	10.53	1	0.06	2.94

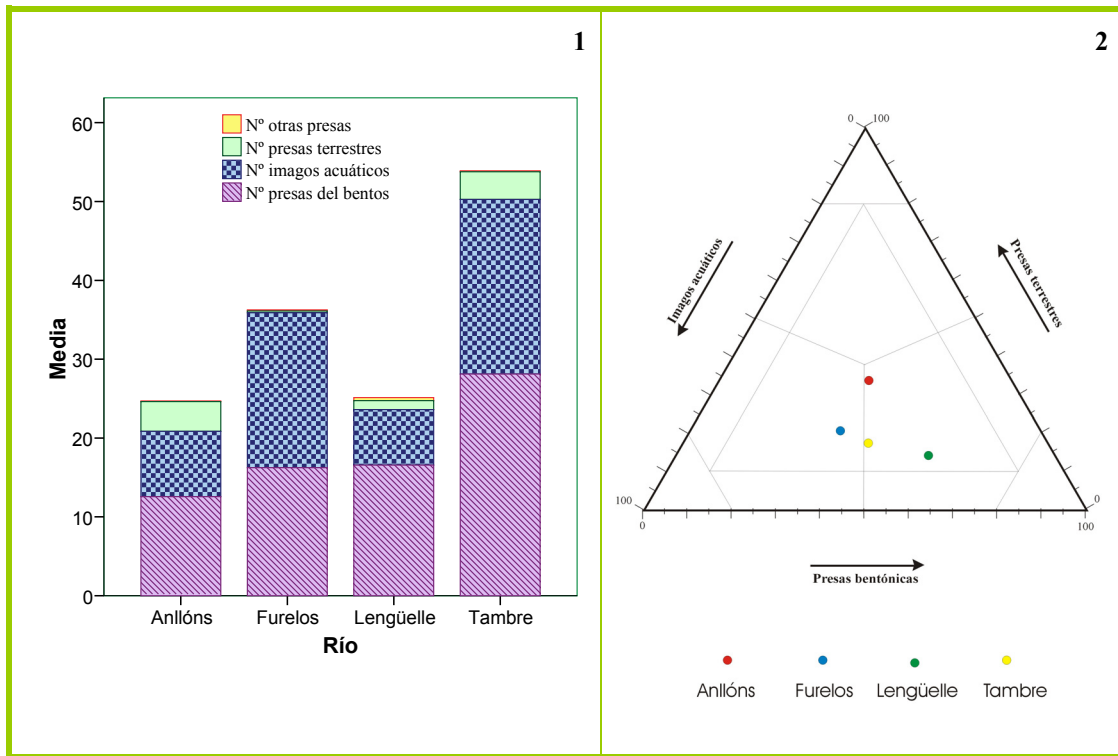


Figura 157. Representación de los tipos de presas consumidos por las truchas de los cuatro ríos. 1. Diagramas de barras. 2. Representación Biplot.

Tabla 206. Cambio ontogenético de la alimentación por estación de muestreo.

Código	<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	Longitud furcal (cm)	Clase de edad	Sexo
F-18-2	1	12	1+	Sin derteminar
Ta-02-1	1	14.2	1+	Sin derteminar
A-02-2	1	16.3	1+	Sin derteminar
Le-3-3	2	21.1	2+	Macho

Existen diferencias en el porcentaje del alimento que es consumido en superficie entre los ríos estudiados ($F = 5.881$; $Sig < 0.001$). Así, en los ríos Lengüelle y Furelos la dieta está dominada por invertebrados bentónicos, mientras que en el río Anllóns y en mayor medida en el río Tambre la dieta está dominada por el alimento en superficie (figura 158).

Paradójicamente el consumo de alimento en superficie es mayor cuando la densidad de deriva profunda también es mayor ($r = 0.96$; $Sig = 0.038$) (figura 159). De esta manera la problemática de los fenómenos de selección del alimento se vuelve a poner en entredicho, ya que teóricamente, a pesar de que las presas del bentos son



asequibles para ser consumidas en deriva, las truchas prefieren adoptar un comportamiento de forrajeo del alimento en superficie.

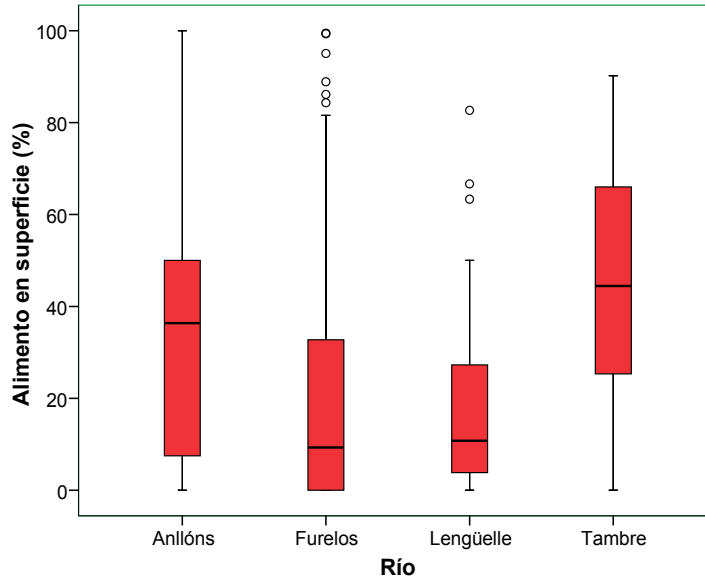


Figura 158. Diagrama de cajas de la proporción de alimento en superficie consumido por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

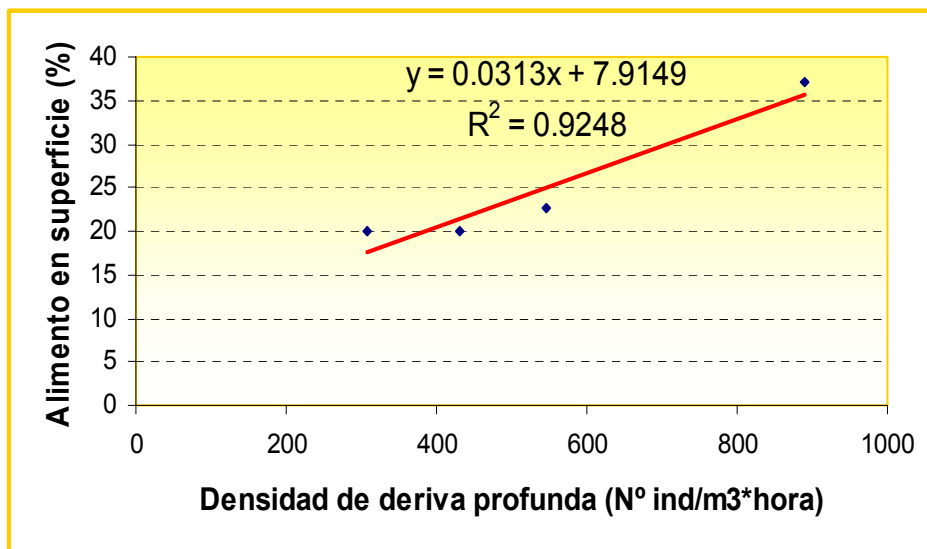


Figura 159. Relación entre el alimento de superficie y la densidad de deriva profunda.



3.4.5.4.1. Contenido estomacal

El peso seco medio del contenido estomacal refleja las similitudes entre los ríos ($F = 1.321$; $Sig = 0.269$). Los valores del índice de repleción son semejantes entre los ríos Anllóns, Lengüelle y Tambre ($F = 29.908$; $Sig < 0.001$) (figura 160). Además, la ración encontrada en condiciones naturales es inferior a la estimada en el laboratorio ($t = -10.570$; $gl = 169$; $Sig < 0.001$), a la de mantenimiento ($t = -13.188$; $gl = 169$; $Sig < 0.001$) y a la máxima potencial ($t = -11.609$; $gl = 169$; $Sig < 0.001$) (tabla 207).

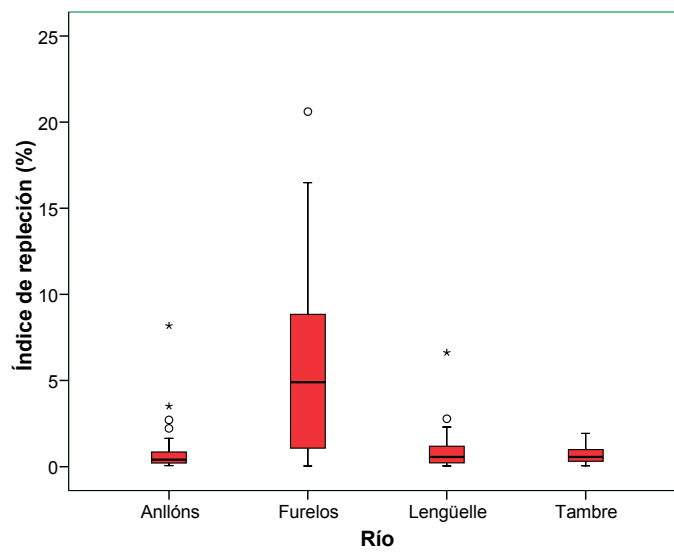


Figura 160. Diagrama de cajas del índice de repleción de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 207. Valores del contenido estomacal de las estaciones de muestreo (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todas
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	5.52 \pm 0.830	2.63 \pm 0.624	4.66 \pm 0.654	3.32 \pm 0.346	3.80 \pm 0.345
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.076 \pm 0.016	0.123 \pm 0.025	0.43 \pm 0.135	0.310 \pm 0.0399	0.094 \pm 0.0122
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.38 \pm 0.083	0.62 \pm 0.127	0.087 \pm 0.0270	0.062 \pm 0.0079	0.473 \pm 0.0613
Índice de repleción (%)	0.9 \pm 0.251	5.54 \pm 0.607	0.87 \pm 0.187	0.6910 \pm 0.0939	2.65 \pm 0.301
Ración de mantenimiento (g/día)	0.5 \pm 0.056	0.26 \pm 0.045	0.43 \pm 0.048	0.33 \pm 0.093	0.37 \pm 0.025
Ración máxima potencial (g/día)	0.9 \pm 0.101	0.30 \pm 0.053	0.80 \pm 0.098	0.361 \pm 0.0275	0.55 \pm 0.042



3.4.5.4.2. Talla media de presa

El tamaño medio de presa óptima consumido por las truchas es $9.57 \text{ mm} \pm 0.288$ (tabla 208). Además, el 79.41 % de los individuos diseccionados consumen un tamaño medio de presa entre 6 y 12 mm (figura 161).

Tabla 208. Tamaño de la presa óptima por río (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todas
Talla media presa (mm)	7.93 ± 0.235	10.66 ± 0.531	9.94 ± 0.471	8.67 ± 0.806	9.57 ± 0.288
Relación talla presa/talla pez	0.005 ± 0.00036	0.011 ± 0.00072	0.0072 ± 0.00061	0.0058 ± 0.00057	0.0082 ± 0.00040

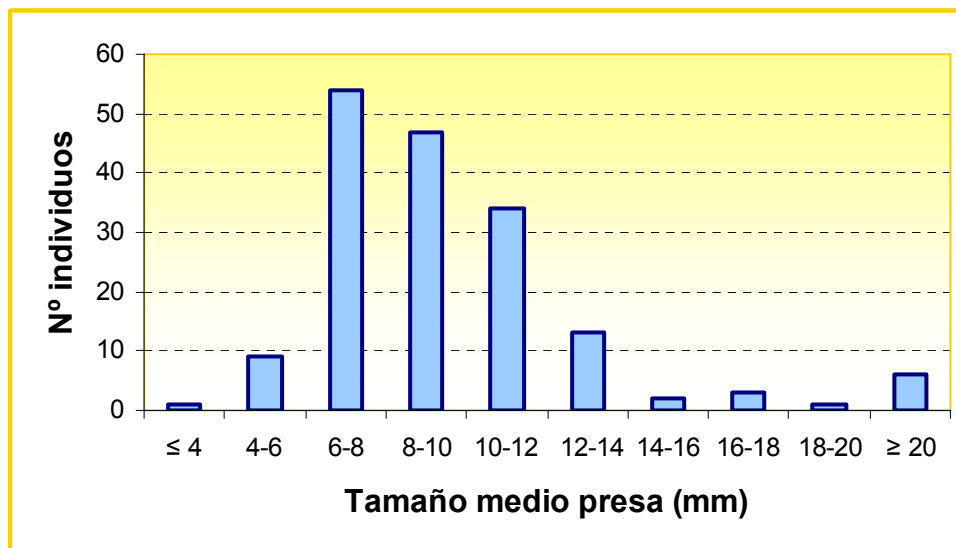


Figura 161. Distribución de frecuencias de la talla media consumida por las truchas.

Los ríos Anllóns, Lengüelle y Tambre presentan tallas de presa semejantes ($F = 5.085$; $\text{Sig} = 0.002$) (figura 162).

En la tabla 209 se muestran las correlaciones significativas encontradas para la talla media de presa consumida por las truchas de los cuatro ríos, y el tamaño de la presa tiende a ser menor cuanto mayor es el número de presas consumidas.

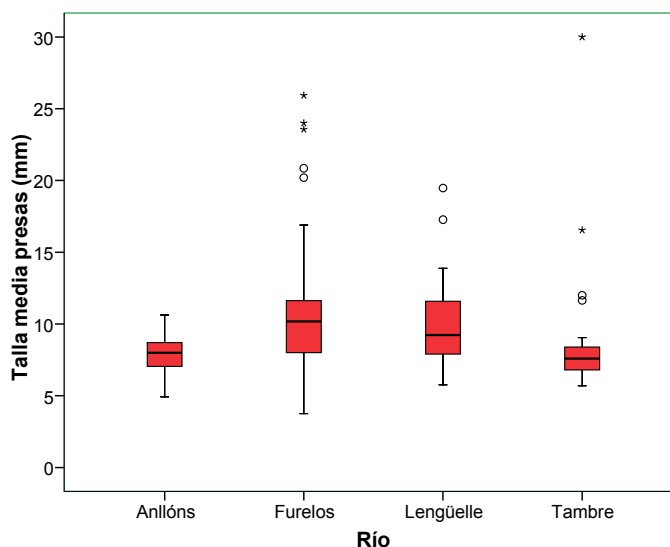


Figura 162. Diagrama de cajas de la talla media de presa de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 209. Correlaciones encontradas para el tamaño de presa consumido por las truchas.

	Talla media presas (mm)		Talla presa/talla pez	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-	-	-0.87	< 0.001
Longitud furcal (cm)	-	-	-0.73	< 0.001
Peso (g)	-	-	-0.51	< 0.001
Retrocálculo (cm)	-	-	-0.75	< 0.001
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	0.17	0.025	-	-
Radio <i>circulus</i> X (mm)	-	-	-0.19	0.015
Radio escama (mm)	-	-	-0.74	< 0.001
Índice condición	-	-	-0.46	< 0.001
Hígado (g)	-	-	-0.53	< 0.001
Abundancia relativa (%)	-0.24	0.002	-0.31	< 0.001
Alimento en superficie (%)	-0.40	< 0.001	-0.52	< 0.001
Amplitud de nicho	0.24	0.002	0.17	0.023
Dominancia	-0.24	0.002	-0.31	< 0.001
Energía (kJ/g)	-	-	-0.22	0.003
Fibra (%)	-	-	-0.21	0.006
Índice de uniformidad	-	-	-0.22	0.004
Libre nitrógeno (%)	0.48	< 0.001	-	-
Lípidos (%)	-0.42	< 0.001	-0.46	< 0.001
Margalef	-0.16	0.033	-0.43	< 0.001
Nº imagos acuáticos	-0.20	0.008	-0.22	0.004
Nº presas terrestres	-0.26	0.001	-0.35	< 0.001
Nº presas totales	-0.23	0.003	-0.25	0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.19	0.012	-0.16	0.034
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.19	0.012	-0.17	0.031
Proteína (%)	-0.42	< 0.001	-	-
Ración de mantenimiento (g/día)	-	-	-0.60	< 0.001
Índice de repleción (%)	-	-	0.80	< 0.001



Ración máxima potencial (g/día)	-	-	-0.57	< 0.001
Relación E/P	-	-	-0.23	0.003
Shannon-Wiener	-	-	-0.31	< 0.001
Talla media presas (mm)	-	-	0.48	< 0.001
Variedad dieta	-0.24	0.002	-0.41	< 0.001

La relación entre la talla de la presa y la talla del pez fue 0.0082 ± 0.00040 . Existen diferencias entre los ríos estudiados ($F = 23.402$; $\text{Sig} < 0.001$), ya que en este caso la pareja de ríos Lengüelle y Tambre son semejantes, presentando el río Furelos el valor más elevado (figura 163).

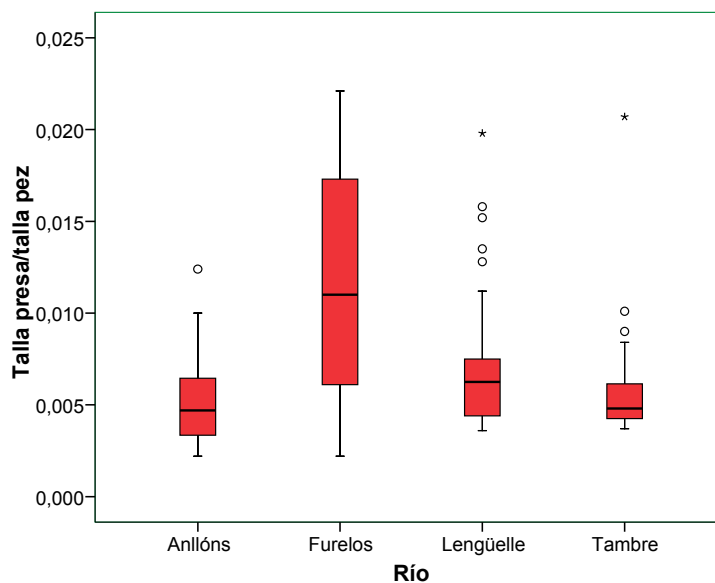


Figura 163. Diagrama de cajas de la talla media de presa/talla pez de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

3.4.5.5. Calidad de la dieta

La cantidad de energía ingerida es semejante entre las estaciones de muestreo ($F = 1.621$; $\text{Sig} = 0.187$) (figura 164). En la tabla 210 se pueden observar los valores de la energía ingerida por las truchas en cada estación de muestreo.

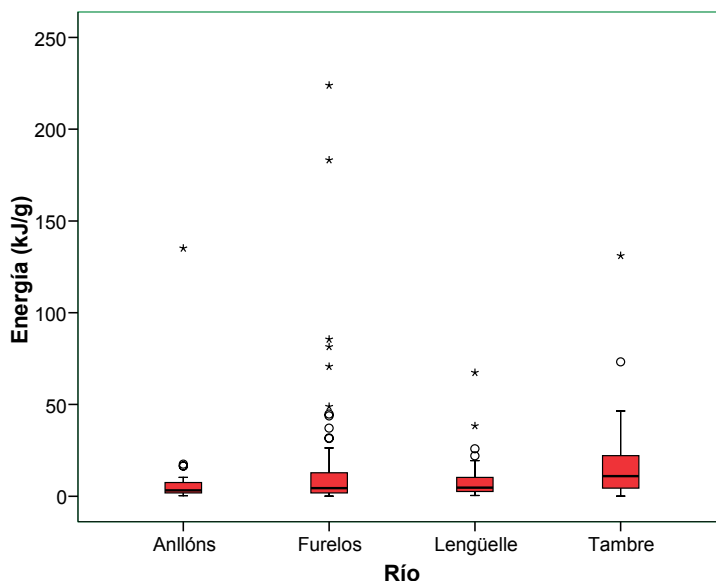


Figura 164. Diagrama de cajas de la energía ingerida por las truchas en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 210. Energía ingerida por río (media ± error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Energía ingerida (kJ/g)	8.59 ± 3.800	18.01 ± 4.691	9.12 ± 2.025	19.92 ± 4.727	14.43 ± 2.224
Aportación presas bentónicas (%)	23.53	23.56	36.49	27.86	27.86
Aportación alimento en superficie (%)	68.61	62.28	26.83	64.47	55.54
Aportación peces (%)	7.86	14.17	36.68	7.67	16.56

La energía ingerida en la dieta parece que está relacionada con el tipo de presa. Lógicamente, cuanto mayor sea el número de presas consumidas, mayor es la energía ingerida (tabla 211), pero cabe destacar que la adquisición de una dieta energética está relacionada con una estrategia de forrajeo en la que se prioriza la dominancia y no la diversidad. Además las truchas que presentaron unas mayores tasas de crecimiento durante el primer año de vida fueron las que presentaron las dietas más energéticas.

La cantidad de proteína ingerida es semejante entre los ríos estudiados ($F = 1.591$; $Sig = 0.194$). En la tabla 212 se adjunta información relativa a la proteína ingerida en cada río.



Tabla 211. Correlaciones significativas entre la energía ingerida y el resto de variables.

	Energía (kJ/g)	
	r	Sig (α)
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.17	0.023
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.18	0.019
Radio escama (mm)	0.18	0.019
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	0.16	0.033
Nº imagos acuáticos	0.96	< 0.001
Nº presas totales	0.90	< 0.001
Abundancia relativa (%)	0.75	< 0.001
Dominancia	0.75	< 0.001
Pielou	-0.56	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.54	< 0.001
Lípidos (%)	0.34	< 0.001
Libre nitrógeno (%)	-0.28	< 0.001
Proteína (%)	0.19	0.014
Relación E/P	0.99	< 0.001
Variedad dieta	0.24	0.002
Talla presa/talla pez	-0.22	0.003
Índice de uniformidad	-0.19	0.012
Amplitud de nicho	-0.19	0.014
Shannon-Wiener	-0.18	0.020
Nº presas terrestres	0.15	0.045

Tabla 212. Proteína ingerida por río (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Proteína ingerida (%)	52.77 \pm 1.416	53.49 \pm 1.473	49.80 \pm 1.519	55.22 \pm 2.156	52.83 \pm 0.830
Aportación presas bentónicas (%)	24.23	24.97	34.80	30.04	28.51
Aportación alimento en superficie (%)	66.99	60.37	25.35	61.99	53.675
Aportación peces (%)	8.80	14.66	39.85	7.98	17.82

De entre todas las variables encontradas (véase tabla 213), el crecimiento está inversamente relacionado con el contenido proteico de la dieta.

Tabla 213. Correlaciones significativas entre la proteína ingerida y el resto de variables.

	Proteína (%)	
	r	Sig (α)
Longitud furcal (cm)	-0.32	< 0.001
Peso (g)	-0.26	0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-0.33	< 0.001
Radio escama (mm)	-0.36	< 0.001
Retrocálculo (cm)	-0.35	< 0.001
Índice condición	-0.17	0.028
Hígado (g)	-0.22	0.004
Lípidos (%)	0.35	< 0.001



Libre nitrógeno (%)	-0.89	< 0.001
Amplitud de nicho	-0.42	< 0.001
Talla media presas (mm)	-0.42	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	-0.29	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	-0.25	0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	-0.25	0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	-0.25	0.001
Pielou	-0.24	0.002
Índice de repleción (%)	0.23	0.002
Nº presas totales	0.20	0.008
Alimento en superficie (%)	0.16	0.033
Nº imagos acuáticos	0.16	0.034

Existen diferencias en la cantidad de lípidos ingeridos entre las estaciones de muestreo ($F = 7.227$; $Sig < 0.001$) (tabla 214, figura 165), presentando el río Anllóns el valor medio más elevado.

Tabla 214. Lípidos ingeridos por río (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Lípidos ingeridos (%)	14.62 \pm 0.83	10.27 \pm 0.564	12.23 \pm 0.623	11.99 \pm 0.813	11.91 \pm 0.363
Aportación presas bentónicas (%)	18.98	14.99	28.79	19.74	20.62
Aportación alimento en superficie (%)	71.73	65.66	26.62	69.42	58.35
Aportación peces (%)	9.37	19.34	44.59	10.84	21.03

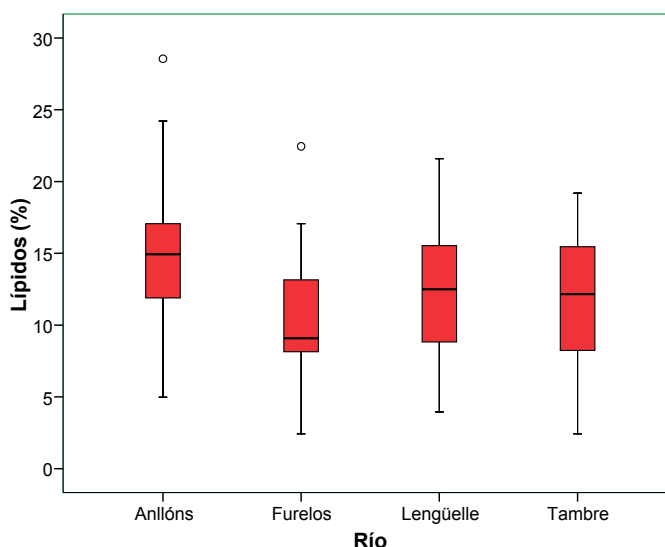


Figura 165. Diagrama de cajas de los lípidos ingeridos por las truchas en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.



Las correlaciones de la cantidad de lípidos con otras variables se resumen en la tabla 215. A diferencia de lo que ocurre con las proteínas, el crecimiento aumenta con la proporción de lípidos ingeridos en la dieta.

Tabla 215. Correlaciones significativas entre los lípidos ingeridos y el resto de variables.

	Lípidos (%)	
	r	Sig (α)
Longitud furcal (cm)	0.31	< 0.001
Peso (g)	0.23	0.002
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.33	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.32	< 0.001
Retrocálculo <i>circulus X</i> (cm)	-0.18	0.021
Hígado (g)	0.31	< 0.001
Libre nitrógeno (%)	-0.71	< 0.001
Fibra (%)	0.63	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.55	< 0.001
Talla presa/talla pez	-0.46	< 0.001
Talla media presas (mm)	-0.42	< 0.001
Nº presas terrestres	0.37	< 0.001
Amplitud de nicho	-0.35	< 0.001
Proteína (%)	0.35	< 0.001
Relación E/P	0.33	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.31	< 0.001
Radio escama (mm)	0.29	< 0.001
Abundancia relativa (%)	0.29	< 0.001
Dominancia	0.29	< 0.001
Nº imagos acuáticos	0.28	< 0.001
Variedad dieta	0.27	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.27	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.26	0.001
Nº presas totales	0.23	0.003
Margalef	0.22	0.004
Shannon-Wiener	0.20	0.009
Nº otras presas	0.19	0.011
Índice de uniformidad	0.17	0.026

También se han encontrado diferencias en la cantidad de fibra consumida por las truchas de las cuatro estaciones de muestreo. En este caso es el río Lengüelle el que presenta el mayor valor ($F = 5.033$; $Sig = 0.002$) (figura 166). En la tabla 216 se pueden observar los valores de la fibra ingerida en cada estación de muestreo.

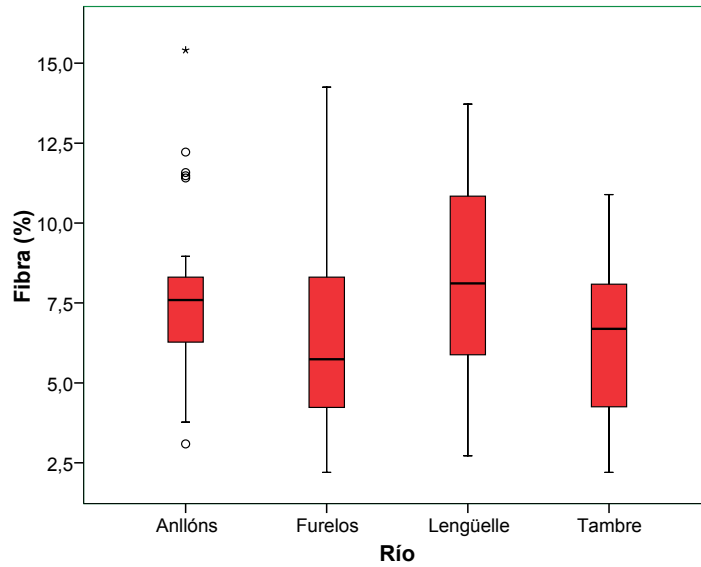


Figura 166. Diagrama de cajas de la fibra ingerida por las truchas en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 216. Fibra ingerida por río (media ± error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Fibra ingerida (%)	7.60 ± 0.435	6.43 ± 0.4367	8.40 ± 0.520	6.28 ± 0.436	7.083 ± 0.227
Aportación presas bentónicas (%)	25.21	26.07	40.43	22.16	28.46
Aportación alimento en superficie (%)	66.62	58.79	25.48	68.41	54.82
Aportación peces (%)	8.52	15.14	34.09	9.43	16.79

Las correlaciones encontradas para la fibra se recogen en la tabla 217.

Tabla 217. Correlaciones significativas entre la fibra ingerida y el resto de variables.

	Fibra (%)	
	r	Sig (α)
Longitud furcal (cm)	0.24	0.002
Peso (g)	0.22	0.005
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.23	0.002
Retrocálculo (cm)	0.27	< 0.001
Radio escama (mm)	0.24	0.002
Índice peso relativo	0.15	0.045
Lípidos (%)	0.63	< 0.001
Libre nitrógeno (%)	-0.52	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.29	< 0.001
Hígado (g)	0.28	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.22	0.004
Alimento en superficie (%)	0.21	0.005
Talla presa/talla pez	-0.21	0.006



Nº presas del bentos	-0.20	0.008
Shannon-Wiener	0.19	0.011
Índice de repleción (%)	-0.18	0.017
Amplitud de nicho	-0.18	0.017
Índice de uniformidad	0.18	0.020
Margalef	0.16	0.038
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.15	0.047
Nº otras presas	0.15	0.050

La cantidad de extracto libre de nitrógeno ingerido por las truchas es semejante entre los ríos ($F = 1.095$; $Sig = 0.353$). En la tabla 218 se indican los valores de extracto libre de nitrógeno ingerido en cada estación de muestreo.

Tabla 218. Extracto libre de nitrógeno ingerido por río (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Extracto libre de N ₂ (%)	24.99 \pm 1.731	29.81 \pm 2.110	29.57 \pm 1.756	26.51 \pm 2.920	28.16 \pm 1.113
Aportación presas bentónicas (%)	41.79	53.41	70.58	40.66	51.61
Aportación alimento en superficie (%)	57.70	45.67	27.33	58.80	47.37
Aportación peces (%)	0.49	0.92	2.10	0.53	1.01

A diferencia de la energía, las proteínas, los lípidos y la fibra, el extracto libre de nitrógeno disminuye con la proporción del alimento en superficie (tabla 219).

Tabla 219. Correlaciones significativas entre el extracto libre de nitrógeno y el resto de variables.

	Libre nitrógeno (%)	
	r	Sig (α)
Talla media presas (mm)	0.48	< 0.001
Amplitud de nicho	0.47	< 0.001
Alimento en superficie (%)	-0.35	< 0.001
Relación E/P	-0.24	0.002
Nº imagos acuáticos	-0.23	0.002
Nº presas totales	-0.23	0.003
Abundancia relativa (%)	-0.22	0.004
Dominancia	-0.22	0.004
Variedad dieta	-0.20	0.009
Pielou	0.19	0.015

A pesar de existir diferencias significativas en la proporción de lípidos y de fibra consumidos por las truchas, en la figura 167 se puede observar que la condición nutritiva de la dieta es muy semejante entre las estaciones de muestreo.

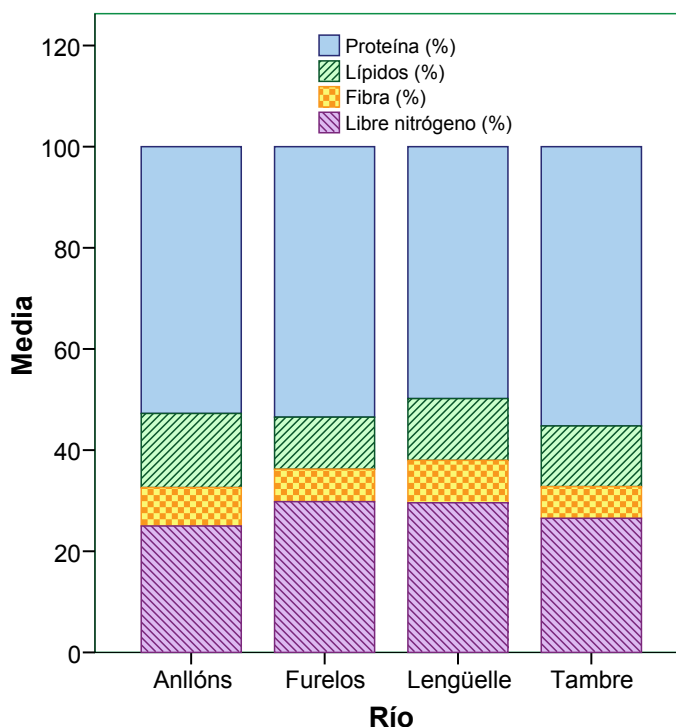


Figura 167. Calidad de la dieta de las estaciones de muestreo.

En términos energéticos (véase tabla 210) el alimento en superficie aporta la mayoría de la energía de la dieta de las truchas en los ríos Anllóns, Furelos y Tambre, mientras que por el contrario en el río Lengüelle son los peces y las presas bentónicas. No obstante, en los ríos estudiados, a excepción del río Lengüelle, casi la totalidad de los constituyentes nutricionales son aportados por el alimento en superficie (véase tablas 212, 214, 216 y 218).

La relación Energía/Proteína es semejante entre las estaciones de muestreo ($F = 1.241$; $Sig = 0.297$). En la tabla 220 se adjunta información relativa a la relación E/P de las estaciones de muestreo.

Tabla 220. Relación Energía/Proteína por río (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
E/P	0.17 ± 0.064	0.318 ± 0.078	0.18 ± 0.039	0.33 ± 0.077	0.26 ± 0.037



De manera simplificada, la calidad de la dieta en función de este índice aumenta con el número de presas consumidas, especialmente cuanto mayor es el número de imagos aéreos (figura 168), con la dominancia de la dieta y también se ha encontrado que las truchas que presentan los mejores valores de este índice presentan crecimientos mayores (véase tabla 221).

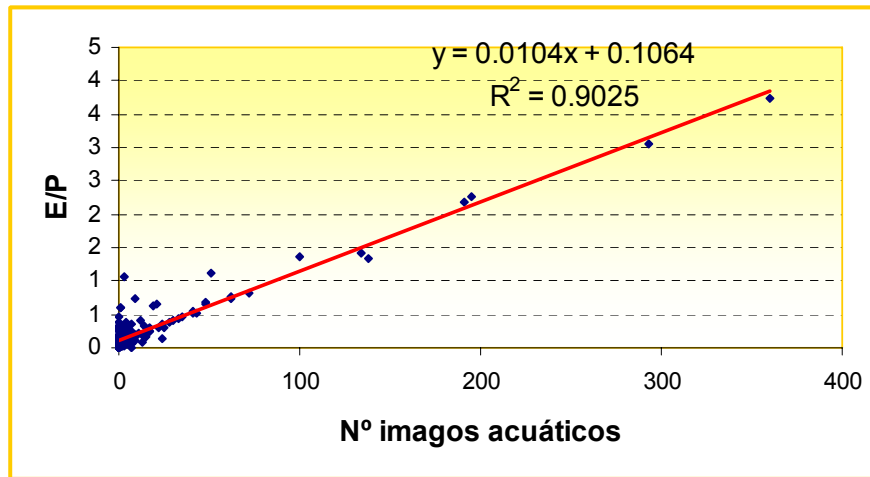


Figura 168. Relación entre E/P y el número de imagos acuáticos consumidos.

Tabla 221. Correlaciones significativas de la relación E/P y el resto de variables.

	Relación E/P	
	r	Sig (α)
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.20	0.010
Retrocálculo (cm)	0.17	0.024
Retrocálculo <i>circulus</i> X (cm)	0.16	0.041
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.18	0.016
Radio escama (mm)	0.20	0.008
Nº imagos acuáticos	0.95	< 0.001
Nº presas totales	0.90	< 0.001
Abundancia relativa (%)	0.76	< 0.001
Dominancia	0.76	< 0.001
Pielou	-0.57	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.54	< 0.001
Variedad dieta	0.25	0.001
Talla presa/talla pez	-0.23	0.003
Amplitud de nicho	-0.20	0.009
Índice de uniformidad	-0.19	0.016
Shannon-Wiener	-0.17	0.025
Nº presas terrestres	0.17	0.031
Índice de repleción (%)	-0.15	0.047



El dendrograma de similitud que agrupa las estaciones en función de la calidad de su dieta (figura 169) confirma las observaciones realizadas individualmente y muestra que la calidad nutritiva es muy parecida entre las estaciones de muestreo. Las pequeñas diferencias halladas no se pueden atribuir a las diferencias en las características poblacionales entre las estaciones de muestreo sino a la naturaleza del alimento.

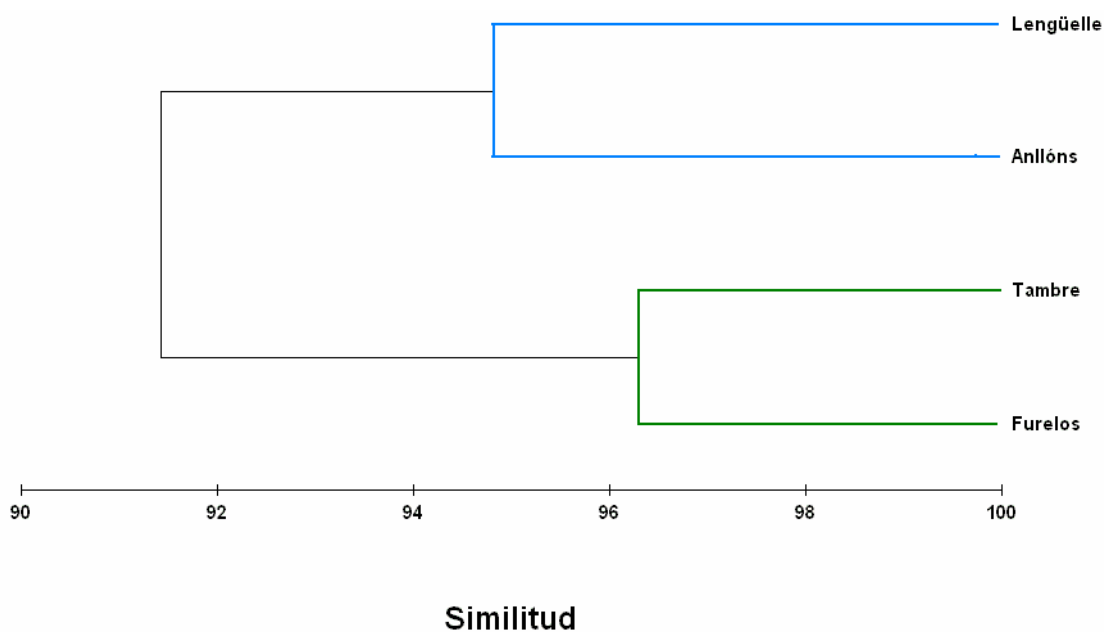


Figura 169. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis de la calidad de la dieta media de los cuatro ríos estudiados.

3.4.5.6. Desarrollo gonadal

Mientras que el índice gonadosomático y el peso medio del huevo no son diferentes entre las estaciones de muestreo ($F = 0.968$; $Sig = 0.413$, $F = 0.364$; $Sig = 0.780$ respectivamente), la fecundidad relativa sí lo es. Así, la fecundidad es semejante en los ríos Anllóns, Furelos, y Lengüelle, y es diferente en el río Tambre, que es el que presenta el valor más elevado ($F = 6.455$; $Sig = 0.002$). Este resultado puede deberse a las propias diferencias de la talla de las hembras entre las estaciones de muestreo, pero esta hipótesis queda rechazada porque no existen diferencias en la talla de las hembras diseccionadas entre las estaciones de muestreo ($F = 1.809$; $Sig = 0.167$), y además las



hembras del río Tambre son las que presentan el valor medio más bajo (véase tabla 222). En la tabla 223 se muestran los valores obtenidos para cada una de las estaciones de muestreo.

Tabla 222. Talla media de las hembras en función de las estaciones de muestreo (media ± error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre
Longitud furcal (cm)	18.93 ± 2.194	17.93 ± 1.542	18.21 ± 1.229	15.44 ± 0.727

Tabla 223. Desarrollo gonadal de las estaciones de muestreo (media ± error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todas
Fecundidad relativa (nº huevos/kg)	2491.75 ± 362.38	2261.82 ± 102.364	2493.06 ± 254.072	3836.82 ± 324.749	2998.54 ± 196.339
Índice gonadosomático	0.44 ± 0.186	0.53 ± 0.266	0.78 ± 0.167	0.94 ± 0.318	0.68 ± 0.120
Peso medio huevo (g)	0.0038 ± 0.0020	0.0045 ± 0.0020	0.0065 ± 0.0016	0.0042 ± 0.00164	0.0047 ± 0.00092

De entre todas las correlaciones encontradas, cabe destacar que, mientras la fecundidad relativa disminuye con la talla, el peso medio del huevo aumenta con la misma (figura 170). También se ha observado que la fecundidad aumenta con el crecimiento y con la diversidad de la dieta (véase tabla 224).

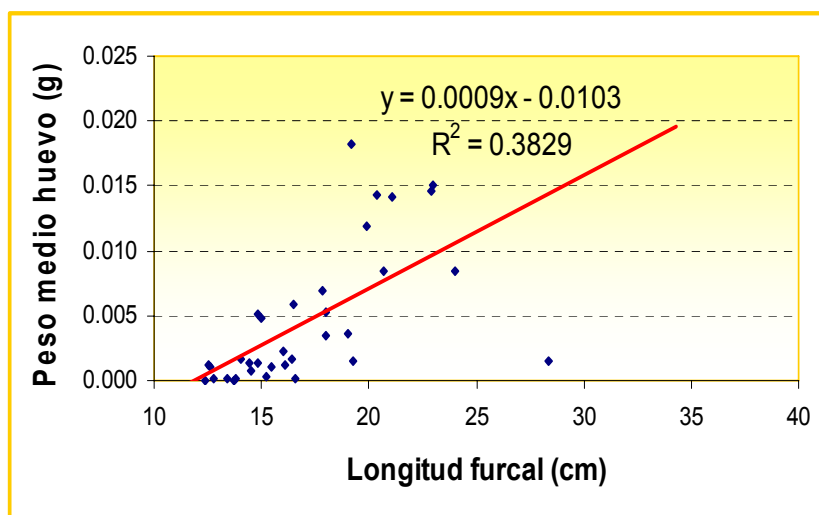


Figura 170. Relación entre el peso medio del huevo y la talla.



Tabla 224. Correlaciones significativas del desarrollo gonadal y el resto de variables.

	Fecundidad relativa (n°/Kg)		Índice gonadosomático		Peso medio huevo (g)	
	r	Sig (α)	r	Sig (α)	r	Sig (α)
Gónadas (g)	-	-	0.93	< 0.001	-	-
Peso medio huevo (g)	-	-	0.96	< 0.001	0.67	< 0.001
N° huevos	-	-	0.67	< 0.001	-	-
Longitud furcal (cm)	-0.61	< 0.001	-	-	0.62	< 0.001
Peso (g)	-0.53	0.001	-	-	0.59	< 0.001
Tasa de crecimiento instantáneo (g/año)	0.97	0.025	-	-	-	-
Tasa de crecimiento (% peso/día)	-0.71	< 0.001	-	-	0.68	< 0.001
Retrocálculo (cm)	-0.60	< 0.001	-	-	0.52	0.002
Índice hepatosomático	-0.40	0.018	0.33	0.003	0.43	0.012
Hígado (g)	-0.53	0.001	-	-	0.63	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	-	-	-	-	0.64	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	-0.60	< 0.001	-	-	0.49	0.003
Variedad dieta	0.35	0.045	-	-	-	-
Shannon-Wiener	0.34	0.049	0.24	0.033	-	-
Ración de mantenimiento (g/día)	-0.55	0.001	-	-	-	-
Ración momento captura (g) (peso seco)	-0.36	0.038	-	-	0.37	0.032
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	-0.35	0.039	-	-	0.37	0.032
N° presas del bentos	-	-	-	-	0.43	0.012
Arenas finas y pelitas (%)	-	-	0.96	0.037	-	-
Densidad deriva profunda (N° ind/m ³ /hora)	-	-	-	-	-0.98	0.021
Nitratos (mg/l)	-	-	-1	0.004	-	-
Nitritos (mg/l)	-1	< 0.001	-	-	-	-
O ₂ disuelto (mg/l)	-	-	0.98	0.024	-	-
pH	-	-	-0.99	0.015	-	-

Como norma general, la maduración se alcanza ya durante el segundo año de vida (clase de edad 1+). Así la talla a la que la trucha adquiere la madurez sexual es muy variable y es diferente a escala espacial. Está comprendida entre los 10.9 cm en el río Anllóns y los 17.9 cm en el río Lengüelle (véase tabla 225).

Tabla 225. Talla de maduración y porcentaje de truchas 1+ maduras.

	Adquisición madurez sexual		% truchas maduras de la cohorte 1+	
	Talla (cm)		Sexo	
	Machos	Hembras	Machos	Hembras
Anllóns	10.9	14	22.22	16.66
Furelos	16.5	14.5	10	20
Lengüelle	17.9	14.5	0	8.33
Tambre	14.8	12.4	16	44



3.4.5.7. Crecimiento

Se estudiaron 2187 truchas. La talla media de las truchas fue $11.53 \text{ cm} \pm 0.119$ y el peso medio $29.91 \text{ g} \pm 1.069$. La muestra con la que se ha trabajado está compuesta por 856 truchas de la clase de edad 0+, 1050 ejemplares de 1+, 238 individuos de 2+, 41 truchas 3+ y 2 ejemplares de 4+. Las características biométricas por clases de edad se representan en la tabla 226.

Tabla 226. Datos biométricos de las truchas de las cuatro estaciones de muestreo por clases de edad (media \pm error típico de la media).

	Longitud furcal (cm)	Peso (g)
0+	7.05 ± 0.032	4.06 ± 0.069
1+	13.88 ± 0.063	34.20 ± 0.527
2+	19.68 ± 0.225	99.83 ± 3.311
3+	27.55 ± 0.337	236.33 ± 8.48
4+	31.46 ± 0.985	384.0 ± 40.614

Existen diferencias significativas en la longitud furcal entre los ríos ($F = 37.24$; $\text{Sig} < 0.001$), de manera que las truchas del río Anllóns son las que presentaron las tallas mayores y las del río Furelos las menores. Los análisis *post hoc* indican que únicamente los ríos Lengüelle y Furelos son semejantes (figura 171). En la tabla 227 se muestran los valores medios de la talla de las truchas en los cuatro ríos estudiados.

Tabla 227. Valores medios de talla de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Talla (cm)	16.04 ± 0.0668	11.1 ± 0.747	11.32 ± 0.173	12.44 ± 0.205	11.53 ± 0.119

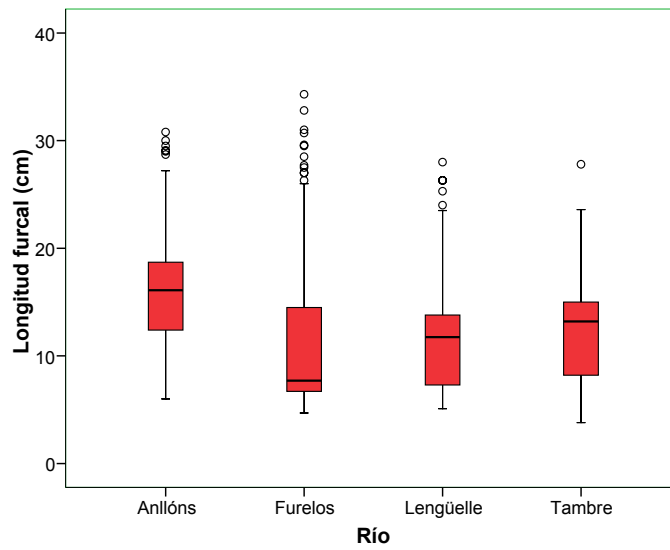


Figura 171. Diagramas de cajas de las distribuciones de los individuos por talla en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

La talla se encuentra correlacionada con otras variables (véase tabla 228).

Tabla 228. Correlaciones encontradas entre la talla y el resto de las variables.

	Longitud furcal (cm)	
	r	Significación (α)
Nº huevos	0.84	< 0.001
Peso medio huevo (g)	0.62	< 0.001
Fecundidad relativa (nº/Kg)	-0.61	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.98	< 0.001
Radio escama (mm)	0.97	< 0.001
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.21	0.007
Índice condición	0.26	0.001
Hígado (g)	0.88	< 0.001
Talla presa/talla pez	-0.73	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.66	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.42	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.41	< 0.001
Margalef	0.37	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.34	< 0.001
Proteína (%)	-0.32	< 0.001
Lípidos (%)	0.31	< 0.001
Índice de uniformidad	0.21	0.007
Pielou	0.19	0.016
Shannon-Wiener	0.27	< 0.001
Nº presas terrestres	0.26	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.92	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.96	< 0.001
Variedad dieta	0.26	0.001
Fibra (%)	0.24	0.002



Nº otras presas	0.21	0.006
Nº individuos totales deriva superficial	-0.96	0.045
O ₂ saturación (% sat)	0.96	0.039
Nitritos (mg/l)	-0.95	0.050

Igual que para la longitud furcal, existen diferencias significativas en el peso entre los cuatro ríos estudiados ($F = 24.81$; $Sig < 0.001$), de manera que el río Anllóns presenta el valor más alto, y el río Lengüelle el más bajo (figura 172). En la tabla 229 se puede observar los valores medios obtenidos para las truchas de las cuatro estaciones de muestreo.

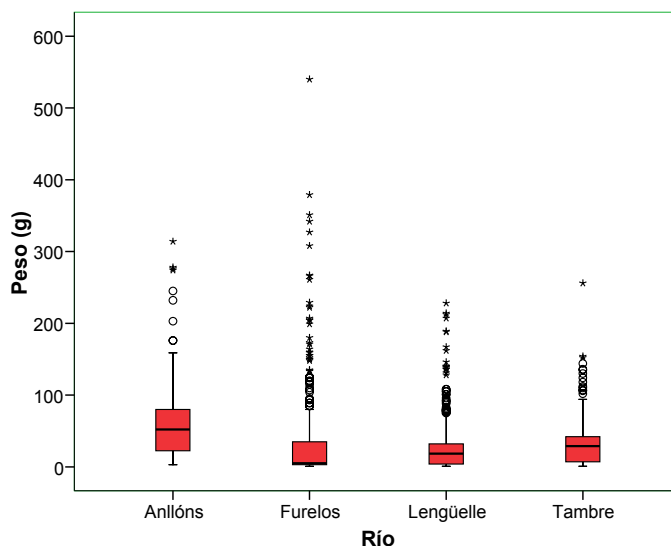


Figura 172. Diagramas de cajas de las distribuciones de los individuos por peso. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 229. Valores medios de peso de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Peso (g)	68.81 \pm 7.794	36.3 \pm 7.191	25.82 \pm 1.34	31.42 \pm 1.541	29.91 \pm 1.069

Las correlaciones encontradas para esta variable se recogen en la tabla 230.

Tabla 230. Correlaciones encontradas entre el peso y el resto de las variables.

	Peso (g)	
	r	Significación (α)
Nº huevos	0.87	< 0.001
Peso medio huevo (g)	0.59	< 0.001
Fecundidad relativa (nº/Kg)	-0.53	0.001



Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.65	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.87	< 0.001
Radio escama (mm)	0.86	< 0.001
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.19	0.012
Ración de mantenimiento (g/día)	0.98	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.93	< 0.001
Hígado (g)	0.88	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.57	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.56	< 0.001
Talla presa/talla pez	-0.51	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.41	< 0.001
Proteína (%)	-0.26	0.001
Lípidos (%)	0.23	0.002
Fibra (%)	0.22	0.005
Margalef	0.24	0.002
Alimento en superficie (%)	0.21	0.006
Pielou	0.21	0.006
Shannon-Wiener	0.17	0.025
Nº presas terrestres	0.19	0.012
Nº otras presas	0.18	0.020
Nº individuos totales deriva superficial	-0.96	0.044
O ₂ saturación (% saturación)	0.96	0.035

Tomando todos los datos biométricos de las truchas de los cuatro ríos se puede observar que existe una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ($r = 0.981$; $\text{Sig} < 0.001$). Análogamente, podemos confirmar que el crecimiento en las poblaciones naturales se desvía ligeramente de la isometría (figura 173). A este respecto hay que destacar que los valores obtenidos en los ríos Lengüelle y Tambre se aproximan a esta observación.

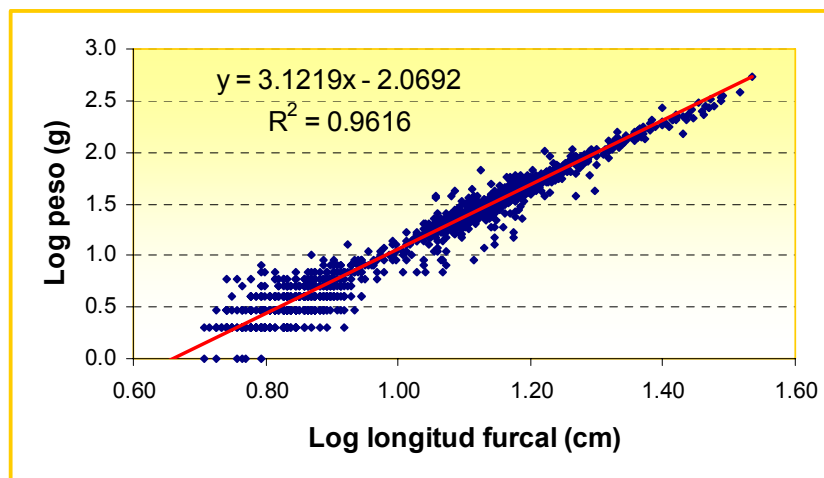


Figura 173. Relación entre la talla y el peso de las truchas de las cuatro estaciones de muestreo.



El crecimiento durante el primer año de vida es diferente entre las estaciones de muestreo ($F = 340.72$; $Sig < 0.001$). El crecimiento más lento lo encontramos en el río Anllóns, mientras que el más rápido se produce en el río Tambre. De los análisis *post hoc* se puede concluir que únicamente la pareja de ríos Furelos y Lengüelle son semejantes entre sí (figura 174). En la tabla 231 se adjunta información relativa al crecimiento durante el primer año de vida en las estaciones de muestreo.

Tabla 231. Valores medios de talla retrocalculada para el *circulus X* de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Talla retrocalculada (cm)	3.32 ± 0.058	5.58 ± 0.051	5.42 ± 0.068	6.22 ± 0.074	5.19 ± 0.082

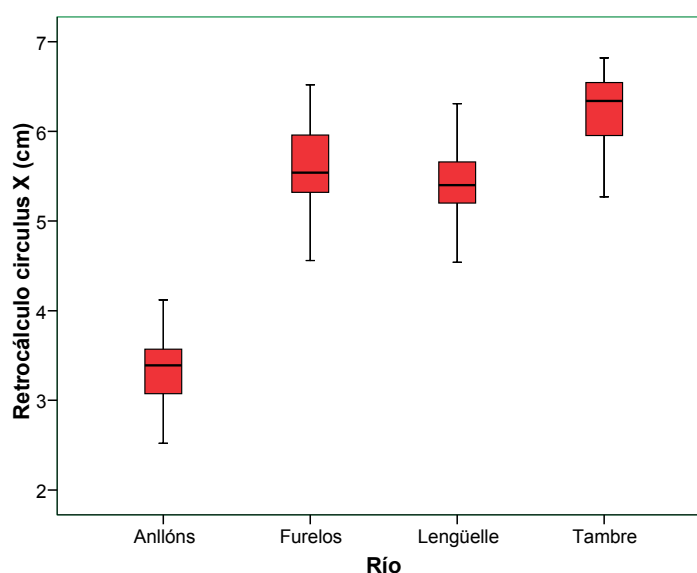


Figura 174. Diagramas de cajas de las distribuciones del retrocálculo para el *circulus X* de los individuos por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

En la tabla 232 se muestran las correlaciones significativas encontradas entre esta variable y el resto de los parámetros analizados.

Tabla 232. Correlaciones encontradas entre la talla retrocalculada para el *circulus X* y el resto de variables.

	Retrocálculo <i>circulus X</i> (cm)	
	r	Significación (α)
Radio <i>circulus X</i> (mm)	0.68	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	-0.23	0.002
Lípidos (%)	-0.18	0.021



Variedad dieta	0.17	0.025
Talla media presas (mm)	0.17	0.025
Nº presas terrestres	-0.17	0.030
Energía (kJ/g)	0.16	0.033
Nº presas totales	0.16	0.035
Nº presas del bentos	0.16	0.037
Relación E/P	0.16	0.041
Turbidez (UNT)	0.97	0.033
DBO ₅	-0.97	0.034

La tasa de crecimiento instantánea es diferente entre las estaciones de muestreo, los valores son muy semejantes en los ríos Anllóns, Lengüelle y Tambre, pero el valor del río Furelos se desvía de esta agrupación y presenta el valor más bajo ($F = 805.46$; $Sig < 0.001$) (véase tabla 233).

Tabla 233. Valores de la tasa de crecimiento instantánea en las cuatro estaciones de muestreo (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	1.44	1.24	1.4	1.45	1.38 \pm 0.048

La tasa de crecimiento instantánea está relacionada con algunos componentes de la dieta y fecundidad, aumenta con la adquisición de dietas diversas pero a la vez con una dominancia aparente de algún *item* (tabla 234), no se ha encontrado ninguna relación con los parámetros poblacionales, y el crecimiento puede ser considerado denso-independiente.

Tabla 234. Correlaciones encontradas entre la tasa de crecimiento instantánea y el resto de variables.

	Tasa de crecimiento instantánea (g/año)	
	r	Significación (α)
Energía (kJ/g)	-0.98	0.022
Pielou	0.98	0.023
Nº presas totales	-0.98	0.023
Relación E/P	-0.98	0.024
Hígado (g)	0.98	0.024
Margalef	0.98	0.024
Nitritos (mg/l)	-0.98	0.025
Índice de repleción (%)	-0.97	0.025
Fecundidad relativa (nº/Kg)	0.97	0.025
Ración máxima potencial (g/día)	0.97	0.026
Abundancia relativa (%)	0.97	0.027
Dominancia	0.97	0.027
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.97	0.030



Amplitud de nicho	-0.97	0.031
Shannon-Wiener	0.96	0.035
Nº imagos acuáticos	-0.96	0.037
Variedad dieta	0.96	0.038
Ración momento captura (g) (peso seco)	-0.97	0.029
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	-0.96	0.041
Ración de mantenimiento (g/día)	0.95	0.047

La tasa de crecimiento instantánea se aproxima a una distribución gaussiana. El valor máximo es alcanzado en la clase de edad 1+ y luego disminuye con la edad. Un caso particular lo encontramos en el río Anllóns, en el que la tasa de crecimiento es mayor en los reos (2-0+) que en la cohorte 2+, como consecuencia de las mejores condiciones alimentarias adquiridas durante su etapa de mar (figura 175).

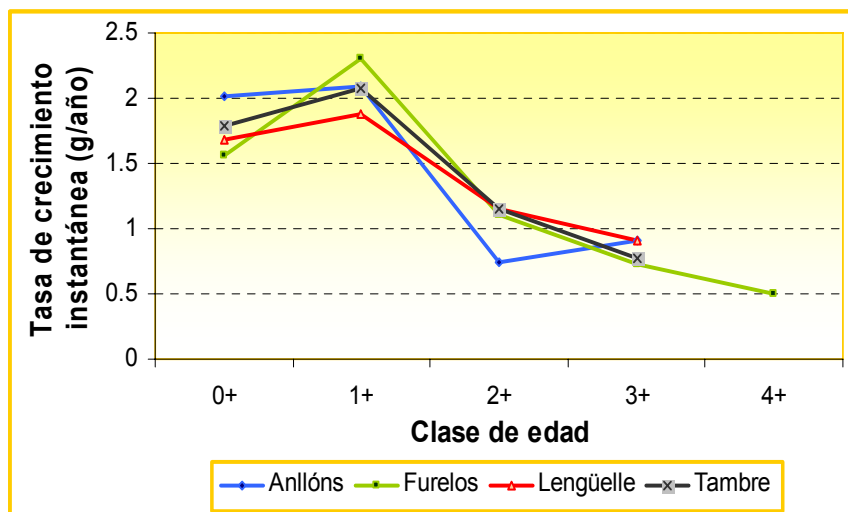


Figura 175. Evolución de la tasa de crecimiento con la edad.

Nuevamente se observa la misma agrupación para la tasa de crecimiento y vuelve a ser el río Furelos el que presenta el valor más bajo ($F = 22.348$; $Sig < 0.001$) (véase tabla 235).

Tabla 235. Valores de la tasa de crecimiento diaria en las cuatro estaciones de muestreo (media ± error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Tasa de crecimiento (% peso/día)	5.76 ± 0.130	3.81 ± 0.229	5.39 ± 0.201	5.52 ± 0.070	4.88 ± 1.600



La tasa de crecimiento aumenta con la proporción de lípidos en la dieta y con el valor energético de la misma, mientras que disminuye con la proporción de proteínas consumidas. El crecimiento es parejo a la adquisición de dietas diversas en las que predominan el alimento en superficie, lo que va a provocar que el número de huevos y el peso de los mismos sea mayor (véase tabla 236).

Tabla 236. Correlaciones encontradas entre la tasa de crecimiento y el resto de variables.

	Tasa de crecimiento (% peso/día)	
	r	Significación (α)
Nº huevos	0.78	< 0.001
Gónadas (g)	0.26	0.019
Peso medio huevo (g)	0.68	< 0.001
Longitud furcal (cm)	0.88	< 0.001
Peso (g)	0.65	< 0.001
Radio escama (mm)	0.89	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.89	< 0.001
Radio <i>circulus</i> X (mm)	0.23	0.003
Índice condición	0.55	< 0.001
Hígado (g)	0.66	< 0.001
Índice peso relativo	0.17	0.030
Índice de erepleción (%)	-0.89	< 0.001
Talla presa/talla pez	-0.87	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.75	< 0.001
Ración máxima potencial (g/día)	0.70	< 0.001
Margalef	0.44	< 0.001
Shannon-Wiener	0.31	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.39	< 0.001
Variedad dieta	0.36	< 0.001
Proteína (%)	-0.33	< 0.001
Lípidos (%)	0.33	< 0.001
Nº presas terrestres	0.28	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.27	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.26	< 0.001
Abundancia relativa (%)	0.23	0.002
Dominancia	0.23	0.002
Fibra (%)	0.23	0.002
Índice de uniformidad	0.22	0.003
Relación E/P	0.20	0.010
Nº otras presas	0.18	0.020
Energía (kJ/g)	0.17	0.023
Nº presas totales	0.16	0.039
Nitritos (mg/l)	-0.98	0.020



3.4.5.8. Índices de condición somática

Las diferencias en el índice de condición son escasas aunque significativas ($F = 7.51$; $Sig < 0.001$). El río Tambre es el que presenta el valor medio más elevado, mientras que el resto de los ríos son semejantes entre sí (tabla 237 y figura 176).

Tabla 237. Valores medios del índice de condición de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Índice de condición	1.19 ± 0.023	1.13 ± 0.011	1.18 ± 0.012	1.22 ± 0.017	1.17 ± 0.007

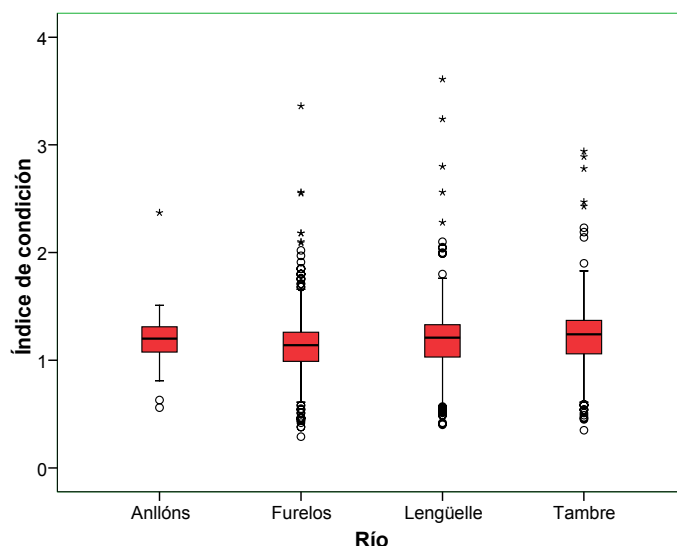


Figura 176. Diagrama de cajas del índice de condición de las truchas por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Aspectos cualitativos de la dieta, como la diversidad, y aspectos cuantitativos de la misma, como el número de presas terrestres o el número de presas totales, están relacionados con el confort de las truchas (véase tabla 238).



Tabla 238. Correlaciones encontradas para el índice de condición y el resto de las variables.

	Índice condición	
	r	Significación (α)
Longitud furcal (cm)	0.26	0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.55	< 0.001
Radio escama (mm)	0.33	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.31	< 0.001
Índice peso relativo	0.56	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.60	< 0.001
Talla presa/talla pez	-0.46	< 0.001
Margalef	0.30	< 0.001
Variedad dieta	0.29	< 0.001
Nº presas terrestres	0.19	0.012
Ración de mantenimiento (g/día)	0.19	0.016
Shannon-Wiener	0.18	0.019
Abundancia relativa (%)	0.18	0.021
Dominancia	0.18	0.021
Alimento en superficie (%)	0.17	0.023
Proteína (%)	-0.17	0.028
Nº presas totales	0.15	0.049
Densidad bentos (Nº ind/m ²)	-0.97	0.026

No hemos encontrado diferencias significativas en el índice de peso relativo entre las estaciones de muestreo ($F = 0.60$; $Sig = 0.981$) (figura 177). En la tabla 239 se muestran los valores obtenidos de este índice en cada río.

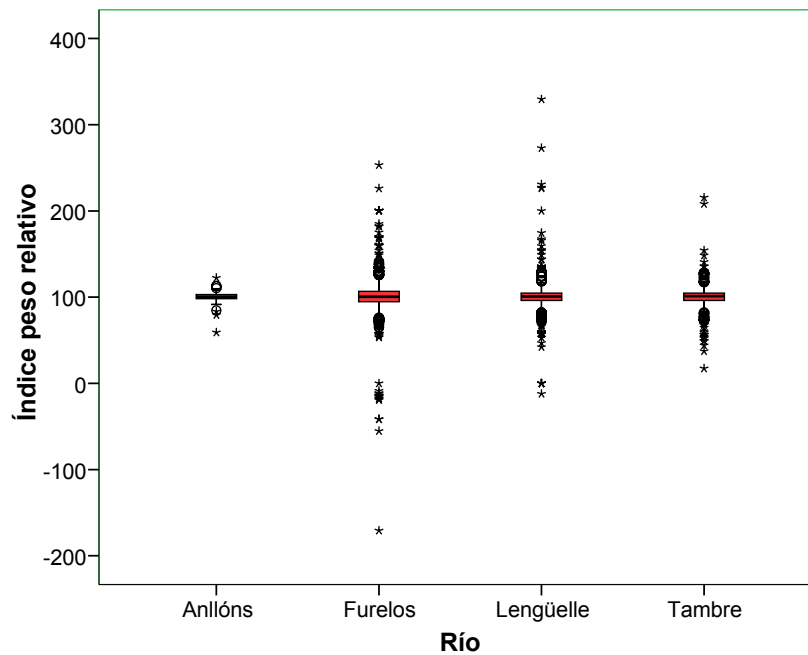


Figura 177. Diagrama de cajas para el índice de peso relativo de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.



Tabla 239. Valores medios del índice de peso relativo de las truchas de los 4 ríos (media ± error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Índice peso relativo	100.25 ± 0.604	100.25 ± 1.169	100.55 ± 0.995	99.88 ± 0.881	100.25 ± 0.604

De acuerdo con las correlaciones obtenidas para este índice, parece que el estado de salud de las truchas mejora cuanto mayor es el crecimiento de la especie (tabla 240).

Tabla 240. Correlaciones encontradas entre le índice de peso relativo y el resto de las variables.

	Índice peso relativo	
	r	Significación (α)
Índice de repleción (%)	-0.23	0.002
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.17	0.030
Fibra (%)	0.15	0.045
Nitritos (mg/l)	-0.98	0.025

El peso del hígado es mayor en los ríos Anllóns y Lengüelle que en los ríos Tambre y Furelos, siendo éste último el que presenta el valor más bajo ($F = 8.53$; $Sig < 0.001$) (figura 178). En la tabla 241 se muestran los valores del peso del hígado en las diferentes estaciones de muestreo.

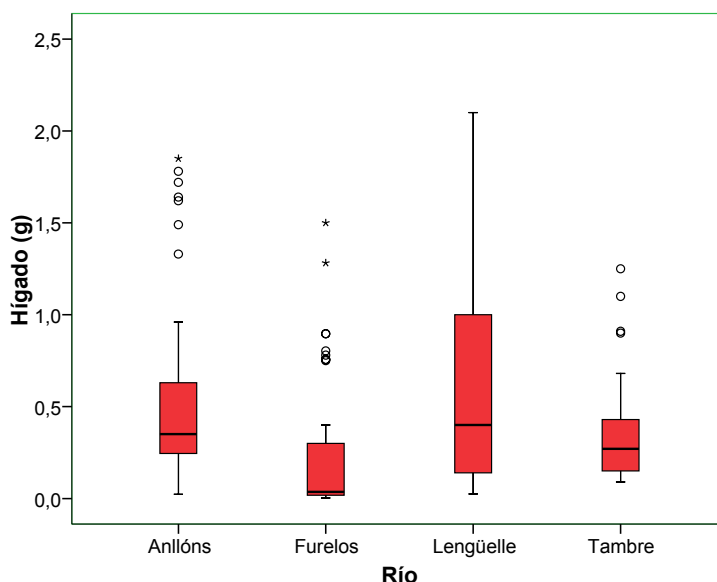


Figura 178. Diagrama de cajas para el peso del hígado de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.



Tabla 241. Valores medios del peso del hígado de las truchas de los 4 ríos (media ± error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Hígado (g)	0.60 ± 0.094	0.22 ± 0.039	0.59 ± 0.092	0.37 ± 0.054	0.41 ± 0.036

En la tabla 242 se muestran las correlaciones significativas obtenidas entre el peso del hígado y el resto de las variables. De ellas se deduce que el peso del hígado es mayor cuanto mayor es el crecimiento, el número de presas, la diversidad de la dieta o la proporción de lípidos consumidos en la dieta.

Tabla 242. Correlaciones encontradas entre el peso del hígado y el resto de las variables.

	Hígado (g)	
	r	Significación (α)
Nº huevos	0.69	< 0.001
Gónadas (g)	0.28	0.013
Peso medio huevo (g)	0.63	< 0.001
Fecundidad relativa (nº/Kg)	-0.53	0.001
Longitud furcal (cm)	0.88	< 0.001
Peso (g)	0.88	< 0.001
Tasa de crecimiento (% peso/día)	0.66	< 0.001
Retrocálculo (cm)	0.84	< 0.001
Radio escama (mm)	0.80	< 0.001
Índice hepatosomático	0.17	0.023
Ración máxima potencial (g/día)	0.90	< 0.001
Ración de mantenimiento (g/día)	0.90	< 0.001
Talla presa/talla pez	-0.53	< 0.001
Índice de repleción (%)	-0.43	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.36	< 0.001
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.36	< 0.001
Margalef	0.33	< 0.001
Lípidos (%)	0.31	< 0.001
Proteína (%)	-0.22	0.004
Fibra (%)	0.28	< 0.001
Alimento en superficie (%)	0.27	< 0.001
Nº presas terrestres	0.24	0.001
Índice de uniformidad	0.23	0.002
Pielou	0.22	0.004
Nº otras presas	0.22	0.005
Variedad dieta	0.21	0.005
Shannon-Wiener	0.28	< 0.001
Nitritos (mg/l)	-1.00	< 0.001



No hemos encontrado diferencias significativas en el índice hepatosomático entre las estaciones de muestreo ($F = 2.478$; $Sig = 0.063$) (figura 179). En la tabla 243 se adjunta información relativa al valor de este índice en cada una de las estaciones de muestreo.

Tabla 243. Valores medios del índice hepatosomático de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico de la media).

	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre	Todos
Índice hepatosomático	0.66 ± 0.052	0.63 ± 0.031	0.76 ± 0.044	0.61 ± 0.034	0.66 ± 0.020

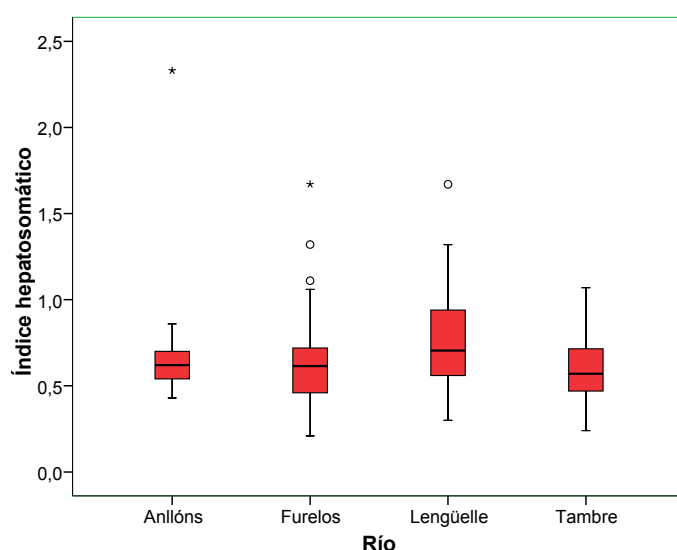


Figura 179. Diagrama de cajas del índice hepatosomático de las truchas por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Los resultados de los análisis de correlación entre el índice hepatosomático y otros parámetros se recogen en la tabla 244.

Tabla 244. Correlaciones encontradas entre el índice hepatosomático y el resto de variables.

	Índice hepatosomático	
	r	Significación (α)
Peso medio huevo (g)	0.43	0.012
Fecundidad relativa (nº/Kg)	-0.40	0.018
Hígado (g)	0.17	0.023
Índice gonadosomático	0.33	0.003
Densidad bentos (Nº ind/m ²)	-0.99	0.008
O ₂ disuelto (mg/l)	0.99	0.011
Arenas finas y pelitas (%)	0.99	0.014



3.4.5.9. Bomba estomacal

La efectividad media de esta técnica fue del 80.49 % ± 3.918. Apesar de que existen diferencias a nivel individual ($F = 421.98$; $Sig < 0.001$), no hemos encontrado diferencias entre los ríos, clases de edad ni sexos ($F = 1.60$; $Sig = 0.198$, $F = 0.255$; $Sig = 0.858$, $F = 0.864$; $Sig = 0.426$ respectivamente). En el 16.66 % de la muestra la extracción con este método fue inferior al 50 % del contenido estomacal, mientras que individualmente los valores oscilaron entre el 0 % y el 100 %. En la tabla 245 se muestran la efectividad de este método en función de los ríos, las cohortes y los sexos.

Tabla 245. Porcentaje de alimento extraído por la bomba estomacal.

		Eficacia extracción bomba estomacal (%)
Ríos	Anllóns	88.27 ± 5.209
	Furelos	63.62 ± 10.012
	Lengüelle	84.94 ± 7.315
	Tambre	78.13 ± 8.93
Cohortes	1+	77.19 ± 7.019
	2+	80.81 ± 6.186
	3+	84.10 ± 7.616
	4+	100
Sexo	Macho	82 ± 5.178
	Hembra	74.56 ± 7.696
	Sin determinar	90.92 ± 6.298

La eficacia del método aunque no esta correlacionada con la talla del pez, aumenta con la edad (tabla 245). Sin embargo, como puede verse en la tabla 246 disminuye con el índice de repleción.

Tabla 246. Correlaciones para la cantidad de alimento extraído con la bomba estomacal.

	r	Significación (α)
Nº presas terrestres	0.24	0.049
Margalef	0.28	0.021
Pielou	0.31	0.012
Shannon-Wiener	0.30	0.014
Índice de uniformidad	0.27	0.026
Índice de repleción (%)	-0.41	0.001



3.5. Discusión

3.5.1. Estudio de la comunidad béntica

Las abundancias relativas de cada uno de los grupos taxonómicos muestran ciertos patrones de variación espaciales. Así los grupos más abundantes, los Dípteros, los Tricópteros, los Efemerópteros y los Coleópteros, son también los *items* más frecuentes en el bentos de otros estudios a nivel peninsular (PUIG *et al.*, 1984; GARCÍA DE JALÓN & SERRANO, 1985; SUÁREZ *et al.*, 1988; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1990; COBO *et al.*, 1997; COBO *et al.*, 2005).

La densidad media del bentos en las cuatro estaciones de muestreo es muy superior a los valores encontrados por GARCÍA DE JALÓN & SERRANO (1985) y ALMODÓVAR *et al.* (2006) en las cuencas del Duero y Tajo, pero están dentro de los valores normales registrados en Galicia y Asturias (SUÁREZ *et al.*, 1988; COBO *et al.*, 1997; COBO *et al.*, 2005). En el caso particular del río Anllóns, en el que la densidad de macroinvertebrados es muy elevada, esto podría ser debido al escaso efecto depredador de la trucha sobre la comunidad de bentos, justificada si se tiene presente que en esta estación de muestreo el consumo de alimento de superficie es mayor que en el resto de los ríos. Así, la trucha puede intervenir en la dinámica de las redes tróficas y alterar la abundancia del bentos, como han demostrado otros investigadores (FLECKER & TOWNSEND, 1994; SIMON & TOWNSEND, 2003; GREIG & MCINTOSH, 2006), y este fenómeno se acentúa cuando el consumo de alimento en superficie es menor, de manera similar a otros trabajos (NAKANO, 1994; DAHL & GREENBERG, 1996; DAHL, 1998).

Varios estudios demuestran que la biomasa de truchas está correlacionada con la biomasa bentónica y, por ello, con la abundancia de alimento disponible (MURPHY *et al.*, 1981; BOWLBY & ROFF, 1986; ALMODÓVAR *et al.*, 2006), aunque nuestras observaciones reflejan la ausencia de dicha relación. Sin embargo, en algunos trabajos se ha observado que la producción del bentos no es capaz, aparentemente, de soportar la producción de los peces que habitan ese río (ver ALLEN, 1951; HYNES, 1970, WATERS, 1988a; HURYN, 1996). Este fenómeno se conoce como paradoja de Allen, y supone que la trucha tiene que buscar otras fuentes de comida para asegurar sus requerimientos energéticos.



El coeficiente ecotrófico es la proporción del total de los invertebrados del bentos que es consumida por el pez (RICKER, 1946). En nuestro caso, los valores encontrados en los ríos Anllóns y Furelos son muy inferiores a los aportados por otros investigadores (JACKSON & FISHER, 1986; WATERS, 1988a; HURYN, 1996), y puede ser explicado por características propias del bentos como la disponibilidad, la deriva comportamental, la talla corporal, la abundancia, etc. como en su momento indicó RADER (1997). En el río Tambre los valores se aproximan a los registrados por WATERS (1988a), mientras que por el contrario en el río Lengüelle son muy superiores a los de este autor y refuerza la idea de que la producción del bentos no es capaz, aparentemente, de soportar la producción de los peces que habitan ese río, que es lo que afirman también otros investigadores (ALLEN, 1951; HYNES, 1970, WATERS, 1988a; HURYN, 1996).

De la variabilidad de los resultados obtenidos, se puede deducir que la eficacia de forrajeo de la trucha respecto del bentos está influenciada por las características físicas del hábitat, por las propias características intrínsecas de las presas (talla, movilidad, crípsis...) y por la disponibilidad de otros recursos como son los peces y el alimento en superficie.

3.5.2. Estudio de la fauna en deriva

El fenómeno de la deriva fue descubierto estudiando cómo los insectos terrestres formaban parte de la dieta de los peces por NEEDHAM (1928), el cual además de los insectos terrestres que derivaban en la superficie del agua, también encontró muchos acuáticos. Sin embargo, fue DENDY (1944) quien argumentó por primera vez que la deriva es un fenómeno natural y cotidiano en la vida de los organismos acuáticos. Se suele considerar, con una excesiva simplificación, que la deriva terrestre es diurna (ELLIOTT, 1967; EDWARDS & HURYN, 1995; RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1997; ROMANISZYN *et al.*, 2007), mientras que la deriva de macroinvertebrados es mayoritariamente nocturna, para evitar los encuentros con el depredador en la columna de agua, debido a la presión depredadora ejercida por los peces (WATERS, 1969;



FLECKER, 1992; SAGAR & GLOVA, 1992; RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ, 1997; HUHTA *et al.*, 2000).

En nuestro estudio, los grupos más abundantes de la deriva son los *Chironomidae* y los *Simuliidae*, y en el caso de la deriva superficial también forman una parte muy importante los imagos acuáticos aéreos de *Chironomidae*. Este resultado es similar al obtenido por LÓPEZ (1981), según el cual los *items* más abundantes de la deriva son los *Baetidae*, *Chironomidae* y *Simuliidae*. CADA *et al.* (1987b) encontraron que la proporción de la deriva que está constituida por los insectos terrestres a final del verano es del 36 %. Nuestros resultados, salvo en el río Tambre, son diferentes, y la proporción de deriva es inferior. De esta manera hemos encontrado que la proporción de deriva alóctona en el cauce es muy variable (16.7 % en el río Lengüelle y 40.15 % en el río Tambre), ya que la disponibilidad y abundancia de las presas aéreas, como han demostrado otros investigadores, depende del tipo de vegetación de ribera (MASON & MACDONALD, 1982; SAGAR & GLOVA, 1995), de la topografía del lugar de estudio (VØLLESTAD & ANDERSEN, 1985) y de las condiciones metereológicas.

Algunos estudios, que relacionan la intensidad de deriva con la frecuencia de alimentación, han demostrado que la intensidad de la deriva y la cantidad de presas en los estómagos están correlacionadas (ELLIOTT, 1970; ALLAN, 1978; CADA *et al.*, 1987a). Por el contrario, nuestros resultados relegan esta hipótesis al contexto científicamente teórico, ya que no hemos encontrado que la intensidad de deriva y el número de presas consumidas estén relacionadas.

3.5.3. Dinámica de la población de Salmónidos

Las poblaciones animales son ecosistemas dinámicos en los cuales las variables como la densidad o la distribución de edad y talla fluctúan en el tiempo y en el espacio (LOBÓN-CERVIÁ, 2007b). A pesar del gran interés por identificar la norma general para comprender estas variaciones, pocos estudios han identificado inequívocamente los factores y mecanismos responsables de las fluctuaciones a través de la escala espacio-temporal (RANTA *et al.*, 1998).



En nuestro caso, existe un patrón en común en todas las estaciones de muestreo, ya que la clase de edad 1+ es la más abundante en la estructura de la población, excepto en el río Furelos, donde es la 0+. Estas discrepancias probablemente se deban a diferencias espacio-temporales en el reclutamiento, ya que el reclutamiento es el mejor determinante del tamaño poblacional (MENGE, 2000; LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN, 2004). Estudios concernientes a las dinámicas poblacionales de la trucha común en ríos españoles han encontrado que la densidad media de reclutas es de 0.03-1.24 ind/m² (LOBÓN-CERVIÁ, 2005a,b; NICOLA *et al.*, 2008). Si consideramos estos estudios como precedente, el reclutamiento sería bajo en el río Anllóns, mientras que en las otras estaciones de muestreo se encontraría dentro de los valores de referencia.

El reclutamiento de una población de Salmónidos es extremadamente variable en el contexto espacio-temporal. A pesar de que inicialmente el reclutamiento haya sido considerado denso-dependiente (LOBÓN-CERVIÁ, 2005b), nuestros resultados no muestran ninguna evidencia de esta hipótesis y seguramente las diferencias entre los ríos sean debidas a características físicas del hábitat como proponen otros investigadores (MANN *et al.*, 1989; LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN, 2004; LOBÓN-CERVIÁ, 2003; 2004; 2007b) o por diferencias en la comida disponible (ELLIOTT, 1994).

Las densidades poblacionales en las cuatro estaciones de muestreo, a pesar de que en el río Anllóns ésta sea extremadamente baja, se encuentran dentro de los valores que habitualmente son citados en la bibliografía (LOBÓN-CERVIÁ & PENCZAK, 1984; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1986; LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1986; MARTÍNEZ & GARCÍA DE JALÓN, 1988; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1990; BRAÑA *et al.*, 1992; JENKINS *et al.*, 1999; MAIA & VALENTE, 1999; WATERS, 1999; NICOLA & ALMODÓVAR, 2002; ALMODÓVAR & NICOLA, 2004; LOBÓN-CERVIÁ, 2005a), pero muy inferiores a las aportadas por ALMODÓVAR *et al.* (2006) y NICOLA *et al.* (2008) en tramos de cabecera de la cuenca del Duero y del Tajo.

MORTENSEN (1977a,b) demostró que la biomasa va aumentando desde abril a noviembre y que los valores son diferentes entre años. Así, por otra parte, el equilibrio entre la biomasa y densidad poblacional parece que está regulado por competición intraespecífica, ya que la densidad disminuye con incrementos de la masa corporal (LOBÓN-CERVIÁ & MORTENSEN, 2006). Los resultados de biomasa total encontrados son muy diversos y oscilan entre valores bajos en los ríos Anllóns y Tambre (200-500



g/100 m²) a valores altos en el río Lengüelle (800-1500 g/100 m²), pero se encuentran dentro de los límites citados por otros investigadores (MORTENSEN, 1977a,b; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1986; MARTÍNEZ & GARCÍA DE JALÓN, 1988; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1990; MAIA & VALENTE, 1999; ALONSO-GONZÁLEZ *et al.*, 2008).

Nuestros resultados demuestran que tanto la densidad como la biomasa poblacional no aumentan con el contenido energético de la base trófica y coinciden con las observaciones encontradas por COBO *et al.* (1997). Así, en condiciones naturales, existe un máximo de densidad potencial de la que es responsable la cantidad de energía considerada aisladamente de otros factores, a partir de este valor, otros factores como el refugio, calidad del agua, patologías, fuentes de estrés etc. condicionan las fluctuaciones de la capacidad de carga, pudiendo, en el mejor de los casos, incrementarla hasta los límites de la densidad biológicamente soportable.

Llaman la atención los valores de densidad y biomasa encontrados en el río Lengüelle. Así, hemos observado que el aporte energético de los peces en la dieta es muy importante, y compensa la baja densidad de presas en el bentos y en deriva. Esto, unido a las buenas características del hábitat y la ausencia de minicentrales, justifica la existencia de una población de truchas tan abundante en efectivos. Por otro lado, el desplazamiento de estructura poblacional hacia las clases de edad más jóvenes es fruto de la importante presión por pesca.

La tasa de producción es la mejor unión en la dinámica poblacional entre la abundancia, la mortalidad y el crecimiento, ya que la misma producción puede ser alcanzada por pocos individuos con elevados crecimientos o por muchos individuos con escasas tasas de crecimiento (LE CREN, 1969; MANN *et al.*, 1989). De esta forma, diferencias en la producción entre poblaciones pueden reflejar diferencias entre esas características dinámicas (LOBÓN-CERVIÁ, 2005b). Al igual que lo observado por MANN & PENCZAK (1986), en nuestro caso las etapas juveniles de vida contribuyen a más producción de la que habitualmente se cree, y es superior al 50 %.

Además, la interacción entre los peces y sus presas conduce a una estabilización de la tasa de producción de Salmónidos a través de un sistema de retroalimentación, en el que la biomasa de las poblaciones se mantiene constante por variaciones de las tasas de crecimiento, como respuesta a variaciones de la densidad de las poblaciones de las presas. Tradicionalmente se considera que la producción de Salmónidos raramente



excede de 12-18 g/m²*año (LE CREN, 1972), mientras que WATERS (1988a) afirma que un río es productivo cuando la producción está comprendida entre 10 y 30 g/m²*año. Si tenemos en cuenta estas consideraciones, el río Lengüelle puede ser considerado como productivo.

En las cuatro estaciones de muestreo, la producción es máxima en la cohorte 1+ para ir disminuyendo a medida que la población envejece, al igual que lo apuntado por MORTENSEN (1977a,b).

Las diferencias de producción entre regiones han sido atribuidas a diferencias en la composición química de las aguas (dureza) (KWAK & WATERS, 1997; ALMODÓVAR *et al.*, 2006), pero existen estudios que no respaldan la idea de que los ríos con mayores alcalinidades son los más productivos (MORTENSEN, 1978; ELLIOTT, 1993b; LOBÓN-CERVIÁ, 2003). Nuestros resultados se suman a los aportados por estos últimos autores. De nuevo, los valores de producción encontrados son semejantes a otros estudios en Minnesota (WATERS, 1999), en Inglaterra (ELLIOTT, 1993b) y en España (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1986; MARTÍNEZ & GARCÍA DE JALÓN, 1988; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1990), mientras que por el contrario son muy inferiores a los resultados obtenidos por otros investigadores (MORTENSEN, 1978; LOBÓN-CERVIÁ & FITMAURICE, 1988; ELLIOTT, 1993b; LOBÓN-CERVIÁ, 2003) y superiores a los de LOBÓN-CERVIÁ & PENCZAK (1984) y ALMODÓVAR *et al.* (2006).

Estudios previos han encontrado que tanto la biomasa de truchas como la producción están fuertemente correlacionadas con las densidades de invertebrados derivantes (ELLIOTT, 1973a; WILZBACH *et al.*, 1986). Nuestros resultados no sólo respaldan la importancia de este fenómeno, sino que muestran cómo la densidad y la producción disminuyen con el número de macroinvertebrados del bentos en deriva profunda. No obstante, la producción también está relacionada con parámetros morfodinámicos del cauce, y disminuye con la anchura del río. Observación similar a lo encontrado por ALCARAZ-HERNÁNDEZ *et al.* (2007), quienes apuntaron que la anchura del cauce y la densidad y biomasa de truchas están inversamente relacionadas. Así, de una manera integradora, el reclutamiento, la densidad poblacional, el crecimiento y las propias características físicas del hábitat son los factores inmediatos que determinan las variaciones espaciales en la producción de los ríos.



El coeficiente de Producción/Biomasa (P/B) es un indicador de la eficacia con la que la población aprovecha la energía del ecosistema. En tramos de ríos con poblaciones de Salmónidos se admiten valores de este coeficiente entre 0.9 y 1.5 en los ríos poco productivos, y entre 2 y 2.4 en ríos muy productivos (CHAPMAN, 1978). Además, el coeficiente va disminuyendo con la edad (MORTENSEN, 1977b). Nuestras observaciones se asemejan a las efectuadas por este último investigador.

La variabilidad en los recursos disponibles y otros factores pueden afectar a la supervivencia de los peces. De hecho, las tasas de mortalidad son raramente constantes en las poblaciones de peces (WATERS, 1988b). GODBY (2007) encontró que la tasa de crecimiento instantáneo y la mortalidad están correlacionadas en truchas arco-iris de edad 0+, seguramente porque individuos con un elevado consumo y crecimiento pueden incrementar la tasa metabólica y la actividad, incrementándose de este modo la vulnerabilidad hacia los depredadores. Bajo la premisa de que los fenómenos densidad-dependientes tienen lugar cuando la comida es limitada y/o el hábitat está saturado por individuos territoriales (GRANT & KRAMER, 1990), nuestros resultados demuestran que la mortalidad es denso-dependiente, al igual que lo encontrado por ROSE *et al.* (2001) y ACHORD *et al.* (2003) para algunas poblaciones de peces, y por MORTENSEN (1977a,b) y LOBÓN-CERVIÁ & MORTENSEN (2006) en los primeros meses de vida. Por añadidura, hemos encontrado que la mortalidad está inversamente relacionada con el aporte exógeno de la deriva superficial.

A la vista de los resultados obtenidos, la elevada tasa instantánea de mortalidad observada en el río Lengüelle, si la comparamos con los resultados obtenidos por otros investigadores (MORTENSEN, 1977a,b; MARTÍNEZ & GARCÍA DE JALÓN, 1988; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1986), es compensada por la elevada producción, y en especial por la elevada tasa de renovación, por lo que esta población, a diferencia de las de los ríos Anllóns, Furelos y Tambre, puede estar continuamente rejuveneciéndose.

3.5.4. Descripción de la dieta

Son muchos los trabajos que demuestran que la trucha consume los taxones más abundantes y vulnerables del bentos (PENTELOW, 1932; RINGLER, 1985; MACNEIL *et al.*,



2000), y por ello la composición de su dieta depende de las especies de macroinvertebrados presentes en el río (ELLIOTT, 1967; ELLIOTT, 1973a; MONTAÑÉS & LOBÓN CERVÍA, 1986). Nuestros datos constatan una vez más que la proporción entre la fauna que es capturada directamente del bentos y la que es consumida en deriva es diferente entre los ríos y entre los individuos de un mismo río (GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; GREENBERG & DAHL, 1998; NISLOW *et al.*, 1998; OSCOZ *et al.*, 2000; DE CRESPIN DE BILLY, 2001).

En este sentido, el consumo del alimento en superficie es importante en los cuatro ríos estudiados, al igual que lo observado por diferentes autores (HUNT, 1975; HYNES, 1970; JONSSON & GRAVEM, 1985; SUÁREZ *et al.*, 1988; NELLY-QUINN, & BRACKEN, 1990; SANTAMARINA, 1991; NAKANO *et al.*, 1999b; KAWAGUCHI & NAKANO, 2001; UTZ & HARTMAN, 2007). El valor de este componente va del 20 % en el río Lengüelle al 42.81 % en el río Tambre. Aunque entran en juego multitud de factores, entre los que destaca la conservación de la vegetación de ribera, la abundancia de presas aéreas en la dieta ha sido relacionada con una baja vulnerabilidad del bentos (DE CRESPIN DE BILLY & USSEGLIO-POLATERA, 2002). De acuerdo con esto, las bajas densidades bentónicas encontradas en el río Tambre fuerzan a las truchas de este río a adquirir un comportamiento forrajero en el que el alimento en superficie es muy importante.

Se ha apuntado que la consolidación del régimen alimentario es el resultado de las constantes físicas y biológicas y de la utilización de presas energéticamente rentables (HUGHES & BURROWS, 1991). Por esta razón cada pez seleccionará una dieta que le garantice la energía suficiente para el mantenimiento, crecimiento y reproducción. Los estudios en los que se demuestra que la trucha selecciona un tipo de alimento de su base trófica para alimentarse son frecuentes (BERGLUND, 1968; GARCÍA DE JALÓN, 1985; GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; KREIVI *et al.*, 1999; OSCOZ *et al.*, 2000; OSCOZ *et al.*, 2005). Al contrario HENRY (1967) afirma que la dieta de la trucha carece de selectividad alguna. La presencia de exuvias sin ningún valor alimentario, materia vegetal y restos del sustrato en muchas de las truchas analizadas, por otro lado normal en la bibliografía (LIEN, 1981; PENCZAK, *et al.*, 1984; PRZYBYLSKI, 1988), es un claro indicio de que las truchas han sido poco selectivas al capturar el alimento (REIMERS,



1957) y que las diferencias individuales, quizás a través del aprendizaje, pueden jugar un papel importante en la explicación de este fenómeno.

La presencia de Nematodos en los contenidos estomacales es habitual en la bibliografía (Véase OSCOZ *et al.*, 2005; GODBY, 2007), ya que se trata de parásitos. Por el contrario, la presencia de Gordiáceos adultos de vida libre en dos truchas, uno en el río Furelos y otro en el río Tambre, indica que la trucha identificó y consumió este tipo de presa.

La selección del alimento es indiscutible y diferente entre las cohortes. Es difícil intentar establecer si los macroinvertebrados en deriva o en el bentos son el tipo de presa que contribuye en mayor proporción al aporte alimentario de la trucha, porque la fauna bentónica en algún momento de su ciclo vital pasa a constituir parte de la deriva. Algunos investigadores afirman que la composición de la dieta de la trucha es semejante a la composición de los organismos en deriva y diferente de la fauna bentónica (ELLIOTT, 1967; 1970; 1973a; RINGLER, 1979; BACHMAN, 1984; CADA *et al.*, 1987b; LAGARRIGUE *et al.*, 2002). Otros investigadores, por el contrario, afirman que la alimentación es principalmente bentónica (NEVEU & THIBAUT, 1977; NEVEU, 1980; CUNJAK & POWER, 1987; MCINTOSH & TOWNSEND, 1995; RADER, 1997). Nuestros resultados demuestran que las truchas se muestran claramente selectivas indistintamente de presas en deriva o del bentos y en la mayoría de los casos esta selección no es ni por la abundancia ni por la accesibilidad como han demostrado otros investigadores (LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; MACNEIL *et al.*, 2000), ya que algunas presas muy abundantes en el bentos o accesibles en deriva son evitadas. Parece más bien que la trucha adquiere un comportamiento de forrajeo en el que seguramente priorice la rentabilidad energética. Así, la composición química de las presas, junto con el tamaño y la disponibilidad de las mismas, sería un criterio de primer orden a la hora de seleccionar el alimento. Esto explicaría porque las presas pequeñas inferiores a 6 mm son generalmente evitadas.

Cuando el coste energético derivado de la búsqueda del alimento es elevado, la trucha maximiza el número de presas consumidas y no la energía consumida (FRANKIEWICZ *et al.*, 1993). En nuestros ríos algunas truchas prefieren una dieta muy abundante en términos numéricos, mientras otras anteponen la diversidad de presas en la dieta, al igual que lo observado por SUÁREZ *et al.* (1988), según el cual los hábitos



alimentarios de las truchas se perfilan hacia la adquisición de una dieta más diversa que abundante.

La trucha es un animal con unos hábitos alimentarios plásticos y flexibles, no sólo por la variabilidad de las presas que es capaz de consumir, sino también porque se adapta a las condiciones ambientales en las que se alimenta y modifica su dieta dependiendo de la disponibilidad de las presas. El carácter oportunista de la trucha común está ampliamente aceptado por la comunidad científica (ELLIOTT, 1973b; DILL, 1983; PAPAGEORGIOU *et al.*, 1984; GIBSON & CUNJAK, 1986; CADA *et al.*, 1987b; SUÁREZ *et al.*, 1988; NEVEU, 1991; GERKING, 1994; RINCÓN, 1993; BERRIOS *et al.*, 2002). Eso se hace evidente en nuestras observaciones, según las cuales se confirma la hipótesis inicial de que las diferentes condiciones de densidad poblacional determinan notables diferencias en la alimentación, que pueden conducir o no, esto depende del tipo y grado de la competencia intrapoblacional, a distintos valores de los parámetros relacionados con el éxito biológico de las poblaciones. Este hecho pudiera ser, indirectamente, una medida de la jerarquización de la población, pues las diferencias de alimentación intrapoblacionales pueden explicarse por diferencias en el estatus de los individuos, ya que los peces dominantes tienen un mejor acceso al alimento que los subordinados.

Según esto, se ha comprobado que el río Lengüelle, que es el que presenta la mayor densidad poblacional, presenta, por ejemplo, una dieta compuesta mayoritariamente por presas bentónicas, mientras que los ríos Anllóns y Tambre, con densidades poblacionales bajas, además de presentar unas dietas muy semejantes, adquieren dietas en las que el alimento en superficie es muy importante, pues existe una estrecha relación entre los niveles de densidad poblacional y la utilización del alimento en superficie. La proporción del alimento consumido en superficie aumentó con la edad en los ríos Anllóns y Tambre, al igual que lo apuntado por otros investigadores (LÓPEZ-ÁLVAREZ, 1984; SÁNCHEZ *et al.*, 2007; DINEEN *et al.*, 2007a), mientras que en ríos Furelos y Lengüelle no se observó este fenómeno.

El cambio ontogenético de dieta durante la vida del pez puede tener un significado ecológico al disminuir la competencia entre las diferentes clases de edad y facilitar la segregación de nicho (ELLIOTT, 1967). Nuestros análisis muestran diferencias entre los ríos que difícilmente sostienen esta hipótesis como una norma general, sino



que más bien la relegan al campo estrictamente teórico, pues el solapamiento trófico entre las clases de edad es elevado en todos los ríos e independiente de las densidades poblacionales. Así el cambio ontogenético es diferente entre las localidades estudiadas y tiene lugar entre los 12 y los 21.1 cm, valores que se asemejan a los encontrados por L' ABÈE-LUND *et al.* (1992) (13 cm) y SUÁREZ *et al.* (1988) (20 cm).

En términos de porcentaje (NEVEU (1980) delimitó experimentalmente la ración diaria como el 6 % del peso húmedo de la trucha). Salvo en el río Furelos, en el que las truchas consumen una ración inferior (5.54 %), pero muy próxima a la estimada en el laboratorio, en el resto de los ríos los valores son muy bajos, pero en todos los casos inferiores a las raciones de mantenimiento. Estas diferencias en la cantidad de alimento, si las comparamos con las truchas capturadas en verano (ríos Rois, Sar, Traba y Santa Lucía), podrían justificarse con la época del muestreo, ya que como han demostrado otros investigadores las diferencias en la actividad alimentaria están influenciadas por el desarrollo gonadal (WANKOWSKI & THORPE, 1979; WANKOWSKI, 1981; GARCÍA & BRAÑA, 1988), y alcanzan su máximo de inhibición durante la época reproductora (ver BAGLINIÈRE & MAISSE 1991; GERKING, 1994). Así pues, las diferencias en la intensidad alimentaria observadas en diferentes épocas del año están relacionadas con la fisiología del pez y en especial con el desarrollo gonadal.

La naturaleza y la intensidad de la competición varía de acuerdo con las características del recurso y su distribución en el tiempo y en el espacio, en el contexto ecológico y la habilidad relativa de competición de los individuos (WARD *et al.*, 2006). Así los estudios realizados en la trucha común son muy extensos (JENKINS, 1969a; GREENBERG *et al.*, 1997; JENKINS *et al.*, 1999; KRISTIENSEN, 1999; ALANÄRÄ *et al.*, 2001; BRÄNNÄS *et al.*, 2003), y en ellos se resume que el comportamiento de forrajeo es adquirido por el rango social, ya que los peces dominantes adquieren las mejores posiciones alimentarias y presentan menos variaciones en la cantidad de alimento consumido (JENKINS, 1969a; GREENBERG *et al.*, 1997; KRISTIENSEN, 1999; ALANÄRÄ *et al.*, 2001; BRÄNNÄS *et al.*, 2003), y que puede estar relacionado con parámetros poblacionales (JENKINS *et al.*, 1999).

No se han encontrado diferencias apreciables en la alimentación entre sexos o clases de edad, al igual que lo apuntado por otros investigadores (ÁLVAREZ, 1979; DOMÍNGUEZ & PURROY, 1981), y el solapamiento trófico es evidente entre todas las



clases de edad estudiadas, en contraste con otras investigaciones (ELLIOTT, 1997; OSCOZ *et al.*, 2000). Además, hemos encontrado que las estaciones de muestreo con una mayor densidad poblacional (ríos Lengüelle y Furelos) son las que presentaron el solapamiento trófico medio más elevado (86.95 % y 85.22 % respectivamente) y por esta razón es coherente afirmar que la densidad poblacional es un factor de primer orden que va a regular la estrategia alimentaria de la trucha común.

Cabría esperar que en los ríos con menores densidades poblacionales (ríos Anllóns y Tambre) y con una buena oferta alimentaria (tanto del bentos como de la deriva), la competición fuera menos acentuada que en los ríos Lengüelle y Furelos, donde la densidad poblacional es mucho mayor, pero contrariamente la competición por el alimento es elevada en las cuatro estaciones de muestreo. De los resultados se deduce que en los ríos con mayores densidades el consumo de alimento en superficie es menor, aspecto que se podría relacionar con la idea de que en estos ríos las truchas tengan que defender con mayor frecuencia sus territorios, momento en el cual aprovechan para alimentarse del bentos. Por el contrario la competición observada en los ríos Anllóns y Tambre (densidades poblacionales bajas) pudiera ser debida a que las truchas muestran las mismas preferencias inherentes por las presas.

A pesar de que se ha comprobado repetidas veces que, al aumentar la talla, el pez puede consumir presas de mayor tamaño como consecuencia de que el tamaño de la boca también es mayor (NEVEU & THIBAUT, 1977; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993), no hemos encontrado diferencias significativas que confirmen este fenómeno. Así, el tamaño medio de las presas no se incrementa alométricamente con la talla, como han observado otros investigadores (WANKOWSKI, 1979; ELLIOTT, 1994; GERKING, 1994; NAKANO *et al.*, 1999a; MONTORI *et al.*, 2006). No obstante, al igual que lo encontrado por FAHY (1980) y SÁNCHEZ *et al.* (2007), el tamaño de la presa es mayor cuanto menor es el número de presas consumidas por el pez.

Muchos investigadores han intentando delimitar el tamaño mínimo de las presas a partir del cual la trucha comienza a capturarlas y, en general, aceptan que el tamaño de los invertebrados que habitualmente es consumido por la trucha es mayor que 1-2 mm (SKINNER, 1985; RADER, 1997). Los tamaños de presa preferidos por los Salmónidos comprenden un amplio rango que oscila entre 5 mm y 20 mm (ALLAN, 1981; SKINNER, 1985), nuestros resultados se suman a estas observaciones, y concluyen que el tamaño



óptimo de presa esta comprendido entre los 6 y 12 mm, valores superiores a los aportados por MONTORI *et al.* (2006) y RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ (1999).

Tradicionalmente se ha pensado que los peces anádromos no se alimentan durante la migración reproductiva, contrariamente los estudios más recientes demuestran que el pez es capaz de monitorizar sus reservas energéticas y sincronizar con ellas su ingesta de comida (METCALFE & THORPE, 1992; JOBLING & MIGLAVS, 1993), y probablemente los Salmónidos mantengan un control regulador de la energía obtenida de la dieta para completar con éxito dicha actividad (JOHANSEN, 2001; JONSSON & JONSSON, 2005). Así, cuando el pez retorna al río para reproducirse vuelve a alimentarse del recurso disponible en los ríos (insectos fundamentalmente) (HARRIS, 1971; ELLIOTT, 1997). Conscientes de los pocos reos analizados (6), estamos de acuerdo con estas observaciones y el consumo de presas terrestres se incrementa especialmente con la distancia recorrida río arriba, pero discrepamos con los resultados obtenidos por ELLIOTT (1997) según el cual la probabilidad de alimentarse es significativamente menor a medida que aumenta la distancia recorrida río arriba.

3.5.5. Calidad de la dieta

ELLIOTT & HURLEY (2000a) afirman que, cuando las truchas se alimentan de diferentes especies de invertebrados, el alimento ingerido es similar entre ellas respecto a los valores energéticos, pero puede ser muy diferentes en términos de peso. Nosotros por el contrario hemos encontrado que tanto el peso seco del contenido estomacal como la energía ingerida son semejantes entre las estaciones de muestreo.

De manera simplificada, el valor nutritivo de la dieta y sus componentes son semejantes indistintamente de la densidad poblacional, si bien es cierto que en los ríos Furelos (densidad poblacional media) y Lengüelle (densidad poblacional alta) existen diferencias en el valor energético de la dieta entre los sexos. Así, la naturaleza e intensidad de la competencia entre sexos puede estar relacionada con parámetros poblacionales al igual que lo observado por JENKINS *et al.* (1999).



Los constituyentes nutricionales, en su mayoría, son aportados por el alimento en superficie y en menor medida por los peces y el bentos. Observación aparte se merece el río Lengüelle, en el que los peces son un importante recurso.

Como un índice más de la calidad de la dieta se ha calculado la relación E/P (energía/proteína) sobre la base de la energía digestible de amplia utilización en el diseño artificial de alimento en piscicultura. No existen diferencias en relación con las densidades poblacionales encontradas y nuevamente se desestima su utilización al igual que pasaba en el capítulo anterior.

3.5.6. Desarrollo gonadal

La trucha común muestra una elevada variabilidad entre las poblaciones estudiadas en características de su ciclo vital como la fecundidad y la adquisición de la madurez sexual. Un viejo criterio comúnmente utilizado es que todos los individuos de la cohorte 2+ ya son maduros (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993). La maduración precoz suele ser común en machos de Salmónidos de edad 1+, aunque también se ha observado en la cohorte 0+ (JONSSON, 1985; UTRILA & LOBÓN-CERVIÁ, 1999; DZIEWULSKA & DOMAGALA, 2005), a pesar de que lo normal es que se alcance en las cohortes 1+ y 2+ (LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1986; GARCÍA & BRAÑA, 1988; LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1997 & NICOLA & ALMODÓVAR, 2002).

Como norma general la maduración se alcanza ya durante el segundo año de vida (clase de edad 1+), al igual que lo observado por otros investigadores en otras poblaciones de truchas (LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1986; MAISSE *et al.*, 1987).

Las variaciones en la maduración sexual, la energía invertida en el tejido gonadal y la fecundidad son diferentes a escala espacial. Y estas diferencias pueden ser debidas, como han demostrado otros investigadores, a las diferencias del stock genético (BROMAGE *et al.*, 1990), de la condición alimentaria y suplemento de comida (BAGENAL; 1969b; THORPE, 1990; JONSSON & JONSSON, 1997; 1999; TAMATE & MAEKAWA, 2000) o por las diferencias en las tasas de crecimiento (MAISSE *et al.*, 1987;



JONSSON *et al.*, 1996). De los resultados obtenidos se deduce que la acción conjunta de todos éstos factores son los responsables de las variaciones en la maduración sexual.

Mientras que el índice gonadosomático y el peso medio del huevo no son diferentes entre las estaciones de muestreo, la fecundidad relativa sí lo es, siendo el río Tambre el que presenta el valor más elevado. De nuevo las diferencias entre las estaciones podrían explicarse por diferencias del stock genético (BROMAGE *et al.*, 1990), pero hemos encontrado que la fecundidad relativa está correlacionada con la tasa instantánea de crecimiento y por ello con el crecimiento, como exponen JONSSON *et al.* (1996). Pero de la misma manera las propias diferencias alimentarias entre las estaciones de muestreo y el hallazgo de que la fecundidad relativa aumenta con la diversidad de la dieta justifica las afirmaciones realizadas por BAGENAL (1969b), THORPE (1990), JONSSON & JONSSON (1997; 1999) y TAMATE & MAEKAWA (2000), pues las diferencias encontradas pueden ser debidas a la condición alimentaria y suplemento de comida.

La fecundidad relativa, a excepción del río Tambre, en la que es superior a las otras tres estaciones de muestreo, es similar a los 2834.22 huevos/kg citados por LAHNSTEINER *et al.* (1999) y los 1400-2410 huevos/kg encontrados por GARCÍA DE JALÓN *et al.* (1990) en otros ríos de Galicia. El número de huevos aumenta con la longitud furcal, al igual que lo encontrado por NICOLA & ALMODÓVAR (2002).

FLEMING (1982), ha observado que prácticamente todos los esguines de trucha que descienden al mar son hembras, mientras que los machos constituyen el componente fundamental de la población residente. En el río Anllóns todos los reos capturados son machos, aspecto que se aleja de las observaciones realizadas en otras poblaciones europeas, ya que entre la fracción migradora de la trucha común predominan las hembras sobre los machos (RICHARD, 1986; JONSSON, 1985; THORPE, 1987; CABALLERO, 2002), lo cual representa una estrategia reproductiva que fomenta la fecundidad pero que obliga a una mayor competencia entre machos sedentarios y anádromos (CABALLERO, 2002).



3.5.7. Crecimiento

GRANADO-LORENCIO (1996) afirma que el crecimiento de la trucha común en condiciones naturales se desvía de la isometría y tiende a ser alométrico. Nosotros, utilizando todas las truchas capturadas en las cuatro estaciones de muestreo, hemos observado que el crecimiento en las poblaciones naturales de trucha común tiende a ser alométrico al igual que lo apuntado por este autor, y no es isométrico como afirman otros investigadores (LOBÓN-CERVIÁ & PENCZAK, 1984; BRAÑA *et al.*, 1992; MAIA & VALENTE, 1999). Sin embargo, por estaciones de muestreo sólo presentan este tipo de crecimiento los ríos Anllóns y Furelos, por el contrario, los ríos Lengüelle y Tambre presentan un crecimiento alométrico.

El crecimiento en las truchas durante la primera etapa es diferente entre las estaciones de muestreo. Así, es más rápido en las truchas del río Tambre, pero, a medida que las truchas van aumentando en edad, las diferencias en la talla entre cohortes de las diferentes poblaciones tienden a reducirse.

El crecimiento durante el primer año de vida aumenta cuanto más energética, abundante y diversa es la dieta, mientras que disminuye con la incorporación de presas terrestres en la dieta. Esto parece normal si tenemos en cuenta las afirmaciones realizadas por SAGAR & GLOVA (1995), según los cuales las presas de origen aéreo son evitadas por los juveniles de trucha porque se alimentan preferentemente de las presas del bentos. De esta manera desplazarse hasta la superficie del agua para la captura de las presas lleva implícito un incremento del riesgo de depredación y del gasto energético.

Hemos observado que el crecimiento no es homogéneo entre las cohortes de los diferentes ríos, pues depende de factores ambientales, aspectos cualitativos y cuantitativos de la dieta y de las características intrínsecas de animal. Un caso en particular lo encontramos en las truchas del río Anllóns, ya que el crecimiento durante las primeras fases es muy rápido para posteriormente reducirse mucho y ser el río que presenta la talla media de la clases de edad 2+ más baja. Además, a excepción del río Tambre, la tasa de crecimiento instantánea entre las cohortes 1+ y 2+ es mayor en las hembras que en los machos.



El crecimiento en condiciones naturales no se asemeja al encontrado en condiciones de laboratorio y se desvía del modelo teórico de von Bertalanffy al igual que lo observado por otros investigadores (KOSKELA *et al.*, 1997b; LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN, 1998; SÁNCHEZ *et al.*, 2007) y puede ser debido a diferencias en las adaptaciones locales entre estaciones de muestreo. Los resultados teóricos obtenidos por el modelo de von Bertalanffy están dentro de los valores que han sido aportados por otros estudios en la Península Ibérica (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1986; LOBÓN-CERVIÁ *et al.*, 1986; MARTÍNEZ & GARCÍA DE JALÓN, 1988). Otros trabajos han demostrado que el incremento en el reclutamiento afecta negativamente en el crecimiento (LOBÓN-CERVIÁ, 2005b). Nuestros resultados rechazan esta hipótesis, ya que los resultados obtenidos son muy variables. Así, en los ríos en los que la densidad de reclutas es muy baja (Anllóns y Tambre), las tasas de crecimiento son mayores. Por el contrario, en las otras dos estaciones de muestreo que presentan densidades poblacionales mayores (Furelos y Lengüelle) el resultado sobre el crecimiento es contradictorio. De ser cierta la suposición de LOBÓN-CERVIÁ (2005b) el efecto del reclutamiento sobre el crecimiento sólo tiene lugar a densidades poblacionales bajas.

El crecimiento de la trucha común se puede considerar denso-dependiente, porque sus tasas cambian en respuesta a variaciones de la densidad poblacional, tanto que el resultado es la adquisición de bajas tasas de crecimiento a elevadas densidades o altas tasas de crecimiento a bajas densidades (BACKIEL & LE CREN, 1967; MORTENSEN, 1977a). Sin embargo, este hecho ha sido deducido para bajas densidades poblacionales (JENKINS *et al.*, 1999; VØLLESTAD *et al.*, 2002; LOBÓN-CERVIÁ, 2005a; LOBÓN-CERVIÁ, 2007a), mientras que estudios con densidades poblacionales elevadas han reivindicado que el crecimiento es denso-independiente (MORTENSEN, 1977a; ELLIOTT, 1984a,b). Nuestros resultados no muestran ninguna prueba de que el crecimiento sea denso-dependiente, sino más bien lo contrario, y las diferencias encontradas de crecimiento en la escala espacial pueden ser debidas a factores ambientales como la T° al igual que lo apuntado por LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN (1998). En realidad estas diferencias hay que contemplarlas bajo la premisa de que el crecimiento y sus variaciones se deben a las diferencias alimentarias, y que la temperatura actúa como un mediador de este fenómeno, al igual que lo observado por DIETERMAN *et al.* (2004).



El crecimiento tiene una fuerte dependencia genética (JENSEN, 1985; MCDOWALL, 1994), si tenemos en cuenta que existen estudios que respaldan la hipótesis que la estructura genética es diferente entre las poblaciones de truchas en Galicia (MARTÍNEZ *et al.*, 1993; BOUZA *et al.*, 1999), no es descabellado pensar, que las diferencias de crecimiento encontradas pudieran también deberse al componente genético de la población.

3.5.8. Índices de condición somática

El índice de condición permite estimar modificaciones temporales del buen estado de los peces bajo la influencia de factores externos (ambiente) e internos (fisiológicos), independientemente del tamaño. El índice varía atendiendo a la especie, morfotipo, sexo, edad, estado de madurez reproductora, época del año y ambiente acuático. Además tiene gran utilidad para comparar poblaciones de una misma especie en ambientes diferentes (GRANADO LORENCIO, 1996).

Según nuestros datos, el valor de este índice es lo suficientemente elevado en las cuatro estaciones de muestreo como para poder afirmar que la trucha puede satisfacer los requerimientos energéticos para el crecimiento y mantenimiento a través de la dieta. No obstante, considerando las diferencias entre las estaciones de muestreo, las truchas del río Tambre presentan valores de este índice superiores al resto, lo cual pudiera estar relacionado con el moderado incremento del componente terrestre en la dieta. Hemos observado que el principal factor que garantiza índices de condición elevados son dietas abundantes en número de presas y con un claro predominio de presas terrestres.

Se ha afirmado que los peces de tamaño pequeño son los que reaccionan frente a la carencia de alimento con una mayor susceptibilidad (AKIYAMA & NOSE, 1980) porque estos peces tienen una menor cantidad de reservas almacenadas. En la trucha común la movilización de las reservas energéticas tiene lugar en un primer momento desde las vísceras y el hígado (REGOST *et al.*, 2001); por esta razón algunos investigadores utilizan las variaciones individuales del peso del hígado como indicador de diferencias en la tasa metabólica y energía del mantenimiento (WEBSTER, 1989;



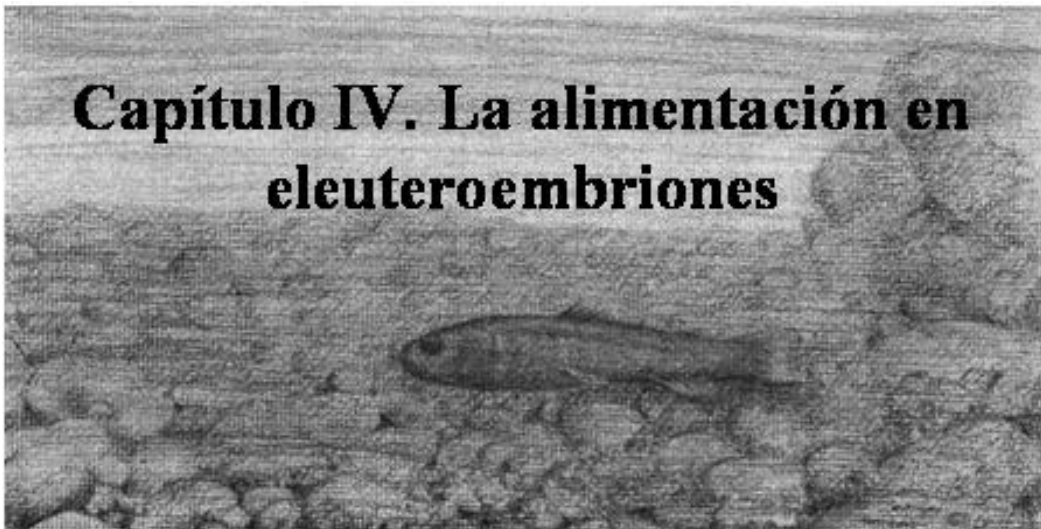
KGWATALALA & NIELSEN, 2004). De acuerdo con estos autores, y teniendo en cuenta el peso del hígado, el río que suministraría una mayor energía para el mantenimiento y una mayor tasa metabólica sería el Anllóns, seguido del río Lengüelle, Tambre y el Furelos.

3.5.9. Bomba estomacal

La extracción del contenido estomacal por medio de la bomba diseñada por SEABURG (1957) es una técnica recomendada si se quiere devolver con vida al animal y reducir al mínimo el efecto sobre las poblaciones naturales, como han observado algunos investigadores (ELLIOTT, 1972; TWOMEY & GILLER, 1990; BRIDCUT & GILLER, 1993). NEVEU & THIBAUT (1977) encontraron que la eficacia de este método está relacionado con el tipo de presa y con el tamaño del pez. A diferencia de estos autores hemos encontrado que la extracción del contenido estomacal mediante este procedimiento no está relacionada con el tamaño del pez, con el tamaño y con el tipo de presa. Por el contrario hemos observado que cuanto mayor es la ración en el momento de captura, menor es la efectividad.

La mayoría de los test realizados para comprobar la validez del método, para lo cual los estómagos son diseccionados después del bombeo, indican que el procedimiento es altamente efectivo (ELLIOTT, 1972; NEVEU & THIBAUT, 1977; NELLY-QUINN & BRACKEN, 1990; GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1993). En la mayoría de los individuos analizados (69.70 %) los resultados obtenidos se asemejan a los de estos autores, y la efectividad del método es elevada y superior al 80 %, mientras que en ciertos ejemplares la efectividad es muy baja o nula, ya que en 6 individuos el contenido estomacal extraído es inferior del 10 %.

Capítulo IV. La alimentación en eleuteroembriones





Capítulo 4. La alimentación en eleuteroembriones

4.1. Introducción

Después de la incubación, los alevines permanecen en los intersticios de la grava mientras utilizan las reservas energéticas almacenadas en el saco vitelino. En algún momento de la primavera, cuando el vitelo comienza a terminarse, el alevín debe emerger desde la grava y comienza a alimentarse exclusivamente de alimento exógeno.

Algunos autores como ALLEN (1951) consideran que el alimento puede tener un papel muy importante en la regulación de la densidad poblacional de alevines de Salmónidos, debido a que el comportamiento territorial es adquirido ya en las primeras fases del desarrollo. El periodo inicial después de la emergencia es crítico para el alevín, y está asociado a una elevada mortalidad durante las primeras semanas (ELLIOTT, 1994). La causa más importante de mortalidad probablemente sea la inanición, debido a que el eleuteroembrión no adquiere el territorio alimentario (ELLIOTT, 1986). Por ello, una transición con éxito hacia la alimentación exógena es crucial para la supervivencia del alevín.

La fase juvenil es el periodo que presenta una mayor estabilidad en la conducta alimentaria, debido a que la morfología y el tamaño de la boca restringen el espectro de presas que pueden consumir (NEVEU, & THIBAUT, 1977; GERKING, 1994). En esta fase del desarrollo la alimentación se basa en pequeñas presas intersticiales como Cladóceros, Rotíferos y Copépodos (GERKING, 1994), o primeros estadios de macroinvertebrados, especialmente Quironómidos (MCCORMACK, 1962; ELLIOTT, 1967; FAHY, 1980; ARAWOMO, 1980; FECHNEY, 1988; WAYNE *et al.*, 1993; DEGERMAN *et al.*, 2000; HESTHAGEN *et al.*, 2004; SKOGLUND & BARLAUP, 2006; JOHNSON *et al.*, 2007).

El conocimiento del patrón alimentario durante esta fase inicial de la ontogenia es importante para comprender los procesos básicos que gobiernan esta etapa tan crítica en la vida de los Salmónidos. Aunque el periodo de emergencia y la primera alimentación en Salmónidos han atraído mucho la atención, los estudios realizados hasta la fecha difieren mucho, ya que la mayoría de los trabajos son estudios en el laboratorio y existen pocos bajo condiciones naturales (MCCORMACK, 1962; HARVEY,



1966; DILL, 1969; FAHY, 1980; MACCRIMMON & TWONGO, 1980; HEMING, 1982; THORPE *et al.*, 1984; JENSEN *et al.*, 1989; ZIMMERMAN & MOSEGAARD, 1992; SKOGLUND & BARLAUP, 2006). A pesar de la extensa literatura sobre la alimentación de Salmónidos, llama mucho la atención que existan muy pocos trabajos relativos a la alimentación en las primeras fases de la ontogenia, probablemente debido a las dificultades de llevar a cabo estudios con detalle de las primeras etapas de la vida bajo condiciones naturales.



4.2. Estaciones de muestreo

El material analizado corresponde a una colección del Dr. Fernando Cobo depositada en el departamento de Zooloxía e Antroploxía Física perteneciente a muestreos realizados en diferentes ríos durante la primavera de 1996 (véase tabla 247 y figura 180).

Tabla 247. Localización de las estaciones de muestreo.

Río	Provincia	UTM
Castromaior	Lugo	29T 618591 4800096
Eo	Lugo	29T 646023 4779958
Iso	A Coruña	29T 569408 4751246
Xermil	Lugo	29T 646561 4754400

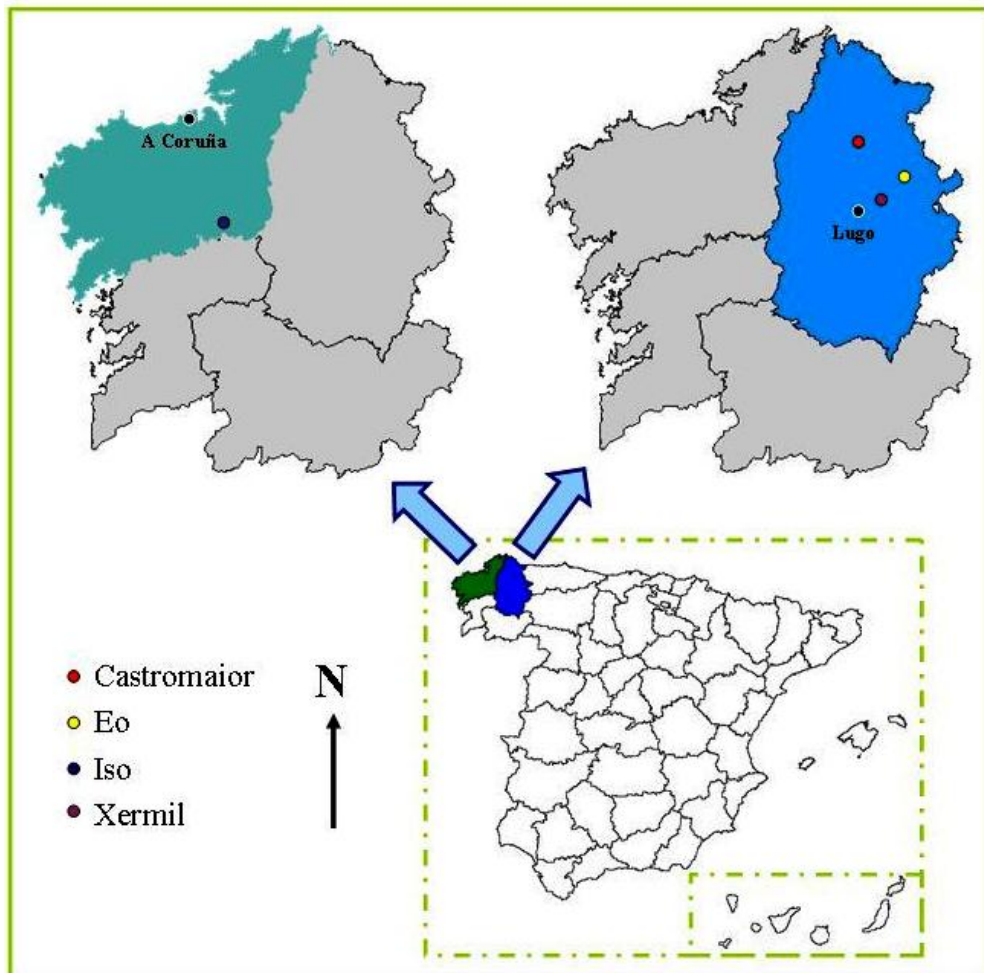


Figura 180. Localización de las estaciones de muestreo.



4.3. Material y métodos

La muestra analizada comprende un total de 99 eleuteroembriones en diferentes estados de reabsorción de la vesícula vitelina. En general hemos observado una gran variación entre muchos de los parámetros estudiados en las diferentes estaciones, de manera que es difícil establecer generalizaciones. A pesar de que el río Castromaior se haya incluido en las graficas de caja, se ha excluido de los análisis *post hoc*, debido a que ninguno de los eleuteroembriones, excepto uno, había iniciado la alimentación exógena. Para el cálculo de la frecuencia de ocurrencia sólo se han tenido en cuenta los eleuteroembriones que habían iniciado la alimentación exógena.

El único análisis suplementario respecto de los otros dos capítulos anteriores es el porcentaje de vitelo, que se ha calculado como su proporción respecto del peso húmedo del pez y expresado en tanto por ciento.

En el río Iso se recolectó una muestra del bentos, lo que nos ha permitido estudiar la selección de las presas, y cuyos resultados se incluirán en el epígrafe de selección de alimento.

4.4. Resultados

El 49.49 % de los eleuteroembriones analizados presentaron alimento en el tracto digestivo. No hemos encontrado diferencias entre el número de presas bentónicas, el alimento en superficie y el número de presas totales consumidas por los eleuteroembriones entre las estaciones de muestreo ($F = 2.28$; $Sig = 0.113$, $F = 0.669$; $Sig = 0.517$, $F = 2.36$; $Sig = 0.106$ respectivamente).

Los valores de variedad de la dieta, de diversidad trófica según Shannon-Wiener y el índice de uniformidad muestran que la dieta es diferente entre los ríos ($F = 4.61$; $Sig = 0.015$, $F = 5.08$; $Sig = 0.010$, $F = 7.32$; $Sig = 0.002$ respectivamente). Respecto al índice de Shannon-Wiener, los eleuteroembriones del río Xermil son semejantes a los del Eo e Iso, que es el que presenta el mayor valor. Si nos fijamos en el índice de uniformidad, los eleuteroembriones del río Eo son semejantes a los de los ríos Iso y



Xermil, que es el que presenta el valor más bajo (figura 181). En la tabla 248 se muestran los valores de los índices de la dieta para las cuatro estaciones de muestreo.

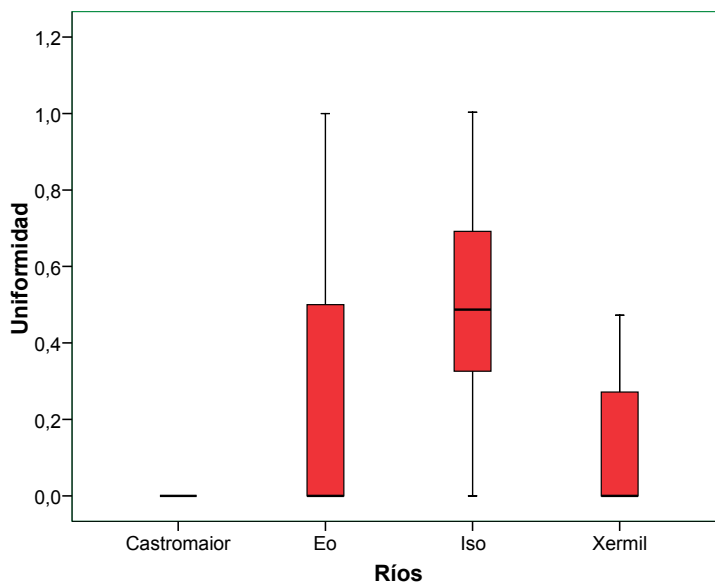


Figura 181. Diagrama de cajas del índice de uniformidad de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 248. Valores de los índices de la dieta de los cuatro ríos estudiados (media \pm error típico media).
* Sólo un eleuteroembrión con alimento.

	Castromaior*	Eo	Iso	Xermil	Todos
Relación fauna aérea (%)	0	0	2.78 \pm 1.172	1.94 \pm 1.340	2.24 \pm 0.806
Nº presas totales	1	3.25 \pm 2.250	10.48 \pm 2.374	4.07 \pm 0.796	7.73 \pm 1.503
Nº presas bentónicas	1	3.25 \pm 2.250	10.24 \pm 2.361	3.93 \pm 0.765	7.55 \pm 1.492
Nº imagos acuáticos	0	0	0.24 \pm 0.095	0.13 \pm 0.091	0.18 \pm 0.063
Nº presas terrestres	0	0	0	0	0
Otras presas	0	0	0	0	0
Nº <i>Items</i>	1	1.25 \pm 0.25	2.59 \pm 0.208	1.8 \pm 0.262	2.2 \pm 0.162
Margalef	0	0.43	0.77 \pm 0.100	0.71 \pm 0.178	0.74 \pm 0.084
Shannon-Wiener	0	0.035 \pm 0.035	0.28 \pm 0.033	0.154 \pm 0.049	0.21 \pm 0.027
Equidad, Pielou	0	0.46	0.78 \pm 0.045	0.77 \pm 0.066	0.77 \pm 0.037
Variedad de la dieta	1	4	12	6	14
Índice de Uniformidad	0	0.25 \pm 0.25	0.47 \pm 0.055	0.13 \pm 0.043	0.34 \pm 0.045
Dominancia	100	24.99 \pm 17.3	3.44 \pm 0.780	7.92 \pm 1.410	8.58 \pm 2.651
Amplitud de nicho	0.01	0.04	0.29	0.12	0.46 \pm 0.076
Eleuteroembriones	19	26	29	25	99
Eleuteroembriones con alimento	1	4	29	15	49



Las similitudes encontradas entre las estaciones de muestreo son muy bajas, tanto en función de la composición faunística de la dieta como en términos de abundancia, así las similitud media es de 26.21 ± 8.496 y 47.93 ± 8.479 respectivamente. En la figura 182 se representa la similitud de la dieta de los eleuteroembriones en términos de abundancia.

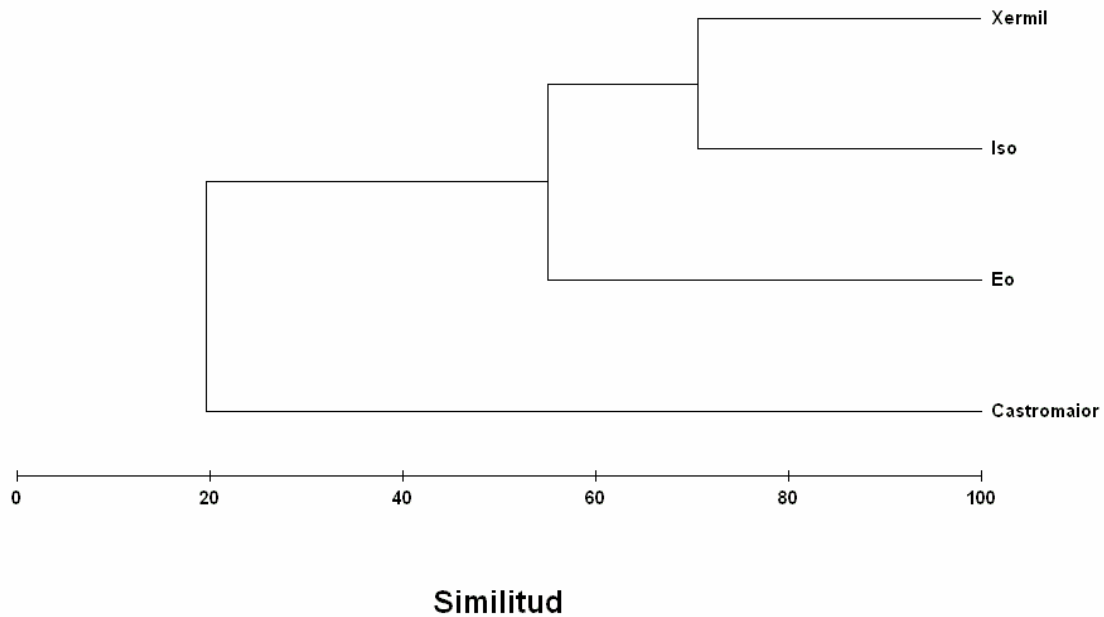


Figura 182. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis de la composición faunística de la dieta de los cuatro ríos estudiados.

La dieta está compuesta casi en su totalidad por presas bentónicas (figura 183), y de entre todas ellas los Quironómidos son la presa más abundante (tabla 249).

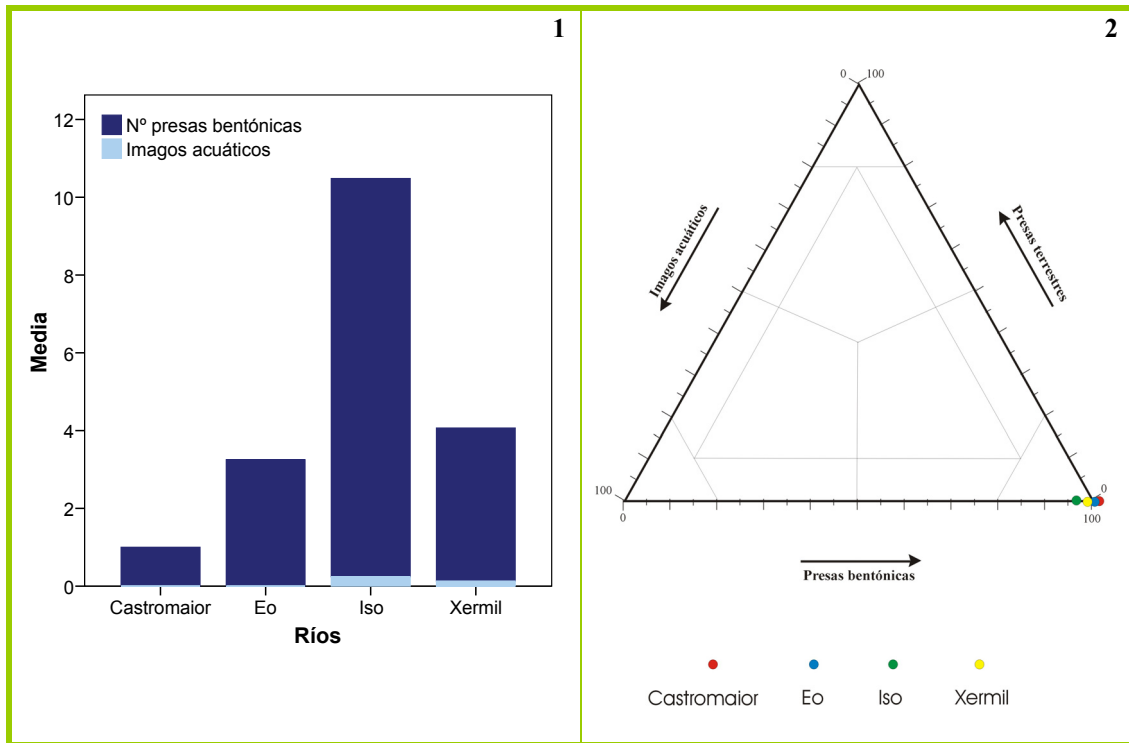


Figura 183. Representación de los tipos de presas consumidos por los eleuterioembriones de los cuatro ríos. 1. Diagramas de barra. 2. Representación Biplot.

Tabla 249. Composición faunística de la dieta de las cuatro estaciones de muestreo. Número de presas (N°), abundancia media relativa (P_i), frecuencia de ocurrencia (F), sin identificar (s.i).

	Castromaior			Eo			Iso			Xermil			Todos		
	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)	N°	P_i (%)	F (%)
<u>Bentos</u>															
Hydracharina	-	-	-	-	-	-	1	0.31	3.45	-	-	-	1	0.25	1.01
Copepoda (s.i.)	-	-	-	-	-	-	17	5.26	3.45	3	4.92	20	20	5.03	3.03
Baetidae	1	100	100	-	-	-	99	30.65	96.55	7	11.48	40	107	26.88	35.35
Ephemereilidae	-	-	-	-	-	-	3	0.93	10.34	-	-	-	3	0.75	3.03
Heptageniidae	-	-	-	-	-	-	2	0.62	3.45	1	1.64	6.67	3	0.75	3.03
Leptophlebiidae	-	-	-	1	7.69	25	1	0.31	3.45	-	-	-	2	0.5	2.02
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	2	0.62	6.90	-	-	-	2	0.5	2.02
Elmidae	-	-	-	-	-	-	1	0.31	3.45	-	-	-	1	0.25	1.01
Hydropsychidae	-	-	-	1	7.69	25	-	-	-	-	-	-	1	0.25	1.01
Polycentropodidae	-	-	-	-	-	-	1	0.31	3.45	-	-	-	1	0.25	1.01
Ceratopogonidae	-	-	-	-	-	-	1	0.31	3.45	-	-	-	1	0.25	1.01
Chironomidae	-	-	-	10	76.92	50	181	56.04	82.76	44	72.13	88.67	235	59.05	39.39
Simuliidae	-	-	-	1	7.69	25	7	2.17	20.69	4	6.56	20	12	3.02	11.11
<u>Imagos acuáticos</u>															
Chironomidae	-	-	-	-	-	-	7	2.17	20.69	2	3.28	13.33	9	2.26	8.08
<u>Otros</u>															
Resto vegetal	-	-	-	-	-	-	-	-	3.45	-	-	-	-	-	1.01
Nematoda	-	-	-	-	-	-	-	-	13.79	-	-	-	-	-	4.04



No existen diferencias en las cantidades de alimento ingerido entre las estaciones de muestreo, tanto en términos de peso seco como húmedo ($F = 2.21$; $Sig = 0.099$, $F = 1.82$; $Sig = 0.157$ respectivamente). La situación descrita se repite con el índice de repleción ($F = 0.208$; $Sig = 0.890$) (figura 184). La ración estimada en el laboratorio y la ración de mantenimiento son superiores a las encontradas en condiciones naturales ($t = 7.55$; $gl = 48$; $Sig < 0.001$; $t = 5.22$; $gl = 48$; $Sig < 0.001$) (tabla 250).

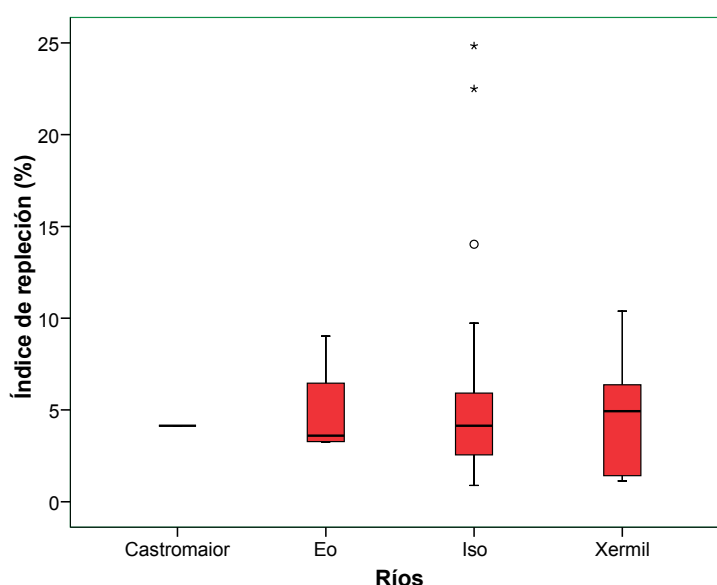


Figura 184. Diagrama de cajas del índice de repleción de las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Tabla 250. Valores del contenido estomacal de las estaciones de muestreo (media \pm error típico media).

	Castromaioir	Eo	Iso	Xermil	Todos
Ración momento captura (g) (peso seco)	0.0012	0.0039 \pm 0.0027	0.0023 \pm 0.0004	0.0009 \pm 0.0001	0.002 \pm 0.003
Ración momento captura (g) (peso húmedo)	0.006	0.009 \pm 0.0037	0.011 \pm 0.0019	0.0048 \pm 0.0009	0.009 \pm 0.0013
Índice de repleción (%)	4.13	4.87 \pm 1.39	5.59 \pm 1.065	4.43 \pm 0.781	5.15 \pm 0.680
Ración diaria NEVEU (1980) (g)	0.01 \pm 0.000	0.01 \pm 0.000	0.016 \pm 0.0025	0.006 \pm 0.0002	0.010 \pm 0.008
Ración de mantenimiento (g/día)	0.015 \pm 0.0003	0.0159 \pm 0.0003	0.0259 \pm 0.0032	0.012 \pm 0.0003	0.017 \pm 0.001

Con relación al tamaño de presa consumido por los eleuteroembriones, todos los ríos presentan tallas de presa semejantes ($F = 2.27$; $Sig = 0.093$) y consumen mayoritariamente presas entre los 3 y los 4 mm (87.76 % de la muestra) (figura 185 y tabla 251).

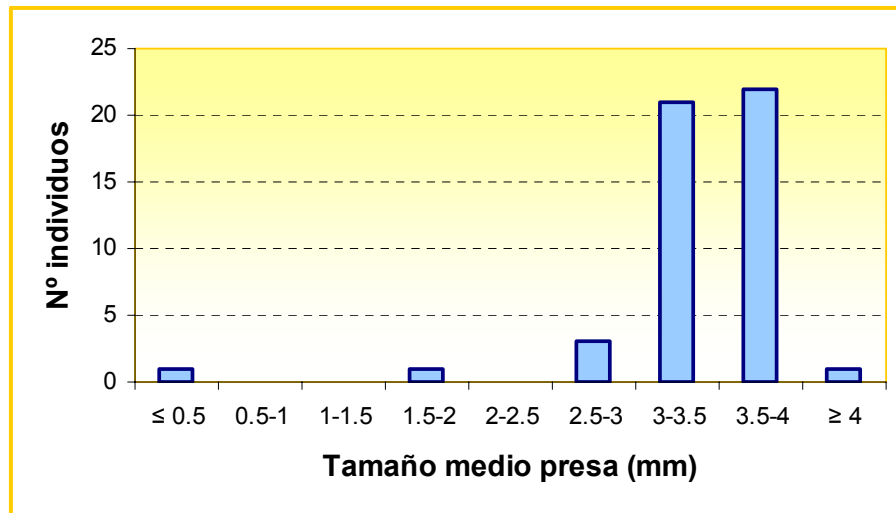


Figura 185. Histograma de frecuencias de la talla media de presa consumida por los eleuteroembriones.

Tabla 251. Tamaño de la presa óptima por río (media ± error típico media).

	Castromaior	Eo	Iso	Xermil	Todos
Muestra (mm)	3.87	3.48 ± 0.287	3.51 ± 0.076	3.04 ± 0.226	3.37 ± 0.089

La relación entre la talla de la presa y la talla del pez fue 0.0129 ± 0.0004 . Al igual que para el caso anterior, no existen diferencias entre los ríos estudiados ($F = 0.258$; $Sig = 0.856$).

El comportamiento alimentario respecto a la calidad de la dieta entre las estaciones de muestreo es semejante (véase tablas 252 y 253). Además, hemos encontrado que el aporte energético de la dieta aumenta con la variedad de la misma ($r = 0.31$; $Sig = 0.029$).

Tabla 252. Anovas de dos vías entre la calidad de la dieta y las estaciones de muestreo.

	Estadístico (F)	Significación (α)
Energía (kJ/g)	1.219	0.305
Proteína (%)	0.464	0.708
Lípidos (%)	1.957	0.134
Fibra (%)	0.867	0.465
Extracto libre de N ₂ (%)	1.76	0.168



Tabla 253. Valores de la calidad de la dieta en las cuatro estaciones de muestreo (media \pm error típico media).

	Castromaior	Eo	Iso	Xermil	Todos
Energía ingerida (kJ/g)	0.0991	0.89 \pm 0.731	2.31 \pm 0.672	0.99 \pm 0.205	1.74 \pm 0.415
Proteína ingerida (%)	59.7	60.09 \pm 0.174	59.97 \pm 0.048	59.83 \pm 0.207	59.93 \pm 0.070
Lípidos ingeridos (%)	17.1	10.81 \pm 2.122	11.64 \pm 0.542	10.03 \pm 0.912	11.19 \pm 0.474
Fibra ingerida (%)	8.3	5.48 \pm 0.966	5.92 \pm 0.258	5.41 \pm 0.672	5.781 \pm 0.268
Extracto libre de N ₂ ingerido (%)	14.9	23.60 \pm 2.999	22.45 \pm 0.783	24.71 \pm 1.397	23.08 \pm 0.0694
E/P	0.0016	0.014 \pm 0.012	0.038 \pm 0.011	0.014 \pm 0.0038	0.028 \pm 0.0069

Existen diferencias significativas en la longitud furcal y en el peso entre los ríos (F = 13.50; Sig < 0.001, F = 9.59; Sig < 0.001 respectivamente) (tabla 254), de manera que los eleuteroembriones del río Iso son más grandes y los del río Xermil los menores, mientras que las tallas de los ríos Castromaior y Eo son semejantes (figura 186). Además, hemos observado que la variedad de la dieta y el índice de Shannon-Wiener aumentan con la longitud furcal (F = 0.59; Sig < 0.001, F = 0.56; Sig < 0.001 respectivamente).

Tabla 254. Valores medios de longitud furcal de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico media).

	Castromaior	Eo	Iso	Xermil	Todos
Talla (cm)	2.4 \pm 0.022	2.53 \pm 0.021	2.88 \pm 0.119	2.29 \pm 0.029	2.55 \pm 0.042
Peso (g)	0.13 \pm 0.003	0.14 \pm 0.0035	0.27 \pm 0.043	0.10 \pm 0.003	0.17 \pm 0.014

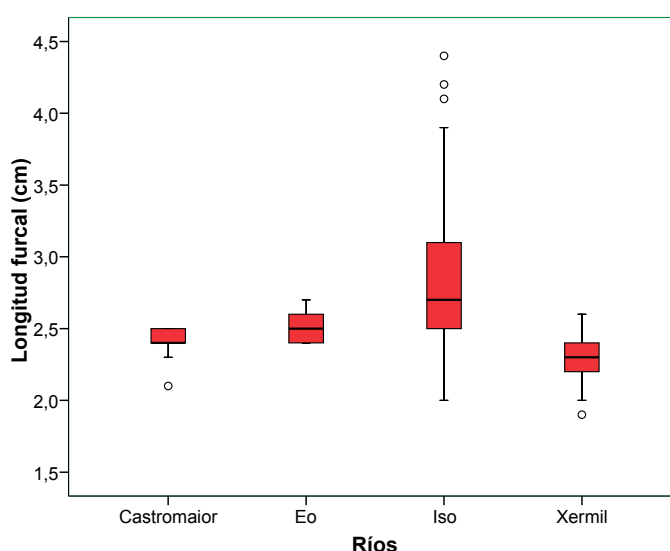


Figura 186. Diagramas de cajas de las distribuciones de los individuos por talla en las estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.



Contrariamente, las diferencias en el índice de condición son escasas, aunque significativas ($F = 9.108$; $Sig < 0.001$). El río Castromaior es el que presenta el valor medio más elevado (tabla 255 y figura 187). Además no hemos encontrado diferencias significativas en la condición somática de los eleuteroembriones respecto a la presencia/ausencia de vitelo o la presencia/ausencia de alimento ($F = 3.66$; $Sig = 0.059$, $F = 2.41$; $Sig = 0.124$ respectivamente). Nuevamente la condición de los eleuteroembriones aumenta con la variedad de la dieta y el índice de Shannon-Wiener ($F = 0.52$; $Sig < 0.001$; $F = 0.52$; $Sig < 0.001$ respectivamente).

Tabla 255. Valores medios del índice de condición de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico media).

	Castromaior	Eo	Iso	Xermil	Todos
Índice de condición	0.98 ± 0.021	0.89 ± 0.010	0.93 ± 0.024	0.83 ± 0.797	0.90 ± 0.011

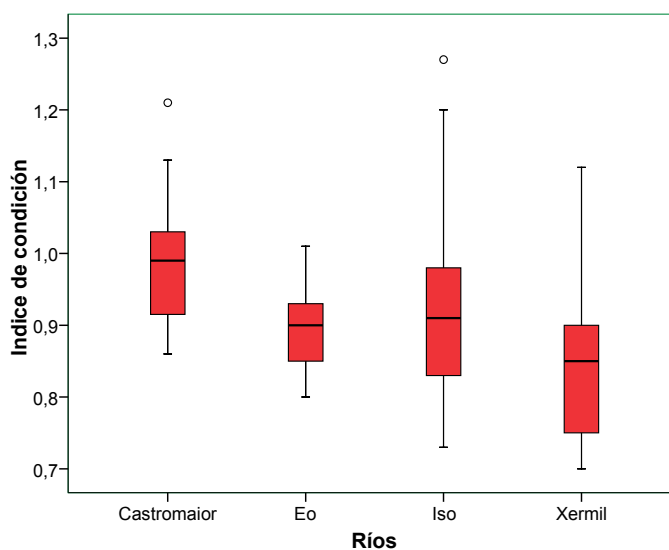


Figura 187. Diagrama de cajas del índice de condición de las truchas por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

Las diferencias en el porcentaje de vitelo entre las estaciones de muestreo son significativas ($F = 19.86$; $Sig < 0.001$), y la cantidad de vitelo almacenado va disminuyendo con la talla del pez ($r = -0.301$; $Sig < 0.001$). El río Castromaior es el que presenta el valor medio más elevado, mientras que los ríos Xermil y Eo son semejantes, siendo este último el que presenta el valor medio más bajo (tabla 256 y figura 188).



Tabla 256. Valores medios del porcentaje de vitelo de las truchas de los 4 ríos (media \pm error típico media).

	Castromaior	Eo	Iso	Xermil	Todos
Vitelo (%)	12.51 \pm 0.873	3.16 \pm 0.702	0	5.17 \pm 1.929	7.4 \pm 0.895

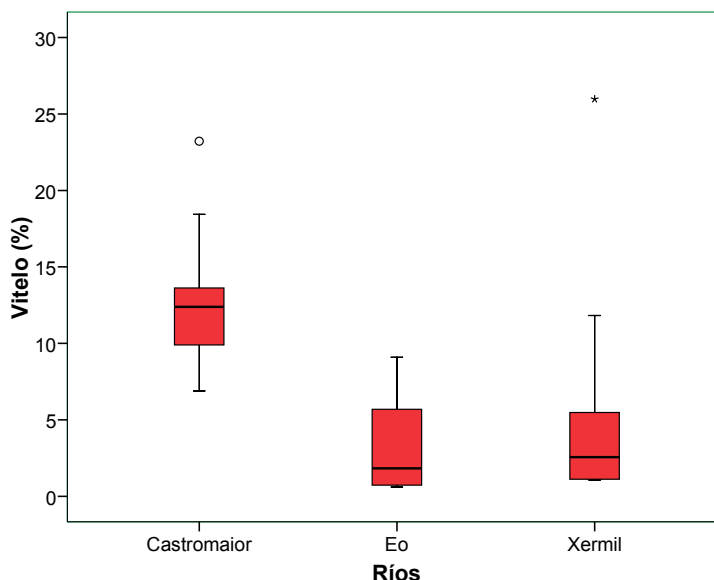


Figura 188. Diagrama de cajas del porcentaje de vitelo de las truchas por estaciones de muestreo. Se representan estadísticos básicos de la distribución: mediana, Q1, Q3 y los valores extremos de la distribución.

4.4.1. Selección del alimento

La composición faunística del bentos y el índice de selección del alimento para el río Iso se puede observar en la tabla 257. Los eleuteroembriones se muestran selectivos a la hora de alimentarse, y de los análisis se pueden obtener las siguientes conclusiones: los Quironómidos son seleccionados positivamente y constituyen el alimento más importante del nicho trófico de los eleuteroembriones. Por el contrario, los *Baetidae*, a pesar de que son abundantes en la dieta, son seleccionados negativamente. Así pues, la selección del alimento no parece estar regida por la abundancia de las presas en el medio, sino que más bien se debe a características de las presas como el tamaño y la facilidad de manipulación de las mismas.



Tabla 257. Composición faunística del bentos en el río Iso e índice de IVLEV (1961). Número de presas (N°), abundancia relativa (P_i), sin identificar (s.i).

	N°	P_i (%)	Índice de Ivlev
<i>Planariidae</i>	60	0.44	-1
Oligochaeta (s.i)	840	6.15	-1
<i>Sphaeriidae</i>	15	0.11	-1
Hydracharina	96	0.70	-0.36
<i>Gammaridae</i>	90	0.66	-1
Ostracoda (s.i)	3	0.02	-1
<i>Baetidae</i>	1050	7.68	-0.61
<i>Ephemerellidae</i>	2118	15.50	-0.88
<i>Ephemeridae</i>	33	0.24	-1
<i>Heptageniidae</i>	147	1.08	-0.24
<i>Leptophlebiidae</i>	564	4.13	-0.85
<i>Chloroperlidae</i>	75	0.55	-1
<i>Leuctridae</i>	2304	16.86	-1
<i>Nemouridae</i>	27	0.20	-1
<i>Cordulegasteridae</i>	3	0.02	-1
<i>Sialidae</i>	3	0.02	-1
<i>Elmidae</i>	4119	30.14	-0.97
<i>Gyrinidae</i>	24	0.18	-1
<i>Hydraenidae</i>	21	0.15	-1
<i>Glossosomatidae</i>	6	0.04	-1
<i>Goeridae</i>	42	0.31	-1
<i>Hydropsychidae</i>	93	0.68	-1
<i>Lepidostomatidae</i>	3	0.02	-1
<i>Limnephilidae</i>	33	0.24	-1
<i>Polycentropodidae</i>	3	0.02	0.87
<i>Psychomyiidae</i>	3	0.02	-1
<i>Rhyacophilidae</i>	15	0.11	-1
<i>Sericostomatidae</i>	144	1.05	-1
<i>Thremmatidae</i>	12	0.09	-1
<i>Athericidae</i>	102	0.75	-1
<i>Ceratopogonidae</i>	51	0.37	-0.067
<i>Chironomidae</i>	1227	8.98	0.73
<i>Empididae</i>	21	0.15	-1
<i>Limoniidae</i>	81	0.59	-1
<i>Psychodidae</i>	78	0.57	-1
<i>Simuliidae</i>	162	1.19	0.31
Densidad (ind/m ²)	4559		-
Biomasa (g/m ²)	33.81		-



4.5. Discusión

La escasez de datos sobre este periodo del ciclo vital de esta especie no nos ha permitido comparar nuestros resultados en la medida de lo deseable, por lo que a continuación se exponen las generalizaciones más revelantes que podemos extraer.

En estado de eleuteroembrión los Salmónidos se alimentan a expensas de las reservas del saco vitelino, pero cuando el eleuteroembrión pasa a una alimentación exógena, son muchos los trabajos que demuestran que la trucha en esta fase de su vida consume pequeñas presas intersticiales como Cladóceros, Rotíferos, Copépodos o primeros estadios de macroinvertebrados, especialmente Quironómidos (ARAWOMO, 1980; FECHNEY, 1988; WAYNE *et al.*, 1993; GERKING, 1994; ELLIOTT, 1994; DEGERMAN *et al.*, 2000; HESTHAGEN *et al.*, 2004; SKOGLUND & BARLAUP, 2006; JOHNSON *et al.*, 2007). Nuestros datos confirman estas observaciones y permiten afirmar que el nicho trófico es diferente entre los ríos y entre los individuos de un mismo río.

Si bien es cierto que la fase juvenil es el periodo que presenta una mayor estabilidad en la conducta alimentaria, debido a que la morfología y el tamaño de la boca restringen el espectro de presas que puede consumir (NEVEU, & THIBAUT, 1977; GERKING, 1994), a pesar de las pequeñas diferencias de tamaño entre los eleuteroembriones, ya es apreciable que la amplitud del nicho trófico aumenta con la talla.

La dieta está compuesta casi en su totalidad por macroinvertebrados en los primeros estadios larvarios y mayoritariamente por Quironómidos, al igual que lo observado por otros investigadores (WAYNE *et al.*, 1993; ELLIOTT, 1994; SKOGLUND & BARLAUP, 2006). Se ha apuntado que la consolidación del régimen alimentario de los estados larvarios depende de la proximidad de las presas, como consecuencia de la baja capacidad de desplazamiento que tiene el pez en las primeras fases de vida (SKOGLUND & BARLAUP, 2006). En nuestro caso, hemos encontrado que la dieta está constituida mayoritariamente por macroinvertebrados bentónicos, aunque los eleuteroembriones de los ríos Iso y Xermil presentaron en sus estómagos alimento capturado en superficie (2.3 y 3 % respectivamente). Este tipo de presa empieza a ser consumido cuando se ha producido por completo la reabsorción del vitelo. Además, en el río Iso hemos



encontrado que la proporción de alimento en superficie es mayor cuanto más diversa es la dieta.

Las truchas en los primeros estadios de la ontogenia ya presentan una clara conducta de selección del alimento, como se ha demostrado para truchas de mayor tamaño (BERGLUND, 1968; GARCÍA DE JALÓN, 1985; GARCÍA DE JALÓN & BARCELÓ, 1987; KREIVI *et al.*, 1999; OSCOZ *et al.*, 2000; OSCOZ *et al.*, 2005). Así pues, presas muy abundantes en el bentos y que deberían tener una mayor importancia en la alimentación de los eleuteroembriones, como los Coleópteros de la familia *Elmidae*, son seleccionados negativamente, seguramente porque presentan estrategias que disminuyen el riesgo predador, son difíciles de capturar o presentan una mala palatabilidad (OTTO & SJÖSTRÖM, 1983; MACNEIL *et al.*, 2000). También podríamos esperar que la selección del alimento se realizara principalmente por su valor nutritivo en términos de su contenido proteico y lipídico como demostró NEWMAN (1991), pero de la misma manera presas rentables desde el punto de vista energético como los *Heptagenidae* y los *Hydropsychidae* y presentes en el bentos son seleccionados negativamente. Así el criterio de selección de las presas consumidas por los eleuteroembriones parece estar marcado por características intrínsecas de las presas como el tamaño de la presa y la maniobrabilidad de las mismas.

La presencia de nematodos en los contenidos estomacales en truchas de la cohorte de edad 0+ ya ha sido descrita con anterioridad (OSCOZ *et al.*, 2005). Nosotros únicamente los hemos encontrado en las truchas del río Iso, pero somos incapaces de discutir si su presencia se debe a que se trata de parásitos.

Muchos autores han intentado precisar el momento concreto en el cual la trucha empieza a alimentarse de presas vivas (HARVEY, 1966; DILL, 1969; MASON, 1976; MACCRIMMON & TWONGO, 1980; HEMING, 1982; THORPE *et al.*, 1984; JENSEN *et al.*, 1989; ZIMMERMAN & MOSEGAARD, 1992; SKOGLUND & BARLAUP, 2006). El inicio de la alimentación externa está positivamente correlacionado con el tamaño del huevo (ELLIOTT, 1994; ELLIOTT & HURLAY, 1999), y esta puede que sea una de las causas de la variabilidad de los resultados obtenidos en la bibliografía. Nuestros datos son muy variables en función del río analizado, pero podemos generalizar que el inicio de la alimentación exógena tiene lugar cuando aún no se ha producido la completa reabsorción del vitelo, al igual que lo observado en otros trabajos (THORPE *et al.*, 1984;



ZIMMERMAN & MOSEGAARD, 1992; SKOGLUND & BARLAUP, 2006). Concretamente este cambio se produce cuando el vitelo constituye entre el 2.7- 6.9 % del peso fresco del pez, valores que se asemejan a los encontrados por THORPE *et al.* (1984), que observaron que el inicio de la alimentación externa tiene lugar cuando el vitelo constituye el 3 % del peso total. No obstante, a pesar de que hemos encontrado eleuteroembriones con menor cantidad de vitelo que no presentaron restos de alimento en su tracto intestinal, es correcto afirmar que el inicio de alimentación exógena se produce cuando el eleuteroembrión presenta una talla ≥ 2 cm.

Existen estudios que han demostrado que los individuos inmaduros de trucha común no consumen presas mayores de 6 mm (MONTORI *et al.*, 2006). Nuestros datos refuerzan esta hipótesis, ya que hemos encontrado que los eleuteroembriones se alimentan mayoritariamente de presas de tamaños comprendidos entre los 3 y los 4 mm, pero que excepcionalmente pueden consumir presas de mayor tamaño (ya que se han encontrado dos Efemerélidos y un Heptagénido de tallas 6.6, 9.2 y 6.11 mm respectivamente), así la selección de las presas en relación con la talla está en función de la abertura bucal (NEWMAN, 1987; HAMBRIGHT *et al.*, 1991; RINCÓN-LOBÓN-CERVIÁ, 1995). En contraste con las afirmaciones efectuadas por SKINNER (1985) y RADER (1997), según las cuales los invertebrados que habitualmente son consumidos por la trucha son mayores de 1-2 mm, el tamaño de presa más pequeño es el de unos Copépodos de 0.05 mm, mientras que la presa de mayor tamaño es un Efemerélido de 9.2 mm.

El contenido energético ingerido aumenta con la variedad de la dieta. La composición química inmediata media de la dieta de los eleuteroembriones analizados está constituida por el 59.93 % de proteínas, el 23.08 % de extracto libre de nitrógeno, el 11.19 % de lípidos y el 5.78 % de fibra, y un valor nutritivo medio de 1.74 kJ/g.

Existen diferencias en el índice de condición de los eleuteroembriones entre las estaciones de muestreo, mientras que el estado de condición de los eleuteroembriones no está relacionado con la cantidad de vitelo, sino que aumenta con la diversidad de la dieta.

**Resumen y
conclusiones generales**





Resumen y conclusiones generales

El análisis de los antecedentes bibliográficos ha puesto de manifiesto el especial interés que ha despertado en la comunidad científica internacional el estudio de los requerimientos tróficos en poblaciones de trucha común, y el contraste existente ante la insuficiencia de los datos disponibles en la actualidad referentes a la Península Ibérica, y en especial a Galicia, lo que justifica sobradamente el interés del tema abordado.

El capítulo 1 está dedicado a la revisión de diversos trabajos que abordan el estudio de la alimentación de la trucha. En el mismo se ofrece una panorámica general de las principales variables que explican este fenómeno y se definen los conceptos generales imprescindibles para la posterior comprensión de los resultados de esta Memoria. De manera general, el comportamiento territorial y social, el comportamiento migratorio, los ritmos de actividad, las estrategias reproductoras, el crecimiento, la fecundidad, la capacidad de carga, la composición corporal y el estado sanitario de las poblaciones de los peces están influidos por la dieta.

En el capítulo 2 analizamos el estudio de las alteraciones de la alimentación, crecimiento y condición metabólica de poblaciones sometidas a diferentes grados de estrés ambiental. Durante las campañas de muestreo se recolectaron un total de 123 individuos adultos de *Salmo trutta* y se identificaron 9374 presas grupadas en 141 *items* en sus contenidos estomacales. En el río Rois se analizaron 34 estómagos y se identificaron 1073 presas, en el río Santa Lucía el número de estómagos analizados fue 28 y un número de presas de 976, en el río Sar se examinaron 30 estómagos y se contabilizaron 2121 presas y en el río Traba se estudiaron 31 estómagos que contuvieron un total de 5204 presas. La discusión de los resultados se ha efectuado a la luz de la consideración de cuatro niveles diferentes de estrés para los cuatro ríos muestreados, y bajo la suposición de que existen dos tipos básicos de contaminación en ellos: contaminación orgánica (de origen urbano en el caso del río Sar y por una piscifactoría en el río Traba), y contaminación química (provocada por una explotación minera a cielo abierto, en el caso del río Santa Lucía).

En el capítulo 3, se intenta describir si aspectos puramente biológicos como la alimentación, crecimiento y condición somática dependen de los parámetros poblacionales. Para ello se ha determinado la estructura poblacional de cuatro



poblaciones de trucha común, para lo que se sacrificaron un total de 170 individuos adultos de *Salmo trutta*. Se identificaron 5884 presas agrupadas en 101 *items* en sus contenidos estomacales. En el río Anllóns se analizaron 35 estómagos y se identificaron 865 presas, en el río Furelos el número de estómagos analizados fue 66 y un número de presas de 2393, en el río Lengüelle se examinaron 38 estómagos y se contabilizaron 955 presas y en el río Tambre se estudiaron 31 estómagos que contuvieron un total de 1671 presas.

El capítulo 4, que lleva por nombre la alimentación en eleuteroembriones, intenta establecer las bases etológicas en la alimentación en esta primera etapa de vida. Para ello se recolectaron un total de 99 eleuteroembriones de *Salmo trutta* y se identificaron 379 presas agrupadas en 14 *items* en sus contenidos estomacales. En el río Castromaior se analizaron 19 estómagos y se identificó 1 presa, en el río Eo el número de estómagos analizados fue 26 y un número de presas de 13, en el río Iso se examinaron 29 estómagos y se contabilizaron 304 presas y en el río Xermil se estudiaron 25 estómagos que contuvieron un total de 61 presas.

La descripción de las estaciones de muestreo, así como las técnicas utilizadas para la captura del material y la metodología empleada para su conservación, preparación, cuantificación y análisis, se han ido incluyendo en cada capítulo por orden de aparición.

Capítulo 2. Efecto de la contaminación en el crecimiento, condición somática y alimentación de cuatro poblaciones de trucha común

De los resultados obtenidos podemos extraer las siguientes conclusiones:

1. La abundancia de presas aéreas en la dieta es alta en condiciones normales, y está relacionada con una baja vulnerabilidad del bentos. Así, en una situación de enriquecimiento orgánico, el bentos se hace más vulnerable a la depredación de las truchas y, por lo tanto, estas recurren al alimento en superficie en menor medida.



2. En el caso particular de una contaminación de tipo tóxico, cuando la contaminación limita la producción de bentos, las truchas recurren más frecuentemente al alimento aéreo. Esto constituye un argumento más a favor de la necesidad e importancia de mantener un buen bosque ripario que suministre alimento suplementario cuando la comunidad bentónica está mermada.
3. De los contenidos estomacales estudiados se infiere que la alimentación de la trucha común está determinada por las presas más abundantes y más ampliamente distribuidas por el río. Los datos obtenidos difícilmente sostienen la hipótesis de que las truchas seleccionan las presas energéticamente más rentables. Al contrario, se muestran como poco selectivas al capturar el alimento.
4. La contaminación orgánica conduce a una reducción de la amplitud del nicho trófico y a un incremento de la competencia intrapoblacional a través del refuerzo de la jerarquía en la consecución del alimento.
5. Los valores de la ración diaria ingerida reflejan el incremento de la biomasa béntica en situaciones de contaminación orgánica. Las truchas desarrollan hiperfagia y consumen dietas hipercalóricas. Así, tanto la cantidad de alimento como la energía ingerida aumentan en las estaciones con mayores niveles de contaminación, de forma que el crecimiento es mayor. A pesar de ello, estas truchas muestran los menores niveles de glucógeno almacenado en el músculo, lo cual compromete la eficiencia biológica de estos ejemplares cuando se requiere un gasto energético brusco e inmediato. Dicho de otro modo, en ríos bien conservados, los crecimientos pueden ser menores, pero la capacidad de supervivencia y en general el estado de condición de las poblaciones es considerablemente mejor.
6. La “domesticación” de las poblaciones naturales, por efecto de la contaminación orgánica moderada, conduce a una alometría en la relación entre la longitud y el peso que puede traducirse como un incremento de la “obesidad” de los ejemplares mantenidos en esas condiciones.



7. La contaminación de tipo químico determina un incremento de la actividad metabólica de detoxificación, que explica los elevados valores de la relación ARN/ADN en el río Santa Lucía.
8. No hemos encontrado correlación alguna entre el índice de condición y el contenido corporal de lípidos, pero observamos que el principal factor que garantiza índices de condición elevados son dietas abundantes en número de presas y con un claro predominio de las presas acuáticas.
9. El peso del hígado está correlacionado con el índice de condición. Así pues, la utilización del peso de esta víscera como medida del estado sanitario es adecuada.
10. A la vista de los resultados obtenidos en cada uno de los índices de caracterización del estado de salud de las truchas, se puede afirmar que todos ellos están estrechamente relacionados, y la información que aportan se complementa perfectamente. Por ello, la evaluación del estado de una población de peces no debe obtenerse de la interpretación de observaciones parciales.
11. Se confirma la hipótesis inicial de que los diferentes grados y tipos de contaminación provocan cambios en la alimentación de la trucha que se traducen, en función de la severidad del episodio contaminante, en cambios a medio/largo plazo en parámetros biológicos y en aspectos poblacionales.
12. Podemos concluir, en resumen, que en determinadas circunstancias las truchas pueden compensar el estrés ambiental utilizando una combinación de diferentes estrategias que conducen a cierta homeostasis en el estado de condición de las distintas poblaciones.



Capítulo 3. Biomasa, densidad y alimentación

De los resultados obtenidos podemos extraer las siguientes conclusiones:

13. La trucha interviene en la dinámica de las redes tróficas y altera la abundancia del bentos. Este fenómeno se acentúa cuando el consumo de alimento en superficie es menor.
14. Los grupos más abundantes de la deriva son los *Chironomidae* y los *Simuliidae*. En el caso de la deriva superficial también forman una parte muy importante los imagos acuáticos voladores de *Chironomidae*.
15. La intensidad de la deriva y la cantidad de presas en los estómagos no están correlacionadas.
16. El reclutamiento no es denso-dependiente y las diferencias encontradas entre los ríos probablemente son debidas a características físicas del hábitat, como proponen otros investigadores, o por diferencias en la comida disponible.
17. La producción disminuye con la anchura del río y el coeficiente de Producción/Biomasa (P/B) disminuye con la edad.
18. La mortalidad es denso-dependiente y disminuye con la proporción de alimento en superficie en deriva superficial.
19. En poblaciones naturales, la elevada tasa instantánea de mortalidad es compensada con la elevada producción y en especial con la elevada tasa de renovación, por lo que la población puede estar continuamente rejuveneciéndose. Esta característica sólo ha sido observada en el río Lengüelle.
20. La proporción entre la fauna que es capturada directamente del bentos y la que es consumida en deriva es diferente entre los ríos y entre los individuos de un mismo río. Las bajas densidades bentónicas encontradas fuerzan a las truchas a adquirir un comportamiento forrajero en el que el alimento en superficie es muy importante.
21. En este trabajo se demuestra que la trucha selecciona algún tipo de alimento de su base trófica para alimentarse y que las diferencias



- individuales, quizás a través del aprendizaje, pueden jugar un papel importante en la explicación de este fenómeno.
22. La consolidación de la condición nutritiva de la dieta, en su mayoría, es adquirida con el alimento en superficie y los peces.
 23. No hemos encontrado ningún patrón en común por el cual las truchas seleccionan el alimento, sino que más bien que se debe a la conjugación de diversas características de las presas: abundancia, accesibilidad, tamaño y valor nutritivo entre otras.
 24. El carácter oportunista de la trucha común es evidente en nuestras observaciones, según las cuales se confirma la hipótesis inicial de que las diferentes condiciones de densidad poblacional determinan notables diferencias en la alimentación, que pueden conducir o no, esto depende del tipo y grado de la competencia intrapoblacional, a distintos valores de los parámetros relacionados con el éxito biológico de las poblaciones. Este hecho pudiera ser, indirectamente, una medida de la jerarquización de la población, pues las diferencias de alimentación intrapoblacionales pueden explicarse por diferencias en el estatus de los individuos, ya que los peces dominantes tienen un mejor acceso al alimento que los subordinados.
 25. Los individuos del río Lengüelle, donde hemos observado la mayor densidad poblacional, presentan, por ejemplo, una dieta compuesta mayoritariamente por presas bentónicas, mientras que los ríos Anllóns y Tambre, con densidades poblacionales bajas, además de presentar ejemplares con unas dietas muy semejantes, éstos tienden hacia la adquisición de dietas en las que el alimento en superficie es muy importante, pues existe una estrecha relación entre los niveles de densidad poblacional y la utilización del alimento en superficie.
 26. La talla a la que el pez se vuelve ictívoro está comprendido entre los 12 cm del río Furelos y los 21.1 del Lengüelle, y no depende de parámetros poblacionales, sino que es probable que se deba a características inherentes del pez.



27. Las bajas raciones diarias consumidas por las truchas en el mes de septiembre, inferiores a la ración teórica de laboratorio y a la ración de mantenimiento, podrían estar justificadas por la fisiología del pez y en especial por el desarrollo gonadal.
28. No se han encontrado diferencias apreciables en la alimentación entre sexos o clases de edad y el solapamiento trófico es elevado entre todas las clases de edad estudiadas.
29. El tamaño medio de las presas no se incrementa alométricamente con la talla, como han observado otros investigadores, pero el tamaño de la presa es mayor cuanto menor es el número de presas consumidas por el pez. El tamaño óptimo de presa está comprendido entre los 6 y 12 mm.
30. En los reos, la probabilidad de alimentarse es significativamente mayor a medida que aumenta la distancia recorrida río arriba y que la proporción de alimento en superficie también es mayor.
31. Como norma general la maduración se alcanza ya durante el segundo año de vida (clase de edad 1+), y la talla a la que la trucha adquiere la madurez sexual es muy variable y es diferente entre los ríos estudiados. Las diferencias encontradas se deben a la acción conjunta de las diferencias del stock genético, de la condición alimentaria, del suplemento de comida y de las tasas de crecimiento.
32. La tasa instantánea de crecimiento, la condición alimentaria y el suplemento de comida determina la fecundidad relativa.
33. La fecundidad relativa media en las cuatro estaciones de muestreo es 2998.54 huevos/kg \pm 196.339, y el número de huevos aumenta con la talla.
34. Hemos observado que el crecimiento no es homogéneo entre las cohortes de los diferentes ríos, pues depende de factores ambientales, aspectos cualitativos y cuantitativos de la dieta y de las características intrínsecas de animal.
35. El efecto del reclutamiento sobre el crecimiento sólo tiene lugar a densidades poblacionales bajas.



36. El crecimiento no es denso-dependiente, sino más bien lo contrario. Las diferencias encontradas son debidas a diferencias en la dieta y la disponibilidad de las presas, y la temperatura actúa como un mediador de este fenómeno. De la misma manera, el componente genético de la población puede causar diferencias en el crecimiento.
37. En los ríos Anllóns, Furelos y Lengüelle el crecimiento es mayor en las hembras que en los machos entre las cohortes 1+ y 2+.
38. Hemos observado que el principal factor que garantiza índices de condición elevados son dietas abundantes en número de presas y con un claro predominio de presas terrestres.
39. En las estaciones de muestreo sometidas a estrés hídrico, el crecimiento es isométrico y la tasa de supervivencia es menor que en ríos sin estrés.
40. A pesar de la buena efectividad media obtenida de extracción con la bomba estomacal, no está relacionada ni con el tamaño del pez ni con el tamaño de la presa. Por el contrario, ésta disminuye con la ración en el momento de captura.

Capítulo 4. La alimentación en eleuteroembriones

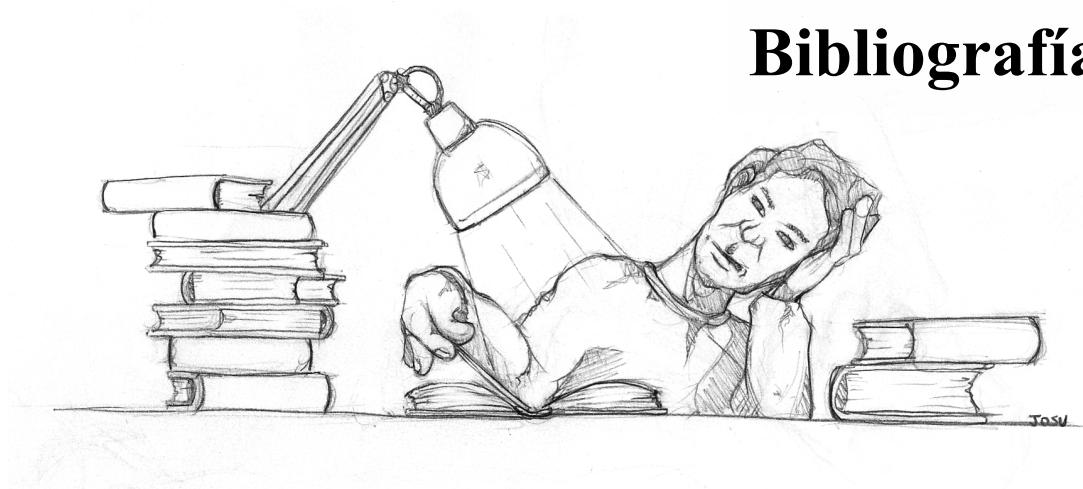
Los resultados obtenidos nos permiten afirmar:

41. La dieta está compuesta casi en su totalidad por macroinvertebrados en sus primeros estadios larvarios, y mayoritariamente por Quironómidos.
42. El alimento en superficie empieza a ser consumido cuando se ha producido por completo la reabsorción del vitelo. Así, en el río Iso hemos encontrado que la proporción de alimento en superficie es mayor cuanto más diversa es la dieta.
43. Las truchas en los primeros estadios de la ontogenia ya presentan una clara conducta de selección del alimento. De esta manera los eleuteroembriones prefieren consumir Quironómidos en estado larvario.



44. De los contenidos estomacales estudiados se infiere que la alimentación de la trucha común en el inicio de la ontogenia está determinada por las presas más accesibles y más fáciles de manipular. Los datos obtenidos difícilmente sostienen la hipótesis de que los eleuteroembriones seleccionen las presas energéticamente más rentables ni las presas más abundantes.
45. La amplitud del nicho trófico aumenta con la talla.
46. Nuestros datos son muy variables en función del río con el que estemos trabajando, pero podemos generalizar que el inicio de la alimentación exógena tiene lugar cuando todavía no se ha producido la completa reabsorción del vitelo, y concretamente éste constituye entre el 2.7-6.9 % del peso fresco del pez. Análogamente, el inicio de alimentación exógena se produce cuando el eleuteroembrión presenta una talla ≥ 2 cm.
47. Los eleuteroembriones se alimentan mayoritariamente de presas de tamaños comprendidos entre los 3 y los 4 mm, pero que excepcionalmente pueden consumir presas de mayor tamaño. La selección de las presas en relación con la talla está en función de la abertura bucal, y el tamaño de presa que potencialmente pueden consumir está comprendido entre los 0.05 y 9.2 mm.
48. Los eleuteroembriones presentaron elevada estabilidad en la composición inmediata de la dieta.
49. La condición somática de los eleuteroembriones aumentó con la diversidad de la dieta, mientras que no está correlacionada con la cantidad de vitelo.

Bibliografía





Bibliografía

A

- ABOUL, H.W., DUTILLEUL, P. & BOISCLAIR, D. (2004). Modelling growth and food intake rhythms of brook trout *Salvelinus fontinalis* under the effects of density and ration. *Ecol. Model.*, **175**: 385-394.
- ACHORD, S., LEVIN, P.S. & ZABEL, R.W. (2003). Density-dependent mortality in Pacific salmon: the ghost of impacts past? *Ecol. Lett.*, **6**: 335-342.
- ADAMS, S.M. (1999). Ecological role of lipids in the health and success of fish populations. In: Arts, M.T. & Wainman, B.C. (Eds.), *Lipids in Freshwater Ecosystems*: 132–160. Springer, New York.
- AKIYAMA, T. & NOSE, T. (1980). Changes in body weight, condition factor and body composition of fingerling chum salmon with various sizes during starvation. *Bull. Nat. Res. Inst. Aquat.*, **1**: 71-78.
- ALANÄRÄ, A. & BRÄNNÄS, E. (1997). Diurnal and nocturnal feeding activity in arctic and rainbow trout. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **54**: 2894-2900.
- ALANÄRÄ, A., BURNS, M.D. & METCALFE, N.B. (2001). Intraspecific resource partitioning in brown trout: the temporal distribution of foraging is determined by social rank. *J. Anim. Ecol.*, **70**: 980-986.
- ALCARAZ-HERNÁNDEZ, J.D., MARTÍNEZ-CAPEL, F., PEREDO, M. & HERNÁNDEZ-MASCARELL, A.B. (2007). Relaciones entre densidades y biomásas de *Salmo trutta fario* y mediciones del mesohábitat en tramos trucheros de la comunidad Valenciana. *Limnetica*, **26**(1): 159-167.
- ALI, M., IQBAL, F., SALAM, A., IRAM, S. & ATHAR, M. (2005). Comparative study of body composition of different fish species from brackish water pond. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, **2**: 229-232.



- ALLAN, J.D. (1978). Trout predation and size composition of stream drift. *Limnol. Oceanogr.*, **23**: 1231-1237.
- ALLAN, J.D. (1981). Determinants of diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in a mountain stream. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **38**: 184-192.
- ALLAN, J.D. (1982). The effects of reduction in trout density on the invertebrate community of a mountain stream. *Ecology*, **63**: 1444-1455.
- ALLAN, J.D. (1984). The size composition of invertebrate drift in a Rocky Mountain stream. *Oikos*, **43**:68-76.
- ALLAN, J.D. (1995). Predation and its consequences- Chapter seven. In: Allan, J.D. (Ed.), *Stream ecology- Structure and function of running waters*: 163-185. Chapman & Hall, London.
- ALLAN, J.D., FLECKER, A.S. & MCCLINTOCK, N.L. (1987). Prey preference of stoneflies: sedentary vs mobile prey. *Oikos*, **49**: 323-331.
- ALLAN, J.D. & RUSSEK, E. (1985): The Quantification of Stream Drift. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**: 210-215.
- ALLENBACH, D.M., SULLIVAN, K.B. & LYDY, M.J. (1999). Higher fluctuating asymmetry as a measure of susceptibility to pesticides in fishes. *Environ. Toxicol. Chem.*, **18**: 899-905.
- ALLEN, K.R. (1951). The Horokiwi stream. A study of a trout population. *N. Z. Mar. Dept. Fish. Bull.*, **10**: 1-231.
- ALLEN, K.R. (1969). Limitations on production in salmonid populations in streams. In: Northcote, T.G. (Ed.), *Symposium on Salmon and trout in streams*: 3-18. Institute of Fisheries, University of British Columbia.
- ALLEN, K.R. (1985). Comparison of the growth rate of brown trout (*Salmo trutta*) in a New Zealand stream with experimental fish in Britain. *J. Anim. Ecol.*, **54**: 487-495.
- ALMEIDA, D., ALMODÓVAR, A., NICOLA, G.G. & ELVIRA, B. (2008). Fluctuating asymmetry, abnormalities and parasitism as indicators of environmental stress in cultured stocks of goldfish and carp. *Aquaculture*, **279**: 120-125.



- ALMODÓVAR, A. & NICOLA, G.G. (2004). Angling impact on conservation on Spanish stream-dwelling brown trout *Salmo trutta*. *Fish. Manage. Ecol.*, **11**: 173-182.
- ALMODÓVAR, A., NICOLA, G.G. & ELVIRA, B. (2006). Spatial variation of brown trout production: the role of environmental factors. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **135**: 1348-1360.
- ALONSO-GONZÁLEZ, C., GORTÁZAR, J., BAEZA SANZ, D. & GARCÍA DE JALÓN, D. (2008). Dam function rules based on brown trout flow requirements: design of environmental flow regimes in regulated streams. *Hydrobiologia*, **609**: 253-262.
- ÁLVAREZ, M.P. (1979). *Helminthosis de la trucha de León*. Diputación Provincial de León, León.
- AMUNDSEN, P.A., GABLER, H.M. & STALDUICK, F.J. (1996). A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data modification of the Costello (1990) method. *J. Fish Biol.*, **48**: 607-614.
- ANDREWARTHA, H.G. & BIRCH, L.C. (1954). *The Ecological Web: More on the distribution and abundance of animals*. University Chicago press, Chicago, Illinois.
- ANGRADI, T.R. & GRIFFITH, J.S. (1990). Diel feeding chronology and diet selection of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in the Henry's Fork of the snake River, Idaho. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **47**: 199-209.
- ARAWOMO, G.A. (1980). The food of juvenile trout, *Salmo trutta* L., in Loch Leven, Kinross, Scotland. *Hydrobiologia*, **75**: 49-56.
- ARENDT, J.D. (1997). Adaptive intrinsic growth rates: an integration across taxa. *Q. Rev. Biol.*, **72**: 149-177.
- ARENDT, J.D. & WILSON, D.S. (2000). Population differences in the onset of cranial ossification in pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), a potential cost of rapid growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**: 351-356.
- ARMSTRONG, J.D. & HERBERT, N.A. (1997). Homing movements of displaced stream-dwelling brown trout. *J. Fish Biol.*, **50**: 445-449.
- ASHLEY, L.M., HALVER, J.E. & SMITH, R.R. (1975). Ascorbic acid deficiency in rainbow trout and Coho salmon and effects on wound healing. *In*: Ribelin, W.E. &



Migaki, G. (Eds.), *Pathology of fishes*: 769-786. University of Wisconsin Press, Wisconsin.

ASSEM, J. VAN DEN. (1970). Les problèmes du territorialisme chez les poissons. In: Richard, G. (Ed.), *Territoire et domaine vital*: 21-34. Mason et Cie, Paris.

B

BACHMAN, R.A. (1984). Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **113**: 1-32.

BACHMAN, R.A., REYNOLDS, W.W. & CASTERLIN, M.E. (1979). Diel locomotor activity patterns of wild brown trout (*Salmo trutta* L.) in an electronic shuttlebox. *Hydrobiologia*, **66**: 45-47.

BACKIEL, T. & LE CREN, E.D. (1967). Some density relationships for fish populations parameters. In: Gerking, S.D. (Ed.), *The biological basis of freshwater fish production*: 261-293. Blackwell, Oxford.

BAEZA SANZ, D. & GARCÍA DE JALÓN, D. (1997). Caracterización del régimen de caudales en ríos de la cuenca del Tajo atendiendo a criterios biológicos. *Limnetica*, **13**: 69-78.

BAGENAL, T.B. (1969a). Relationship between egg size and fry survival in brown trout *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.*, **1**: 349-353.

BAGENAL, T.B. (1969b). The relationships between food supply and fecundity in brown trout *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.*, **1**: 167-182.

BAGLINIERE, J.L. & MAISSE, G. (1991). *La truite: biologie et écologie*. INRA Editions, Paris.

BAKER, D.M., LARSEN, D.A., SWANSON, P. & DICKHOFF, W.W. (2000). Long-term peripheral treatment of immature coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) with human leptin has no clear physiologic effect. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **118**: 134-138.



- BALL, J.N. (1961). On the food of brown trout of llyn Tegid. *Proc. Zool. Soc. Lond.*, **137**: 599-622.
- BALON, T.B. (1975). Reproductive guilds in fishes: a proposal and definition. *J. Fish Res. Bd. Canada*, **32**: 821-864.
- BANARESCU, P. (1990). *Zoogeography of Freshwaters. Volume 1: General Distribution and Dispersal of Freshwater Animals*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BANNON, E. & RINGLER, N.H. (1986). Optimal prey size for stream resident brown trout (*Salmo trutta*): test of predictive model. *Can. J. Zool.*, **64**: 704-713.
- BARRINGTON, E.J. (1957). The alimentary canal and digestion. In: Brown, M.E. (Ed.), *The physiology of fishes*: 109-161. Academic Press, Nueva York.
- BARTON, B., SCHRECK, C., & BARTON, L. (1987). Effects of chronic cortisol administration and daily acute stress responses in juvenile rainbow trout. *Dis. Aquat. Org.*, **2**: 173-185.
- BECHARA, J.A. & MOREAU, G. (1992). Top-Down effects of Brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in a boreal forest stream. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **49**: 2093-2103.
- BECHARA, J.A., MOREAU, G. & HARA, L. (1993). The impact of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) on an experimental stream benthic community: the role of spatial and size refugia. *J. Anim. Ecol.*, **62**: 451-464.
- BECKMAN, B.R., LARSEN, D.A., SHARPE, C., LEE-PAWLAK, B., SCHRECK C.B. & DICKHOFF, W.W. (2000). Physiological status of naturally reared juvenile spring Chinook salmon in the Yakima river: Seasonal dynamics and changes associated with smolting. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **129**: 727-753.
- BENCE, J.R. (1986). Feeding rate and attack specialization: the roles of predator experience and energetics trade offs. *Environ. Biol. Fishes*, **16**: 113-121.
- BENGTSSON, B.E., HILL, C., BERGMAN, A., JOHANSSON, N., MAGNAHAGEN, C., SÖDERGREN, A. & THULIN, J. (1999). Reproductive disturbances in Baltic fish: a synopsis of the FiRe project. *Ambio*, **28**: 2-8.
- BENKE, A.C., PARSONS, K.A. & DHAR, S.M. (1991). Population and community patterns of invertebrate drift in an unregulated coastal plain river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **48**: 811-823.



- BERG, K. (1948). Biological studies on the river Susaa. *Folia Limnol. Scand.*, **4**: 1-318.
- BERG, L. & NORTHCOTE, T.G. (1985). Changes in territorial, gillflaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **42**: 1410–1417.
- BERG, O.K. & BREMSET, G. (1998). Seasonal changes in the body composition of young riverine Atlantic salmon and brown trout. *J. Fish Biol.*, **52**: 1272-1288.
- BERGERON, D., BUSHWAY, R.J., ROBERTS, F.L., KORNFELD, I., OKEDI, J. & BUSHWAY, A.A. (1988). The nutrient composition of an insect flour sample from Lake Victoria, Uganda. *J. Food. Compos. Anal.*, **1**: 371-377.
- BERGLUND, T. (1968). The influence of predation by brown trout on *Asellus* in a pond. *Inst. Freshw. Res. Rep.*, **48**: 76-101.
- BERHAUT, J.A. (1973). Biologie des stades juvéniles de Téléostéens *Mugilidae mugil auratus* Risso, 1810; *Mugil capito* Cuvier, 1829 et al *Mugil salines* Risso, 1810. *Aquaculture*, **2**: 251-266.
- BERRIOS, P., RUIZ, V., ARAYA, E., FIGUEROA, R., & PALMA, A. (2002). Hábitos alimentarios de *Salmo trutta* (Linneo, 1758) y *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) en el Río Chillán, Chile. *Bol. Soc. Biol. Concepción*, **73**: 103-114.
- BIRGE, J.W., BLACK, J.A. & WESTERMAN, A.G. (1985). Short-term fish and amphibian embryo-larval tests for determining the effects of toxicant stress on early life stages and estimating chronic values for single compounds and complex effluents. *Environ. Toxicol. Chem.*, **4**: 807-821.
- BISBAL, G.A. & BENGSTON, D.A. (1995). Description of the starving condition of summer flounder, *Paralichthys dentatus*, early life history stages. *Fish. Bull.*, **93**: 217–230.
- BISSON, P.A. (1978). Diel food selection by two sizes of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in an experimental stream. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, **35**: 971-975.
- BJERKENG, B., HATLEN, B. & JOBLING, M. (2000). Axtaxanthin and its metabolites idoxanthin and crustaxanthin in flesh, skin, and gonads of sexually and maturing Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.). *Comp. Physiol. B.*, **125**: 395-404.



- BLIGH, E.G. & DYER, W.J. (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.*, **37**: 911-917.
- BOHLIN, T. (1977). Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout (*Salmo trutta*). *Oikos*, **29**: 112-117.
- BOISCLAIR, D. & LEGGETT, W.C. (1989). Among population variability of fish growth. 2. Influence of prey type. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **46**: 468-482.
- BOSCH, J., RINCÓN, P.A., BOYERO, L. & MARTÍNEZ-SOLANO, I. (2006). Effects of introduced salmonids on a montane population of Iberian frogs. *Conserv. Biol.*, **20**: 180-189.
- BOUZA, C., ARIAS, J., CASTRO, J., SÁNCHEZ, L. & MARTÍNEZ, P. (1999). Genetic structure of brown trout, *Salmo trutta* L., at the southern limit of the distribution range of the anadromous form. *Mol. Ecol.*, **8**: 1991-2001.
- BOWLBY, J.N. & ROFF, J.C. (1986). Trout biomass and habitat relationships in southern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **115**: 503-514.
- BRAATEN, J.B., DEY, P.D. & ANNEAR, T.C. (1997). Development and evaluation of bioenergetic-based habitat suitability criteria for trout. *Regul. River.*, **13**: 345-356.
- BRADFORD, M.M. (1976). A rapid and sensitive for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.*, **72**: 248-254.
- BRÄNNÄS, E., JONSSON, E., & LUNDQVIST, H. (2003). Influence of food abundance on individual behaviour strategy and growth rate in juvenile brown trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Zool.*, **81**: 684-691.
- BRAÑA, F., FRECHILLA, L. & ORIZAOLA, G. (1996). Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetol. J.*, **6**: 145-148.
- BRAÑA, F., NICIEZA, A.G. & TOLEDO, M.M. (1992). Effects of angling on population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., in mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia*, **237**: 61-66.



- BREMSET, G. (1999). *Young Atlantic salmon (Salmo salar L.) and brown trout (Salmo trutta L.) inhabiting the deep pool habitat, with special reference to their habitat use, habitat preferences and competitive interactions*. Thesis. Norwegian University of Science and Technology, Norwegian.
- BRETT, J.R. (1965). The relation of size to rate of oxygen consumption and sustained swimming speed of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *J. Fish. Res. Board Can.*, **22**: 1491-1501.
- BRETT, J.R., SHELBOURN, J.E. & SHOOP, C.T. (1969). Growth rate and body composition of fingerling sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, in relation to temperature and ration size. *J. Fish. Res. Board Can.*, **26**: 2363–2394.
- BRETT, J.R. (1971). Station time, appetite, and maximum food intake of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *J. Fish Bd. Can.*, **28**: 409-415.
- BRETT, J.R. (1977). Environmental factors and growth. *In*: Hoar, W.S., Randall, D.J. & Brett, J.R. (Eds.), *Fish Physiology*, Vol. VIII: 599-675. Academic Press, New York.
- BRIDCUT, E.E. & GILLER, P.S. (1993). Movement and site fidelity in young brown trout *Salmo trutta* populations in a southern Irish stream. *J. Fish Biol.*, **43**: 889-899.
- BRIDCUT, E.E. & GILLER, P.S. (1995). Diet variability and foraging strategies in brown trout (*Salmo trutta*): an analysis from subpopulations to individuals. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **52**: 2543-2552.
- BROEKHUIZEN, N., GURNEY, W.S. & JONES, A. (1994). Modelling compensatory growth. *Funct. Ecol.*, **8**: 770-782.
- BROMAGE, N.P., HARDIMAN, J., JONES, J., SPRINGATE, J. & BYE, V. (1990). Fecundity, egg size and total egg volume differences in 12 stocks of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* Richardson. *Aquacult. Fish. Manage.*, **21**: 269-284.
- BROWN, A.E., OLDHAM, R.S. & WARLOW, A. (1976). Chironomid larvae and pupae in the diet of brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Rutland Water, Leicestershire. *In*: Murray, D.A., (Ed.), *Chironomidae*: 323-329. Pergamon Press, Oxford.



BUCKLEY, L.J. & LOUGH, R.G. (1987). Recent growth, biochemical composition, and prey field of larval haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) on Georges Bank. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **44**: 14–25.

BURDEYRON, H. & BUISSON, B. (1982). Étude du rythme alimentaire circadien d'un poisson benthique dulciquicole carnivore, la loche (*Noemacheilus barbatulus*) dans son milieu naturel. *Ann. Stat. Biol. Besse-en-Chandresse*, **16**: 171-181.

C

CABALLERO, P. (2002). *Ciclo vital del reo (Salmo trutta Linnaeus, 1758) en la cuenca del río Ulla*. Trabajo de Investigación Tutelado. Univ. Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

CADA, G.F., LOAR, J.M. & SALE, M.J. (1987a). Evidence of food limitation of rainbow trout and brown trout in southern Appalachian soft-water streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **116**: 692-702.

CADA, G.F., LOAR, J.M. & COX, D.K. (1987b). Food and feeding preferences of rainbow and brown trout in southern Appalachian stream. *Am. Midl. Nat.*, **117**: 374-385.

CARLANDER, K.D. (1969). *Handbook of freshwater fishery biology*. Volume 1. Iowa State University Press, Ames.

CARLSON, S.M., HENDRY, A.P. & LETCHER, B.H. (2004). Natural selection acting on body size, growth rate and compensatory growth: an empirical test in a wild trout population. *Evol. Ecol. Res.*, **6**: 955-973.

CALOW, P. (1977). Conversion efficiencies in heterotrophic organism. *Biol. Rev.*, **52**: 385-409.

CAVALLI, L., CHAPPAZ, R. & GILLES, A. (1998). Diet of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L)) and Brown trout (*Salmo trutta* L.) in sympatry in two high altitude alpine lakes. *Hydrobiologia*, **86**: 9-17.

CHAMPIGNEULLE, A., BUTTIKER, B., DURAND, P. & MELHAOUI, M. (1991). Principales caractéristiques de la biologie de la truite (*Salmo trutta* L.) dans le Léman et



- quelques affluents. In: Baglinière, J.L. & Maisse, G. (Eds.), *La truite: biologie et écologie*: 153-179. INRA Editions. Paris.
- CHANSTON, L. (1969). Seasonal activity and feeding pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a Dartmoor stream in relation to availability of food. *J. Fish. Res. Board Can.*, **26**: 2165-2171.
- CHAPMAN, D.G. & ROBSON, D.S. (1960). The analysis of a catch curve. *Biometrics*, **16**: 354-368.
- CHAPMAN, D.W. (1978). Production in Fish populations. In: Gerking, S.D. (Ed.), *Ecology of freshwater fish productions*: 5-25. Blackwell, Oxford.
- CHARNOV, E.L. (1976). Optimal foraging: Attack strategy of a mantid. *Am. Nat.*, **110**: 141-151.
- CHERIKOFF, V., BRAND, J.C. & TRUSWELL, A.S. (1985). The nutritional composition of Australian Aboriginal bushfoods. Animal foods. *Food Technol Aust.*, **37**: 208-211.
- CHICHARO, M.A., CHICHARO, L., VALDES, L., LOPEZ-JAMAR, E. & RE, P. (1998). Does the nutritional condition limit survival potential of sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1972) larvae off the north coast of Spain? RNA/DNA ratios and their variability. *Fish. Res.*, **39**: 43-54.
- CHO, C.Y. (1992). Feeding systems for rainbow trout and other salmonids with reference to current estimates of energy and protein requirements. *Aquaculture*, **100**: 107-123.
- CHO, C.Y. & BUREAU, D.P. (1998). Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Aquat. Living Resour.*, **11**: 199-210.
- CHO, C.Y., COWEY, C.B. & WATANABE, T. (1985). *Finfish Nutrition in Asia: methodological approaches to research and development*. International Development Research Centre, Ottawa.
- CLAPP, D.F., CLARK, R.D. & DIANA, J.S. (1990). Range, activity and habitat of large, free-ranging brown trout in a Michigan stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **119**: 1022-1034.



- CLARKE, A., PRICE, P.A. & CLARKE, R. (1996). The energy content of dragonflies (Odonata) in relation to predation by falcons. *Bird study*, **43**: 300-3004.
- CLEMENTS, W.H. (1997). Metals-contaminated benthic invertebrates in the Clark Fork River, Montana: effects on age-0 brown trout and rainbow trout. *Ecol. Appl.*, **52**: 1994-2004.
- CLOE, W.W. & GARMAN, G.C. (1996). The energy importance of terrestrial arthropod inputs to three warm-water streams. *Freshwat. Biol.*, **36**: 105-114.
- COBO, F. (1988). *Los Quironómidos (Diptera: Chironomidae) de los ríos Ulla y Sar. Estudio faunístico y ecológico*. Tesis. Univ. Santiago de Compostela, España.
- COBO, F. & GONZÁLEZ, M.A. (2005). Biomonitorización por cambio de comunidades. *In: Hércules de Ediciones S.A. (Ed.), Ecología (Proyecto Galicia)*. Vol XLVIII Ciencia y Tecnología Ambientales II: 376-392. A Coruña.
- COBO, F., GONZÁLEZ, M.A., VIEIRA-LANERO, R., MERA, A. & SERVIA, M.J. (1997). Desarrollo de un sistema de autoabastecimiento alimentario en canales de alevinaje de trucha común, basado en el diseño de sustratos artificiales selectivos. Informe final del convenio de Colaboración (04174) entre la Xunta de Galicia y la USC.
- COBO, F., MERA, A. & GONZÁLEZ, M.A. (1999). Análisis químico y valor energético de algunas familias de insectos heterometábolos dulceacuícolas. *Boln. Asos. Esp. Ent.*, **23**: 213-221.
- COBO, F., MERA, A. & GONZÁLEZ, M.A. (2000). Análisis químico y contenido energético de algunas familias de insectos holometábolos dulceacuícolas. *N. A. C. C.*, **10**: 1-12.
- COBO, F., SERVIA, M., VIEIRA-LANERO, R., GONZÁLEZ, M.A. & SÁNCHEZ, J. (2005). Plan de ordenación de la pesca deportiva en el coto de Noia (Club de pesca fluvial Tambre “Barrié de la Maza”).
- COHEN, J.E. & NEWMAN, C.M. (1985). A stochastic theory of community food webs I. Models and aggregated data. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, **224**: 421-448.



- CONOVER, D.O. & PRESENT, T.M. (1990). Countergradient variation in growth rate: compensation for the length of the growing season among Atlantic silversides from different latitudes. *Oecologia*, **83**: 316-324.
- COOPER, S.D., WALDE, S.J. & PECKARSKY, B.L. (1990). Prey exchange rates and the impact of predators on prey population in streams. *Ecology*, **71**: 1503-1514.
- COWAN, J.H., ROSE, K.A. & DEVRIES, D.R. (2000). Is density-dependent growth in young-of-the-year fishes a question of critical weight? *Rev. Fish. Biol. Fish.*, **10**: 61-89.
- COWEY, C.B. (1981). The food and feeding of captive fish. In: Hawkins, A.D. (Ed.), *Aquarium Systems*: 223-246. Academic Press, London.
- CRISP, D.T. (1977). Some physical and chemical effects of the Cow Green (Upper Teesdale) impoundment. *Freshwat. Biol.*, **7**: 109-120.
- CRISP, D.T., MANN, H.K. & MCCORMACK, J.C. (1978). The effects of impoundment and regulation upon the stomach contents of fish at Cow Green, Upper Teesdale. *J. Fish Biol.*, **12**: 287-301.
- CROSSIN, G.T., HINCH, S.G., FARRELL, A.P., HIGGS, D.A., LOTTO, A.G., OAKES, J.D. & HEALEY, M.C. (2004). Energetics and morphology of sockeye salmon: effects of upriver migratory distance and elevation. *J. Fish Biol.*, **65**: 788-810.
- CROWDER, L.B. & COOPER, W.E. (1982). Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, **63**: 1802-1813.
- CROY, M.I. & HUGHES, R.N. (1991). The role of learning in the feeding behaviour of the fifteen-spined stickleback, *Spinachia spinachia* L. *Anim. Behav.*, **41**: 149-159.
- CUMMINS, K.W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annu. Rev. Entomol.* **18**: 183-206.
- CUNJAK, R.A. (1988a). Physiological consequences of overwintering in streams: The cost of acclimatization? *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **45**: 443-452.
- CUNJAK, R.A. (1988b). Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **45**: 2156-2160.
- CUNJAK, R.A. & POWER, G. (1987). The feeding and energetics of stream-resident trout in winter. *J. Fish Biol.*, **31**: 493-511.



CURIO, E. (1976). *The ethology of predation*. Springer-Verlag, New York.

CUTTS, C.J., METCALFE, N.B. & TAYLOR, A.C. (1998). Aggression and growth depression in juvenile Atlantic salmon: the consequences of individual variation in standard metabolic rate. *J. Fish Biol.*, **52**: 1026-1037.

D

DABROWSKI, K. (1982). Proteolytic enzyme activity decline in starving fish alevins and larvae. *Env. Biol. Fish.*, **7**: 73-76.

DAHL, J. (1998). Effects of a benthivorous and a drift-feeding fish on a benthic stream assemblage. *Oecologia*, **116**: 426-432.

DAHL, J. & GREENBERG, L. (1996). Impact on stream benthic prey by benthic vs. drift feeding predators: a meta-analysis. *Oikos*, **77**: 177-181.

DAHL, J. & GREENBERG, L. (1997). Foraging rates of a vertebrate and an invertebrate predator in stream enclosures. *Oikos*, **78**: 459-466.

DAHL, J. & GREENBERG, L. (1999). Effects of prey dispersal on predator-prey interactions in streams. *Freshwat. Biol.*, **41**: 771-780.

DAHL, J., NILSSON, P.A. & PETTERSSON, L.B. (1998). Against the flow: chemical detection of downstream predators in running waters. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, **265**: 1339-1344.

DALLINGER, R. & KAUTZKY, H. (1985). The importance of contaminated food for the uptake of heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*): a field study. *Oecologia*, **67**: 82-89.

DALLINGER, R., PROSI, F., SEGNERE, H. & BACK, H. (1987). Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia*, **73**: 91-98.

DAVIS, M.V. & OLLA, B.L. (1987). Aggression and variation in growth of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) juveniles in sea water: effects of limited rations. *Can. J. Aquat Sci.*, **44**: 192-197.



- DE CRESPIN DE BILLY, V. (2001). *Régime alimentaire de la truite (Salmo trutta L.) en eaux courantes: rôles de l'habitat physique des traits des macroinvertébrés*. Thesis. L'université Claude Bernard, Lyon, Francia.
- DE CRESPIN DE BILLY, V., DOLEDEC, S. & CHESSEL, D. (2000). Biplot presentation of diet composition data: an alternative for fish stomach contents analysis. *J. Fish Biol.*, **56**: 961-973.
- DE CRESPIN DE BILLY, V. & USSEGLIO-POLATERA, P. (2002). Traits of brown trout prey in relation to habitat characteristics and benthic invertebrate communities. *J. Fish Biol.*, **60**: 687-714.
- DEGERMAN, E., NÄSLUND, I. & SERS, B. (2000). Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecol. Freshwat. Fish.*, **9**: 191-201.
- DENDY, J.S. (1944). The fate of animals in stream drift when carried into lakes. *Ecol. Monogr.*, **14**: 333-357.
- DENNIS, B. & TAPER, M.L. (1994). Density dependence in time series observations of natural populations: estimation and testing. *Ecol. Monogr.*, **64**: 205-224.
- DERVO, B.K., HEGGET, O., HESSEN, D.O. & SKURDAL, J. (1991). Diel food selection of pelagic Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., in Lake Atnsjø, SE Norway. *J. Fish Biol.*, **38**: 199-209.
- DE VLAMING, V.L. (1972). Environmental control of teleost reproductive cycle: a brief review. *J. Fish Biol.*, **4**: 131-140.
- DÍAZ-FIERROS, F. (2000). *Procesos de contaminación difusa del agua en áreas urbanas y periurbanas de la cuenca del río Sar*. Tesis. Univ. Santiago de Compostela, España.
- DIETERMAN, D.J., THORN, W.C. & ANDERSON, C.S. (2004). *Application of a bioenergetics model for brown trout to evaluate growth in Southeast Minnesota streams*. Minnesota Department of Natural Resources Investigational Report 513, Minnesota.
- DILL, L.M. (1969). The sub-gravel behaviour of Pacific salmon larvae. In: Northcote, T.G. (Ed.), *Symposium on Salmon and Trout in streams*: 89-99. University of British Columbia, Vancouver.



- DILL, L.M. (1983). Adaptive flexibility in the foraging behaviour of fishes. *Can. J. Aquat. Sci.*, **40**: 398-408.
- DINEEN, G., HARRISON, S.S. & GILLER, P.S. (2007a). Diet partitioning in sympatric Atlantic salmon and brown trout in streams with contrasting riparian vegetation. *J. Fish Biol.*, **71**: 17-38.
- DINEEN, G., HARRISON, S.S. & GILLER, P.S. (2007b). Growth, production and bioenergetics of brown trout in upland streams with contrasting riparian vegetation. *Freswat. Biol.*, **52**: 771-783.
- DOADRIO, I. (2001). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- DOMÍNGUEZ, J. & PURROY, F. (1981). Algunos datos biológicos sobre la trucha común en León. *Actas I Congr. Esp. Limnol.*, 237-243.
- DOUGLAS, P.L., FORRESTER, G.E. & COOPER, S.D. (1994). Effects of trout on the diel periodicity of drifting in baetid mayflies. *Oecologia*, **98**: 48-56.
- DUFOUR, D.L. (1987). Insect as food: A case study from the Northwest Amazon. *Am. Anthropol.*, **89**: 383-397.
- DZIEWULSKA, K. & DOMAGALA, J. (2005). Differentiation of gonad maturation in sibling precocious males of sea trout (*Salmo trutta* m. *trutta* L.) in their first year of life. *Aquaculture*, **250**: 713-725.

E

- EDWARDS, E.D. & HURYN, A.D. (1995). Annual contribution of terrestrial invertebrates to a New Zealand trout stream. *New. Zeal. J. Mar. Fresh.*, **29**: 467-477.
- EDWARDS, E.D. & HURYN, A.D. (1996). Effect of riparian land use on contributions of terrestrial invertebrates to streams. *Hydrobiologia*, **337**. 151-159.
- ELLIOTT, J.M. (1967). The food of brown trout (*Salmo trutta*) in a Dartmoor stream. *J. Appl. Ecol.*, **4**: 59-71.



- ELLIOTT, J.M. (1970). Diel changes in invertebrate drift and the food of brown trout (*Salmo trutta*). *J. Fish Biol.*, **2**: 161-165.
- ELLIOTT, J.M. (1972). Rates of gastric evacuation in brown trout *Salmo trutta* L. *Freshwat. Biol.*, **2**: 1-18.
- ELLIOTT, J.M. (1973a). The food of brown trout and rainbow trout (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) in relation to the abundance of drifting invertebrates in a mountain stream. *Oecologia*, **12**: 329-347.
- ELLIOTT, J.M. (1973b). Weight of food and time required to satiate brown trout, *Salmo trutta*, L. *Freshwat. Biol.*, **5**: 51-64.
- ELLIOTT, J.M. (1975a). Number of meals in a day, maximum weight of food consumed in a day and maximum rate of feeding for brown trout, *Salmo trutta* L. *Freshwat. Biol.*, **5**: 287-303.
- ELLIOTT, J.M. (1975b). The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. *J. Anim. Ecol.* **44**: 805-821.
- ELLIOTT, J.M. (1975c). The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on reduced rations. *J. Anim. Ecol.*, **44**: 823-842.
- ELLIOTT, J.M. (1976). The energetics of feeding, metabolism and growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. *J. Anim. Ecol.*, **45**: 923-948.
- ELLIOTT, J.M. (1984a). Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.*, **53**: 327-350.
- ELLIOTT, J.M. (1984b). Growth, size, biomass and production of young migratory trout, *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.*, **53**: 979-994.
- ELLIOTT, J.M. (1986). Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout (*Salmo trutta*) in Lake District stream. *J. Anim. Ecol.*, **55**: 907-922.
- ELLIOTT, J.M. (1987). The distances travelled by downstream-moving trout fry, *Salmo trutta*, in a Lake District stream. *Freshwat. Biol.*, **17**: 491-499.



- ELLIOTT, J.M. (1989). The critical-period concept for juvenile survival and its relevance for population regulation in young sea trout, *Salmo trutta*. *J. Fish Biol.*, **35**: 91-98.
- ELLIOTT, J.M. (1990). Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*. II. Fish growth and size variation. *J. Anim. Ecol.*, **59**: 171-185.
- ELLIOTT, J.M. (1991). Rates of gastric evacuation in piscivorous brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwat. Biol.*, **25**: 297-305.
- ELLIOTT, J.M. (1993a). The pattern of natural mortality throughout the life cycle in contrasting populations of brown trout, *Salmo trutta* L. *Fish. Res.*, **17**: 123-136.
- ELLIOTT, J.M. (1993b). A 25-year study of production of juvenile sea-trout, *Salmo trutta*, in a English Lake District stream. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic Sci.*, **118**: 109-122.
- ELLIOTT, J.M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*. University Press, Oxford.
- ELLIOTT, J.M. (1997). Stomach contents of adult sea trout caught in six English rivers. *J. Fish Biol.*, **50**: 1129-1132.
- ELLIOTT, J.M. (2001). The relative role of density in the stock–recruitment relationship of salmonids. In: Prévost, E & Chaput, C. (Eds.), *Stock, Recruitment and Reference Points: Assessment and Management of Atlantic Salmon*: 25-66. INRA, Paris.
- ELLIOTT, J.M. & ELLIOTT, J.A. (2006). A 35-year study of stock-recruitment relationships in a small population of sea trout: assumptions, implications and limitations for predicting targets. In: Harris, G. & Milner, N. (Eds.), *Sea Trout. Biology, Conservation and Management*: 257-278. Blackwell Publishing, Oxford.
- ELLIOTT, J.M. & HURLEY, M.A. (1999). A new energetics model for brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwat. Biol.*, **42**: 235-246.



- ELLIOTT, J.M. & HURLEY, M.A. (2000a). Optimum energy intake and gross efficiency of energy conversion for brown trout, *Salmo trutta*, feeding on invertebrate or fish. *Freshwat. Biol.*, **44**: 605-615.
- ELLIOTT, J.M. & HURLEY, M.A. (2000b). Daily energy intake and growth of piscivorous brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwat. Biol.*, **44**: 237-245.
- ELLIOTT, J.M. & PERSSON, L. (1978). The estimation of daily rates of food consumption for fish. *J. Anim. Ecol.*, **47**: 977-991.
- ELLISON, J.P. (1977). Methodology used in stomach content analysis. In: Simenstad, C.A. & Lipovski, S.J. (Eds.), *Fish Food Habit Studies*: 93-94. Washington Sea Grant, Seattle.
- ENDLER, J.A. (1991). Interactions between predator and prey. In: Krebs, J.R. & Davies, N.B. (Eds.), *Behavioural ecology- An evolutionary approach*: 169-196. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- ENGLUND, G., SARNELLE, O. & COOPER, S.D. (1999). The importance of data-selection criteria meta-analyses of stream predation experiments. *Ecology*, **80**: 1132-1141.
- ESTES, E.C., KATHOLI, C.R. & ANGUS, R.A. (2006). Elevated fluctuating asymmetry in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) from a river receiving paper mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.*, **25**: 1026-1033.

F

- FAHY, E. (1980). Prey selection by young trout fry (*Salmo trutta*). *J. Zool.*, **190**: 27-37.
- FAHY, E. (1985). Feeding, growth and parasites of trout *Salmo trutta* L. from Mulroy Bay, an Irish sea Lough. *Ir. Fish. Invest. Ser.*, **25**: 1-12.
- FANGE, R. & GROVE, D. (1979). Digestion. In: Hoar, W.S., Randall, D.J. & Brett, J.R. (Eds.). Vol. VIII. *Fish Physiology*: 161-260. Academic Press, New York.
- FARAG, A.M., WOODWARD, D.F., BRUMBAUGH, W.G., GOLDSTEIN, J.N., MACCONNELL, E. & HOGSTRAND, C. (1999). Concentrations of metals associated with mining



- waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River basin, Idaho. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **34**: 119-127.
- FARKAS, A., SALANKI, J. & SPECZIAR, A. (2003). Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low contaminated site. *Water. Res.*, **37**: 959-964.
- FAUSCH, K.D. (1984). Profitable stream positions for salmonids: relating growth rate to net energy gain. *Can. J. Zool.*, **62**: 441-451.
- FECHNEY, L.R. (1988). The summer diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in a South island high-country stream. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, **22**: 163-168.
- FELTMATE, B.W., WILLIAMS, D.D. & MONTGOMERIE, A. (1992). Relationship between diurnal activity patterns, cryptic coloration, and subsequent avoidance of predaceous fish by perlid stoneflies. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **49**: 2630-2634.
- FERRIZ, R.A. (1993). Algunos aspectos de la dieta de cuatro especies ícticas del río Limay. *Rev. Ictiol.*, **2-3**: 1-7.
- FLECKER, A.C. (1992). Fish predation and the evolution of invertebrate drift periodicity: evidence from neotropical streams. *Ecology*, **73**: 438-448.
- FLECKER, A.S. & TOWNSEND, C.R. (1994). Community-wide consequences of trout introduction in New Zealand streams. *Ecol. Appl.*, **4**: 798-807.
- FLEMING, C. (1982). Population structure and biology of brown trout: a biochemical genetic approach. *Proc. Inst. Fish. Management Annual Conference*.
- FLODMARK, L.E.W., VØLLESTAD, L.A. & FORSETH, T. (2004). Performance of juvenile brown trout exposed to fluctuating water level and temperature. *J. Fish Biol.*, **65**: 460-470.
- FOLCH, J., LEES, M. & STANLEY, G.H. (1957). Simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *J. Biol. Chem.*, **226**: 497.
- FORRESTER, G.E. (1994). Influence of predatory fish on the drift dispersal and local density of stream insects. *Ecology*, **75**: 1208-1218.
- FORRESTER, G.E., DUDLEY, T.L. & GRIMM, N.B. (1999). Trophic interactions in open systems: effects of predators and nutrients on stream food chains. *Limnol. Oceanogr.*, **44**: 1187-1197.



- FORSETH, T. & JONSON, B. (1994). The growth and food ration of piscivorous trout (*Salmo trutta*). *Funct. Ecol.*, **8**: 171-177.
- FRANCO, A., MALAVASI, S., PRANOVI, F., NASCI, C. & TORRICELLI, P. (2002). Ethoxyresorufin Odeethylase (EROD) activity and fluctuating asymmetry (FA) in *Zosterisessor ophiocephalus* (Teleostei, *Gobiidae*) as indicators of environmental stress in the Venice lagoon. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.*, **9**: 239-247.
- FRANKIEWICZ, P., ZALEWSKI, M. & THORPE, J.E. (1993). Feeding pattern of brown trout (*Salmo trutta* L.) from the river Earn (Scotland), in relation to invertebrate drift. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **40**: 15-29.
- FRASER, D., HUNTINGFORD, F.A. & ADAMS, C.E. (2008). Foraging specialisms, prey size and life-history patterns: a test of predictions using sympatric polymorphic Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Ecol. Freshwat. Fish*, **17**: 1-9.
- FRASER, N.H., METCALFE, N.B. & THORPE, J.E. (1993). Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, **252**: 135-139.
- FRASER, N.H. & METCALFE, N.B. (1997). The costs of becoming nocturnal: feeding efficiency in relation to light intensity in juvenile Atlantic salmon. *Funct. Ecol.*, **11**: 385-391.
- FRENCH, C.E., LISCINSKY, A. & MILLER, D. (1957). Nutrient composition of earthworms. *J. Wildl. Manage.*, **21**: 348.
- FRIBERG, N., ANDERSEN, T.H., HANSEN, H.O., IVERSEN, T.M., JACOBSEN, D., KRØJGAARD, L. & LARSEN, E. (1994). The effect of brown trout (*Salmo trutta* L.) on stream invertebrate drift with special reference to *Gammarus pulex* L. *Hydrobiologia*, **294**: 105-110.
- FROST, W.E. & BROWN, M.E. (1971). *La trucha*. Academia (Ed.), León.

**G**

- GALLARDO-CABELLO, M. (1986). Análisis del crecimiento de la brótola *Phycis blennoides* (Brünnich, 1768), en el Mediterráneo occidental (Pisces: Gadidae). *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, **13**: 107-127.
- GARCÍA, A. & BRAÑA, F. (1988). Reproductive biology of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Aller river (Asturias: Northern Spain). *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **35**: 361-373.
- GARCÍA DE JALÓN, D. (1985). Efectos de la regulación de caudales en las poblaciones de salmónidos fluviales. *Simposio internacional de estudio, conservación y utilización racional de áreas de pesca de salmónidos*: 106-110. Pamplona.
- GARCÍA DE JALÓN, D. (1992). Dinámica de las poblaciones piscícolas en los ríos de montaña ibéricos. *Ecología*, **6**: 281-296.
- GARCÍA DE JALÓN, D. & BARCELÓ, E. (1987). Estudio sobre la alimentación de la trucha común en los ríos Pirenaicos. *Ecología*, **1**: 263-569.
- GARCÍA DE JALÓN, D., MAYO, M., HERVELLA, F., BARCELÓ, E. & FERNÁNDEZ, T. (1993). *Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales*. Mundi-Prensa Libros S.A, Madrid.
- GARCÍA DE JALÓN, D., MAYO, M., HERVELLA, F., VILLETÀ, C. (1990). *Pesca fluvial en Galicia: Bases Limnológicas para su gestión*. Consellería de Agricultura, Ganadería e Montes; Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- GARCÍA DE JALÓN, D. & SERRANO, J. (1985). Las poblaciones de truchas en los ríos de la cuenca del Duero. *Bol. Est. Central Ecol.*, **28**: 47-56.
- GARCÍA DE JALÓN, D., TOLOSANA, E. & RODRÍGUEZ, F. (1986). Estimación de algunos parámetros poblacionales de la trucha común (*Salmo trutta fario*) en los ríos Pirenaicos. *Bol. Est. Central Ecol.*, **29**: 51-58.
- GARMAN, G.C. & NIELSEN, L.A. (1982). Piscivory by stocked brown trout (*Salmo trutta*) and its impact on the nongame fish community of Botton Creek, Virginia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **39**: 862-869.



- GENDIMENICO, G.J., BOUQUIN P.L. & TRAMPOSCH, K.M. (1988). Diphenylamine-colorimetric method for DNA assay: A shortened procedure by incubating samples at 50 °C. *Anal. Biochem.*, **173**: 45-48.
- GERKING, S.D. (1953). Evidence for the concept of home range and territory in stream fishes. *Ecology*, **34**: 347-365.
- GERKING, S.D. (1962). Production and food utilization in a population of bluegill sunfish. *Ecol. Monogr.*, **32**: 31-78.
- GERKING, S.D. (1994). *Feeding Ecology of Fish*. Academic Press. San Diego, California.
- GIBSON, R.J. (1966). Some factors influencing the distribution of brown trout and young Atlantic salmon. *J. Fish Res. Bd. Can.*, **23**: 1977-1980.
- GIBSON, R.J. & CUNJAK, R.A. (1986). An investigation of competitive interactions between brown trout (*Salmo trutta* L.) and juvenile Salmon (*Salmo salar* L.) in rivers of the Avalon Peninsula, Newfoundland. *Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, **I-IV**: 1-82.
- GILES, N. (1980). A stomach sampler for use on live fish. *J. Fish Biol.*, **16**: 441-444.
- GIROUX, F., OVIDIO, M., PHILIPPART, J-C. & BARAS, E. (2000). Relationship between the drift of macroinvertebrates and the activity of brown trout in a small stream. *J. Fish Biol.*, **56**: 1248-1257.
- GÍSLASON, G.M. & STEINGRÍMSSON, S.O. (2004). Seasonal and spatial variation in the diet of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the subarctic River Laxá, north-east Iceland. *Aquat. Ecol.*, **38**: 263-270.
- GJOEN, H.M., STOREBAKKEN, T., AUSTRENG, E. & REFSTIE, T. (1991). Genotypes and nutrient utilization. In: Kaushik, S.J. & Luquet, P. (Eds.), *Fish Nutrition in Practice*: 19-26. INRA, Paris. France.
- GLENN, J.C., JAMES, M.L. & MICHAEL, J.S. (1987). Evidence of food limitation of rainbow trout and brown trout in Southern Appalachian soft-water streams. *T. Am. Fish. Soc.*, **116**: 692-702.



- GLOVA, G.J., SAGAR, P.M. & NÄSLUND, I. (1992). Interaction for food and space between populations of *Galaxias vulgaris* Stokell and juvenile *Salmo trutta* L. in a New Zealand stream. *J. Fish Biol.*, **41**: 909-925.
- GODBY, N.A. JR. (2007). Diet, feeding rate, growth, mortality, and production of juvenile Steelhead in a Lake Michigan Tributary. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **27**: 578-592.
- GOTTHARD, K. (2000). Increased risk of predation as a cost of high growth rate: an experimental test in a butterfly. *J. Anim. Ecol.*, **69**: 896-902.
- GOVONI, J.J., BOEHLERT, G.W. & WATANABE, Y. (1986). The physiology of digestion in fish larvae. *Environ. Biol. Fish.*, **16**: 59-77.
- GRANADOS, I., TORO, M. & RUBIO-ROMERO, A. (2006). *Laguna Grande de Peñalara. 10 años de seguimiento limnológico*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Comunidad de Madrid.
- GRANADO LORENCIO, C. (1996). *Ecología de Peces*. Secretariado de publicaciones de la Universidad de Sevilla, Sevilla.
- GRANT, J.W. & KRAMER, D.L. (1990). Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **47**: 1724-1737.
- GREENBERG, L.A., BERGMAN, E. & EKLOV, A.G. (1997). Effects of predation and intraspecific interactions on habitat use and foraging by brown trout in artificial streams. *Ecol. Freshwat. Fish.*, **6**: 16-26.
- GREENBERG, L.A., SVENDSEN, P. & HARBY, A. (1996). Availability of microhabitat and use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojman. *Regul. River.*, **12**: 287-303.
- GREENBERG, L.A. & DAHL, J. (1998). Effect of habitat type on growth and diet of brown trout, *Salmo trutta* L., in stream enclosures. *Fish. Manag. Ecol.*, **5**: 331-348.
- GREGERSEN, F., AASS, P., VØLLESTAD, L. A. & L'ABÉE-LUND, J.H. (2006). Long-term variation in diet of arctic Char, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*: effects of changes in fish density and food availability. *Fish. Manag. Ecol.*, **13**: 243-250.



- GREIG, H.S. & MCINTOSH, AR. (2006). Indirect effects of predatory trout on organic matter processing in detritus-based stream food webs. *Oikos*, **112**: 31-40.
- GREY, J. (2001). Ontogeny and dietary specialization in brown trout (*Salmo trutta* L.) from Loch Ness, Scotland, examined using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Ecol. Freshw. Fish*, **10**: 168-176.
- GRIES, G. & JUANES, F. (1998). Microhabitat use by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) sheltering during the day in summer. *Can. J. Zool.*, **76**: 1441-1449.
- GRIFFITH, R.W. (1981). *The effect of trout predation on the abundance and production of stream insects*. Thesis. Univ. British Columbia, Vancouver. British Columbia, Canada.
- GRISDALE-HELLAND, B., SHEARER, K.D. & HELLAND, S.J. (2007). Energy and nutrient utilization of Atlantic cod, Atlantic salmon and rainbow trout fed diets differing in energy content. *Aquacult. Nutr.*, **13**: 321-334.
- GROSS, M.R. (1987). Evolution of diadromy in fishes. *Am. Fish. Soc. Symp.*, **1**: 14-25.
- GUIJARRO A.I., DELGADO, M.J., PINILLOS, M.L., LOPEZ-PATINO, M.A. & ALONSO-BEDATE, M. (1999). Galanin and β -endorphin as feeding regulators in cyprinids: effect of temperature. *Aquacult. Res.*, **30**: 483-489.

H

- HALDANE, J.B. (1956). The relation between density regulation and natural selection. *Proc. R. Soc. B*, **145**: 306-308.
- HALL, S.J. & RAFFAELLI, D.G. (1991). Food web patterns: lessons from a species-rich web. *J. Anim. Ecol.*, **60**: 823-842.
- HALVORSEN, M. & STABELL, O.B. (1990). Homing behaviour of displaced stream-dwelling brown trout. *Anim. Behav.*, **39**: 1089-1097.
- HAMBRIGHT, K.D., DRENNER, R.W., MCCOMAS, S.R. & HAIRTON, N.G. JR. (1991). Gape-limited piscivores: Planktivore size refuges and the trophic cascade hypothesis. *Arch. Hydrobiol.*, **121**: 389-404.



- HANSON, P., JOHNSON, T., KITCHELL, J. & SCHINDLER, D.E. (1997). *Fish bioenergetics* 3.0. University of Wisconsin Sea Grant Institute, Madison.
- HARA, T.J. (1994). Olfaction and gestation in fish: an overview. *Acta Physiol. Scand.*, **152**: 207-217.
- HARA, T.J., MACDONALD, S., EVANS, R.E., MAURI, T. & ARAI, S. (1984). Morpholine, bile acids and skin mucus as possible chemical cues in salmonid homing: electrophysiological re-evaluation. In: McCleave, J.D., Arnold, G.P., Dodson, J.J. & Neill, W.H. (Eds.), *Mechanisms of Migration in Fishes*: 363-378. Plenum Press, New York.
- HARPER, D.M. (1982). The feeding of trout during the filling phase of Rutland Water. In: Harper, D.M. & Bullock, J.A. (Eds.), *Rutland Water-Decade of Change*: 191-198. Junk, The Hague.
- HARRIS, G.S. (1971). The freshwater feeding of adult sea trout in the Afon Dyfi (mid-Wales). *Fish. Manag.*, **2**: 20-23.
- HARRISON, S.E. & KLAVERKAMP, J.F. (1989). Uptake, elimination and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Environ. Toxicol. Chem.*, **8**: 87-97.
- HARVEY, H.H. (1966). Commencement of feeding in the sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Verhand. Internat. Verein. Theoret. Angewan. Limnol.*, **16**: 1044-1055.
- HARVEY, B.C. & STEWART, A.J. (1991): Fish size and habitat depth relationships in headwater streams. *Oecologia*, **87**: 336-342.
- HASTINGS, W.H. (1969). Nutritional score. In: Neuhaus, O.W. & Halver, J.C. (Eds.), *Fish in Research*: 263-269. Academic Press, New York.
- HAUGEN, T.O. & RYGG, T.A. (1996). Food- and habitat-segregation in sympatric grayling and brown trout. *J. Fish Biol.*, **49**: 301-318.
- HAURY, J. OMBREDANE, D. & BANGLINIÈRE, J.L. (1991). L'habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) en cours d'eau. In: Baglinière, J.L. & Maisse, G. (Eds.), *La Truite: Biologie et Écologie*:121-149.: INRA Editions, Paris.



- HEGGENES, J., BAGLINIERE, J.L. & CUNJAK., R.A. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. Trutta*) in heterogeneous streams. *Ecol. Freshw. Fish*, **8**: 1-21.
- HEGGENES, J., KROG, O.M., LINDAS, O.R., DOKK, J.G. & BREMNES, T. (1993). Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *J. Anim. Ecol.*, **62**: 295-308.
- HEGGENES, J., OMHOLT, P.K., KRISTIANSEN, J.R., SAGEIE, J., ØKLAND, F., DOKK, J.G. & BEERE, M.C. (2007). Movements by wild brown trout in a boreal river: response to habitat and flow contrasts. *Fish. Manage. Ecol.*, **14**: 333-342.
- HEGGE, O., DERVO, B.K., SKURDAL, J. & HESSEN, D.O. (1989). Habitat utilization by sympatric arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in Lake Atnsjo, south-east Norway. *Freshwat. Biol.*, **22**: 143-152.
- HEINIMAA, S. & ERKINARO, J. (1999). Fast-flowing areas affect the feeding activity of migrating Atlantic salmon smolts in tributaries of a subarctic river. *J. Fish Biol.*, **54**: 688-690.
- HELAND, M. (1980a). La dévalassions des alevins de truite commune, *Salmo trutta* L. I. Caractérisation en milieu artificiel. *Ann. Limnol.*, **16**: 233-245.
- HELAND, M. (1980b). La dévalassions des alevins de truite commune, *Salmo trutta* L. II. Activité des alevins «dévalants» comparés aux sédentaires. *Ann. Limnol.*, **16**: 247-254.
- HELAND, M. (1991). Organisation sociale et territorialité chez la truite commune immature au cours de l'ontogenèse. In: Baglinière, J.L. & Maisse, G. (Eds.), *La Truite: Biologie et Écologie*: 121-149. INRA Editions, Paris.
- HEMING, T.A. (1982). Effects of temperature on utilization of yolk by Chinook salmon (*Oncorhynchus ishawytscha*) eggs and alevins. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **39**: 184-190.
- HENDERSON, M.A. & NORTHCOTE, T.G. (1985). Visual prey detection and foraging in sympatric cutthroat trout (*Salmo clarki clarki*) and Dolly Varden (*Salvelinus malma*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **42**: 785-790.



- HENRY, J.E. (1967). The food, grown and population structure of salmon and trout in two streams in the Scottish Highlands. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. *Fresh. Salmon Fish. Res.*, **38**: 1-32.
- HENRYON, M., JOKUMSEN, A., BERG, P., LUND, I., PEDERSEN, P.B., OLESEN, N.J. & SLIERENDRECHT, W.J. (2002). Genetic variation for grown rate, feed conversion efficiency, and disease resistance exists within a farmed population of rainbow trout. *Aquaculture*, **209**: 59-76.
- HEPHER, B. (1988). *Nutrición de peces comerciales en estanques*. Limusa, México.
- HERBINGER, C.M. & FRIARS, G.W. (1991). Correlation between condition factor and total lipid content in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr. *Aquacul. Fish. Manage.*, **22**: 527-529.
- HERRMANN, R.B., WARREN, C.E. & DOUDOROFF, P. (1962). Influence of oxygen concentration on the growth of juvenile coho salmon. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **91**: 155-167.
- HESTHAGEN, T., JONSSON, B., UGEDAL, O. & FORSETH, T. (1997). Habitat use and life history of Brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in some low acidity lakes in central Norway. *Hydrobiologia*, **348**: 113-126.
- HESTHAGEN, T., SAKSGÅRD, R., HEGGE, O., DERVO, B.K. & SKURDAL, J. (2004). Niche overlap between young brown trout (*Salmo trutta*) and Siberian sculpin (*Cottus poecilopus*) in a subalpine Norwegian river. *Hydrobiologia*, **521**: 117-125.
- HIGHTOWER, N.C. JR. & JANOWITZ, H.D. (1973). Digestion. In: Brobeck, J.R. (Ed.), *Physiological Basis of Medical Practice*: 2-128. The Williams and Wilkins Company, Baltimore.
- HILDERBRAND, R.H. & KERSHNER, J.L. (2004). Influence of habitat type on food supply, selectivity, and diet overlap of Bonneville cutthroat trout and nonnative brook trout in Beaver Creek, Idaho. *N. Am. J. Fish Manage.*, **24**: 33-40.
- HÖJESJÖ, J., ARMSTRONG, J.D. & GRIFFITHS, S.W. (2005). Sneaky feeding by salmon in sympatry with dominant brown trout. *Anim. Behav.*, **69**: 1037-1041.



- HÖJESJÖ, J., ØKLAND, F. SUNDSTRÖN, L.F., PETTERSSON, J. & JOHNSON, J.I. (2007). Movement and home range in relation to dominance; a telemetry study on brown trout *Salmo trutta*. *J. Fish Biol.*, **70**: 257-268.
- HOLCOMBE, G.W., BENOIT, D.A., LEONARD, E.N. & MCKIM, J.M. (1976). Long-term effects of lead exposure on three generations of brook trout *Salvelinus fontinalis*. *J. Fish. Res. B. Can.*, **33**: 1731-1741.
- HOLLING, C.S. (1959). Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *Can. Ent.*, **91**: 385-398.
- HOOGLAND, R., MORRIS, D. & TINBERGEN, N. (1957). The spines of sticklebacks (*Gasterosteus* and *Pygosteus*) as means of defence against predators (*Perca* and *Exos*). *Behaviour*, **10**: 205-216.
- HORTON, A. (1961). The bionomics of brown trout in Dartmoor stream. *J. Anim. Ecol.*, **30**: 311-338.
- HUGHES, R.F. & DILL, L.M. (1990). Position choice by drift-feeding salmonids: model and test for Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in subarctic mountain streams, interior Alaska. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **47**: 2039-2048.
- HUGHES, R.N. & BURROWS, M.T. (1991). Diet selection by dogwhelks in the field: an example of constrained optimization. *Anin. Behav.*, **42**: 47-55.
- HUHTA, A., MUOTKA, T. JUNTUNEN, A. & YRJÖNEN, M. (1999). Behavioural interactions in stream food webs: the case of drift-feeding fish, predatory invertebrates and grazing mayflies. *J. Anim. Ecol.*, **68**: 917-927.
- HUHTA, A., MUOTKA, T. & TIKKANEN, P. (2000). Nocturnal drift of mayfly nymphs as a post-contact antidepredator mechanism. *Freshwat. Biol.*, **45**: 33-42.
- HUNT, R.L. (1975). Food relations and behaviour of salmonid fishes. Use of terrestrial invertebrates as food by salmonid. In: Hassler, A.D. (Ed.), *Coupling of land and water system*: 137-151. Springer-Verlag, New York.
- HURYN, A.D. (1996). An appraisal of the Allen paradox in New Zealand trout stream. *Limnol. Oceanogr.*, **41**: 243-252.



- HUTCHINGS, J.A. & JONES, M.E. (1998). Life history variation and growth rate thresholds for maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **55**: 22-47.
- HYATT, K.D. (1979). Feeding strategy. *In*: Hoar, W.S., Randall, D.J. & Brett, J.R. (Eds.), *Fish Physiology*: 71-119. Academic Press, New York.
- HYNES, H.B. (1950). The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *J. Anim. Ecol.*, **19**: 36-58.
- HYNES, H.B. (1970). *The ecology of running waters*. Univ. Press. Liverpool, Liverpool.
- HYSLOP, E.J. (1980). Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *J. Fish Biol.*, **17**: 411-429.
- HYVÄRINEN, P. & HUUSKO, A. (2006). Diet of brown trout in relation to variation in abundance and size of pelagic fish prey. *J. Fish Biol.*, **68**: 87-98.

I

- ILES, A. & RASMUSSEN, J. (2005). Indirect effects of metal contamination on energetics of yellow perch (*Perca flavescens*) resulting from food web simplification. *Freshwat. Biol.*, **50**: 976-992.
- IMRE, I., GRANT, J.W. & CUNJAK, R.A. (2005). Density-dependent growth of young-of-the-year Atlantic salmon *Salmo salar* in Catamaran Brook, New Brunswick. *J. Anim. Ecol.*, **74**: 508-516.
- INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA: Dirección de recursos minerales. (1992). Mapa minero-metalogénico de Galicia 1:400.000, Madrid.
- IRVINE, J.R. & NORTHCOTE, T.G. (1983). Selection by young rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in simulated stream environments for live and dead prey of different sizes. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **40**: 1745-1749.
- ISHIWATA, N. (1968). Ecological studies on the feeding of fish. VI. External factors affecting satiation amount. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **34**: 785-791.



- ISHIWATA, N. (1970). Food consumption. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **36**: 329-330.
- IVLEV, V.S. (1961). *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Translated from the Russian by Douglas Scott. Yale Univ. Press, New Haven.
- IVLEV, V.S. (1966). The biological productivity of waters. *J. Fish. Res. Board Can.*, **23**: 1727-1759.

J

- JACKSON, P.D. (1980). Movement and home range of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, in the Aberfeldy River, Victoria. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, **31**: 837-845.
- JACKSON, J.K. & FISHER, S.G. (1986). Secondary production, emergence, and export of aquatic insects of a Sonoran desert stream. *Ecology*, **67**: 629-638.
- JENKINS, T.M. (1969a). Social structure, position, choice and microdistribution of two trout species (*Salmo trutta* and *Salmo gairdneri*) resident in mountain streams. *Anim. Behav. Monogr.*, **2**: 57-123.
- JENKINS, T.M. (1969b). Night feeding of brown and rainbow trout in an experimental stream channel. *J. Fish. Res. Board Can.*, **26**: 3275-3278.
- JENKINS, T.M., DIEHL, S., KRATZ, K.M. & COOPER, S.D. (1999). Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology*, **80**: 941-956.
- JENSEN, A.J., JOHNSEN, B.O. & SAKSGÅRD, L. (1989). Temperature requirements in Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from hatching to initial feeding compared with geographic distribution. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **46**: 786-789.
- JENSEN, H., AMUNDSEN, P.A., ELLIOTT, J.M., BØHN, T. & ASPHOLM, P.E. (2006). Prey consumption rates and growth of piscivorous brown trout in a subarctic watercourse. *J. Fish Biol.*, **68**: 838-848.



- JENSEN, H., BØHN, T., AMUNDSEN, P.A. & ASPHOLM, P.E. (2004). Feeding ecology of piscivorous brown trout (*Salmo trutta* L.) in a subarctic watercourse. *Ann. Zool. Fennici*, **41**: 319-328.
- JENSEN, J.W. (1985). The potential growth of salmonids. *Aquaculture*, **48**: 223-231.
- Ji, H. & FRIEDMAN, M.I. (1999). Compensatory Hyperphagia after fasting tracks recovery of liver energy status. *Physiol. Behav.*, **68**: 181-186.
- JOBLING, M. (1981). Mathematical models of gastric emptying and the estimation of daily rates of food consumption for fish. *J. Fish Biol.*, **19**: 245-257.
- JOBLING, M. (1983). Effect of feeding frequency on food intake and growth of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* L. *J. Fish Biol.*, **23**: 177-185.
- JOBLING, M. (1985). Physiological and social constraints on growth of fish with special reference to Arctic charr, *Salvelinus alpinus* L. *Aquaculture*, **44**: 83-90.
- JOBLING, M. (1986). Mythical models of gastric emptying and implications for food consumption studies. *Environ. Biol. Fish*, **16**: 35-50.
- JOBLING, M. (1994). *Fish Bioenergetics*. Chapman and Hall, London.
- JOBLING, M., ARNESEN, A.M., BARRDVIK, B.M., CHRISTIANSON, J.S. & JØRGENSEN, E.H. (1995). Monitoring voluntary feed intake under practical conditions, methods and application. *J. Appl. Ichthyol.*, **11**: 248-262.
- JOBLING, M. & KOSTELA, J. (1996). Interindividual variations in feeding and growth in rainbow trout during restricted feeding and in a subsequent period of compensatory growth. *J. Fish Biol.*, **49**: 658-667.
- JOBLING, M. & MIGLAVS, I. (1993). The size of lipid depots- a factor contributing to the control of food intake in Arctic charr, *Salvelinus alpinus*? *J. Fish Biol.*, **43**: 487-489.
- JOHANSEN, M. (2001). Evidence of freshwater feeding by adult salmon in the Tana River, northern Norway. *J. Fish Biol.*, **59**: 1405-1407.
- JOHNSON, F.H. (1977). Responses of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and yellow perch (*Perca flavescens*) population to removal of white sucker (*Catostomus commersoni*) from a Minnesota Lake. *J. Fish. Res. Board Can.*, **34**: 1633-1642.



- JOHNSON, R.L., COGHLAN, S.M. & HARMON, T. (2007). Spatial and temporal variation in prey selection of brown trout in a cold Arkansas tailwater. *Ecol. Freshwat.*, **16**: 373-384.
- JOHNTSON, I.A. & GOLDSPIK, G. (1973). A study of glycogen and lactate in the myotomal muscles and liver of the coalfish (*Gadus virens* L.) during sustained swimming. *J. Mar. Biol. Ass.*, **53**: 17-26.
- JONES, R.S. (1968). A suggested method for quantifying gut contents in herbivorous fishes. *Micronesica*, **4**: 369-371.
- JONSSON, B. (1985). Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **114**: 182-194.
- JONSSON, B. & GRAVEM, F.R. (1985). Use of space and food by resident and migrant brown trout. *Salmo trutta. Env. Biol. Fish.*, **14**: 281-293.
- JONSSON, B. & JONSSON, N. (2005). Lipid energy reserves influence life-history decision of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in fresh water. *Ecol. Freshw. Fish*, **14**: 296-301.
- JÖNSSON, E., JOHNSON, J.I. & BJÖRNSSON, B.TH. (1996). Growth hormone increases predation exposure of rainbow trout. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, **263**: 647-651.
- JONSSON, N. & JONSSON, B. (1997). Energy allocation in polymorphic brown trout. *Funct. Ecol.*, **11**: 310-317.
- JONSSON, N. & JONSSON, B. (1999). Trade-off between egg mass and egg number in brown trout. *J. Fish Biol.*, **55**: 767-783.
- JONSSON, N., JONSSON, B. & FLEMING, I.A. (1996). Does early growth cause a phenotypically plastic response in egg production of Atlantic salmon? *Funct. Ecol.*, **10**: 89-96.
- JONSSON, N., NAESJE, T.F., JONSSON, B., SAKSGÅRD, R. & SANDLUND, O.T. (1999). The influence of piscivory on life history traits of brown trout. *J. Fish Biol.*, **55**: 1129-1141.
- JÖRGEN, I., JOHNSON, J.I. & BOHLIN, T. (2005). Compensatory growth for free? A field experiment on brown trout, *Salmo trutta. Oikos*, **111**: 31-38.



JUNGE, C.O. & LIBOSVARSKY, J. (1965). Effect of size selectivity on population estimates based on successive removals with electric fishing gear. *Zool. Listy.*, **14**: 171-178.

JUSTUS, J.A. & FOX, M.G. (1994). The cost of early maturation on growth, body condition on somatic lipid content in a lake pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) population. *Ecol. Freshw. Fish*, **3**: 9–17.

K

KALLEBERG, H. (1958). Observations in stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *Salmo trutta* L.). *Rep. Int. Freshwater Res. Drottningholm*, **39**: 55-98.

KARA, C. & ALP, A. (2005). Feeding habits and diet composition of brown trout (*Salmo trutta*) in the upper streams of river Ceyhan and river Euphrates in Turkey. *Turk. J. Vet. Animal Science*, **29**: 417-428.

KASUMYAN, A.O. & DØVING, K. (2003). Taste preferences in fishes. *Fish Fish.*, **4**: 289-347.

KATS, L.B. & FERRER, R.P. (2003). Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Divers. Distrib.*, **9**: 99-110.

KAUSHIK, S.J. & MÉDALE, F. (1994). Energy requirements, utilization and dietary supply to salmonids. *Aquaculture*, **124**: 81-97.

KAUSE, A., TOBIN, D., MÄNTYSAARI, E.A., MARTIN, S.A., HOULIHAN, D.F., KIESSLING, A., RUNGRUANGSAK-TORRISSEN, K., RITOLA, O. & RUOHONEN, K. (2007). Genetic potential for simultaneous selection of growth and body composition in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) depends on the dietary protein and lipid content: Phenotypic and genetic correlations on two diets. *Aquaculture*, **271**: 162-172.



- KAWAGUCHI, Y. & NAKANO, S. (2001). Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. *Freshwat. Biol.*, **46**: 303-316.
- KEELEY, E.R. & GRANT, J.W. (1997). Allometry of diet selectivity in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **54**: 1894-1902.
- KEELEY, E.R. & GRANT, J.W. (2001). Prey size of salmonid fishes in stream, lakes and oceans. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **58**: 1122-1132.
- KENNEDY, C.M. (1969). Tubificid oligochaetae as food of dace. *J. Fish Biol.*, **1**: 11-15.
- KENNEDY, M. & FITZMAURICE, P. (1971). Growth and food of brown trout *Salmo trutta* (L.) in Irish Waters. *Proc. R. Ir. Acad.*, **71**: 269-352.
- KENNEDY, M. & FITZMAURICE, P. (1972). Some aspects of the biology of gudgeon *Gobio gobio* (L.) in Irish waters. *J. Fish Biol.*, **4**: 425-440.
- KGWATALALA, P.M. & NIELSEN, M.K. (2004). Performance of mouse lines divergently selected for heat loss when exposed to different environmental temperatures. II. Feed intake, growth, fatness, and body organs. *J. Anim. Sci.*, **82**: 2884-2891.
- KIESSLING, A., ÅSÅGRD, T., STOREBAKKEN, T., JOHANSSON, L. & KIESSLING, K.H. (1991). Changes in the structure and function of the epaxial muscle of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in relation to ration and age. III: Chemical composition. *Aquaculture*, **93**: 373-387.
- KINGHORN, B. (1983). Genetic variation in food conversion efficiency and growth of rainbow trout. *Aquaculture*, **32**: 141-155.
- KLEMETSEN, A., AMUNDSEN, P.A., DEMPSON, J.B., JONSSON, B., JONSSON, N., O'CONNELL, F.O. & MORTENSEN, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L., and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecol. Freshw. Fish*, **12**: 1-59.
- KNAPP, R.A. (2005). Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. *Biol. Conserv.*, **121**: 265-279.
- KNAPP, R.A., VREDENBUG, V.T. & MATTHEWS, K.R. (1998). Effects of stream channel morphology on golden trout spawning habitats and recruitment. *Ecol. Appl.*, **8**: 1104-1117.



- KNOX, D., WALTON, M.J. & COWEY, C.B. (1980). Distribution of enzymes of glycolysis and gluconeogenesis in fish tissues. *Mar. Biol.*, **56**: 7-10.
- KNUTSEN, J.A., KNUTSEN, H., GJØSETER, J. & JONSSON, B. (2001). Food of anadromous brown trout at sea. *J. Fish Biol.*, **59**: 533-541.
- KNUTSEN, J.A., KNUTSEN, H., OLSEN, M. & JONSSON, B. (2004). Marine feeding of anadromous *Salmo trutta* during winter. *J. Fish Biol.*, **64**: 89-99.
- KOHLER, S.L. & MCPEEK, M.A. (1989). Predation risk and the foraging behaviour of competing stream insects. *Ecology*, **70**: 1811-1825.
- KOSKELA, J., PIEHONEN, J. & JOBLING, M. (1997a). Variations in feed intake and growth of Baltic salmon and brown trout exposed to continuous light at constant low temperature. *J. Fish Biol.*, **50**: 837-845.
- KOSKELA, J., PIEHONEN, J. & JOBLING, M. (1997b). Growth and feeding responses of a hatchery population of brown trout (*Salmo trutta* L.) at low temperatures. *Ecol. Freshw. Fish*, **6**: 116-121.
- KREIVI, P., MUOTKA, T., HUUSKO, A., MÄKI-PEÄYS, A., HUHTA, A. & MEISSNER, K. (1999). Diel feeding periodicity, daily ration and prey selectivity in juvenile brown trout in a subarctic river. *J. Fish Biol.*, **55**: 553-571.
- KRISTIANSEN, H.R. (1999). Discrete and multiple meal approaches applied in a radiographic study of feeding hierarchy formation in juvenile salmonids. *Aquacult. Res.*, **30**: 519-527.
- KUMAR, A. (1996). Seasonal variations in the calorific contents of certain predatory insects in a village fish pond of Santhal Parganas (Bihar). *J. Environ. Biol.*, **17**: 59-62.
- KWAK, T.J. & WATERS, T.F. (1997). Trout production dynamics and water quality in Minnesota streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **126**: 35-48.

**L**

- L'ABÉE-LUND, J.H., LANGELAND, A. & SAEGROV, H. (1992). Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. *J. Fish Biol.*, **41**: 91-101.
- L'ABÉE-LUND, J.H., AASS, P. & SAEGROV, H. (1996). Prey orientation in piscivorous brown trout. *J. Fish Biol.*, **48**: 871-877.
- LAGARDÈRE, J.P., MALLEKH, R. & MARIANI, A. (2004). Acoustic characteristics of two feeding modes used by brown trout (*Salmo trutta*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and turbot (*Scophthalmus maximus*). *Aquaculture*, **240**: 607-616.
- LAGARRIGUE, T., CÉRÉGHINO, R., LIM, P., REYES-MARCHANT, P., CHAPPAZ, R., LAVANDIER, P. & BELAUD, A. (2002). Diel and seasonal variations in brown trout (*Salmo trutta*) feeding patterns and relationship with invertebrate drift under natural and hydropeaking conditions in a mountain stream. *Aquat. Living Resour.*, **15**: 129-137.
- LAGLER, K.F., BARDACH, J.E., MILLER, R.R. & PASSINO, D.R. (1977). *Ichthyology*. John Wiley & Sons, New York.
- LAHNSTEINER, F. WEISMANN, T. & PATZNER, R.A. (1999). Physiological and biochemical parameters for egg quality determination in lake trout, *Salmo trutta lacustris*. *Fish Physiol. Biochem.*, **20**: 375-388.
- LAM, T.J. (1983). Environmental influences on gonadal activity in fish. *In*: Hoar, W.S., Randall, D.J. & Donaldson, E.M. (Eds.), *Fish physiology*: 65-116. Academic Press, New York.
- LAMAS, S. (2004). *Caracterización da acumulación de contaminantes metálicos en tecidos de Salmo trutta. Fontes de variabilidade e implicacións metodolóxicas*. Memoria de licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- LAMAS, S., FERNÁNDEZ, J.A., ABOAL, J.R. & CARBALLEIRA, A. (2007). Testing the use of juvenile *Salmo trutta* L. as biomonitors of heavy metal pollution in freshwater. *Chemosphere*, **67**: 221-228.



- LANDSBERG, J.H., BLAKESLEY, B.A., REESE, R.O., MCRAE, G. & FORSTCHEN, P.R. (1998). Parasites of fish as indicators of environmental stress. *Environ. Monit. Assess.*, **51**: 211-232.
- LANGELAND, A., L'ABÉE-LUND, J.H., JONSSON, B. & JONSSON, N. (1991). Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) and brown trout *Salmo trutta* (L.). *J. Anim. Ecol.*, **60**: 895-912.
- LE BAIL, P.Y. & BOEUF, G. (1997). What hormones may regulate food intake in fish? *Aquat. Living. Resour.*, **10**: 371-379.
- LE CREN, E.D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.*, **20**: 201-219.
- LE CREN, E.D. (1969). Estimates of fish populations and production in small streams in England. In: Northcote, T.G. (Ed.), *Symposium on salmon and trout in streams*: 3-18. Institute of Fisheries, The University of British Columbia, Vancouver.
- LE CREN, E.D. (1972). Fish production in freshwater. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, **29**: 115-133.
- LEGER, L. (1910). Principes de la méthode rationnelle du peuplement des cours d'eau à Salmonidés. *Ann. Univ. Grenoble.*, **22**: 533-568.
- LELEK, A. (1974). *Toward a method of evaluation of fish populations in the streams based on successive fish removals*. Proceedings Aviemore Symposium FAO. EIFAC/74/I/Symp-**38**: 2-8.
- LEMLY, A.D. (1996). Winter stress syndrome: An important consideration for hazard assessment of aquatic pollutants. *Ecotox. Environ. Safe.*, **34**: 223-227.
- LEMLY, A.D. (2002). Symptoms and implications of selenium toxicity in fish: the Belews Lake case example. *Aquat. Toxicol.*, **57**: 39-49.
- LEPPARD, G.G. (1983). *North Atlantic Treaty Organization Advanced Research Workshop Program on Trace Element Speciation in Surface Waters and its Ecological Implications (1983. Nervi, Genoa): Trace element speciation in surface waters and its ecological implications*. Plenum Press, New York and London.



- LESLIE, P.H. & DAVIS, D.H. (1939). An attempt to determine the number of rats in a given area. *J. Anim. Ecol.*, **8**: 94-113.
- LIEN, L. (1981). Biology of the minnow *Phoxinus phoxinus* and its interactions with brown trout *Salmo trutta* in Ovre Heimdalsvatn, Norway. *Holariti. Ecol.*, **4**: 191-200.
- LINDSAY, G.J. (1984). Adsorption of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) gastric lysozymes and chitinase by cellulose and chitin. *Aquaculture*, **42**: 241-246.
- LINTON, K.T., MORGAN, I.J., WALSH, P.J. & WOOD, M.C. (1998). Chronic exposure of rainbow trout (*Oncorhynchus mikiss*) to simulated climate warming and sublethal ammonia: a year-long study of their appetite, growth, and metabolism. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **55**: 576-586.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. (2003). Spatiotemporal dynamics of brown trout production in a Cantabrian stream: effects of density and habitat quality. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **132**: 621-637.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. (2004). Discharge-dependent covariation patterns in the population dynamics of brown trout (*Salmo trutta*) within a Cantabrian river drainage. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **61**: 1929-1939.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. (2005a). Spatial and temporal variation in the operation of density dependence on growth of stream-living trout (*Salmo trutta* L.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **62**: 1231-1242.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. (2005b). The importance of recruitment for the production dynamics of stream-dwelling brown trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **62**: 2484-2493.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. (2007a). Density-dependent growth in stream-living Brown Trout *Salmo trutta* L. *Funct. Ecol.*, **21**: 117-124.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. (2007b). Numerical changes in stream-resident brown trout (*Salmo trutta*): uncovering the roles of density-dependent and density-independent factors across space and time. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **64**: 1429-1447.



- LOBÓN-CERVIÁ, J. & FITZMAURICE, P. (1988). Stock assessment, production rates and food consumption in two contrasting Irish populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **35**: 497-513.
- LOBÓN-CERVIÁ, J., MONTAÑÉS, C. & DE SOSOTA, A. (1985). Production and food consumption of a population of brown trout (*Salmo trutta* L.) in an aquifer-fed stream of Old Castile (Spain). *Proc. 4th. Brit. Freshw. Fish. Conf.*, 41-51.
- LOBÓN-CERVIÁ, J., MONTAÑÉS, C. & DE SOSOTA, A. (1986). Reproductive ecology and growth of a population of brown trout (*Salmo trutta* L.) in an aquifer-fed stream of Old Castile (Spain). *Hydrobiologia*, **135**: 81-94.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. & MORTENSEN, E. (2006). Two-phase self-thinning in stream-living juveniles of lake-migratory brown trout *Salmo trutta* L. Compatibility between linear and non-linear patterns across populations? *Oikos*, **113**: 412-423.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. & PENCZAC, T. (1984). Fish production in the Jarama river, central Spain. *Hol. Ecol.*, **7**: 128-137.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. & RINCÓN, P. (1998). Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a southern brown trout (*Salmo trutta* L.) population. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **127**: 718-728.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. & RINCÓN, P. (2004). Environmental determinants of recruitment and their influence on the population dynamics of stream-living brown trout *Salmo trutta*. *Oikos*, **105**: 641-646.
- LOBÓN-CERVIÁ, J., UTRILLA, C.G., RINCÓN, P.A. & AMEZCUA, F. (1997). Environmentally induced spatio-temporal variations in the fecundity of brown trout *Salmo trutta* L.: trade-offs between egg size and number. *Freshwat. Biol.*, **38**: 277-288.
- LÓPEZ-ÁLVAREZ, J.V. (1984). Observaciones sobre la alimentación natural de la trucha común (*Salmo trutta fario* L.) en algunos ríos de la Cuenca del Duero. *Limnetica*, **1**: 247-255.
- LÓPEZ, J. (1981). Estudio ecológico de la fauna de macroinvertebrados béticos de río Turón. Tesis. Universidad de Oviedo, España.



- LUCKENBACH, T., KILIAN, M., TRIEBSKORN, R. & OBEREMM, A. (2001). Fish early life stage tests as a tool to assess embryotoxic potentials in small streams. *J. Aquat. Ecosyst. Stress. Recov.*, **8**: 355-370.
- LYSE, A.A., STEFANSSON, S.O. & FERNÖ, A. (1998). Behaviour and diet of sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *J. Fish Biol.*, **52**: 923-936.

M

- MACCARTHUR, R.H. & PIANKA, E.R. (1966). On optimal use of a patchy environment. *Am. Nat.*, **100**: 603-609.
- MACCRIMMON, H.R. & TWONGO, T.K. (1980). Ontogeny of feeding behaviour in hatchery-reared rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can. J. Zool.* **58**: 20-26.
- MACNEIL, C., ELWOOD, R.W. & DICK, J.T. (2000). Factors influencing the importance of *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda) in riverine salmonid diets. *Archiv. Hydrobiol.*, **149**: 87-107.
- MADENJIAN, C.P., DESORCIES, T.J. & STEDMAN, R.M. (1998). Ontogenetic and spatial patterns in diet and growth of lake trout in Lake Michigan. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **127**: 236-252.
- MADSEN, L. & DALSGAARD, I. (1999). Vertebral column deformities in farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, **171**: 41-48.
- MAIA, C.F. & VALENTE, A.C. (1999). The brown trout *Salmo trutta* L. populations in the river Lima catchment. *Limnetica*, **17**: 119-126.
- MAISSE, G. & BAGLINIERE, J.L. (1991). Biologie de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans les rivières françaises. In: Baglinière, J.L. & Maisse, G. (Eds.), *La truite: biologie et écologie*: 97-120. INRA Editions, Paris.
- MAISSE, G., BAGLINIERE, J.L. & LE BAIL, P.Y. (1987). Dynamique de la population de truite commune (*Salmo trutta*) d'un ruisseau breton (France): les géniteurs sédentaires. *Hydrobiologia*, **148**: 123-130.



- MALMQUIST, H.J., INGIMARSSON, F., JOHANNSDOTTIR, E.E., GISLASON, D. & SNORRASON, S.S. (2002). Biology of Brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic Charr (*Salvelinus fontinalis*) in Four Faroese lakes. *Ann. Soc. Scient. Faeroensis Suppl.*, **36**: 94-113.
- MAMBRINI, M., LABBE, L., RANDRIAMANANTSOA, F. & BOUJARD, T. (2006). Response of growth-selected brown trout (*Salmo trutta*) to challenging feeding conditions. *Aquaculture*, **252**: 429-440.
- MANN, R.H., BLACKBURN, J.H. & BEAUMONT, W.R. (1989). The ecology of brown trout *Salmo trutta* in English chalk streams. *Freshwat. Biol.*, **21**: 57-70.
- MANN, R.H. & PENCZAK, T. (1986). Fish production in rivers: a review. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **33**: 233-247.
- MARGALEF, R. (1958). Information theory in ecology. *Gen. Syst.*, **3**: 36-71.
- MARSCHALL, E.A. & CROWDER, L.B. (1995). Density-dependent survival as a function of size in juvenile salmonids in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **52**: 136-140.
- MARSHALL, S. & ELLIOTT, M. (1997). A comparison of univariate and multivariate numerical and graphical techniques for determining inter- and intraespecific feeding relationships in estuarine fish. *J. Fish Biol.*, **51**: 526-545.
- MARTÍNEZ, J. & GARCÍA DE JALÓN, D. (1988). Estudio de las poblaciones trucheras del río Tormes. *Ecología*, **2**: 303-313.
- MARTÍNEZ, P., ARIAS, J., CASTRO, J. & SÁNCHEZ, L. (1993). Differential stocking incidence in brown trout (*Salmo trutta*) populations from Northwestern Spain. *Aquaculture*, **114**: 203-216.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I., BARBADILLO, J. & LAPEÑA, M. (2003). Effect of introduced fish on amphibian species richness and densities at a montane assemblage in the Sierra de Neila, Spain. *Herpetol. J.*, **13**: 167-173.
- MARTY-MAHÉ, P., LOISEL, P., FAUCONNEAU, B., HAFFRAY, P., BROSSARD, D. & DAVENEL, A. (2004). Quality traits of brown trouts (*Salmo trutta*) cutlets described by automated color image analysis. *Aquaculture*, **232**: 225-240.
- MASON, C.F. (1981). Biology of freshwater pollution. Longman, Harlow.



- MASON, C.F. & MACDONALD, S.N. (1982). The input of terrestrial invertebrates from tree canopies to stream. *Freshwat. Biol.*, **12**: 305-311.
- MASON, J.C. (1976). Some features of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, fry emerging from simulated reeds and concurrent changes in photobehaviour. *Fish. Bull.*, **74**: 167-175.
- MAURI, T., EVANS, R.E., ZIELINSKI, B. & HARA, T.J. (1983). Gustatory responses of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) palate to amino acids and derivatives. *J. Comp. Psychol.*, **153**: 423-433.
- MCCORMACK, J.C. (1962). The food young trout (*Salmo trutta*) in two different necks. *J. Anim. Ecol.*, **31**: 305-316.
- MCDOWALL, R.M. (1994). On size and growth in freshwater fish. *Ecol. Freshwat. Fish.*, **3**: 67-79.
- MCINTOSH, A.R. & TOWNSEND, C.R. (1995). Contrasting predation risks presented by introduced brown trout and native common river galaxias in New Zealand streams. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **52**: 1821-1833.
- MCKAY, L.R. & GJERDE, B. (1986). Genetic variation for a spinal deformity in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture*, **52**: 263-272.
- MCKINNEY, T. & SPEAS, D.W. (2001). Observations of size-related asymmetries in diet and energy intake of rainbow trout in a regulated river. *Environ. Biol. Fishes*, **61**: 435-444.
- MCLAUGHLIN, R.L. (2001). Behavioural diversification in brook charr: adaptive responses to local conditions. *J. Anim. Ecol.*, **70**: 325-337.
- MCLAUGHLIN, R.L., FERGUSON, M.M. & NOAKES, D.L. (1995). Concentrations of nucleic acids and protein as indices of nutritional status for recently emerged brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **52**: 848-854.
- MCLAUGHLIN, R.L., GRANT, J.W. & KRAMER, D.L. (1994). Foraging movements in relation to morphology, water-column use and diet of recently emerged brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in Stillwaters pools. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **51**: 268-279.



- MCLEMORE, C.E. & MEEHAN, W.R. (1988). *Invertebrates of Meadow Creek, Union County, Oregon, and their use as food by trout*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.
- MCLENNAN, J.A. & MACMILLAN, B.W. (1984). The food of rainbow and brown trout in the Mohaka and other rivers of Hawke's Bay, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freswat. Res.*, **18**: 143-158.
- MCMAMARA, P.T., CALDARONE, E.M. & BUCKLEY, L.J. (1999). RNA/DNA ratio and expression of 18S ribosomal RNA, actin and myosin heavy chain messenger RNAs in starved and fed larval Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Mar. Biol.*, **135**: 123-132.
- MEIER, G.M., MEYER, E.I. & MEYNS, S. (2000). Lipid content of stream macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.*, **147**: 447-463.
- MEISSNER, K. & MUOTKA, T. (2006). The role of trout in stream food webs: integrating evidence from field surveys and experiments. *J. Anim. Ecol.*, **75**: 421-433.
- MENGE, B.A. (2000). Recruitment vs postrecruitment processes as determinants of barnacle population abundance. *Ecol. Monogr.*, **70**: 265-288.
- MERA, A., COBO, F. & GONZÁLEZ, M.A. (1999). Valor nutritivo y energético de algunas familias de macroinvertebrados dulceacuícolas pertenecientes a la base trófica del Salmón Atlántico (*Salmo salar* L., 1758) en estadios juveniles. In: KRK (Ed.), "El Salmón Atlántico en la Península Ibérica: Un Reto del Siglo XXI". Libro de ponencias y comunicaciones de la 1ª semana del Salmón Atlántico en la Península Ibérica: 155-162. Universidad de Oviedo.
- MERNA, J.W. (1986). Contamination of stream fishes with chlorinated hydrocarbons from eggs of Great Lakes salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **115**: 69-74.
- METCALFE, N.B. (1994). The role of behaviour in determining salmon growth and development. *Aquacult. Fish. Manage.*, **25**: 67-76.
- METCALFE, N.B., HUNTINGFORD, F.A., GRAHAN, W.D. & THORPE, J.E. (1989). Early social status and the development of life-history strategies in Atlantic salmon. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, **236**: 7-19.



- METCALFE, N.B., TAYLOR, A.C., & THORPE, J.E. (1995). Metabolic rate, social status and life-history strategies in Atlantic salmon. *Anin. Behav.*, **49**: 431-436.
- METCALFE, N.B. & THORPE, J.E. (1992). Anorexia and defended energy levels in overwintering juvenile salmon. *J. Anim. Ecol.*, **61**: 175-181.
- METZ, J.P. (1974). Die invertebratendrift an der oberfläche eines voralpenflusses und ihre selektive ausnutzung durch die regenbogenforellen (*Salmo gairdneri*). *Oecologia*, **14**: 247-267.
- MICHA, J.C., DANDRIFOSSE, G. & JEUNIAUX, CH. (1973). Distribution et localisation tissulaire de la synthèses de chainasse chez les vertèbres inférieurs. *Arch. Int. Physiol. Biochim.*, **81**: 439-451.
- MILLER, T.J., CROWDER, L.B., RICE, J.A. & MARSCHALL, E.A. (1988). Larval size and recruitment mechanisms in fishes: towards a conceptual framework. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**: 1657-1670.
- MINSHALL, G.W., BROCK, J.T. & LAPOINT, T.W. (1982). Characterization and dynamics of benthic organic matter and invertebrate functional feeding group relationships in the upper Salmon River, Idaho (U.S.A.). *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, **67**: 793-820.
- MONTAÑÉS, C. & LOBÓN-CERVIÁ, J. (1986). Feeding ecology of a population of brown trout (*Salmo trutta* L.) in a aquifer-fed stream of Old Castile. Spain. *Ekol. Pol.*, **34**: 203-213.
- MONTORI, A., TIerno DE FIGUEROA, J.M. & SANTOS, X. (2006). The diet of the Brown trout *Salmo trutta* (L.) during the Reproductive Period: Size-Related and Sexual Effects. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **91**: 438-450.
- MOORE, J.W. (1972). Piscivorous activities of brown bullheads in Lockland Point. Ontario. Canada. *Proq. Fish. Cult.*, **34**: 141-142.
- MORGAN, I.J., MCCARTHY, I.D. & METCALFE, N.B. (2000). Life-history strategies and protein metabolism in overwintering juvenile Atlantic salmon: growth is enhanced in early migrants trough lower protein turnover. *J. Fish Biol.*, **56**: 637-647.



- MORGAN, I.J., MCCARTHY, I.D. & METCALFE, N.B. (2002). The influence of life-history strategy on lipid metabolism in overwintering juvenile Atlantic salmon. *J. Fish Biol.*, **60**: 674–686.
- MORGAN, I.J., McDONALD, D.G & WOOD, C.M. (2001). The cost of living for freshwater fish in a warmer, more polluted world. *Global. Change. Biol.*, **7**: 345-355.
- MORGAN, I.J. & METCALFE, N.B. (2001). Deferred costs of compensatory growth after autumnal food shortage in juvenile salmon. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, **268**: 295-301.
- MORINVILLE, G.R. & RASMUSSEN, J.B. (2003). Early juvenile bioenergetic differences between anadromous and resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **60**: 401-410.
- MORTENSEN, E. (1977a). The population dynamics of young trout (*Salmo trutta* L.) in a Danish brook. *J. Fish Biol.*, **10**: 23-33.
- MORTENSEN, E. (1977b). Population, survival, growth and production of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. *Oikos*, **28**: 9-15.
- MORTENSEN, E. (1978). The population dynamics and production of trout (*Salmo trutta* L.) in a small Danish stream. In: Moring, J.R. (Ed.), *Proceedings of the wild trout-catchable trout symposium*: 151-160. Department of Fish and Wildlife Research, Oregon.
- MORTENSEN, E. (1985). Population and energy dynamics of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. *J. Anim. Ecol.*, **54**: 869-882.
- MORTENSEN, E.P., GEERTZ-HANSEN, P. & MARCUS, E. (1988). The significance of temperature and food as factors affecting the growth of brown trout, *Salmo trutta* L., in four Danish streams. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **35**: 533-544.
- MURPHY, B.R., WILLIS, D.W. & SPRINGER, T.A. (1991). The relative weight index in fisheries management: status and needs. *Fisheries*, **2**: 30-38.
- MURPHY, M.L., HAWKINS, C.P. & ANDERSON, N.H. (1981). Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. *Trans. Am. Fish. Soc.* **110**: 469-478.



N

- NAESJE, T.F., SANDLUND, O.T. & SAKSGÅRD, R. (1998). Selective predation by brown trout (*Salmo trutta* L.) on polymorphic whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) *Arch. Hydrobiol.*, **50**: 283-294.
- NAKANO, S. (1994). Variation in agonistic encounters in a dominance of freely interacting red-spotted masu salmon (*Oncorhynchus masou ishikawai*). *Ecol. Fresh. Biol.*, **3**: 153-158.
- NAKANO, S., MIYASAKA, H. & KUHARA, N. (1999a). Terrestrial aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology*, **80**: 2435-2441.
- NAKANO, S., KAWAGUCHI, Y., TANIGUCHI, Y., MIYASAKA, H., SHIBATA, Y., URABE, H. & KUHARA, N. (1999b). Selective foraging on terrestrial invertebrates by rainbow trout in a forested headwater stream in northern Japan. *Ecol. Res.*, **14**: 351-360.
- NEEDHAM, P.R. (1928). A quantitative study of the fish food supply in selected areas. *N. Y. Cons Dept. Suppl. To 17th. Am. Report.* 192-206.
- NELLY-QUINN, M. & BRACKEN, J.J. (1990). A seasonal analysis of the diet and feeding dynamics of brown trout, *Salmo trutta* L., in a small nursery stream. *Aquacult. Fish. Manage.* **21**: 107-124.
- NEVEU, A. (1980). Relations entre le benthos, la dérive, le rythme alimentaire et le taux de consommation des truites communes (*Salmo trutta* L.) en canal expérimental. *Hydrobiologia*, **76**: 217-228.
- NEVEU, A. (1981). Les rythmes alimentaires en milieu naturel. *In*: Fontaine, M. (Ed.), *Nutrition des poissons*: 339-354. Coll. Cnerna, Paris.
- NEVEU, A. (1991). Stratégie alimentaire de la truite commune (*Salmo trutta* L.) en eaux courantes. *In*: Baglinière, J.L. & Maisse, G. (Eds.), *La truite: biologie et écologie*: 97-120. INRA Editions, Paris.



- NEVEU, A. & ECHAUBARD, M. (1980). La dérive estivale des invertébrés aquatiques et terrestres dans un ruisseau du Massif-Central: La Couze Pavin. *Ann. Hydrobiol.*, **6**: 1-26.
- NEVEU, A. & THIBAUT, M. (1977). Comportement alimentaire d'une population sauvage de truites fario (*Salmo trutta* L.) dans un ruisseau des Pyrénées Atlantiques, le Lissuraga. *Ann. Hydrobiol.*, **8**: 111-128.
- NEWBOLD, J.D., ELWOOD, J.W., O'NEILL, R.V. & VAN WINKLE, W. (1981). Measuring nutrient spiralling in streams. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **38**: 860-863.
- NEWMAN, R.M. (1987). Comparison of encounter model predictions with observed size-selectivity by stream trout. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **6**: 56-64.
- NEWMAN, R.M. (1991). Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **10**: 89-114.
- NICHOLSON, A.J. (1933). The balance of animal populations. *J. Anim. Ecol.*, **2**: 132-178.
- NICHOLSON, A.J. (1957). The self-adjustment of population to change. *Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol.*, **22**: 153-173.
- NICOLA, G.G. & ALMODÓVAR, A. (2002). Reproductive traits of stream-dwelling brown trout *Salmo trutta* in contrasting neighbouring rivers of central Spain. *Freshwat. Biol.*, **47**: 1353-1365.
- NICOLA, G.G. & ALMODÓVAR, A. (2004). Growth pattern of stream-dwelling brown trout under contrasting thermal conditions. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **133**: 66-78.
- NICOLA, G.G., ALMODÓVAR, A., JONSSON, B. & ELVIRA, B. (2008). Recruitment variability of resident brown trout in peripheral populations from southern Europe. *Freshwat. Biol.*, **53**: 2364-2374.
- NICIEZA, A.G. & BRANA, F. (1993). Relationships among smolt size, marine growth, and sea age at maturity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in northern Spain. *Can. J. Aquat. Sci.*, **50**: 1632-1870.
- NICIEZA, A.G., REIRIZ, L. & BRAÑA, F. (1994). Variation in digestive performance between geographically disjunct populations of Atlantic salmon: countergradient in passage time and digestive rate. *Oecologia*, **99**: 243-251.



- NIELSEN, J.L. (1992). Microhabitat-specific foraging behaviour, diet, and growth of juvenile coho salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **121**: 617-634.
- NIKOLSKY, G.V. (1963). *The ecology of fishes*. Academic Press, Londres.
- NILSSON, N.A. (1957). On the feeding habits of trout in a stream of northern Sweden. *Inst. Fresh. Res. Drott.*, **38**: 154-166.
- NISBET, M. & VERNEAUX, J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition des classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales Limnol.*, **6**: 161-190.
- NISLOW, K.H., FOLT, C.L. & SEANDEL, M (1998). Food and foraging behaviour in relation to microhabitat use and survival of age-0 Atlantic salmon. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **55**: 116-127.
- NISLOW, K.H., SEPULVEDA, A.J. & FOLT, C.L. (2004). Mechanistic linkage of hydroelectric regime to summer growth of age-0 Atlantic salmon. *Transac. Am. Fish. Soc.*, **133**: 79-88.

O

- O'BRIEN, W.J., SLADE, N.A. & VINYARD, G.L. (1976). Apparent size as a determinant of prey selection by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Ecology*, **57**: 1304-1310.
- OHTSUKA, R., KAWABE, T., INAOKA, T., SUZUKI, T., HONGO, T., AKIMICHI, T. & SUGAHARA, T. (1984). Composition of local and purchased foods consumed by the Gidra in lowland Papua. *Ecol. Food. Nutr.*, **15**: 159-169.
- OJANGUREN, A.F., REYES-GAVILÁN, F.G. & BRAÑA, F. (1996). Effects of egg size on offspring development and fitness in brown trout, *Salmo trutta* L. *Aquaculture*, **147**: 9-20.
- O'KEEFE, R.A. & BENFEY, T.J. (1999). Comparative growth and food consumption of diploid and triploid brook trout (*Salvelinus fontinalis*) monitored by radiography. *Aquaculture*, **175**: 111-120.



- OLSON, M.H. (1996). Predator-prey interactions in size-structured fish communities: implications of prey growth. *Oecologia*, **108**: 757-763.
- OLSSON, I.C. & GREENBERG, L.A. (2004). Partial migration in a landlocked brown trout population. *J. Fish Biol.*, **65**: 106-121.
- OLSSON, I.C., GREENBERG, L.A., BERGMAN, E. & WYSUJACK, K. (2006). Environmentally induced migration: the importance of food. *Ecol. Lett.*, **9**: 645-651.
- OLSSON, I.C., GREENBERG, L.A., EKLOV, A.G. (2001). Effect of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *North Am. J. Fish. Manage.*, **3**: 498-506.
- OLSVIK, P.A., GUNDERSEN, P., ANDERSEN, R.A. & ZACHARIASSEN, K.E. (2000). Metal accumulation and metallothionein in two populations of brown trout, *Salmo trutta*, exposed to different natural water environments during a run-off episode. *Can. J. Zool.*, **50**: 301-316.
- ORIZAOLA, G. & BRAÑA, F. (2006). Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. *Anim. Conserv.*, **9**: 171-178.
- OSCOZ, J., ESCALA, M.C. & CAMPOS, F. (2000). La alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* L., 1758) en un río de Navarra (N. España). *Limnetica*, **18**: 29-35.
- OSCOZ, J., LEUNDA, P.M., CAMPOS, F., ESCALA, M.C. & MIRANDA, R. (2005). Diet of 0+ brown trout (*Salmo trutta* L., 1758) from the river Erro (Navarra, North of Spain). *Limnetica*, **24**: 319-326.
- OWEN, T.G. & WIGGS, A.J. (1971). Thermal compensation in the stomach of the brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchill). *Comparative Biochem. Physiol Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, **40**: 465-473.
- OTTO, C. & SJÖSTRÖM, P. (1983). Cerci as antipredatory attributes in stonefly nymphs. *Oikos*, **41**: 200-204.
- ØKLAND, F., JONSSON, B., JENSEN, A.J. & HANSEN, L.P. (1993). Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and Atlantic salmon? *J. Fish Biol.*, **42**: 541-550.



ØVERLI, Ø., WINBERG, S., DAMSGÅRD, B. & JOBLING, M. (1998). Food intake and spontaneous swimming activity in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*): role of brain serotonergic activity and social interactions. *Can. J. Zool.*, **76**: 1366-1370.

P

PAINE, R.T. (1980). Food webs: Linkage, interaction strength and community infrastructure. *J. Anim. Ecol.*, **49**: 667-685.

PAPAGEORGIU, N.C., NEOPHYTOU, C.N. & VLACHOS, C.G. (1984). Food and feeding of brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in Aspropotamos stream, Greece. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **104**: 277-285.

PAULI, W. (1980). *General principles of quantum mechanics*, translated by Achuthan, P. & Venkatesan, K. Springer, Berlin.

PECKARSKY, B.L. (1987). Mayfly cerci as defence against stonefly predation: deflection and detection. *Oikos*, **48**: 161-170.

PECKARSKY, B.L. (1996). Alternative predator avoidance syndromes of stream-dwelling mayfly larvae. *Ecology*, **77**: 1888-1905.

PEDLEY, R.B. & JONES, J.W. (1978). The comparative feeding behaviour of brown trout, *Salmo trutta* L. and Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in Llyn Dwythwch, Wales. *J. Fish Biol.*, **12**: 239-256.

PEMBERTON, R. (1976). Sea trout in North Argyll sea lochs: II. Diet, *J. Fish Biol.*, **9**: 195-208.

PENCZAK, T., KUSTO, E., KRYZANOWSKA, D., MOLINSKI, M. & SUSZYCKA, E. (1984). Food consumption and energy transformations by fish populations in two small lowland rivers in Poland. *Hydrobiologia*, **108**: 135-144.

PENCZAK, T., LOBÓN-CERVIÁ, J., O'HARA, K. & JAKUBOWSKI, H. (1986). Production and food consumption by fish populations in the Pilawa and Dobrzyca rivers, north Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **33**: 345-372.



- PENDER, D.R. & KWAK, T.J. (2002). Factors influencing brown trout reproductive success in Ozark tailwater rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **131**: 698-717.
- PENTELOW, F.T. (1932). The food of the brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. Anim. Ecol.*, **1**: 101-107.
- PEPLOW, D. & EDMONDS, R. (2002). *The effects of mine waste contamination on fish and wildlife habitat at multiple levels of biological organization, Methow river, Washington*. College of forest resources University of Washington, Seattle.
- PETERSSON, E. & JÄRVI, T. (2007). Characteristics of brown trout males influence growth and survival of their offspring. *J. Fish Biol.*, **71**: 493-509.
- PHILLIPS, D.J. (1980). *Quantitative aquatic biological indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution*. Applied Science Publishers, London.
- PICKERING, A. (1981). The concept of biological stress. In: Pickering, A. (Ed.), *Stress and Fish*: 1-9. Academic Press, London.
- PICKERING, A., POTTINGER, T. & CHRISTIE, P. (1982). Recovery of the brown trout, *Salmo trutta* L., from acute handling stress: a time course study. *J. Fish Biol.*, **20**: 229-244.
- PIELOU, E.C. (1975). *Ecological diversity*. Wiley, Nueva York.
- PINDER, L.J. & EALES, J.G. (1969). Seasonal buoyancy changes in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and smolt. *J. Fish. Res. Board Can.*, **26**: 2093-2100.
- PIPER, R.G., MCELWAIN, I.B., ORME, L.E., MCCAREN, J.P., FOWLER, L.G. & LEONARD, J.R. (1982). *Fish hatchery management*. Fish and Wildlife Service, Washington.
- POFF, N.L. & HURYN, A.D. (1998). Multi-scale determinants of secondary production in Atlantic salmon (*Salmo salar*) streams. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **55**: 201-217.
- POST, J.R. & PARKINSON, E.A. (2001). Energy allocation strategy in young fish: Allometry and survival. *Ecology*, **82**: 1040-1051.
- POWER, M.E. (1990). Effects of fish in river food webs. *Science*, **250**: 811-814.
- POWER, M., POWER, G., CARON, F., DOUCETT, R.R. & GUIGUER, K.R. (2002). Growth and dietary niche in *Salvelinus alpinus* and *Salvelinus fontinalis* as revealed by isotope analysis. *Environ. Biol. Fish*, **64**: 75-85.



- PRIDE, I.G. (1985). Metabolic scope in fishes. *In*: Tytler, P. & Calow, P. (Eds.), *Fish energetics: new perspectives*. Croom Helm, London.
- PRZYBYLSKI, M. (1988). Food of dace, bream, gudgeon and stone loach in the Widawka river. *Acta. Lodz. Folia. Limmol.*, **3**: 101-115.
- PUIG, M.A., GONZÁLEZ, G. & SORIANO, O. (1984). Introducción al estudio de las comunidades macrobentónicas de los ríos asturianos: Efemerópteros, Plecópteros, Tricópteros, Simúlidos y Quironómidos. *Limnética*, **1**: 187-196.
- PYKE, G.H., PULLIAM, H.R. & CHARNOV, E.L. (1977). Optimal foraging: A selective review of theory and test. *Q. Rev. Biol.*, **52**: 137-154.

Q

- QUINTANA, C.F. (2002). Respuestas neuroendocrinas al estrés en peces teleósteos. *Rev. Ictiol.*, **10**: 57-78.

R

- RAB, P. & KALAL, L. (1984). Genetic aspects of breeding salmonidae. *Agric. Lit. Czechoslov.*, **1**: 35-37.
- RADER, R.B. (1997). A functional classification of the drift: traits that influence invertebrate availability to salmonids. *Nat. Res. Coun. Can.*, **54**: 1211-1234.
- RAJOTTE, R.J. & COUTURE, P. (2002). Effects of environmental metal contamination on the condition, swimming performance, and tissue metabolic capacities of wild yellow perch (*Perca flavescens*). *Can. J. Aquat. Sci.*, **59**: 1296-1304.
- RANTA, E., KAITALA, V. & LINDSTRÖM, J. (1998). Population variability in space and time: the dynamics of synchronous population fluctuations. *Oikos*, **83**: 376-382.



- RASMUSSEN, G. (1986). Influence of trout farm discharge on the production of two populations of stream-dwelling brown trout *Salmo trutta* (L.) and rainbow trout *Salmo gairdneri* (Rich.). *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **33**: 433-453.
- RASMUSSEN, R.S. & OSTENFELD, T.H. (1999). Effect of growth rate on quality traits and feed utilisation of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Aquaculture*, **184**: 327-337.
- REGOST, C., ARZEL, J. CARDINAL, M., LAROCHE, M. & KAUSHIK, S.J. (2001). Fat deposition and flesh quality in seawater reared, triploid brown trout (*Salmo trutta*) as affected by dietary fat levels and starvation. *Aquaculture*, **193**: 325-345.
- REICE, S.R. & EDWARDS, R.L. (1986). The effect of vertebrate predation on lotic macroinvertebrate communities in Quebec. Canada. *Can. J. Zoolog.*, **64**: 1930-1936.
- REIMCHEN, T.E. (1997). Parasitism of asymmetrical pelvic phenotypes in stickleback. *Can. J. Zool.*, **75**: 2084-2094.
- REIMERS, N. (1957). Some aspects of the relation between stream food and trout survival. *Calif. Fish. Game.*, **43**: 43-69.
- RESH, V.R., BROWN, A.V., COVICH, A.P., GURTZ, M.E., LI, H.W., MINSHALL, G.W., REICE, S.R., SHELDON, A.L., WALLACE, J.B. & WISSMAR, R.C. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **7**: 433-455.
- RICCARDI, N. & MANGONI, M. (1999). Considerations on the biochemical composition of some freshwater zooplankton species. *J. Limnol.*, **58**: 58-65.
- RICHARD, A. (1986). *Les populations de truite de mer, Salmo trutta L., de L'Orne et de la Touques (Basse-Normandie): Scalimétrie, sexe, caractéristiques biométriques, démographiques et migratoires*. Thesis. Univ Rennes, Francia.
- RICKER, W.E. (1946). Production and utilization of fish populations. *Ecol. Monogr.*, **16**: 373-391.
- RICKER, W.E. (1954). Stock and recruitment. *J. Fish Bd. Canada*, **11**: 559-623.
- RIKARSEN, A.H. & AMUNDSEN, P.A. (2005). Pelagic marine feeding of Arctic charr and sea trout. *J. Fish Biol.*, **66**: 1163-1166.



- RIKARDBSEN, A.H., DEMPSON, J.B., AMUNDSEN, P.A., BJØRN, P.A., FINSTAD, B. & JENSEN, A.J. (2007). Temporal variability in marine feeding of sympatric arctic charr and sea trout. *J. Fish Biol.*, **70**: 837-852.
- RINCÓN, P.A. (1993). *Utilización integrada de diferentes recursos, patrones en la alimentación y el uso del microhábitat de una población de trucha común (Salmo trutta L.) en el río Negro. Asturias*. Tesis, Universidad Complutense de Madrid, España.
- RINCÓN, P.A. & LOBÓN-CERVIÁ, J. (1993). Microhabitat use by stream-resident brown trout: bioenergetic consequences. *T. Am. Fish. Soc.*, **122**: 575-587.
- RINCÓN, P.A. & LOBÓN-CERVIÁ, J. (1995). Use of an encounter model to predict size-selective predation by a stream-dwelling cyprinid. *Freshw. Biol.*, **33**: 181-191.
- RINCÓN, P.A. & LOBÓN-CERVIÁ, J. (1997). Temporal patterns in macroinvertebrate drift in a northern Spanish stream. *Mar. Freshwater. Res.*, **48**: 455-464.
- RINCÓN, P.A. & LOBÓN-CERVIÁ, J. (1999). Prey-size selection by brown trout (*Salmo trutta* L.) in a stream in northern Spain. *Can. J. Zool.*, **77**: 755-765.
- RINGLER, N.H. (1979). Selective predation of drift-feeding brown trout (*Salmo trutta*). *J. Fish. Res. Board Can.*, **36**: 392-403.
- RINGLER, N.H. (1985). Individual and temporal variation in prey switching by brown trout, *Salmo trutta*. *Copeia*, **4**: 918-926.
- RÍO-BARJA, F.J. & RODRIGUEZ-LESTEGÁS, F. (1992). *Os Ríos Galegos, Morfología e Réxime*. Ed. Consello da Cultura Galega. Ponencia de Patrimonio Natural, Santiago de Compostela.
- ROBEL, R.J., PRESS, B.M., HENNING, B.L. & JOHNSON, K.W. (1995). Nutrient and energetic characteristics of sweepnet-collected invertebrates. *J. Field. Ornithol.*, **66**: 44-53.
- ROBINSON, S.M. & WARE, D.M. (1988). Ontogenetic development of growth rates in larval pacific herring, *Clupea harengus pallasii*, measured with RNA-DNA ratios in the Strait of Georgia, British Columbia. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **45**: 1422-1429.



- RODIER, J. (1981). Análisis de las Aguas, Aguas Naturales, Aguas Residuales, Agua de Mar. Ediciones. Omega, Barcelona.
- RODRIGUES, L.S., CORTES, R. & MONZÓN, A. (1994). Utilización del hábitat por *Salmo trutta* L. *Limnetica*, **10**: 129-135.
- ROMANISZYN, E.D., HUTCHENS, J.J. JR. & WALLACE, J.B. (2007). Aquatic and terrestrial invertebrate drift in southern Appalachian Mountain streams: implications for trout food resources. *Freshwat. Biol.*, **52**: 1-11.
- ROSE, K.A., COWAN, J.H., WINEMILLER, K.O., MYERS, R.A. & HILBORN, R. (2001). Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding, and prognosis. *Fish Fish.*, **2**: 293-327.
- ROSENFELD, J.L. (2000). Effects of fish predation in erosional and depositional habitats in a temperature stream. *Can. J. Aquat. Sci.*, **57**: 1369-1379.
- ROUSSEL, J-M. & BARDONNET, A. (1996). Changements d'habitat de la truite (*Salmo trutta*) et du Chabot (*Cottus gobio*) au cours du nyctémère. Approches multivariées á différentes échelles spatiales. *Cybium*, **20**: 43-53.
- ROUSSEL, J-M. & BARDONNET, A. (1999). Ontogeny of diel pattern of stream-margin habitat use by emerging brown trout, *Salmo trutta*, in experimental channels: influence of food and predator presence. *Environ. Biol. Fish*, **56**: 253-262.
- RUGINIS, T. (2008). Diet and prey selectivity by age-0 brown trout (*Salmo trutta* L.) in different lowland streams of Lithuania. *Acta Zool. Lituan.*, **18**: 140-146.

S

- SAGAR, P.M. & ELTON, G.A. (1983). Food and feeding of small fish in the Rakaia River, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, **17**: 213-226.
- SAGAR, P.M. & GLOVA, G.J. (1987). Prey preferences of a riverine population of juvenile Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. *J. Fish Biol.*, **31**: 661-673.
- SAGAR, P.M. & GLOVA, G.J. (1992). Invertebrate drift in a large, braided New Zealand river. *Freshwat. Biol.*, **27**: 405-416.



- SAGAR, P.M. & GLOVA, G.J. (1995). Prey availability and diet of juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in relation to riparian willows (*Salix* spp.) in three New Zealand streams. *New. Zeal. J. Mar. Fresh. Res.*, **29**: 527-537.
- SÁNCHEZ, J., COBO, F. & GONZÁLEZ, M.A. (2007). Biología y la alimentación del salvelino, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814), en cinco lagunas glaciares de la Sierra de Gredos (Ávila, España). *N. A. C. C.*, **16**: 129-144.
- SANTAMARINA, J. (1991). *Introducción al estudio de las comunidades de vertebrados de los ríos de Galicia: El ejemplo de la cuenca del Ulla*. Tesis. Universidad de Santiago de Compostela, España.
- SANTAMARINA, J. (1991). Feeding ecology of vertebrate assemblage inhabiting a stream of NW Spain (Riobo; Ulla basin). *Hydrobiologia*, **252**: 175-191.
- SCHINDLER, D.E. & EBY, L.A. (1997). Stoichiometry of fishes and their prey: implications for nutrient recycling. *Ecology*, **78**: 1816-1832.
- SCHMID-ARAYA, J.M., SCHMID, P.E., ROBERTSON, A., WINTERBOTTOM, J., GJERLØV, C. & HILDREW, A.G. (2002). Connectance in stream food webs. *J. Anim. Ecol.*, **71**: 1056-1062.
- SCHMITZ, O.J., BECKERMAN, A.P. & O'BRIEN, K.M. (1997). Behaviourally mediated trophic cascades: effects of predation risk on food web interactions. *Ecology*, **78**: 1388-1399.
- SCHNEIDER, W.C. (1957). Determination of nucleic acids in tissues by pentose analysis. *In*: Colowick, S.P. & Kaplan, N.O. (Eds.), *Methods in Enzymology*: 680-684. Academic Press, New York.
- SCHOENER, T.W. (1969). Models of optimal size for solitary predators. *Am. Nat.*, **103**: 277-313.
- SCHOENER, T.W. (1970). Size patterns in wets Indian *Anolis lizards*. II. Correlations with the size of particular sympatric species. Displacement and convergence. *Amer. Nat.*, **104**: 155-174.
- SCHOENER, T.W. (1971). Theory of feeding strategies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **2**: 369-404.



- SCHWAIGER, J. (2001). Histopathological alterations and parasite infection in fish: indicators of multiple stress factors. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.*, **8**: 231-240.
- SEABURG, K.G. (1957). A stomach sampler for life fish. *Prog. Fish-Cult.*, **19**: 137-139.
- SEBER, G.A. & LE CREN, E.D. (1967). Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.*, **36**: 631-643.
- SHANNON, C.E. & WIENER, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press, USA.
- SHINGLES, A., MCKENZIE, D.J., TAYLOR, E.W., MORETTI, A., BUTLER, P.J. & CERADINI, S. (2001). Effects of sublethal ammonia exposure on swimming performance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *J. Exp. Biol.*, **204**: 2691-2698.
- SHIRVELL, C.S. & DUNGEY, R.G. (1983). Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **112**: 355-367.
- SIERVOGEL, R.M., DEMERATH, E.W., SHUBERT, C., REMSBERG, K.E., CHUMLEA, W.C., SUN, S., CZERWINSKI, S.A. & TOWNE, B. (2003). Puberty and body composition. *Horm. Res.*, **60**: 36-45.
- SILVERSTEIN, J.T., SHEARER, K.D., DICKHOFF, W.W. & PLISETSKAYA, E.M. (1998). Effects of growth and fatness on sexual development of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) parr. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **55**: 2376-2382.
- SIMON, K.S. & TOWNSEND, C.R. (2003). Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organization, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwat. Biol.*, **48**: 982-994.
- SIMONNAES, J.O. (1987). *Undersøkelser om blege-; sørret-fiskeriene i det vestlige og sydlige Norge, foretagne i aarene 1986-1987*. Indberetning til Fiskeriinspektøren.
- SIMPSON, A.L., METCALFE, N.B., HUNTINGLORD, F.A. & THORPE, J.E. (1996). Pronounced seasonal differences in appetite of Atlantic salmon parr. *Salmo salar*: effects of nutritional state and life-history strategy. *Funct. Ecol.*, **10**: 760-767.
- SIMPSON, H.E. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, **163**: 688.



- SKINNER, W.D. (1985). *The importance of behavioural, morphological and size aspects to the capture and ingestion of invertebrates by drift feeding trout*. Thesis, Idaho State University, Pocatello, Idaho, E.E.U.U.
- SKOGLUND, H. & BARLAUP, B.T. (2006). Feeding pattern and diet of first feeding brown trout fry under natural conditions. *J. Fish Biol.*, **68**: 507-521.
- SLACK, H.D. (1934). The winter food of brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. Anim. Ecol.*, **3**: 105-108.
- SLANEY, P.A. & NORTHCOTE, T.G. (1974). Effects of prey abundance on density and territorial behaviour of young rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in laboratory stream Channels. *J. Fish. Res. Board Can.*, **31**: 1201-1209.
- SMUTNÁ, M., VORLOVÁ, L. & SVOBODOVÁ, Z. (2002). Pathobiochemistry of Ammonia in the Internal Environment of Fish. *Acta. Vet. Brno.*, **71**: 169-181.
- SOGARD, S.M. & OLLA, B.L. (2000). Endurance of simulated winter conditions by age-0 walleye pollock: effects of body size, water temperature and energy stores. *J. Fish Biol.*, **56**: 1–21.
- SOENGAS, J.L. & ALDEGUNDE, M. (2004). Brain glucose and insulin: effects on food intake and brain biogenic amines of rainbow trout. *J. Comp. Physiol.*, **190**: 641-649.
- SOSTOA, A. & LOBÓN-CERVIÁ, J. (1989). Observations on feeding relationships between fish predators and fish assemblages in a Mediterranean stream. *Regul. Rivers: Res. Manage.*, **4**: 157-163.
- SOUTHWOOD, T.R. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies. *J. Anim. Ecol.*, **46**: 337-365.
- STEFFENS, W. (1964). Die Überwintenterung des Karpfens (*Cyprinus carpio*) als physiologisches Problem. *Z. Fischerei N. F.*, **12**: 97-153.
- STEINGRÍMSSON, S.O. & GÍSLASON, G.M. (2002). Body size, diet and growth of landlocked brown trout, *Salmo trutta*, in the subarctic River Laxá, North-East Iceland. *Environ. Biol. Fish.*, **63**: 417-426.



- STONER, A.W. & LIVINGSTON, R.J. (1978). Respiration, growth and food conversion efficiency of pinfish (*Lagodon rhomboides*) exposed to sublethal concentrations of bleached Kraft mill effluent. *Environ. Pollut.*, **17**: 207-217.
- STUART, T.A. (1953). Spawning, migration, reproduction and young stages of loch trout (*Salmo trutta* L.). *Freshwat. Salm. Fish. Res.*, **5**: 1-39.
- SUÁREZ, J.L., REIRIZ, L. & ANADON, R. (1988). Feeding relationships between two salmonid species and the benthic community. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **35**: 341-351.
- SUTTON, S.G., BULT, T.P. & HAEDRICH, R.L. (2000). Relationships among fat weight, body weight, water weight, and condition factors in wild Atlantic salmon parr. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **129**: 527-538.
- SWIFT, D.R. (1963). Influence of oxygen concentration on growth of brown trout, *Salmo trutta* L. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **92**: 300-301.

T

- TAMATE, T. & MAEKAWA, K. (2000). Interpopulation variation in reproductive traits of female masu salmon, *Oncorhynchus masou*. *Oikos*, **90**: 209-218.
- TANAKA, H. (1970). On the nocturnal feeding activity of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in streams. *Bull. Fresh. Fish. Lab.*, **20**: 73-82.
- TAYLOR, D.S. (2001). Physical variability and fluctuating asymmetry in heterozygous and homozygous populations of *Rivulus marmoratus*. *Can. J. Zool.*, **79**: 766-778.
- TEBO, L.B. & HASSLER, W.W. (1963). Food of brook, brown, and rainbow trout from streams in western North Carolina. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.*, **79**: 44-53.
- THOMPSON, R.M. & TOWNSEND, C.R. (2005). Energy availability, spatial heterogeneity and ecosystem size predict food-web structure in streams. *Oikos*, **108**: 137-148.
- THORPE J.E. (1987). Smolting versus residency: developmental conflict in salmonids. *Am. Fish. Soc. Symp.*, **1**: 244-252.



- THORPE, J.E. (1990). Variation in life-history strategy in salmonids. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **37**: 3-12.
- THORPE, J.E., MILES, M.S. & KEAY, D.S. (1984). Developmental rate, fecundity and egg size in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Aquaculture*, **43**: 289-305.
- TILMAN, D. (1996). Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, **77**: 350-363.
- TOBIN, D., KAUSE, A., MÄNTYSAARI, E.A., MARTIN, S.A., HOULIHAN, D.F., DOBLY, A., KIESSLING, A., RUNGRUANGSAK-TORRISEN, K., RITOLA, O. & RUOHONEN, K. (2006). Fat or lean? The quantitative genetic basis for selection strategies of muscle and body composition traits in breeding programmes of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, **261**: 510-521.
- TRIEBSKORN, R., KOHLER, H-R., HONNEN, W., SCHRAMM, M., ADAMS, S.M. & MULLER, E.F. (1997). Induction of heat shock proteins, changes in liver ultrastructure, and alterations of fish behaviour: are these biomarkers related and are they useful to reflect the state of pollution in the field? *J. Aquatic Ecosys. Stress and Recovery.*, **6**: 57-73.
- TUDORACHE, C., BLUST, R. & DE BOECK, G. (2008). Social interactions, predation behaviour and fast start performance are affected by ammonia exposure in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Aquat. Toxicol.*, **90**: 145-153.
- TURNER, A.M., FETTEROLF, S.A. & BERNOT, R.J. (1999). Predator identity and consumer behaviour: differential effects of fish and crayfish on the habitat use of a freshwater snail. *Oecologia*, **118**: 242-247.
- TUSA, I. (1969). On the feeding biology of the brown trout (*Salmo trutta m fario* L.) in the course of day and night. *Zool. List.*, **18**: 275-284.
- TOWNSEND, C.R. & WINFIELD, I.J. (1985). The application of optimal foraging theory to feeding behaviour in fish. In: Tytler, P. & Calow, P. (Eds.), *Fish Energetics*: 67-98. Croom Helm, Sydney.
- TØNSET, K. (1996). Feeding of juvenile Atlantic salmon and brown trout in relation to the invertebrate fauna in pools and riffles in the River Toaa). Thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norwegian.



TRUDEL, M., TUCKER, S., MORRIS, J.F., HIGGS, D.A. & WELCH, D.W. (2005). Indicators of energetic status in juvenile Coho salmon and Chinook salmon. *N. Am. J. Fish Manage.*, **25**: 374-390.

TWOMEY, R.H. & GILLER, P.S. (1990). Stomach flushing and individual panjet tattooing of salmonidae: an evaluation of the long term effects on two wild populations. *Aquacult. Fish. Manage.*, **21**: 137-142.

U

UTRILA, C.G. & LOBÓN-CERVIÁ, J. (1999). Life-history patterns in a southern population of Atlantic salmon. *J. Fish Biol.*, **55**: 68-83.

UTZ, R.M. & HARTMAN, K.J. (2007). Identification of critical prey items to Appalachian brook trout (*Salvelinus fontinalis*) with emphasis on terrestrial organisms. *Hydrologia*, **575**: 259-270.

V

VALENTE, A.C. (1992). *A Alimentação natural dos peixes*. (Métodos de estudo). Instituto de Zoologia “DR. Augusto Nobre” Universidade do Porto, Porto, Portugal.

VALH, O. (1979). An hypothesis of the control of food intake in fish. *Aquaculture*, **17**: 221-229.

VAN HANDEL, E. (1965). Estimation of glycogen in small amounts of tissue. *Anal. Biochem.*, **11**: 256-265.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **37**: 130-137.

VIAPLANA-MARIN, I., FERNÁNDEZ-BORRÁS, J. & BLASCO, J. (2006). Effects of the protein/carbohydrate ratio of extruded diets on protein synthesis, protein growth



- and body composition in juvenile brown trout (*Salmo trutta*). *Aquacult. Int.*, **14**: 337-353.
- VOIGTLANDER, C.W. & WISSING, T.E. (1974). Food habits of young and yearling white bass *Morone chrysops* (Rafinesque) in Lake Mendota, Wisconsin. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **103**: 25-31.
- VOLKOFF, H. & PETER, R.E. (2001). Characterization of two forms of cocaine- and amphetamine-regulated transcript (CART) peptide precursors in goldfish: molecular cloning and distribution, modulation of expression by nutritional status, and interactions with leptin. *Endocrinology.*, **142**: 5076-5088.
- VØLLESTAD, L.A. & ANDERSEN, R. (1985). Resource partitioning of various age groups of brown trout *Salmo trutta* in the littoral zone of Lake Selura. Norway. *Arch. Hydrobiol.*, **105**: 177-185.
- VØLLESTAD, L.A., OLSEN, E.M. & FORSETH, T. (2002). Growth-rate variation in brown trout in small neighbouring streams: evidence for density dependence? *J. Fish Biol.*, **61**: 1513-1527.
- VON BERTALANFFY, L. (1938). A quantitative theory of organic growth. *Huml. Biol.*, **10**: 181-213.
- W**
- WALLACE, R.K. JR. (1981). An assessment of diet-overlap indexes. *Trans. An. Fish. Soc.*, **110**: 72-76.
- WANG, L. & KANEHL, P. (2003). Influences of watershed urbanization and instream habitat on macroinvertebrates in cold water stream. *J. Am. Water. Resour. As.*, **39**: 1181-1196.
- WANKOWSKI, J.W. (1979). Morphological limitations, prey size selectivity and growth response of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *J. Fish Biol.*, **14**: 89-100.
- WANKOWSKI, J.W. (1981). Behavioural aspects of predation by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) on particulate, drifting prey. *Anim. Behav.*, **29**: 557-571.



- WANKOWSKI, J.W. & THORPE, J.E. (1979). Spatial distribution and feeding in Atlantic salmon. *Salmo salar* L. juveniles. *J. Fish Biol.*, **14**: 239-247.
- WARD, A.J., WEBSTER, M.M. & HART, P.J. (2006). Intraspecific food competition in fishes. *Fish Fish.*, **7**: 231-261.
- WARE, D.M. (1972). Predation by rainbow trout (*Salmo gairdneri*). The influence of hunger, prey density, and prey size. *J. Fish. Res. Board Can.*, **29**: 1193-1201.
- WARE, D.M. (1973). Risk of epibenthic prey to predation by rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Fish Res. Bd. Can.*, **30**: 787-797.
- WARLOW, A.D. & OLDHAM, R.S. (1982). Temporal variation in the diet of brown trout (*Salmo trutta* L.) and rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.) in Rutland Water. *Hydrobiologia*, **88**: 199-206.
- WATANABE, T. TAKEUCHI, T. & OGINO, C. (1979). Studies on the sparing effects of lipids on dietary protein in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). In: Halver, J.E. & Tiews, K. (Eds.), *Proc. World Symp. on Finfish Nutritional and Fishfeed Technology*: 113-125. Hamburg, Berlin.
- WATERS, T.F. (1969). Invertebrate drift-ecology and significance to stream fishes. In: Northcote, T.G. (Ed.), *Symposium on salmon and trout in streams*: 121-134. Univ. of British Columbia, Vancouver.
- WATERS, T.F. (1977). Secondary production in inland waters. *Adv. Ecol. Res.*, **10**: 91-164.
- WATERS, T.F. (1988a). Fish production-benthos production relationships in trout streams. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **35**: 545-561.
- WATERS, T.F. (1988b). Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. U.S. *Natl. Mar. Fish. Service Fish. Bull.*, **86**: 25-43.
- WATERS, T.F. (1993). Dynamics in stream ecology. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **118**: 1-8.
- WATERS, T.F. (1999). Long-term production dynamics in Valley Creek, Minnesota. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **128**: 1151-1162.



- WAYNE, H.A., DOUGLAS, H.D. & HOWARD, R.A. (1993). Variation in the summer diet of age-0 brown trout in regulated mountain stream. *Hydrobiologia*, **259**: 179-185.
- WEBSTER, A.J. (1989). Bioenergetics, bioengineering and growth. *Anim. Prod.*, **48**: 249-269.
- WEDEMEYER, G. (1976). Physiological responses of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) to handling and crowding stress in intensive fish culture. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, **33**: 2699-2702.
- WENDELAAR BONGA S.E. (1997). The stress response in fish. *Physiol. Rev.*, **77**: 591-625.
- WERNER, E.E. & HALL, D.J. (1974). Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Ecology*, **55**: 1042-1052.
- WERNER, E.E. & HALL, D.J. (1976). Niche shifts in sunfishes, experimental evidence and significance. *Science*, **191**: 404-406.
- WETTERER, J.K. & BISHOP, C.J. (1985). Planktivore prey selection: the reactive field volume vs. the apparent size model. *Ecology*, **66**: 457-464.
- WILK, S.J., MORSE, W.W. & STEHLIK, L.L. (1990). Annual cycles of gonad-somatic indices as indicators of spawning activity for selected species of finfish collected from the New York Bight. *Fish. Bull.*, **88**: 775-786.
- WILLIAMS, D.D. (1990). A field study of the effects of water temperature, discharge and trout odour on the drift of stream invertebrates. *Arch. Hydrobiol.*, **119**: 167-181.
- WILLIAMS, D.D. & MOORE, K.A. (1985). The role of semiochemicals in benthic community relationships of the lotic amphipod *Gammarus pseudolimnaeus*: a laboratory analysis. *Oikos*, **44**: 280-286.
- WILZBACH, M.A., CUMMINS, K.W. & HALL, J.D. (1986). Influence of habitat manipulations on interactions between cutthroat trout and invertebrate drift. *Ecology*, **67**: 898-911.



- WILZBACH, M.A. & HALL, J.D. (1985). Prey availability and foraging behaviour of cutthroat trout in an open and forested section of stream. *Verhand. Internat. Verein. Theoret. Angew. Limnol.*, **22**: 2516-2522.
- WINBERG, S., NILSSON, G.E. & OLSÉN, K.H. (1991). Social rank and brain levels of monoamines and monoamine metabolites in Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.). *J. Comp. Physiol. A.*, **168**: 241-246.
- WINBERG, S., CARTER, C.G., MCCARTHY, I.D., HE, Z.Y., NILSSON, G.E. & HOULIHAM, D.F. (1993). Feeding rank and brain serotonergic activity in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *J. Exp. Biol.*, **179**: 197-211.
- WINDELL, J.T. (1971). Food analysis and rate of digestion. In: Ricker, W.E. (Ed.), *Methods for assessment of fish production in freshwater*: 215-226. Blackwell; Oxford.
- WINDELL, J.T. (1978). Digestion and the daily ration of fishes. In: Gerking, S.D. (Ed.), *Ecology of freshwater fish Production*: 159-183. Blackwell Scic. Publ., London.
- WINEMILLER, K.O. & POLIS, G.A. (1996). Food webs: What can they tell us about the world? In: Polis, G.A. & Winemiller, K.O. (Eds.), *Food Webs integration of patterns and dynamics*: 1-22. Chapman & Hall, New York.
- WIPFLI, S.M. (1997). Terrestrial invertebrates as salmonid prey and nitrogen sources in streams: contrasting old-growth and young-growth riparian forests in southeastern Alaska, U.S.A. *Can. J. Aquat. Sci.*, **54**: 1259-1269.
- WISENDEN, B.D., CLINE, A. & SPARKES, T.C. (1999). Survival benefit to antipredator behaviour in the amphipod *Gammarus minus* (Crustacea: Amphipoda) in response to injury-released chemical cues from conspecifics and heterospecifics. *Ethology*, **105**: 407-414.
- WOOSTER, D. (1994). Predator impacts on stream benthic prey. *Oecologia*, **99**: 7-15.
- WOOTTON, R.I. (1985). *Energetics of reproduction*. In: Tytler, P. & Calow, P. (Eds.), *Fish energetics: new perspectives*: 231-254. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- WOOTTON, R.J. (1990). *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman & Hall, London.



WU LEUNG, W.T. (1968). *Food composition table for use in Africa*. FAO, Rome/U.S. Department of Health, Education and Welfare, Bethesda, MA.

Y

YAMASHITA, S., YAMADA, T. & HARA, T.J. (2006). Gustatory responses to feeding-and non-feeding-stimulant chemicals, with an emphasis on amino acids, in rainbow trout. *J. Fish Biol.*, **68**: 783-800.

YEVSIN, V.N. & IVANOV, N.O. (1979). The summer feeding of brown trout, *Salmo trutta*, in the Pulon'ga river (Kola Peninsula). *J. Ichthyol.*, **19**: 122-127.

YOUNG, M.K., RADER, R.B. & BELISH, T.A. (1997). Influence of macroinvertebrate drift and light on the activity and movement of Colorado River cutthroat trout *Oncorhynchus clarki pleuriticus*. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **126**: 428-437.

Z

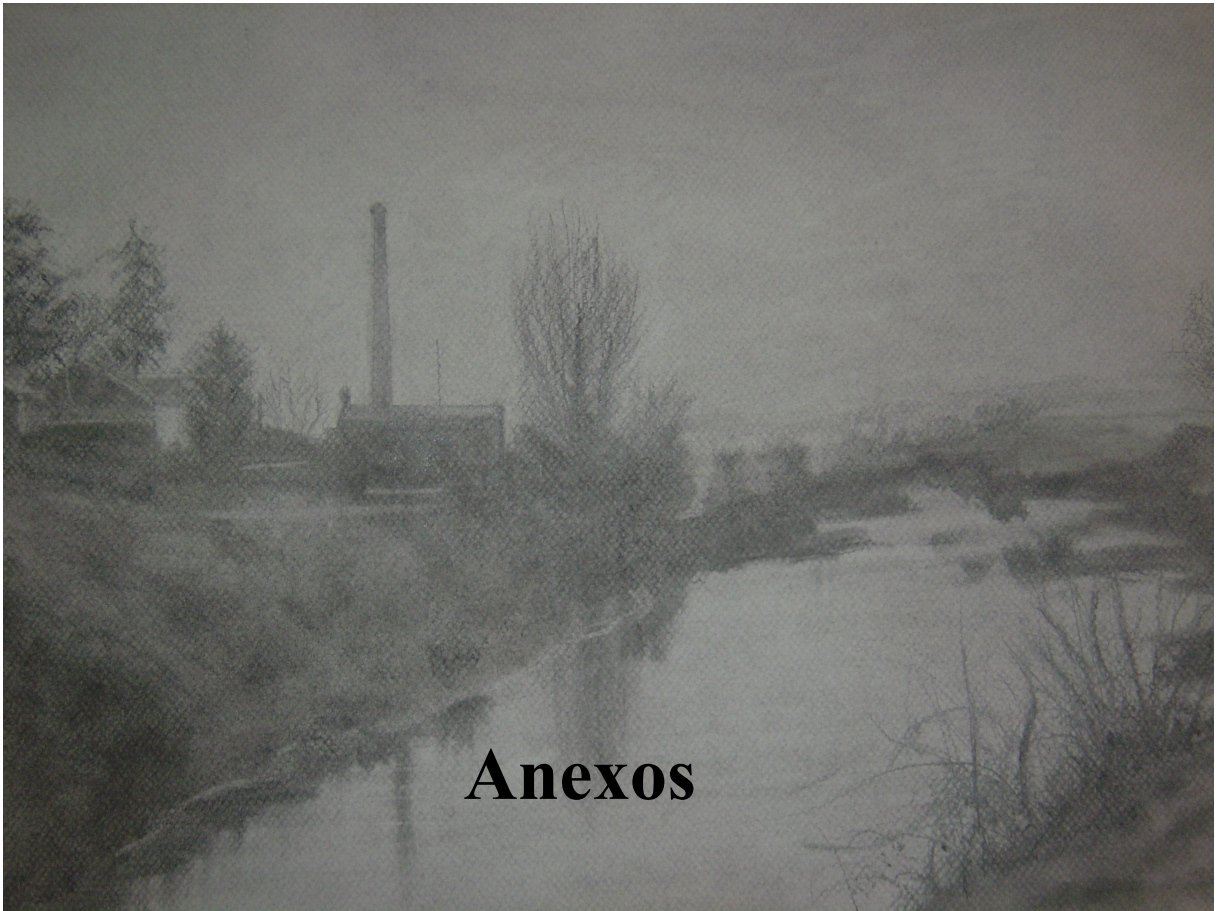
ZALEWSKI, M. & NAIMAN, R.J. (1985). The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors. In: Alabaster, J.S. (Ed.), *Habitat Modifications and Freshwater Fisheries*: 3-9. FAO UN, Butterworths, London.

ZIEGLER, R.L. (1988). *Stream resource utilization of sympatric and allopatric juvenile brown (Salmo trutta) and steelhead trout (Salmo gairdneri)*. Thesis. Univ. Michigan, E.E.U.U.

ZIMMERMAN, C. & MOSEGAARD, H. (1992). Initial feeding in migratory brown trout (*Salmo trutta* L.) alevins. *J. Fish Biol.*, **40**: 647-650.

ZIMMERMAN, J.K. & VONDRACEK, B. (2007). Brown trout and food web interactions in a Minnesota stream. *Freshwat. Biol.*, **52**: 123-136.

ZIPPIN, C. (1958). The removal method population and estimation. *J. Wildl. Mgmt.*, **22**: 82-90.



Anexos



Anexos

Anexo I. Datos biométricos, sexo y edad de los ejemplares recogidos en las estaciones de muestreo.

Tabla. Datos biométricos, sexo y edad de las truchas del río Rois. Sin determinar (SD), hembra (H).

Código	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo
R-01	1+	13.4	33.56	SD
R-02	1+	12.8	25.21	SD
R-03	1+	11.9	21.69	SD
R-04	1+	17.3	66.86	SD
R-05	1+	15.2	47.49	SD
R-06	1+	13.6	32.9	SD
R-07	1+	14.6	41.47	SD
R-08	1+	13.7	34.5	SD
R-09	1+	14.2	36.65	SD
R-10	1+	14.9	43.6	SD
R-11	1+	16.4	58.59	SS
R-12	1+	15.7	48.71	SS
R-13	1+	16.8	61.01	SD
R-14	1+	13.8	25.77	SD
R-15	1+	12.3	25.68	H
R-16	1+	17.4	70.52	SD
R-17	1+	14.9	42.89	SD
R-18	1+	12.2	42.95	SD
R-19	1+	15.1	46.51	SD
R-20	1+	15.9	53.83	SD
R-21	1+	14.8	43.63	H
R-22	1+	14.3	38.03	H
R-23	1+	16.8	60.44	SD
R-24	1+	13	28.2	H
R-25	1+	13.5	23.51	SD
R-26	1+	14	29.88	SD
R-27	1+	15.9	52.18	SD
R-28	1+	15.5	51.71	H
R-29	1+	15.1	48.05	SD
R-30	1+	15.4	52.77	SD
R-31	2+	18.3	80.67	SD
R-32	1+	15.5	55.46	H
R-33	1+	16.6	60.09	SD
R-34	2+	17.4	78.77	SD



Tabla. Datos biométricos, sexo y edad de las truchas del río Santa Lucía. Sin determinar (SD), hembra (H).

Código	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo
L-01	1+	16.7	60.55	H
L-02	1+	15.6	52.68	SD
L-03	1+	14.1	39.36	SD
L-04	1+	14.2	37.29	H
L-05	1+	14	35.79	SD
L-06	1+	16.5	57.68	SD
L-07	1+	13.9	32.07	SD
L-08	1+	16.9	61.04	SD
L-09	2+	17.6	70.07	H
L-10	1+	14.9	41.78	SD
L-11	1+	13.6	33.9	H
L-12	2+	18	69.78	H
L-13	1+	15.9	55.28	H
L-14	2+	17.6	68.6	H
L-15	1+	14.5	37.01	SD
L-16	1+	14.4	39.28	SD
L-17	1+	15.8	52.28	H
L-18	1+	15.3	49.03	SD
L-19	2+	18.5	79.27	H
L-20	1+	16.3	62.22	H
L-21	1+	13	27.98	SD
L-22	1+	15.5	51.82	SD
L-23	1+	14	33.85	SD
L-24	1+	15.8	54.89	SD
L-25	1+	15.4	55.76	H
L-26	1+	16.5	63.74	SD
L-27	1+	16.9	67.77	H
L-28	1+	15.3	52.23	SD



Tabla. Datos biométricos, sexo y edad de las truchas del río Sar. Sin determinar (SD), hembra (H), macho (M).

Código	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo
S-01	1+	16.4	57.33	SD
S-02	2+	16.6	63.48	SD
S-03	1+	18.1	81.43	SD
S-04	1+	14.2	41.67	SD
S-05	1+	15.4	47.5	SD
S-06	2+	19.8	91.56	SD
S-07	2+	19.5	85.08	SD
S-08	1+	13.8	33.87	SD
S-09	1+	16.1	52.9	SD
S-10	1+	15.6	52.7	SD
S-11	1+	15.3	48.17	SD
S-12	1+	16.4	54.83	SD
S-13	1+	15.7	51.69	SD
S-14	1+	15.8	47.86	SD
S-15	1+	16.2	57.88	SD
S-16	1+	15.8	48.17	SD
S-17	2+	19.3	97.4	M
S-18	1+	14.7	41.05	SD
S-19	1+	13.3	47.45	SD
S-20	1+	16.1	53.85	SD
S-21	1+	15.4	45.63	SD
S-22	1+	17.3	72.38	H
S-23	1+	17.4	73.91	H
S-24	1+	18.5	81.01	SD
S-25	1+	15.3	48.76	SD
S-26	1+	15.5	49.22	SD
S-27	1+	13.7	32.93	SD
S-28	1+	17.3	64.03	SD
S-29	1+	14.7	43.39	SD
S-30	1+	15.2	47.68	SD



Tabla. Datos biométricos, sexo y edad de las truchas del río Traba. Sin determinar (SD), hembra (H).

Código	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo
T-01	2+	16.8	68.55	H
T-02	1+	15.1	49.58	SD
T-03	2+	17.4	74.39	H
T-04	1+	10.6	15.24	SD
T-05	2+	14.5	44.48	H
T-06	1+	15.6	48.42	SD
T-07	1+	12.2	24.72	SD
T-08	2+	14.8	49.31	H
T-09	2+	17.9	90.26	H
T-10	1+	15.8	59.4	SD
T-11	1+	13.7	34.4	SD
T-12	2+	15.6	62.84	SD
T-13	1+	16.6	70.58	SD
T-14	1+	16.7	67.76	H
T-15	2+	15.2	47.95	SD
T-16	1+	15.9	58.01	SD
T-17	1+	14.8	51.6	SD
T-18	1+	16.1	60.16	SD
T-19	1+	16.1	64.01	SD
T-20	2+	16.5	64.66	SD
T-21	2+	15.2	52.96	SD
T-22	2+	16.2	67.82	SD
T-23	2+	16.8	70.98	SD
T-24	2+	17.7	80.9	SD
T-25	1+	14.4	46.18	SD
T-26	1+	13.3	31.72	SD
T-27	1+	15.6	56.06	SD
T-28	1+	15.2	45.47	SD
T-29	2+	15.7	58.8	SD
T-30	2+	17.1	73.51	SD
T-31	2+	16.6	65.78	SD



Tabla. Datos biométricos, sexo y edad de las truchas del río Anllóns. Sin determinar (SD), macho (M), hembra (H).

Código	Estación	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo
A-01-1	Ponte de Cardezo	1+	10.9	18	M
A-02-1	Ponte de Cardezo	2+	18.8	94.19	M
A-03-1	Ponte de Cardezo	2+	17.8	78	M
A-04-1	Ponte de Cardezo	1+	14.8	47.5	H
A-05-1	Ponte de Cardezo	2+	21.1	135	H
A-06-1	Ponte de Cardezo	1+	17.6	78	M
A-07-1	Ponte de Cardezo	2+	22.3	155	M
A-08-1	Ponte de Cardezo	0+	9.4	10.8	SD
A-09-1	Ponte de Cardezo	1+	17.9	83.4	M
A-10-1	Ponte de Cardezo	1+	16.5	57.25	M
A-11-1	Ponte de Cardezo	1+	14.1	39.61	SD
A-12-1	Ponte de Cardezo	1+	15.4	56.6	M
A-01-2	Anllóns	2-0+	30	302	M
A-02-2	Anllóns	1+	16.3	55	SD
A-03-2	Anllóns	2-0+	28.4	254	H
A-04-2	Anllóns	2-0+	28.6	263	M
A-05-2	Anllóns	1+	15.7	51.8	SD
A-06-2	Anllóns	2-0+	27.9	228	M
A-07-2	Anllóns	1+	14	32.2	H
A-08-2	Anllóns	1+	16.9	55.05	SD
A-09-2	Anllóns	1+	11.6	21.3	SD
A-10-2	Anllóns	2+	18.2	77.4	M
A-11-2	Anllóns	2+	17.7	69.8	M
A-01-3	A Corga	2+	19.4	98.2	M
A-02-3	A Corga	2+	19.3	83.2	H
A-03-3	A Corga	1+	14.4	39.5	SD
A-04-3	A Corga	2-0+	27.2	220	M
A-05-3	A Corga	2-0+	29	258	M
A-06-3	A Corga	2+	18.4	76.4	M
A-07-3	A Corga	1+	11.4	18.2	SD
A-08-3	A Corga	0+	6.5	3.3	SD
A-09-3	A Corga	1+	13.7	34.5	SD
A-10-3	A Corga	1+	16	55	H
A-11-3	A Corga	1+	14.5	41.8	SD
A-12-3	A Corga	1+	13.2	34.2	SD



Tabla. Datos biométricos, sexo y edad de las truchas del río Furelos. Sin determinar (SD), macho (M), hembra (H).

Código	Estación	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo
F-01-1	Portodiz	3+	26.6	221	M
F-02-1	Portodiz	1+	17	66.52	SD
F-03-1	Portodiz	0+	8	8	SD
F-01-2	Bran	2+	24	192.04	H
F-02-2	Bran	3+	26	247.65	M
F-03-2	Bran	2+	23	167.75	H
F-04-2	Bran	1+	16.5	56.8	M
F-05-2	Bran	1+	16.2	59.2	M
F-06-2	Bran	1+	14.8	40.17	SD
F-07-2	Bran	1+	15.5	47.13	SD
F-08-2	Bran	1+	15.5	47.6	SD
F-09-2	Bran	2+	20.8	113.4	M
F-10-2	Bran	2+	18	82.3	H
F-11-2	Bran	1+	15.4	49.8	SD
F-12-2	Bran	1+	15.5	50.8	H
F-13-2	Bran	1+	16.1	55	H
F-14-2	Bran	1+	14.4	40.3	H
F-15-2	Bran	1+	14.5	44.9	SD
F-16-2	Bran	1+	12.8	27.5	SD
F-17-2	Bran	1+	13.2	30.5	SD
F-18-2	Bran	1+	12	22.8	SD
F-19-2	Bran	1+	14.5	43.9	H
F-20-2	Bran	1+	13.4	31.4	SD
F-21-2	Bran	1+	13.8	37.4	SD
F-22-2	Bran	1+	12.3	22.9	SD
F-23-2	Bran	1+	13.4	28.3	SD
F-24-2	Bran	0+	6.8	2.8	SD
F-25-2	Bran	0+	7.4	4	SD
F-26-2	Bran	0+	7	3.9	SD
F-27-2	Bran	0+	6.8	3.3	SD
F-28-2	Bran	0+	7.7	4.9	SD
F-29-2	Bran	0+	6.2	2.3	SD
F-30-2	Bran	0+	7.3	4.3	SD
F-31-2	Bran	0+	6.9	3.6	SD
F-32-2	Bran	0+	5.4	1.4	SD
F-33-2	Bran	0+	8	6.2	SD
F-34-2	Bran	0+	8.5	7.6	SD
F-35-2	Bran	0+	6.5	2.7	SD
F-36-2	Bran	0+	5.5	1.6	SD
F-37-2	Bran	0+	7	3.4	SD
F-38-2	Bran	0+	7.3	3.9	SD
F-39-2	Bran	0+	5.4	1.6	SD
F-40-2	Bran	0+	5.8	1.9	SD
F-41-2	Bran	0+	5.6	1.8	SD
F-42-2	Bran	0+	7.5	4.6	SD
F-43-2	Bran	0+	7.3	4.1	SD
F-44-2	Bran	0+	5.9	1.9	SD
F-45-2	Bran	0+	5.8	1.9	SD
F-46-2	Bran	0+	5.6	1.7	SD



F-47-2	Bran	4+	34.3	540	M
F-48-2	Bran	3+	26	207	M
F-49-2	Bran	2+	23	155	M
F-01-3	Barazón	1+	14	39.2	SD
F-02-3	Barazón	0+	7	4.4	SD
F-03-3	Barazón	0+	8.7	8	SD
F-04-3	Barazón	0+	7.4	5.16	SD
F-05-3	Barazón	0+	4.8	1.17	SD
F-06-3	Barazón	0+	7.5	4.3	SD
F-07-3	Barazón	0+	6.3	2.84	SD
F-08-3	Barazón	0+	7	4.5	SD
F-09-3	Barazón	0+	6.3	3.4	SD
F-10-3	Barazón	0+	5.2	1.8	SD
F-11-3	Barazón	0+	6.2	2.8	SD
F-12-3	Barazón	0+	6.1	3	SD
F-13-3	Barazón	0+	5.5	1.8	SD
F-14-3	Barazón	0+	6.2	2.8	SD



Tabla. Datos biométricos, sexo y edad de las truchas del río Lengüelle. Sin determinar (SD), macho (M), hembra (H).

Código preparación	Estación	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo
Le-01-1	Leobalde	3+	25.2	222	M
Le-02-1	Leobalde	2+	16.5	58.9	H
Le-03-1	Leobalde	2+	20.7	121	H
Le-04-1	Leobalde	2+	22.9	176	H
Le-05-1	Leobalde	2+	18.6	85.1	M
Le-06-1	Leobalde	2+	18	83.6	H
Le-07-1	Leobalde	1+	13.9	35.5	SD
Le-08-1	Leobalde	1+	11.9	21.3	SD
Le-09-1	Leobalde	2+	18	70.9	M
Le-10-1	Leobalde	2+	17.9	76.9	M
Le-11-1	Leobalde	0+	6.4	3.17	SD
Le-01-2	A Garga	2+	18.6	86.2	M
Le-02-2	A Garga	2+	21.7	133	M
Le-03-2	A Garga	2+	17.8	73.6	H
Le-04-2	A Garga	2+	18.8	96.02	M
Le-05-2	A Garga	2+	22.3	152.3	M
Le-06-2	A Garga	2+	19	86.6	H
Le-07-2	A Garga	0+	7.2	5.13	SD
Le-08-2	A Garga	0+	6.8	3.3	SD
Le-09-2	A Garga	0+	6.3	3.3	SD
Le-10-2	A Garga	1+	11.7	26	SD
Le-11-2	A Garga	1+	12.3	26.9	SD
Le-12-2	A Garga	1+	12.7	27.5	SD
Le-13-2	A Garga	1+	13.5	40.3	SD
Le-14-2	A Garga	0+	5.9	3	SD
Le-15-2	A Garga	0+	7	4.58	SD
Le-1-3	Oroso	3+	26.8	226	M
Le-2-3	Oroso	2+	22.2	161	M
Le-3-3	Oroso	2+	21.1	135	M
Le-4-3	Oroso	3+	25	198	M
Le-5-3	Oroso	2+	21.4	130	M
Le-6-3	Oroso	3+	25.2	201	M
Le-7-3	Oroso	1+	12.7	29.4	SD
Le-8-3	Oroso	1+	12.6	24.5	H
Le-9-3	Oroso	1+	13.4	36.4	SD
Le-10-3	Oroso	1+	12.2	25	SD
Le-11-3	Oroso	1+	13	32.8	SD
Le-12-3	Oroso	1+	12.8	30.6	SD



Tabla. Datos biométricos, sexo y edad de las truchas del río Tambre. Sin determinar (SD), macho (M), hembra (H).

Código	Estación	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo
Ta-01-1	Os Pasos	1+	16.4	63.2	H
Ta-02-1	Os Pasos	1+	14.2	40.4	SD
Ta-03-1	Os Pasos	1+	12.5	41.2	H
Ta-04-1	Os Pasos	1+	14.8	51.5	M
Ta-05-1	Os Pasos	1+	12.5	25.4	SD
Ta-06-1	Os Pasos	1+	14.5	43.9	SD
Ta-07-1	Os Pasos	1+	15	50.7	H
Ta-08-1	Os Pasos	1+	12.4	24.26	H
Ta-09-1	Os Pasos	1+	16.5	62	M
Ta-10-1	Os Pasos	1+	10.8	18.5	SD
Ta-11-1	Os Pasos	1+	13.4	31.75	SD
Ta-01-2	As Millaras	2+	19.2	99.23	H
Ta-02-2	As Millaras	1+	15	43.5	M
Ta-03-2	As Millaras	1+	15.2	42.3	H
Ta-04-2	As Millaras	1+	16.6	63.9	H
Ta-05-2	As Millaras	2+	20.4	117	H
Ta-06-2	As Millaras	2+	20.2	108.3	M
Ta-07-2	As Millaras	1+	15.5	53.8	M
Ta-08-2	As Millaras	2+	21.8	141	M
Ta-09-2	As Millaras	1+	13.4	34.18	H
Ta-10-2	As Millaras	1+	11.8	22.9	SD
Ta-01-3	Ponte Carneiro	1+	14.8	47.1	H
Ta-02-3	Ponte Carneiro	1+	13.8	29.5	H
Ta-03-3	Ponte Carneiro	2+	20.7	119.9	M
Ta-04-3	Ponte Carneiro	2+	19.9	97.1	H
Ta-05-3	Ponte Carneiro	1+	13.7	36.4	H
Ta-06-3	Ponte Carneiro	1+	12.8	27.3	H
Ta-07-3	Ponte Carneiro	1+	14.5	45.2	SD
Ta-08-3	Ponte Carneiro	1+	15.6	54.2	SD
Ta-09-3	Ponte Carneiro	1+	14.6	41.8	SD
Ta-10-3	Ponte Carneiro	1+	14.4	41.4	SD

**Tabla.** Datos biométricos de los eleuteroembriones del río Castromaior. Sin determinar (SD).

Código	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo	Vitelo (%)
Ca-01	0+	2.1	0.112	SD	23.21
Ca-02	0+	2.4	0.137	SD	13.14
Ca-03	0+	2.45	0.143	SD	9.79
Ca-04	0+	2.4	0.15	SD	10
Ca-05	0+	2.3	0.113	SD	12.39
Ca-06	0+	2.4	0.121	SD	11.57
Ca-07	0+	2.4	0.139	SD	11.51
Ca-08	0+	2.4	0.139	SD	9.35
Ca-09	0+	2.5	0.134	SD	8.96
Ca-10	0+	2.5	0.162	SD	11.73
Ca-11	0+	2.3	0.113	SD	12.39
Ca-12	0+	2.5	0.167	SD	13.77
Ca-13	0+	2.4	0.138	SD	14.49
Ca-14	0+	2.4	0.156	SD	13.46
Ca-15	0+	2.5	0.145	SD	6.90
Ca-16	0+	2.4	0.141	SD	12.77
Ca-17	0+	2.5	0.14	SD	7.86
Ca-18	0+	2.5	0.141	SD	18.44
Ca-19	0+	2.4	0.125	SD	16

Tabla. Datos biométricos de los eleuteroembriones del río Eo. Sin determinar (SD).

Código	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo	Vitelo (%)
E-01	0+	2.5	0.156	SD	5.77
E-02	0+	2.4	0.139	SD	7.19
E-03	0+	2.4	0.137	SD	5.84
E-04	0+	2.7	0.184	SD	2.72
E-05	0+	2.5	0.13	SD	0
E-06	0+	2.7	0.182	SD	0
E-07	0+	2.4	0.125	SD	5.60
E-08	0+	2.7	0.178	SD	0
E-09	0+	2.6	0.14	SD	0
E-10	0+	2.4	0.12	SD	0
E-11	0+	2.6	0.154	SD	0
E-12	0+	2.4	0.129	SD	1.55
E-13	0+	2.5	0.15	SD	0.67
E-14	0+	2.6	0.158	SD	0.63
E-15	0+	2.5	0.142	SD	0
E-16	0+	2.6	0.155	SD	5.16
E-17	0+	2.7	0.166	SD	0.60
E-18	0+	2.6	0.157	SD	0.
E-19	0+	2.4	0.121	SD	1.65
E-20	0+	2.5	0.127	SD	0.79
E-21	0+	2.4	0.128	SD	0.78
E-22	0+	2.5	0.144	SD	0
E-23	0+	2.5	0.133	SD	0
E-24	0+	2.5	0.15	SD	0.67
E-25	0+	2.6	0.15	SD	2
E-26	0+	2.7	0.165	SD	9.09



Tabla. Datos biométricos de los eleuteroembriones del río Iso. Sin determinar (SD).

Código	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo	Vitelo (%)
I-01	0+	2.8	0.207	SD	0
I-02	0+	2.2	0.082	SD	0
I-03	0+	2.3	0.089	SD	0
I-04	0+	2.5	0.129	SD	0
I-05	0+	2.6	0.142	SD	0
I-06	0+	2.6	0.145	SD	0
I-07	0+	2.3	0.111	SD	0
I-08	0+	2.5	0.13	SD	0
I-09	0+	2	0.075	SD	0
I-10	0+	2.3	0.099	SD	0
I-11	0+	2.3	0.094	SD	0
I-12	0+	2.3	0.116	SD	0
I-13	0+	2.6	0.157	SD	0
I-14	0+	2.6	0.144	SD	0
I-15	0+	3.8	0.562	SD	0
I-16	0+	4.1	0.694	SD	0
I-17	0+	2.9	0.222	SD	0
I-18	0+	4.2	0.941	SD	0
I-19	0+	3.9	0.713	SD	0
I-20	0+	2.6	0.171	SD	0
I-21	0+	3.1	0.266	SD	0
I-22	0+	3	0.241	SD	0
I-23	0+	2.8	0.205	SD	0
I-24	0+	2.9	0.248	SD	0
I-25	0+	2.7	0.186	SD	0
I-26	0+	2.8	0.215	SD	0
I-27	0+	3.2	0.375	SD	0
I-28	0+	3.4	0.45	SD	0
I-29	0+	4.4	0.724	SD	0



Tabla. Datos biométricos de los eleuteroembriones del río Xermil. Sin determinar (SD).

Código	Edad	Talla (cm)	Peso (g)	Sexo	Vitelo (%)
X-01	0+	2.3	0.11	SD	11.82
X-02	0+	1.9	0.077	SD	25.97
X-03	0+	2.2	0.098	SD	3.06
X-04	0+	2.6	0.146	SD	0
X-05	0+	2.3	0.114	SD	0
X-06	0+	2.4	0.103	SD	0
X-07	0+	2.4	0.106	SD	1.89
X-08	0+	2.4	0.112	SD	0
X-09	0+	2.4	0.125	SD	0
X-10	0+	2.4	0.1	SD	0
X-11	0+	2.4	0.104	SD	0.
X-12	0+	2.2	0.091	SD	1.10
X-13	0+	2.2	0.095	SD	0
X-14	0+	2	0.073	SD	5.48
X-15	0+	2.3	0.09	SD	1.11
X-16	0+	2.5	0.14	SD	1.43
X-17	0+	2.2	0.078	SD	2.56
X-18	0+	2.3	0.093	SD	0
X-19	0+	2.2	0.094	SD	1.06
X-20	0+	2.3	0.085	SD	0
X-21	0+	2.2	0.079	SD	0
X-22	0+	2.3	0.107	SD	4.67
X-23	0+	2.4	0.117	SD	5.98
X-24	0+	2.2	0.092	SD	1.09
X-25	0+	2.3	0.099	SD	0



Anexo II. Retrocálculo.

Tabla. Valores obtenidos de la talla retrocalculada de las truchas de los ocho ríos estudiados.

	Talla retrocalculada (cm)							
	Roís	Santa Lucía	Sar	Traba	Anllóns	Furelos	Lengüelle	Tambre
1	14.06	16.82	15.50	16.67	12.52	26.37	23.53	16.12
2	13.35	15.29	17.36	16.34	19.51	16.92	15.44	13.07
3	13.60	14.17	16.07	15.93	19.06	8.05	23	13.96
4	16.29	15.26	14.95	13.72	13.18	23.81	20.39	13.58
5	13.32	13.98	16.89	14.17	19.37	25.78	15.88	11.99
6	13.95	16.23	17.58	15.01	14.33	22.82	18.73	16.18
7	14.71	14.46	17	13.47	23.57	15.06	13.96	15.98
8	15.20	16.79	15.37	15.33	7.56	16.47	11.84	12.35
9	14.09	15.98	15.87	18.24	18.22	13.87	17.96	14.82
10	5.49	13.87	15.05	16.70	15.62	14.25	15.82	10.81
11	16.53	13.97	15.51	14.70	16.80	13.77	5.53	13.25
12	13.83	6.56	16.11	15.96	15.17	16.93	17.86	16.76
13	15.71	15.16	17	15.70	24.47	17.96	20.78	15.46
14	14.07	16.49	15.52	14.95	16.82	16.74	18.55	16.41
15	13.29	14.77	15.51	16.30	25.30	16.61	19.54	15.82
16	17.29	14.73	14.67	15.48	29.52	18.01	20.74	19.84
17	14.33	14.94	18.07	15.61	17.67	14.76	20.39	21.66
18	15.39	15.41	16.93	14.82	25.75	15.74	6.57	16.87
19	14.34	17.35	15.25	14.79	14.84	12.59	7.16	20.88
20	15.67	15.83	16.73	15.30	16.70	14.24	6.42	14.03
21	14.97	13.80	14.79	14.50	12.08	12.34	12.25	11.46
22	15.30	15.40	16.06	15.32	19.75	15.11	12.89	15.11
23	16.29	15.96	16.78	16.93	18.42	15.34	13.73	14.37
24	12.25	15.62	18.07	17.20	23.80	13.59	16.54	18.99
25	14.20	17.56	17.92	15.05	18.88	12.71	6.33	17.16
26	15.39	16.41	15.87	14.48	14.50	13.67	6.97	13.89
27	15.29	16.69	14.49	15.64	28.14	7.16	27.53	12.77
28	15.47	15.78	16.92	14.72	24.57	7.38	23.22	14.82
29	15.74	-	15.73	17.41	19.79	6.48	20.43	16.61
30	14.79	-	14.83	16	11.08	6.26	24.31	16.04
31	16.41	-	-	15.27	5.32	8.59	22.24	15.84
32	16.98	-	-	-	11.89	6.34	24.59	-
33	15.61	-	-	-	16.01	7.31	11.99	-
34	15.61	-	-	-	17.78	6.36	14.05	-
35	-	-	-	-	16.93	5.33	13.35	-
36	-	-	-	-	-	8.55	13.22	-
37	-	-	-	-	-	8.53	13.93	-
38	-	-	-	-	-	6.09	12.28	-
39	-	-	-	-	-	5.31	-	-
40	-	-	-	-	-	6.81	-	-
41	-	-	-	-	-	7.21	-	-
42	-	-	-	-	-	6.11	-	-
43	-	-	-	-	-	5.61	-	-
44	-	-	-	-	-	5.94	-	-
45	-	-	-	-	-	7.25	-	-
46	-	-	-	-	-	7.49	-	-
47	-	-	-	-	-	5.73	-	-



48	-	-	-	-	-	6.10	-	-
49	-	-	-	-	-	5.87	-	-
50	-	-	-	-	-	33.95	-	-
51	-	-	-	-	-	25.78	-	-
52	-	-	-	-	-	22.82	-	-
53	-	-	-	-	-	15.41	-	-
54	-	-	-	-	-	6.51	-	-
55	-	-	-	-	-	8.75	-	-
56	-	-	-	-	-	7.71	-	-
57	-	-	-	-	-	5.02	-	-
58	-	-	-	-	-	6.92	-	-
59	-	-	-	-	-	5.76	-	-
60	-	-	-	-	-	6.61	-	-
61	-	-	-	-	-	6.24	-	-
62	-	-	-	-	-	4.80	-	-
63	-	-	-	-	-	6.65	-	-
64	-	-	-	-	-	5.97	-	-
65	-	-	-	-	-	5.70	-	-
66	-	-	-	-	-	6	-	-



Anexo III. Índices de alimentación de las estaciones de muestreo.

Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Rois.

Código	Variedad dieta	Nº presas	Nº presas terrestres	Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	% Fauna aérea
R-1	11	56	11	2.48	0.68	0.71	0.55	5.22	0.19	19.64
R-2	8	26	7	2.15	0.75	0.68	0.53	2.42	0.41	26.92
R-3	12	18	12	3.81	0.95	1.02	0.80	1.68	0.60	66.67
R-4	13	37	28	3.32	0.85	0.94	0.74	3.45	0.29	75.68
R-5	15	23	5	4.47	0.94	1.10	0.86	2.14	0.47	21.74
R-6	17	27	16	4.85	0.93	1.14	0.89	2.52	0.40	59.26
R-7	5	12	2	1.61	0.90	0.63	0.49	1.12	0.89	16.67
R-8	15	21	15	4.60	0.96	1.13	0.88	1.96	0.51	71.43
R-9	17	85	75	3.60	0.45	0.55	0.43	7.92	0.13	88.24
R-10	19	28	11	5.40	0.97	1.25	0.97	2.61	0.38	39.29
R-11	7	7	2	3.08	1.00	0.85	0.66	0.65	1.53	28.57
R-12	12	36	2	3.07	0.62	0.67	0.52	3.36	0.30	5.56
R-13	8	24	2	2.20	0.66	0.59	0.46	2.24	0.45	8.33
R-14	11	17	9	3.53	0.96	1.00	0.78	1.58	0.63	52.94
R-15	11	39	7	2.73	0.68	0.71	0.55	3.63	0.28	17.95
R-16	15	33	15	4.00	0.89	1.05	0.82	3.08	0.33	45.45
R-17	8	26	18	2.15	0.87	0.79	0.62	2.42	0.41	69.23
R-18	15	45	22	3.68	0.88	1.04	0.81	4.19	0.24	48.89
R-19	19	61	42	4.38	0.86	1.10	0.86	5.68	0.18	68.85
R-20	3	6	2	1.12	0.79	0.38	0.29	0.56	1.79	33.33



R-21	14	38	11	3.57	0.74	0.85	0.67	3.54	0.28	28.95
R-22	13	19	7	4.08	0.97	1.08	0.84	1.77	0.56	36.84
R-23	10	10	2	3.91	1.00	1.00	0.78	0.93	1.07	20.00
R-24	7	26	2	1.84	0.75	0.63	0.50	2.42	0.41	7.69
R-25	14	28	6	3.90	0.89	1.02	0.79	2.61	0.38	21.43
R-26	21	50	13	5.11	0.87	1.15	0.90	4.66	0.21	26.00
R-27	7	71	2	1.41	0.63	0.53	0.41	6.62	0.15	2.82
R-28	16	38	8	4.12	0.78	0.94	0.74	3.54	0.28	21.05
R-29	21	63	16	4.83	0.78	1.04	0.81	5.87	0.17	25.40
R-30	20	23	16	6.06	0.99	1.28	1.00	2.14	0.47	69.57
R-31	13	24	9	3.78	0.86	0.96	0.75	2.24	0.45	37.50
R-32	7	9	3	2.73	0.97	0.82	0.64	0.84	1.19	33.33
R-33	11	21	3	3.28	0.89	0.93	0.73	1.96	0.51	14.29
R-34	16	26	8	4.60	0.91	1.09	0.86	2.42	0.41	30.77



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Santa Lucía.

Código	Variedad dieta	Nº presas	Nº presas aéreas	Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	% Fauna aérea
L-1	8	49	3	1.80	0.40	0.36	0.28	5.02	0.20	6.12
L-2	15	24	18	4.41	0.95	1.12	0.88	2.46	0.41	75
L-3	14	19	12	4.42	0.97	1.11	0.87	1.95	0.51	63.16
L-4	20	53	35	4.79	0.87	1.13	0.89	5.43	0.18	66.04
L-5	17	37	34	4.43	0.90	1.11	0.87	3.79	0.26	91.89
L-6	18	50	41	4.35	0.90	1.14	0.89	5.12	0.20	82
L-7	12	21	15	3.61	0.93	1.01	0.79	2.15	0.46	71.43
L-8	24	58	28	5.66	0.92	1.26	1.00	5.94	0.17	48.28
L-9	26	54	42	6.27	0.85	1.20	0.95	5.53	0.18	77.78
L-10	10	25	2	2.80	0.85	0.85	0.67	2.56	0.39	8
L-11	17	32	15	4.62	0.94	1.16	0.91	3.28	0.31	46.88
L-12	17	35	23	4.50	0.92	1.13	0.89	3.59	0.28	65.71
L-13	21	45	31	5.25	0.91	1.21	0.95	4.61	0.22	68.89
L-14	22	68	41	4.98	0.87	1.16	0.92	6.97	0.14	60.29
L-15	15	20	19	4.67	0.97	1.14	0.90	2.05	0.49	95
L-16	10	16	9	3.25	0.98	0.98	0.77	1.64	0.61	56.25
L-17	12	15	9	4.06	0.96	1.04	0.82	1.54	0.65	60
L-18	18	23	17	5.42	0.97	1.22	0.96	2.36	0.42	73.91
L-19	16	32	24	4.33	0.91	1.09	0.86	3.28	0.31	75
L-20	12	62	19	2.67	0.63	0.68	0.54	6.35	0.16	30.65
L-21	15	38	28	3.85	0.85	1.00	0.78	3.89	0.26	73.68
L-22	5	44	2	1.06	0.57	0.40	0.32	4.51	0.22	4.55
L-23	12	20	8	3.67	0.97	1.05	0.83	2.05	0.49	40



L-24	6	7	4	2.57	0.98	0.76	0.60	0.72	1.39	57.14
L-25	11	20	17	3.34	0.91	0.95	0.74	2.05	0.49	85
L-26	21	37	29	5.54	0.96	1.27	1.00	3.79	0.26	78.38
L-27	16	43	35	3.99	0.84	1.01	0.79	4.41	0.23	81.40
L-28	13	29	26	3.56	0.92	1.02	0.81	2.97	0.34	89.66



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Sar.

Código	Variedad dieta	Nº presas	Nº presas aéreas	Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	% Fauna aérea
S-1	9	43	13	2.13	0.72	0.68	0.73	2.03	0.49	30.23
S-2	10	33	4	2.57	0.66	0.66	0.71	1.56	0.64	12.12
S-3	7	80	10	1.37	0.75	0.63	0.68	3.77	0.27	12.50
S-4	12	100	35	2.39	0.62	0.67	0.72	4.71	0.21	35
S-5	10	99	42	1.96	0.63	0.63	0.67	4.67	0.21	42.42
S-6	13	88	22	2.68	0.69	0.76	0.82	4.15	0.24	25
S-7	14	43	10	3.46	0.81	0.93	1.00	2.03	0.49	23.26
S-8	6	49	1	1.28	0.70	0.54	0.58	2.31	0.43	2.04
S-9	4	15	1	1.11	0.78	0.47	0.51	0.71	1.41	6.67
S-10	4	43	10	0.80	0.85	0.51	0.55	2.03	0.49	23.26
S-11	9	53	10	2.01	0.62	0.59	0.63	2.50	0.40	18.87
S-12	10	68	10	2.13	0.51	0.51	0.55	3.21	0.31	14.71
S-13	11	112	13	2.12	0.56	0.58	0.63	5.28	0.19	11.61
S-14	15	68	12	3.32	0.70	0.82	0.88	3.21	0.31	17.65
S-15	15	94	54	3.08	0.70	0.82	0.88	4.43	0.23	57.45
S-16	3	3	2	1.82	1.00	0.48	0.51	0.14	7.07	66.67
S-17	10	39	4	2.46	0.77	0.77	0.83	1.84	0.54	10.26
S-18	11	152	16	1.99	0.37	0.38	0.41	7.17	0.14	10.53
S-19	4	14	0	1.14	0.79	0.47	0.51	0.66	1.52	0
S-20	13	121	50	2.50	0.70	0.78	0.84	5.70	0.18	41.32
S-21	20	177	101	3.67	0.53	0.69	0.75	8.35	0.12	57.06
S-22	12	93	42	2.43	0.67	0.73	0.78	4.38	0.23	45.16
S-23	6	14	1	1.89	0.88	0.68	0.73	0.66	1.52	7.14



S-24	18	309	210	2.97	0.56	0.71	0.76	14.57	0.07	67.96
S-25	3	28	1	0.60	0.28	0.13	0.14	1.32	0.76	3.57
S-26	4	63	1	0.72	0.56	0.34	0.36	2.97	0.34	1.59
S-27	8	38	23	1.92	0.80	0.72	0.77	1.79	0.56	60.53
S-28	5	30	2	1.18	0.89	0.62	0.67	1.41	0.71	6.67
S-29	6	40	0	1.36	0.71	0.55	0.59	1.89	0.53	0
S-30	6	12	0	2.01	0.82	0.64	0.69	0.57	1.77	0



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Traba.

Código	Variedad dieta	Nº presas	Nº presas aéreas	Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	% Fauna aérea
T-1	17	95	12	3.51	0.63	0.78	0.65	1.83	0.55	12.63
T-2	20	112	16	4.03	0.70	0.91	0.76	2.15	0.46	14.29
T-3	18	122	19	3.54	0.60	0.75	0.62	2.34	0.43	15.57
T-4	4	8	6	1.44	0.95	0.57	0.48	0.15	6.51	75
T-5	17	64	23	3.85	0.79	0.97	0.81	1.23	0.81	35.94
T-6	12	51	11	2.80	0.86	0.92	0.77	0.98	1.02	21.57
T-7	10	32	3	2.60	0.81	0.81	0.68	0.61	1.63	9.38
T-8	12	107	33	2.35	0.80	0.86	0.72	2.06	0.49	30.84
T-9	26	154	77	4.96	0.70	0.99	0.83	2.96	0.34	50
T-10	20	154	17	3.77	0.54	0.71	0.59	2.96	0.34	11.04
T-11	14	248	7	2.36	0.53	0.60	0.50	4.77	0.21	2.82
T-12	19	113	32	3.81	0.80	1.02	0.85	2.17	0.46	28.32
T-13	24	214	54	4.29	0.66	0.91	0.76	4.11	0.24	25.23
T-14	24	231	106	4.23	0.64	0.88	0.73	4.44	0.23	45.89
T-15	6	13	0	1.95	0.97	0.75	0.63	0.25	4.00	0
T-16	24	298	28	4.04	0.50	0.69	0.57	5.73	0.17	9.40
T-17	20	388	20	3.19	0.44	0.58	0.48	7.46	0.13	5.15
T-18	17	195	9	3.03	0.53	0.65	0.54	3.75	0.27	4.62
T-19	18	137	11	3.46	0.72	0.91	0.76	2.63	0.38	8.03
T-20	13	124	18	2.49	0.76	0.84	0.70	2.38	0.42	14.52
T-21	17	148	48	3.20	0.79	0.98	0.81	2.84	0.35	32.43
T-22	16	161	9	2.95	0.57	0.69	0.57	3.09	0.32	5.59
T-23	15	235	7	2.56	0.51	0.60	0.50	4.52	0.22	2.98



T-24	19	210	18	3.37	0.48	0.62	0.51	4.04	0.25	8.57
T-25	20	357	10	3.23	0.46	0.59	0.49	6.86	0.15	2.80
T-26	23	154	27	4.37	0.66	0.91	0.75	2.96	0.34	17.53
T-27	13	585	13	1.88	0.41	0.46	0.38	11.24	0.09	2.22
T-28	20	259	53	3.42	0.54	0.71	0.59	4.98	0.20	20.46
T-29	28	121	53	5.63	0.83	1.20	1.00	2.33	0.43	43.80
T-30	7	11	5	2.50	0.86	0.72	0.60	0.21	4.73	45.45
T-31	21	103	12	4.32	0.71	0.93	0.78	1.98	0.51	11.65



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Anllóns.

Código	Variedad dieta	N° presas	N° presas terrestres	Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	% Fauna aérea
A-01-1	11	16	12	3.61	0.91	0.95	0.95	1.85	0.54	75
A-02-1	14	54	24	3.26	0.73	0.84	0.84	6.24	0.16	44.44
A-03-1	5	19	4	1.36	0.87	0.60	0.60	2.20	0.46	21.05
A-04-1	3	9	0	0.91	0.62	0.30	0.30	1.04	0.96	0
A-05-1	10	21	8	2.96	0.91	0.91	0.91	2.43	0.41	38.10
A-06-1	6	36	1	1.40	0.44	0.34	0.34	4.16	0.24	2.78
A-07-1	12	18	9	3.81	0.86	0.93	0.93	2.08	0.48	50
A-08-1	7	18	1	2.08	0.91	0.77	0.77	2.08	0.48	5.56
A-09-1	13	38	29	3.30	0.78	0.86	0.86	4.39	0.23	76.32
A-10-1	3	20	0	0.67	0.63	0.30	0.30	2.31	0.43	0
A-11-1	8	16	3	2.52	0.97	0.87	0.87	1.85	0.54	18.75
A-12-1	3	10	8	0.87	0.73	0.35	0.35	1.16	0.87	80
A-01-2	9	13	12	3.12	0.97	0.93	0.93	1.50	0.67	92.31
A-02-2	9	16	8	2.89	0.90	0.86	0.86	1.85	0.54	50
A-03-2	4	4	4	2.16	1.00	0.60	0.60	0.46	2.16	100
A-04-2	9	11	9	3.34	0.98	0.93	0.93	1.27	0.79	81.82
A-05-2	11	23	9	3.19	0.86	0.89	0.89	2.66	0.38	39.13
A-06-2	12	19	16	3.74	0.93	1.00	1.00	2.20	0.46	84.21
A-07-2	6	22	3	1.62	0.75	0.58	0.58	2.54	0.39	13.64
A-08-2	5	20	1	1.34	0.56	0.39	0.39	2.31	0.43	5
A-09-2	5	7	3	2.06	0.92	0.64	0.64	0.81	1.24	42.86
A-10-2	9	50	8	2.04	0.66	0.63	0.63	5.78	0.17	16
A-11-2	11	45	15	2.63	0.60	0.62	0.62	5.20	0.19	33.33
A-1-3	12	27	12	3.34	0.78	0.85	0.85	3.12	0.32	44.44
A-2-3	4	13	2	1.17	0.87	0.52	0.52	1.50	0.67	15.38
A-3-3	6	19	0	1.70	0.67	0.52	0.52	2.20	0.46	0
A-4-3	4	4	2	2.16	1.00	0.60	0.60	0.46	2.16	50
A-5-3	2	2	1	1.44	1.00	0.30	0.30	0.23	4.33	50
A-6-3	16	224	208	2.77	0.40	0.48	0.48	25.90	0.04	92.86



A-7-3	7	15	1	2.22	0.86	0.73	0.73	1.73	0.58	6.67
A-8-3	5	19	4	1.36	0.82	0.57	0.57	2.20	0.46	21.05
A-9-3	2	2	0	1.44	1.00	0.30	0.30	0.23	4.33	0
A-10-3	7	11	4	2.50	0.86	0.72	0.72	1.27	0.79	36.36
A-11-3	7	12	1	2.41	0.92	0.78	0.78	1.39	0.72	8.33
A-12-3	4	12	0	1.21	0.81	0.49	0.49	1.39	0.72	0



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Furelos.

Código	Variedad	dieta	N° presas	N° presas terrestres	Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	% Fauna aérea
F-01-1	11	100	23	2.17	0.74	0.77	0.84	4.18	0.24	23	
F-02-1	3	3	1	1.82	1.00	0.48	0.52	0.13	7.98	33.33	
F-03-1	5	82	2	0.91	0.30	0.21	0.23	3.43	0.29	2.44	
F-01-2	7	31	5	1.75	0.73	0.62	0.68	1.30	0.77	16.13	
F-02-2	4	21	2	0.99	0.49	0.30	0.33	0.88	1.14	9.52	
F-03-2	11	139	101	2.03	0.44	0.46	0.51	5.81	0.17	72.66	
F-04-2	5	72	62	0.94	0.43	0.30	0.33	3.01	0.33	86.11	
F-05-2	14	58	19	3.20	0.79	0.91	0.99	2.42	0.41	32.76	
F-06-2	6	11	3	2.09	0.96	0.75	0.82	0.46	2.18	27.27	
F-07-2	17	112	45	3.39	0.74	0.91	1.00	4.68	0.21	40.18	
F-08-2	7	11	1	2.50	0.91	0.77	0.84	0.46	2.18	9.09	
F-09-2	6	18	0	1.73	0.69	0.54	0.59	0.75	1.33	0	
F-10-2	4	7	2	1.54	0.92	0.55	0.61	0.29	3.42	28.57	
F-11-2	4	81	72	0.68	0.31	0.18	0.20	3.38	0.30	88.89	
F-12-2	7	14	6	2.27	0.86	0.72	0.80	0.59	1.71	42.86	
F-13-2	6	363	361	0.85	0.08	0.06	0.07	15.17	0.07	99.45	
F-14-2	9	17	5	2.82	0.90	0.86	0.95	0.71	1.41	29.41	
F-15-2	5	15	3	1.48	0.73	0.51	0.56	0.63	1.60	20	
F-16-2	4	7	0	1.54	0.83	0.50	0.55	0.29	3.42	0	
F-17-2	7	18	8	2.08	0.87	0.73	0.81	0.75	1.33	44.44	
F-18-2	8	21	13	2.30	0.72	0.65	0.71	0.88	1.14	61.90	
F-19-2	8	51	43	1.78	0.38	0.35	0.38	2.13	0.47	84.31	
F-20-2	7	297	295	1.05	0.08	0.07	0.07	12.41	0.08	99.33	
F-21-2	4	141	134	0.61	0.17	0.10	0.11	5.89	0.17	95.04	
F-22-2	6	13	4	1.95	0.85	0.66	0.73	0.54	1.84	30.77	
F-23-2	7	18	1	2.08	0.82	0.69	0.76	0.75	1.33	5.56	
F-24-2	6	23	2	1.59	0.66	0.52	0.57	0.96	1.04	8.70	
F-25-2	7	28	14	1.80	0.74	0.63	0.69	1.17	0.85	50	
F-26-2	2	5	1	0.62	0.72	0.22	0.24	0.21	4.79	20	



F-27-2	6	14	0	1.89	0.93	0.73	0.80	0.59	1.71	0
F-28-2	6	38	31	1.37	0.45	0.35	0.38	1.59	0.63	81.58
F-29-2	2	16	0	0.36	0.34	0.10	0.11	0.67	1.50	0
F-30-2	7	18	9	2.08	0.79	0.67	0.73	0.75	1.33	50
F-31-2	7	20	1	2.00	0.72	0.61	0.67	0.84	1.20	5
F-32-2	3	10	0	0.87	0.96	0.46	0.50	0.42	2.39	0
F-33-2	6	33	17	1.43	0.74	0.58	0.63	1.38	0.73	51.52
F-34-2	10	26	7	2.76	0.91	0.91	1.00	1.09	0.92	26.92
F-35-2	7	20	4	2.00	0.82	0.69	0.76	0.84	1.20	20
F-36-2	2	5	0	0.62	0.97	0.29	0.32	0.21	4.79	0
F-37-2	6	26	3	1.53	0.87	0.67	0.74	1.09	0.92	11.54
F-38-2	5	16	0	1.44	0.64	0.45	0.50	0.67	1.50	0
F-39-2	4	17	0	1.06	0.83	0.50	0.55	0.71	1.41	0
F-40-2	3	13	0	0.78	0.49	0.23	0.26	0.54	1.84	0
F-41-2	2	8	0	0.48	0.54	0.16	0.18	0.33	2.99	0
F-42-2	7	17	1	2.12	0.87	0.74	0.81	0.71	1.41	5.88
F-43-2	3	9	0	0.91	0.62	0.30	0.33	0.38	2.66	0
F-44-2	3	8	0	0.96	0.67	0.32	0.35	0.33	2.99	0
F-45-2	3	8	0	0.96	0.67	0.32	0.35	0.33	2.99	0
F-46-2	3	15	0	0.74	0.78	0.37	0.41	0.63	1.60	0
F-47-2	2	2	0	1.44	1.00	0.30	0.33	0.08	11.97	0
F-48-2	2	3	0	0.91	0.92	0.28	0.30	0.13	7.98	0
F-49-2	5	23	1	1.28	0.57	0.40	0.44	0.96	1.04	4.35
F-01-3	1	1	0	0	0	0	0	0.04	23.93	0
F-02-3	7	20	2	2	0.77	0.65	0.71	0.84	1.20	10
F-03-3	5	21	2	1.31	0.79	0.55	0.61	0.88	1.14	9.52
F-04-3	7	14	0	2.27	0.89	0.75	0.83	0.59	1.71	0
F-05-3	5	12	0	1.61	0.94	0.66	0.72	0.50	1.99	0
F-06-3	6	28	1	1.50	0.78	0.61	0.67	1.17	0.85	3.57
F-07-3	5	16	0	1.44	0.56	0.39	0.43	0.67	1.50	0
F-08-3	9	66	2	1.91	0.68	0.65	0.72	2.76	0.36	3.03
F-09-3	4	30	0	0.88	0.31	0.19	0.21	1.25	0.80	0



F-10-3	4	4	1	2.16	1.00	0.60	0.66	0.17	5.98	25
F-11-3	3	5	0	1.24	0.86	0.41	0.45	0.21	4.79	0
F-12-3	5	18	1	1.38	0.65	0.46	0.50	0.75	1.33	5.56
F-13-3	3	11	0	0.83	0.69	0.33	0.36	0.46	2.18	0
F-14-3	4	5	1	1.86	0.96	0.58	0.64	0.21	4.79	20



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Lengüelle.

Código	Variedad dieta	N° presas totales	N° presas terrestres	Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	% Fauna aérea
Le-01-1	11	17	3	3.53	0.88	0.92	0.81	1.78	0.56	17.65
Le-02-1	2	4	1	0.72	0.81	0.24	0.21	0.42	2.39	25
Le-03-1	8	12	8	2.82	0.95	0.86	0.75	1.26	0.80	66.67
Le-04-1	5	20	1	1.34	0.48	0.34	0.30	2.09	0.48	5
Le-05-1	3	4	1	1.44	0.95	0.45	0.40	0.42	2.39	25
Le-06-1	2	5	0	0.62	0.72	0.22	0.19	0.52	1.91	0
Le-07-1	8	14	6	2.65	0.92	0.83	0.73	1.47	0.68	42.86
Le-08-1	10	30	14	2.70	0.82	0.82	0.72	3.14	0.32	46.67
Le-09-1	3	6	0	1.12	0.79	0.38	0.33	0.63	1.59	0
Le-10-1	6	8	3	2.40	0.97	0.75	0.66	0.84	1.19	37.5
Le-11-1	4	8	0	1.44	0.88	0.53	0.46	0.84	1.19	0
Le-01-2	12	173	143	2.13	0.43	0.47	0.41	18.12	0.06	82.66
Le-02-2	11	38	15	2.75	0.84	0.87	0.76	3.98	0.25	39.47
Le-03-2	6	8	2	2.40	0.93	0.72	0.63	0.84	1.19	25
Le-04-2	10	17	1	3.18	0.91	0.91	0.79	1.78	0.56	5.88
Le-05-2	17	60	38	3.91	0.69	0.85	0.74	6.28	0.16	63.33
Le-06-2	13	41	10	3.23	0.87	0.97	0.85	4.29	0.23	24.39
Le-07-2	6	15	1	1.85	0.83	0.65	0.57	1.57	0.64	6.67
Le-08-2	4	55	2	0.75	0.33	0.20	0.17	5.76	0.17	3.64
Le-09-2	4	23	0	0.96	0.58	0.35	0.30	2.41	0.42	0
Le-10-2	8	30	1	2.06	0.69	0.62	0.55	3.14	0.32	3.33
Le-11-2	10	23	0	2.87	0.85	0.85	0.74	2.41	0.42	0
Le-12-2	10	38	3	2.47	0.59	0.59	0.52	3.98	0.25	7.89
Le-13-2	6	11	1	2.09	0.89	0.69	0.61	1.15	0.87	9.09
Le-14-2	5	14	0	1.52	0.70	0.49	0.43	1.47	0.68	0
Le-15-2	5	9	0	1.82	0.81	0.57	0.50	0.94	1.06	0
Le-1-3	8	16	1	2.52	0.92	0.84	0.73	1.68	0.60	6.25
Le-2-3	10	26	1	2.76	0.87	0.87	0.77	2.72	0.37	3.85
Le-3-3	12	50	13	2.81	0.82	0.88	0.77	5.24	0.19	26



Le-4-3	8	8	1	3.08	1.00	0.85	0.74	0.84	1.19	12.5
Le-5-3	15	23	6	4.47	0.97	1.14	1.00	2.41	0.42	26.09
Le-6-3	8	11	1	2.92	0.97	0.88	0.77	1.15	0.87	9.09
Le-7-3	9	23	4	2.55	0.85	0.81	0.71	2.41	0.42	17.39
Le-8-3	7	30	15	1.76	0.84	0.71	0.62	3.14	0.32	50
Le-9-3	7	35	2	1.69	0.76	0.64	0.56	3.66	0.27	5.71
Le-10-3	4	11	3	1.25	0.81	0.49	0.43	1.15	0.87	27.27
Le-11-3	8	13	1	2.73	0.88	0.80	0.70	1.36	0.73	7.69
Le-12-3	7	26	8	1.84	0.81	0.68	0.60	2.72	0.37	30.77



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Tambre.

Código	Variedad dieta	Nº presas	Nº presas terrestres	Margalef	Pielou	Shannon-Wiener	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	% Fauna aérea
Ta-01-1	6	7	0	2.57	0.98	0.76	0.66	0.42	2.39	0
Ta-02-1	20	49	43	4.88	0.80	1.04	0.91	2.93	0.34	87.76
Ta-03-1	11	40	18	2.71	0.88	0.92	0.80	2.39	0.42	45
Ta-04-1	4	4	2	2.16	1.00	0.60	0.53	0.24	4.18	50
Ta-05-1	8	18	8	2.42	0.79	0.71	0.62	1.08	0.93	44.44
Ta-06-1	5	13	9	1.56	0.79	0.55	0.48	0.78	1.29	69.23
Ta-07-1	23	69	53	5.20	0.85	1.16	1.02	4.13	0.24	76.81
Ta-08-1	13	78	20	2.75	0.62	0.69	0.61	4.67	0.21	25.64
Ta-09-1	7	10	3	2.61	0.97	0.82	0.72	0.60	1.67	30
Ta-10-1	22	119	40	4.39	0.69	0.93	0.81	7.12	0.14	33.61
Ta-11-1	1	1	0	0	0-	0	0	0.06	16.71	0
Ta-01-2	19	71	8	4.22	0.83	1.06	0.93	4.25	0.24	11.27
Ta-02-2	15	85	48	3.15	0.66	0.78	0.68	5.09	0.20	56.47
Ta-03-2	17	24	9	5.03	0.92	1.14	0.99	1.44	0.70	37.5
Ta-04-2	20	48	14	4.91	0.90	1.17	1.02	2.87	0.35	29.17
Ta-05-2	15	117	56	2.94	0.65	0.76	0.66	7.00	0.14	47.86
Ta-06-2	6	6	5	2.79	1.00	0.78	0.68	0.36	2.79	83.33
Ta-07-2	10	75	4	2.08	0.44	0.44	0.38	4.49	0.22	5.33
Ta-08-2	17	43	21	4.25	0.88	1.08	0.94	2.57	0.39	48.84
Ta-09-2	13	43	27	3.19	0.80	0.89	0.78	2.57	0.39	62.79
Ta-10-2	11	182	3	1.92	0.21	0.22	0.19	10.89	0.09	1.65
Ta-01-3	8	57	41	1.73	0.53	0.48	0.42	3.41	0.29	71.93
Ta-02-3	8	12	1	2.82	0.95	0.86	0.75	0.72	1.39	8.33
Ta-03-3	8	67	50	1.66	0.52	0.47	0.41	4.01	0.25	74.63
Ta-04-3	11	23	9	3.19	0.89	0.93	0.81	1.38	0.73	39.13
Ta-05-3	9	75	62	1.85	0.41	0.39	0.34	4.49	0.22	82.67
Ta-06-3	10	28	7	2.70	0.84	0.84	0.74	1.68	0.60	25
Ta-07-3	1	1	0	0	0-	0	0.00	0.06	16.71	0



Ta-08-3	15	48	24	3.62	0.79	0.92	0.81	2.87	0.35	50
Ta-09-3	9	44	17	2.11	0.67	0.64	0.56	2.63	0.38	38.64
Ta-10-3	11	214	193	1.86	0.25	0.26	0.23	12.81	0.08	90.19

Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Castromaior.

Código	Variedad dieta	Nº presas	Nº presas terrestres	Margalef	Pielou	Uniformidad	Shannon	Dominancia	Amplitud de nicho	Abundancia relativa	% Fauna aérea
Ca-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-15	1	1	0	0	0	0	0	100	0	100	0
Ca-16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca-19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Eo.

Código	Variedad dieta	Nº presas	Nº presas terrestres	Margalef	Pielou	Shannon	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	Abundancia relativa	% Fauna aérea
E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-04	1	1	-	-	-	0	0	7.69	0.13	7.69	0
E-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-06	1	1	-	-	-	0	0	7.69	0.13	7.69	0
E-07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-11	1	1	-	-	-	0	0	7.69	0.13	7.69	0
E-12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-23	2	10	0	0.43	0.47	0.14	1.00	76.92	0.013	76.92	0
E-24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Iso.

	Variedad dieta	N° presas	N° presas aéreas	Margalef	Pielou	Shannon	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	Abundancia relativa	% Fauna aérea
I-01	2	6	0	0.56	0.92	0.28	0.46	1.97	0.51	1.97	0
I-02	1	3	0	0	0	0	0	0.99	1.01	0.99	0
I-03	2	3	0	0.91	0.92	0.28	0.46	0.99	1.01	0.99	0
I-04	3	7	0	1.03	0.87	0.42	0.69	2.30	0.43	2.30	0
I-05	3	7	1	1.03	0.72	0.35	0.58	2.30	0.43	2.30	14.29
I-06	1	3	0	0	0	0	0	0.99	1.01	0.99	0
I-07	2	6	0	0.56	0.65	0.20	0.33	1.97	0.51	1.97	0
I-08	1	1	0	0	0	0	0	0.33	3.04	0.33	0
I-09	2	3	0	0.91	0.92	0.28	0.46	0.99	1.01	0.99	0
I-10	4	4	1	2.16	1	0.60	1.00	1.32	0.76	1.32	25
I-11	1	2	0	0	0	0	0	0.66	1.52	0.66	0
I-12	2	4	0	0.72	0.81	0.24	0.41	1.32	0.76	1.32	0
I-13	2	5	0	0.62	0.97	0.29	0.49	1.64	0.608	1.64	0
I-14	3	27	0	0.61	0.29	0.14	0.23	8.88	0.11	8.88	0
I-15	4	12	0	1.21	0.78	0.47	0.78	3.95	0.25	3.95	0
I-16	3	6	1	1.12	0.92	0.44	0.73	1.97	0.51	1.97	16.67
I-17	3	18	1	0.69	0.78	0.37	0.62	5.92	0.17	5.92	5.56
I-18	4	7	0	1.54	0.92	0.55	0.92	2.30	0.43	2.30	0
I-19	4	8	0	1.44	0.77	0.47	0.78	2.63	0.38	2.63	0
I-20	1	3	0	0	0	0	0	0.99	1.01	0.99	0
I-21	2	6	0	0.56	1	0.30	0.50	1.97	0.51	1.97	0
I-22	2	7	0	0.51	0.99	0.30	0.49	2.30	0.43	2.30	0
I-23	2	12	0	0.40	0.92	0.28	0.46	3.95	0.25	3.95	0
I-24	5	29	2	1.19	0.61	0.42	0.71	9.54	0.10	9.54	6.90
I-25	2	66	0	0.24	0.11	0.03	0.06	21.71	0.05	21.71	0
I-26	3	8	1	0.96	0.82	0.39	0.65	2.63	0.38	2.63	12.5
I-27	4	17	0	1.06	0.48	0.29	0.48	5.59	0.18	5.59	0
I-28	3	18	0	0.69	0.72	0.34	0.57	5.92	0.17	5.92	0



I-29	4	6	0	1.67	0.90	0.54	0.90	1.97	0.51	1.97	0
------	---	---	---	------	------	------	------	------	------	------	---



Tabla. Valores de los índices alimentarios para cada trucha del río Xermil.

Código	Variedad dieta	Nº presas	Nº presas terrestres	Margalef	Pielou	Shannon	Uniformidad	Dominancia	Amplitud de nicho	Abundancia relativa	% Fauna aérea
X-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-04	4	6	1	1.67	0.90	0.54	0.47	9.84	0.10	10	16.67
X-05	2	6	0	0.56	0.65	0.20	0.17	9.84	0.10	10	0
X-06	1	1	0	0	0	0	0	1.64	0.61	2	0
X-07	1	1	0	0	0	0	0	1.64	0.61	2	0
X-08	3	6	0	1.12	0.92	0.44	0.38	9.84	0.10	10	0
X-09	2	9	0	0.46	0.50	0.15	0.13	14.75	0.07	15	0
X-10	1	1	0	0	0	0	0	1.64	0.61	2	0
X-11	3	9	0	0.91	0.77	0.37	0.32	14.75	0.07	15	0
X-12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-13	2	4	0	0.72	1	0.30	0.26	6.56	0.15	7	0
X-14	1	1	0	0	0	0	0	1.64	0.61	2	0
X-15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-16	3	8	1	0.96	0.67	0.32	0.28	13.11	0.08	13	12.5
X-17	1	1	0	0	0	0	0	1.64	0.61	2	0
X-18	1	1	0	0	0	0	0	1.64	0.61	2	0
X-19	1	3	0	0	0	0	0	4.92	0.20	5	0
X-20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-21	1	4	0	0	0	0	0	6.56	0.15	7	0
X-22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X-25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-