



Frankie Thielen

Der Einfluss einwandernder
Amphipodenarten auf die
Parasitozönose des Europäischen
Aals (*Anguilla anguilla*)



Frankie Thielen

**Der Einfluss einwandernder Amphipodenarten auf die
Parasitizönose des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*)**

Der Einfluss einwandernder Amphipodenarten auf die Parasitozönose des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*)

von
Frankie Thielen



universitätsverlag karlsruhe

Dissertation, Universität Karlsruhe (TH)
Fakultät für Chemie und Biowissenschaften, 2005

Impressum

Universitätsverlag Karlsruhe
c/o Universitätsbibliothek
Straße am Forum 2
D-76131 Karlsruhe
www.uvka.de



Dieses Werk ist unter folgender Creative Commons-Lizenz
lizenziert: <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.0/de/>

Universitätsverlag Karlsruhe 2006
Print on Demand

ISBN 3-86644-037-5

Der Einfluss einwandernder Amphipodenarten auf die Parasitozönose des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*)

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

**Doktors der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)**

der
Fakultät für Chemie und Biowissenschaften
der Universität Karlsruhe (TH)
vorgelegte

Dissertation

von

Frankie Thielen
aus Luxembourg

2005

Dekan:	Prof. Dr. H. Puchta
Referent:	Prof. Dr. H. Taraschewski
Korreferent:	Prof. Dr. W. Haas
Tag der mündlichen Prüfung:	15.12.2005

Die Publikation der vorliegenden Arbeit wurde finanziell unterstützt vom Fond National de la Recherche (Luxembourg). Mesures d'accompagnement, MA4: Publication d'une thèse de doctorat.

Inhalt

1 Einleitung	1
2 Material und Methode	11
2.1 Probestellen	11
2.2 Physikalisch chemische Parameter des Rheins	11
2.3 Crustaceen-Fauna	13
2.4 Untersuchte Fischarten	14
2.4.1 Der Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	14
2.4.2 Weitere Fischarten	14
2.5 Aal-Fangstellen	16
2.5.1 Bodensee	16
2.5.2 Laufenburg	16
2.5.3 Karlsruhe	17
2.5.4 Mannheim	17
2.5.5 Mittel- und Niederrhein	18
2.5.6 Weitere Probestellen	18
2.6 Fangmethoden	21
2.7 Parasitologische Untersuchungen der Fische	22
2.8 Parameter zur Beschreibung der Fischparasitozönose	23
2.9 Statistik	29
3 Ergebnisse	33
3.1 Physikalisch chemische Parameter des Rheins	33
3.2 Crustaceen-Fauna	35
3.3 Parasitozönose der Fische	39
3.3.1 Aalparasiten	39
3.3.1.1 Bodensee (Langenargen) und Rhein (Laufenburg)	40
3.3.1.1.1 Metapopulation	40
3.3.1.1.2 Infragemeinschaft	44
3.3.1.1.3 Komponentengemeinschaft	49
3.3.1.2 Rhein Karlsruhe	50
3.3.1.2.1 Metapopulation	50

3.3.1.2.2 Infragemeinschaft.....	58
3.3.1.2.3 Komponentengemeinschaft.....	62
3.3.1.3 Rhein Mannheim.....	65
3.3.1.3.1 Metapopulation	65
3.3.1.3.2 Infragemeinschaft.....	71
3.3.1.3.3 Komponentengemeinschaft.....	75
3.3.1.4 Sauer Rosport.....	77
3.3.1.4.1 Metapopulation	77
3.3.1.4.2 Infragemeinschaft.....	82
3.3.1.4.3 Komponentengemeinschaft.....	84
3.3.1.5 Weitere Probestellen	86
3.3.1.5.1 Metapopulation	86
3.3.1.5.2 Infragemeinschaft.....	88
3.3.1.5.3 Komponentengemeinschaft.....	90
3.3.2 Parasitologische Untersuchung anderer Fischarten	91
3.3.2.1 Flussbarsch	91
3.3.2.2 Kaulbarsch	92
3.3.2.3 Zander.....	93
3.3.2.4 Gründling.....	93
3.3.2.5 Hecht.....	94
3.3.3 Die Aalparasitozönose in Karlsruhe im Zeitraum von 1995 bis 2005	96
3.3.4 Korrelationen.....	114
3.3.4.1 Korrelationen zur Infra- und Komponentengemeinschaft	114
3.3.4.2 Korrelationen zwischen den Befallsparametern verschiedener Parasitenarten	119
3.3.4.3 Korrelationen zwischen dem Aggregationsindex und den Befallsparametern verschiedener Parasitenarten.....	119
3.3.5 Befallsparameter in den verschiedenen Größenklassen der Aale	120
3.3.6 Aggregation verschiedener Parasitenarten in den Aalen	124
4 Diskussion	127
4.1 Physikalisch chemische Parameter	127
4.1.1 Temperatur	127
4.1.2 Leitfähigkeit	128
4.2 Die Crustaceen Fauna	129
4.2.1 Laufenburg	129
4.2.2 Karlsruhe	130
4.2.3 Mannheim.....	131
4.2.4 Rosport	132
4.2.5 Der Erfolg der pontocaspischen Crustaceen.....	132
4.3 Parasitozönose der Fische	134
4.3.1 Parameter zur Beschreibung der Parasitozönose in der ökologischen Parasitologie	134
4.3.2 Parasitozönose der Aale.....	135
4.3.2.1 Protozoa	136
4.3.2.2 Metazoa.....	138
4.3.2.2.1 Monogene und digene Trematoden.....	138
4.3.2.2.2 Acanthocephalen.....	140

4.3.2.2.3 Nematoden	146
4.3.2.2.4 Cestoden.....	152
4.3.2.2.5 Weitere Metazoa	153
4.3.3 Parasitologische Untersuchungen an anderen Fischarten	154
4.4 Die intestinale Infragemeinschaft der Aale	156
4.4.1 Die Infragemeinschaft der Aale im Rheinsystem	156
4.4.2 Die Infragemeinschaft der Aale aus dem Rheinsystem im Vergleich mit Aalen von den Britischen Inseln	157
4.4.3 Korrelationen zu den Befallsdaten verschiedener Parasitenarten	160
4.4.4 Die Verteilung der Parasitenarten entlang des Darmtrakts	161
4.5 Die intestinale Komponentengemeinschaft der Aale	162
4.5.1 Die Komponentengemeinschaft der Aale im Rheinsystem	162
4.5.2 Die intestinale Komponentengemeinschaft der Rheinaale im Vergleich zu andern Studien.....	164
4.5.3 Korrelationen verschiedener Parameter der Komponentengemeinschaft	165
4.6 Entwicklung der intestinalen Aalparasitozönose an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005	167
4.7 Fazit und Ausblick	177
5 Zusammenfassung	181
6 Literaturverzeichnis.....	185
7 Anhang	217
8 Danksagung	255

1 Einleitung

Große Flüsse wurden seit jeher in vielfältiger Weise genutzt. Dienten sie in früherer Zeit vornehmlich dem Fischfang, so werden sie seit Beginn des letzten Jahrhunderts vor allem als Wasserstrassen und zur Gewinnung von Elektrizität genutzt. Sie liefern aber auch Brauch-, Kühl- und Trinkwasser für Industrie und Kommunen und dienen häufig als Vorfluter für industrielle und kommunale Abwässer. Zusätzlich nimmt ihre Bedeutung als Freizeit- und Erholungsraum stetig zu (Tittizer, 1996). Insbesondere der Ausbau vieler großer Flusssysteme zu Transportwegen wurde in den letzten Jahrzehnten stetig vorangetrieben und auch eine Verbindung zwischen dem Rhein- und Donausystem wurde mittlerweile hergestellt.

Der Rhein mit einer Gesamtlänge von 1350 km und einem Einzugsgebiet von 252000 km² ist der größte Fluss Westeuropas, und seine Schiffbarmachung und die Wasserkraftnutzung haben sein Erscheinungsbild vor allem in den südlichen Abschnitten im Laufe der letzten 200 Jahre grundlegend verändert. Insbesondere in der Oberrheinischen Tiefebene wurde durch die Rheinkorrekturen von Tulla und Honsell im Zeitraum von 1817 bis 1925 der Fluss nachhaltig begradigt und kanalisiert (Kunz, 1982). Der Rhein ist damit heute auf Grund der baulichen Maßnahmen von Rheinfelden (Flusskilometer 150) bis Rotterdam durchgängig schiffbar und ist eine der bedeutendsten Wasser- und Handelsstraßen in Europa. Er stellt für Schwergütertransporte, wie zum Beispiel Containerschiffe, den bevorzugten Transportweg dar (<http://de.wikipedia.org/wiki/Rhein>).

Die Donau ist mit einer Gesamtlänge von 2888 km und einem Einzugsgebiet von 817000 km² der zweitgrößte Fluss Europas und mündet in Rumänien in das Schwarze Meer. Erst ab Kelheim, fast 500 Kilometer hinter der Quelle, ist die Donau über eine Gesamtstrecke von 2415 Kilometern bis zur Mündung für die Binnenschifffahrt befahrbar (<http://de.wikipedia.org/wiki/donau>).

Die beiden Flüsse Rhein und Donau reichen in ihren Oberläufen dicht aneinander heran und die Idee einer Verbindung zwischen beiden Flusssystemen reicht bis auf Karl den Großen in das Jahr 793 zurück. Die fortschreitende Globalisierung und der Wunsch einer Großschifffahrtstrasse von der Nordsee bis zum schwarzen Meer führten schließlich dazu, dass dieses Projekt, allerdings mehr als tausend Jahre später, realisiert wurde. Mit dem Bau

des Rhein-Main-Donau-Kanals wurde 1960 begonnen. Im Herbst 1992 am 25. September wurde der Kanal offiziell eröffnet und ist seitdem auf der gesamten Strecke von Bamberg bis Kelheim befahrbar. Die Länge des Kanals beträgt 171 km und er enthält 16 Schleusen. Die Europäische Wasserscheide von Rhein und Donau wird zwischen Hilpoltstein und Bachhausen 406 m über Normalnull überquert (<http://de.wikipedia.org/wiki/Main-Donau-Kanal>).

Mit der Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals wurde zwischen zwei ehemals getrennten Ökosystemen, dem Rhein- und Donau-System eine Verbindung erschaffen, die einen Faunenaustausch zwischen beiden Systemen ermöglicht und erheblich erleichtert (Haas & Streit, 1998). Dieser so genannte südliche Korridor (Bij de Vaate et al., 2002) stellt über den Main und den Kanal nun die direkte Verbindung zwischen Rhein und Donau her. Da der Wasserstand, der zum Betreiben des Kanals notwendig ist, vor allem mit Wasser aus der Donau aufrechterhalten wird, wird die Wanderung von Arten aus der Donau in den Rhein besonders erleichtert (Tittizer, 1997). Insgesamt zeigen die Arten aus der Schwarzmeerregion ein hohes Ausbreitungspotential (Reid & Orlova, 2002) und konnten sich auch in anderen Gewässersystemen wie der Ostsee und den großen Seen in Amerika ausbreiten (MacIsaac et al., 2001; Ojaveer et al., 2002). Der Schiffsverkehr erleichterte und beschleunigte dabei erheblich die Wanderungen entgegen der Fließrichtung sowie in entfernte Regionen (Ricciardi, 2001; Nehring, 2005).

So ist es nicht verwunderlich, dass unter den Makroinvertebraten im Rhein mittlerweile zahlreiche Neozoen aus der Schwarzmeerregion, der Pontocaspis anzutreffen sind (Tittizer, 1996; IKS, 2002a; LfU, 2004). Insgesamt 16 Arten aus verschiedenen Klassen konnten bisher im Rhein-System nachgewiesen werden. Mit neun Arten machen die Crustaceen dabei mehr als die Hälfte aus (Bij de Vaate et al., 2002). Hier sind es wiederum die Amphipoden, die sich als besonders erfolgreiche Gruppe herausstellten. Der mittlerweile als „Killershrimp“ bezeichnete Amphipode *Dikerogammarus villosus* muss nach der Eröffnung des Kanals als erfolgreichster Einwanderer aus der Pontocaspis angesehen werden. *D. villosus* war ursprünglich auf den Unter- und Mittellauf der Donau beschränkt. Er konnte erstmals im deutschen Abschnitt der Donau im Jahr 1992 nachgewiesen werden (Tittizer et al., 1994), bereits ein Jahr später im Rhein-Main-Donau-Kanal (Tittizer et al., 1995), 1994 im Main und schließlich 1995 im Rhein (Bij de Vaate & Klink, 1995; Schöll et al., 1995). Von hier erfolgte eine rasche Ausbreitung in die nördlichen und südlichen Abschnitte des Rheinsystems sowie in Nebengewässer. In den Niederlanden konnte *D. villosus* bereits 1995 nachgewiesen werden (Bij de Vaate & Klink, 1995). Mittlerweile ist er im Rhein von Rheinfelden (Rey & Ortlepp, 2002; LfU, 2004) bis zur Nordsee verbreitet. In weniger als einem Jahrzehnt gelang es *D. villosus* große Teile der Flusssysteme Mitteleuropas zu besiedeln. Er findet sich mittlerweile in der Oder (Müller et al., 2004; Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka, 2005), in der Elbe und angrenzenden Kanälen (Grabow et al., 1998), in Polen (Jazdzewski et al., 2002; 2004), in der Mosel (Devin et al., 2001), in der Maas (Josens et al., 2005) sowie in zahlreichen Gewässern

Frankreichs (Meuse, Mosel, Rhône, Saône, Seine und Loire) (Bollache et al., 2004). Ebenfalls gibt es bereits Nachweise aus dem Genfer See (Bollache, 2004) sowie dem Bodensee (Mürle et al., 2004). Die Funde im Bodensee sind dabei auf den Überlinger See beschränkt und das Fehlen von *D. villosus* auf der 150 km langen Strecke zwischen dem Hochrhein bei Rheinfeldern und dem Bodensee, deuten auf eine anthropogene Einschleppung der Art hin (Mürle et al., 2004). Das massive Auftreten von *D. villosus* hat mittlerweile zu deutlichen Änderungen in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft geführt. So gingen die Abundanzen heimischer Amphipoden-Arten (*Gammarus pulex*, *Gammarus roeseli*) sowie auch die früherer Einwanderer (*Corophium curvispinum*, *Chaetogammarus ischnus*, *Gammarus tigrinus*) in den letzten Jahren rapide zurück (Haas et al., 2002). Der ursprünglich aus Nordamerika stammende Getigerte Flohkrebs *Gammarus tigrinus* (Schmitz, 1960) kann mittlerweile im nördlichen Oberrhein nicht mehr nachgewiesen werden (Haas et al., 2002). Dabei war dieser Flohkrebs bis 1995 eine der dominanten Arten in diesem Bereich (Haas et al., 2002).

Diese sehr schnelle anthropogen bedingte Umstrukturierung der Makrozoobenthosgemeinschaft, die durch das Beseitigen einer biogeographischen Barriere erfolgte, kann auch Einfluss auf Organismen anderer trophischer Ebenen haben. So konnte Kelleher et al. (1998) feststellen, dass sich mit einer ändernden Amphipodenfauna auch das Nahrungsspektrum von Fischen wie zum Beispiel Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) und Aalen (*Anguilla anguilla*) ändert. Die nachtaktiven Aale ernähren sich im Rhein bevorzugt von Flohkrebsen, die in den letzten Jahren die Invertebratenfauna im Rhein dominierten (LfU, 2004). Der Wechsel der dominanten Arten von *Corophium curvispinum* und *Gammarus tigrinus* zu *Dikerogammarus villosus* sollte sich deshalb auch in der Nahrungszusammensetzung beim Aal widerspiegeln. Da limnische Invertebraten, darunter auch viele Gammariden als Zwischenwirte für zahlreiche Parasitenarten dienen (Moravec, 1994; Busch et al., 2001; Mehlhorn & Piekarski, 2002; Moravec, 2004a), hat der Kolonisierungserfolg der Neozoen auch indirekte Konsequenzen auf die Transmission und Persistenz aquatischer Parasiten.

Der in den Rhein eingewanderte Amphipode (*Gammarus tigrinus*) sorgte vor etwa 20 Jahren bereits für eine neue Art in der Parasitözönose von Rheinaalen. Von diesem Flohkrebs, der ursprünglich aus den Ästuaren und Flussmündungen der nordamerikanischen Atlantikküste stammt, wurden 1957 1000 Individuen in die Werra (Weser) ausgesetzt. Er sollte die heimische Amphipodenfauna, die durch hohe Salzbelastungen aus dem Kalibergbau stark dezimiert war, als salztolerante Art ergänzen und vor allem als Fischfutter dienen (Schmitz, 1960). *G. tigrinus* bildete schnell stabile Populationen und konnte 1982 schließlich im Niederrhein nachgewiesen werden, von wo er sich rasch stromaufwärts bis Basel ausbreitete (Berndt, 1984; Tittizer, 1996). Einige Jahre später (1987) konnte schließlich der aalspezifische Kratzer *Paratenuisentis ambiguus* erstmals in Aalen aus der Weser nachgewiesen werden (Taraschewski et al., 1987). *P. ambiguus* benötigt als obligaten Zwischenwirt *G. tigrinus* und benutzt in Europa *Anguilla anguilla* als Endwirt. In seinem

Ursprungsgebiet Nordamerika dient der Amerikanische Aal (*Anguilla rostrata*) als Endwirt (Samuel & Bullock, 1981). In späteren Untersuchungen von Aalpopulationen aus der Weser konnten hohe Befallsraten (80%) mit *P. ambiguus* und sehr hohe Intensitäten dieses Kratzers (mehrere 100 Würmer) in den Fischen festgestellt werden (Sures et al., 1994; Zimmermann et al., 1999). Auch im Rheinsystem hatte sich dieser neozoische Parasit in den 1990er Jahren etabliert. So waren 1995 über 50% der Aale im nördlichen Oberrhein nahe der Stadt Karlsruhe mit dieser Art infiziert. Der Kratzer aus Nordamerika dominierte dabei die gesamte Darmhelminthengemeinschaft, über 90% der intestinalen Helminthen der jeweiligen Infrapopulationen gehörten dieser Art an (Sures et al., 1999). Weitere Untersuchungen im Jahr 1999 deuteten jedoch auf einen Rückgang dieses dominanten Aalparasiten hin (Sures & Streit, 2001), was mit der sich zu diesem Zeitpunkt bereits ändernden Amphipodenfauna in Zusammenhang gebracht wurde.

In anderen Teilen Europas ist *Gammarus tigrinus* aber immer noch präsent und zum Teil noch dabei sich auszubreiten. Insbesondere in der Ostsee ist diese Art weiter auf dem Vormarsch und kann vermehrt an der Küste Polens nachgewiesen werden (Szaniawska et al., 2003; Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka, 2005). Interessant ist dabei, dass mittlerweile *G. tigrinus* in der Ostsee als Zwischenwirt von dort vorkommenden Parasiten genutzt wird. Aus der Leibeshöhle von *G. tigrinus* gelang erstmals der Nachweis von Metacercarien des Trematoden *Maritrema subdolum*, der in Wasservögeln geschlechtsreif wird (Rolbiecki & Normant, 2005).

P. ambiguus ist aber nicht der einzige „Alien“ unter den Parasiten, der in Europäischen Aalen nachgewiesen wurde. So tauchte Mitte der achtziger Jahre der Schwimmblasennematode *Anguillicola crassus* in Aalpopulationen in Europa auf (Peters & Hartmann, 1986; Taraschewski et al., 1987). *A. crassus* stammt ursprünglich aus Ostasien, wo er den Japanischen Aal (*Anguilla japonica*) als endemischen Wirt befällt (Nagasawa et al., 1994). Er wurde vermutlich mit dem Transport lebender Aale aus dem Ursprungsgebiet nach Europa eingeschleppt (Taraschewski et al., 1987). Er erreicht im Europäischen Aal hohe Befallsraten und Intensitäten (Knopf & Mahnke, 2004) und verursacht pathologische Änderungen in der Schwimmblasenwand (Würtz et al., 1996, Würtz & Taraschewski, 2000; Sures et al., 2001). Neben anderen Faktoren wie z.B. der Überfischung der Glas- und Blankaale, der Gewässerverbauung und Verschmutzung könnte somit der Befall mit *A. crassus* zusätzlich für den Rückgang der Aalpopulationen in Europa und Weltweit verantwortlich gemacht werden (Dekker, 2004; Kruk, 2004; Münderle et al., 2004; Sures & Knopf, 2004). Man nimmt an, dass eine durch den Nematoden geschädigte Schwimmblase ihre Funktion als hydrostatisches Organ nicht mehr erfüllen kann. Die Aale sind auf ihrer Wanderung im Ozean dadurch nicht mehr in der Lage, die vertikalen Wanderungen von bis zu 500 m durchzuführen (Tesch, 1999). Das Erreichen der Laichgründe in der Sargassosee könnte sich somit für befallene Aale als schwierig erweisen (Münderle et al., 2004). Diesem Nematoden wurde deshalb große Aufmerksamkeit geschenkt, und seine Ausbreitung und Pathogenität wurden ausführlich in

der Literatur behandelt (siehe z.B. Würtz & Taraschewski, 2000; Sures et al., 2001; Kirk, 2003; Lefèbvre & Crivelli, 2004).

Ebenfalls aus Asien stammen zwei monogene Trematoden, die die Kiemen des Aals befallen (*Pseudodactylogyrus anguillae* und *P. bini*). Auch diesen neozoären Parasiten gelang die Invasion in Europa vermutlich durch den Transport lebender juveniler Japanischer Aale (*Anguilla japonica*) (Molnár, 1983). Mittlerweile können sie europaweit in Aalpopulationen gefunden werden (Buschmann et al., 1987; Nie & Kennedy, 1991a; Saraiva, 1995; Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001; Sobecka & Pilecka-Rapacz, 2003).

Diese Beispiele zeigen deutlich, wie schnell sich biologische Invasoren in einem neuen Areal ausbreiten können. Die Geschwindigkeit der Ausbreitung wird dabei vermehrt durch anthropogene Einflüsse unterstützt. Zum einen durch die Beseitigung von biogeographischen Barrieren, zum anderen sind viele Einführungen und Ausbringungen neuer Arten auch ökonomisch motiviert (Kowarik, 2003). Sind die Invasoren in ihrem neuen Areal erst etabliert und haben stabile Populationen aufgebaut, so kommt es oftmals zu drastischen Änderungen in der ursprünglichen Zusammensetzung von Flora und Fauna (Haas et al., 2002; Kowarik, 2003). Ernsthafte ökologische (Ojaveer et al., 2002) aber auch ökonomische Konsequenzen sind die Folge (Kowarik, 2003). Die ökonomischen und ökologischen Folgekosten übertreffen dabei oftmals die Gewinne, die durch das gezielte Ausbringen von Arten erwartet wurden. So verursacht die Dreikant- oder Zebrauschel (*Dreissena polymorpha*) aus der Pontocaspis enorme Schäden, indem sie dicke Überzüge an Rohrleitungen und Hafenanlagen bildet. Allein das Beseitigen von *D. polymorpha* in den Rohrleitungen (um Verstopfungen zu verhindern) kostet in den USA jährlich mehrere Millionen Dollar (Kowarik, 2003). In Deutschland sind die Folgekosten für 20 Neobiota ermittelt worden und belaufen sich für diese wenigen Arten auf jährlich 167 Mio. Euro (Reinhardt et al., 2003). Da wesentlich mehr als nur 20 problematische Arten vorkommen, sind die realen Schäden weitaus höher. Dabei ist eine ökonomische Bilanzierung schwierig, da die Berechnung von Nutzen und Schaden je nach Perspektive sehr unterschiedlich ausfallen kann. Die Probleme, die durch tierische oder pflanzliche Eindringlinge entstehen und die daraus resultierenden Folgen sind bei frei lebenden Organismen oft unübersehbar. Allgemein wird den Neophyten und Neozoen wegen ihrer negativen Begleiterscheinungen in letzter Zeit viel Aufmerksamkeit in der Forschung geschenkt (Leppäkoski et al., 2002; Kowarik, 2003). Eine Gruppe, die hiervon jedoch weitgehend ausgenommen ist, sind die Parasiten. Allgemein ist über neozoische Parasiten wenig bekannt.

Dabei stellt Parasitismus die weltweit erfolgreichste Lebensweise dar und man kann davon ausgehen, dass ca. 50% aller Arten während wenigstens einer Phase ihres Lebens irgendeine Form von Parasitismus zeigen (Poulin, 2000; Bush et al., 2001). Die Parasiten sind dabei aber

nicht nur Bestandteil der Biodiversität, sondern greifen auch regulierend in die Populationen ihrer Wirtstiere ein.

In einer Langzeituntersuchung von mehr als über 30 Jahren konnten Kennedy et al. (2001) nachweisen, wie eine Population junger Rotaugen (*Rutilus rutilus*) durch den pseudophylliden Cestoden *Ligula intestinalis* reguliert wurde. Bei hoher Fischdichte stieg sowohl die Prävalenz als auch die Intensität von *L. intestinalis* in der Fischpopulation deutlich an und führte schließlich zu einer erhöhten Mortalität bei den Fischen. Die Rotaugenpopulation brach zusammen, und die Ligula-Prävalenzen sanken als Folge dessen bis auf 1% ab. Nachdem sich die Rotaugenpopulation wieder aufgebaut hatte, folgte erneut ein starker Befall mit dem Cestoden was wiederum zu Wirtsmortalität führte. Innerhalb der Untersuchungsperiode von 30 Jahren vollzog sich dieser Zyklus zwei Mal, und ein dritter bahnte sich an. Auch bei schottischen Moorschneehühnern (*Lagopus lagopus scoticus*) konnte ungefähr alle vier bis acht Jahre ein Populationseinbruch festgestellt werden, welcher auf den starken Befall mit dem Nematoden *Trichostrongylus tenuis* zurückzuführen war (Hudson et al., 1998; Tompkins & Begon, 1999). Nach dem Einbruch war die Dichte der Wirtspopulation zu gering, um hohe Parasiten-Infrapopulationen hervorzurufen, und die Wirtspopulation erholte sich. Eine hohe Anzahl an Moorschneehühnern führte aber wieder zu optimalen Transmissionsbedingungen für den Nematoden und schließlich zu einem erneuten „Crash“ der Schneehuhnpopulation. In einer mit einem Anthelmintikum behandelten Kontrollgruppe fielen die Populationsschwankungen deutlich geringer aus, waren aber vorhanden. Der Parasit war somit nicht der alleinige Faktor, welcher die Populationsgröße regulierte, erhöhte die Amplitude der Schwankung aber erheblich. Derartige Mechanismen mit hohen Mortalitätsraten greifen meistens bei artenarmen Wirt-Parasit-Systemen mit direktem Enzwicklungszyklus, wie es bei den Moorschneehühnern der Fall war (Scott & Dobson, 1989) oder aber in Ökosystemen, die anthropogen gestört sind, so dass verschiedene Regelmechanismen nicht mehr greifen. So beruhen bei Kennedy et al. (2001) die hohen Rotaugendichten zum Beispiel auf einer anthropogenen Eutrophierung des Gewässers. Populationsgrößen werden aber nicht ausschließlich durch parasitenbedingte Mortalität reguliert, oftmals führt der Parasitenbefall auch zu einer Verringerung der Fortpflanzungsrate. Des Weiteren ist eine Kombination aus beidem möglich (Tompkins & Begon, 1999; Taraschewski, 2005). Viele Aspekte im komplizierten Regelnetzwerk zwischen Parasit und Wirt sind jedoch noch unklar und für die meisten Wirt-Parasit-Systeme unbekannt. Zur Klärung der notwendigen Zusammenhänge sind außerdem oftmals Langzeitstudien erforderlich, die sich über mehrere Dekaden erstrecken (Kennedy, 1981; Tompkins & Begon, 1999; Kennedy et al., 2001).

Die Verhältnisse werden noch undurchschaubarer, handelt es sich beim Wirt oder beim Parasiten um einen Neozoen. Zum einen können neozoische Parasiten endemische Arten ohne Coevolution mit dem Parasiten stärker in Mitleidenschaft ziehen als die Wirte aus dem

Ursprungsgebiet des Parasiten. Dies kann beim Europäischen Aal beobachtet werden, bei dem der Befall mit *A. crassus* höher ist als bei *Anguilla japonica*, dem Ursprungswirt (Knopf & Mahnke, 2004). Zum anderen können freilebende Neozoen in ihrem neuen Areal weitgehend von Parasiten verschont bleiben und dadurch im Überlebenskampf Vorteile gegenüber heimischen Arten haben. So ist die native Muschel *Perna perna* in Südafrika stark von zwei Trematodenarten befallen und wird mittlerweile sukzessiv durch die eingeschleppte europäische Muschel *Mytilus galloprovincialis* ersetzt, die in dem neuen Gebiet frei von Parasiten ist (Calvo-Ugarteburu & McQuaid, 1997; Hudson & Greenman, 1998).

Mehrere Arbeiten konnten zusätzlich zeigen, dass Parasiten nicht nur Einfluss auf ihre Wirtspopulationen haben, sondern auch auf die Konkurrenzverhältnisse zwischen freilebenden Arten und somit auf die Biodiversität ganzer Ökosysteme. So können Parasiten die Dominanzverhältnisse zwischen freilebenden Arten verändern, indem sie der dominanten Art mehr schaden als einer anderen. In einem Experiment mit zwei Mehlkäfern (*Tribolium castaneum* und *Tribolium confusum*) dominierte ohne Parasitenbefall *T. confusum* klar die Gemeinschaft und bewirkte die Auslöschung der *T. castaneum* Population. Beim Befall der Mehlkäferpopulationen mit der Coccidie *Adelina tribolii* kehrten sich die Verhältnisse jedoch genau um und *T. castaneum* wurde zur dominanten Art (Park, 1948). Der Hirnwurm *Parelaphostrongylus tenuis* ist für Weißwedelhirsche wenig pathogen, kann aber bei Elchen Mortalität hervorrufen. Die Dichte an Elchen ist deshalb in Gebieten mit Weißwedelhirschen geringer als in Gebieten in denen diese Art fehlt. Die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Wildtierarten werden also durch den Parasiten moduliert (Larkin et al., 2003; Bender et al., 2005). Parasitenbefall kann auch verstärkten Aufwuchs auf den Schalen von befallenen Krebstieren bewirken und so zusätzlich Diversität schaffen (Thomas et al., 1999). Im marinen Litoral kann es durch die Einführung einer Parasitenart zu Veränderungen in den Dominanzverhältnissen zwischen verschiedenen Arten kommen, wodurch sich unter Umständen neue Nahrungsnetze und Räuber-Beute Verhältnisse einstellen. Laut Mouritsen & Poulin (2002) kann dies zu einer insgesamt höheren Biodiversität im Biotop führen. Ein weiteres Beispiel aus dem marinen Bereich dokumentiert, wie durch das Vorhandensein von Parasiten sogar das Landschaftsbild modifiziert werden kann. Der Amphipode *Corophium volutator* erreicht hohe Populationen im Schlickwatt und stabilisiert durch den Bau seiner Wohnröhren das Sediment derart, dass eine charakteristische Riffelstruktur der Oberfläche entsteht. Kommt es durch den Befall mit microphalliden Trematoden zu einem Zusammenbruch der Amphipodenpopulation, so ändert sich das Erscheinungsbild des Watts erheblich und das Sediment ist einer verstärkten Erosion preisgegeben (Poulin, 1998a; Mouritsen & Poulin, 2002) Anhand der Beispiele wird deutlich, dass Parasiten in Ökosystemen bedeutsame Elemente darstellen und die Struktur der Gemeinschaften ihrer Wirte auf vielfältige Weise beeinflussen.

Umgekehrt haben aber auch biotische und abiotische Faktoren Einfluss auf die Struktur und Diversität von Parasitengemeinschaften. Seit einigen Jahren gibt es Bemühungen, sich dies zu Nutze zu machen, indem man mit Hilfe von Parasiten oder Parasitengemeinschaften versucht, Informationen über den Zustand von Ökosystemen zu gewinnen. Anhand der vorkommenden Parasitenarten kann man zum Beispiel wertvolle Informationen über die Beziehungen innerhalb eines Nahrungsnetzes gewinnen, da ein Großteil der parasitischen Arten nur über spezifische Zwischenwirte übertragen wird. Sind verschiedene Parasitenarten vorhanden, so müssen auch die Überträger präsent sein (siehe z.B. Marcogliese, 2001; 2002). Parasiten können als biologische Marker benutzt werden, um die Wanderung von Fischschwärmen zu verfolgen. Ferner lassen sich Informationen über die Laich- und Nahrungsgründe sowie das Habitat der Fische im allgemeinen sammeln (Olivia et al., 2004). Anhand der Larvalformen einer digenen Trematoden-Art und einer Cestoden-Art konnte man so z.B. Rückschlüsse über die Kinderstube von adulten Heringen ziehen (MacKenzie, 2004). Zunehmend werden Parasitengemeinschaften auch herangezogen, um Aussagen über die chemischen und physikalischen Parameter des Wirtshabitats zu treffen. Dabei können monogene Trematoden auf den Kiemen untersucht werden (Gelnar et al., 1997; Dušek et al., 1998), Acanthocephalen (Galli et al., 1998), Trematoden (Dzikowski et al., 2003) oder aber die ganze Parasitengemeinschaft einer Fischart (Cone et al., 1993; Lafferty, 1997; Marcogliese & Cone, 1997; Overstreet, 1997; Halmetoja et al., 2000; Galli et al., 2001). Mit Aalen wurde in dieser Hinsicht bisher wenig gearbeitet. Lediglich Cone et al. (1993) und Marcogliese & Cone (1997) untersuchten die Komponentengemeinschaft Amerikanischer Aale (*Anguilla rostrata*) in Bezug auf die Versauerung von Gewässern.

Die Tatsache, dass aquatische Parasiten komplexe Lebenszyklen besitzen und für ihre Transmission auf eine Vielzahl von Zwischenwirten (Invertebraten, Vertebraten aus dem Plankton und Makrozoobenthos) verschiedener trophischer Stufen angewiesen sind, macht sie anfällig für Veränderungen im Ökosystem auf verschiedenen Ebenen. Aber auch freischwimmende Larvalstadien sind empfindlich gegenüber chemischen oder physikalischen Störungen (Pietroock & Marcogliese, 2003). Insbesondere die ganze Parasitengemeinschaft einer Fischart integriert die Gegebenheiten in ihrem Habitat über die verschiedenen trophischen Stufen und lässt somit Rückschlüsse über die Qualität des Gewässers zu (Marcogliese & Cone, 1997).

Einige Parasitengruppen, die auf Toxine unempfindlich reagieren, sie statt dessen aber in ihrem Körper anreichern, können gezielt auf Schadstoffe anthropogenen Ursprungs hin untersucht werden, sowohl im marinen wie auch im limnischen Bereich (MacKenzie, 1999; Sures, 2001; Williams & MacKenzie, 2003). Hier haben sich in den letzten Jahren insbesondere Acanthocephalen als hervorragende Akkumulationsindikatoren für verschiedene Metalle bewährt (Sures, 2004a). So werden sowohl klassische aus dem Straßenverkehr stammende Metalle wie Blei und Cadmium (Sures et al., 1994; Sures & Taraschewski, 1995) aber auch neue straßenverkehrsbürtige Metalle wie Platin, Rhodium und Palladium

angereichert (Sures et al., 2005; Zimmermann et al., 2005). Das System funktioniert dabei sowohl im aquatischen (Schludermann et al., 2003; Thielen et al., 2004) als auch im terrestrischen Bereich (Sures et al., 2002), und die weltweit verbreiteten Arten der Gattung *Pomphorhynchus* scheinen für derartige Untersuchungen die am besten geeigneten Vertreter zu sein (Sures, 2004b).

Der mögliche Einsatz von Parasiten als Bioindikator (Reaktion- oder Akkumulationsindikator), sei es auf der Ebene einzelner Arten oder auf der Ebene der Parasitengesellschaft, erfordert genaue Kenntnisse über die in verschiedenen Wirten und Zwischenwirten vorkommenden Arten und Gemeinschaften. Hier sind je nach Anwendung genaue Daten über die geographische Verbreitung wichtig, genauso wie Informationen über saisonale Muster in der Prävalenz und Intensität des Befalls. Beim Betrachten von Parasitengemeinschaften sind zusätzliche Kenntnisse über inter- und infraspezifische Konkurrenz zwischen verschiedenen Arten von Vorteil.

Die oben aufgeführten Beispiele zeigen deutlich, wie eng Parasiten in Ökosysteme eingebunden sind und welchen Einfluss sie auf ihre Wirtspopulation und das Ökosystem als Ganzes haben. Dennoch tauchen Parasiten in Diskussionen über die Erhaltung der Biologischen Vielfalt kaum auf und noch immer haftet ihnen ein schlechtes Image an. Dabei stellen sie einen Großteil dieser Vielfalt dar und sind durch den Evolutionsdruck, den sie auf ihre Wirte ausüben, an der Entstehung und Erhaltung von Biodiversität maßgeblich beteiligt (Gould & Gould, 1997).

Schwerpunkt dieser Arbeit bilden die Parasiten des Aals aus dem Rheinsystem. Bisher existieren lediglich zwei Arbeiten über die Parasitözönose von Rheinaalen aus dem Oberrhein (Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001). Anhand dieser Dissertation sollte der Kenntnisstand über Aalparasiten im Rheinsystem deutlich erweitert werden. Es wurden Aalpopulationen aus verschiedenen Abschnitten des Rheinsystems und einigen Nebengewässern auf Parasiten hin untersucht. Dabei wurden sowohl Abschnitte im Rheinhauptstrom als auch Altrheinabschnitte sowie kleinere und größere Nebengewässer berücksichtigt. Dabei sollten folgende Fragen beantwortet werden:

Welche Parasitenarten kommen im Rheinsystem vor und wie weit verbreitet sind die verschiedenen Arten? Gibt es jahreszeitliche Schwankungen im Befall? Unterscheiden sich die verschiedenen Rheinabschnitte und Nebengewässer untereinander? Wie sind die Infra- und Komponentengemeinschaften aufgebaut? Wie stark sind die Parasiten in ihren Wirten aggregiert?

An einigen Stellen wurde zusätzlich die Crustaceenfauna untersucht und an der Stelle Karlsruhe andere Fischarten auf Parasiten. Dabei sollte geklärt werden, welche Crustaceen als Zwischenwirte für Aalparasiten in Frage kommen und welche Auswirkung das Vorkommen

verschiedener Crustaceenarten auf die Parasitenfauna der Aale hat sowie ob andere Fischarten als Reservoir für Aalparasiten dienen?

Die Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals und die damit einhergehenden weiter oben beschriebenen drastischen Änderungen in der Makrozoobenthosgemeinschaft boten die einmalige Gelegenheit, den Einfluss den ein derartiges Ereignis auf eine Parasitengemeinschaft hat, zu untersuchen. Dazu wurde die Probestelle Karlsruhe ausgewählt, da hier schon Datenmaterial über einen längeren Zeitraum vorhanden war, was einen Vergleich mit früheren Jahren ermöglichte. Die Crustaceendaten sollten in diesem Kontext berücksichtigt werden.

Die überwiegende Mehrheit an Untersuchungen von Aalparasiten wurde bisher auf den Britischen Inseln durchgeführt und die Parasitengemeinschaften sind hier für die verschiedenen Ebenen ausführlich beschrieben worden (vgl. z.B. Kennedy, 1990; Kennedy & Guégan, 1994; 1996). So wurde in dieser Dissertation der Fragestellung nachgegangen, ob die Parasitengemeinschaften aus dem Rheinsystem denen von den Britischen Inseln ähnlich sind und falls nicht, in wie weit sie sich von diesen unterscheiden.

Die in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse über die Biodiversität und Struktur der Aalparasitozönosen im Rheinsystem sollten eine wichtige Grundlage für zukünftige Arbeiten darstellen, die Aalparasiten als Indikatororganismen für geänderte Umweltbedingungen nutzen. Erstmals wurde der Einfluss, den die Eröffnung eines Kanals auf die Parasitozönose von Fischen hat, untersucht.

2 Material und Methode

2.1 Probestellen

Der Rhein, der in den Schweizer Alpen entspringt und in die Nordsee mündet, ist mit einer Gesamtlänge von 1350 km und einem Einzugsgebiet von ca. 252000 km² einer der größten Flüsse Europas (Tittizer & Krebs, 1996). Aufgrund seiner geomorphologischen Ausprägung unterteilt man den Rhein in vier Zonen (Alpenrhein und Hochrhein, Oberrhein, Mittelrhein und Niederrhein) (Abb. 2.1). Zum Alpenrhein werden dabei die Abschnitte von Reichenau bis zum Bodensee, der Bodensee sowie der Seerhein bis Stein gezählt. Als Hochrhein wird der Abschnitt zwischen Stein und Basel bezeichnet. Auch wird der Oberrhein noch einmal in einen südlichen und nördlichen Teil unterteilt. Die Kilometerangaben in Abbildung 2.1 und im folgenden Text beziehen sich dabei auf die Stadt Konstanz (= km 0) und folgen damit der Einteilung der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR, 2003a; 2003b).

An drei Stellen im Verlauf des Rheins wurden physikalische Wasserparameter und an vier Stellen Daten zur Crustaceen-Fauna ausgewertet. Aale wurden in jedem Rheinabschnitt gefangen und parasitologisch untersucht (Abb. 2.1). An der Probestelle Karlsruhe wurden zusätzlich parasitologische Untersuchungen an weiteren Fischarten durchgeführt.

2.2 Physikalisch chemische Parameter des Rheins

Die Wasserparameter Temperatur [°C], Leitfähigkeit [μ S/cm], Sauerstoffgehalt [mg/l] und pH-Wert wurden für die Probestellen Albruck (Rheinkilometer 114), Karlsruhe (Rheinkilometer 361) und Mannheim (Rheinkilometer 446) ausgewertet und ihr Verlauf über die Zeit graphisch mit Hilfe von Microsoft Excel dargestellt. Die Grafiken zur Temperatur und Leitfähigkeit finden sich dabei im Ergebnissteil, die Grafiken zur Sauerstoffkonzentration und zum pH-Wert im Anhang. Die Daten wurden mit Hilfe des von der LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) herausgegebenen Jahresdatenkataloges „Beschaffenheit der Fließgewässer Baden-Württembergs“ (LfU, 2005 (CD-ROM)) für den Zeitraum von 1995 – 2003 zusammengestellt. Die Daten aus dem Jahr 2004 wurden ebenfalls von der LfU zur Verfügung gestellt. Die Probestellen Albruck und Mannheim liegen dabei nicht auf genau der gleichen Höhe wie die Aalfangstellen in Laufenburg und Mannheim. Sie sind mit sechs bzw. 18 Kilometern jedoch nicht weit von diesen entfernt.

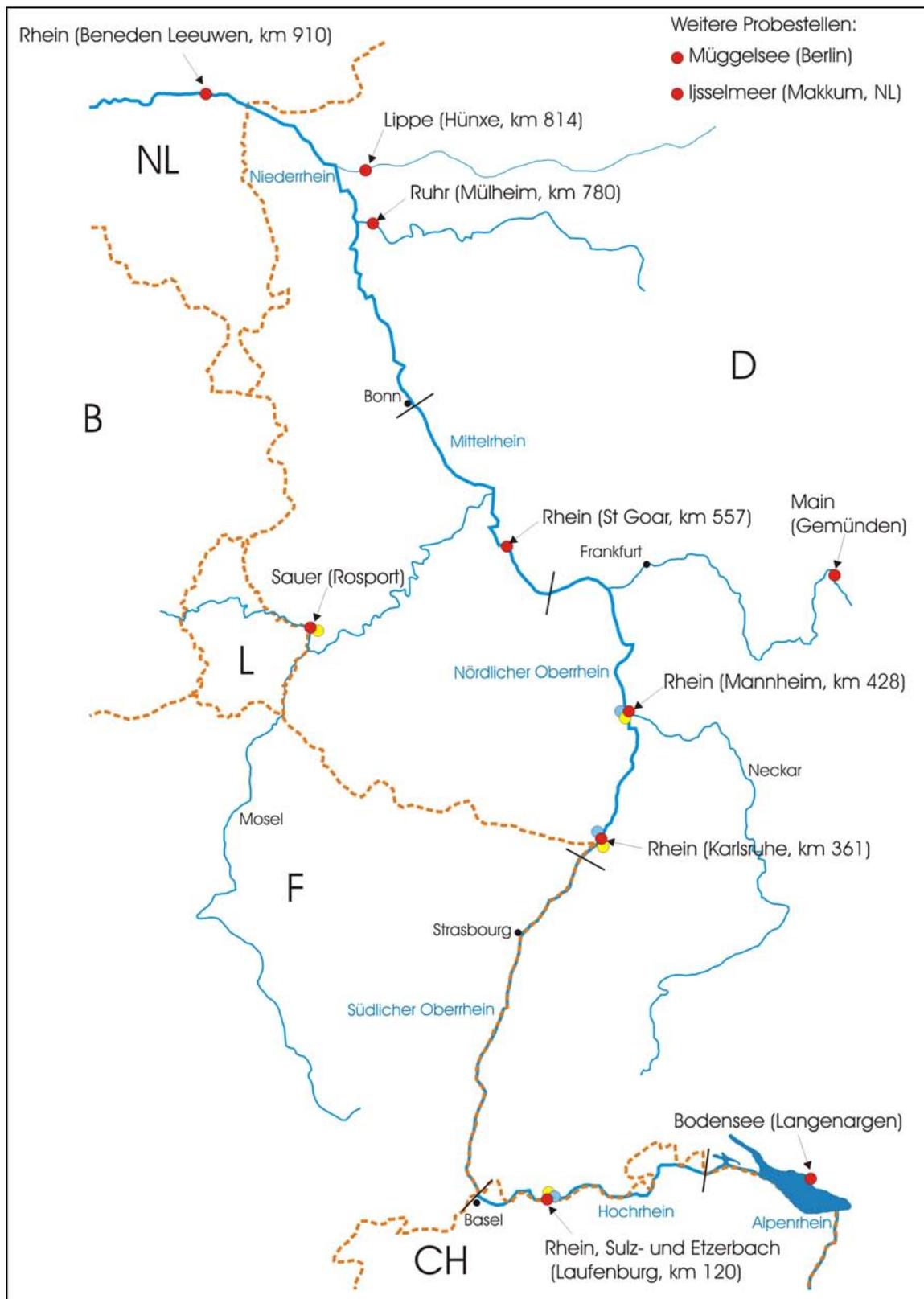


Abb. 2.1: Probestellen im Rheinsystem. Physikalisch chemische Parameter (●); Crustaceen Daten (●); Fangstellen von Aalen (●)

2.3 Crustaceen-Fauna

Rohdaten zur Crustaceenfauna wurden von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden im Rahmen des Trendbiomonitorings (Marten, 2001; Marten, 2002; LfU, 2004) erhoben, wobei eine Auswahl von Untersuchungsstellen in einem vierteljährigen Turnus untersucht wurde. Dabei kam die Kicksampling- und Flotationsmethode (Hynes, 1961) zur Anwendung. Zusätzlich wurden verschiedene Substratmaterialien (Steine, Totholz etc.) gezielt von Hand abgesammelt (LfU, 2004). Da es vornehmlich um die Erfassung des vorkommenden Artenspektrums ging, wurde halbquantitativ nach der Zeitsammelmethode gearbeitet (2 Std./Stelle, 90 Min. aquatischer Bereich, 30 Min. terrestrisch) (LfU, 2004).

Im Hauptstrom des Rheins wurden so insgesamt acht Probestellen vom Bodensee bis Mannheim untersucht. Für diese Arbeit wurde Datenmaterial der Probestellen aufgearbeitet, die unmittelbar in der Nähe von Aalfangstellen lagen. Im Hochrhein stammten die Aale aus dem Rhein aus Laufenburg bei Flusskilometer 120 (Abb. 2.1), so dass hier die Makrozoobenthos-Daten von der Stelle (XX102) bei Flusskilometer 102 herangezogen wurden. In Karlsruhe stammten sowohl die Aale als auch die Makrozoobenthos-Daten (XX361) von genau derselben Stelle bei Flusskilometer 361. Die Aale in Mannheim stammten aus einem Altarm bei Kilometer 428 und die Crustaceen-Daten wurden bei Kilometer 435 (XX435) gesammelt, also lediglich sieben Kilometer davon entfernt, jedoch im Hauptstrom.

Die Krebstiere (Crustacea, nur Amphipoda, Isopoda und Decapoda) wurden bis auf die Art bestimmt und die Individuen gezählt. Es erfolgte schließlich eine Einteilung in Häufigkeitsklassen (Tabelle 2.1) (Alf et al., 1992).

Tabelle 2.1: Häufigkeitsklassen nach Alf et al. (1992)

Häufigkeitsklasse	Individuenzahl
1	1
2	2-20
3	21-40
4	41-80
5	81-160
6	161-320
7	>320

Neben dem Rhein-Hauptstrom in Karlsruhe wurde das Makrozoobenthos auch in dem Rheinzuffluss Alb untersucht. Hier wurde ebenfalls die Zeitsammelmethode angewendet. Dabei wurden, soweit vorhanden, fünf verschiedene Choriotope (Pelal, Phytal, Lithal, Akal und Psamal) von jeweils zwei Personen zehn Minuten lang beprobt. Insgesamt also 100 Minuten pro Probenahme. In gleicher Weise wurden ebenfalls der Rhein in Karlsruhe, die Sauer in Rosport und der Sulz- und Etzerbach in Laufenburg beprobt.

Weitere Informationen über die Zusammensetzung der Crustaceen-Fauna im Rhein wurden bei der zweimaligen Untersuchung von Feinrechengut aus dem Rheinhafendampfkraftwerk gewonnen. Dabei wurden alle in 20 Liter Feinrechengut gefundenen Crustaceen gesammelt, bestimmt und ausgezählt.

2.4 Untersuchte Fischarten

2.4.1 Der Aal (*Anguilla anguilla*)

Der Aal ist ein unverwechselbarer katadromer Wanderfisch, der die meiste Zeit seines Lebens im Süßwasser verbringt, sich jedoch nur im Meer fortpflanzen kann. Es handelt sich um einen bodenorientierten Fisch, der sich tagsüber zwischen Wurzeln, Wasserpflanzen, Steinen und ähnlichen Unterschlüpfen versteckt. In der Dämmerung wird der räuberische Aal aktiv und geht auf Nahrungssuche. Die Nahrung setzt sich hauptsächlich aus aquatischen Wirbellosen zusammen. Einige Aale spezialisieren sich zusätzlich auf Fische und Fischlaich und wachsen schneller heran (Gebhardt & Ness, 1997). Im Rheinsystem ist der Aal weit verbreitet und zudem häufig. Trotzdem wird diese Art als stark gefährdet angesehen, da seit mehreren Jahren ein konstanter Rückgang der Glasaalvorkommen an Europäischen Küsten beobachtet wird (Dußling & Berg, 2001).

Der Aal ist wohl einer der parasitologisch am besten untersuchten Fischarten in Europa (vgl. z.B. Kennedy, 1990; Borgsteete et al., 1999; Norton et al., 2003), trotzdem liegen für den Rhein nur sehr wenige Daten vor. Aale wurden für diese Arbeit in jedem Abschnitt des Rheins gefangen (Abb. 2.1) und untersucht. Er stellt das Hauptuntersuchungsobjekt dieser Dissertation dar. Auf die genauen Fangstellen und Zeiten wird später genauer eingegangen.

2.4.2 Weitere Fischarten

Neben dem Aal wurden an der Stelle Karlsruhe fünf weitere Fischarten parasitologisch untersucht (Tabelle 2.2). Dabei wurden Fischarten ausgesucht die ein ähnliches Nahrungsspektrum wie der Aal aufweisen, also Fische die sich auf dem Gewässergrund und (oder) räuberisch ernähren.

Als bodenorientierte Arten wurden der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und der Gründling (*Gobio gobio*) untersucht. Beide Fischarten ernähren sich bevorzugt von wirbellosen Bodentieren sowie Fischlaich (Gebhardt & Ness, 1997) und sind im Rheinsystem häufig und nicht gefährdet (Dußling & Berg, 2001; Münderle & Thielen, 2002).

Der ebenfalls untersuchte Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) ernährt sich rein räuberisch. Die Jungbarsche fressen dabei wirbellose Kleintiere, ältere überwiegend Fische. Reine Raubfische sind ebenfalls der Zander (*Stizostedion lucioperca*) und der Hecht (*Esox lucius*). Die Brut

beider Arten ernährt sich zunächst von Plankton und wirbellosen Kleintieren, bei den größeren Zandern und Hechten stellen Fische dann die Hauptnahrungsquelle dar (Gebhardt & Ness, 1997). Der Flussbarsch ist im Rheinsystem ungefährdet und weit verbreitet. Auch die Bestände von Hecht und Zander sind im nördlichen Oberrhein hoch, wobei der Zander ursprünglich eine Fischart aus dem Donaueinzugsgebiet ist. Er wurde allerdings schon vor über hundert Jahren in das Rheinsystem eingeführt. Da Hecht und Zander beliebte Speise- und Angelfische sind, ist ihr Bestand durch Besatzmaßnahmen in einigen Gewässern künstlich erhöht (Dußling & Berg, 2001; Münderle & Thielen, 2002).

Die untersuchten Flussbarsche, Kaulbarsche, Zander, Hechte und Gründlinge stammten aus dem Rechengut des Rheinhafendampfkraftwerkes Karlsruhe. Das Rheinhafendampfkraftwerk Karlsruhe ist ein mit fossilen Brennstoffen (Erdöl und Kohle) betriebenes Kraftwerk und befindet sich bei Flusskilometer 359, also unmittelbar neben der Fangstelle für Aale (siehe Abb. 2.1) in Karlsruhe. Im Zeitraum von vom 9. November bis zum 20. Dezember 2002 wurden von den Mitarbeitern des Kraftwerks alle Fische, die durch die Rechenanlage zurückgehalten wurden, abgesammelt und in Becken gesetzt. Alle zwei Tage wurden die Fische abgeholt und im Labor bis auf die Art bestimmt. Ein Teil der oben genannten Fischarten wurde anschließend parasitologisch untersucht (Tabelle 2.2). Ausführlich ist die Fangmethode im Kraftwerk in Weibel (1990; 1991) und Hirt (1996) beschrieben.

Tabelle 2.2: Art und Anzahl der parasitologisch untersuchten Fische

Fischart	Anzahl [n]
<i>Perca fluviatilis</i> (Flussbarsch)	23
<i>Gymnocephalus cernua</i> (Kaulbarsch)	22
<i>Stizostedion lucioperca</i> (Zander)	5
<i>Gobio gobio</i> (Gründling)	19
<i>Esox lucius</i> (Hecht)	6

2.5 Aal-Fangstellen

Im Folgenden werden die Probestellen an denen Aale gefangen wurden vorgestellt.

2.5.1 Bodensee

Die Aale aus dem Bodensee stammen aus der Nähe der Ortschaft Langenargen. Ein Teil der Aale wurde mit Hilfe eines Standnetzes, welches etwa 50 m in den See hineinragte, gefangen. Die restlichen Aale wurden mit Hilfe der Elektrofischerei vom Boot aus gefangen. Dabei fuhr das Boot langsam am Ufer entlang und speziell Steinschüttungen sowie Ansammlungen von Ästen, welche gute Versteckmöglichkeiten für Aale bieten, wurden gezielt abgefischt.

2.5.2 Laufenburg

In Laufenburg (km 120) wurden sowohl Aale aus dem Rhein selber als auch aus dem unteren Abschnitt von zwei kleineren Bächen (Sulzbach & Etzerbach), die unmittelbar in den Rhein fließen, untersucht. Die Probenahmestellen befanden sich dabei auf schweizer Seite. Der Rhein besitzt hier ein unbefestigtes Ufer, welches steil abfällt. Bei normalem Wasserstand beträgt die Wassertiefe im Uferbereich etwa einen Meter und kann noch durchwaten werden, was in diesem Bereich eine Elektrobefischung ohne Boot ermöglicht. Der Boden ist je nach Fließgeschwindigkeit kiesig bis schlammig, und am Ufer finden sich unter Unterständen und Wurzeln zahlreiche Versteckmöglichkeiten für Aale (Abb. 2.2).



Abb. 2.2: Probestelle Laufenburg (links: Rheinhauptstrom; rechts: Etzerbach)

Die Uferbereiche in diesem Rheinabschnitt befinden sich in einem mäßigen bis guten Zustand (IKSR, 2003a) und die Gewässergüte wird mit II (mäßig belastet) angegeben (LfU, 2004). Der in dieser Arbeit abgefischte Bereich des Sulz- und Etzerbach stellt die untere Forellenregion dar (Metarithral). Der Boden ist steinig bis kiesig, und die Ufer sind dicht mit

Gehölzen bewachsen. Auch hier finden sich unter Unterständen und Wurzeln Versteckmöglichkeiten für Aale (Abb. 2.2). Sowohl im Rhein selber als auch in beiden Bächen wurden die Aale wadend mit Hilfe der Elektrofischerei gefangen.

2.5.3 Karlsruhe

Die Hauptuntersuchungsstelle befand sich an der Grenze vom südlichen zum nördlichen Oberrhein in der Nähe der Stadt Karlsruhe (Flusskilometer 361). Der Rhein ist hier eine stark befahrene Schifffahrtsstrasse und dementsprechend ausgebaut. Die Ufer befinden sich laut Rheinstrukturkarte nur noch in einem mäßigen bis unbefriedigenden Zustand (IKSR, 2003a). Sie sind mit Steinschüttungen befestigt und Bühnenfelder regulieren den Abfluss (Abb. 2.3). Ehemals typische Kiesbänke und Auenbereiche die für diesen Rheinabschnitt charakteristisch wären (Hirt, 1996) fehlen komplett. Die Gewässergüte kann nach dem Saprobien-System in die



Güteklasse II eingeordnet werden, (mäßig belastet; LfU, 2004). Die vorhandenen Steinschüttungen stellen für Aale einen geeigneten Ersatzlebensraum dar. Bei normalem Wasserstand ist eine Elektrofischerei wadend im Uferbereich möglich (Abb. 2.3.). Die Mehrzahl der Aale an der Probestelle Karlsruhe wurde durch E-Fischen gefangen (Tab. 2.3).

Abb. 2.3: Elektroabfischung an der Probestelle Karlsruhe

2.5.4 Mannheim

Ebenfalls im nördlichen Oberrhein befand sich die Probestelle Mannheim bei Flusskilometer 428. Die Aale hier stammen aus einem Seitenarm, der dauerhaft mit dem Hauptstrom verbunden ist. Der Hauptstrom ist im Stadtgebiet von Mannheim komplett von Mauern eingefasst und die Strukturgüte der Ufer kann nur mit schlecht angegeben werden (IKSR, 2003a). Im Saprobien-System wird dieser Rheinabschnitt in die Güteklasse II (mäßig belastet; LfU, 2004) eingestuft. Der etwa sieben Kilometer lange Altrheinarm ist am nördlichen Ende offen mit dem Rhein verbunden und kann von größeren Schiffen befahren werden. Am südlichen Ende ist eine Verbindung mit dem Neckar gegeben, der unmittelbar danach in den Rhein fließt. Die Ufer sind mit Steinschüttungen befestigt. Es finden sich aber auch sandige Stellen sowie Hafenanlagen (Abb. 2.4). Der Fang der Aale wurde hier von einem Berufsfischer durchgeführt. Über die genaue Lage der Reusen, die beim Fangen benutzt wurden, kann keine Aussage gemacht werden.



Abb. 2.4: Probestelle Mannheim. (links: Steinschüttungen; rechts: Blick vom nördlichen Ende nach Süden)

2.5.5 Mittel- und Niederrhein

Aus dem Mittel- und Niederrhein wurde jeweils eine Aalprobe untersucht (St. Goar km 557 und Beneden Leeuwen km 910). Von beiden Stellen wurden jeweils nur einmal Aale über Berufsfischer bezogen. Über die Fangmethode und die morphologischen Gegebenheiten der Fangstelle können keine Angaben gemacht werden. Die biologische Gewässergüte des Rheins in St. Goar wird als mäßig belastet angegeben (IKSR, 2003b), wobei die Ufer sich in einem schlechten Zustand befinden (IKSR, 2003a). In Beneden Leeuwen wird die Gewässergüte mit II angegeben. Die Struktur der Ufer und Sohle befindet sich in diesem Abschnitt in einem guten Zustand (IKSR, 2003a).

2.5.6 Weitere Probestellen

Neben den Fischen aus dem Rhein wurden auch Aale verschiedener Rheinzuflüsse untersucht.



Abb. 2.5: Probestelle Rosport mit Fischtreppe

Im Grenzfluss Sauer zwischen Luxemburg und Deutschland unterhalb der Ortschaft Rosport wurden mehrere Elektro-Abfischungen vorgenommen (Tab. 2.3). Die Fangstelle befand sich im Bereich eines Wehrs mit Fischtreppe (Abb. 2.5). Die Ufer waren bis auf einen kurzen Abschnitt unbefestigt und boten zahlreiche Unterstände. Das Flussbett war steinig bis kiesig und vor dem Wehr zum Teil schlammig.

Die Wassertiefe betrug bei normalem Wasserstand maximal einen Meter, so dass eine E-Befischung wotend möglich war. Die Gewässergüte dieses Abschnitts kann als gering belastet (Güteklasse I-II) angegeben werden (Lauff, M. persönliche Mitteilung).

Im Sommer 2003 wurden Aale aus dem Main untersucht. Die Fische wurden von einem Berufsfischer gekauft und laut Aussage des Fischers in Nähe der Ortschaft Gemünden gefangen. Die Gewässergüte wird in diesem Mainabschnitt als mäßig belastet (Güteklasse II) angegeben (<http://www.wwa-wuerzburg.bayern.de/daten/fluesse/fluesse-9.htm>).



Abb. 2.6: Ruhr bei Mühlheim

Weitere Aale wurden im Dezember 2003 in der Ruhr und Lippe gefangen.

Die Probestelle an der Ruhr befand sich in Mühlheim flussabwärts der Mendener Brücke. Das beprobte Westufer war flach und mit Steinen befestigt (Abb. 2.6). Die Gewässergüte wird mit II-III als kritisch belastet angegeben (LUA, 2002). Die Ruhr mündet beim Flusskilometer 780 in den Rhein. Die Fische wurden wotend mit dem Elektrofischgerät gefangen.



Abb. 2.7: Probestelle Lippe

Bei Flusskilometer 814 fließt die Lippe in den Rhein. Die Probestelle (Abb. 2.7) befand sich etwa 14 km von der Rheinmündung entfernt, nahe der Ortschaft Hünxe. Das steinige und bewachsene Südufer konnte ebenfalls wotend mit dem E-Fischgerät beprobt werden. Die biologische Wasserqualität wird als II-III (kritisch belastet) angegeben (LUA, 2002).

Weitere Aale wurden aus dem Müggelsee in Berlin und dem Ijsselmeer in Makkum (NL) untersucht. Beide Proben stammten von Berufsfischern, so dass keine Angaben über die Fangmethode gemacht werden können. Eine Übersicht aller Probenahme ist in Tabelle 2.3 dargestellt.

Tabelle 2.3: Herkunft, Fang- und Untersuchungsdatum, Anzahl und Fangmethode der Aalproben

Probe	Probestelle	Gefangen	Untersucht	Anzahl	Fangmethode
1	Langenargen (Bodensee)	20.09.2004	21.09.2004	14	E-Fisch
2	Langenargen (Bodensee)	10.09.2004	22.09.2004	10	Berufsfischer
3	Laufenburg Sulzbach	20.05.2003	21.05.2003	36	E-Fisch
4	Laufenburg Rhein	12.08.2003	13.08.2004	27	E-Fisch
5	Laufenburg Rhein	14.11.2003	17.11.2004	37	E-Fisch
6	Laufenburg Sulzbach	14.05.2004	17.05.2004	14	E-Fisch
7	Laufenburg Etzerbach	14.05.2004	18.05.2004	10	E-Fisch
	Karlsruhe Rhein Rheinhafendampfkraftwerk ¹	22.08.1995	25.08.1995	61	Rechen Kraftwerk
	Karlsruhe Altrhein Rußheim ¹	07.06.1999	09.06.1999	40	Berufsfischer
	Karlsruhe Rhein ¹	23.09.1999	24.09.1999	19	Berufsfischer
	Karlsruhe Rhein ¹	19.07.2000	23.07.2000	26	Berufsfischer
8	Karlsruhe Rhein	28.06.2001	29.06.2001	24	Berufsfischer
9	Karlsruhe Rhein Buhnen	10.04.2002	15.04.2002	27	E-Fisch
10	Karlsruhe Altrhein unterhalb Kraftwerk	10.04.2002	18.04.2002	12	E-Fisch
11	Karlsruhe Rhein Buhnen	19.09.2002	20.09.2002	23	E-Fisch
12	Karlsruhe Rhein Buhnen	01.04.2003	03.04.2003	66	E-Fisch
13	Karlsruhe Rhein Buhnen	28.04.2003	29.04.2003	23	E-Fisch
14	Karlsruhe Rhein Buhnen	17.06.2003	18.06.2003	4	E-Fisch
15	Karlsruhe Rhein Buhnen	10.07.2003	15.07.2003	20	E-Fisch
16	Karlsruhe Rhein Buhnen	09.09.2003	10.09.2003	11	E-Fisch
17	Karlsruhe Rhein Buhnen	24.03.2004	25.03.2004	6	E-Fisch
18	Karlsruhe Rhein	10.06.2004	17.06.2004	20	Berufsfischer
19	Karlsruhe Rhein Buhnen	04.11.2004	08.11.2004	19	E-Fisch
20	Karlsruhe Rhein Buhnen	19.07.2005	19.07.2005	20	E-Fisch
21	Mannheim Altrhein	13.06.2001	19.06.2001	20	Berufsfischer
22	Mannheim Altrhein	29.04.2002	29.04.2002	19	Berufsfischer
23	Mannheim Altrhein	05.06.2002	12.06.2002	17	Berufsfischer
24	Mannheim Altrhein	10.07.2002	10.07.2002	20	Berufsfischer
25	Mannheim Altrhein	28.08.2002	29.08.2002	20	Berufsfischer
26	Mannheim Altrhein	02.10.2002	07.10.2002	20	Berufsfischer
27	Mannheim Altrhein	25.10.2002	28.10.2002	20	Berufsfischer
28	Mannheim Altrhein	03.07.2003	11.07.2003	27	Berufsfischer
29	Mannheim Altrhein	15.08.2003	18.08.2003	20	Berufsfischer
30	Mannheim Altrhein	30.04.2004	04.05.2004	21	Berufsfischer
31	Mannheim Altrhein	07.07.2004	08.07.2004	20	Berufsfischer
32	Mannheim Altrhein	03.06.2005	07.06.2005	21	Berufsfische
33	Rosport Sauer	03.08.2001	06.08.2001	24	E-Fisch
34	Rosport Sauer	18.10.2001	19.10.2001	21	E-Fisch
35	Rosport Sauer	18.07.2002	22.07.2002	21	E-Fisch
36	Rosport Sauer	18.07.2003	21.07.2003	20	E-Fisch
37	Rosport Sauer	20.10.2003	20.10.2003	8	E-Fisch
38	Gemünden Main	09.07.2003	11.07.2003	22	Berufsfischer
39	St. Goar Rhein	24.10.2003	03.11.2003	29	Berufsfischer
40	Mühlheim Ruhr	01.12.2003	02.12.2003	12	E-Fisch
41	Hünxe Lippe	01.12.2003	04.12.2003	31	E-Fisch

Tabelle 2.3: Fortsetzung

Probe	Probestelle	Gefangen	Untersucht	Anzahl	Fangmethode
42	Beneden Leeuwen Rhein	06.10.2003	13.10.2003	43	Berufsfischer
43	Makkum Ijsselmeer	02.10.2003	09.10.2003	30	Berufsfischer
44	Berlin Müggelsee	03.09.2003	16.09.2003	36	Berufsfischer

¹: Proben wurden nicht im Rahmen dieser Arbeit untersucht. Die Daten werden jedoch im Ergebnis- und Diskussionsteil benutzt. Daten aus Sures (2002)

2.6 Fangmethoden

Die Hälfte der untersuchten Aale wurde über Berufsfischer bezogen, die andere Hälfte selbst gefangen. Als Fangmethode kam im Wesentlichen die Elektrofischerei zum Einsatz. Dies ist eine gängige Methode (Korte, 1999; IKS, 2002b) um sowohl qualitative als auch quantitative Daten zur Fischzusammensetzung in einem Gewässer zu ermitteln sowie um gezielt Fische für wissenschaftliche Untersuchungen zu fangen.

Mit Hilfe eines Generators wird dabei ein Gleichstrom generiert, welcher über die Anode und Kathode ein elektrisches Feld im Wasser erzeugt. Da Fische einen geringen Hautwiderstand besitzen, können sie elektrische Felder gut wahrnehmen und zeigen spezifische Reaktionen wenn elektrischer Strom fließt. Gelangt ein Fisch in ein elektrisches Gleichspannungsfeld, so greift er mit seiner Körperlänge eine bestimmte Spannung ab. Diese Spannung stimuliert den Muskelapparat des Fisches dazu, seinen Körper in Richtung Anode hin auszurichten und auf diese zu zuschwimmen. Da die Anode in Form eines Käschers gebaut ist, kann man so die Fische leicht dem Wasser entnehmen. Diesen Vorgang bezeichnet man als anodische Reaktion oder auch als Galvanotaxis. Es handelt sich dabei nicht um ein gewolltes Verhalten sondern um einen Reflex. Die Galvanotaxis tritt allerdings nur auf, wenn der Fisch Spannungen innerhalb eines bestimmten Bereichs abgreift. Ist die abgegriffene Spannung zu gering, so verspürt der Fisch zwar das elektrische Feld, es kann jedoch keine Galvanotaxis ausgelöst werden und es kommt zur Flucht. Bei zu hoher abgegriffener Spannung kann es zu Bewegungsunfähigkeit (Galvanonarkose) oder schließlich auch zum Tod kommen. Besonders gefährdet sind große Fische (z.B. Hechte), da sie mit ihrem großen Körper hohe Spannungen abgreifen können. Aus diesem Grund sollte die Leistung des Elektrofischereigerätes an die Gegebenheiten des Gewässers angepasst werden und die Fische nicht länger als notwendig dem Strom ausgesetzt werden (Peter & Erb, 1996; Berg & Dehus, 1999).

Beim Abfischen wurde deshalb immer mit der geringsten Leistung begonnen und nur falls notwendig die Leistung erhöht. Es kamen dabei zwei Geräte zum Einsatz (Tabelle 2.4).

Tabelle 2.4: Verwendete Elektrofisch-Geräte

Standgerät	<i>Mechanischer Teil</i>	<i>Elektrischer Teil</i>
Hersteller	Honda-Motorenwerke	EFKO Leutkirch
Typ	GX 390 SXB	FEG 8000
Leistung	13/9,6 PS/kW	10 kW, 3600 U/min
	389 ccm	395 V DC, 21A
Tragbares Gerät	<i>Mechanischer Teil</i>	<i>Elektrischer Teil</i>
Hersteller	JLO-Motorenwerke	EFKO Leutkirch
Typ	L 77	FE 1500
Leistung	2,4/1,76 PS/kW	2,0 kW, 5000 U/min
	73 ccm	395 V DC, 21A

2.7 Parasitologische Untersuchungen der Fische

Nach dem Fang, bzw. dem Erwerb von Berufsfischern wurden die Fische lebend ins Labor transportiert und, soweit dies erforderlich war, in 200 L Plastikwannen mit Wasserdurchlauf zwischengehältet. Die Mehrzahl der Aale wurde innerhalb von einem bis wenigen Tagen (siehe Tab. 2.3) untersucht. Dazu wurden die Aale durch eine schnelle Dekapitation getötet. Mit Hilfe eines dünnen Drahtes, welcher in das Rückenmark eingeführt wurde, wurden die Nervenbahnen im Rückenmark zerstört und der tote Aal bewegungslos gemacht. Bei den anderen Fischarten (siehe Abschnitt 2.4.2) war dieser Schritt nicht notwendig. Unmittelbar danach wurde die Masse der Fische (± 5 g) und die Totallänge ($\pm 0,1$ cm) bestimmt. Mittels einer Pipette wurde ein Tropfen Blut auf einen Objektträger gegeben und ausgestrichen. Nach Anfärbung mit einer geänderten May-Grünwald-Giemsa-Färbung (Hamers, 1995) konnte das Blut auf Trypanosomen hin untersucht werden. Danach wurden die Haut und die Flossen durch äußere Betrachtung auf Ektoparasiten hin untersucht, wobei zusätzlich ein Bionokular oder ein Mikroskop benutzt wurde. Als Nächstes wurden die Kiemen und Augen herauspräpariert und unter dem Stereomikroskop auf Befall mit Parasiten untersucht. Schließlich wurde der Bauchraum ventral vom After nach apikal geöffnet und die inneren Organe herauspräpariert. Bei den Aalen wurde die Leber von den anderen Organen getrennt und mit einer Präzisionswaage die Masse ($\pm 0,0001$ g) bestimmt. Der Darm wurde der Länge nach aufgeschnitten und alle Abschnitte inklusive des Magens auf Parasiten untersucht. Die gefundenen Parasiten wurden bis zur Art bestimmt und gezählt. Die Schwimmblase wurde geöffnet und die enthaltenen Würmer bestimmt und gezählt. Ferner wurde die Schwimmblasenwand zwischen zwei Plexiglasscheiben fixiert, und mit dem Binokular im Durchlicht auf Parasiten und Larvalstadien von *Anguillicola crassus* hin untersucht. Die Ergebnisse zum Befall der Aale mit *Anguillicola crassus* sind allerdings Bestandteil einer gesonderten Arbeit (Münderle, 2005) und werden deshalb im Verlauf dieser Arbeit nicht mehr erwähnt.

Bei einigen Aalen wurde zusätzlich die Länge des Darmtraktes, beginnend vom Oesophagus bis zum After gemessen ($\pm 0,1$ cm). Die genaue Position der Darmparasiten innerhalb des Darms konnte bei diesen Aalen notiert werden.

Aus den gemessenen Massen- und Längen der Fische sowie der Masse der Leber wurden der Konditionsfaktor (k) und der Hepatosomatische Index (HSI) nach folgenden Formeln berechnet (Schäperclaus, 1990; De la Torre et al., 2000).

$$(1) \quad k = \frac{m_F \cdot 100}{l^3}$$

$$(2) \quad HSI = \frac{m_L \cdot 100}{m_F}$$

Mit:

m_F = Masse Fisch [g]
 m_L = Masse Leber [g]
 l = Fischlänge [cm]

Der k -Faktor ist ein Maß für den Ernährungszustand des Fisches; je größer, desto besser ist der Fisch ernährt (Schäperclaus, 1990). Der HSI ist ein makroskopisches Zeichen für den Stresszustand eines Organismus. Je größer der Wert, desto mehr Enzyme sind in der Leber aktiv (Munkittrik et al., 1994).

2.8 Parameter zur Beschreibung der Fischparasitozönose

Bei der ökologischen Betrachtung von Parasit-Wirt-Beziehungen muss man zwischen verschiedenen Stufen unterscheiden. Bei den Wirten finden sich drei Ebenen: Das Individuum, die Population und die Gemeinschaft. Bei den Parasiten zwei: Die Population und die Gemeinschaft (Tab. 2.5) (siehe z.B. Esch et al., 1975; Holmes & Price, 1986; Zander, 1998; Taraschewski, 2005).

Tabelle 2.5: Stufen der Parasit-Wirt-Beziehungen

		Parasit	
		Population	Gemeinschaft
Wirt	Individuum	Infrapopulation (Infra-population)	Infragemeinschaft (Infra-community)
	Population	Metapopulation (Component Population)	Komponentengemeinschaft (Component-community)
	Gemeinschaft	Suprapopulation (Supra-population)	Verbundgemeinschaft (Supra-community)

Von allen vorkommenden Parasitenarten (Ekto- und Endoparasiten) wurden Daten zur Infra-, und Metapopulation erhoben. Den Schwerpunkt bildeten allerdings die Darmparasiten, von denen auch alle Daten zur Infra- und Komponentengemeinschaft notiert wurden. In die

Berechnung der verschiedenen, weiter unten vorgestellten, Indizes dieser beiden Gemeinschaften gingen deshalb nur die Darmparasiten mit ein und keine Arten auf oder in anderen Organen. Ein sehr kleiner Einblick in die Suprapopulation und Verbundgemeinschaft konnte nur anhand der zusätzlich in Karlsruhe untersuchten Fischarten (Abschnitt 2.4.2) gewonnen werden. Um ein komplettes Bild über die Suprapopulation und Verbundgemeinschaft zu bekommen, müssten alle Arten (Zwischen-, Stapel- Endwirte etc.) untersucht werden, die Parasitenstadien der jeweiligen Art oder Arten beherbergen, so dass der Einblick in Karlsruhe als sehr unvollständig angesehen werden muss. Die hier benutzten Indizes sind z.B. in Washington (1984), Hobohm (2000) und Kratochwil & Schwabe (2001) beschrieben.

Die Infrapopulation umfasst alle Individuen einer Parasitenart in oder auf einem Wirtsindividuum. Die Zahl der Parasitenindividuen pro Wirt wird als **Intensität (I)** bezeichnet.

Alle Infrapopulationen einer Parasitenart in einer Population von Wirtsfischen ergeben die Metapopulation (Component-Population). Sie kann durch die Prävalenz, mittlere Intensität und mittlere Abundanz beschrieben werden. Die **Prävalenz (P)** ist dabei der prozentuelle Anteil der Wirtspopulation, die mit einem oder mehreren Individuen einer bestimmten Parasitenart infiziert sind und berechnet sich folgendermaßen:

$$(3) \quad P = \frac{N_{Inf}}{N_U} \cdot 100\%$$

Die **mittlere Intensität (MI)** ist der Quotient der Anzahl aller Parasitenindividuen einer Art durch die Anzahl der Wirte die mit diesem Parasiten infiziert sind.

$$(4) \quad MI = \frac{\sum_{i=1}^{N_U} n_i}{N_{Inf}}$$

Die **mittlere Abundanz (MA)** ist die Anzahl aller Parasitenindividuen einer Art geteilt durch die Anzahl aller Wirte die untersucht wurden, unabhängig davon, ob sie infiziert oder uninfiziert waren.

$$(5) \quad MA = \frac{\sum_{i=1}^{N_U} n_i}{N_U}$$

Dabei sind:

N_U = Anzahl aller untersuchten Wirte

N_{Inf} = Anzahl der Wirte die mit dem Parasiten i infiziert sind

n_i = Anzahl der Individuen der jeweiligen Parasitenart im oder auf dem Wirtsfisch i

Alle Individuen einer Parasitenart aus sämtlichen Wirtsspezies in einem Biotop ergeben die Suprapopulation. Hier werden alle Entwicklungsstadien des Parasiten aus den Zwischen- und Transportwirten mit eingeschlossen.

Die Infrapopulationen aller Parasitenarten in einem Wirtsindividuum bilden die Infragemeinschaft (Infra-community). Um die Diversität der Infragemeinschaft zu beschreiben, hat sich in der ökologischen Parasitologie der **Brillouin-Index (HB)** durchgesetzt (siehe z.B. Kennedy, 1993; Kratochwil & Schwabe, 2001). Es wird keine Normalverteilung bei der Zusammensetzung der Infragemeinschaft in einem Wirtsfisch vorausgesetzt. Der Brillouin-Index berechnet sich folgendermaßen:

$$(6) \quad HB = \frac{1}{N} \ln \frac{N!}{\prod_{i=1}^s n_i!}$$

Mit:

s = Gesamtartenzahl innerhalb des Untersuchungshabitats (hier der Aaldarm eines Aals)

N = Gesamtindividuenzahl innerhalb des Untersuchungshabitats

n_i = Individuenzahl der Art i

Alle Infragemeinschaften sämtlicher Parasitenarten in einer Wirtspopulation (im vorliegendem Fall alle Darmparasiten) bilden zusammen die Komponentengemeinschaft (Component-community). Sie eignet sich dazu, die Artenvielfalt und Dominanzverhältnisse in einer Parasitengemeinschaft zu beschreiben. Auch sind räumliche und zeitliche Vergleiche zwischen verschiedenen Wirtspopulation möglich. Dazu können in der Ökologie wie auch in der Parasitologie verschiedene Indizes benutzt werden.

Der **Shannon-Wiener Index (H)** beschreibt den Grad der Ungewissheit, eine bestimmte Art bei zufälliger Probennahme zu finden. Er stellt in gewisser Weise einen „Mischindikator“ für die Artenvielfalt und die Verteilung der Individuenzahlen dar (Hobohm, 2000).

$$(7) \quad H = -\sum_{i=1}^s (p_i \cdot \ln p_i)$$

$$(8) \quad p_i = \frac{n_i}{N} \text{ und } \sum_{i=1}^s p_i = 1$$

Mit:

s = Gesamtartenzahl innerhalb des Untersuchungshabitats (hier alle Aaldärme einer Aalpopulation)

n_i = Individuenzahl der Art i

p_i = relative Häufigkeit der i -ten Art von der Gesamtindividuenzahl

N = Gesamtindividuenzahl innerhalb des Untersuchungshabitats

Die maximale Diversität ist gegeben, wenn alle Arten in der untersuchten Gemeinschaft mit gleich vielen Individuen vorkommen. Sie lässt sich folgendermaßen berechnen:

$$(9) \quad H_{\max} = \ln s$$

Da der Diversitätsindex H nicht erkennen lässt, ob sein Wert aufgrund einer hohen Artenzahl mit jeweils stark unterschiedlicher Individuenzahl oder durch die gleichmäßige Verteilung einiger weniger Arten entstanden ist, berechnet man zusätzlich den Ausbildungsgrad der Gleichverteilung, die **Evenness (E)**. Die Evenness gibt den Quotienten von berechneter Diversität durch die maximale Diversität an. Sind alle Arten gleich häufig, so ist die Biodiversität nach dem Shannon-Wiener-Index maximal und somit die Evenness gleich eins. Ist eine Art stark dominant, so ist der Evenness-Index nahe null.

Evenness (E):

$$(10) \quad E = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{H}{\ln s}$$

Neben dem Shannon-Wiener-Index gibt es noch weitere Diversitätsindices, die ebenfalls in dieser Arbeit genutzt wurden.

Der **Simpson Index (D)** gibt die Wahrscheinlichkeit an, mit der ein zweites Individuum einer gleichen Art angehört. Da der Simpson Index und die Diversität negativ miteinander korreliert sind, gibt man entweder die reziproke $1/D$ oder die komplementäre Form $1-D$ an. Je höher dieser Wert ist, umso höher ist die Biodiversität. In der vorliegenden Arbeit wurde der reziproke Wert $1/D$ benutzt.

Simpsons Index (D):

$$(11) \quad D = \frac{1}{\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N}\right)^2}$$

Mit:

s = Gesamtartenzahl innerhalb des Untersuchungshabitats (hier alle Aaldärme einer Aalpopulation)

n_i = Individuenzahl der Art i

N = Gesamtindividuenzahl innerhalb des Untersuchungshabitats

Der **Berger-Parker Index (BP)** charakterisiert den Dominanzgrad der mit am meisten Individuen vorkommenden Art, bezogen auf die absolute Individuenzahl aller Arten dieser Gemeinschaft. Er drückt also die proportionale Bedeutung der dominanten Art aus.

Berger-Parker Index (BP):

$$(12) \quad BP = \frac{N_{\max}}{N}$$

Mit:

N_{\max} = Anzahl der Individuen der dominanten Art.

N = Gesamtindividuenzahl innerhalb des Untersuchungshabitats

Um die faunistische Ähnlichkeit verschiedener Aalpopulationen miteinander zu vergleichen, wurden zwei Similaritäts-Indices benutzt, der **Jaccard Index (IS_j)** und der **Sørensen Index (IS_s)**. Es handelt sich hierbei um ein rein qualitatives Vergleichsmaß für Artenzahlen; die Individuenzahl wird nicht berücksichtigt.

Jaccard Index (IS_j):

$$(13) \quad IS_j = \frac{s_{I+II}}{s_I + s_{II} + s_{I+II}}$$

Sörensen Index (IS_s):

$$(14) \quad IS_s = \frac{2 \cdot s_{I+II}}{2 \cdot s_{I+II} + s_I + s_{II}}$$

Mit:

s_{I+II} = Zahl der Darmparasiten-Arten, die sowohl in der Aalpopulation I als auch II vorkommen

s_I = Zahl der Darmparasiten-Arten, die in der Aal-Population I vorkommen, nicht aber in der Population II

s_{II} = Zahl der Darmparasiten-Arten, die in der Aal-Population II vorkommen, nicht aber in der Population I

Der Sörensen-Index berücksichtigt dabei die Gemeinsamkeiten, also die in beiden Populationen vorkommende Arten, stärker als der Jaccard-Index (Hobohm, 2000).

Parasiten sind meistens nicht gleichmäßig innerhalb der Wirtspopulation verteilt, sondern eher ungleichmäßig. Dabei sind oft viele Wirtsindividuen uninfiziert und einige wenige stark infiziert, in denen die Parasiten aggregiert vorkommen (Taraschewski, 2005). Ein Maß für die Aggregation ist der **Aggregations Index (AI)** welcher die Varianz zur mittleren Abundanz wiedergibt.

Aggregations Index (AI):

$$(15) \quad AI = \frac{s^2}{MA}$$

Mit:

s^2 = Varianz des Befalls mit der jeweiligen Parasitenart in einer Aalpopulation

MA = Mittlere Abundanz der gleichen Parasitenart in der gleichen Aalpopulation

Für jede Parasitenart in jeder Aalpopulation wurde schließlich noch die **relative Häufigkeit** (p_i [%]) in Bezug auf die Gesamtindividuenzahl aller Parasitenarten ausgerechnet.

Relative Häufigkeit (p_i [%]):

$$(16) \quad p_i = \frac{n_i}{N} \cdot 100[\%] \quad \text{und} \quad \sum_{i=1}^s p_i = 100$$

Mit:

n_i = Individuenzahl der jeweiligen Art i

N = Gesamtindividuenzahl aller Arten innerhalb der jeweiligen Aalpopulation

Die Verbundgemeinschaft (Supra-community) ist schließlich die höchste Ebene der Parasit-Wirt-Systeme. Sie erfasst alle Komponentengemeinschaften eines Biotops.

2.9 Statistik

Zur Aufbereitung der Daten, zur Beschreibung der „Lage“ und der „Streuung“ einer Stichprobe und zum Vergleich mit anderen Stichproben wurden folgende Kennwerte herangezogen.

Arithmetische Mittel (\bar{x}):

$$(17) \quad \bar{x} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i$$

Standardabweichung (s):

$$(18) \quad s = \sqrt{\frac{\sum (\bar{x} - x_i)^2}{n-1}}$$

Mit:

n : Anzahl der Messwerte

x_i : Einzelner Messwert

Statistische Testverfahren

Zur weiteren Auswertung der Daten wurden nicht parametrische Test-Verfahren verwendet. Sie dienen dazu, einzelne Messwerte oder Messreihen auf signifikante Unterschiede hin zu untersuchen. Die Tests wurden auf unabhängige Stichproben angewendet (Sachs, 1992; Henze, 1993).

H-Test (Kruskal Wallis)

Dieser Test dient dem Vergleich mehrerer unabhängiger Stichproben (>2 Stichproben), wobei die Verteilungsform bei allen als gleich vorausgesetzt wird. Bei dem Test wird ein Lagevergleich zwischen den Stichproben durchgeführt, wobei folgende Hypothesen gelten:

$H_0: f_1=f_2=\dots=f_k$ (Die Lage aller Stichproben ist gleich)

H_1 : mindestens zwei der f_i sind (in der Lage) verschieden

Konnten mit dem H-Test signifikante Unterschiede aufgezeigt werden, so wurde der U-Test herangezogen.

U-Test (Mann Whitney)

Mit diesem parameterfreien Test wird untersucht, ob ein Lageunterschied zwischen zwei Stichproben besteht oder nicht. Es wird vorausgesetzt, dass beide Grundgesamtheiten die gleiche Verteilungsform aufweisen, wobei keine Annahme über die Verteilungsart gemacht wird. Der Test prüft folgende Hypothesen:

H_0 : Lage Stichprobe 1 = Lage Stichprobe 2

H_1 : Lage Stichprobe 1 \neq Lage Stichprobe 2

Spearman'sche Rangkorrelation

Der Rang-Korrelationskoeffizient von Spearman macht eine Aussage über die Stärke eines Zusammenhangs zweier Merkmale (positiver oder negativer Zusammenhang).

Konnte hier ein signifikanter Zusammenhang auf dem Niveau $p \leq 0,05$ gezeigt werden, so wurden mit Hilfe einer Regressionsanalyse folgende Regressionen getestet.

$y = ax + b$	linear
$y = a \cdot b^x$	potentiell
$y = a^{bx}$	exponentiell

$y = a + b \cdot \log x$	logarithmisch
$y = a + \frac{b}{x}$	hyperbolisch 1
$y = \frac{1}{a + b \cdot x}$	hyperbolisch 2
$y = \frac{x}{a + b \cdot x}$	hyperbolisch 3

Einige Regressionen wurden dabei graphisch dargestellt. Die statistischen Tests, die Korrelationen und die Regressionsanalyse wurden mit Hilfe des Computerprogramms WinSTAT[®] für Excel durchgeführt. Die Berechnungen zu den Formeln (1) – (18) wurden mit Microsoft Excel durchgeführt.

Angepasste negative Binomialverteilung

In Abschnitt (3.4.3) wurde die Verteilung von Parasiten innerhalb von Aalpopulationen graphisch dargestellt. Mit Hilfe der so genannten Maximum-Likelihood-Methode wurde eine Parameterschätzung für die negative Binomialverteilung durchgeführt und diese angepasst. Die Wahrscheinlichkeitsverteilung der angepassten negativen Binomialverteilung wurde ebenfalls graphisch dargestellt. Diese Anpassung wurde am Institut für Mathematische Stochastik der Universität Karlsruhe durchgeführt.

Box- & Whisker-Plots

Im Ergebnisteil wird die Lokalisation der Parasiten im Darm für einige ausgewählte Proben graphisch dargestellt. Die Darstellung erfolgt dabei in Form von Box- & Whisker-Plots. Die Bedeutung der Symbole der Plots ist in Abbildung 2.8 beschrieben.

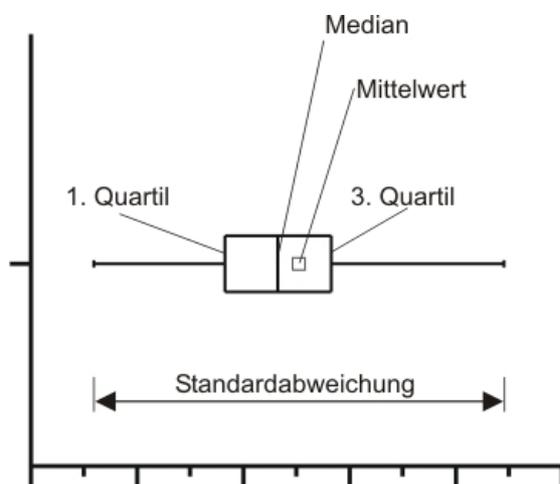


Abb. 2.8: Bedeutung der Symbole der Box- & Whisker-Plots

3 Ergebnisse

3.1 Physikalisch chemische Parameter des Rheins

In den folgenden zwei Abbildungen (3.1 – 3.2) werden die Temperatur und die Leitfähigkeit des Rheins an den drei Hauptprobestellen Laufenburg, Karlsruhe und Mannheim (siehe Abb. 2.1) dargestellt. Die Entwicklung der Sauerstoffkonzentration und des pH-Wertes im Verlauf der letzten zehn Jahre finden sich im Anhang (Abschnitt 7). Die Messstellen der LfU lagen für die Probestellen Laufenburg und Mannheim nicht auf genau der gleichen Höhe wie die Aalfangstellen. Hier wurden deshalb die nächstgelegenen Messstellen in Albruck (km 114) und Mannheim (km 446) ausgewählt.

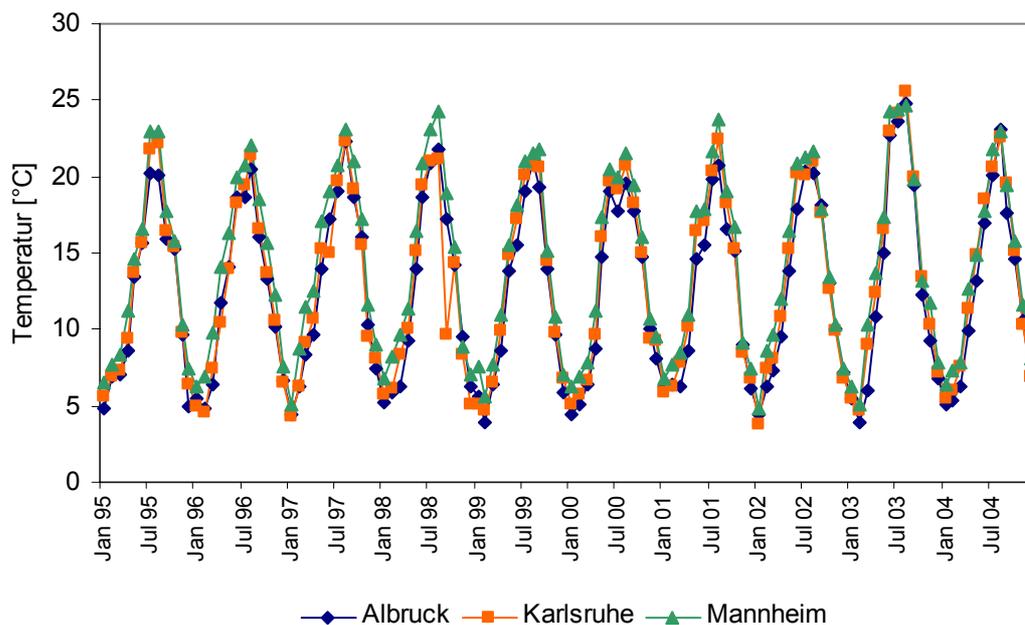


Abb. 3.1: Temperaturverlauf des Rheins von 1995 bis 2004 an drei Probestellen (Daten: LfU, 2005)

Die Temperatur des Rheins zeigt einen typischen jahreszeitlichen Verlauf, mit niedrigen Winter- und hohen Sommertemperaturen. Dabei liegt die minimale Temperatur im Winter um die 4°C und die maximale Temperatur im Sommer um die 23°C. Im sehr heißen Sommer 2003 erreichten alle drei Stellen jedoch die 25°C-Marke. Die höchsten Temperaturen werden dabei generell im August erreicht und die tiefsten im Zeitraum von Januar und Februar. Sowohl im Zeitraum von 1995 bis 2004 als auch zwischen den einzelnen Probestellen gibt es

keine nennenswerten Schwankungen. Die Temperaturen in Mannheim sind im Vergleich zu Albruck minimal aber signifikant höher (U-Test, Mann Whitney, $p < 0,05$).

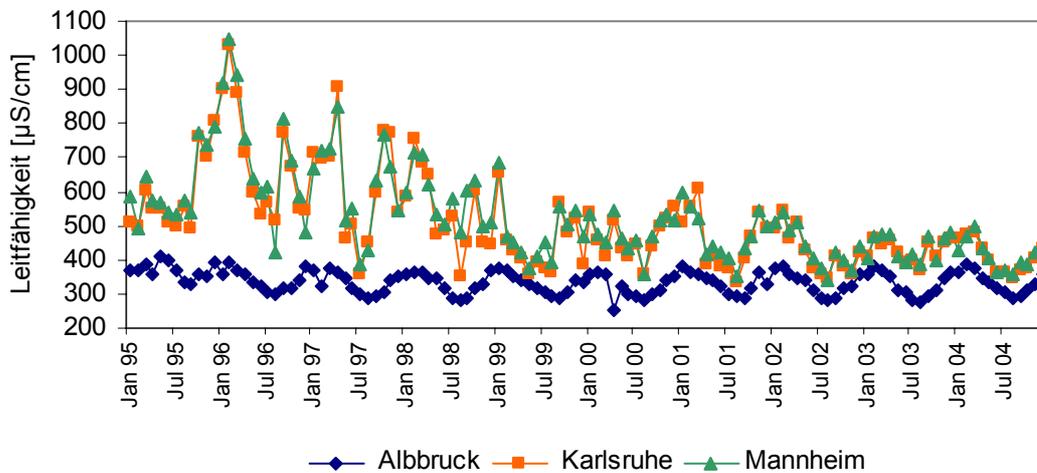


Abb. 3.2: Leitfähigkeit des Rheinwassers von 1995 bis 2004 an drei Probestellen (Daten: LfU, 2005)

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Summenparameter, der Rückschlüsse über den Gesamt-Mineralstoffgehalt des Gewässers zulässt (Frimmel et al., 1995), also die Summe der im Wasser gelösten Ionen. Während die Werte in Albruck im dargestellten Zeitraum mit leicht unter 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ konstant blieben, kam es an den Stellen Karlsruhe und Mannheim insgesamt zu einem Rückgang der elektrischen Leitfähigkeit. Von im Jahresmittel über 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Jahr 1995 zu unter 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Jahresmittel) in 2004 (LfU, 2005). Dieser Rückgang ist zum einen durch den verstärkten Bau von Kläranlagen im Zuge der Lachs-2000-Initiative zu sehen, wurde aber vornehmlich durch den Rückgang des Kaliabbaus im Elsass verursacht (LfU, 2004). Zwischen den Stellen Karlsruhe und Mannheim kann kein Unterschied festgestellt werden, wohingegen die Werte in Albruck signifikant niedriger sind als in Karlsruhe und Mannheim (U-Test, Mann Whitney, $p < 0,01$).

3.2 Crustaceen-Fauna

Im folgenden Abschnitt werden Daten zum Makrozoobenthos im Rhein an den Probenstellen Laufenburg, Karlsruhe, Mannheim und Rosport vorgestellt. Es werden nur Daten zu den Crustaceen präsentiert, alle anderen Gruppen werden nicht berücksichtigt.

Tabelle: 3.1: Abundanz verschiedener Crustaceen-Arten an der Probestelle Laufenburg im Zeitraum von 1995 – 2003 (Rheinhauptstrom)

	13.10.1995	20.04.1996	20.06.1996	30.08.1996	23.10.1996	27.04.1998	16.06.1998	24.08.1998	24.10.1998	30.06.1999	30.07.1999	29.08.1999	22.10.1999	20.04.2000	14.06.2000	11.08.2000	02.10.2000	27.04.2001	14.07.2001	06.08.2001	24.10.2001	26.04.2002	12.06.2002	29.08.2002	14.10.2002	12.08.2003	
<i>Asellus aquaticus</i>		2	2		2	4	2	2	1	1	1		2	1	2	1	2		2	1	1	3					1
<i>Proasellus coxalis</i>					2									2				1				3					
<i>Jaera istri</i>																											
<i>Corophium curvispinum</i>																											
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>																											
<i>Dikerogammarus villosus</i>																											
<i>Echinogammarus berilloni</i>																											
<i>Echinogammarus ischnus</i>																											
<i>Echinogammarus trichiatus</i>																											
<i>Gammarus fossarum</i>	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<i>Gammarus pulex</i>				5	6	5	3	7	5	4	4	6	3		3	5			4	6	4	4			5	6	4
<i>Gammarus roeseli</i>		4	7	7	7	5	7	7	6	5	6	6	6	7	5	6	5	6	3	5	6	6	6	6	6	6	3
<i>Gammarus tigrinus</i>																											

Häufigkeitsklassen nach Alf et al., 1992, mit 1: Einzelnachweis bis 7: Massenvorkommen. Bis auf die Probenahme vom 12.08.2003 wurden die Rohdaten von der LfU zur Verfügung gestellt.

Im Hochrhein in Laufenburg konnten im Hauptstrom regelmäßig zwei Asselarten *Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis* nachgewiesen werden, wobei *P. coxalis* allerdings nur sporadisch auftrat. Daneben kamen drei Amphipodenarten in hohen Abundanzen über den ganzen Untersuchungszeitraum vor. Der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* ist ein typischer Vertreter für Bäche des Mittelgebirgsraums und kommt insbesondere in Südwestdeutschland vor (Eggers & Martens, 2001). Der Gemeine Flohkrebs *Gammarus pulex* ist ein weit verbreiteter Flohkrebs, der allerdings saure Gewässer meidet. Die häufigste Art war der Flussflohkrebs *Gammarus roeseli*, welcher leicht an den markanten Dorsaldornen des Pleosoms zu erkennen und in Süddeutschland weit verbreitet ist. Das Fehlen von *G. fossarum* im Jahr 2003 ist auf die Probenahme zurückzuführen. Ein hoher Wasserstand 2003 machte eine Beprobung der Gewässersohle in Ufernähe unmöglich, so dass diese hyporithrale Art nicht nachgewiesen werden konnte.

Bis auf die vereinzelt vorkommende Wasserassel *P. coxalis* fehlen bis 2003 weitgehend neozoische Crustaceen in diesem Gewässerabschnitt des Rheins.

Neben dem Hauptstrom wurde das Makrozoobenthos aus dem Mündungsbereich und dem Unterlauf zweier in den Rhein mündender Bäche untersucht (Sulzbach und Etzerbach), da aus diesem Bereich ebenfalls Fische untersucht wurden. Auch hier wurde das Makrozoobenthos mit Hilfe der Zeitsammelmethode untersucht. In beiden Bächen konnte nur *G. pulex* gefunden werden. Dieser kam allerdings in hohen Abundanzen vor. Im Sulzbach Häufigkeitsklasse 5 und im Etzerbach Häufigkeitsklasse 6.

Tabelle 3.2: Abundanz verschiedener Crustaceen-Arten an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995 – 2002 (Rheinhauptstrom)

	13.10.1995	20.04.1996	20.06.1996	30.08.1996	23.10.1996	27.04.1998	16.06.1998	24.08.1998	24.10.1998	30.06.1999	30.07.1999	29.08.1999	22.10.1999	20.04.2000	14.06.2000	11.08.2000	02.10.2000	27.04.2001	14.07.2001	06.08.2001	24.10.2001	26.04.2002	12.06.2002	29.08.2002	14.10.2002
<i>Asellus aquaticus</i>						1											1								
<i>Proasellus coxalis</i>	1																								
<i>Jaera istri</i>										1	5	4	4	7	4	4	3	4	4	5	4	5	2	3	5
<i>Corophium curvispinum</i>	2	2	7	7	1		1				2	2			2	2	3			2	1				
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>																									
<i>Dikerogammarus villosus</i>			7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	5	5	7	7	6	7	7	7	7	6	7	7	7
<i>Echinogammarus berilloni</i>	1	1	4																						
<i>Echinogammarus ischnus</i>		4	6	6	7	2	3	4	4	6	6	5	3	5	6	5	5	5	6	5	5	7	6	6	7
<i>Echinogammarus trichiatus</i>																									
<i>Gammarus fossarum</i>	1																								
<i>Gammarus pulex</i>	2	2	6	2																					
<i>Gammarus roeseli</i>			2			2		2						2											
<i>Gammarus tigrinus</i>	1	2				2																			

Häufigkeitsklassen nach Alf et al., 1992, mit 1: Einzelnachweis bis 7: Massenvorkommen. Die Rohdaten wurden von der LfU zur Verfügung gestellt.

Im Vergleich zum Hochrhein ist die Zusammensetzung der Crustaceen-Fauna im nördlichen Oberrhein in Karlsruhe sehr unterschiedlich. Auffallend ist hier die Dominanz von neozooischen Arten. Insbesondere die zwei Amphipoden Arten *Dikerogammarus villosus* und *Echinogammarus ischnus* sowie die Asselart *Jaera istri* aus dem Raum um das Schwarze und das Kaspische Meer, der Pontocaspis, sind seit 1996 sehr erfolgreich an der Stelle Karlsruhe vertreten. Heimische Arten wie *G. fossarum*, *G. pulex*, *G. roeseli* und *A. aquaticus* sind im Hauptstrom im Moment nicht mehr nachweisbar. Aber auch frühere neozooische Arten wie *Corophium curvispinum*, *Echinogammarus berilloni* und insbesondere der aus Nordamerika stammende Amphipode *Gammarus tigrinus* sind im Laufe der letzten Jahre im Hauptstrom verschwunden (Tabelle 3.2).

Tabelle 3.3: Abundanz verschiedener Crustaceen-Arten an der Probestelle Karlsruhe in den Jahren 2002 und 2004 (Alb, Rheinhauptstrom und Rheinhafendampfkraftwerk)

	15.07.2002	16.09.2002	02.06.2004	17.06.2004
	Alb Nahe Mündung ¹	RDK ²	RDK ²	Rhein ¹
<i>Asellus aquaticus</i>				
<i>Proasellus coxalis</i>				
<i>Jaera istri</i>				
<i>Corophium curvispinum</i>				
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>				
<i>Dikerogammarus villosus</i>	71	253	152	97
<i>Echinogammarus berilloni</i>				
<i>Echinogammarus ischnus</i>		10		7
<i>Echinogammarus trichiatus</i>				11
<i>Gammarus fossarum</i>	22			
<i>Gammarus pulex</i>	22	2		
<i>Gammarus roeseli</i>	239			
<i>Gammarus tigrinus</i>	3			
<i>Orchestia cavimana</i>		1		

¹: Zeitsammelmethode

²: Qualitative Analyse, Individuen in 20 Liter Feinrechengut

Bei der zweimaligen Beprobung des Feinrechenguts im Rheinhafendampfkraftwerk (RDK) in den Jahren 2002 und 2004 fanden sich ebenfalls fast ausschließlich Individuen der Art *Dikerogammarus villosus*. Eine Zeitsammelprobe aus dem Rhein im Jahre 2004 erbrachte das gleiche Bild. Zusätzlich wurde hier eine weitere Amphipodenart aus der Pontocaspis nämlich *Echinogammarus trichiatus* angetroffen (Tab. 3.3).

Insbesondere kleinere Zuflüsse wie die Alb scheinen für heimische Arten wie *A. aquaticus* sowie *G. fossarum*, *G. pulex* und *G. roeseli* ein Rückzugsgebiet darzustellen, wie aus Tabelle 3.4 ersichtlich ist. *D. villosus* scheint nur vereinzelt in diese Bereiche vorzudringen. Je näher man der Mündung kommt, desto häufiger wird aber *D. villosus* (Tabelle 3.3).

Tabelle 3.4: Abundanz verschiedener Crustaceen-Arten in der Alb im Zeitraum von 1996 bis 2005 (Zeitsammelmethode)

	1996	1997	1998	1999	2001	2002	2003	2004
<i>Asellus aquaticus</i>	226	303	61	2	17	5	20	11
<i>Proasellus coxalis</i>		11						3
<i>Jaera istri</i>			3					
<i>Corophium curvispinum</i>						4	1	
<i>Dikerogammarus villosus</i>	6		4		9			13
<i>Gammarus fossarum</i>	2		13	24	3	12	105	
<i>Gammarus pulex</i>	2	122	48	197	202	280	280	46
<i>Gammarus roeseli</i>	6	26	8	34	275	592	591	20
<i>Mysis relicta</i>						3		1
<i>Atyaephyra desmaresti</i>		2						

Tabelle 3.5: Abundanz verschiedener Crustaceen-Arten an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 1995 – 2002 (Rheinhauptstrom)

	13.10.1995	20.04.1996	20.06.1996	30.08.1996	23.10.1996	27.04.1998	16.06.1998	24.08.1998	24.10.1998	30.06.1999	30.07.1999	29.08.1999	22.10.1999	20.04.2000	14.06.2000	11.08.2000	02.10.2000	27.04.2001	14.07.2001	06.08.2001	24.10.2001	26.04.2002	12.06.2002	29.08.2002	14.10.2002
<i>Asellus aquaticus</i>	1																								
<i>Proasellus coxalis</i>																				1					
<i>Jaera istri</i>									5	6	4	1	6	4	6	5	2	3	2	3	7	2	5		
<i>Corophium curvispinum</i>	7	7	2	2	7	4	5	1	5	7	7	5		6	7	3		6	4	4	4	4	3	5	2
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>																		3			2	1	3		
<i>Dikerogammarus villosus</i>	7	6	7	7	7	5	7	7	7	7	6	7	7	7	7	6	7	7	7	6	7	6	7	7	6
<i>Echinogammarus berilloni</i>																									
<i>Echinogammarus ischmus</i>		5						2	3			2	3					4		1	3	3	3		
<i>Echinogammarus trichiatus</i>														2		2				2	1	2			2
<i>Gammarus fossarum</i>	3																								
<i>Gammarus pulex</i>																	1								
<i>Gammarus roeseli</i>																						2			
<i>Gammarus tigrinus</i>		5	2			2	4	3	3			2		1								3		1	1

Häufigkeitsklassen nach Alf et al., 1992, mit 1: Einzelnachweis bis 7: Massenvorkommen. Die Rohdaten wurden von der LfU zur Verfügung gestellt.

Wie in Karlsruhe, so dominieren auch in Mannheim neozoische Crustaceen aus der Schwarzmeer-Region. *D. villosus* ist auch hier die häufigste Amphipodenart. Zusätzlich zur Stelle Karlsruhe wurde hier die ebenfalls aus der Pontocaspis stammende Art *Dikerogammarus haemobaphes* im Jahr 2001 und 2002 nachgewiesen. Bereits einige Jahre früher als in Karlsruhe konnte in Mannheim *Echinogammarus trichiatus* vorgefunden werden. Interessant sind auch bis 2002 Einzelfunde von *Gammarus tigrinus*, eine Art die seit 1998 in Karlsruhe nicht mehr angetroffen wurde. Autochthone Arten sind in Mannheim wie in Karlsruhe weitgehend verdrängt worden (Tabelle 3.5).

In der Sauer an der Stelle Rosport wurde 2003 zweimal (18.07 und 20.10.2003) die Crustaceen-Fauna mit Hilfe der Zeitsammelmethode untersucht. Dabei konnten drei Amphipodenarten nachgewiesen werden. Bei der ersten Beprobung fanden sich die aus dem Mittelmeergebiet stammende Art *Echinogammarus berilloni* (16 Individuen) sowie die heimische Art *Gammarus roeseli* (35 Individuen). Bei der zweiten Beprobung konnte ebenfalls *E. berilloni* (18 Individuen) und *G. roeseli* (2 Individuen) sowie zusätzlich *Gammarus fossarum* (130 Individuen) angetroffen werden.

3.3 Parasitözönose der Fische

In diesem Ergebnissteil wird die Parasitenfauna der untersuchten Fischarten beschrieben. Den Schwerpunkt bilden dabei die Aale. Die Daten werden vom Bodensee dem Rheinverlauf folgend bis zur Probestelle Beneden Leeuwen in den Niederlanden vorgestellt (siehe Abb. 2.1). Zudem werden die Daten getrennt nach Metapopulation, Infragemeinschaft und Komponentengemeinschaft dargestellt. Daten der Infrapopulation, also zur Intensität der jeweiligen Parasitenart auf/in einem Wirtsindividuum, werden in diesem Teil nicht vorgestellt. Die Einzeldaten hierzu sind im Anhang zu finden (siehe Abschnitt 7). Die jeweiligen Populationen und Gemeinschaften werden mit Hilfe der Parameter und Indizes beschrieben, die in Kapitel 2.8 aufgeführt wurden. Für die Metapopulation sind dies die Prävalenz, die mittlere Intensität sowie die mittlere Abundanz.

Für die Infragemeinschaft werden die mittlere Anzahl aller Helminthen pro Aal, die mittlere Anzahl an Helminthen-Arten pro Aal sowie der Brillouin-Index angegeben. Für die beiden letzten Parameter wird zusätzlich zwischen allen Aalen und nur infizierten Aalen unterschieden. Zum Beschreiben der Komponentengemeinschaft wird der Shannon-Wiener Index, die Shannon-Wiener Evenness, der Simpson-Index und der Berger Parker Index herangezogen. Zusätzlich werden die Anzahl der Arten sowie die dominante Art der Komponentengemeinschaft angegeben.

An den Stellen Laufenburg, Karlsruhe, Mannheim und Rosport wurden Aale über mehrere Jahre und meistens auch mehrmals im Jahr untersucht, so dass hier auch Aussagen über die Entwicklung der Parasitengemeinschaft im Verlauf eines Jahres und über die Jahre gemacht werden können.

Für jede Probestelle und Probenahme werden in diesem Teil auch die Daten zu den gefangenen Aalen angegeben. Dazu gehören die mittlerer Länge und Masse, der Konditionsfaktor sowie der Hepatosomatische Index. Die Daten sind jeweils am Anfang der Tabellen zur Metapopulation angegeben.

3.3.1 Aalparasiten

Bei den parasitologischen Untersuchungen an Aalen konnten insgesamt 25 Arten nachgewiesen werden (Tabelle 3.6). Darunter Protozoen und Metazoen verschiedener Stämme sowie aalspezifische Parasiten (Spezialisten, 12 Arten) und unspezifische Parasiten (Generalisten, 11 Arten). Zwei Arten, ein Trematode und ein Acanthocephale konnten nicht bestimmt werden. Belegexemplare wurden an Spezialisten geschickt, beim Verfassen dieser Dissertation lagen die Ergebnisse aber noch nicht vor. Die Mehrzahl der Parasitenarten berherbergte der Verdauungstrakt der Aale, aber auch auf der Haut, den Flossen, den Kiemen, im Auge, in der Schwimmblase sowie im Blut konnten Parasiten nachgewiesen werden. In Tabelle 3.6 sind alle Parasitenarten nach den Organen, in denen sie vorkommen, aufgelistet.

Tabelle 3.6: Auf und in den untersuchten Aalen gefundene Parasitenarten

Organ		Parasitenart	Spezialist	Generalist
Blut	Flagellata	<i>Trypanosoma granulosum</i>	X	
Haut	Ciliata	<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>		X
Flosse	Myxozoa	<i>Myxobolus kotlani</i>	X	
	Crustacea	<i>Argulus spec.</i>		X
Kieme	Crustacea	<i>Ergasilus spec.</i>		X
	Myxozoa	<i>Myxidium giardi</i>	X	
	Monogenea	<i>Pseudodactylogyrus anguillae</i>	X	
	Monogenea	<i>Pseudodactylogyrus bini</i>	X	
Auge	Trematoda	<i>Diplostomum spec.</i>		X
Schwimmbase	Nematoda	<i>Anguillicola crassus</i>	X	
	Nematoda	<i>Daniconema anguillae</i>	X	
Darm	Acanthocephala	<i>Acanthocephalus anguillae</i>		X
		<i>Acanthocephalus lucii</i>		X
		<i>Echinorhynchus truttae</i>		X
		<i>Paratenuisentis ambiguus</i>	X	
		<i>Pomphorhynchus laevis</i>		X
		Acanthocephale unbestimmt	?	?
	Nematoda	<i>Camallanus lacustris</i>		X
		<i>Paraquimperia tenerrima</i>	X	
		<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>		X
		<i>Raphidascaris acus</i>		X
		<i>Spinitectus inermis</i>	X	
	Cestoda	<i>Bothriocephalus claviceps</i>	X	
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>		X		
Myxozoa	<i>Myxidium giardi</i>	X		
Trematoda	Trematode unbestimmt	?	?	

3.3.1.1 Bodensee (Langenargen) und Rhein (Laufenburg)

Im folgenden Abschnitt wird die Parasitozönose der Aale aus dem Bodensee, dem Rhein in Laufenburg, sowie den beiden Bächen (Sulz- und Etzerbach) in Laufenburg präsentiert.

3.3.1.1.1 Metapopulation

Die Daten zu den Aalen, sowie die Befallsparameter der jeweiligen Parasitenarten an den Stellen Langenargen und Laufenburg sind in Tabelle 3.7 zusammengefasst.

Tabelle 3.7: Aaldaten (Anzahl (n), Länge, Masse, Konditionsfaktor und hepatosomatischer Index ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD, mittlere Abundanz MA \pm SD, Aggregations-Index AI sowie relative Abundanz der einzelnen Parasitenarten bezogen auf alle Individuen aller Parasitenarten in der jeweiligen Aalpopulation p_i) an den Probestellen Langenargen und Laufenburg. SD = Standardabweichung

	Stelle	Langenargen E-Fischen	Langenargen Netz	Laufenburg Sulzbach I	Laufenburg Rhein I	Laufenburg Rhein II	Laufenburg Sulzbach II	Laufenburg Etzerbach
	Datum	20.09.2004	10.09.2004	20.05.2003	12.08.2003	14.11.2003	14.05.2004	14.05.2004
Anzahl untersuchter Aale	n	14	10	36	27	37	14	10
Länge [cm]	$\bar{X} \pm SD$	42,2 (11,1)	76,8 (7,1)	49,3 (9,4)	46,5 (10,7)	45,6 (10,9)	51,3 (7,4)	49,4 (11,4)
Masse [g]	$\bar{X} \pm SD$	150,2 (165,9)	843 (322)	222,4 (171,9)	187,9 (153,1)	172,4 (138,9)	205,9 (104)	218,8 (165)
Konditionsfaktor	$\bar{X} \pm SD$	0,16 (0,02)	0,18 (0,02)	0,16 (0,03)	0,15 (0,02)	0,15 (0,07)	0,14 (0,02)	0,15 (0,02)
Hepatosomatischer Index	$\bar{X} \pm SD$	1,38 (0,32)	1,11 (0,14)	1,66 (0,28)	1,22 (0,27)	1,32 (0,33)	2,01 (0,44)	1,76 (0,26)
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	P [%]	92,9	100	19,4	40,7	78,4	37,5	33,3
<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	P [%]	-	10	22,2	48,1	51,4	25,0	33,3
<i>Trypanosoma granulosum</i>	P [%]	100	60	22,2	81,0	91,9	-	33,3
<i>Myxobolus kotlani</i>	P [%]	71,4	60	5,6	33,3	27,0	21,4	10,0
<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	P [%]	-	-	2,8	-	-	-	-
<i>Diplostomum spathaceum</i>	P [%]	7,1	50	-	-	-	-	-
<i>Acanthocephalus anguillae</i>	P [%]	-	-	-	3,7	-	-	-
	MI \pm SD	-	-	-	2,0 (*)	-	-	-
	MA \pm SD	-	-	-	0,1 (0,4)	-	-	-
	AI	-	-	-	2,00	-	-	-
	p _i [%]	-	-	-	1,0	-	-	-
<i>Acanthocephalus lucii</i>	P [%]	28,57	-	-	-	2,7	-	-
	MI \pm SD	1,0 (*)	-	-	-	1,0 (*)	-	-
	MA \pm SD	0,3 (0,5)	-	-	-	0,03 (0,2)	-	-
	AI	0,77	-	-	-	1,00	-	-
	p _i [%]	11,1	-	-	-	0,2	-	-
<i>Echinorhynchus truttae</i>	P [%]	-	-	41,7	-	-	64,3	60,0
	MI \pm SD	-	-	3,3 (3,4)	-	-	2,2 (2,2)	6,0 (7,8)
	MA \pm SD	-	-	1,4 (2,7)	-	-	1,4 (2,1)	3,6 (6,6)
	AI	-	-	5,30	-	-	2,98	11,99
	p _i [%]	-	-	6,9	-	-	7,1	25,2
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	P [%]	-	10	80,6	51,9	70,3	85,7	40,0
	MI \pm SD	-	8	4,4 (4,0)	9,4 (15,1)	15,6 (25,2)	15,0 (22,7)	6,8 (9,0)
	MA \pm SD	-	0,8	3,6 (4,0)	4,9 (11,7)	10,9 (22,2)	12,9 (21,6)	2,7 (6,3)
	AI	-	8,00	4,50	28,17	45,21	36,18	14,57
	p _i [%]	-	33,3	18,2	66,3	81,8	63,6	18,9
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	P [%]	14,28	10	97,2	7,4	2,7	92,9	70,0
	MI \pm SD	2,5 (2,1)	2 (*)	14,2 (12,2)	1,0 (*)	5,0 (*)	6,2 (7,2)	7,1 (6,1)
	MA \pm SD	0,35 (1,08)	0,2 (0,6)	13,8 (12,2)	0,1 (0,3)	0,1 (0,8)	5,8 (7,2)	5,0 (6,0)
	AI	3,28	2,00	10,85	0,96	5,00	8,86	7,29
	p _i [%]	13,9	8,3	70,1	1,0	1,0	28,2	35,0
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	P [%]	28,6	30	-	-	-	-	-
	MI \pm SD	1,3 (0,5)	1 (0)	-	-	-	-	-
	MA \pm SD	0,4 (0,6)	0,3 (0,5)	-	-	-	-	-
	AI	1,12	0,78	-	-	-	-	-
	p _i [%]	13,9	12,5	-	-	-	-	-

Fortsetzung Tabelle 3.7	Stelle Datum	Langenargen E-Fischen 20.09.2004	Langenargen Netz 10.09.2004	Laufenburg Sulzbach I 20.05.2003	Laufenburg Rhein I 12.08.2003	Laufenburg Rhein II 14.11.2003	Laufenburg Sulzbach II 14.05.2004	Laufenburg Etzerbach 14.05.2004
<i>Raphidascaris acus</i>	P [%]	-	10	2,8	-	-	-	50,0
	MI±SD	-	2,0 (*)	1,0 (*)	-	-	-	4,4 (2,5)
	MA±SD	-	0,2 (0,6)	0,03 (0,2)	-	-	-	2,2 (2,9)
	AI	-	2,0	1,0	-	-	-	3,72
	p _i [%]	-	8,3	0,001	-	-	-	15,4
<i>Spinitectus inermis</i>	P [%]	-	-	23,1	11,1	18,9	7,1	10,0
	MI±SD	-	-	5,5 (4,6)	3,7 (2,9)	7,7 (6,6)	2,0 (*)	4,0 (*)
	MA±SD	-	-	1,3 (3,1)	0,4 (1,4)	1,5 (4,1)	0,1 (0,5)	0,4 (1,3)
	AI	-	-	7,79	4,96	11,37	2,00	4,00
	p _i [%]	-	-	4,7	5,5	10,9	0,7	2,8
Trematode	P [%]	-	-	-	3,7	-	-	-
	MI±SD	-	-	-	22,0 (*)	-	-	-
	MA±SD	-	-	-	0,8 (4,2)	-	-	-
	AI	-	-	-	22,00	-	-	-
	p _i [%]	-	-	-	11,1	-	-	-
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	P [%]	42,85	30	-	22,2	24,3	-	40,0
	MI±SD	2,7 (2,4)	1,7 (1,2)	-	1,8 (1,3)	2,8 (1,9)	-	1,0 (0,0)
	MA±SD	1,1 (2,0)	0,5 (1,0)	-	0,4 (1,0)	0,7 (1,5)	-	0,4 (0,5)
	AI	3,62	1,89	-	2,31	3,38	-	0,67
	p _i [%]	44,4	20,8	-	5,5	5,1	-	2,8
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	P [%]	14,3	30	-	18,5	5,4	-	-
	MI±SD	3 (2,8)	1,3 (0,0)	-	3,8 (3,6)	2,5 (0,7)	-	-
	MA±SD	0,4 (1,3)	0,4 (0,7)	-	0,7 (2,1)	0,1 (0,6)	-	-
	AI	4,21	1,22	-	5,99	2,53	-	-
	p _i [%]	16,7	16,7	-	9,5	1,0	-	-

(*) nur ein Aal infiziert

Langenargen

Im Bodensee fand nur eine Probennahme statt, bei der insgesamt 24 Aale untersucht wurden. 14 Aale wurden elektrisch abgefischt, die restlichen zehn mit Hilfe eines Standnetzes gefangen. Die Größe der Aale war in beiden Gruppen sehr unterschiedlich. So waren die Aale des Netzfangs mit einer mittleren Länge von 76,8 cm signifikant größer als die mit Hilfe der Elektrofischerei gefangenen Aale (42,2 cm). Auch die Masse und der Konditionsfaktor waren bei der Netzfang-Gruppe signifikant höher als bei den elektrisch abgefischten Aalen. Der hepatosomatische Index ist bei der Netz-Gruppe dagegen signifikant kleiner (U-Test, Mann Whitney). Beide Gruppen wurden in Bezug auf ihre Parasiten deshalb auch getrennt voneinander behandelt. Auf und in den Aalen aus dem Bodensee konnten insgesamt 14 Parasitenarten festgestellt werden. Darunter drei Protozoen und elf Metazoen.

Sowohl bei den Netz- als auch bei den E-Fisch-Aalen kamen Protozoen vor. Der Blutflagellat *Trypanosoma granulorum* und auf dem Saum der Bauchflosse *Myxobolus kotlani*. Bei den Netzaalen waren die Kiemen zusätzlich mit dem Myxozoen *Myxidium giardi* befallen. Der Befall mit *T. granulorum* war an beiden Stellen hoch (60-100 %) und auch 60-70 % der Aale waren mit *M. kotlani* befallen. Der Befall mit *M. giardi* war hingegen mit nur 10 % in der Netz-Gruppe gering.

Die Kiemen waren in beiden Gruppen stark (93-100 %) mit monogenen Trematoden der Gattung *Pseudodactylogyus* befallen. Innerhalb dieser Gattung kommen zwei Arten beim Aal vor: *P. bini* und *P. anguillae*. Die genaue Bestimmung ist nur nach Fixierung und Ausmessung eines jeden einzelnen Wurms möglich, was in dieser Arbeit nicht vorgenommen wurde. Die Prävalenz bezieht sich also immer auf den Befall mit beiden Arten.

In den Augen der Aale wurde in beiden Gruppen die Metacercarie des digenen Trematoden *Diplostomum spathaceum* gefunden. Die adulten Würmer parasitieren im Darm von fischfressenden Vögeln. Eine Vielzahl von Fischen, darunter auch der Aal, dienen als zweiter Zwischenwirt (Schäperclaus, 1990). Diese Art wurde nur in den Aalen des Bodensees nachgewiesen, wobei 50 % der Netzaale jedoch nur 7 % der E-Fisch Aale befallen waren.

Im Darm kamen bei den E-Fisch-Aalen fünf und bei den Netz-Aalen sechs Arten vor. Gemeinsam in beiden Gruppen konnten die Nematodenarten *Paraquimperia tenerrima* und *Pseudocapillaria tomentosa* sowie die Cestodenarten *Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus* nachgewiesen werden. Bei den Netz-Aalen kam zusätzlich der Nematode *Raphidascaris acus* und der Acanthocephale *Pomphorhynchus laevis* vor, bei den E-Fisch-Aalen der Kratzer *Acanthocephalus lucii*. Die Prävalenzen, mittleren Intensitäten und Abundanzen für jede Art und beide Gruppen sind in Tabelle 3.7 angegeben.

Laufenburg

An der Probestelle Laufenburg wurden fünfmal Aale gefangen und untersucht. Zweimal wurden die Aale direkt im Rhein gefangen (12.08.2003 und 14.11.2003), zweimal stammten sie aus dem Sulzbach kurz vor der Mündung in den Rhein (20.05.2003 und 14.05.2004) sowie einmal aus dem Etzerbach (14.05.2004) ebenfalls kurz vor der Einmündung in den Rhein. Die Größe und Masse der Aale wie auch der Konditionsfaktor aller fünf Probenahmen unterschieden sich nicht signifikant untereinander (H-Test, Kruskal Wallis). Lediglich die Lebermassen und der hepatosomatische Index zeigten signifikante Unterschiede.

Tabelle 3.8: Statistischer Vergleich des hepatosomatischen Index (HSI) an der Probestelle Laufenburg zwischen den verschiedenen Probenahmen. Angegeben ist die Irrtumswahrscheinlichkeit (p)

	HSI (p)
Sulzbach I – Rhein I	≤ 0,001
Sulzbach I – Rhein II	≤ 0,001
Sulzbach I – Sulzbach II	≤ 0,05
Sulzbach I - Etzerbach	n.s.
Rhein I – Rhein II	n.s.
Rhein I – Sulzbach II	≤ 0,001
Rhein I – Etzerbach	≤ 0,001
Rhein II – Sulzbach II	≤ 0,001
Rhein II – Etzerbach	≤ 0,001
Sulzbach II - Etzerbach	n.s.

n.s. : nicht signifikant

Der Hepatosomatische Index ist im Rhein signifikant geringer (U-Test, Mann Whitney) als im Sulz- oder Etzerbach (Tabelle 3.8).

An der Probestelle Laufenburg konnten insgesamt 16 Parasitenarten festgestellt werden. Die Parasitose der Aale aus dem Sulz- und Etzerbach zeigt im Vergleich zu den Aalen aus dem Rhein einige Unterschiede. So ist der Befall mit Trypanosomen im Rhein deutlich höher als in den Bächen, genauso wie der Befall mit *Myxidium giardi* und *Myxobolus kotlani*. Die Kiemenwürmer zeigen ebenfalls höhere Prävalenzen im Rhein als in beiden Zuflüssen, wohingegen die Unterschiede hier nicht ganz so hoch ausfallen.

Auch bei den Darmparasiten kann man zwischen der Herkunft aus dem Hauptstrom und den zwei Nebenbächen unterscheiden. Die beiden Kratzer *Acanthocephalus anguillae* und *Acanthocephalus lucii* kommen nur im Rhein vor, *Echinorhynchus truttae* dagegen nur im Sulz- und Etzerbach. Ein weiterer Acanthocephale *Pomphorhynchus laevis* ist in beiden Systemen zu finden. Der Nematode *Paraquimperia tenerrima* ist auch in beiden Systemen zu finden, wobei der Befall im Bach aber um ein vielfaches höher ist. *Raphidascaris acus* kommt dagegen wieder nur im Bach vor.

Der aalspezifische Nematode *Spinitectus inermis* kommt sowohl im Sulz- und Etzerbach als auch im Rhein in niedrigen Prävalenzen (7-23%) vor. Das Vorkommen dieser Nematodenart ist auf die Probestelle Laufenburg beschränkt. *S. inermis* konnte an keiner anderen Probestelle nachgewiesen werden.

Die beiden aalspezifischen Bandwürmer *B. claviceps* und *P. macrocephalus* kommen in niedrigen Prävalenzen im Hauptstrom vor, fehlen jedoch weitgehend in beiden Bächen. Nur *B. claviceps* konnte im Etzerbach nachgewiesen werden. Die mittleren Intensitäten und Abundanzen sind jedoch gering für beide Arten an allen Stellen. Ein Aal aus dem Rhein (12.08.03) war mit einem digenen Trematoden befallen.

3.3.1.1.2 Infragemeinschaft

In der folgenden Tabelle 3.9 sind die Parameter der intestinalen Infragemeinschaft für die Probestellen Langenargen und Laufenburg zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 3.9: Diversität der intestinalen Infragemeinschaften

Stelle Datum	Langenargen E-Fischen 20.09.2004	Langenargen Netz 10.09.2004	Laufenburg Sulzbach I 20.05.2003	Laufenburg Rhein I 12.08.2003	Laufenburg Rhein II 14.11.2003	Laufenburg Sulzbach II 14.05.2004	Laufenburg Etzerbach 14.05.2004
Summe aller Parasiten	36	24	708	199	495	283	143
Anzahl der Parasiten — $\bar{x} \pm SD$	2,57 (3,08)	2,40 (3,17)	19,67 (14,53)	7,37 (12,36)	13,40 (23,90)	20,21 (26,22)	14,30 (13,66)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{x} \pm SD$	1,29 (1,14)	1,20 (1,23)	2,39 (0,73)	1,19 (0,92)	1,24 (0,86)	2,50 (0,85)	2,70 (1,25)
Maximum	3	3	4	4	4	4	5
Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{x} \pm SD$	2,00 (0,71)	2,00 (0,89)	2,39 (0,73)	1,45 (0,80)	1,48 (0,72)	2,50 (0,85)	2,70 (1,25)
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{x} \pm SD$	0,22 (0,24)	0,18 (0,25)	0,45 (0,25)	0,11 (0,22)	0,13 (0,23)	0,45 (0,23)	0,51 (0,35)
Maximum	0,62	0,68	0,88	0,78	0,77	0,79	1,12
Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{x} \pm SD$	0,31 (0,25)	0,31 (0,27)	0,45 (0,25)	0,13 (0,24)	0,15 (0,24)	0,45 (0,23)	0,51 (0,35)

Langenargen

Obschon sich die beiden Aalgruppen hinsichtlich der Größe und Masse deutlich unterscheiden (siehe oben), ist beim Vergleich der Infragemeinschaften kein Unterschied festzustellen. Beide Gruppen unterscheiden sich nicht signifikant in Bezug auf die Anzahl der Parasiten, Anzahl der Parasitenarten sowie dem Brillouin Index (U-Test, Mann Whitney). Pro Aal wurden durchschnittlich etwa 2,5 Würmer gefunden und 1,2 Wurmarten. Der Brillouin Index lag um die 0,2 (jeweils auf alle Aale bezogen). Maximal kamen drei verschiedene Helminthen im Darm der Aale vor. Die anteilmäßige Verteilung entsprechend des jeweiligen Befalles mit 0, 1 2 oder 3 unterschiedlichen Parasitenarten sah in Langenargen wie folgt aus (Abb. 3.3): Etwa 35-40 % der Aale waren uninfiziert und 15-20% waren von nur einer einzigen Parasitenart befallen. Der gleichzeitige Befall mit zwei Parasitenarten war in der E-Fisch-Gruppe mit 35 % höher als bei den Aalen die mit dem Netz gefangen wurden (20 %). 15-20 % der Aale waren simultan von 3 Arten befallen.

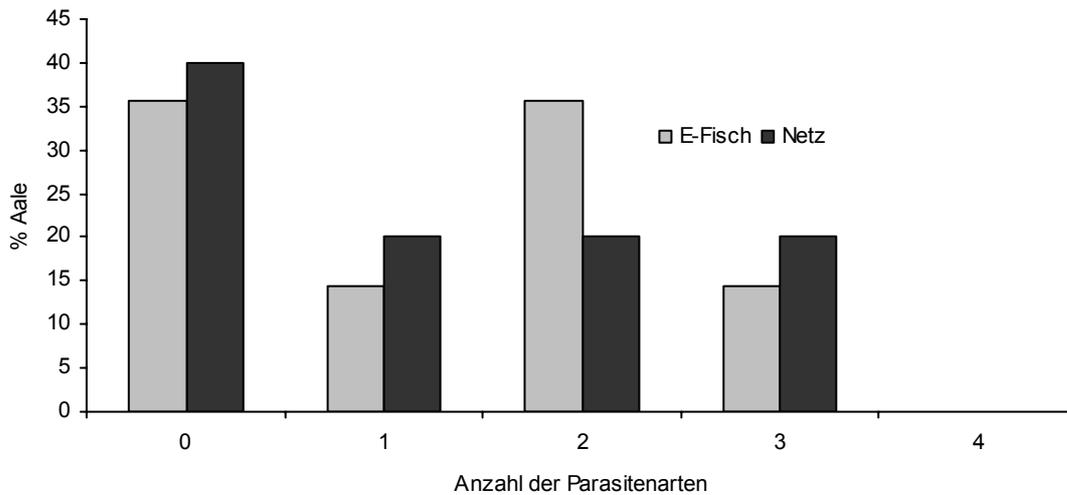


Abb. 3.3: Anteilige Verteilung der Aalpopulation (Langenargen) auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2 oder 3 Parasitenarten

Die Ansatzstelle der verschiedenen Parasitenarten im Darm wurde gemessen und prozentual auf die jeweilige Darmlänge umgerechnet. Der Ösophagus stellte dabei den Startpunkt dar. Die Daten vom E-Fischen und Netz-Fang sind zusammengefasst.

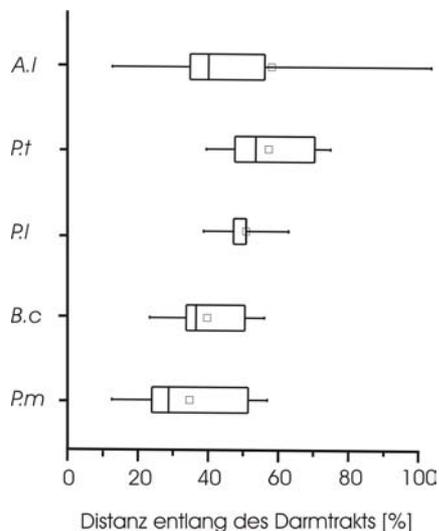


Abb. 3.4: Verteilung der Helminthen entlang des Darmtrakts (Langenargen)
P.m : *Proteocephalus macrocephalus*
B.c : *Bothriocephalus claviceps*
P.l : *Pomphorhynchus laevis*
P.t : *Paraquimperia tenerrima*
A.l : *Acanthocephalus lucii*

Entlang des Magen-Darmtraktes bevorzugen die Parasiten bestimmte Mikrohabitate. So findet man die Bandwürmer im vorderen Abschnitt des Darms, unmittelbar nach dem Magen. Die zwei Kratzer wie auch der Nematode favorisieren den mittleren Teil des Darms. Es sei jedoch auf die hohen Standardabweichungen hingewiesen, die eine hohe Flexibilität der Ansetzstelle der Parasiten erkennen lässt.

Laufenburg

In Laufenburg sind hingegen wieder klare Unterschiede in der Infragemeinschaft zwischen dem Rhein selber und beiden Bächen zu beobachten.

Tabelle 3.10: Statistischer Vergleich dreier Parameter der Infragemeinschaft zwischen den einzelnen Beprobungen an der Stelle Laufenburg (U-Test, Mann Whitney). Angegeben ist die Irrtumswahrscheinlichkeit (p)

	Anzahl der Parasiten p	Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) p	Brillouin Index (alle Aale) p
Sulzbach I – Rhein I	≤0,001	≤0,001	≤0,001
Sulzbach I – Rhein II	≤0,001	≤0,001	≤0,001
Sulzbach I – Sulzbach II	n.s.	n.s.	n.s.
Sulzbach I - Etzerbach	n.s.	n.s.	n.s.
Rhein I – Rhein II	n.s.	n.s.	n.s.
Rhein I – Sulzbach II	≤0,01	≤0,001	≤0,001
Rhein I – Etzerbach	≤0,05	≤0,01	≤0,001
Rhein II – Sulzbach II	n.s.	≤0,001	≤0,001
Rhein II – Etzerbach	n.s.	≤0,001	≤0,01
Sulzbach II - Etzerbach	n.s.	n.s.	n.s.

n.s.: nicht signifikant

So ist die mittlere Anzahl der Parasitenarten, bezogen auf alle untersuchten Aale, im Rhein signifikant kleiner (1,19 und 1,24) als im Sulz- oder Etzerbach. (2,39, 2,50 und 2,70). Auch die mittlere Anzahl der Würmer ist in den Bächen signifikant höher (20, 20 und 14) im Vergleich mit der ersten Probenahme im Rhein (7,4), nicht jedoch mit der zweiten Probenahme im Rhein (13,4). Der Brillouin Index ist ebenfalls in beiden Bächen (0,45, 0,45 und 0,51) signifikant höher als im Rhein (0,11 und 0,13). Die drei Probennahmen in den Bächen und die zwei im Rhein unterscheiden sich jedoch nicht (Tabelle 3.10).

Die maximale Artenzahl in der Infragemeinschaft betrug jeweils vier, nur im Etzerbach lag sie bei fünf. Die prozentuale Verteilung der Aale die mit 0, 1, 2, 3, 4 oder 5 Parasiten gleichzeitig infiziert waren, ist in Abb. 3.5 dargestellt. Die zwei Rheinproben und die drei Bachproben wurden jeweils zusammengefasst. Zwischen beiden Gruppen gibt es wieder gravierende Unterschiede. Im Rhein waren fast 20% der Aale uninfiziert und über die Hälfte beherbergte nur eine Parasitenart. Etwa 23% der Aale waren gleichzeitig von zwei Wurmartentypen befallen und nur jeweils zwei Aale mit drei bzw. vier Wurmartentypen. In Sulz- und Etzerbach hingegen waren alle Aale mit wenigstens einer Art infiziert. Die Mehrzahl (80%) hatte sogar eine Simultaninfektion mit zwei bzw. drei Arten. Einige Aale beherbergten Infragemeinschaften mit vier (drei Aale) und fünf (ein Aal) Helminthenarten (Abb. 3.5).

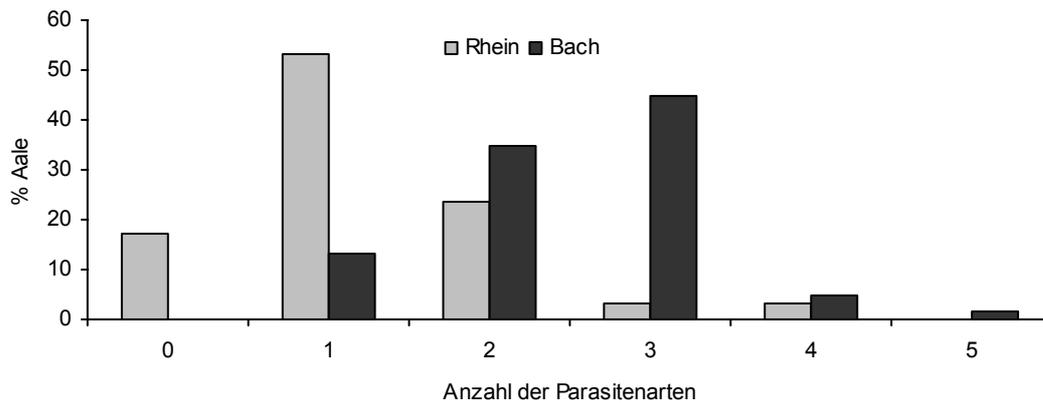


Abb. 3.5: Anteilige Verteilung der Aalpopulation (Laufenburg: Rhein, Sulz- und Etzerbach) auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2, 3, 4 oder 5 Parasitenarten

An der Stelle Laufenburg gibt es Daten zur Lokalisation der Parasiten im Darm vom Sulz- und Etzerbach vom 14.05.2004. Die Daten aus beiden Bächen sind in Abbildung 3.6 zusammengefasst. Die einzige Bandwurmart *B. claviceps* kam in Etzerbach vor und ist wiederum im ersten Drittel des Darms zu finden. *Spinitectus inermis* kommt ausschließlich im Magen vor und fehlt in Abbildung 3.6. Der Nematode *R. acus* ist im mittlern Abschnitt des Magen-Darm-Trakts lokalisiert. Die in beiden Bächen vorkommenden Acanthocephalen *E. truttae* und *P. laevis* sowie der Nematode *P. tenerrima* finden sich in der zweiten Hälfte des Darms.

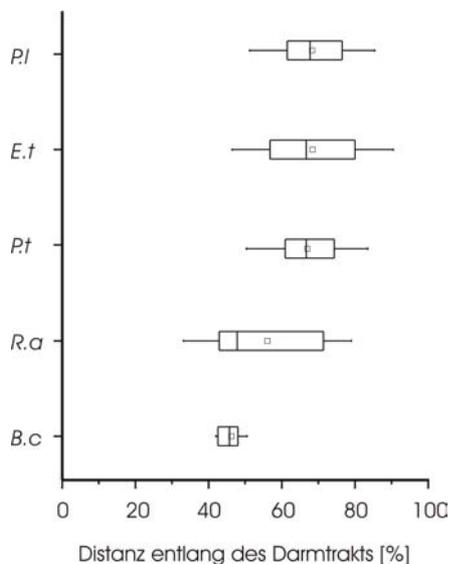


Abb. 3.6: Verteilung der Helminthen entlang des Darmtrakts (Laufenburg, Sulz- und Etzerbach)
B.c : *Bothriocephalus claviceps*
R.a : *Raphidascaris acus*
P.t : *Paraquimperia tenerrima*
E.t : *Echinorhynchus truttae*
P.l : *Pomphorhynchus laevis*

3.3.1.1.3 Komponentengemeinschaft

Wie in Abschnitt 2.8 bereits erläutert, wurden zum Beschreiben der Komponentengemeinschaft die Darmparasiten herangezogen. Alle anderen Parasiten wurden bei den Berechnungen der verschiedenen Diversitätsindizes nicht berücksichtigt. Die Diversitätsparameter der Komponentengemeinschaft der Stellen Langenargen und Laufenburg sind in Tabelle 3.11 dargestellt.

Tabelle 3.11: Diversität der intestinalen Komponentengemeinschaft an den Probestellen Langenargen und Laufenburg

Stelle Datum	Langenargen E-Fischen 20.09.2004	Langenargen Netz 10.09.2004	Laufenburg Sulzbach I 20.05.2003	Laufenburg Rhein I 12.08.2003	Laufenburg Rhein II 14.11.2003	Laufenburg Sulzbach II 14.05.2004	Laufenburg Etzerbach 14.05.2004
Anzahl der Arten	5	6	5	7	6	4	6
Shannon-Wiener Index	1,45	1,67	0,90	1,15	0,66	0,87	1,52
Shannon-Wiener Evenness	0,90	0,93	0,56	0,59	0,37	0,63	0,85
Simpson Index	3,62	4,72	1,88	2,14	1,46	2,03	4,06
Berger-Parker Index	0,44	0,33	0,70	0,66	0,82	0,64	0,35
Dominante Art	<i>B. claviceps</i>	<i>P. laevis</i>	<i>P. tenerrima</i>	<i>P. laevis</i>	<i>P. laevis</i>	<i>P. laevis</i>	<i>P. tenerrima</i>

Langenargen

Die Komponentengemeinschaft umfasst bei den elektrisch abgefischten Aalen fünf Arten und sechs bei den Aalen, die mit Hilfe des Netzes gefangen wurden. Die Diversität der Komponentengemeinschaft, hier ausgedrückt als Shannon-Wiener Index und Simpson Index, ist für beide Probenahmen in etwa gleich. Eine leicht höhere Diversität ist bei den Netz-Aalen festzustellen. Sehr hoch ist in beiden Fällen der Grad der Gleichverteilung der vorkommenden fünf bzw. sechs Arten. Die Shannon-Wiener Evenness erreicht mit 0,9 und 0,93 fast den maximal Wert von 1. Das heißt, dass 90 bzw. 93% der maximal theoretisch möglichen Diversität erreicht sind. Der Berger-Parker Index, der den Prozentual-Anteil der mit am meisten Individuen vorkommenden Art beschreibt, ist dementsprechend gering. In der E-Fisch Gruppe gehörten 44% der Würmer zu der dominanten Bandwurmart *B. claviceps* und in der Netz-Gruppe gehörten 33% dem Acanthocephalen *P. laevis* an.

Laufenburg

Die Artenanzahl der Komponentengemeinschaft ist im Rhein mit sechs und sieben Arten höher als im Sulzbach mit vier bzw. fünf Arten. Im Etzerbach beherbergt die Komponentengemeinschaft insgesamt sechs Arten. Der Shannon-Wiener und Simpson Index sind recht unterschiedlich bezüglich der einzelnen Probennahmen. Dementsprechend verhalten sich auch die Evenness und der Berker-Parker Index. Die Gleichverteilung der Arten ist bei Weitem nicht so stark ausgeprägt, wie dies in Langenargen der Fall war. Lediglich im Etzerbach wird ein Wert von 0,85 erreicht. Diese Stelle zeigt insgesamt die höchste Diversität und die geringste Dominanz für die Probestelle Laufenburg.

Im Rhein wurde die Komponentengemeinschaft mit 66 bzw. 82% von *P. laevis* dominiert. Bei der ersten Probenahme im Sulzbach und im Etzerbach gehörten 70 bzw. 35% der Helminthen zur dominanten Art *P. tenerrima*. Die Prävalenz von *P. tenerrima* war auch bei der zweiten Probenahme im Sulzbach höher als die von *P. laevis*, jedoch war *P. laevis* mit einer mittleren Abundanz von 13 Würmern mehr als doppelt so stark vertreten wie *P. tenerrima* (MA=5,8) und somit die dominante Art bei dieser Probenahme. Auffällig ist die geringe Diversität im Rhein im Monat November. Insgesamt ist die Diversität in den kühleren Monaten geringer als in den warmen Sommermonaten, wie man auch an anderen Probestellen sehen konnte. Zwischen den Bächen und dem Hauptstrom sind hinsichtlich der Komponentengemeinschaft keine so deutlichen Unterschiede festzustellen, wie dies bei der Infragemeinschaft der Fall war.

3.3.1.2 Rhein Karlsruhe

Karlsruhe stellte die Hauptuntersuchungsstelle in dieser Arbeit dar. Insgesamt wurden hier 275 Aale bei 13 Beprobungen im Zeitraum von 2001 bis 2005 untersucht (siehe Tabelle 2.3). Auf und in den Aalen konnten dabei 16 Parasitenarten festgestellt werden (Tabelle 3.12 a-c). Die Aale stammten alle aus dem Hauptstrom bis auf zwölf Aale, die am 14.04.2002 in einem Altrheinarm unterhalb des Rheinhafendampfkraftwerks gefangen wurden. In den folgenden Abschnitten zur Metapopulation und Infra- und Komponentengemeinschaft werden diese Aale getrennt behandelt. Bis auf diese Probenahme und die Probenahmen vom 17.06.2003 (4 Aale), 09.09.2003 (11 Aale) und 24.03.2004 (6 Aale) wurden immer 20 oder mehr Aale untersucht. Die Aale unterschieden sich nicht signifikant in ihrer Länge und Masse. Auch die Konditionsfaktoren der Aale unterschieden sich bis auf zwei nicht signifikant voneinander und lagen zwischen 0,15 und 0,17. Lediglich die Konditionsfaktoren der Aale, die vom Berufsfischer stammten (28.06.2001 und 10.06.2004), waren mit 0,18 und 0,19 signifikant höher. Der hepatosomatische Index zeigte ebenfalls signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmen (H-Test Kruskal Wallis).

3.3.1.2.1 Metapopulation

Die Daten zur Metapopulation der Aalparasiten sowie die Daten zu den Aalen an der Probestelle Karlsruhe sind in der Tabelle 3.12 zusammengefasst. Die Tabelle besteht dabei aus drei Teilen. Teil a umfasst die Jahre 2001-2002, Teil b das Jahr 2003 und Teil c die Jahre 2004-2005.

Tabelle 3.12: Aaldaten (Anzahl (n), Länge, Masse, Konditionsfaktor und hepatosomatischer Index ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD, mittlere Abundanz MA \pm SD, Aggregations-Index AI sowie relative Abundanz der einzelnen Parasitenarten bezogen auf alle Individuen aller Parasitenarten in der jeweiligen Aalpopulation p_i) an der Probestelle Karlsruhe. SD = Standardabweichung

a) 2001-2002	Stelle	Karlsruhe Rhein Berufsfischer	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Altrhein E-Fisch	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch
	Datum	28.06.2001	10.04.2002	14.04.2002	19.09.2002
Anzahl untersuchter Aale	n	24	27	12	23
Länge [cm]	$\bar{x} \pm SD$	52,2 (6,2)	55,9 (8,5)	56,8 (7,8)	56,5 (9,3)
Masse [g]	$\bar{x} \pm SD$	278,8 (97,5)	289,4 (139,0)	329,6(164,7)	311,3(159,3)
k-faktor	$\bar{x} \pm SD$	0,19 (0,02)	0,15 (0,03)	0,17 (0,02)	0,16 (0,02)
Hepatosomatischer Index	$\bar{x} \pm SD$	1,97 (0,38)	1,49 (0,35)	1,76 (0,38)	1,15 (0,19)
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	P [%]	54,2	51,9	75,0	78,3
<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	P [%]	16,7	33,3	83,3	21,7
<i>Trypanosoma granulosum</i>	P [%]	95,8	-	-	17,4
<i>Myxobolus kotlani</i>	P [%]	16,7	-	-	-
<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	P [%]	-	18,5	-	21,7
<i>Acanthocephalus anguillae</i>	P [%]	12,5	14,8	-	-
	MI \pm SD	2,0 (1,0)	3,0 (2,2)	-	-
	MA \pm SD	0,3 (0,7)	0,4 (1,3)	-	-
	AI	2,17	3,87	-	-
	p_i [%]	3,0	12,6	-	-
<i>Acanthocephalus lucii</i>	P [%]	20,8	3,7	-	-
	MI \pm SD	2,8 (1,9)	1,0 (*)	-	-
	MA \pm SD	0,6 (1,4)	0,04 (0,2)	-	-
	AI	3,42	1,00	-	-
	p_i [%]	7,0	1,1	-	-
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>	P [%]	20,8	-	-	-
	MI \pm SD	5,4 (6,7)	-	-	-
	MA \pm SD	1,1 (3,6)	-	-	-
	AI	11,31	-	-	-
	p_i [%]	13,5	-	-	-
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	P [%]	-	40,7	-	82,6
	MI \pm SD	-	3,5 (4,3)	-	6,8 (6,6)
	MA \pm SD	-	1,4 (3,2)	-	5,7 (6,5)
	AI	-	7,12	-	7,54
	p_i [%]	-	40,0	-	72,6
<i>Camallanus lacustris</i>	P [%]	-	-	8,3	-
	MI \pm SD	-	-	1,0 (*)	-
	MA \pm SD	-	-	0,1 (0,3)	-
	AI	-	-	1,00	-
	p_i [%]	-	-	33,3	-
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	P [%]	-	48,1	-	34,8
	MI \pm SD	-	2,2 (1,1)	-	5,3 (9,3)
	MA \pm SD	-	1,0 (1,3)	-	1,8 (5,8)
	AI	-	1,74	-	18,60
	p_i [%]	-	29,5	-	23,5

a) Fortsetzung 2001-2002	Stelle	Karlsruhe Rhein Berufsfischer	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Altrhein E-Fisch	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch
	Datum	28.06.2001	10.04.2002	14.04.2002	19.09.2002
<i>Raphidascaris acus</i>	P [%]	75,0	7,4	-	-
	MI±SD	8,2 (9,9)	2,0 (2,0)	-	-
	MA±SD	6,2 (9,2)	0,1 (0,5)	-	-
	AI	13,87	1,92	-	-
	p _i [%]	74,0	4,2	-	-
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	P [%]	4,2	14,8	16,7	13,0
	MI±SD	1,0 (*)	2,8 (2,4)	1,0 (0,0)	2,3 (1,5)
	MA±SD	0,04 (0,2)	0,4 (1,3)	0,2 (0,4)	0,3 (0,9)
	AI	1,00	4,01	0,91	2,82
	p _i [%]	0,5	11,6	66,7	3,9
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	P [%]	8,3	3,7	-	-
	MI±SD	2,0 (0,0)	1,0 (*)	-	-
	MA±SD	0,2 (0,6)	0,04 (0,2)	-	-
	AI	1,91	1,00	-	-
	p _i [%]	2,0	1,1	-	-

b) 2003	Stelle	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch				
	Datum	01.04.2003	28.04.2003	17.06.2003	10.07.2003	09.09.2003
Anzahl untersuchter Aale	n	66	23	4	20	11
Länge [cm]	$\bar{X} \pm SD$	56,1 (9,7)	54,7 (11,3)	51,7 (14,0)	53,0 (12,7)	49,1 (11,5)
Masse [g]	$\bar{X} \pm SD$	312 (159)	315,7 (197,3)	283,8 (230,8)	300,3 (271,8)	215,0 (163,0)
k-faktor	$\bar{X} \pm SD$	0,16 (0,02)	0,16 (0,03)	0,16 (0,04)	0,16 (0,03)	0,15 (0,03)
Hepatosomatischer Index	$\bar{X} \pm SD$	1,89 (0,47)	1,79 (0,35)	Nb	1,22 (0,20)	1,12 (0,18)
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	P [%]	65,2	52,2	100,0	80,0	63,6
<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	P [%]	75,8	69,6	75,0	55,0	63,6
<i>Trypanosoma granulosum</i>	P [%]	0,0	13,0	25,0	0,0	9,1
<i>Myxobolus kotlani</i>	P [%]	4,5	0,0	0,0	35,0	18,2
<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	P [%]	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Acanthocephale unbestimmt	P [%]	-	-	-	10,0	-
	MI±SD	-	-	-	2,0 (0,0)	-
	MA±SD	-	-	-	0,2 (0,6)	-
	AI	-	-	-	1,89	-
	p _i [%]	-	-	-	2,3	-
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	P [%]	56,1	47,8	75,0	75,0	63,6
	MI±SD	2,6 (2,6)	3,4 (2,1)	2,3 (1,5)	2,6 (2,0)	5,6 (5,9)
	MA±SD	1,5 (2,4)	1,6 (2,2)	1,8 (1,7)	2,0 (2,0)	3,5 (5,4)
	AI	3,81	3,04	1,67	2,13	8,20
	p _i [%]	20,9	8,4	25,0	22,4	73,6
<i>Camallanus lacustris</i>	P [%]	-	-	25,0	5,0	9,1
	MI±SD	-	-	7,0 (*)	1,0 (*)	6,0 (*)
	MA±SD	-	-	1,8 (3,5)	0,1 (0,2)	0,5 (1,8)
	AI	-	-	7,00	1,00	6,00
	p _i [%]	-	-	25,0	0,6	11,3
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	P [%]	-	73,9	75,0	80,0	-
	MI±SD	-	6,1 (6,0)	2,3 (1,5)	5,9 (5,2)	-
	MA±SD	-	4,5 (5,8)	1,8 (1,7)	4,8 (5,2)	-
	AI	-	7,59	1,67	5,76	-
	p _i [%]	-	23,5	25,0	54,6	-

b) Fortsetzung 2003	Stelle	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch				
	Datum	01.04.2003	28.04.2003	17.06.2003	10.07.2003	09.09.2003
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	P [%]	-	-	-	11,5	3,8
	MI±SD	-	-	-	1,6 (1,3)	1,0 (*)
	MA±SD	-	-	-	0,4 (1,3)	0,1 (0,3)
	AI	-	-	-	2,21	1,00
	p _i [%]	-	-	-	4,6	1,9
<i>Raphidascaris acus</i>	P [%]	77,3	69,6	25,0	20,0	27,3
	MI±SD	6,8 (7,4)	18,7 (10,5)	4,0 (*)	4,8 (4,3)	1,7 (1,2)
	MA±SD	5,2 (7,1)	13,0 (12,3)	1,0 (2,0)	1,0 (2,6)	0,5 (0,9)
	AI	9,63	11,70	4,00	7,14	1,92
	p _i [%]	74,2	68,1	14,3	10,9	9,4
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	P [%]	10,6	-	25,0	15,0	9,1
	MI±SD	2,6 (2,3)	-	3,0 (*)	2,7 (1,5)	1,0 (*)
	MA±SD	0,3 (1,1)	-	0,8 (1,5)	0,4 (1,1)	0,1 (0,3)
	AI	4,12	-	3,00	3,00	1,00
	p _i [%]	3,9	-	10,7	4,6	1,9
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	P [%]	7,6	-	-	-	9,1
	MI±SD	1,0 (*)	-	-	-	1,0 (*)
	MA±SD	0,1 (0,3)	-	-	-	0,1 (0,3)
	AI	0,94	-	-	-	1,00
	p _i [%]	1,1	-	-	-	1,9

c) 2004-2005	Stelle	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Rhein Berufsfischer	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch
	Datum	24.03.2004	10.06.2004	04.11.2004	19.07.2005
Anzahl untersuchter Aale	n	6	20	19	20
Länge [cm]	$\bar{x} \pm SD$	64,3 (4,3)	59,8 (9,9)	55,2 (12,6)	49,4 (10,3)
Masse [g]	$\bar{x} \pm SD$	440 (101,6)	416,8 (205,6)	339,2 (259,5)	229,1 (144,7)
k-faktor	$\bar{x} \pm SD$	0,16 (0,01)	0,18 (0,02)	0,16 (0,03)	0,16 (0,02)
Hepatosomatischer Index	$\bar{x} \pm SD$	1,27 (0,14)	1,7 (0,29)	1,45 (0,24)	1,23 (0,24)
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	P [%]	33,3	35,0	78,9	75,0
<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	P [%]	16,7	30,0	26,3	40,0
<i>Trypanosoma granulorum</i>	P [%]	-	20,0	21,1	-
<i>Myxobolus kotlani</i>	P [%]	-	-	47,4	55,0
<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	P [%]	-	10,0	-	-
Acanthocephale unbestimmt	P [%]	-	-	5,3	-
	MI±SD	-	-	5,0 (*)	-
	MA±SD	-	-	0,3 (1,1)	-
	AI	-	-	5,00	-
	p _i [%]	-	-	2,5	-
<i>Acanthocephalus lucii</i>	P [%]	-	-	5,3	-
	MI±SD	-	-	1,0 (*)	-
	MA±SD	-	-	0,1 (0,2)	-
	AI	-	-	1,00	-
	p _i [%]	-	-	0,49	-
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	P [%]	50,0	60,0	68,4	90,0
	MI±SD	1,0 (0,0)	2,2 (1,3)	10,6 (14,3)	7,6 (8,3)
	MA±SD	0,5 (0,5)	1,3 (1,5)	7,3 (12,7)	6,9 (8,2)
	AI	0,60	1,71	22,19	9,76
	p _i [%]	15,8	19,0	67,9	71,4

c) Fortsetzung 2004-2005	Stelle	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Rhein Berufsfischer	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch
	Datum	24.03.2004	10.06.2004	04.11.2004	19.07.2005
<i>Camallanus lacustris</i>	P [%]	16,7	5,0	10,5	10,0
	MI±SD	1,0 (*)	2,0 (*)	3,5 (3,5)	2,5 (2,1)
	MA±SD	0,2 (0,4)	0,1 (0,4)	0,4 (1,4)	0,3 (0,9)
	AI	1,00	2,00	5,19	3,32
	p _i [%]	5,3	1,5	3,5	2,6
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	P [%]	-	85,0	26,3	70,0
	MI±SD	-	3,7 (2,3)	2,2 (1,8)	2,4 (1,4)
	MA±SD	-	3,2 (2,5)	0,6 (1,3)	1,7 (1,6)
	AI	-	1,95	2,94	1,55
	p _i [%]	-	46,0	5,4	17,2
<i>Raphidascaris acus</i>	P [%]	50,0	65,0	36,8	30,0
	MI±SD	4,7 (4,0)	3,2 (2,8)	2,1 (1,3)	2,3 (1,0)
	MA±SD	2,3 (3,6)	2,1 (2,7)	0,8 (1,3)	0,7 (1,2)
	AI	5,60	3,55	2,19	2,12
	p _i [%]	73,7	30,7	7,4	7,3
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	P [%]	16,7	10,0	15,8	-
	MI±SD	1,0 (*)	1,0 (0,0)	1,7 (0,6)	1,0 (0,0)
	MA±SD	0,2 (0,4)	0,1 (0,3)	0,3 (0,7)	0,2 (0,4)
	AI	1,00	0,95	1,62	0,89
	p _i [%]	5,3	1,5	2,5	1,6
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	P [%]	-	5,0	5,3	-
	MI±SD	-	2,0 (*)	21,0 (*)	-
	MA±SD	-	0,1 (0,4)	1,1 (4,8)	-
	AI	-	2,00	21,00	-
	p _i [%]	-	1,5	10,3	-

(*) nur ein Aal infiziert

Die auf den Kiemen vorkommenden monogenen Trematoden der Gattung *Pseudodactylogyrus* sowie der Einzeller *Myxidium giardi* kamen während des gesamten Untersuchungszeitraums in Karlsruhe vor. Die Prävalenz der Kiemenwürmer war dabei hoch, und im Juni 2003 waren sogar 100% der Aale befallen. Im März und Juni 2004 waren dagegen nur um die 30% der Aale mit den Monogeneen infiziert. *M. giardi* zeigte einen Anstieg der Prävalenz von 2001 (17-33%) bis 2003 (55-76%), jedoch einen Rückgang im Jahr 2004 (17-30%). Blutflagellaten kamen in Karlsruhe in allen Untersuchungsjahren vor, waren jedoch auf die Sommer- und Herbstmonate beschränkt und fehlten im Frühjahr. Der Befall war bis auf 2001, als 95% der Aale infiziert waren, gering und schwankte zwischen 9 und 25% (Abb. 3.7). Auf den Flossensäumen der Aale waren bei fünf Probenahmen Zysten des Protozoen *Myxobolus kotlani* zu sehen (Prävalenz: 4,5-47%). Sporadisch fanden sich auch Zysten von *Myxidium giardi* im Darm der Aale (Prävalenz 4,5-22%).

Die Kiemen der Aale aus dem Altrheinarm (14.04.2002) waren stark mit Kiemenwürmern (75%) und *Myxidium giardi* (83%) befallen. Trypanosomen oder Myxozoa auf den Flossen und im Darm fanden sich nicht.

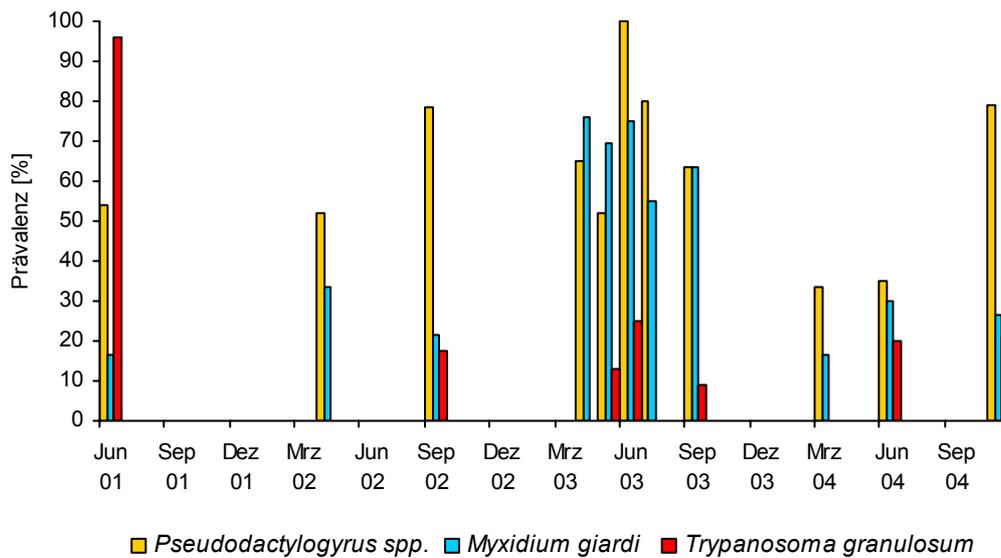


Abb. 3.7: Prävalenz von *Pseudodactylogyrus* spp., *Myxidium giardi* und *Trypanosoma granulosum* an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2004

Im Darm der Aale aus dem Rheinhauptstrom konnten elf verschiedene Parasitenarten nachgewiesen werden. Darunter fünf Acanthocephalen, vier Nematoden und zwei Bandwürmer. Die beiden unspezifischen Acanthocephalen *Acanthocephalus anguillae* und *Acanthocephalus lucii*, welche die Wasserassel *Asellus aquaticus* als Zwischewirt nutzen, kamen 2001 und bei der ersten Beprobung 2002 mit niedriger Befallsrate und Intensität vor. Danach war nur ein einziger Aal im Herbst 2004 mit *A. lucii* infiziert (Abb. 3.8).

Der aus Nordamerika eingeschleppte aalspezifische Kratzer *Paratenuisentis ambiguus* konnte lediglich im Jahr 2001 gefunden werden. Ein Fünftel der Aale war bei dieser Probennahme mit durchschnittlich 5,5 Würmern infiziert. Nach 2001 tauchte dieser Neozoe unter den Parasiten in Karlsruhe nicht mehr auf.

Pomphorhynchus laevis kam dagegen bis auf 2001 bei jeder Untersuchung in zum Teil hohen Prävalenzen vor (40-83%). Die mittleren Intensitäten schwankten dabei im Bereich von 1 bis 10, lagen aber meistens um die 2-4 Würmer pro infiziertem Fisch und Darm.

Im Juni 2003 und November 2004 tauchte in vereinzelt Aalen (insgesamt 3) ein bisher nicht bestimmter Acanthocephale auf. Insgesamt wurden neun Exemplare dieser unbekannt Art gefunden.

Im den zwölf Aalen aus dem Altrheinarm wurden keine Acanthocephalen gefunden.

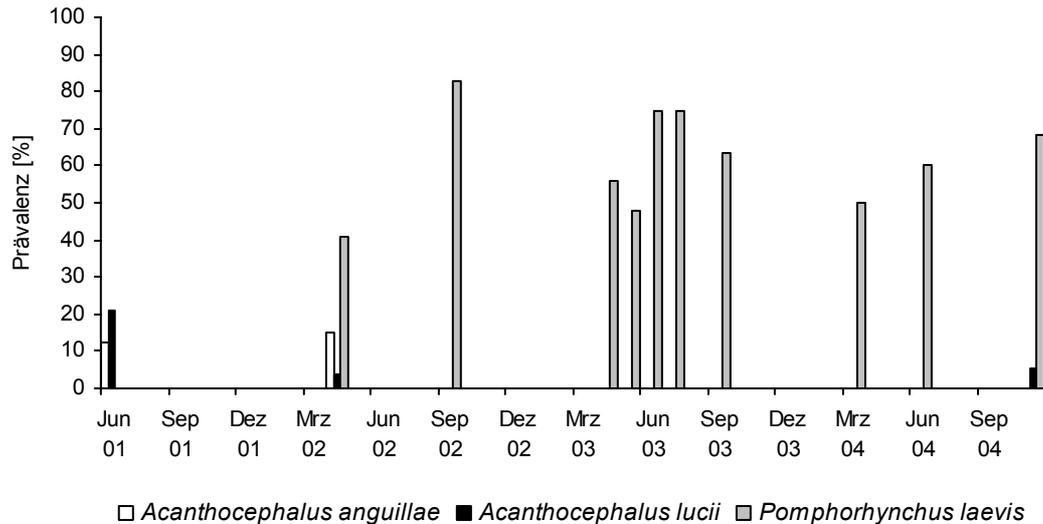


Abb. 3.8: Prävalenz von *Acanthocephalus anguillae*, *Acanthocephalus lucii* und *Pomphorhynchus laevis* an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2004

Von den vier Nematodenarten an der Stelle Karlsruhe findet sich *Camallanus lacustris* ab Juni 2003 bei jeder Untersuchung. Es waren jedoch bis auf November 2004 immer nur einzelne Aale infiziert. *Pseudocapillaria tomentosa* wurde insgesamt nur zweimal im Jahr 2003 bestimmt. Insgesamt ist der Befall mit *C. lacustris* und *P. tomentosa* gering.

Weitaus häufiger waren dagegen der unspezifische Nematode *Raphidascaris acus* und der Aalspezialist *Paraquimiperia tenerrima*. *P. tenerrima* taucht erstmals 2002 auf. In den wärmeren Monaten von Mai bis Juli sind die Prävalenzen dieses Wurms in Karlsruhe hoch (74-85%), in den kälteren (April, September, November) jedoch geringer (26 – 48%) oder der Parasit fehlt wie im Jahr 2003 in diesen Monaten ganz. Es ist eine Saisonalität im Befall mit *P. tenerrima* zu beobachten (Abb. 3.9).

Raphidascaris acus kam bis auf die September-Probe 2002 regelmäßig im Rhein-Hauptstrom in Karlsruhe vor. Die Befallsrate und Intensität unterliegen jedoch starken Schwankungen, wobei auch hier höhere Befallsraten in den wärmeren Monaten erreicht werden (Abb.3.9).

Im Altrhein fehlen fast alle Nematodenarten, lediglich ein einzelner Aal war mit *C. lacustris* infiziert.

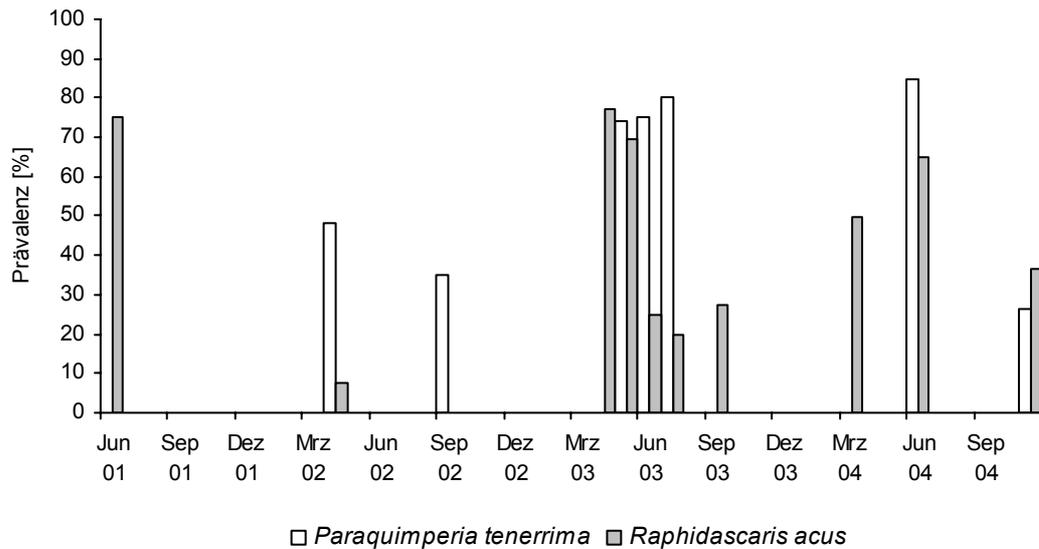


Abb. 3.9: Prävalenz von *Paraquimperia tenerrima* und *Raphidascaaris acus* an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2004

Bei den beiden vorkommenden Bandwurmart *Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus* handelt es sich um aalspezifische Parasiten. In den vier Untersuchungsjahren konnten beide Arten nachgewiesen werden. *B. claviceps* trat jedoch regelmäßiger auf und fehlte bei nur einer Probenahme Ende April 2003. Die Befallsrate schwankte zwischen 4,2 und 25 %, lag aber fast immer um die 15% (Abb. 3.10). Dabei beherbergten die infizierten Aale im Schnitt um die 2-3 Würmer.

Der Befall mit *P. macrocephalus* beschränkte sich auf sechs von elf Untersuchungszeitpunkten. Die Prävalenz lag dabei um die 5% (Abb.3.10) mit einer mittleren Intensität von 1 bis 2 Cestoden. Im Altrhein kam nur *B. claviceps* vor.

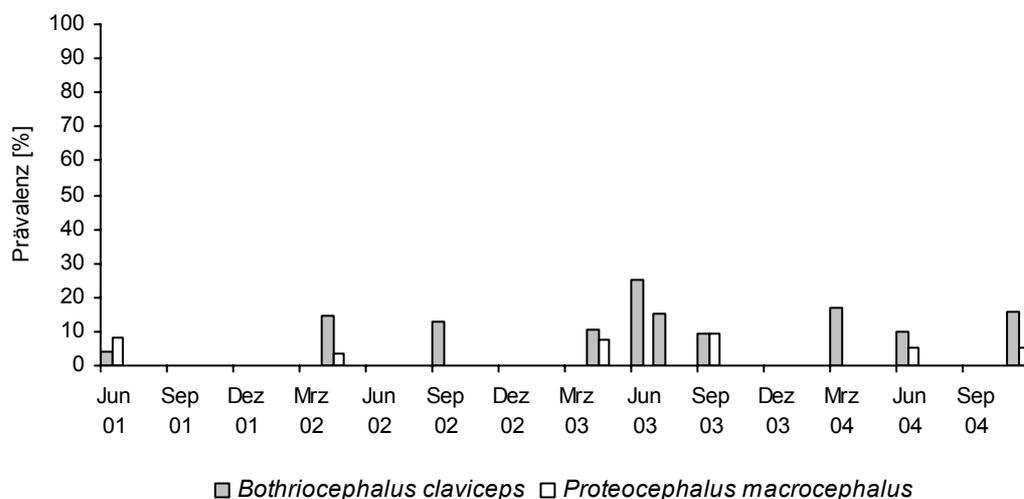


Abb. 3.10: Prävalenz von *Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus* an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2004

3.3.1.2.2 Infragemeinschaft

Die Parameter der Infragemeinschaft an der Probestelle Karlsruhe sind in Tabelle 3.13 zusammengefasst. Die Tabelle setzt sich dabei aus drei Teilen zusammen. Teil a umfasst die Jahre 2001-2002, Teil b das Jahr 2003 und Teil c die Jahre 2004-2005.

Tabelle 3.13: Diversität der intestinalen Infragemeinschaften an der Probestelle Karlsruhe

a) 2001-2002 Stelle	Karlsruhe Rhein Berufsfischer	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Altrhein E-Fisch	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch
Datum	28.06.2001	10.04.2002	14.04.2002	19.09.2002
Summe aller Parasiten	200	95	3	179
Anzahl der Parasiten — $\bar{X} \pm SD$	8,33 (9,86)	3,52 (3,42)	0,25 (0,45)	7,78 (10,58)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	1,42 (0,97)	1,33 (0,83)	0,25 (0,45)	1,30 (0,70)
Maximum	3	3	1	3
Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	1,70 (0,80)	1,57 (0,66)	1,00 (0,00)	1,30 (0,70)
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,19 (0,28)	0,18 (0,24)	0,00 (0,00)	0,16 (0,24)
Maximum	0,79	0,71	0,00	0,80
Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,23 (0,29)	0,21 (0,25)	0,00 (0,00)	0,17 (0,25)

b) 2003 Stelle	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch				
Datum	01.04.2003	28.04.2003	17.06.2003	10.07.2003	09.09.2003
Summe aller Parasiten	465	439	28	174	53
Anzahl der Parasiten — $\bar{X} \pm SD$	7,05 (8,18)	19,09 (17,75)	7,00 (5,83)	8,70 (7,67)	4,85 (6,11)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	1,52 (0,85)	1,91 (1,12)	2,25 (0,96)	2,30 (1,26)	1,27 (0,79)
Maximum	3	3	3	6	3
Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	1,75 (0,63)	2,20 (0,89)	2,25 (0,96)	2,42 (1,17)	1,40 (0,70)
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,22 (0,23)	0,36 (0,32)	0,50 (0,39)	0,42 (0,30)	0,11 (0,19)
Maximum	0,80	0,80	0,87	0,96	0,48
Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,26 (0,23)	0,42 (0,31)	0,50 (0,39)	0,44 (0,29)	0,12 (0,19)

c) 2004-2005 Stelle	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Rhein Berufsfischer	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch
Datum	24.03.2004	10.06.2004	04.11.2004	17.06.2005
Summe aller Parasiten	19	137	203	192
Anzahl der Parasiten — $\bar{x} \pm SD$	3,17 (3,97)	6,85 (3,69)	10,68 (14,77)	9,60 (9,18)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{x} \pm SD$	1,33 (1,03)	2,30 (0,86)	1,74 (1,24)	2,15 (0,99)
Maximum	3	4	4	4
Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{x} \pm SD$	1,60 (0,89)	2,30 (0,86)	2,06 (1,06)	2,26 (0,87)
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{x} \pm SD$	0,13 (0,23)	0,43 (0,29)	0,24 (0,25)	0,40 (0,30)
Maximum	0,57	1,05	0,68	1,00
Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{x} \pm SD$	0,16 (0,25)	0,43 (0,29)	0,29 (0,25)	0,42 (0,29)

Im Rhein an der Probestelle Karlsruhe schwankte im Untersuchungszeitraum die mittlere Anzahl der Parasiten pro Aal zwischen drei und 19 Würmern. Die mittlere Anzahl der Parasitenarten schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 1,27 und 2,3 (alle Aale) bzw. zwischen 1,3 und 2,42 (infizierte Aale). Dabei ist die mittlere Anzahl an Helminthenarten in den wärmeren Sommermonaten höher als in den kälteren Monaten (siehe Abbildung 3.11 und Tab. 3.13).

Der Brillouin Index zeigt das gleiche Muster, wobei die Werte zwischen 0,11 und 0,5 (alle Aale) bzw. 0,12 und 0,5 (infizierte Aale) liegen. Die Diversität der Infragemeinschaft ist in den Sommermonaten somit deutlich höher als im Frühjahr und Herbst (Abbildung 3.11 und 3.12). Sowohl die Anzahl der Parasitenindividuen, die mittlere Anzahl der Parasitenarten als auch der Brillouin Index zeigen signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmen (H-Test, Kruskal Wallis). Diese sind auf den jahreszeitlichen Einfluss der einzelnen Parameter zurückzuführen. Ausgewählte Proben aus der wärmeren Jahreszeit eines jeden Jahres werden weiter unten statistisch miteinander verglichen.

In den Aalindividuen aus dem Altrhein fanden sich die wenigsten Parasiten an der Probestelle Karlsruhe. Insgesamt nur drei Parasitenindividuen in den zwölf untersuchten Fischen. Dementsprechend war die Diversität der Infragemeinschaft hier sehr gering, was sich in einem Brillouin Index von 0 widerspiegelt. Die mittlere Anzahl an Parasitenarten betrug lediglich 0,25.

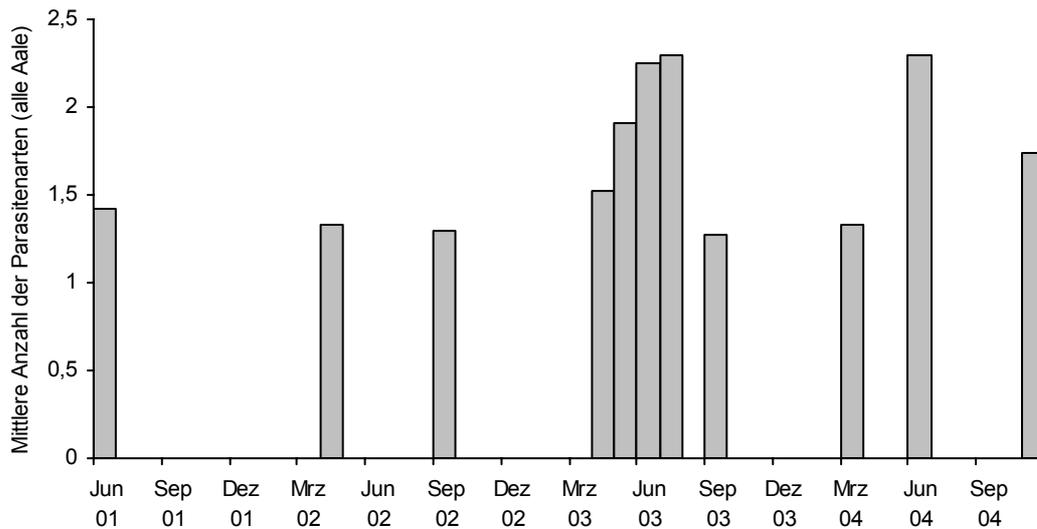


Abb. 3.11: Mittlere Anzahl der Parasitenarten an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2004

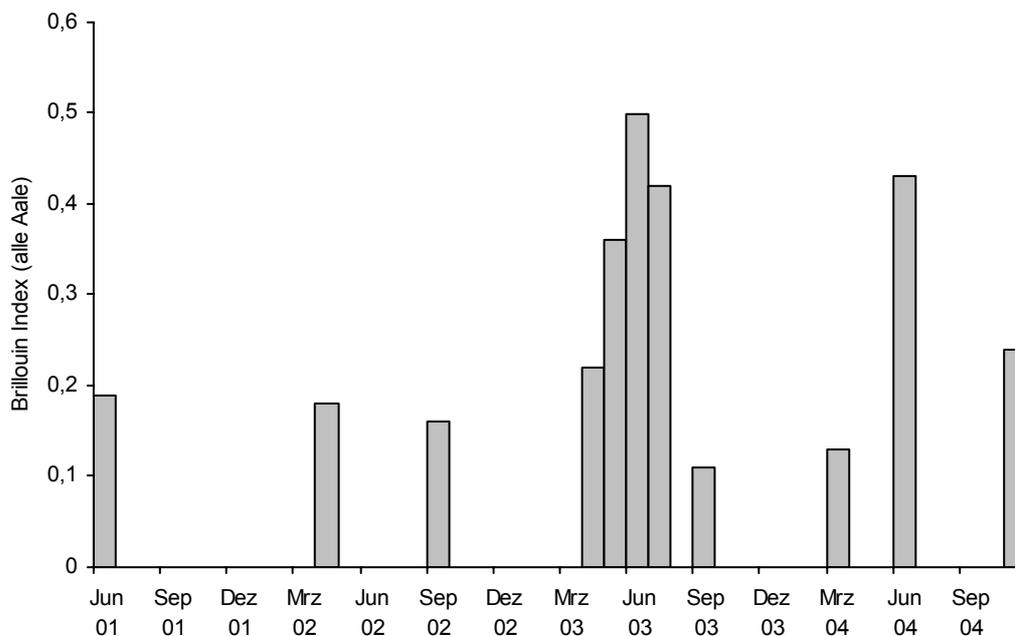


Abb. 3.12: Brillouin Index an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2004

Maximal kamen sechs verschiedene Helminthen gleichzeitig im Darm eines Aals vor (10.07.2003). Dies war jedoch eine Ausnahme, und bei den meisten Probenahmen kamen maximal drei Wurmartarten gleichzeitig im Darm vor. Nur bei den beiden letzten Untersuchungen am 10.06.2004 und 04.11.2004 kamen vier Wurmartarten gleichzeitig im Darm von Aalen vor. Die anteilige Verteilung entsprechend des jeweiligen Befalles mit 0, 1, 2, 3 oder mehr unterschiedlichen Parasitenarten in Karlsruhe ist in Abbildung 3.13 dargestellt.

Auffällig ist, dass der Anteil der mit 0 oder 1 Art infizierten Aale von 2001 bis 2004 rückläufig ist, wohingegen der Prozentualanteil von mit gleichzeitig 2, 3 und 4 Helminthen-Arten infizierten Aalen im selben Zeitraum leicht ansteigt. So sind 2004 ein Fünftel der Aale gleichzeitig mit drei Parasitenarten und ein Zehntel sogar gleichzeitig von vier Arten befallen (Abbildung 3.13).

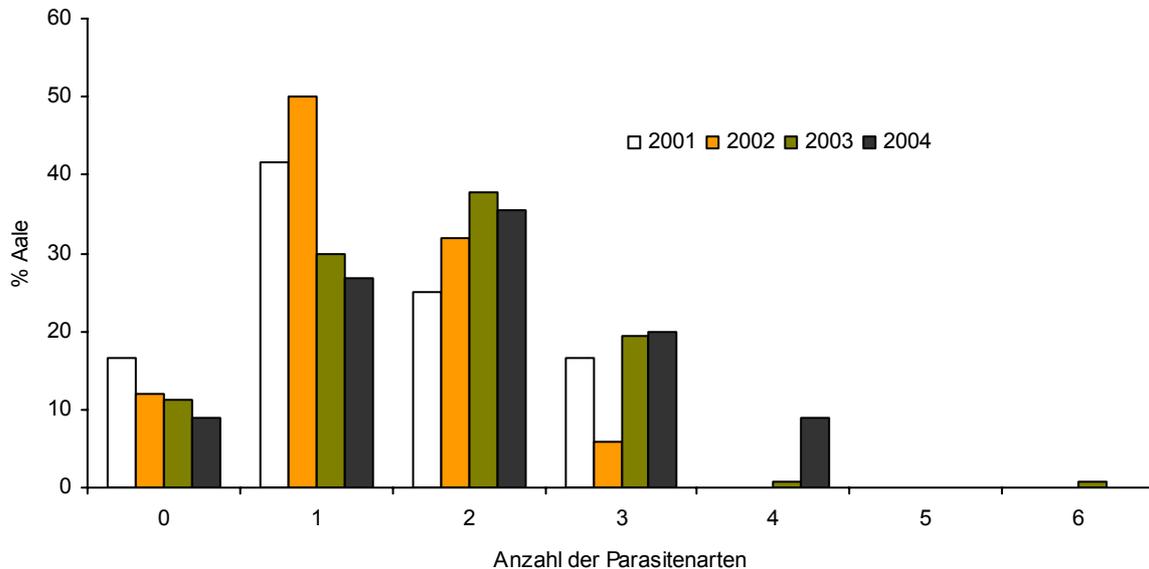


Abb. 3.13: Anteilige Verteilung der Aalpopulation (Karlsruhe, 2001-2004) auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2, 3, 4, 5 oder 6 Parasitenarten

Die Lokalisation der Parasiten im Darm ist für zwei Untersuchungen aus dem Jahr 2004 in den Abbildungen 3.14 Und 3.15 dargestellt. Der Nematode *C. lacustris* sowie die Bandwürmer *B. claviceps* und *P. macrocephalus* sind dabei auf den vorderen Abschnitt des Darms konzentriert. Im November findet sich *P. macrocephalus* hingegen im hinteren Abschnitt des Darmtrakts. Hier handelte es sich um nur einen infizierten Aal, der mit 12 Jungstadien dieser Art befallen war. Die Würmer hatten sich im Darm noch nicht orientiert und die optimale Ansatzstelle im vorderen Darmabschnitt noch nicht aufgesucht.

Raphidascaris acus, *Paraquimperia tenerrima* und *Pomphorhynchus laevis* finden sich in der zweiten Hälfte des Darmtrakts, wobei *P. tenerrima* sich im Sommer weiter hinten befindet (Mittelwert 67%) und im Herbst im Bereich um die 60 % (Mittelwert) zu finden ist. Insgesamt zeigen die Würmer eine hohe Spannweite, was ihre Ansatzstelle im Darm angeht, was man anhand der großen Standardabweichungen erkennen kann.

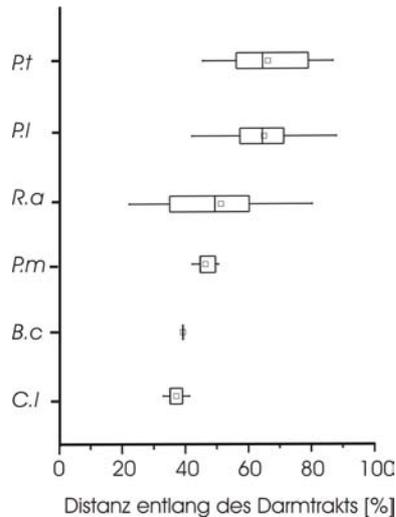


Abb. 3.14: Verteilung der Helminthen entlang des Darmtrakts (Karlsruhe, Juni-Probe)
C.l : *Camallanus lacustris*
B.c : *Bothriocephalus claviceps*
P.m : *Proteocephalus macrocephalus*
R.a : *Raphidascaris acus*
P.l : *Pomphorhynchus laevis*
P.t : *Paraquimperia tenerrima*

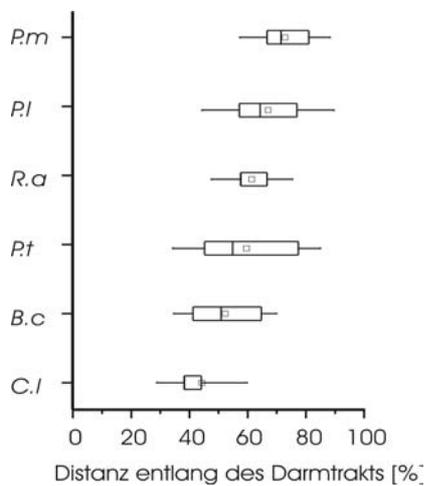


Abb. 3.15: Verteilung der Helminthen entlang des Darmtrakts (Karlsruhe, November-Probe)
C.l : *Camallanus lacustris*
B.c : *Bothriocephalus claviceps*
P.m : *Proteocephalus macrocephalus*
R.a : *Raphidascaris acus*
P.l : *Pomphorhynchus laevis*
P.t : *Paraquimperia tenerrima*

3.3.1.2.3 Komponentengemeinschaft

Die Komponentengemeinschaft in Karlsruhe setzte sich je nach Untersuchungszeitraum aus drei bis acht Arten zusammen (Tabelle 3.14, a) 2001-2002, b) 2003, c) 2004-2005). Wie bei der Infragemeinschaft so ist auch bei der Komponentengemeinschaft eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit zu beobachten (Abb. 3.16).

Der Shannon-Wiener Index und der Simpson- Index sind in den wärmeren Monaten deutlich höher als in der kälteren Jahreszeit. Die Evenness ist ebenfalls in den Sommermonaten höher (Abb. 3.16) und somit eine höhere Gleichverteilung der Arten in diesem Zeitraum vorhanden. Der Berger-Parker Index zeigt erwartungsgemäß genau das umgekehrte Bild. Die Dominanz der jeweiligen Arten ist in den kalten Monaten höher als in den wärmeren (Abb. 3.17).

Tabelle 3.14: Diversität der intestinalen Komponentengemeinschaft an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2005

a) 2001-2002 Stelle	Karlsruhe Rhein Berufsfischer	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Altrhein E- Fisch	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch
Datum	28.06.2001	10.04.2002	14.04.2002	19.09.2002
Anzahl der Arten	6	7	2	3
Shannon-Wiener Index	0,89	1,47	0,64	0,70
Shannon-Wiener Evenness	0,50	0,75	0,92	0,64
Simpson Index	1,75	3,59	1,80	1,71
Berger-Parker Index	0,74	0,40	0,67	0,73
Dominante Art	<i>R. acus</i>	<i>P. laevis</i>	<i>B. claviceps</i>	<i>P. laevis</i>

b) 2003 Stelle	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch				
Datum	01.04.2003	28.04.2003	17.06.2003	10.07.2003	09.09.2003
Anzahl der Arten	4	3	5	7	9
Shannon-Wiener Index	0,72	0,81	1,56	1,31	0,92
Shannon-Wiener Evenness	0,52	0,74	0,97	0,67	0,51
Simpson Index	1,68	1,90	4,56	2,74	1,77
Berger-Parker Index	0,74	0,68	0,25	0,55	0,74
Dominante Art	<i>R. acus</i>	<i>R. acus</i>	<i>P. tenerrima</i>	<i>P. tenerrima</i>	<i>P. laevis</i>

c) 2004-2005 Stelle	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Rhein Berufsfischer	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch	Karlsruhe Rhein Maxau E-Fisch
Datum	24.03.2004	10.06.2004	04.11.2004	17.06.2005
Anzahl der Arten	4	6	8	5
Shannon-Wiener Index	0,83	1,22	1,17	0,89
Shannon-Wiener Evenness	0,60	0,68	0,56	0,55
Simpson Index	1,74	2,92	2,07	1,84
Berger-Parker Index	0,74	0,46	0,68	0,71
Dominante Art	<i>R. acus</i>	<i>P. tenerrima</i>	<i>P. laevis</i>	<i>P. laevis</i>

Als dominante Art findet sich 2001 der Nematode *R. acus*. Im Jahr 2002 war es im Rheinhauptstrom der unspezifische Kratzer *P. laevis*, welcher Dominanzen von 40-73% erreicht.

Im Jahr 2003 und 2004 findet sich im Frühjahr *R. acus* als dominante Art. Im Sommer wird jedoch der aalspezifische Nematode *P. tenerrima* die Art mit den meisten Individuen. Im Herbst kommt es wieder zu einem Wechsel und *P. laevis* ist die dominante Art (Tabelle 3.14 b und c). *R. acus* und *P. laevis* stellen dabei um die 70% der Würmer, *P. tenerrima* jedoch nur zwischen 25 und 55%. Von welcher Art der dominante Wurm gestellt wird, ist in Karlsruhe in den Jahren 2003 und 2004 somit ebenfalls von der Jahreszeit abhängig. Bei der einzigen Untersuchung im Jahr 2005 war *P. laevis* die dominante Art im Rheinhauptstrom.

Die niedrigste Diversität der Komponentengemeinschaft fand sich wie für die Infragemeinschaft in den Aalen aus dem Altrhein in Karlsruhe. Hier waren nur zwei intestinale Parasitenarten in der Komponentengemeinschaft vorhanden, von denen der Cestode *B. claviceps* die dominante Art war.

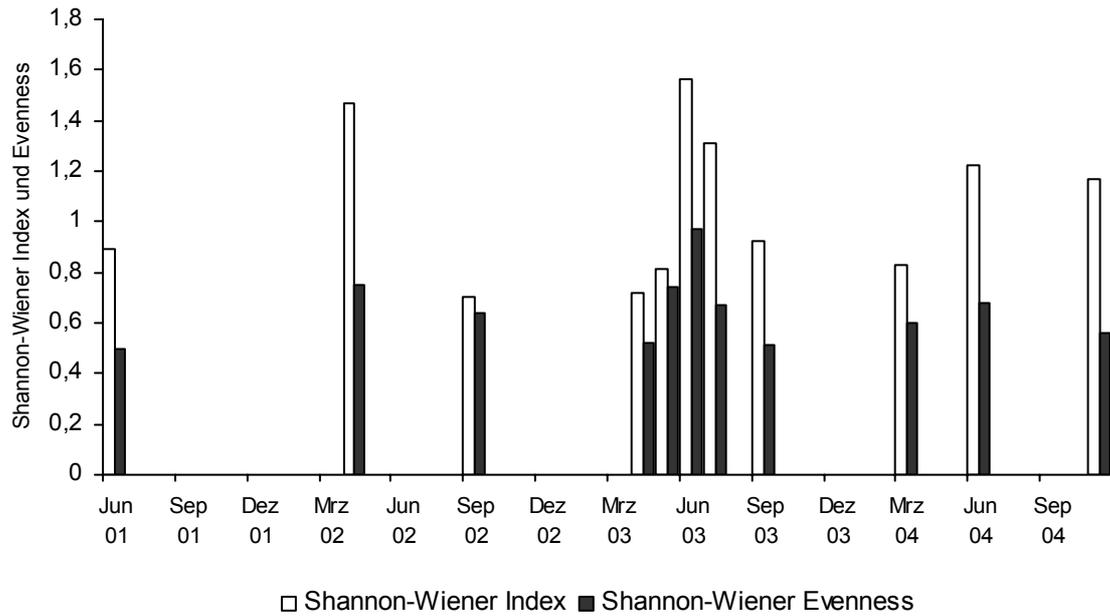


Abb. 3.16: Shannon-Wiener Index und Evenness an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2004

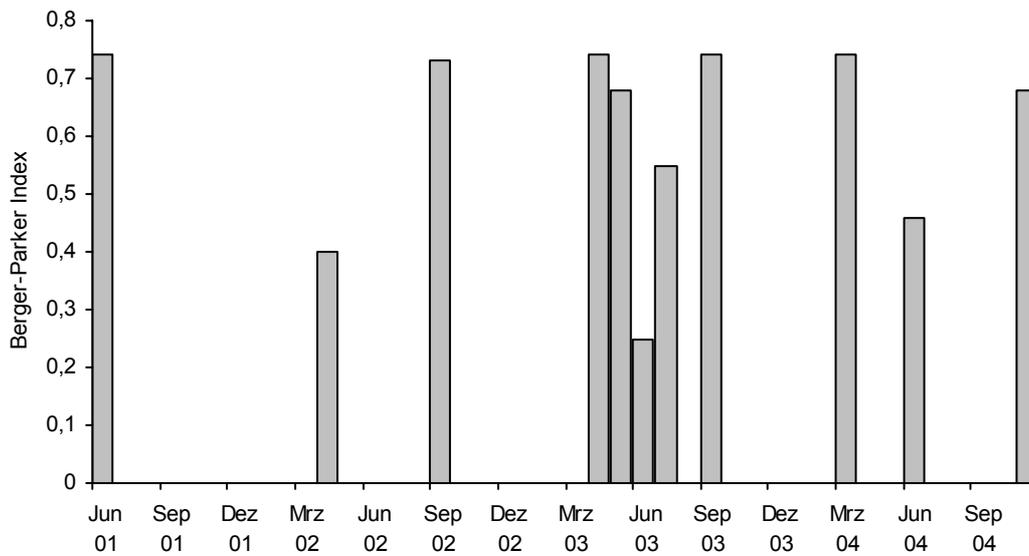


Abb. 3.17: Berger Parker Index an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 2001-2004

3.3.1.3 Rhein Mannheim

In Mannheim wurden im Zeitraum von 2001 bis 2005 zwölf Beprobungen durchgeführt. Dabei wurden insgesamt 245 Aale untersucht. Auf und in den Aalen konnten dabei 16 Parasitenarten festgestellt werden (Tabelle 3.15). Die Aale stammten alle aus einem Altrheinarm im Stadtgebiet von Mannheim, der mit dem Hauptstrom verbunden ist (Abschnitt 2.5.4, Abb.2.4.). Die Anzahl der untersuchten Aale pro Probennahme lag zwischen 17 und 27 Tieren (Tabelle 3.15). Die Masse der Aale lag um die 255 g. Nur die Aale vom 10. Juli 2002, 28. August und 25. Oktober 2002 sowie 30. April 2004 unterschieden sich signifikant von den anderen Aalen. Dabei waren die drei Proben von 2002 mit über 300 g schwerer und die Probe vom April 2004 mit 140 g leichter. Auch die Länge der Aale vom 10. Juli 2002, 25. Oktober 2002 und 30. April 2004 unterschieden sich signifikant (H-Test, Kruskal Wallis, U-Test, Mann Whitney). Der Konditionsfaktor lag zwischen 0,16 und 0,17. Lediglich die im Juli 2002 und April 2004 gefangenen Aale hatten mit 0,15 bzw. 0,14 einen signifikant unterschiedlichen Konditionsfaktor. Der hepatosomatische Index lag zwischen 1,30 und 1,60. Hier unterschieden sich mit 1,66 nur die Aale vom April 2004 signifikant von allen anderen.

3.3.1.3.1 Metapopulation

Die Bafallparameter der Aalparasiten sowie die Aaldaten sind in der Tabelle 3.15 zusammenfassend dargestellt. Teil a) umfasst die Jahre 2001-2002 und Teil b) die Jahre 2003 bis 2005.

Tabelle 3.15: Aaldaten (Anzahl (n), Länge, Masse, Konditionsfaktor und hepatosomatischer Index ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD, mittlere Abundanz MA \pm SD, Aggregations-Index AI sowie relative Abundanz der einzelnen Parasitenarten bezogen auf alle Individuen aller Parasitenarten in der jeweiligen Aalpopulation p_i) an der Probestelle Mannheim. SD = Standardabweichung

a) 2001-2002	Stelle	Mannheim Rhein Berufsfischer						
	Datum	13.06.2001	29.04.2002	05.06.2002	10.07.2002	28.08.2002	02.10.2002	25.10.2002
Anzahl untersuchter Aale	n	20	19	17	20	20	20	20
Länge [cm]	$\bar{X} \pm SD$	53,1 (4,5)	51,8 (6,0)	50,5 (8,7)	60,5 (6,5)	56,2 (5,4)	55,7 (7,7)	58,2 (3,7)
Masse [g]	$\bar{X} \pm SD$	244,0 (52,0)	225,3 (87,2)	213,8 (117,9)	380,8 (148,1)	313,0 (108,9)	289,8 (127,0)	310,0 (64,7)
k-faktor	$\bar{X} \pm SD$	0,16 (0,02)	0,16 (0,01)	0,15 (0,02)	0,16 (0,02)	0,17 (0,02)	0,16 (0,02)	0,16 (0,01)
Hepatosomatischer Index	$\bar{X} \pm SD$	nb	1,52 (0,30)	1,34 (0,18)	1,34 (0,30)	1,60 (0,38)	1,45 (0,34)	1,35 (0,19)
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	P [%]	40,0	84,2	94,1	90,0	90,0	95,0	95,0
<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	P [%]	10,0	42,1	64,7	40,0	25,0	50,0	20,0
<i>Trypanosoma granulosum</i>	P [%]	5,0	26,3	88,2	75,0	80,0	95,0	90,0
<i>Myxobolus kotlani</i>	P [%]	10,0	-	-	-	5,0	5,0	10,0
<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	P [%]	-	-	17,6	-	-	-	-

a) Fortsetzung 2001-2002	Stelle	Mannheim Rhein Berufsfischer						
	Datum	13.06.2001	29.04.2002	05.06.2002	10.07.2002	28.08.2002	02.10.2002	25.10.2002
<i>Acanthocephalus anguillae</i>	P [%]	-	10,5	-	5,0	30,0	5,0	10,0
	MI±SD	-	1,5 (0,7)	-	2,0 (*)	5,3 (7,3)	1,0 (*)	1,0 (0,0)
	MA±SD	-	0,2 (0,5)	-	0,1 (0,4)	1,6 (4,5)	0,1 (0,2)	0,1 (0,3)
	AI	-	1,59	-	2,00	12,72	1,00	0,95
	p _i [%]	-	6,1	-	3,7	39,0	2,0	5,0
<i>Acanthocephalus lucii</i>	P [%]	-	31,6	11,8	-	10,0	15,0	15,0
	MI±SD	-	3,0 (1,9)	1,0 (0,0)	-	1,5 (0,7)	2,0 (1,7)	1,0 (0,0)
	MA±SD	-	0,9 (1,7)	0,1 (0,3)	-	0,2 (0,5)	0,3 (0,9)	0,2 (0,4)
	AI	-	3,22	0,94	-	1,60	2,84	0,89
	p _i [%]	-	36,7	10,5	-	3,7	12,2	7,5
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	P [%]	5,0	5,3	-	-	-	-	-
	MI±SD	1,0 (*)	1,0 (*)	-	-	-	-	-
	MA±SD	0,1 (0,2)	0,1 (0,2)	-	-	-	-	-
	AI	1,00	1,00	-	-	-	-	-
	p _i [%]	5,3	2,0	-	-	-	-	-
<i>Camallanus lacustris</i>	P [%]	-	-	-	15,0	-	5,0	-
	MI±SD	-	-	-	1,3 (0,6)	-	1,0 (*)	-
	MA±SD	-	-	-	0,2 (0,5)	-	0,1 (0,2)	-
	AI	-	-	-	1,40	-	1,00	-
	p _i [%]	-	-	-	7,4	-	2,0	-
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	P [%]	20,0	52,6	29,4	45,0	35,0	10,0	10,0
	MI±SD	3,0 (2,3)	2,2 (1,5)	1,8 (1,1)	3,2 (3,3)	3,3 (2,4)	1,5 (0,7)	2,0 (1,4)
	MA±SD	0,6 (1,5)	1,2 (1,6)	0,5 (1,0)	1,5 (2,7)	1,2 (2,1)	0,2 (0,5)	0,2 (0,7)
	AI	3,93	2,14	1,92	4,97	3,78	1,60	2,42
	p _i [%]	63,2	44,9	47,4	53,7	28,0	6,1	10,0
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	P [%]	-	-	-	5,0	-	-	-
	MI±SD	-	-	-	5,0 (*)	-	-	-
	MA±SD	-	-	-	0,3 (0,1)	-	-	-
	AI	-	-	-	5,00	-	-	-
	p _i [%]	-	-	-	9,3	-	-	-
<i>Raphidascaris acus</i>	P [%]	15,0	-	-	-	-	-	-
	MI±SD	2,0 (1,0)	-	-	-	-	-	-
	MA±SD	0,3 (0,8)	-	-	-	-	-	-
	AI	2,14	-	-	-	-	-	-
	p _i [%]	31,6	-	-	-	-	-	-
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	P [%]	-	10,5	17,6	5,0	20,0	35,0	35,0
	MI±SD	-	2,5 (0,7)	2,3 (0,6)	2,0 (*)	2,0 (0,8)	2,3 (1,4)	1,7 (1,1)
	MA±SD	-	0,3 (0,8)	0,4 (0,9)	0,1 (0,4)	0,4 (0,9)	0,8 (1,4)	0,6 (1,0)
	AI	-	2,47	2,14	2,00	1,95	2,32	1,82
	p _i [%]	-	10,2	36,8	3,7	9,8	32,7	30,0
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	P [%]	-	-	5,9	25,0	20,0	40,0	40,0
	MI±SD	-	-	1,0 (*)	2,4 (1,9)	4,0 (4,8)	2,8 (0,9)	2,4 (1,4)
	MA±SD	-	-	0,1 (0,2)	0,6 (1,4)	0,8 (2,5)	1,1 (1,5)	1,0 (1,5)
	AI	-	-	1,00	3,20	7,84	2,00	2,27
	p _i [%]	-	-	5,3	22,2	19,5	44,9	47,5

b) 2003-2005	Stelle	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer
	Datum	03.07.2003	15.08.2003	30.04.2004	07.07.2004	03.06.2005
Anzahl untersuchter Aale	n	27	20	21	20	21
Länge [cm]	$\bar{X} \pm SD$	53,8 (5,5)	52,0 (5,2)	46,7 (3,6)	55,3 (4,8)	55,9 (6,2)
Masse [g]	$\bar{X} \pm SD$	260,5 (77,2)	226,9 (66,3)	139,8 (33,7)	272,1 (81,2)	301,3 (115,8)
k-faktor	$\bar{X} \pm SD$	0,16 (0,02)	0,16 (0,02)	0,14 (0,02)	0,16 (0,01)	0,17 (0,02)
Hepatosomatischer Index	$\bar{X} \pm SD$	1,51 (0,31)	1,30 (0,25)	1,66 (0,28)	1,41 (0,32)	1,42 (0,24)
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	P [%]	74,1	100,0	80,0	100,0	95,0
<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	P [%]	33,3	40,0	35,0	55,0	65,0
<i>Trypanosoma granulosum</i>	P [%]	100,0	100,0	60,0	95,0	100,0
<i>Myxobolus kotlani</i>	P [%]	14,8	60,0	4,8	20,0	23,8
<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	P [%]	3,7	5,0	-	-	4,8
<i>Acanthocephalus anguillae</i>	P [%]	22,2	-	4,8	-	9,5
	MI±SD	1,2 (0,4)	-	1,0 (*)	-	2,0 (1,4)
	MA±SD	0,3 (0,5)	-	0,05 (0,2)	-	0,19 (0,7)
	AI	1,07	-	1,00	-	2,43
	p _i [%]	10,0	-	4,3	-	7,5
<i>Acanthocephalus lucii</i>	P [%]	3,7	-	-	5,0	23,8
	MI±SD	1,0 (*)	-	-	2,0 (*)	4,6 (3,6)
	MA±SD	0,04 (0,2)	-	-	0,1 (0,4)	1,1 (2,6)
	AI	1,00	-	-	2,00	6,02
	p _i [%]	1,4	-	-	3,0	43,4
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>	P [%]	-	-	-	5,0	-
	MI±SD	-	-	-	2,0 (*)	-
	MA±SD	-	-	-	0,1 (0,4)	-
	AI	-	-	-	2,00	-
	p _i [%]	-	-	-	3,0	-
<i>Camallanus lacustris</i>	P [%]	-	-	-	10,0	-
	MI±SD	-	-	-	2,5 (2,1)	-
	MA±SD	-	-	-	0,3 (0,9)	-
	AI	-	-	-	3,32	-
	p _i [%]	-	-	-	7,6	-
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	P [%]	7,4	-	-	5,0	28,6
	MI±SD	1,0 (0,0)	-	-	1,0 (*)	1,8 (1,0)
	MA±SD	0,1 (0,3)	-	-	0,1 (0,2)	0,5 (1,0)
	AI	0,96	-	-	1,00	1,84
	p _i [%]	2,9	-	-	1,5	20,8
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	P [%]	15,4	15,0	-	19,2	-
	MI±SD	4,5 (6,4)	1,7 (0,6)	-	4,4 (6,0)	-
	MA±SD	0,8 (2,9)	0,3 (0,7)	-	1,1 (3,4)	-
	AI	9,74	1,39	-	10,33	-
	p _i [%]	25,7	15,2	-	33,3	-
<i>Raphidascaaris acus</i>	P [%]	33,3	10,0	14,3	25,0	19,0
	MI±SD	1,7 (1,7)	2,5 (2,1)	4,0 (4,4)	3,0 (2,3)	1,8 (1,0)
	MA±SD	0,6 (1,2)	0,3 (0,9)	0,6 (2,0)	0,8 (1,7)	0,3 (0,8)
	AI	2,68	3,32	6,93	3,91	1,90
	p _i [%]	21,4	15,2	52,2	22,7	13,2
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	P [%]	29,6	20,0	9,5	40,0	14,3
	MI±SD	1,8 (0,9)	1,3 (0,5)	1,5 (0,7)	1,6 (0,7)	1,3 (0,6)
	MA±SD	0,5 (0,9)	0,3 (0,6)	0,1 (0,5)	0,7 (0,9)	0,6 (0,2)
	AI	1,69	1,21	1,60	1,34	1,38
	p _i [%]	20,0	15,2	13,0	19,7	7,5

b) Fortsetzung 2003-2005	Stelle	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer
	Datum	03.07.2003	15.08.2003	30.04.2004	07.07.2004	03.06.2005
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	P [%]	14,8	40,0	23,8	25,0	14,3
	MI±SD	3,3 (3,2)	2,3 (1,3)	1,4 (0,9)	1,2 (0,4)	1,3 (0,6)
	MA±SD	0,5 (1,6)	0,9 (1,4)	0,3 (0,7)	0,3 (0,6)	0,2 (0,5)
	AI	5,33	2,09	1,60	1,09	1,38
	p _i [%]	18,6	54,5	30,4	9,1	7,5

(*) nur ein Aal infiziert

Kiemwürmer der Gattung *Pseudodactylogyrus* kamen im gesamten Untersuchungszeitraum vor. Dabei lagen bis auf Juni 2001 (40%) die Prävalenzen über 70% und erreichten zum Teil 100%. Auch der Myxozoe *Myxidium giardi* wurde bei den zwölf Untersuchungen mit einer Befallsrate von 10 bis 65% gefunden. Sehr verbreitet an der Probestelle Mannheim war der Blutflagellat *Trypanosoma granulosum*. Bei einzelnen Probenahmen waren alle Aale mit diesem aalspezifischen Protozoen infiziert. Nur im Juni 2001 und März 2002 waren lediglich 5 bzw. 26% der Aale infiziert. Deutliche jahreszeitliche Schwankungen sind bei den drei Parasiten nicht sichtbar (Abb. 3.18).

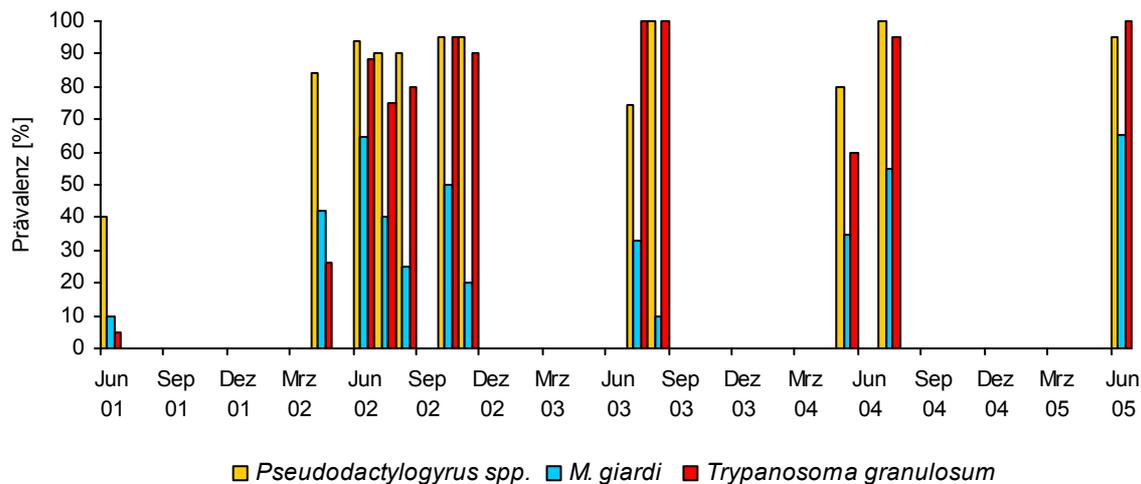


Abb. 3.18: Prävalenz von *Pseudodactylogyrus* spp., *Myxidium giardi* und *Trypanosoma granulosum* an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

Die Säume der Bauchflossen zeigten bei mehreren Beprobungen einen Befall mit *Myxobolus kotlani*. Die Prävalenz lag hier zwischen 5-25% mit einer Ausnahme im August 2003 als Zysten bei 60% der Aale beobachtet wurden. Bei vier Untersuchungen wurden Zysten von *Myxidium giardi* im Darm entdeckt. Die Befallsrate lag hier zwischen 4 und 18% (Tabelle 3.15).

Im Darm der Aale aus dem mannheimer Altrhein fanden sich insgesamt neun Wurmarten. Vier Acanthocephalen (*Acanthocephalus anguillae*, *Acanthocephalus lucii*, *Pomphorhynchus laevis* und *Paratenuisentis ambiguus*), vier Nematoden (*Camallanus lacustris*, *Paraquimperia tenerrima*, *Pseudocapillaria tomentosa* und *Raphidascaris acus*) sowie die beiden aalspezifischen Cestoden (*Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus*).

A. anguillae und *A. lucii* kamen bis auf 2001 in allen Untersuchungsjahren vor. Mit *A. anguillae* waren 5 bis 30 % der Aale befallen. In den infizierten Fischen waren dabei 1 bis 5 Würmer im Darm vorhanden. Für *A. lucii* lag die Befallsrate bei 4-32% und die mittlere Intensität ebenfalls bei 1 bis 5 Individuen. *Pomphorhynchus laevis* dagegen fand sich nur im Juni 2001 und April 2002, und dabei beherbergte jeweils nur ein Aal einen Kratzer (Abb. 3.19).

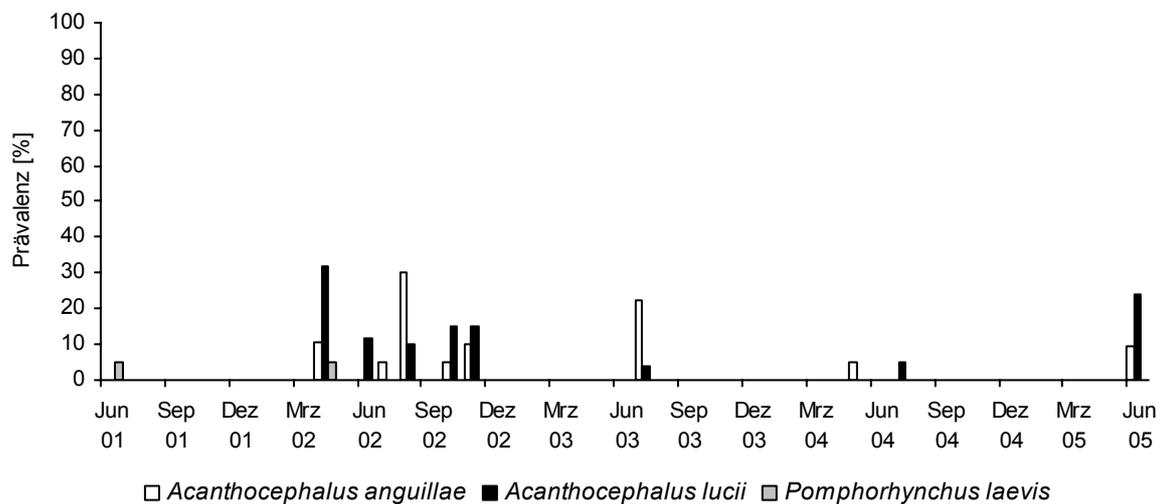


Abb. 3.19: Prävalenz von *Acanthocephalus anguillae*, *A. lucii* und *Pomphorhynchus laevis* an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

Von den vier vorkommenden Nematoden waren *R. acus* und *P. tenerrima* am häufigsten vertreten (Abb. 3.20). Der Aalspezialist *P. tenerrima* trat in allen Jahren der Untersuchung auf. Insbesondere im Jahr 2002 waren 10-50% der Aale mit durchschnittlich 2-3 Würmern befallen. In den anderen Jahren war die Befallsrate mit 5-30% geringer. Die mittlere Intensität betrug hier 1-3 Würmer.

R. acus fehlte 2002, war aber in den übrigen Jahren präsent. Der unspezifische Nematode erreichte dabei Befallsraten zwischen 10 und 33% mit einer mittleren Intensität von 2-4 Helminthen pro Darm (Abb. 3.20 und Tabelle 3.15).

Die zwei anderen Nematodenarten an der Stelle Mannheim, *C. lacustris* und *P. tomentosa*, traten seltener auf als die beiden erstgenannten Helminthen. So konnte *C. lacustris* nur bei drei Beprobungen gefunden werden. Dabei waren nur 1 bis 3 Aale befallen, die 1-3 Würmer hatten. *P. tomentosa* trat vermehrt in den letzten 3 Jahren auf, wo er Prävalenzen von 15-20% und eine mittlere Intensität von bis zu 4,5 Würmern erreichte (Tabelle 3.15).

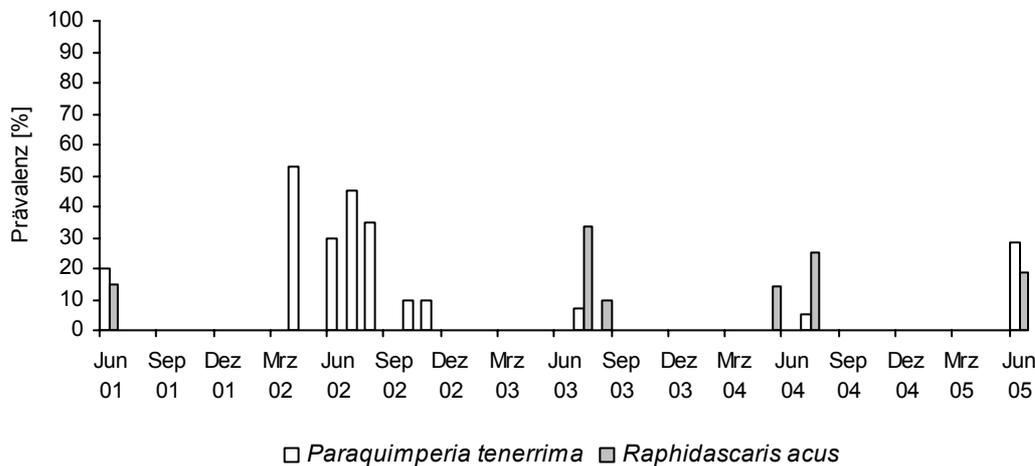


Abb. 3.20: Prävalenz von *Paraquimperia tenerrima* und *Raphidascaaris acus* an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

Die zwei Bandwürmer *B. claviceps* und *P. macrocephalus* kamen seit 2002 regelmäßig bei den Untersuchungen vor. Im Jahr 2002 ist dabei eine Tendenz zu einer höheren Befallsrate zum Herbst hin zu beobachten. In diesem Zeitraum wurden Prävalenzen für *B. claviceps* von 35% und für *P. macrocephalus* von 40 % erreicht. Die mittleren Intensitäten lagen dabei für *B. cephalus* um die 2 Würmer pro Darm und für *P. macrocephalus* zwischen 1 und 4 (Abb. 3.21, Tabelle 3.15).

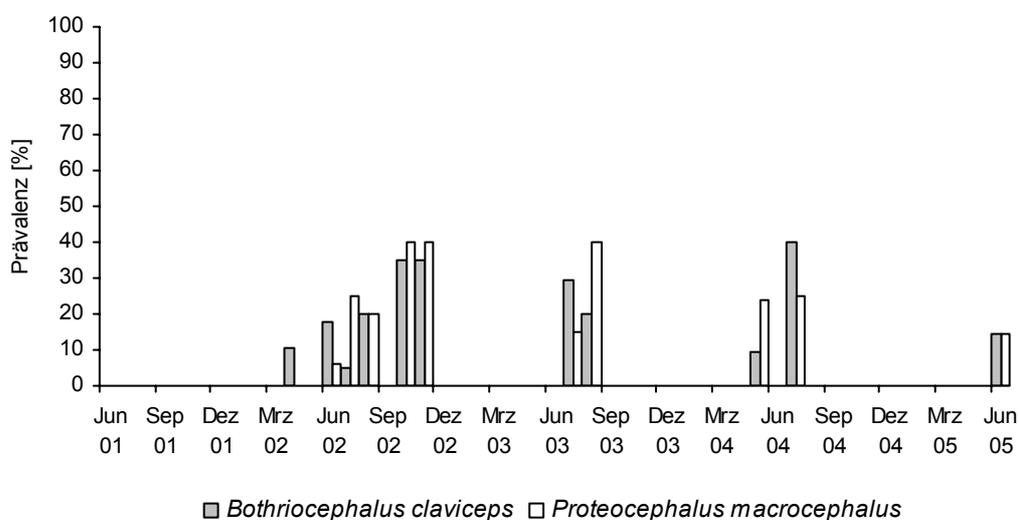


Abb. 3.21: Prävalenz von *Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus* an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

3.3.1.3.2 Infragemeinschaft

In Tabelle 3.16 a) und b) können die Kenndaten der Infragemeinschaft für den mannheimer Altrhein eingesehen werden. Im Untersuchungszeitraum wurden im Mittel zwischen 0,95 und 4,10 Würmer in den Aalen gefunden. Die Probenahmen unterscheiden sich dabei nicht signifikant (H-Test, Kruskal Wallis, $p > 0,05$) bis auf Juni 2001 wo mit 0,95 am wenigsten Parasiten vorhanden waren.

Tabelle 3.16: Diversität der intestinalen Infragemeinschaften an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

a) 2001-2002 Stelle	Mannheim Rhein Berufsfischer						
Datum	13.06.2001	29.04.2002	05.06.2002	10.07.2002	28.08.2002	02.10.2002	25.10.2002
Summe aller Parasiten	19	49	19	54	82	49	40
Anzahl der Parasiten — $\bar{X} \pm SD$	0,95 (1,61)	2,58 (2,34)	1,12 (1,58)	2,70 (2,98)	4,10 (4,81)	2,45 (2,09)	2,00 (2,27)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,40 (0,50)	1,11 (0,66)	0,65 (0,79)	1,00 (0,73)	1,15 (0,75)	1,10 (0,91)	1,10 (1,12)
Maximum	1	3	2	2	2	3	3
Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	1,0 (0,0)	1,24 (0,56)	1,38 (0,52)	1,33 (0,49)	1,44 (0,51)	1,57 (0,65)	1,83 (0,83)
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,00 (0,00)	0,08 (0,20)	0,07 (0,15)	0,10 (0,18)	0,15 (0,21)	0,15 (0,21)	0,17 (0,24)
Maximum	0,00	0,79	0,46	0,50	0,53	0,60	0,68
Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,00 (0,00)	0,09 (0,21)	0,15 (0,20)	0,13 (0,20)	0,18 (0,22)	0,21 (0,23)	0,28 (0,26)

a) 2003-2005 Stelle	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer
Datum	03.07.2003	15.08.2003	30.04.2004	07.07.2004	03.06.2005
Summe aller Parasiten	70	33	23	66	53
Anzahl der Parasiten — $\bar{X} \pm SD$	2,59 (3,64)	1,65 (1,73)	1,10 (2,07)	3,30 (4,24)	2,52 (3,43)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	1,29 (1,10)	0,85 (0,75)	0,52 (0,60)	1,40 (1,31)	1,10 (1,00)
Maximum	4	2	2	4	3
Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	1,70 (0,92)	1,31 (0,48)	1,10 (0,32)	2,00 (1,11)	1,64 (0,74)
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,16 (0,25)	0,07 (0,14)	0,02 (0,08)	0,23 (0,33)	0,14 (0,22)
Maximum	0,87	0,37	0,35	0,87	0,75
Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,21 (0,28)	0,10 (0,16)	0,04 (0,11)	0,33 (0,35)	0,21 (0,24)

Die mittlere Anzahl der Parasitenarten lag für die infizierten Aale zwischen 1 und 2 und, bezogen auf alle Aale, zwischen 0,4 und 1,4 (Abb. 3.22).

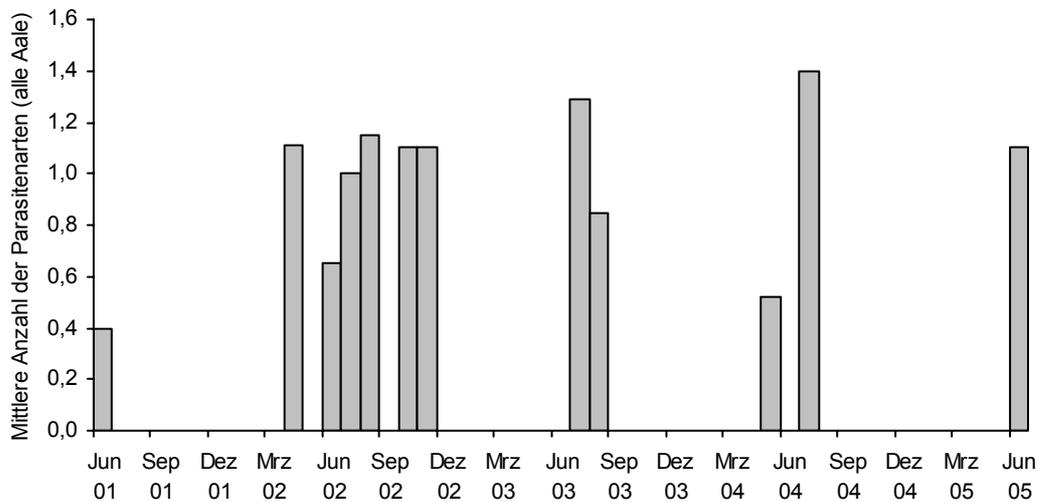


Abb. 3.22: Mittlere Anzahl der Parasitenarten an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

Die Diversität der Infragemeinschaft war in Mannheim im Jahr 2001 sehr gering. Nur 40% der Aale (Abb. 3.24) waren mit jeweils nur einer Parasitenart infiziert. Der Brillouin Index war dementsprechend im Jahr 2001 null.

Im Untersuchungszeitraum 2002 mit den meisten Probenahmen, lag der Brillouin Index zwischen 0,07 und 0,17 (alle Aale) und zwischen 0,09 und 0,28 (infizierte Aale) (Abb. 3.23). Eine sehr geringe Diversität aber gleichzeitig auch die höchste Diversität in der intestinalen Infragemeinschaft an der Probestelle Mannheim konnte im Jahr 2004 beobachtet werden (Abb. 3.23).

Sowohl die mittlere Anzahl der Parasiten-Arten als auch der Brillouin Index (alle Aale) unterschieden sich nicht signifikant ($p > 0,05$, Kruskal Wallis H-Test) im Untersuchungszeitraum, mit Ausnahme des Jahres 2001.

In Mannheim ist im Gegensatz zu Karlsruhe keine erhöhte Diversität der Infragemeinschaft im Sommer festzustellen (Abb. 3.22 und Abb. 3.23)

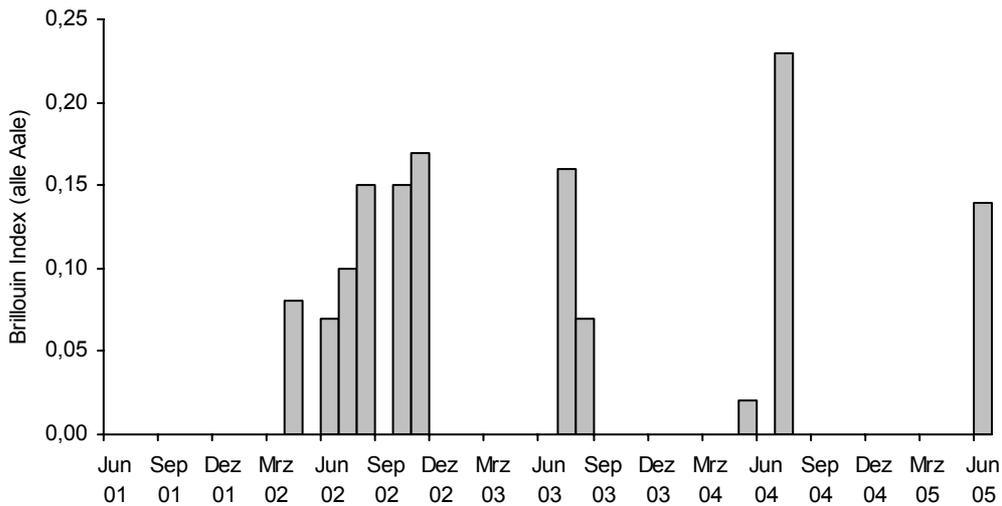


Abb. 3.23: Brillouin Index an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

Die Mehrzahl der Aale beherbergte eine Art (34-43%) oder keine (30-40%, 2001 ausgenommen). Aale die gleichzeitig mit zwei (12-24%) oder drei (4-10%) Arten infiziert waren, traten weniger häufig auf. Maximal vier Parasitenarten kamen gleichzeitig im Darm der Fische vor. Dies war im Juni 2003 und Juni 2004 bei 2% bzw. 5% der Aale der Fall. Diese Verteilung ist über die Jahre recht homogen geblieben (mit Ausnahme von 2001 als 60% der Aale uninfiziert waren (Abb. 3.24)).

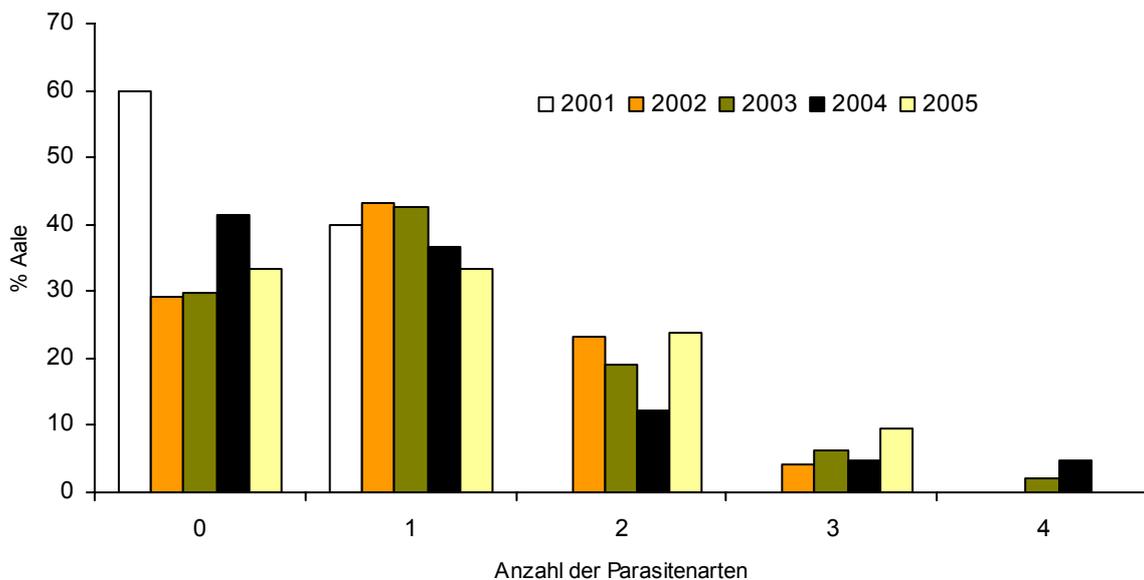


Abb. 3.24: Anteilige Verteilung der Aalpopulation (Mannheim, 2001-2005) auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2, 3 oder 4 Parasitenarten

Für zwei Sommerproben (2004 und 2005) wurde die Ansatzstelle der Parasiten im Aaldarm ausgemessen. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 3.25 a) und b) dargestellt.

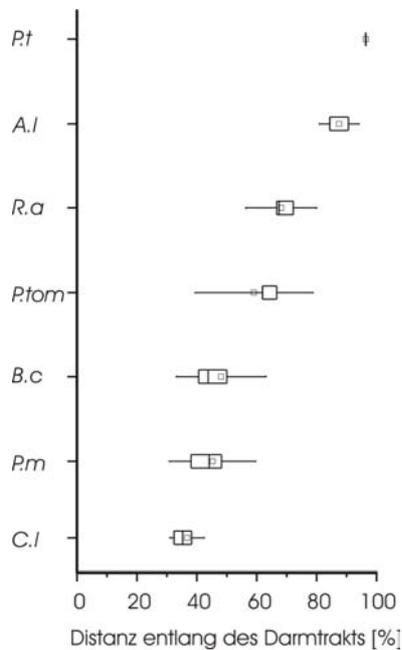


Abb. 3.25 a): Verteilung der Helminthen entlang des Darmtrakts (Mannheim, Sommer 2004)

C.l : *Camallanus lacustris*
P.m : *Proteocephalus macrocephalus*
B.c : *Bothriocephalus claviceps*
P.tom : *Pseudocapillaria tomentosa*
R.a : *Raphidascaris acus*
A.l : *Acanthocephalus lucii*
P.t : *Paraquimperia tenerrima*

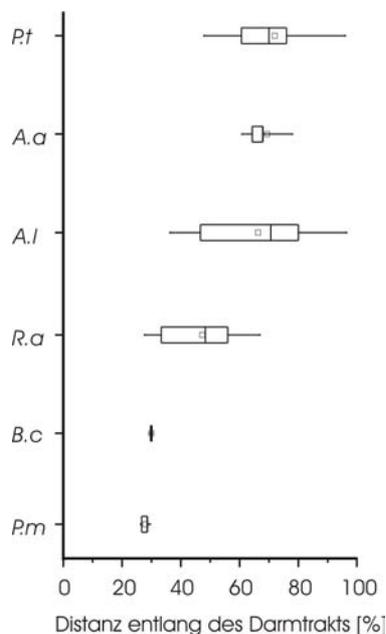


Abb. 3.25 b): Verteilung der Helminthen entlang des Darmtrakts (Mannheim, Sommer 2005)

P.m : *Proteocephalus macrocephalus*
B.c : *Bothriocephalus claviceps*
R.a : *Raphidascaris acus*
A.l : *Acanthocephalus lucii*
A.a : *Acanthocephalus anguillae*
P.t : *Paraquimperia tenerrima*

Die beiden Bandwurmart *B. calviceps* und *P. macrocephalus* sowie *C. lacustris* fanden sich vorne im Darm direkt im Anschluss an den Magen. *R. acus* war im Bereich von 50-65% (Mittelwert) lokalisiert. Dahinter finden sich hauptsächlich die beiden Kratzer *A. lucii* und *A. anguillae* und nahe dem After schließlich *P. tenerrima*. Die Bereiche in denen sich die Helminthen aufhalten überlappen sich zum Teil erheblich (Abb. 3.24 und 3.25).

3.3.1.3.3 Komponentengemeinschaft

Alle Parameter zur Komponentengemeinschaft an der Stelle Mannheim sind in Tabelle 3.17

a) und b) aufgelistet. Die Komponentengemeinschaft setzte sich je nach Untersuchungstermin aus 3-8 Arten zusammen.

Tabelle 3.17: Diversität der intestinalen Komponentengemeinschaft an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

a) 2001-2002 Stelle	Mannheim Rhein Berufsfischer						
Datum	13.06.2001	29.04.2002	05.06.2002	10.07.2002	28.08.2002	02.10.2002	25.10.2002
Anzahl der Arten	3	5	4	6	5	6	5
Shannon-Wiener Index	0,81	1,21	1,11	1,33	1,39	1,31	1,29
Shannon-Wiener Evenness	0,74	0,75	0,80	0,74	0,86	0,73	0,80
Simpson Index	1,99	2,85	2,67	2,82	3,57	3,05	3,00
Berger-Parker Index	0,63	0,45	0,47	0,54	0,39	0,45	0,48
Dominante Art	<i>P. tenerrima</i>	<i>P. tenerrima</i>	<i>P. tenerrima</i>	<i>P. tenerrima</i>	<i>A. anguillae</i>	<i>P. macrocephalus</i>	<i>P. macrocephalus</i>

b) 2003-2005 Stelle	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer	Mannheim Rhein Berufsfischer
Datum	03.07.2003	15.08.2003	30.04.2004	07.07.2004	03.06.2005
Anzahl der Arten	7	4	4	8	6
Shannon-Wiener Index	1,71	1,19	1,10	1,71	1,54
Shannon-Wiener Evenness	0,88	0,86	0,80	0,82	0,86
Simpson Index	5,06	2,73	2,61	4,59	3,76
Berger-Parker Index	0,26	0,55	0,52	0,33	0,43
Dominante Art	<i>P. tomentosa</i>	<i>P. macrocephalus</i>	<i>P. macrocephalus</i>	<i>P. tomentosa</i>	<i>A. lucii</i>

Ebenso wie bei der Infragemeinschaft so ist auch die Diversität der Komponentengemeinschaft im Jahr 2001 gering gewesen. Die drei vorhandenen Arten waren dabei jedoch gleichmäßig verteilt, da 74% der maximal möglichen Diversität erreicht wurden. Der Shannon-Wiener Index war in den letzten Jahren im Juni und Juli mit 1,71 bzw. 1,54 hoch und lag die übrige Zeit zwischen 1,1 und 1,4.

Trotz unterschiedlicher Artenanzahl in der Komponentengemeinschaft war die Gleichverteilung der Arten im gesamten Untersuchungszeitraum sehr hoch (Shannon-Wiener Evenness 0,73 bis 0,88) und konstant (Abb. 3.26). Keine Art war im gesamten Zeitraum übermäßig dominant (Abb. 3.27). Mit einem Anteil von 63% war *P. tenerrima* 2001 noch am dominantesten von allen vorhandenen Würmern (Tab. 3.17).

Insgesamt war die Dominanz der verschiedenen Arten über den gesamten Zeitraum recht konstant und lag um die 45 % (Abb. 3.27). Die dominante Art wechselte dabei mehrmals, wobei Vertreter aller drei im Darm vorkommenden Helminthengruppen (Acanthocephalen, Nematoden und Cestoden) vorkamen (Tabelle 3.17).

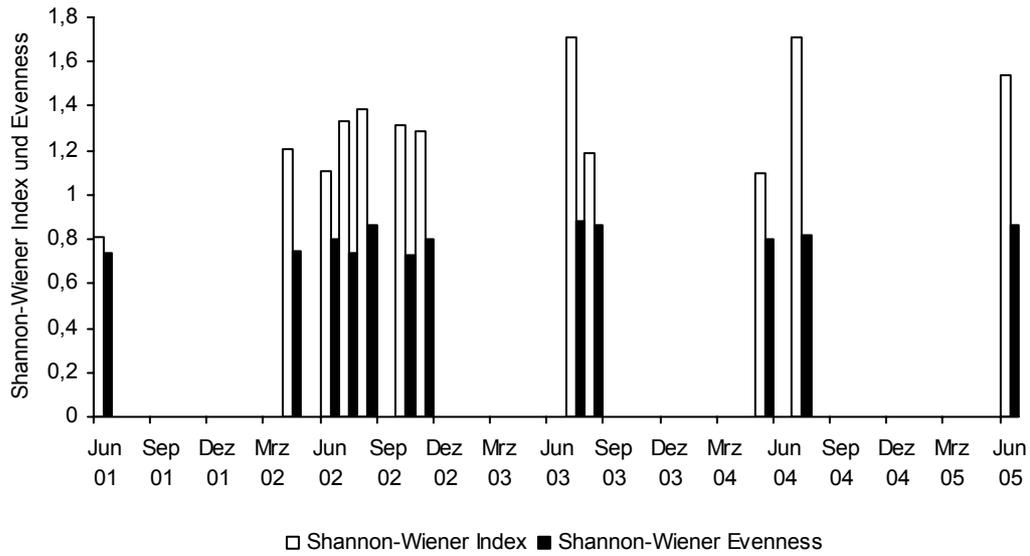


Abb. 3.26: Shannon-Wiener Index und Evenness an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

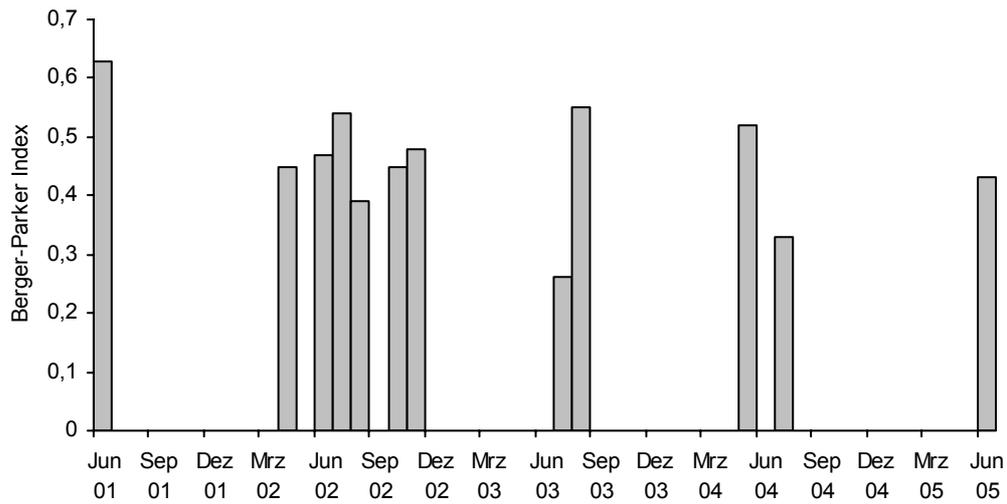


Abb. 3.27: Berger-Parker Index an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001-2005

3.3.1.4 Sauer Rosport

Im Zeitraum von 2001 bis 2003 wurden fünfmal Fische (insgesamt 96 Aale) aus der Sauer nahe der Ortschaft Rosport untersucht. Beim Vergleich der fünf Probennahmen fanden sich signifikante Unterschiede bei der Masse, Länge und dem Konditionsfaktor (U-Test, Mann Whitney). Die Aale vom 18.10.01, 18.07.02 und 20.10.03 waren mit einer mittleren Masse zwischen 317 und 460 g schwerer als die Aale vom 03.08.01 und 18.07.03. Gleiches gilt für die Länge und den Konditionsfaktor (Tabelle 3.18). Alle Aale unterschieden sich jedoch nicht signifikant bezüglich des mittleren hepatosomatischen Index (H-Test, Kruskal Wallis) welcher zwischen 1,20 und 1,27 lag.

3.3.1.4.1 Metapopulation

Auf und in in den Aalen aus der Sauer fanden sich insgesamt 16 parasitische Arten (Proto- und Metazoa). Die gefundenen Arten mit ihren jeweiligen Befallsparametern können in Tabelle 3. 18 eingesehen werden. Hier finden sich auch die Daten zu den untersuchten Aalen.

Tabelle 3.18: Aaldaten (Anzahl (n), Länge, Masse, Konditionsfaktor und hepatosomatischer Index ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD, mittlere Abundanz MA \pm SD, Aggregations-Index AI sowie relative Abundanz der einzelnen Parasitenarten bezogen auf alle Individuen aller Parasitenarten in der jeweiligen Aalpopulation p_i) an der Probestelle Rosport. SD = Standardabweichung

	Stelle Datum	Rosport Sauer 03.08.2001	Rosport Sauer 18.10.2001	Rosport Sauer 18.07.2002	Rosport Sauer 18.07.2003	Rosport Sauer 20.10.2003
Anzahl untersuchter Aale	n	24	21	21	20	8
Länge [cm]	$\bar{X} \pm SD$	51,6 (12,1)	56,7 (7,9)	59,5 (8,1)	49,5 (10,1)	62,2 (7,7)
Masse [g]	$\bar{X} \pm SD$	255,8 (178,7)	317,6 (141,4)	363,3 (158,3)	216,1 (180,3)	461,9 (189,6)
k-faktor	$\bar{X} \pm SD$	0,15 (0,04)	0,16 (0,02)	0,16 (0,02)	0,15 (0,04)	0,18 (0,03)
Hepatosomatischer Index	$\bar{X} \pm SD$	1,25 (0,25)	1,26 (0,22)	1,20 (0,19)	1,27 (0,36)	1,22 (0,13)
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	P [%]	79,2	90,5	81,0	65,0	87,5
<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	P [%]	25	38,1	42,9	60,0	37,5
<i>Trypanosoma granulorum</i>	P [%]	83,3	76,2	81,0	50,0	42,9
<i>Myxobolus kotlani</i>	P [%]	8,3	4,8	-	-	-
<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	P [%]	-	-	-	-	-
<i>Acanthocephalus anguillae</i>	P [%]	8,3	19,0	14,3	5,0	25,0
	MI \pm SD	1,5 (0,7)	2,5 (1,9)	1,0 (0,0)	1,0 (*)	3,0 (2,8)
	MA \pm SD	0,1 (0,4)	0,5 (1,2)	0,1 (0,4)	0,1 (0,2)	0,8 (1,8)
	AI	1,61	3,28	0,90	1,00	4,09
	p_i [%]	2,5	2,5	1,2	0,5	3,8
<i>Acanthocephalus lucii</i>	P [%]	-	4,8	-	-	12,5
	MI \pm SD	-	2 (*)	-	-	1,0 (*)
	MA \pm SD	-	0,1 (0,4)	-	-	0,1 (0,4)
	AI	-	2,00	-	-	1,00
	p_i [%]	-	0,5	-	-	0,6

Fortsetzung Tabelle 3.18	Stelle Datum	Rosport Sauer 03.08.2001	Rosport Sauer 18.10.2001	Rosport Sauer 18.07.2002	Rosport Sauer 18.07.2003	Rosport Sauer 20.10.2003
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>	P [%]	37,5	90,5	38,1	30,0	37,5
	MI±SD	3,3 (2,8)	19,2 (20,8)	20,5 (22,1)	15,2 (23,6)	46,3 (48,8)
	MA±SD	1,3 (2,3)	17,4 (20,5)	7,8 (16,6)	4,6 (14,1)	17,4 (35,4)
	AI	4,40	24,29	35,18	43,41	72,27
	p _i [%]	25,4	91,7	67,2	46,9	88,5
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	P [%]	16,7	14,3	9,5	20,0	12,5
	MI±SD	2,5 (1,3)	1,0 (0,0)	1,0 (0,0)	2,3 (1,9)	7,0 (*)
	MA±SD	0,4 (1,1)	0,1 (0,4)	0,1 (0,3)	0,5 (1,2)	0,9 (2,5)
	AI	2,70	0,90	0,95	3,15	7,00
	p _i [%]	8,5	0,8	0,8	4,6	4,5
<i>Camallanus lacustris</i>	P [%]	4,2	-	-	-	-
	MI±SD	1,0 (*)	-	-	-	-
	MA±SD	0,04 (0,2)	-	-	-	-
	AI	1,00	-	-	-	-
	p _i [%]	0,8	-	-	-	-
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	P [%]	41,7	9,5	61,9	65,0	25,0
	MI±SD	5,8 (6,0)	2,5 (0,7)	4,7 (4,0)	2,2 (1,4)	1,5 (0,7)
	MA±SD	2,4 (4,8)	0,2 (0,8)	2,9 (3,9)	1,4 (1,5)	0,4 (0,7)
	AI	9,42	2,48	5,22	1,68	1,47
	p _i [%]	49,2	1,3	25,0	14,4	1,9
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	P [%]	-	-	-	3,8	-
	MI±SD	-	-	-	1,0 (*)	-
	MA±SD	-	-	-	0,1 (0,2)	-
	AI	-	-	-	1,00	-
	p _i [%]	-	-	-	0,5	-
<i>Raphidascaris acus</i>	P [%]	8,3	-	-	25,0	-
	MI±SD	2,0 (0,0)	-	-	8,4 (9,3)	-
	MA±SD	0,2 (0,6)	-	-	2,1 (5,7)	-
	AI	1,90	-	-	15,28	-
	p _i [%]	3,4	-	-	21,6	-
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	P [%]	25,0	33,3	14,3	10,0	-
	MI±SD	2,0 (0,9)	1,9 (0,9)	2,7 (2,9)	4,0 (1,4)	-
	MA±SD	0,5 (1,0)	0,6 (1,0)	0,4 (1,3)	0,4 (1,3)	-
	AI	1,91	1,69	4,58	4,05	-
	p _i [%]	10,2	3,3	3,3	4,1	-
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	P [%]	-	-	14,3	15,0	12,5
	MI±SD	-	-	2,0 (1,0)	4,7 (2,3)	1,0 (*)
	MA±SD	-	-	0,3 (0,8)	0,7 (1,9)	0,1 (0,4)
	AI	-	-	2,15	4,97	1,00
	p _i [%]	-	-	2,5	7,2	0,6

(*) nur ein Aal infiziert

Die Kiemen waren stark mit monogenen Trematoden (*Pseudodactylogyrus* spp.) und *Myxidium giardi* befallen (65-91% bzw. 25-60%). Ebenso häufig waren Trypanosomen im Blut zu finden (43-83%) (Abb. 3.28). Im Jahr 2001 konnte zusätzlich *Myxobolus kotlani* auf dem Flossensaum vorgefunden werden (Tab. 3.18).

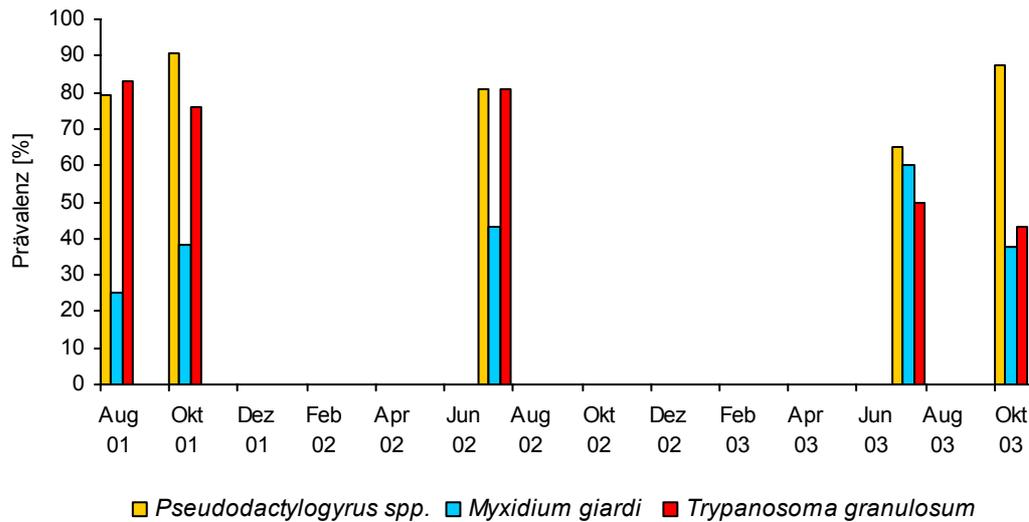


Abb. 3.28: Prävalenz von *Pseudodactylogyrus* spp., *Myxidium giardi* und *Trypanosoma granulosum* an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

Im Darm wurde mit zehn Arten die höchste Diversität an Helminthen festgestellt, darunter vier Kratzer, vier Rundwürmer und zwei Bandwürmer (Tab. 3.18).

Acanthocephalen kamen sehr regelmäßig in Rosport vor. *Acanthocephalus anguillae* wurde bei jeder Untersuchung gefunden. Dabei waren die Prävalenzen im Sommer mit 5-14% niedriger als im Herbst mit 19 bzw. 25%. Auch die mittlere Abundanz und Intensität waren im Herbst höher (Tab. 3.18). *A. lucii* kam sogar nur in den beiden Oktober-Proben mit einer Befallsrate von 5-12% vor (Abb. 3.29).

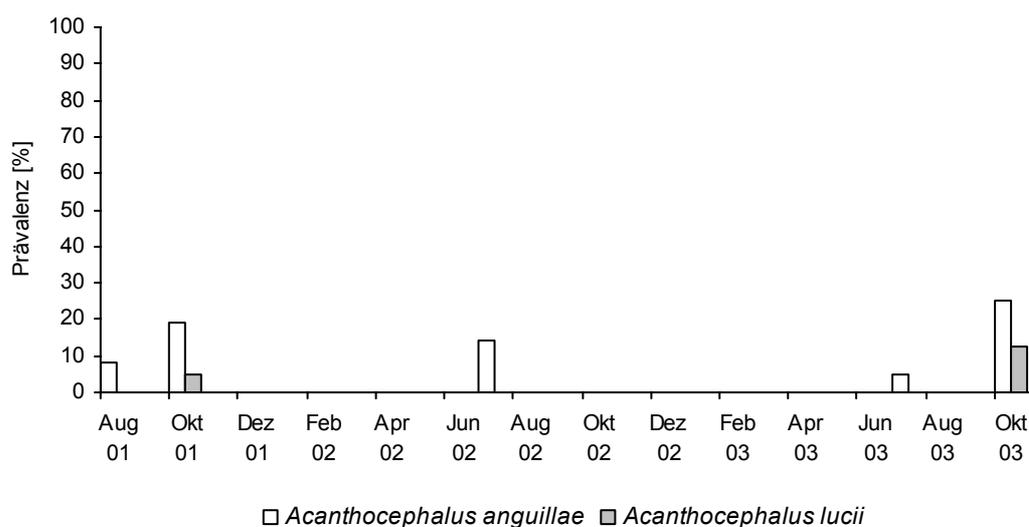


Abb. 3.29: Prävalenz von *Acanthocephalus anguillae* und *Acanthocephalus lucii* an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

Der unspezifische Kratzer *Pomphorhynchus laevis* war ebenfalls immer präsent und befiel dabei 10 - 20% der Aale. Sehr häufig, insbesondere im Oktober 2001 (Abb. 3.30), war der aalspezifische Parasit *Paratenuisentis ambiguus* in den Aalen vorhanden (30-90%), wobei die infizierten Fische im Mittel bis zu 46 Würmer dieser Art beherbergten (Tab. 3.18).

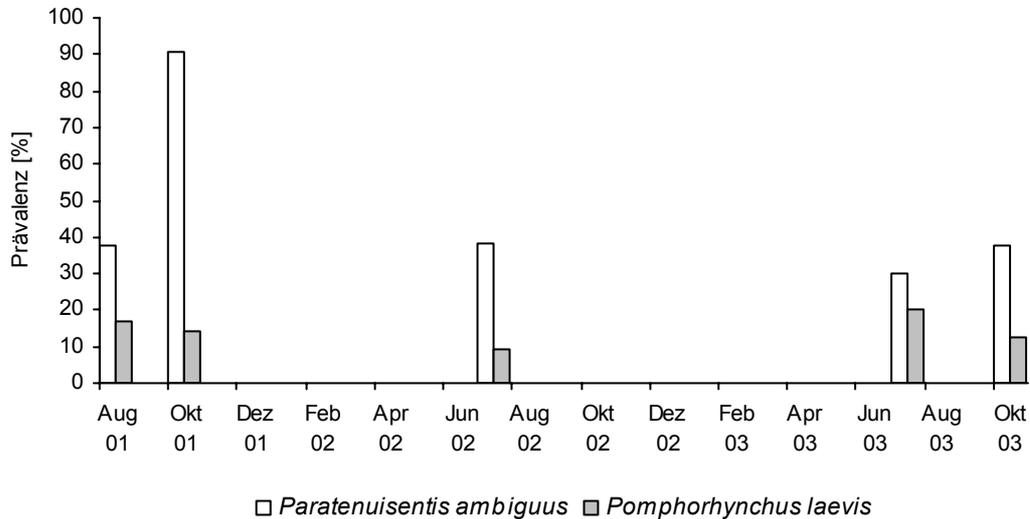


Abb. 3.30: Prävalenz von *Paratenuisentis ambiguus* und *Pomphorhynchus laevis* an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

Der häufigste Nematode in der Sauer war der Aalspezialist *Paraquimperia tenerrima*. Dabei war in den Sommermonaten 42 – 65% der Fische mit im Mittel 2,5-6 Würmern befallen. Im Herbst betrug die Befallsrate dagegen nur 10-25% und die mittlere Intensität 1,5-2,5 (Abb. 3.31).

Neben *P. tenerrima* waren noch *R. acus*, *C. lacustris* und *P. tomentosa* in den Aale aus der Sauer zu finden. Sowohl die Prävalenzen als auch die mittleren Abundanzen und Intensitäten waren für diese Arten jedoch gering. Auch tauchten sie im Untersuchungszeitraum weitaus seltener auf. Lediglich im Juli 2003 war ein Viertel der Aale mit im Mittel acht Würmern von *R. acus* infiziert (Abb. 3.31 und Tab. 3.18).

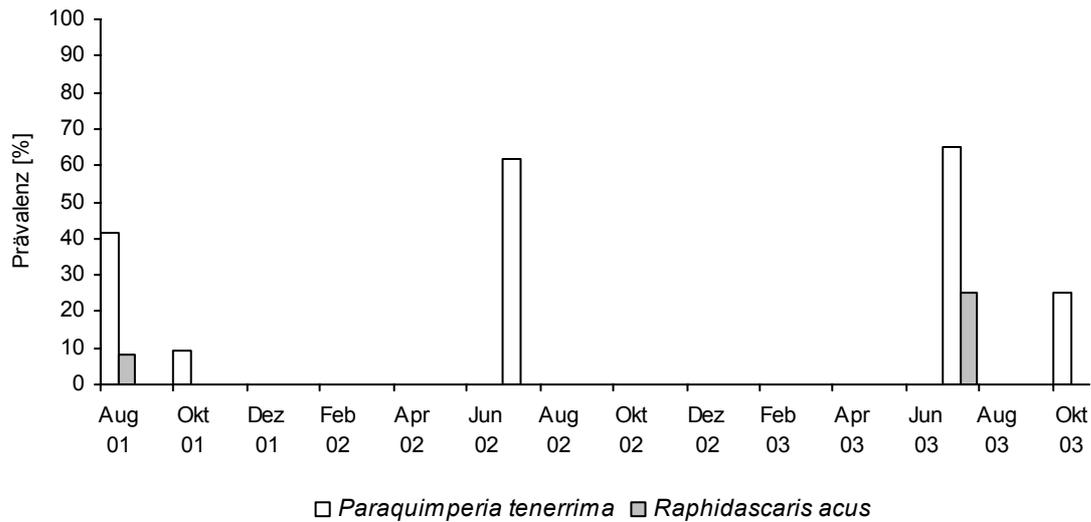


Abb. 3.31: Prävalenz von *Paraquimperia tenerrima* und *Raphidascaaris acus* an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

Wie an allen vorherigen Probestellen kamen auch in Rosport die beiden aalspezifischen Cestoden *B. claviceps* und *P. macrocephalus* vor. Die Befallsrate beider Arten ist in Abbildung 3.32 dargestellt. Die mittleren Abundanzen und Intensitäten sind in Tabelle 3.18 zu finden. Die Befallsrate mit *B. claviceps* ging im Untersuchungszeitraum zurück, wohingegen *P. macrocephalus* erst bei den letzten drei Beprobungen auftauchte.

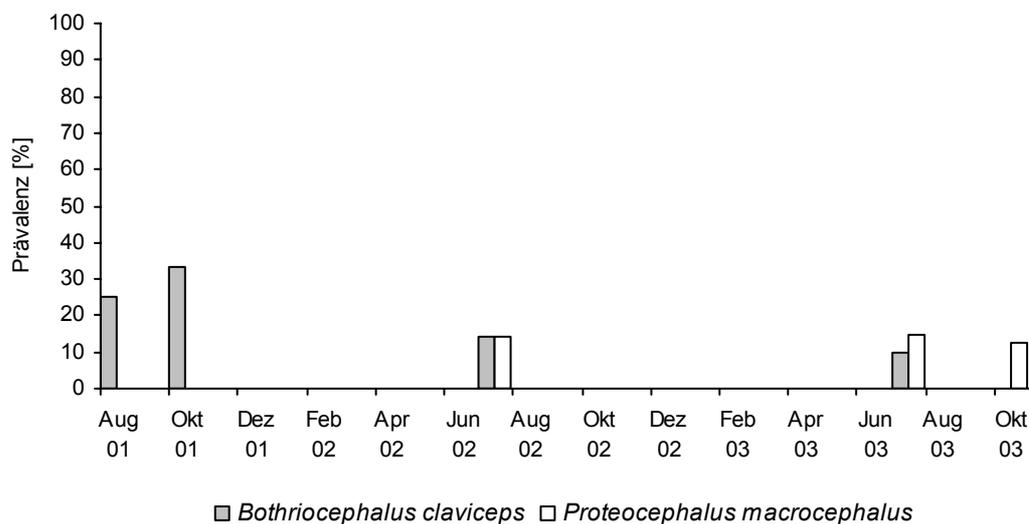


Abb. 3.32: Prävalenz von *Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus* an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

3.3.1.4.2 Infragemeinschaft

Die Parameter der intestinalen Infragemeinschaft waren in der Sauer in Rosport über den gesamten Untersuchungszeitraum recht konstant. Im August 2001 wurden die wenigsten Parasiten vorgefunden (Tab. 3.19). Im Zeitraum danach gab es aber keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl der Würmer.

Im gesamten Zeitraum gab es ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen der Anzahl der Parasiten-Arten und dem Brillouin Index ($p > 0,05$, H-Test von Kruskal Wallis). Mit 0,08 war der Brillouin Index im Oktober 2003 jedoch niedrig, was an der geringen Anzahl untersuchter Aale (8 Stück) lag (Abb. 3.33; Tab. 3.19).

Im Mittel fanden sich 1,25-1,75 Arten (bezogen auf alle Aale) und 1,8-2,1 (bezogen auf die infizierten Aale) (Abb. 3.34; Tab. 3.19).

Tabelle 3.19: Diversität der intestinalen Infragemeinschaften an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001 -2003

Stelle Datum	Rosport Sauer 03.08.2001	Rosport Sauer 18.10.2001	Rosport Sauer 18.07.2002	Rosport Sauer 18.07.2003	Rosport Sauer 20.10.2003
Summe aller Parasiten	118	398	244	194	157
Anzahl der Parasiten — $\bar{X} \pm SD$	4,92 (7,13)	18,95 (20,48)	11,62 (19,99)	9,70 (14,72)	19,63 (37,21)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	1,42 (1,44)	1,71 (0,72)	1,52 (1,12)	1,75 (1,12)	1,25 (1,29)
Maximum	4	3	4	4	4
Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	2,13 (1,26)	1,80 (0,62)	1,88 (0,93)	1,94 (1,00)	2,00 (1,22)
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,24 (0,35)	0,23 (0,21)	0,25 (0,28)	0,27 (0,34)	0,08 (0,12)
Maximum	1,05	0,60	0,82	1,05	0,26
Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,36 (0,38)	0,24 (0,20)	0,31 (0,29)	0,30 (0,34)	0,12 (0,13)

Die maximale Anzahl an Arten in der Infragemeinschaft lag jeweils bei vier Arten bis auf Oktober 2001, als nur drei Arten gleichzeitig vorkamen (Tab. 3.19).

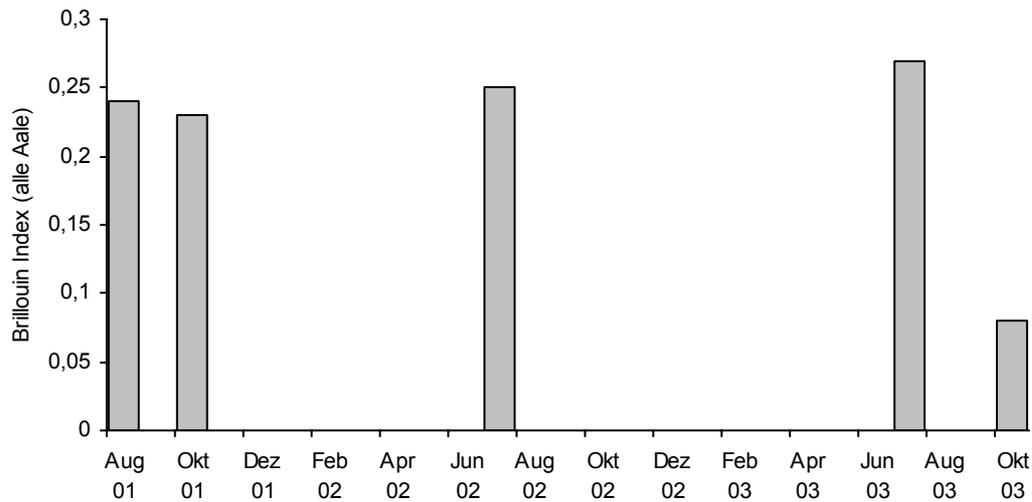


Abb. 3.33: Brillouin Index an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

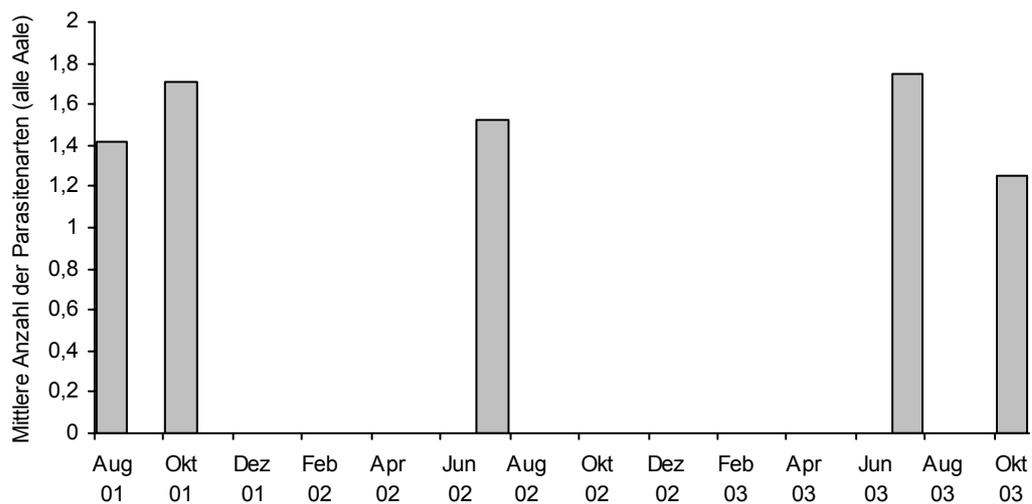


Abb. 3.34: Mittlere Anzahl der Parasitenarten an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

Der prozentuale Anteil an uninfizierten Aalen blieb in den drei Jahren in etwa gleich und lag um 20 %. Der Anteil der mit eins oder drei Arten infizierten Fische stieg von 2001-2003 an, wohingegen 2003 weniger Aale gleichzeitig mit zwei Arten infiziert waren (Abb. 3.35).

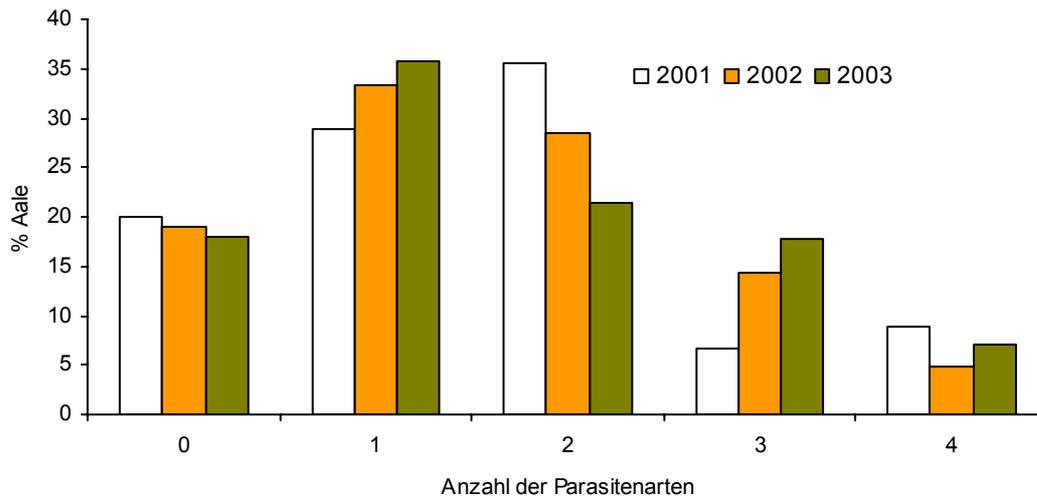


Abb. 3.35: Anteilige Verteilung der Aalpopulation (Rosport, 2001-2003) auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2, 3 oder 4 Parasitenarten

3.3.1.4.3 Komponentengemeinschaft

Die Komponentengemeinschaft in Rosport setzte sich aus 6-8 Arten zusammen. In den Sommermonaten war die Diversität deutlich höher als bei den Untersuchungen im Oktober (Abb. 3.36 und Tab. 3.20).

Tabelle 3.20: Diversität der intestinalen Komponentengemeinschaft an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

Stelle Datum	Rosport Sauer 03.08.2001	Rosport Sauer 18.10.2001	Rosport Sauer 18.07.2002	Rosport Sauer 18.07.2003	Rosport Sauer 20.10.2003
Anzahl der Arten	7	6	6	8	6
Shannon-Wiener Index	1,39	0,40	0,91	1,48	0,51
Shannon-Wiener Evenness	0,71	0,22	0,51	0,71	0,29
Simpson Index	3,07	1,19	1,94	3,37	1,27
Berger-Parker Index	0,49	0,92	0,67	0,47	0,89
Dominante Art	<i>P. tenerrima</i>	<i>P. ambiguus</i>	<i>P. ambiguus</i>	<i>P. ambiguus</i>	<i>P. ambiguus</i>

In der warmen Jahreszeit wurde auch eine höhere Gleichverteilung der Arten erreicht. Die Shannon-Wiener Evenness betrug 0,5-0,7 im Sommer, statt nur 0,2-0,3 im Oktober. Bis auf August 2001, als *P. tenerrima* 49% der Würmer ausmachte, wurde die Komponentengemeinschaft in der übrigen Zeit deutlich vom Acanthocephalen *P. ambiguus* dominiert. In den beiden Oktoberproben war die Dominanz dementsprechend mit 0,92 und 0,89 am höchsten. (siehe Tab. 3.20).

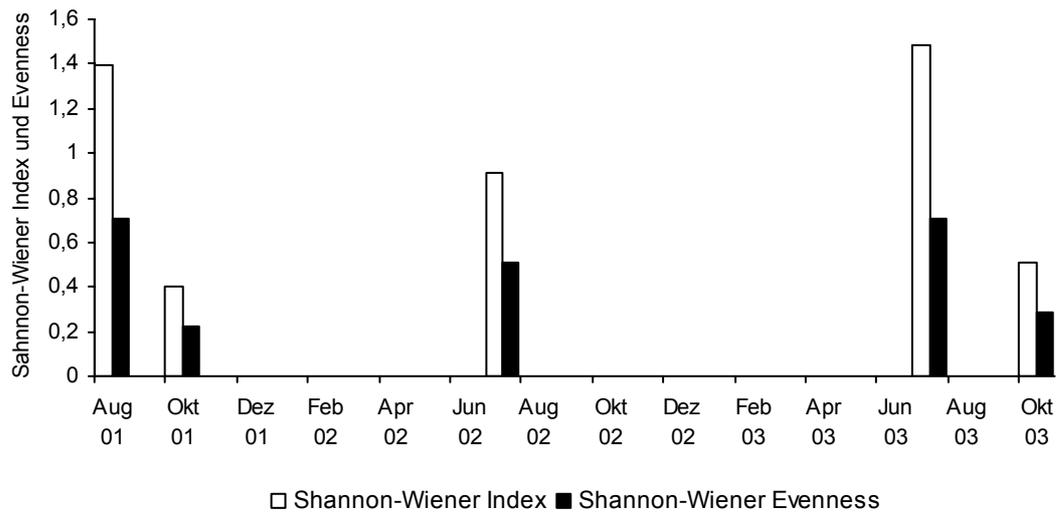


Abb. 3.36: Shannon Wiener Index und Evenness an der Probestelle Rosport im Zeitraum von 2001-2003

3.3.1.5 Weitere Probestellen

3.3.1.5.1 Metapopulation

An zwei weiteren Stellen im Rhein, drei Zuflüssen des Rheins, dem Ijsselmeer und dem Müggelsee in Berlin wurden zusammen 203 Aale untersucht. Die Daten zu den Fischen und zum Parasitenbefall sind in Tabelle (3.21) aufgelistet. Bis auf die Ruhr, aus der nur 12 Fische untersucht wurden, konnten an den übrigen Stellen zwischen 22 und 43 Aale untersucht werden.

Tabelle 3.21: Aaldaten (Anzahl (n), Länge, Masse, Konditionsfaktor und hepatosomatischer Index ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD, mittlere Abundanz MA \pm SD, Aggregations-Index AI sowie relative Abundanz der einzelnen Parasitenarten bezogen auf alle Individuen aller Parasitenarten in der jeweiligen Aalpopulation p_i) an verschiedenen Probestellen. SD = Standardabweichung

	Stelle Datum	Gemünden Main 09.07.2003	St. Goar Rhein 24.10.2003	Mühlheim Ruhr 01.12.2003	Hünxe Lippe 01.12.2003	Beneden Leeuwen Rhein 06.10.2003	Makkum Ijsselmeer 02.10.2003	Berlin Müggelsee 03.09.2003
Anzahl untersuchter Aale	n	22	29	12	31	43	30	36
Länge [cm]	$\bar{X} \pm SD$	51,3 (9,1)	60,3 (5,7)	55,2 (10,2)	48,7 (6,7)	55,7 (4,3)	35,6 (4,3)	41,2 (5,4)
Masse [g]	$\bar{X} \pm SD$	215,3(113)	389,7 (86,5)	300,8(187)	218,4(107)	305,1(82,1)	68,9(32,9)	97,6(35,7)
k-faktor	$\bar{X} \pm SD$	0,15 (0,04)	0,18 (0,02)	0,16 (0,02)	0,18 (0,04)	0,17 (0,02)	0,14 (0,02)	0,13 (0,02)
Hepatosomatischer Index	$\bar{X} \pm SD$	1,49 (0,44)	1,34 (0,20)	1,53 (0,25)	1,53 (0,24)	1,36 (0,20)	1,85 (0,34)	1,52 (0,32)
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	P [%]	100,0	89,7	100,0	87,1	20,9	33,3	nb
<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	P [%]	52,9	75,9	33,3	51,6	55,8	66,7	nb
<i>Trypanosoma granulosum</i>	P [%]	76,5	27,6	66,7	3,2	18,6	50,0	16,7
<i>Myxobolus kotlani</i>	P [%]	64,7	62,1	33,3	48,4	27,9	26,7	16,7
<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	P [%]	4,5	-	8,3	-	-	-	-
Acanthocephale unbestimmt	P [%]	-	-	-	-	4,7	-	-
	MI \pm SD	-	-	-	-	2,5 (2,1)	-	-
	MA \pm SD	-	-	-	-	0,2 (0,7)	-	-
	AI	-	-	-	-	2,58	-	-
	p_i [%]	-	-	-	-	6,4	-	-
<i>Acanthocephalus anguillae</i>	P [%]	9,1	10,3	25,0	-	-	-	-
	MI \pm SD	4,0 (4,2)	1,3 (0,6)	1,0 (0,0)	-	-	-	-
	MA \pm SD	0,4 (1,5)	0,1 (0,4)	0,3 (0,5)	-	-	-	-
	AI	6,17	1,41	0,82	-	-	-	-
	p_i [%]	13,3	1,0	27,3	-	-	-	-
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>	P [%]	4,5	31,0	-	16,1	-	66,7	-
	MI \pm SD	2,0 (*)	33,9 (39,5)	-	11,6 (14,7)	-	36,0 (42,8)	-
	MA \pm SD	0,1 (0,4)	10,5 (26,5)	-	1,9 (6,9)	-	24,0 (38,7)	-
	AI	2,00	66,66	-	25,43	-	62,38	-
	p_i [%]	3,3	72,4	-	30,4	-	96,0	-
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	P [%]	-	34,5	-	71,0	34,9	-	-
	MI \pm SD	-	3,8 (3,8)	-	3,4 (3,4)	2,8 (3,2)	-	-
	MA \pm SD	-	1,3 (2,8)	-	2,4 (3,2)	1,0 (2,3)	-	-
	AI	-	2,8	-	3,2	2,3	-	-
	p_i [%]	-	9,0	-	38,7	53,8	-	-

Fortsetzung Tabelle 3.21	Stelle Datum	Gemünden Main 09.07.2003	St. Goar Rhein 24.10.2003	Mühlheim Ruhr 01.12.2003	Hünxe Lippe 01.12.2003	Beneden Leeuwen Rhein 06.10.2003	Makkum Ijsselmeer 02.10.2003	Berlin Müggelsee 03.09.2003
<i>Camallanus lacustris</i>	P [%]	-	-	-	-	-	-	7,7
	MI±SD	-	-	-	-	-	-	1,0 (0,0)
	MA±SD	-	-	-	-	-	-	0,1 (0,3)
	AI	-	-	-	-	-	-	0,70
	p _i [%]	-	-	-	-	-	-	3,7
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	P [%]	45,5	65,5	-	-	4,7	-	-
	MI±SD	2,9 (3,0)	3,4 (2,6)	-	-	1,0 (0,0)	-	-
	MA±SD	1,3 (2,5)	2,2 (2,6)	-	-	0,05 (0,2)	-	-
	AI	4,58	3,11	-	-	0,98	-	-
	p _i [%]	48,3	15,4	-	-	2,6	-	-
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	P [%]	26,9	3,4	-	-	-	-	-
	MI±SD	2,6 (1,7)	1,0 (*)	-	-	-	-	-
	MA±SD	0,8 (1,5)	0,03 (0,2)	-	-	-	-	-
	AI	2,87	1,00	-	-	-	-	-
	p _i [%]	30,0	0,2	-	-	-	-	-
<i>Raphidascaris acus</i>	P [%]	4,5	10,3	8,3	45,2	41,9	3,3	-
	MI±SD	3,0 (*)	1,3 (0,6)	1,0 (*)	3,8 (3,9)	1,6 (1,0)	2,0 (*)	-
	MA±SD	0,1 (0,6)	0,1 (0,4)	0,1 (0,3)	1,7 (3,2)	0,7 (1,0)	0,1 (0,4)	-
	AI	3,00	1,41	1,0	6,09	1,53	2,00	-
	p _i [%]	5,0	1,0	9,1	27,7	37,2	0,3	-
Trematode unbestimmt	P [%]	-	-	8,3	-	-	-	-
	MI±SD	-	-	1,0 (*)	-	-	-	-
	MA±SD	-	-	0,1 (0,3)	-	-	-	-
	AI	-	-	1,00	-	-	-	-
	p _i [%]	-	-	9,1	-	-	-	-
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	P [%]	-	-	16,7	-	-	10,0	25,0
	MI±SD	-	-	1,0 (0,0)	-	-	4,0 (5,2)	1,4 (1,0)
	MA±SD	-	-	0,2 (0,4)	-	-	0,4 (1,8)	0,4 (0,8)
	AI	-	-	0,91	-	-	3,35	1,76
	p _i [%]	-	-	18,2	-	-	1,6	24,1
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	P [%]	-	3,4	25,0	6,5	-	26,7	44,4
	MI±SD	-	4,0 (*)	1,3 (0,6)	3,0 (2,8)	-	2,0 (1,1)	2,4 (1,4)
	MA±SD	-	0,1 (0,7)	0,3 (0,7)	0,2 (0,9)	-	0,5 (1,0)	1,1 (1,5)
	AI	-	0,55	1,27	4,28	-	1,09	2,13
	p _i [%]	-	1,0	36,4	3,1	-	2,1	72,2

(*) nur ein Aal infiziert

Die schwersten und größten Aale waren die von St. Goar, die leichtesten und kleinsten die vom Ijsselmeer. Die wenigsten Parasiten-Arten wurden in der Aalpopulation aus dem Müggelsee in Berlin gefunden. Hier waren nur sechs Arten vorhanden. Allerdings konnten die Kiemen dieser Aale nicht untersucht werden, so dass möglicherweise Kiemenwürmer und Myxidien auf den Kiemen nicht erfasst wurden. Aber auch dann hätte diese Population mit nur acht Arten die geringste Parasitendiversität aufgewiesen. Die höchste Diversität mit 13 Arten wurde in der Aalpopulation aus dem Rhein in St. Goar vorgefunden. An den übrigen Stellen fanden sich zwischen neun und elf Arten (Tabelle 3.21).

An allen Stellen (Müggelsee ausgenommen) wurden Kiemenwürmer (*Pseudodactylogyrus* spp.) und Myxidien auf den Kiemen und Flossen (*Myxidium giardi*, *Myxobolus kotlani*)

angetroffen. Ebenso waren an allen sieben Stellen Flagellaten (*Trypanosoma granulosum*) im Blut der Aale zu diagnostizieren. Im Main und der Ruhr konnten zusätzlich Zysten von *M. giardi* im Darm entdeckt werden. Insbesondere die Befallsrate mit Kiemenwürmern (Tab. 3.21) war teilweise sehr hoch und erreichte im Main und der Ruhr 100%.

An Kratzern kamen (bis auf *A. lucii*) alle bereits von den vorherigen Stellen bekannten Arten vor. Bis auf die Probestelle im Müggelsee fand sich in allen anderen Proben wenigstens eine Kratzerart. Insbesondere die mittlere Befallsintensität mit *P. ambiguus* war in St. Goar, der Lippe und dem Ijsselmeer sehr hoch (Tab. 3.21).

Mindestens eine Nematodenart wurde an jeder Stelle nachgewiesen. Dabei handelte es sich ebenfalls um die von den anderen Stellen bereits bekannten vier Arten. An sechs von sieben Stellen tauchte *R. acus* auf und war somit am häufigsten vertreten.

Bandwürmer fehlten im Main und im Rhein in Beneden Leeuwen, aber wenigstens eine der beiden Arten (*B. claviceps* oder *P. macrocephalus*) kam jeweils an den anderen Stellen vor (Tab. 3.21).

3.3.1.5.2 Infragemeinschaft

Die Parameter der Infragemeinschaft für die verschiedenen Stellen sind in Tabelle 3.22 einzusehen.

Tabelle 3.22: Diversität der intestinalen Infragemeinschaften an diversen Probestellen im Jahr 2003

Stelle Datum	Gemünden Main 09.07.2003	St. Goar Rhein 24.10.2003	Mühlheim Ruhr 01.12.2003	Hünxe Lippe 01.12.2003	Beneden Leeuwen Rhein 06.10.2003	Makkum Ijsselmeer 02.10.2005	Berlin Müggelsee 03.09.2003
Summe aller Parasiten	60	421	11	191	78	750	54
Anzahl der Parasiten — $\bar{x} \pm SD$	2,73 (3,76)	14,52 (26,67)	0,92 (0,79)	6,16 (10,86)	1,81 (2,59)	25,00 (38,28)	1,50 (1,58)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{x} \pm SD$	0,95 (0,79)	1,59 (0,98)	0,83 (0,72)	1,39 (0,88)	0,86 (0,83)	1,07 (0,98)	0,75 (0,65)
Maximum	2	4	2	3	3	4	2
Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{x} \pm SD$	1,40 (0,51)	1,84 (0,80)	1,25 (0,46)	1,65 (0,69)	1,42 (0,58)	1,52 (0,81)	1,17 (0,39)
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{x} \pm SD$	0,10 (0,18)	0,25 (0,28)	0,06 (0,13)	0,20 (0,26)	0,09 (0,17)	0,11 (0,23)	0,04 (0,11)
Maximum	0,58	1,02	0,35	0,90	0,62	0,85	0,35
Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{x} \pm SD$	0,15 (0,20)	0,29 (0,28)	0,09 (0,16)	0,24 (0,27)	0,15 (0,20)	0,16 (0,26)	0,06 (0,13)

Im Mittel am wenigsten Würmer waren in den Därmen der Ruhraale zu finden (1,5). Mit im Mittel 25 Helminthen pro Darm beherbergten die Aale aus dem Ijsselmeer die meisten Darmparasiten. Betrachtet man die mittlere Artenanzahl in den Därmen, so waren die wenigsten Arten in Berlin im Müggelsee vorhanden (0,75) und die meisten im Rhein an der Probestelle St. Goar (1,59) (Tabelle 3.22).

Dementsprechend war auch die Diversität der Infragemeinschaft mit einem Brillouin Index von 0,04 (alle Aale) im Müggelsee am geringsten und im Rhein in St. Goar mit einem Brillouin Index von 0,25 am höchsten.

Maximal kamen im Darm vier Arten gleichzeitig vor (St. Goar und Ijsselmeer). Die prozentuale Verteilung der Aale auf die verschiedenen Infragemeinschaften von 0-4 Arten sind für alle Stellen in den Abbildungen 3.37 und 3.38 dargestellt.

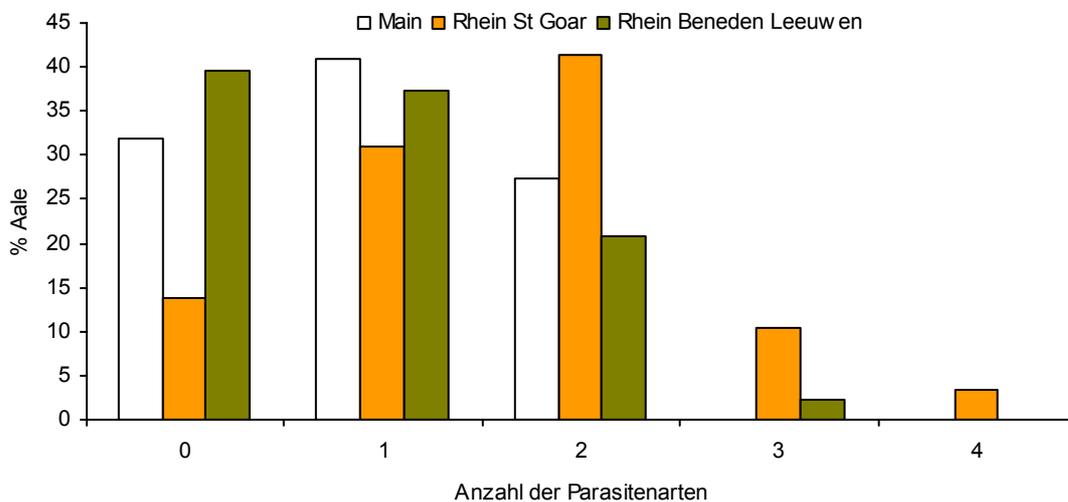


Abb. 3.37: Anteilige Verteilung der Aalpopulation (Main, Rhein St. Goar, Rhein Beneden Leeuwen (2003)) auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2, 3 oder 4 Parasitenarten

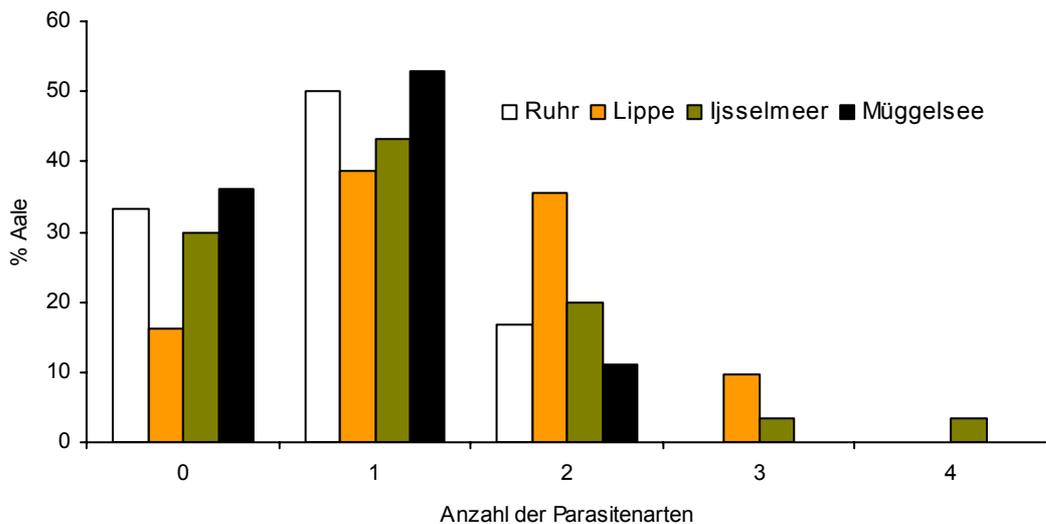


Abb. 3.38: Anteilige Verteilung der Aalpopulation (Ruhr, Lippe, Ijsselmeer und Müggelsee (2003)) auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2, 3 oder 4 Parasitenarten

3.3.1.5.3 Komponentengemeinschaft

Mit sieben lag die Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft der Aale aus St. Goar am höchsten. Die höchste Diversität und auch Gleichverteilung der Arten war allerdings in der Ruhr zu beobachten (Tab. 3.23).

Tabelle 3.23: Diversität der intestinalen Komponentengemeinschaft an diversen Probestellen im Jahr 2003

Stelle Datum	Gemünden Main 09.07.2003	St. Goar Rhein 24.10.2003	Mühlheim Ruhr 01.12.2003	Hünxe Lippe 01.12.2003	Beneden Leeuwen Rhein 06.10.2003	Makkum Ijsselmeer 02.10.2005	Berlin Müggelsee 03.09.2003
Anzahl der Arten	5	7	5	4	4	4	3
Shannon-Wiener Index	1,24	0,89	1,47	1,19	0,97	0,20	0,70
Shannon-Wiener Evenness	0,77	0,46	0,91	0,86	0,70	0,15	0,64
Simpson Index	2,90	1,79	3,90	3,12	2,31	1,08	1,72
Berger-Parker Index	0,48	0,72	0,36	0,39	0,54	0,96	0,72
Dominante Art	<i>P. tenrriima</i>	<i>P. ambiguus</i>	<i>P. macrocephalus</i>	<i>P. laevis</i>	<i>P. laevis</i>	<i>P. ambiguus</i>	<i>P. macrocephalus</i>

Die niedrigste Diversität der Komponentengemeinschaft war in der Aalpopulation aus dem Ijsselmeer vorhanden. Diese Population wurde sehr stark von dem aalspezifischen Kratzer *P. ambiguus* dominiert, welcher 96% aller hier gefundenen Würmer ausmachte. Unter den dominanten Arten der sieben verschiedenen Stellen fanden sich zwei Acanthocephalenarten, eine Nematodenart und eine Cestodenart. Die jeweiligen Arten und der Grad ihrer Dominanz sind in Tabelle 3.23 aufgelistet.

3.3.2 Parasitologische Untersuchung anderer Fischarten

Neben dem Aal wurden fünf weitere Fischarten einer kompletten parasitologischen Untersuchung unterzogen. Die Fische stammten aus der Kraftwerkbeobachtung im Zeitraum von November bis Dezember 2001 (siehe Abschnitt 2.4.2). Die Arten und die Anzahl der untersuchten Fische sind in Tabelle 2.2 angegeben.

Die Befallsdaten der hierbei gefundenen Parasitenarten sind in den Tabellen 3.24-3.28 zu finden. Angegeben sind Parameter zu den Fischen, die Zielorgane der Parasiten sowie die Prävalenz, die mittlere Intensität und mittlere Abundanz der jeweiligen Parasitenarten.

3.3.2.1 Flussbarsch

Die Fische, die im Kraftwerk abgesammelt werden konnten, hatten schon zwei Rechenstufen hinter sich und waren dementsprechend klein. Die untersuchten Flussbarsche waren im Mittel 15 cm lang und wogen 39 g (Tabelle 3.24).

Tabelle 3.24: Flussbarsch-Daten (Anzahl, Länge, Masse und Konditionsfaktor ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD und mittlere Abundanz MA \pm SD). SD = Standardabweichung

Art: <i>Perca fluviatilis</i> (Flußbarsch)		\bar{x}	\pm SD			
Länge [cm]		15	2			
Masse [g]		39	13			
K-Faktor		1,06	0,16			
Anzahl [n]		23				
Parasit	Organ	P [%]	MI	\pm S.D.	MA	\pm S.D.
<i>Trypanosoma percae</i>	Blut	4,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Chilodonella spec.</i>	Haut	4,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Dermocystidium percae</i>	Flossen	8,7	6,5	4,9	0,6	2,1
<i>Gyrodactylus spec.</i>	Flossen	4,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Diplostomum spathaceum</i>	Augen	8,7	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Tylocephalichthys clavata</i>	Augen	87,0	37,0	32,4	32,1	32,7
<i>Dactylogyrus spec.</i>	Kiemen	4,3	1,0	0	0,0	0,2
Acanthocephalen-Larve	Leber	4,3	1,0	0	0,0	0,2
Metacercarien	Leber	17,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Triaenophorus nodulosus</i>	Leber	13,0	1,7	0,6	0,2	0,6
Metacercarien	Schwimmbläse	26,1	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Nematode (unbestimmt)	Schwimmbläse	4,3	1,0	0,0	0,0	0,2
<i>Anguillicola crassus</i> (L ₃)	Schwimmbläse	8,7	1,0	0,0	0,1	0,3
<i>Tetracotyle percae-fluviatilis</i>	Schwimmbläse	8,7	5,0	5,7	0,4	1,9
<i>Acanthocephalus lucii</i>	Darm	34,8	4,6	3,4	1,6	3,0
<i>Bunodera luciopercae</i>	Darm	52,2	11,6	8,1	6,0	8,2
<i>Camallanus lacustris</i>	Darm	52,2	2,9	1,8	1,5	2,0
Metacercarien	Darm	13,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	Darm	8,7	10,0	11,3	0,9	3,8
<i>Rhipidocotyle illense</i>	Darm	56,5	12,9	18,3	7,3	15,0
Trematode	Darm	8,7	20,5	27,6	1,8	8,3

n.b.: nicht bestimmt

Nicht alle Parasiten konnten bis auf die Art bestimmt werden. Insbesondere Larvalformen, Trematoden und encystierte Metacercarien können oftmals nur von Spezialisten bestimmt werden. Von den vorhandenen 21 Arten konnten 14 bis auf die Art oder wenigstens bis zur Gattung bestimmt werden. Darunter befanden sich Flagellaten, Microspora, Chilophora, monogene und digene Trematoden, eine Cestoden-Larve, sowie Nematoden und Acanthocephalen. Die Befallsparameter der verschiedenen Arten sind in Tabelle 3.24 angegeben. Die Augen der Flussbarsche waren stark mit Metacercarien des digenen Trematoden *Tylodelphis clavata* befallen (P:87 %, MI: 37). Die häufigsten Parasiten im Darm waren die digenen Trematoden *Rhipidocotyle illense* (56,5%) und *Bunodera luciopercae* (52,2%) sowie der Nematode *Camallanus lacustris* (52,2) (Tabelle 3.24).

3.3.2.2 Kaulbarsch

Die Kaulbarsche wogen bei einer mittleren Länge von neun cm im Mittel neun g. Auf und in ihnen konnten 17 verschiedene Parasiten entdeckt werden, von denen zehn bis auf die Art bzw. Gattung bestimmt werden konnten. Die Augen waren zu mehr als zwei Dritteln mit Metacercarien von digenen Trematoden befallen (*Tylodelphis clavata* und *Diplostomum spathaceum*).

Tabelle 3.25: Kaulbarsch-Daten (Anzahl, Länge, Masse und Konditionsfaktor ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD und mittlere Abundanz MA \pm SD). SD = Standardabweichung

Art: <i>Gymnocephalus cernua</i> (Kaulbarsch)		\bar{x}	\pm SD			
	Länge [cm]	9	2			
	Masse [g]	9	6			
	K-Faktor	0,97	0,22			
	Anzahl [n]	22				
Parasit	Organ	P [%]	MI	\pm SD	MA	\pm SD
<i>Diplostomum spathaceum</i>	Augen	27,3	1,5	0,8	0,4	0,8
<i>Tylodelphis clavata</i>	Augen	77,3	7,9	13,9	6,1	12,6
<i>Dactylogyrus amphibothrium</i>	Kieme	36,4	4,0	3,5	1,5	2,8
Metacercarien	Leber	45,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Nematoden-Larven	Leber	13,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	Leber	22,7	3,6	2,3	0,8	1,8
<i>Anguillicola crassus</i> (L ₃)	Schwimmlase	81,8	14,7	10,2	12,0	10,8
Metacercarien	Schwimmlase	63,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Neoechinorhynchus rutili</i> .	Darm	4,5	4,0	0,0	0,2	0,9
<i>Bunodera sp.</i>	Darm	9,1	3,0	0,0	0,3	0,9
<i>Camallanus lacustris</i>	Darm	22,7	1,2	0,4	0,3	0,6
<i>Camallanus spec.</i> (Larve)	Darm	54,5	6,1	6,8	3,3	5,8
<i>Crowcocoecum skrjabini</i>	Darm	4,5	1,0	0,0	0,05	0,2
Metacercarien	Darm	86,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Nematode (unbestimmt)	Darm	13,6	2,7	2,1	0,4	1,1
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	Darm	72,7	27,5	44,5	20,0	39,7
Pseudophyllidae (Plerocercoid)	Darm	9,1	1,0	0,0	0,1	0,3

n.b.: nicht bestimmt

In der Schwimmblase der Kaulbarsche fand sich in der Mehrzahl der Fische mit hoher Abundanz und Intensität das dritte Larvenstadium (L₃) von *Anguillicola crassus*.

Im Darm waren *Pomphorynchus laevis*, *Camallanus* spp. und Metacercarien die häufigsten Arten. Die Befallsdaten aller vorkommenden Parasiten sind in Tabelle 3.25 zusammengefasst.

3.3.2.3 Zander

Die Anzahl der untersuchten Zander war mit nur fünf Individuen gering. Dementsprechend konnten sicherlich nicht alle möglichen Parasiten nachgewiesen werden. Von den sieben vorhandenen Parasiten wurden vier bis auf die Art bestimmt. Bei den anderen handelte es sich um Metacercarien in der Leber, der Schwimmblase und dem Darm, wobei die Befallsrate und Intensität in den einzelnen Organen hoch war (P: 60-80%; MI: 9-23). Die Flossen aller Zander waren von monogenen Trematoden befallen. Digene Trematoden waren im Auge und im Darm zu finden. Nematoden, Acanthocephalen und Cestoden wurden nicht entdeckt (Tab. 3.26).

Tabelle 3.26: Zander-Daten (Anzahl, Länge, Masse und Konditionsfaktor ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD und mittlere Abundanz MA \pm SD). SD = Standardabweichung

Art: <i>Stizostedion lucioperca</i> (Zander)		\bar{x}	\pm SD				
	Länge [cm]	16	3				
	Masse [g]	27	20				
	K-Faktor	0,58	0,17				
	Anzahl [n]	5					
Parasit	Organ	P [%]	MI	\pm SD	MA	\pm SD	
<i>Gyrodactylus luciopercae</i>	Flossen	100	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
<i>Diplostomum spathaceum</i>	Augen	20	3,0	0,0	0,6	1,3	
<i>Tylodelphis clavata</i>	Augen	80	21,3	20,0	17,0	19,7	
Metacercarien (Trematode)	Leber	60	8,7	9,3	5,2	8,1	
Metacercarien (Trematode)	Schwimmblase	80	16,3	13,1	13,0	13,5	
<i>Azygia lucii</i>	Darm	80	24,3	7,6	19,4	12,7	
Metacercarien (Trematode)	Darm	60	22,7	20,2	13,6	18,9	

n.b.: nicht bestimmt

3.3.2.4 Gründling

Von den 14 auf dem Gründling entdeckten Parasiten konnten acht bis auf die Art bzw. Gattung bestimmt werden. Der Befall der Flossen mit *Chilodonella spec.* und der Schwimmblase mit Larven (L₃) von *Anguillicola crassus* war mit jeweils 26% am höchsten. Alle anderen Arten kamen in niedrigen Prävalenzen von 5-15% vor (Tab. 3.27).

Tabelle 3.27: Gründling-Daten (Anzahl, Länge, Masse und Konditionsfaktor ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD und mittlere Abundanz MA \pm SD). SD = Standardabweichung

Art: <i>Gobio gobio</i> (Gründling)	\bar{x}	\pm SD				
Länge [cm]	12	2				
Masse [g]	11	6				
K-Faktor	0,63	0,10				
Anzahl [n]	19					
Parasit	Organ	P [%]	MI	\pm SD	MA	\pm SD
<i>Chilodonella spec.</i>	Haut	10,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Chilodonella spec.</i>	Flossen	26,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Metacercarien	Flossen	10,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Diplostomum spec.</i>	Augen	10,5	7,0	5,7	0,7	2,6
<i>Chilodonella spec.</i>	Kiemen	26,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Metacercarien	Leber	10,5	8,0	9,9	0,8	3,4
Nematoden	Leber	10,5	2,5	0,7	0,3	0,8
<i>Anguillicola crassus</i> (L ₃)	Schwimmbläse	26,3	2,0	1,7	0,5	1,2
Metacercarien	Schwimmbläse	5,3	2,0	0,0	0,1	0,5
<i>Cystidicoloides spec.</i>	Schwimmbläse	5,3	2,0	0,0	0,1	0,5
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	Darm	10,5	1,0	0,0	0,1	0,3
Metacercarien	Darm	10,5	5,0	5,7	0,5	2,1
Nematoden-Larve	Darm	15,8	1,3	0,6	0,2	0,5
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	Darm	10,5	7,0	8,5	0,7	3,0

n.b.: nicht bestimmt

3.3.2.5 Hecht

Wie beim Zander so konnten auch beim Hecht nur wenige Exemplare (sechs) untersucht werden, so dass davon ausgegangen werden muss, dass nicht alle Arten, die beim Hecht vorkommen können, entdeckt wurden.

Von den zehn gefundenen Parasiten konnten allerdings neun bis auf die Art bzw. Gattung bestimmt werden.

Im Darm fanden sich ein Cestode (*Triaenophorus nodulosus*), ein Nematode (*Camallanus lacustris*), ein digener Trematode (*Bunodera luciopercae*) und eine Acanthocephalen-Art (*Acanthocephalus lucii*). Die Befallsdaten aller Arten sind in Tabelle 3.28 einzusehen.

Tabelle 3.28: Hecht-Daten (Anzahl, Länge, Masse und Konditionsfaktor ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD und mittlere Abundanz MA \pm SD). SD = Standardabweichung

Art: <i>Esox lucius</i> (Hecht)		\bar{x}	\pm SD				
Länge [cm]		27	6				
Masse [g]		124	78				
K-Faktor		0,54	0,08				
Anzahl [n]	6						
Parasit	Organ	P [%]	MI	\pm SD	MA	\pm SD	
<i>Gyrodactylus lucii</i>	Flossen	33,3	1,5	0,7	0,5	0,8	
<i>Chilodonella spec.</i>	Flossen	33,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
<i>Tylodelphis spec.</i>	Augen	33,3	2,0	0,0	0,7	1,0	
<i>Tetraonchus monenteron</i>	Kiemen	50,0	5,0	6,1	2,5	4,7	
<i>Neoergasilus spec.</i>	Kiemen	16,7	62,0	0,0	10,3	25,3	
Metacercarien	Schwimmbläse	16,7	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
<i>Trienophorus nodulosus</i>	Darm	16,7	10,0	0,0	1,7	4,1	
<i>Camallanus lacustris</i>	Darm	33,3	2,5	2,1	0,8	1,6	
<i>Bunodera luciopercae</i>	Darm	50,0	1,3	0,6	0,7	0,8	
<i>Acanthocephalus lucii</i>	Darm	33,3	5,0	4,2	1,7	3,2	

n.b.: nicht bestimmt

3.3.3 Die Aalparasitozönose in Karlsruhe im Zeitraum von 1995 bis 2005

Im folgenden Abschnitt wird die Entwicklung der Parasitenfauna der Aale an der Probestelle Karlsruhe im Verlauf der letzten 10 Jahre dargestellt. Die Daten zur Parasitozönose der Aale in den Jahren 2001-2004 wurden im Rahmen dieser Arbeit erhoben. Die Vergleichdaten aus den Jahren 1995, 1999 und 2000 stammen aus der Arbeit von Sures (2002). Um den Vergleich der Jahre untereinander zu ermöglichen, wurde versucht, Aale zu vergleichen, die aus dem Rhein selber stammten und in den Sommermonaten gefangen wurden. Zusätzlich wurde eine Mindestanzahl von 20 Aalen angestrebt (vgl. Tab. 3.29).

Tabelle 3.29: Aaldaten (Anzahl (n), Länge, Masse, Konditionsfaktor und hepatosomatischer Index ($\bar{x} \pm SD$)) und Daten zum Parasitenbefall (Prävalenz P [%], mittlere Intensität MI \pm SD, mittlere Abundanz MA \pm SD, Aggregations-Index AI sowie relative Abundanz der einzelnen Parasitenarten bezogen auf alle Individuen aller Parasitenarten in der jeweiligen Aalpopulation p_i) an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995 bis 2005. SD = Standardabweichung

	Stelle	Karlsruhe Rhein ¹	Karlsruhe Rhein ¹	Karlsruhe Rhein ¹	Karlsruhe Rhein	Karlsruhe Rhein	Karlsruhe Rhein	Karlsruhe Rhein	Karlsruhe Rhein
	Datum	22.08.1995	07.06.1999	19.07.2000	28.06.2001	10.04.2002	10.07.2003	10.06.2004	19.07.2005
A	n	61	40	26	24	27	20	20	20
L [cm]	$\bar{X} \pm SD$	44,6 (8,8)	47,9 (4,3)	46,7 (5,6)	52,2 (6,2)	55,9 (8,5)	53,0 (12,7)	59,8 (9,9)	49,1 (10,3)
M [g]	$\bar{X} \pm SD$	150,6(102)	186,1 (56,1)	160,2 (60,4)	278,8(97,5)	289,4(139)	300,3(271,8)	416,8(250,6)	229,1(144,7)
Kf	$\bar{X} \pm SD$	0,14 (0,03)	0,17 (0,02)	0,15 (0,02)	0,19 (0,02)	0,15 (0,03)	0,16 (0,03)	0,18 (0,02)	0,16 (0,02)
A.?	P [%]	-	-	-	-	-	10	-	-
	MI \pm SD	-	-	-	-	-	2,0 (0,0)	-	-
	MA \pm SD	-	-	-	-	-	0,2 (0,6)	-	-
	AI	-	-	-	-	-	1,89	-	-
	p_i [%]	-	-	-	-	-	2,3	-	-
A.a	P [%]	1,6	25,0	-	12,5	14,8	-	-	-
	MI \pm SD	1,0 (*)	3,4 (4,0)	-	2,0 (1,0)	3,0 (2,2)	-	-	-
	MA \pm SD	0,1 (0,6)	0,9 (2,4)	-	0,3 (0,7)	0,4 (1,3)	-	-	-
	AI	1,00	6,91	-	2,17	3,87	-	-	-
	p_i [%]	0,1	5,2	-	3,0	12,6	-	-	-
A.l	P [%]	1,6	15,0	11,5	20,8	3,7	-	-	-
	MI \pm SD	5,0 (*)	2,5 (1,6)	1,3 (0,6)	2,8 (1,9)	1,0 (*)	-	-	-
	MA \pm SD	0,1 (0,6)	0,4 (1,1)	0,2 (0,5)	0,6 (1,4)	0,04 (0,2)	-	-	-
	AI	5,00	2,62	1,40	3,42	1,00	-	-	-
	p_i [%]	0,5	2,3	5,7	7,0	1,1	-	-	-
P.a	P [%]	39,3	45,0	11,5	20,8	-	-	-	-
	MI \pm SD	41,6 (43,9)	31,6 (48,8)	5,3 (4,5)	5,4 (6,7)	-	-	-	-
	MA \pm SD	16,4 (34,0)	14,2 (35,9)	0,6 (2,2)	1,1 (3,6)	-	-	-	-
	AI	70,70	90,92	6,97	11,31	-	-	-	-
	p_i [%]	92,1	86,5	22,9	13,5	-	-	-	-
P.l	P [%]	6,6	-	3,8	-	40,7	75,0	60,0	90,0
	MI \pm SD	14,0 (14,4)	-	1,0 (*)	-	3,5 (4,3)	2,6 (2,0)	2,2 (1,3)	7,6 (8,3)
	MA \pm SD	0,9 (4,7)	-	0,04 (0,2)	-	1,4 (3,2)	2,0 (2,0)	1,3 (1,5)	6,9 (8,2)
	AI	24,52	-	1,00	-	7,12	2,13	1,71	9,76
	p_i [%]	5,2	-	1,4	-	40,0	22,4	19,0	71,0

	Stelle Datum	Karlsruhe Rhein ¹ 22.08.1995	Karlsruhe Rhein ¹ 07.06.1999	Karlsruhe Rhein ¹ 19.07.2000	Karlsruhe Rhein 28.06.2001	Karlsruhe Rhein 10.04.2002	Karlsruhe Rhein 10.07.2003	Karlsruhe Rhein 10.06.2004	Karlsruhe Rhein 19.07.2005
<i>C.l</i>	P [%]	-	-	7,7	-	-	5,0	5,0	10,0
	MI±SD	-	-	4,5 (3,5)	-	-	1,0 (*)	2,0 (*)	2,5 (2,1)
	MA±SD	-	-	0,3 (1,4)	-	-	0,1 (0,2)	0,1 (0,4)	0,3 (0,9)
	AI	-	-	5,32	-	-	1,00	2,00	3,32
	p _i [%]	-	-	12,9	-	-	0,6	1,5	2,6
<i>P. ten</i>	P [%]	-	-	-	-	48,1	80,0	85	70,0
	MI±SD	-	-	-	-	2,2 (1,1)	5,9 (5,2)	3,7 (2,3)	2,4 (1,4)
	MA±SD	-	-	-	-	1,0 (1,3)	4,8 (5,2)	3,2 (2,5)	1,7 (1,6)
	AI	-	-	-	-	1,74	5,76	1,95	1,55
	p _i [%]	-	-	-	-	29,5	54,6	46,0	17,2
<i>P. tom</i>	P [%]	-	-	-	-	-	11,5	-	-
	MI±SD	-	-	-	-	-	1,6 (1,3)	-	-
	MA±SD	-	-	-	-	-	0,4 (1,3)	-	-
	AI	-	-	-	-	-	2,21	-	-
	p _i [%]	-	-	-	-	-	4,6	-	-
<i>R.a</i>	P [%]	6,6	30	23,1	75	7,4	20,0	65,0	30,0
	MI±SD	3,3 (1,3)	1,8 (1,1)	5,5 (6,8)	8,2 (9,9)	2,0 (2,0)	4,8 (4,3)	3,2 (2,8)	2,3 (1,0)
	MA±SD	0,2 (0,9)	0,5 (1,0)	1,3 (3,9)	6,2 (9,2)	0,1 (0,5)	0,95 (2,6)	2,1 (2,7)	0,7 (1,2)
	AI	3,46	1,85	11,47	13,87	1,92	7,14	3,55	2,12
	p _i [%]	1,2	3,2	50,0	74,0	4,2	10,9	30,7	7,3
<i>B.c</i>	P [%]	4,9	20	11,5	4,2	14,8	15,0	10,0	15,0
	MI±SD	3,7 (0,6)	2,3 (1,0)	1,7 (0,6)	1,0 (*)	2,8 (2,4)	2,7 (1,5)	1,0 (0,0)	1,0 (0,0)
	MA±SD	0,2 (0,8)	0,5 (1,0)	0,2 (0,6)	0,04 (0,2)	0,4 (1,3)	0,4 (1,1)	0,1 (0,3)	0,2 (0,4)
	AI	3,61	2,27	1,67	1,00	4,01	3,00	0,95	0,89
	p _i [%]	1,0	2,7	7,1	0,5	11,6	4,6	1,5	1,6
<i>P.m</i>	P [%]	-	2,5	-	8,3	3,7	-	5,0	-
	MI±SD	-	1,0 (*)	-	2,0 (*)	1,0 (*)	-	2,0 (*)	-
	MA±SD	-	0,03 (0,2)	-	0,2 (0,6)	0,04 (0,2)	-	0,1 (0,4)	-
	AI	-	1,00	-	1,91	1,00	-	2,00	-
	p _i [%]	-	1,5	-	2,0	1,1	-	1,5	-

A.? unbestimmter Acanthocephale, *A.a Acanthocephalus anguillae*, *A.l. Acanthocephalus lucii*, *P.a Paratenuisentis ambiguus*, *P.l Pomphorhynchus laevis*, *C.l Camallanus lacustris*, *P. ten Paraquimperia tenerrima*, *P. tom Pseudocapillaria tomentosa*, *R.a Raphidascaris acus*, *B.c. Bothriocephalus claviceps*, *P.m Proteocephalus claviceps*

¹: Daten aus Sures (2002), (*) nur ein Aal infiziert

Die Aale, die für den Langzeitvergleich herangezogen wurden, waren alle bis auf das Jahr 2002 immer in den warmen Sommermonaten Juni, Juli und August gefangen worden. Die Wassertemperatur des Rheins lag in diesem Zeitraum im Bereich um die 15-25°C (Abb. 3.1). Die Aale von 2002 wurden im April gefangen. Die Temperatur des Rheins betrug hier um die 10°C. Die Anzahl der untersuchten Aale lag zwischen 61 (1995) und 20 in den Jahren 2003, 2004 und 2005. Alle Aale stammten aus dem Hauptstrom, bis auf die Aale von 1999 die aus einem Altarm stammten, der aber mit dem Hauptstrom in Verbindung steht.

Die Masse, Länge und der Konditionsfaktor der Aale unterschieden sich signifikant untereinander (H-Test, Kruskal Wallis). Um zu testen ob die Größe bzw. Masse der Aale einen möglichen Effekt auf die Anzahl der Parasiten hatte, wurde eine Spearman'sche Rangkorrelation durchgeführt. Dabei gab es einen signifikanten Zusammenhang zwischen der

Masse bzw. Länge der Aale und der Anzahl der Würmer ($p \leq 0,01$). Die anschließende Regressionsanalyse zeigte jedoch, dass nur ein sehr schwacher Zusammenhang besteht, wie die Korrelationskoeffizienten und das Bestimmtheitsmaß r^2 zeigen (siehe hierzu Tab. 3.30).

Tabelle 3.30: Korrelation zwischen den Aaldaten und der Anzahl der Parasiten

	p	Korrelationkoeffizient	Bestimmtheitsmaß r^2
Masse Aale-Anzahl der Parasiten	$\leq 0,01$	0,24	0,0027
Länge Aale-Anzahl der Parasiten	$\leq 0,01$	0,17	0,0067

In den nachfolgenden Abbildungen wurde der Verlauf der Befallsrate und Intensität für einige Darmparasiten im Zeitraum von 1995-2005 dargestellt. Ausserdem wurden die Befallsdaten der jeweiligen Parasiten in den verschiedenen Größenklassen der Aale graphisch dargestellt (Abb. 3.39-3.47). In Zeitraum von 1996-1998 wurde keine Untersuchung durchgeführt.

Der Aalspezialist *Paratenuisentis ambiguus* (Abb. 3.39) war im Zeitraum von 95-99 sehr abundant und in 40-45% der Aale zu finden. Die mittleren Intensitäten erreichten dabei Werte von ca. 20 Würmern pro Aal mit Maximalwerten von bis zu 45 Würmern pro Aal. In den Jahren 2000 und 2001 ging der Befall mit *P. ambiguus* allerdings stark zurück, und seit 2002 fehlt dieser spezifische Aalparasit an der Probenahmestelle Karlsruhe.

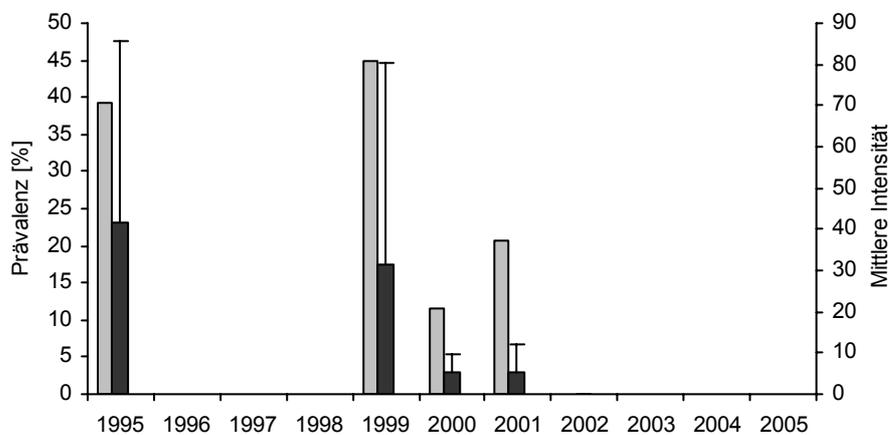


Abb. 3.39: Prävalenz (graue Balken) und mittlere Intensität \pm SD (schwarze Balken) von *P. ambiguus* an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005. Für den Zeitraum von 1996-1998 liegen keine Daten vor

Bei der Betrachtung des Befalls von *P. ambiguus* in den verschiedenen Größenklassen der Aale (Abb. 3.40) fällt auf, dass die kleineren Aale stärker befallen sind und dass in der größten Klasse (66-75 cm) keine Aale befallen sind. Die höchste Prävalenz, wie auch mittlere Intensität und mittlere Abundanz konnte in der Klasse 36-45 cm nachgewiesen werden. Die Würmer waren aber in der Klasse 46-55 cm am stärksten aggregiert. Zwischen den einzelnen

Klassen konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden (H-Test, Kruskal Wallis).

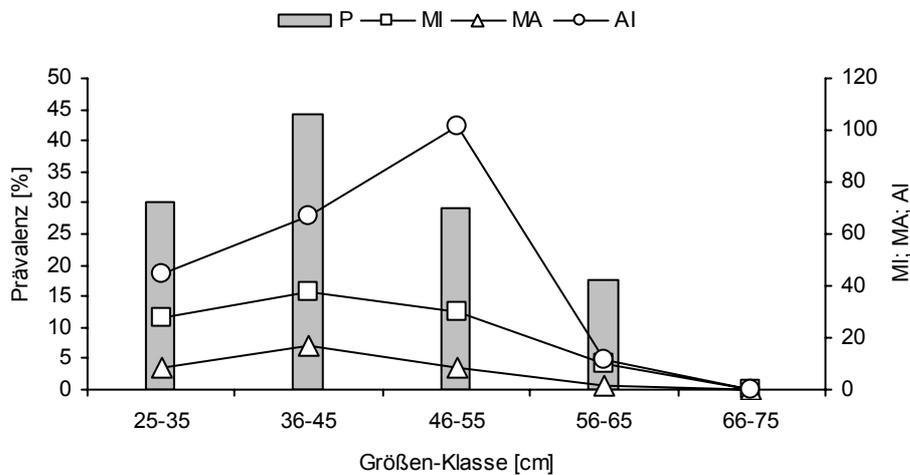


Abb. 3.40: Befallsparameter (Prävalenz (P), mittlere Intensität (MI), mittlere Abundanz (MA) und Aggregations Index (AI)) für *P. ambiguus* in den verschiedenen Größenklassen der Aale an der Probestelle Karlsruhe

In allen Jahren dieses Vergleichs waren die Aale mit dem unspezifischen Nematoden *Raphidascaris acus* infiziert. Von 1995-2000 waren sowohl die Prävalenz als auch die mittlere Intensität gering (Abb. 3.41). Im Jahr 2001 war ein sprunghafter Anstieg zu beobachten und 75% der Aale beherbergten im Mittel acht Nematoden. In den Folgejahren 2002 und 2003 wurde wieder ein weitaus geringerer Befall festgestellt. Im Jahr 2004 waren 60% der Aale infiziert, die mittlere Intensität war mit drei aber deutlich geringer als 2001. Im Jahr 2005 sind wiederum nur 30% mit zwei Würmern pro Aal infiziert. Der Befall mit *R. acus* ist sehr schwankend in den letzten Jahren.

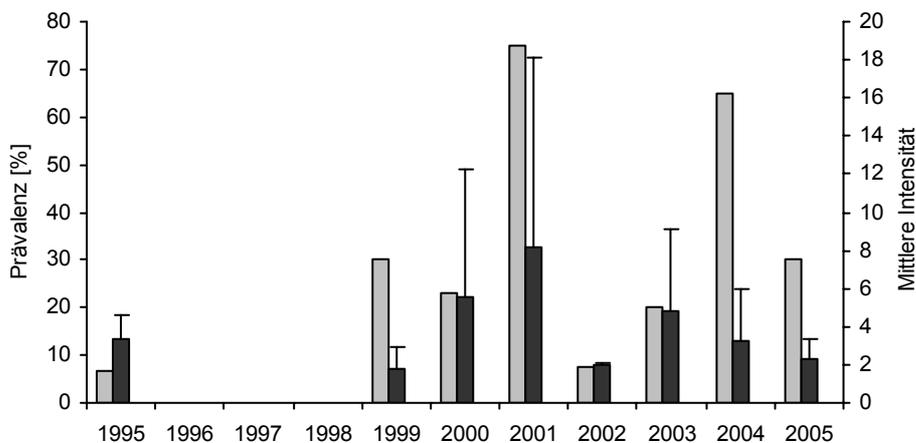


Abb. 3.41: Prävalenz (graue Balken) und mittlere Intensität \pm SD (schwarze Balken) von *R. acus* an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005. Für den Zeitraum von 1996-1998 liegen keine Daten vor

Die kleinsten Aale (25-35 cm) waren nicht mit *R. acus* infiziert (Abb. 3.42). Die Prävalenz steigt deutlich zu den größeren Klassen hin an. Diese Tendenz ist bei der mittleren Intensität und Abundanz nicht so deutlich ausgeprägt und die höchste mittlere Intensität und Aggregation der Würmer konnte in der Größen-Klasse 46-55 cm beobachtet werden. Die Unterschiede zwischen den beiden größten Aalklassen und den Klassen 36-45 cm und 46-55 cm sind zudem signifikant (U-Test, Mann Whitney, $p \leq 0,05$).

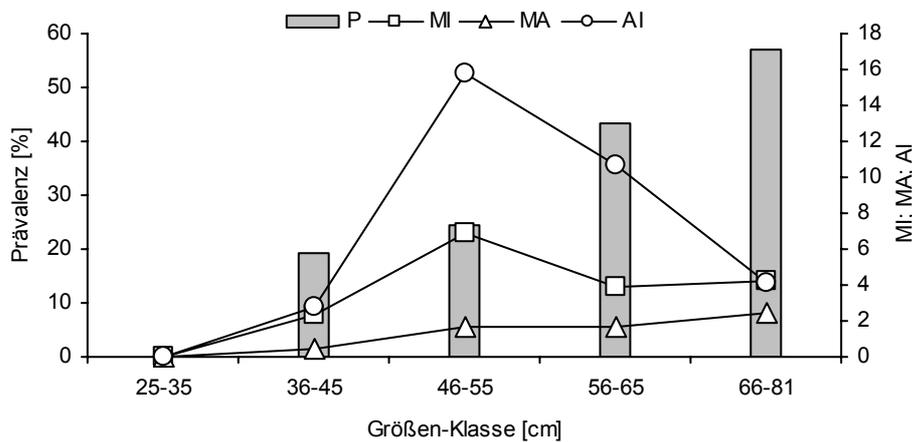


Abb. 3.42: Befallsparameter (Prävalenz (P), mittlere Intensität (MI), mittlere Abundanz (MA) und Aggregations Index (AI)) für *R. acus* in den verschiedenen Größenklassen der Aale an der Probestelle Karlsruhe

Im Jahr 2002 taucht erstmals der aalspezifische Nematode *Paraquimperia tenerrima* in Karlsruhe auf. 40% der Aale waren mit durchschnittlich zwei Exemplaren infiziert. In den beiden Folgejahren trugen bereits 80 und 85% der Fische im Mittel sechs bzw. vier Nematoden dieser Art im Darm (Abb. 3.43). 2005 geht ertsmals die Prävalenz von *P. tenerrima* leicht zurück. In diesem Jahr sind 70% der Aale im Mittel mit drei Würmern infiziert.

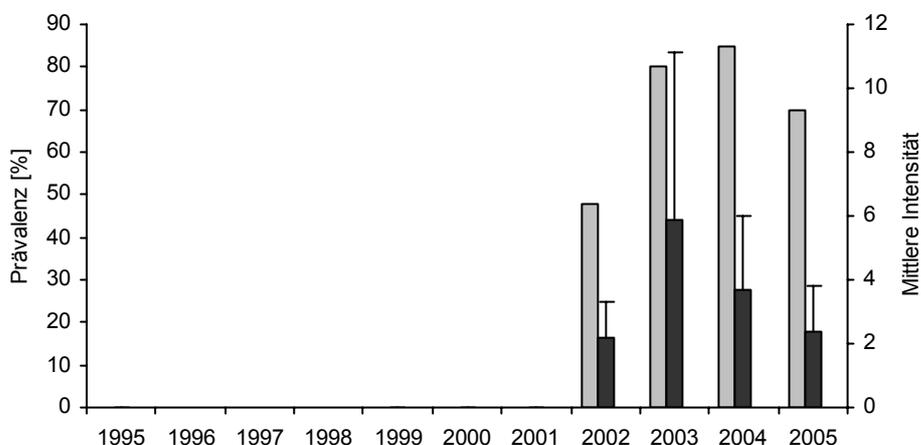


Abb. 3.43: Prävalenz (graue Balken) und mittlere Intensität \pm SD (schwarze Balken) von *P. tenerrima* an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005. Für den Zeitraum von 1996-1998 liegen keine Daten vor

Wie bei *R. acus* so ist auch bei *P. tenerrima* die kleinste Aalklasse nicht befallen (Abb. 3.44). Die Befallsrate ist in allen anderen Klassen mehr oder weniger gleich und liegt um die 70%. Ein starker Anstieg der mittleren Intensität, Abundanz und des Aggregationsindex ist zu den größeren Aalen hin zu beobachten. In der Klasse 36-45 cm konnten um die zwei Würmer pro infiziertem Aal gefunden werden, in der größten Klasse dagegen fast sechs Würmer. Insgesamt konnten aber keine signifikanten Unterschiede zwischen den Klassen festgestellt werden (Kruskal Wallis, H-Test, $p > 0,05$).

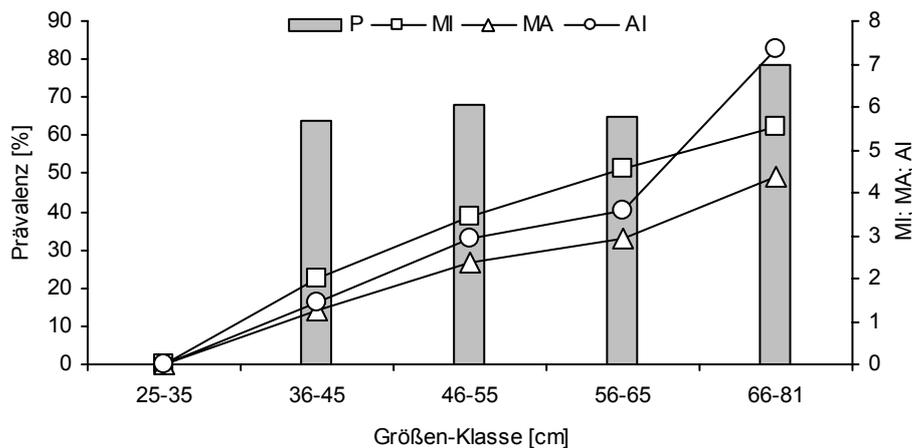


Abb. 3.44: Befallsparameter (Prävalenz (P), mittlere Intensität (MI), mittlere Abundanz (MA) und Aggregations Index (AI)) für *P. tenerrima* in den verschiedenen Größenklassen der Aale an der Probestelle Karlsruhe

P. tenerrima ist in den Aalen aggregiert und lässt sich mit Hilfe einer angepassten negativen Binomialverteilung beschreiben (Abb. 3.45). Das Muster der Aggregation hat sich aber im Verlauf der Jahre verändert und insbesondere im Jahr 2003 war ein höherer Anteil der Aale mit mehr Würmern dieser Art infiziert.

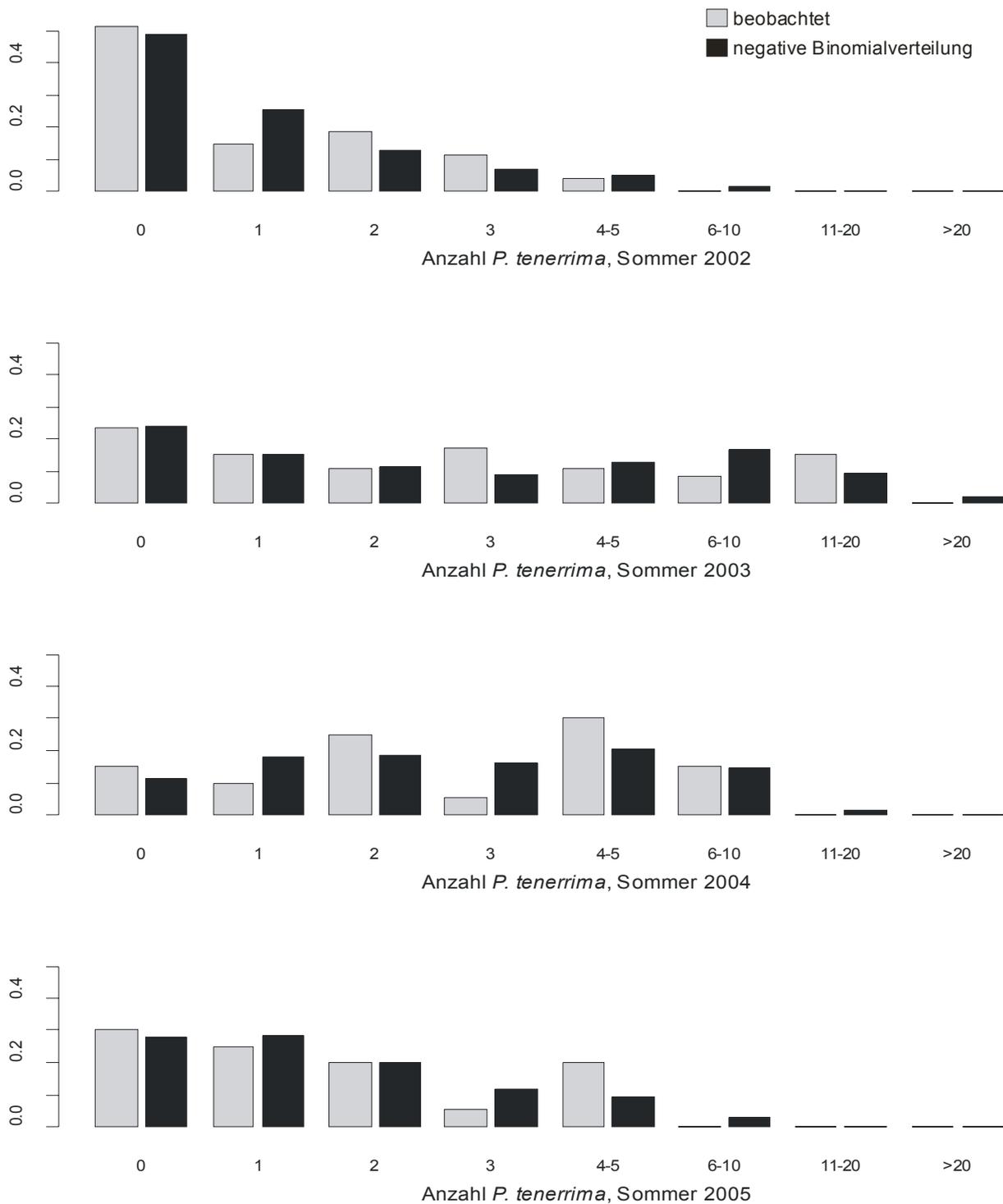


Abb. 3.45: Relative Häufigkeit der Aale, die mit verschiedenen Anzahlen von *P. tenerrima* infiziert sind (grau: beobachtete Werte; schwarz: Wahrscheinlichkeitsverteilung einer mit der Maximum-Likelihood-Methode angepassten negativen Binomialverteilung) im Zeitraum von 2002-2005.
 Y-Achse: relative Häufigkeiten der Aale bzw. Wahrscheinlichkeiten

In den acht Jahren die untersucht wurden, kam der unspezifische Acanthocephale *Pomphorhynchus laevis* sechsmal vor. 1995 und 2000 waren weniger als 10% der Aale infiziert, allerdings war 1995 die mittlere Intensität mit 15 Würmern hoch. Ab 2002 kam dieser Parasit regelmäßig vor, wobei ein Anstieg von sowohl der Befallsrate als auch der mittleren Intensität beobachtet werden konnte. 2005 waren bereits 90% der Aale mit im Mittel sieben Würmern infiziert (Abb. 3.46).

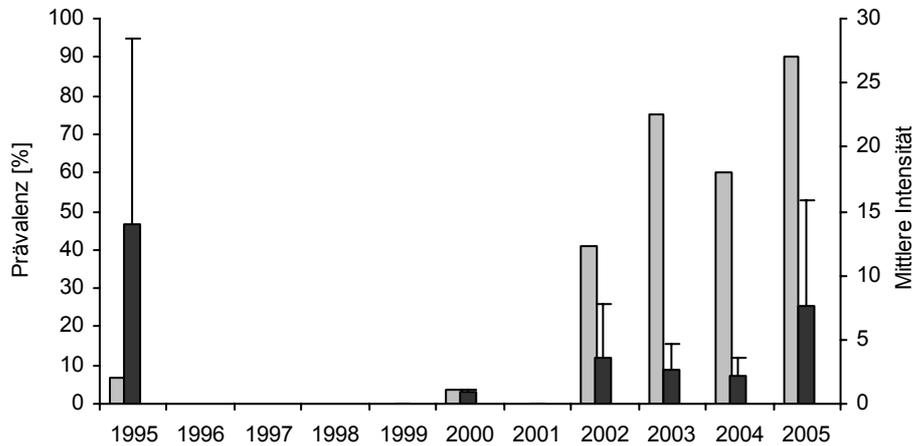


Abb. 3.46: Prävalenz (graue Balken) und mittlere Intensität \pm SD (schwarze Balken) von *P. laevis* an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005. Für den Zeitraum von 1996-1998 liegen keine Daten vor

Der Kratzer *P. laevis* zeigt bei der Größenklassenverteilung ein ähnliches Bild wie *R. acus*. Die kleinen Aale sind uninfiziert, und je größer die Aale werden, umso höher ist zumindest die Befallsrate. Die mittlere Intensität und Abundanz sind in allen Klassen ähnlich. Die sehr hohe Aggregation der Würmer in der Klasse 36-45 cm ist vor allem auf einen einzigen stark befallenen Aal in dieser Klasse zurück zu führen. Die größte Klasse 66-81 cm unterscheidet sich signifikant von den anderen Größenklassen (U-Test, Mann Whitney, $p \leq 0,05$) (Abb. 3.47).

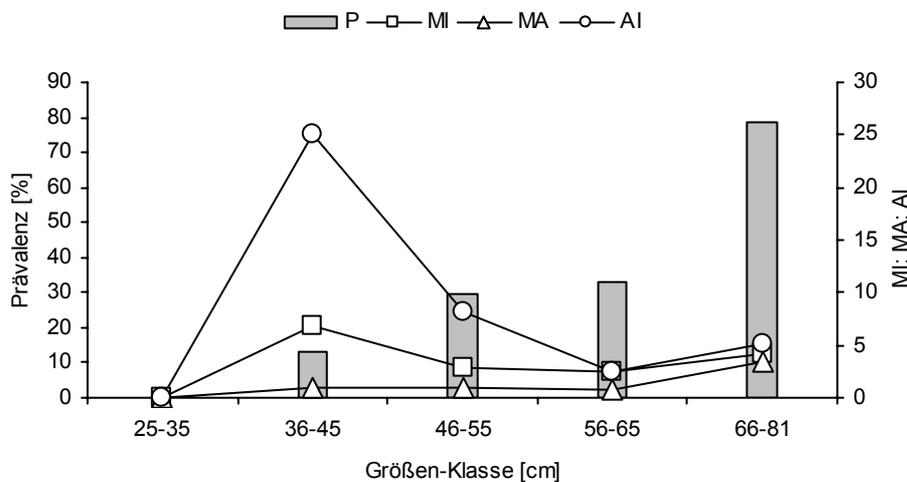


Abb. 3.47: Befallsparameter (Prävalenz (P), mittlere Intensität (MI), mittlere Abundanz (MA) und Aggregations Index (AI)) für *P. laevis* in den verschiedenen Größenklassen der Aale an der Probestelle Karlsruhe.

Im Verlauf von 2002 bis 2005 geht in Karlsruhe der Anteil der Aale, die nicht mit *P. laevis* infiziert waren, deutlich zurück (Abb. 3.48). Der Anteil an Aalen die mit 6-10 Individuen dieses Kratzers befallen sind, hat hingegen zugenommen. *P. laevis* ist wie *P. tenerrima* in der Aalpopulation in Karlsruhe aggregiert, wobei sich das Muster der Aggregation ebenfalls verändert hat.

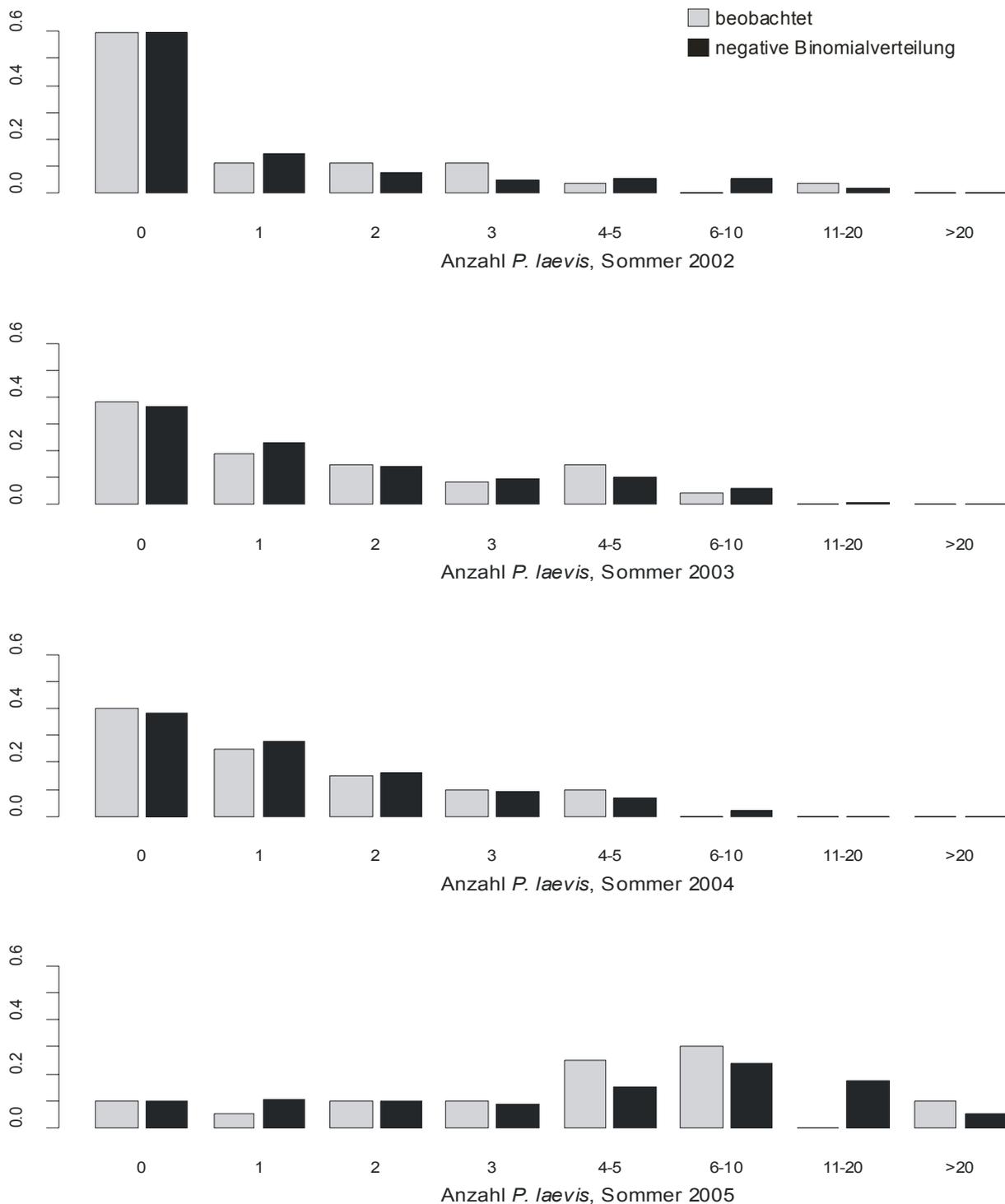


Abb. 3.48: Relative Häufigkeit der Aale, die mit verschiedenen Anzahlen von *P. laevis* infiziert sind (grau: beobachtete Werte; schwarz: Wahrscheinlichkeitsverteilung einer mit der Maximum-Likelihood-Methode angepassten negativen Binomialverteilung) im Zeitraum von 2002-2005.

Y-Achse: relative Häufigkeiten der Aale bzw. Wahrscheinlichkeiten

Beim Betrachten der Infragemeinschaft der Aale sieht man, dass es im Zeitraum von 1995 bis 2005 zu Änderungen in den verschiedenen Parametern gekommen ist (Tabelle 3.31). So ging die mittlere Anzahl der Parasiten zurück, die mittlere Anzahl der Parasiten-Arten hingegen stieg an (Abb. 3.49).

Tabelle 3.31: Diversität der intestinalen Infragemeinschaft an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005

Stelle Datum	Karlsruhe Rhein ¹ 22.08.1995	Karlsruhe Rhein ¹ 07.06.1999	Karlsruhe Rhein ¹ 19.07.2000	Karlsruhe Rhein 28.06.2001	Karlsruhe Rhein 10.04.2002	Karlsruhe Rhein 10.07.2003	Karlsruhe Rhein 10.06.2004	Karlsruhe Rhein 19.07.2005
Summe aller Parasiten	1084	657	70	200	95	174	137	192
Anzahl der Parasiten — $\bar{X} \pm SD$	17,8 (37,2)	16,4 (35,5)	2,7 (0,8)	8,3 (9,9)	3,5 (3,4)	8,7 (7,7)	6,9 (3,7)	9,6 (9,2)
Anzahl der Parasitenarten (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,6 (0,8)	1,4 (1,1)	0,7 (0,8)	1,4 (1,0)	1,3 (0,8)	2,3 (1,3)	2,3 (0,9)	2,2 (1,0)
Maximum Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	3	5	2	3	3	6	4	4
Brillouin Index (alle Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,06 (0,17)	0,19 (0,30)	0,08 (0,18)	0,19 (0,28)	0,18 (0,24)	0,42 (0,30)	0,43 (0,29)	0,40 (0,30)
Maximum Brillouin Index (infizierte Aale) — $\bar{X} \pm SD$	0,66	0,98	0,56	0,79	0,71	0,96	1,05	1,00
	0,15 (0,23)	0,24 (0,32)	0,17 (0,23)	0,23 (0,29)	0,21 (0,25)	0,44 (0,29)	0,43 (0,29)	0,42 (0,29)

¹: Daten aus Sures (2002)

Auch der Brillouin-Index und damit die Diversität der Infragemeinschaft stieg an und erreichte insbesondere 2003 und 2004 hohe Werte (Abb. 3.50). Die Anzahl der Parasiten, die Anzahl der Parasiten-Arten und der Brillouin Index zwischen den verschiedenen Jahren wurden auf statistische Unterschiede getestet (H-Test, Kruskal Wallis; U-Test Mann Whitney). Die Ergebnisse der statistischen Analyse sind in Tabelle 3.32 zusammengefasst.

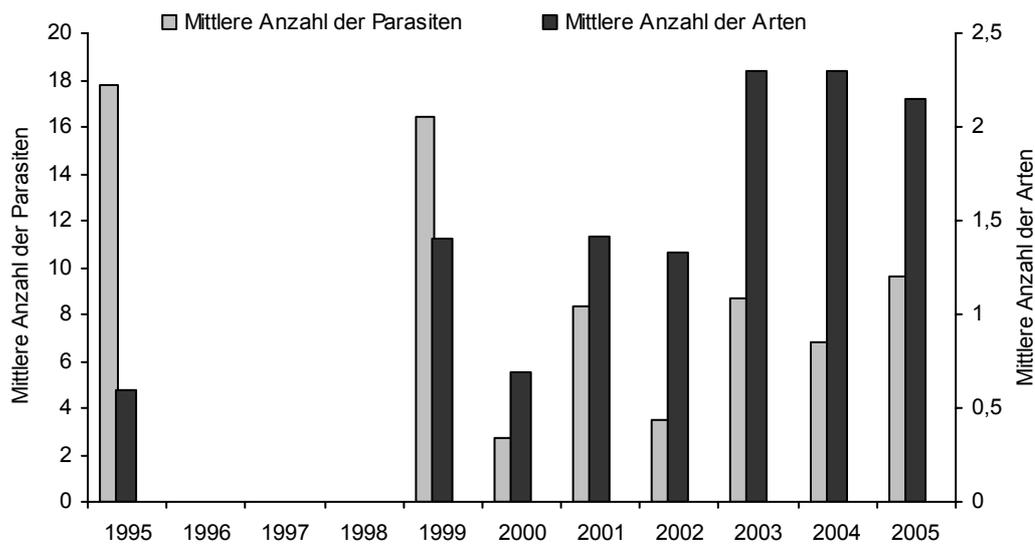


Abb. 3.49: Mittlere Anzahl der Parasiten und mittlere Anzahl der Parasitenarten an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005. Für den Zeitraum von 1996-1998 liegen keine Daten vor

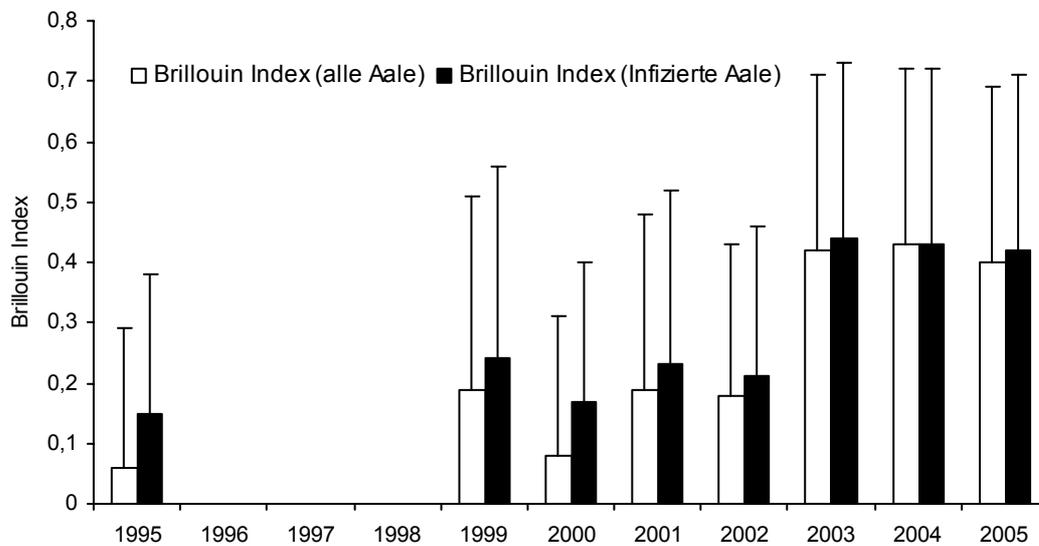


Abb 3.50: Brillouin Index \pm SD für alle Aale und die infizierten Aale an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005. Für den Zeitraum von 1996-1998 liegen keine Daten vor

Tabelle 3.32: Statistischer Vergleich (U-Test, Mann Whitney) der Parameter der Infragemeinschaft zwischen den einzelnen Jahren. Angegeben ist die Irrtumswahrscheinlichkeit (p)

Vergleich	Anzahl der Parasiten $p \leq$	Anzahl Parasitenarten $p \leq$	Brillouin Index (alle Aale) $p \leq$
95-99	n.s.	0,001	0,01
95-00	n.s.	n.s.	n.s.
95-01	n.s.	0,001	0,01
95-02	n.s.	0,001	0,01
95-03	0,05	0,001	0,001
95-04	0,05	0,001	0,001
99-00	0,01	0,01	n.s.
99-01	n.s.	n.s.	n.s.
99-02	n.s.	n.s.	n.s.
99-03	n.s.	0,01	0,01
99-04	n.s.	0,001	0,01
00-01	0,01	0,01	n.s.
00-02	0,05	0,01	n.s.
00-03	0,001	0,001	0,001
00-04	0,001	0,001	0,001
01-02	n.s.	n.s.	n.s.
01-03	n.s.	0,05	0,01
01-04	n.s.	0,01	0,01
02-03	0,01	0,01	0,01
02-04	0,01	0,001	0,01
03-04	n.s.	n.s.	n.s.
H-Test	0,001	0,001	0,001

n.s.: nicht signifikant

Die artenreichste Infragemeinschaft wurde 2003 festgestellt. Hier war ein Aal gleichzeitig mit sechs verschiedenen Helminthenarten befallen. Die prozentuale Verteilung der verschiedenen großen Infragemeinschaften (0-6) in den Aalpopulationen der verschiedenen Jahre ist in Abbildung 3.51 dargestellt. Sehr auffällig ist, dass der Anteil an uninfizierten Aalen kontinuierlich zurückging und es 2004 keine Aale mehr gab, die nicht infiziert waren. Der Anteil der Aale, die gleichzeitig mit zwei oder drei Arten infiziert waren, stieg dagegen von 1995 bis 2004 deutlich an (Abb. 3.51).

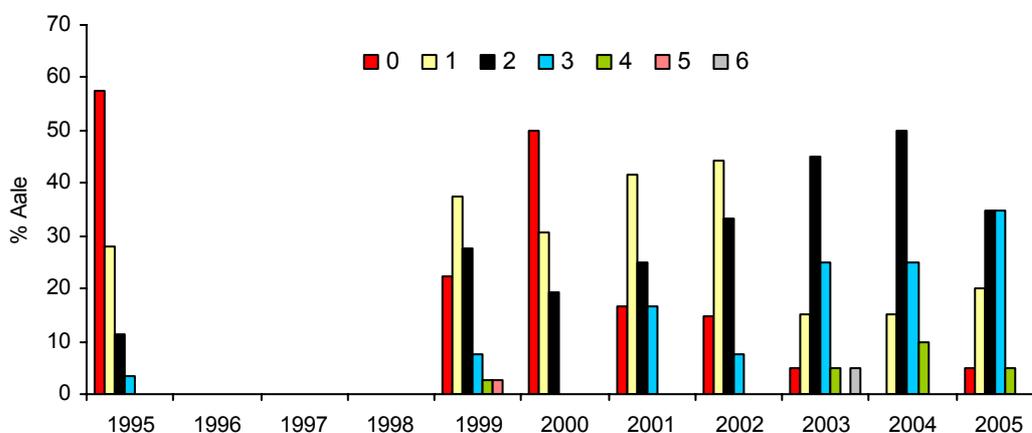


Abb. 3.51: Anteilige Verteilung der Aalpopulation auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2, 3, 4, 5 und 6 Parasitenarten im Zeitraum von 1995-2005 an der Probestelle Karlsruhe. Für den Zeitraum von 1996-1998 liegen keine Daten vor

Auch in der Komponentengemeinschaft spielten sich in den letzten neun Jahren gravierende Änderungen ab. Die Anzahl der Arten blieb über den ganzen Zeitraum weitgehend gleich und schwankte zwischen fünf und sieben Arten (Tab. 3.33).

Tabelle 3.33: Parameter der intestinalen Komponentengemeinschaft an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005

Stelle	Karlsruhe Rhein ¹	Karlsruhe Rhein ¹	Karlsruhe Rhein ¹	Karlsruhe Rhein	Karlsruhe Rhein	Karlsruhe Rhein	Karlsruhe Rhein	Karlsruhe Rhein
Datum	22.08.1995	07.06.1999	19.07.2000	28.06.2001	10.04.2002	10.07.2003	10.06.2004	19.07.2005
Arten	6	6	6	6	7	7	6	5
H	0,36	0,58	1,36	0,89	1,47	1,31	1,22	0,89
E	0,2	0,32	0,76	0,50	0,75	0,67	0,68	0,55
D	1,18	1,33	3,05	1,75	3,59	2,74	2,92	1,84
BP	0,92	0,86	0,50	0,74	0,40	0,55	0,46	0,71
Dom. Art	<i>P. ambiguus</i>	<i>P. ambiguus</i>	<i>R. acus</i>	<i>R. acus</i>	<i>P. laevis</i>	<i>P. tenrriima</i>	<i>P. tenrriima</i>	<i>P. laevis</i>

H: Shannon-Wiener Index; E: Shannon-Wiener Evenness; D: Simpson Index; BP: Berger-Parker Index; Dom. Art: Dominante Art

¹: Daten aus Sures (2002)

Die Diversität insgesamt hat jedoch zugenommen. So betrug der Shannon-Wiener Index 1995 nur 0,36 und erreichte 2002 einen Maximalwert von 1,47. Auch die Gleichverteilung der vorkommenden Arten hat seit 1999 zugenommen. Dagegen ist der Dominanzgrad der jeweiligen dominanten Art, hier als Berger-Parker Index ausgedrückt, zurückgegangen (Abb. 3.52 und Tab. 3.32). Seit 2003 geht die Diversität aber wieder leicht zurück und erreichte 2005 das Niveau von 2001. Auch bestand die intestinale Komponentengemeinschaft im Jahr 2005 aus nur fünf Arten (Tab. 3.33, Abb. 3.52).

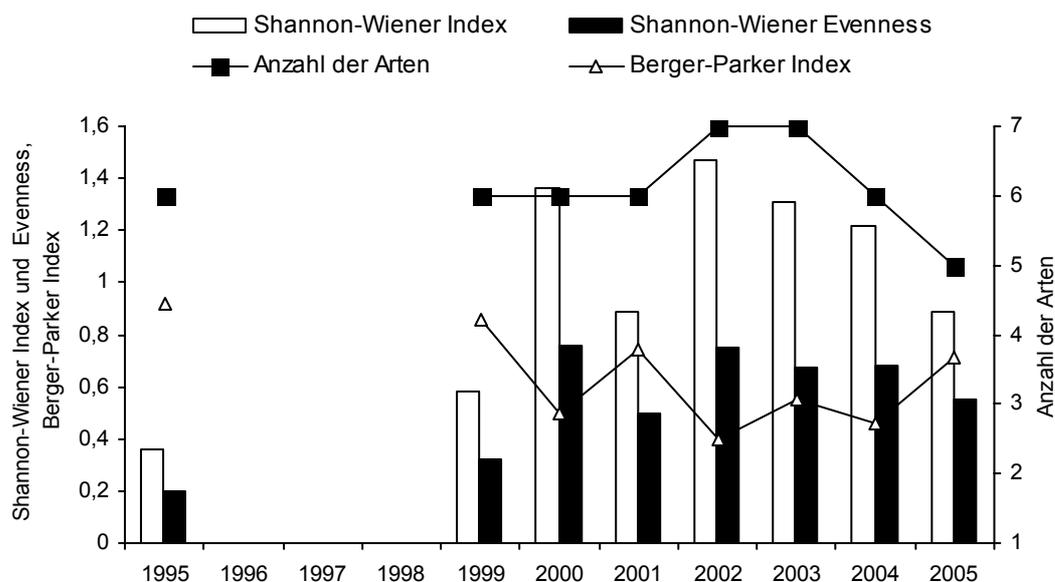


Abb. 3.52: Entwicklung verschiedener Parameter der Komponentengemeinschaft an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005. Für den Zeitraum von 1996-1998 liegen keine Daten vor

Dabei kam es des Öfteren zu einem Wechsel der dominanten Art. Die Aalpopulation in Karlsruhe wurde in den Jahren 1995 und 1999 stark von *P. ambiguus* dominiert (Berger-Parker Index 0,92 bzw 0,86). Dann brach die Population von *P. ambiguus* ein und dieser Parasit verschwand im Jahr 2002 schließlich ganz von der Probestelle in Karlsruhe (Abb. 3.39). Von 2000 bis 2001 wurde der unspezifische Nematode *R. acus* die dominante Art. Im Jahr 2002 war es *P. laevis* und ab 2003 dann wieder ein Aalspezialist, der Nematode *P. tenerrima*, welcher 2005 wieder von *P. laevis* ersetzt wurde. Die Dominanz der jeweiligen Arten war in den letzten Jahren weniger deutlich ausgeprägt als zu Zeiten von *P. ambiguus*.

Tabelle 3.34: Sörensen (IS_s) und Jaccard (IS_j) Similaritätsindizes für alle Jahrpaare im Zeitraum von 1995-2004

		1995	1999	2000	2001	2002	2003	2004
1995	IS_s	1	0.83	0.83	0.83	0.76	0.61	0.5
	IS_j	1	0.71	0.71	0.71	0.63	0.44	0.33
1999	IS_s		1	0.66	1	0.76	0.46	0.5
	IS_j		1	0.5	1	0.63	0.3	0.33
2000	IS_s			1	0.66	0.61	0.46	0.66
	IS_j			1	0.5	0.44	0.3	0.5
2001	IS_s				1	0.76	0.46	0.5
	IS_j				1	0.63	0.3	0.33
2002	IS_s					1	0.71	0.76
	IS_j					1	0.55	0.63
2003	IS_s						1	0.61
	IS_j						1	0.44
2004	IS_s							1
	IS_j							1

Die Ähnlichkeit der Darmparasitenfauna an der Stelle Karlsruhe zwischen den verschiedenen Jahren ist in Tabelle 3.34 angegeben. Dabei kann man erkennen, dass sich die Parasitenfauna im Laufe der Zeit verändert hat, was die Zusammensetzung der verschiedenen Arten angeht. Lag die Ähnlichkeit zwischen 1995 und 1999, 2000 und 2001 noch bei 83% (Sörensen Index) so beträgt sie zwischen 1995 und 2003, 2004 nur noch 61 bzw. 50%. Für beide Indices ist erkennbar, dass die Similarität in den letzten drei Jahren (2002 bis 2004) beim Vergleich mit den Jahren davor (1995 bis 2001) abgenommen hat.

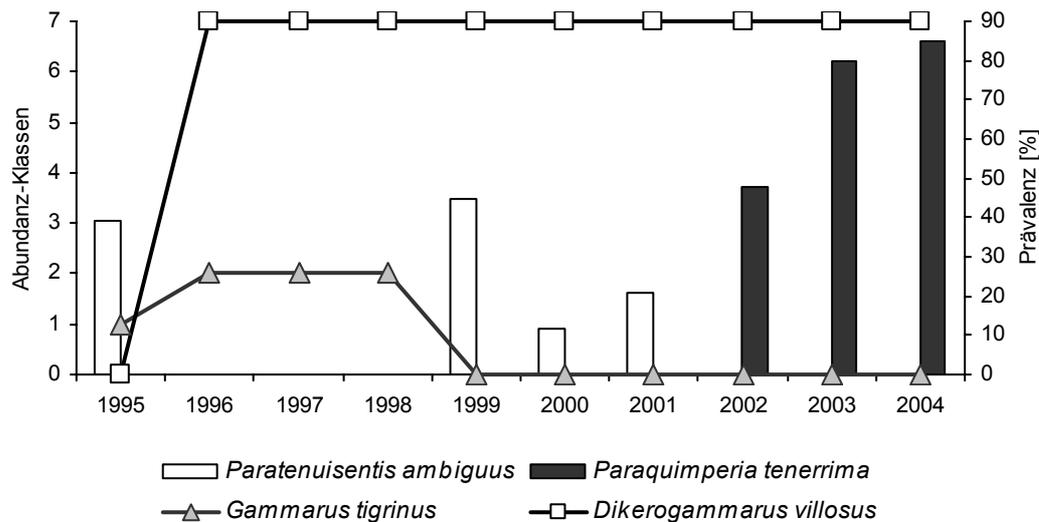


Abb. 3.53: Entwicklung der Populationen zweier Parasiten- und zweier Amphipoden-Arten an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2004

Die Änderungen in der Parasitenfauna der Aale an der Stelle Karlsruhe in den letzten zehn Jahren lassen sich auf Änderungen in der Zwischenwirtfauna im Rhein zurückführen (Abb. 3.53). Das Verschwinden von *Gammarus tigrinus*, dem einzigen Zwischewirt von *Paratenuisentis ambiguus* führte zum Ende der hohen Dominanz dieses Parasiten an der Stelle Karlsruhe. Dieses führte zu einer kompletten Neustrukturierung der Darmparasitenfauna. In der Diskussion wird auf diesen Aspekt ausführlich eingegangen.

In Abbildung 3.54 wurden die häufigsten Parasitenarten der Probestelle Karlsruhe zusammengefasst und deren Aggregation in der Aalpopulation grafisch dargestellt. In den Jahren 1995 und 1999 ist die Mehrzahl der Aale uninfiziert, wohingegen eine zweite Gruppe stark infiziert ist. Die relative Häufigkeit der Aale die uninfiziert sind geht kontinuierlich zurück, und in den Jahren 2004 und 2005 sind fast alle Aale von Parasiten befallen. Der Anteil der Aale die mit 4-20 Parasiten infiziert sind, hat in den letzten Jahren deutlich zugenommen. Das Muster der Verteilung der Parasiten in der Aalpopulation hat sich in Karlsruhe in den letzten zehn Jahren grundlegend verändert.

Abbildung 3.55 gibt die Verteilung der häufigsten Parasitenarten an der Probestelle Mannheim im Zeitraum von 2001 bis 2005 wider. Im Vergleich zu Karlsruhe sind hier die Verhältnisse in den letzten fünf Jahren weitgehend konstant geblieben.

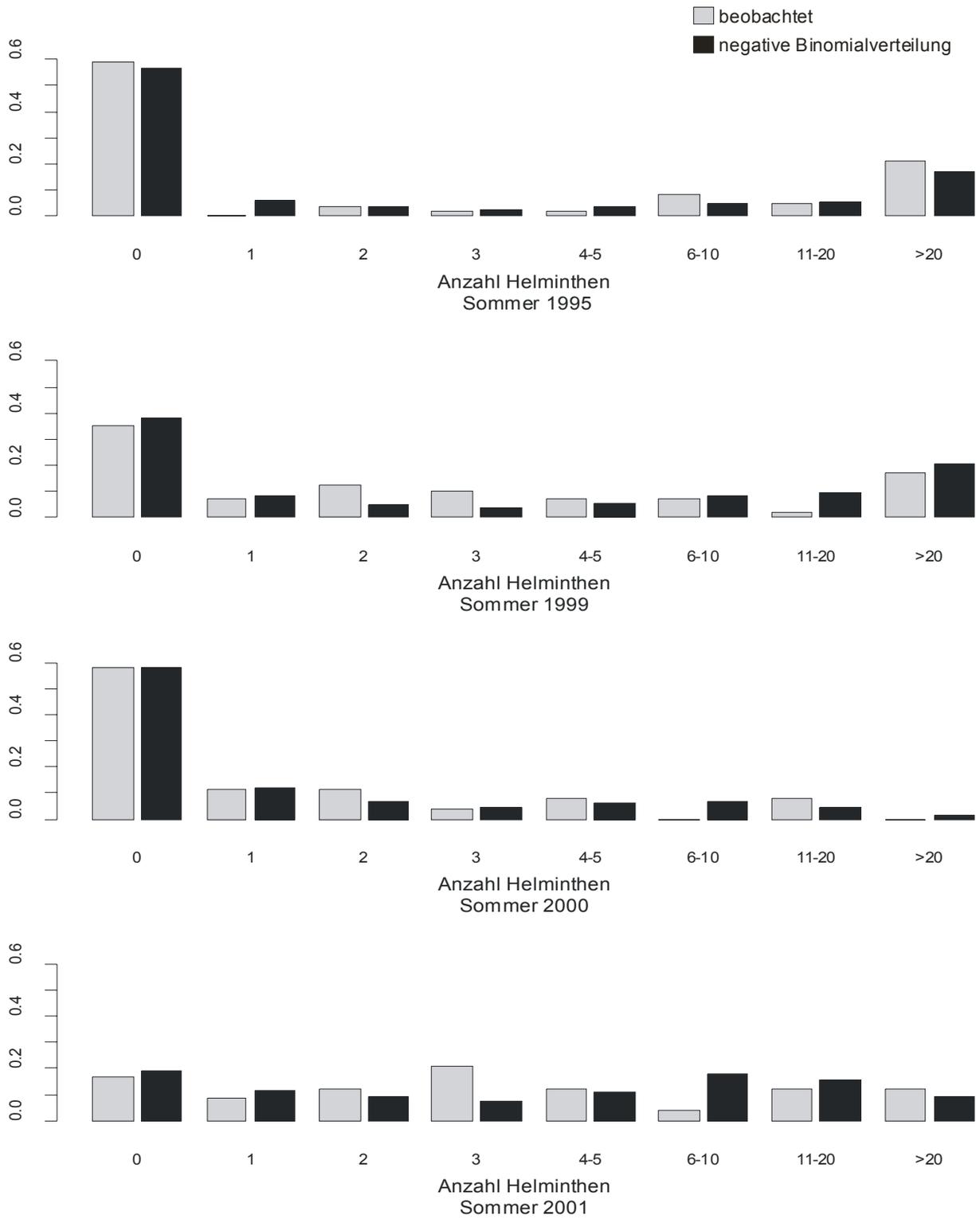


Abb. 3.54: Teil 1

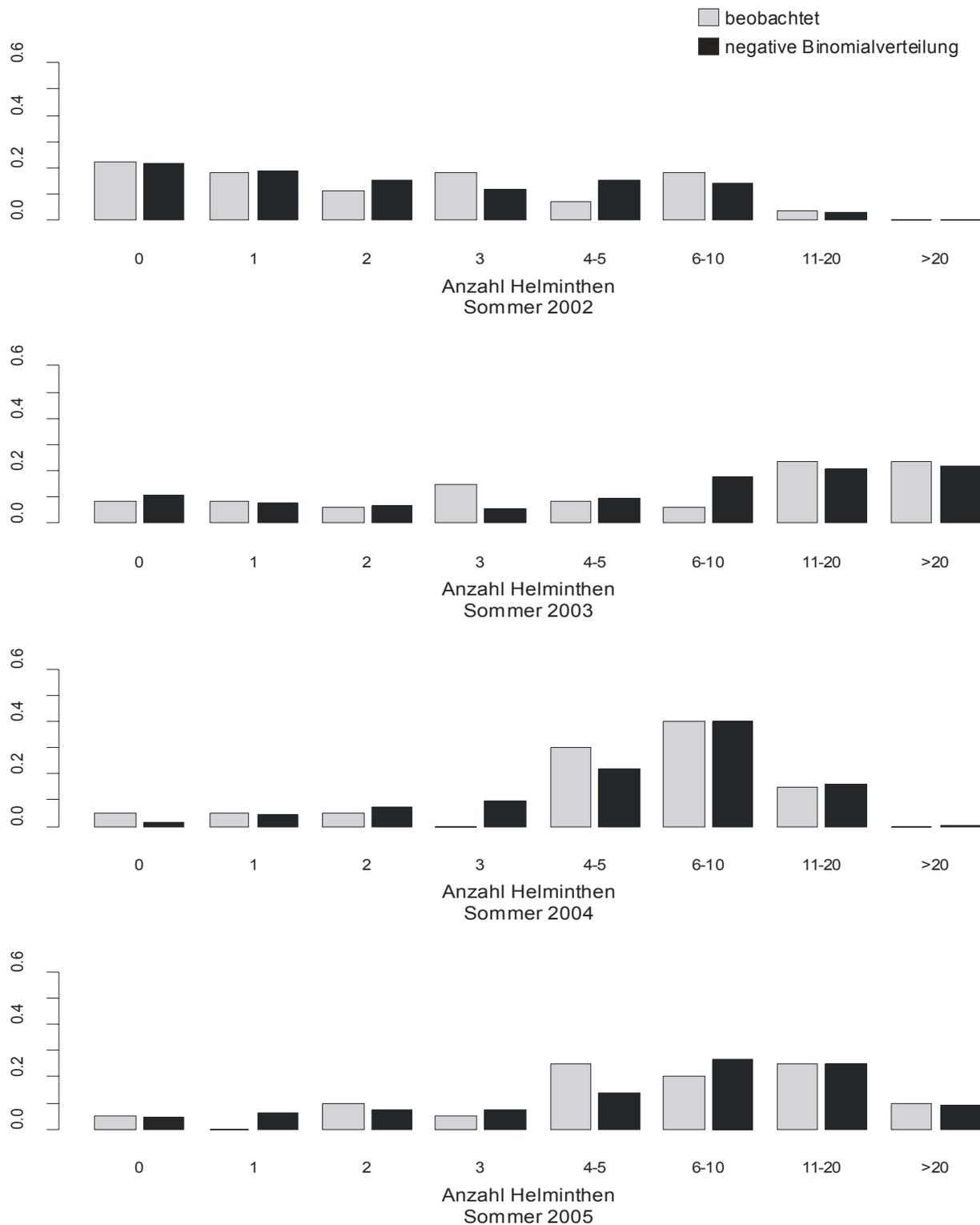


Abb. 3.54: Teil 2: Relative Häufigkeit der Aale, die mit verschiedenen Anzahlen von Parasiten infiziert sind (grau: beobachtet Werte; schwarz: Wahrscheinlichkeitsverteilung einer mit der Maximum-Likelihood-Methode angepassten negativen Binomialverteilung) im Zeitraum von 1995-2005 an der Probestelle Karlsruhe
 Y-Achse: relative Häufigkeiten der Aale bzw. Wahrscheinlichkeiten

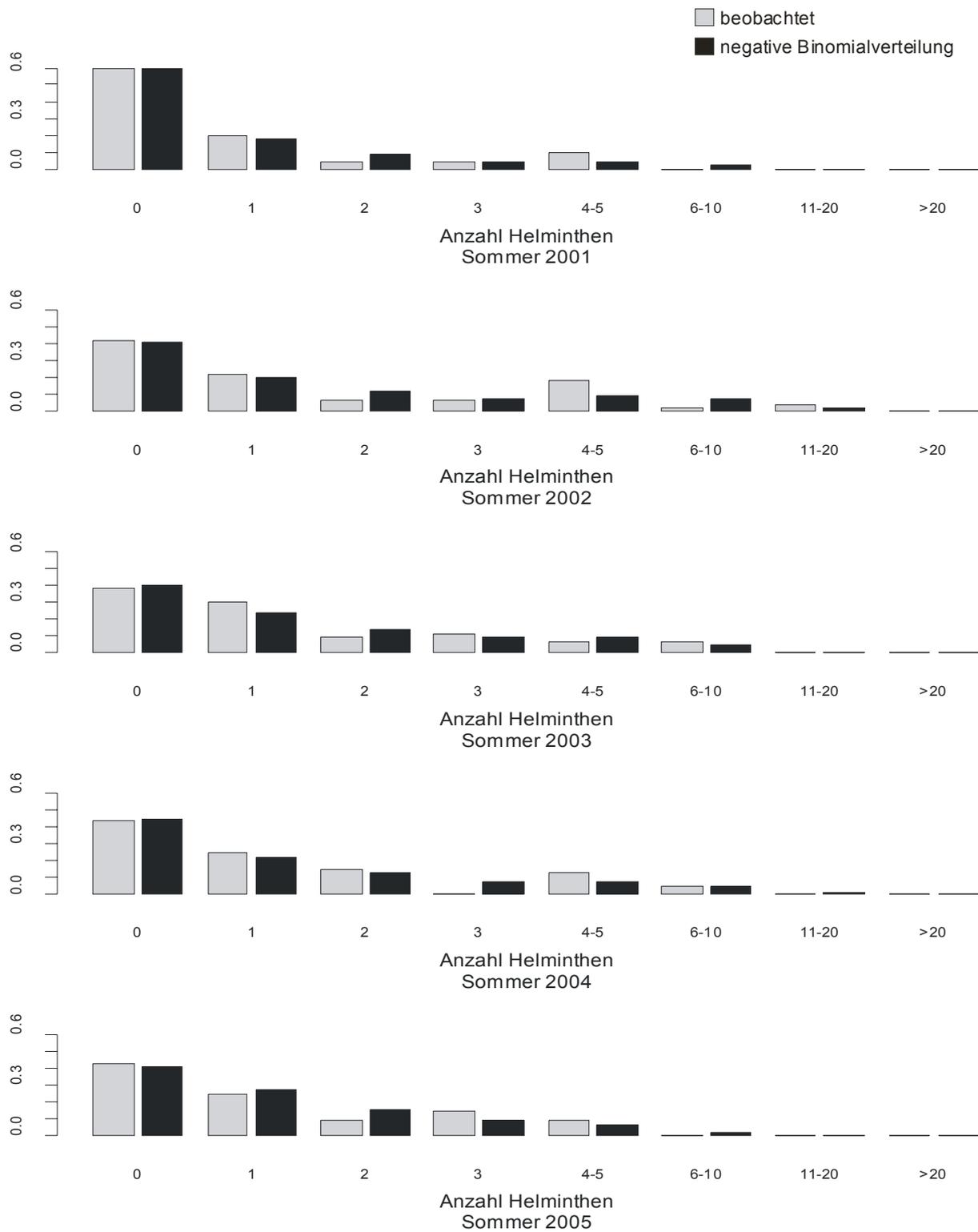


Abb. 3.55: Relative Häufigkeit der Aale, die mit verschiedenen Anzahlen von Parasiten infiziert sind (grau: beobachtet Werte; schwarz: Wahrscheinlichkeitsverteilung einer mit der Maximum-Likelihood-Methode angepassten negativen Binomialverteilung) im Zeitraum von 2001-2005 an der Probestelle Mannheim
 Y-Achse: relative Häufigkeiten der Aale bzw. Wahrscheinlichkeiten

3.3.4 Korrelationen

3.3.4.1 Korrelationen zur Infra- und Komponentengemeinschaft

In diesem Kapitel wird untersucht, ob zwischen verschiedenen Untersuchungsparametern ein Zusammenhang besteht. Die verschiedenen Diversitätsparameter der Infra- und Komponentengemeinschaft sowie die Aaldaten der in dieser Arbeit untersuchten Aalpopulationen (44) wurden deshalb miteinander korreliert. Dies waren:

CCR:	Diversität der Komponentengemeinschaft (Anzahl der Arten)
ICR max:	Maximale Diversität der Infragemeinschaft (Anzahl der Arten)
Mean ICR all:	Mittlere Anzahl der Parasitenarten (alle Aale)
Mean ICR inf:	Mittlere Anzahl der Parasitenarten (infizierte Aale)
Mean N:	Mittlere Anzahl an Helminthen
HB all:	Mittlerer Brillouin Index (alle Aale)
HB inf:	Mittlerer Brillouin Index (infizierte Aale)
HB max:	Maximaler Brillouin Index
H:	Shannon-Wiener Index
E:	Shannon-Wiener Evenness
D:	Simpson Index
BP:	Berger-Parker Index
M:	Mittlere Masse der Aale
L:	Mittlere Längen der Aale
Kf:	Mittlerer Konditionsfaktor der Aale
HSI:	Mittlerer hepatosomatischer Index der Aale

Um einen möglichen Zusammenhang zwischen zwei Messreihen festzustellen, wurde der Spearman'sche Rang-Korrelationskoeffizient bestimmt. Konnte hier ein signifikanter Zusammenhang auf dem Niveau $p \leq 0,05$ nachgewiesen werden, so schloss sich eine Regressionsanalyse an. Einige Regressionen wurden graphisch dargestellt und die dazugehörigen Korrelationsparameter sind in Tabelle 3.35 angegeben.

Zwischen den Parametern der Fische (Länge, Masse, hepatosomatischer Index, Konditionsfaktor) und den Parametern der Infra- und Komponentengemeinschaft ergaben sich keine signifikanten Zusammenhänge.

Positive Zusammenhänge gab es zwischen der Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft (CCR) und der maximalen Anzahl der Arten in der Infragemeinschaft sowie dem Shannon-Wiener Index (Abb. 3.56 und Abb. 3.57).

Tabelle 3.35: Korrelation zwischen verschiedenen Parametern der Infra- und Komponentengemeinschaft. Angegeben ist die Irrtumswahrscheinlichkeit (p) und der Spearman'sche Korrelationskoeffizient sowie das Bestimmtheitsmaß der Reggressionsanalyse (r²)

Korrelation	p	Spearman'sche Korrelationskoeffizient	r ²
ICR max-CCR	≤ 0,001	0,62	0,50
CCR-H	≤ 0,001	0,51	0,25
SW-BP	≤ 0,001	-0,90	0,87
CCR-Mean N	≤ 0,05	0,31	0,46
ICR max-Mean N	≤ 0,001	0,74	0,63
HB all-Mean N	≤ 0,001	0,67	0,40
H-Mean N	≤ 0,05	-0,31	0,36
E-Mean N	≤ 0,001	-0,65	0,52
BP-Mean N	≤ 0,01	0,44	0,34

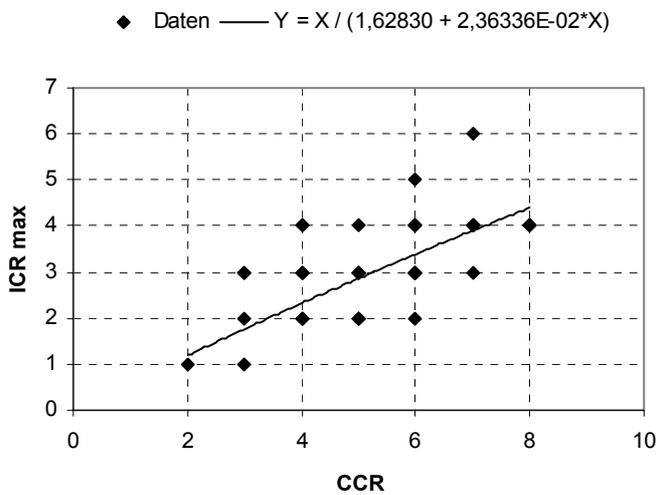


Abb. 3.56: Positive Korrelation zwischen der maximalen Anzahl der Arten in der Infragemeinschaft (ICR max) und der Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft (CCR). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß r² = 0,50

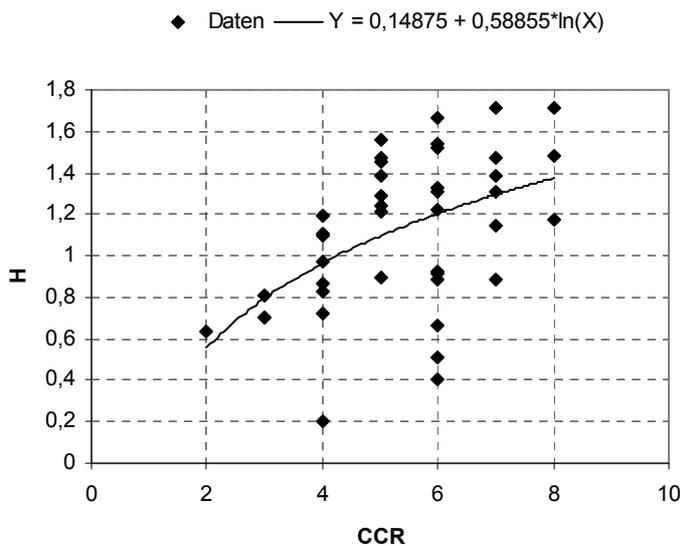


Abb. 3.57: Positive Korrelation zwischen dem Shannon-Wiener Index (H) und der Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft (CCR). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß r² = 0,25

Einen negativen Zusammenhang konnte zwischen dem Berger-Parker Index und dem Shannon-Wiener Index beobachtet werden (Abb. 3.58).

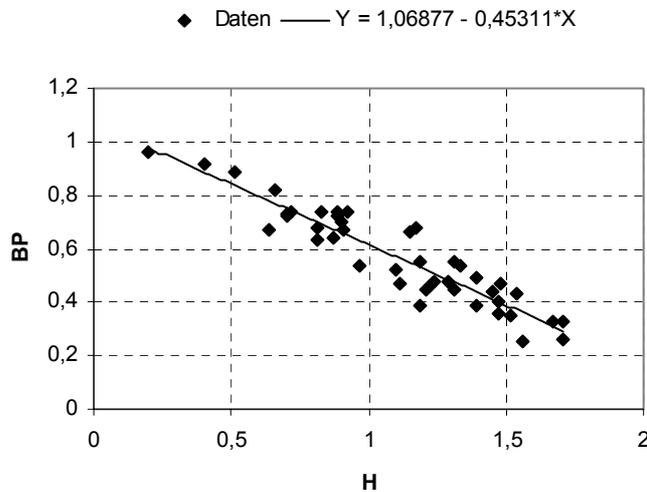


Abb. 3.58: Negative Korrelation zwischen dem Berger-Parker Index (BP) und dem Shannon-Wiener Index (H). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0,87$

Je mehr Würmer insgesamt in den Aalpopulationen vorhanden waren (Mean N), umso höher war auch die maximale Anzahl der Arten in der Infragemeinschaft sowie die Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft, was die positiven Korrelationen in den Abbildungen 3.59 und 3.60 zeigen. Der mittlere Brillouin Index sowie der Berger-Parker Index sind ebenfalls positiv mit der mittleren Anzahl der Helminthen korreliert (Abb. 3.61 und 3.62).

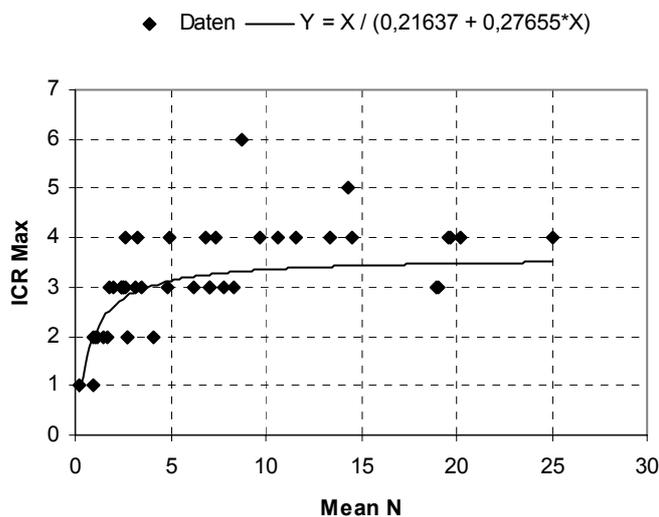


Abb. 3.59: Positive Korrelation zwischen der maximalen Artenzahl in der Infragemeinschaft (ICR Max) und der mittleren Anzahl der Helminthen (Mean N). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0,63$

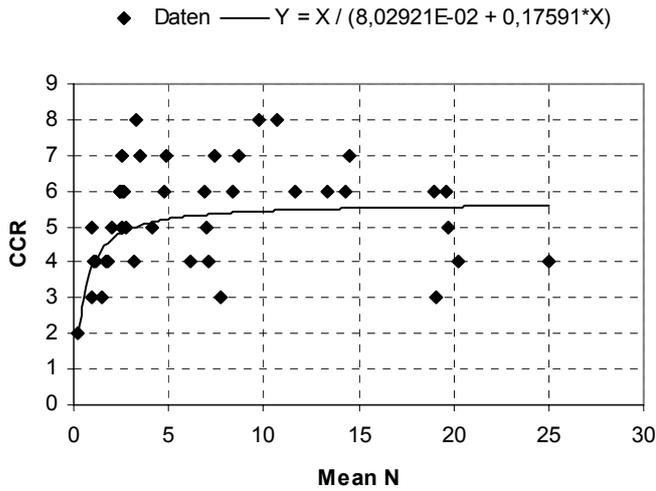


Abb. 3.60: Positive Korrelation zwischen der Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft (CCR) und der mittleren Anzahl der Helminthen (Mean N). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0,46$

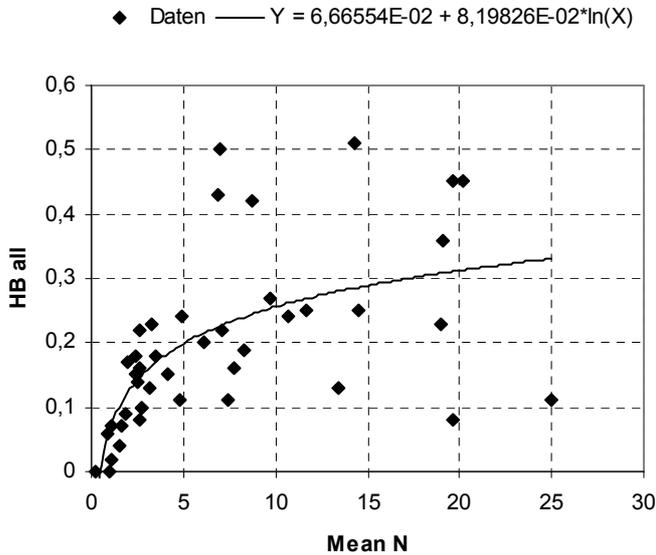


Abb. 3.61: Positive Korrelation zwischen der Diversität der Infragemeinschaft (HB all) und der mittleren Anzahl der Helminthen (Mean N). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0,40$

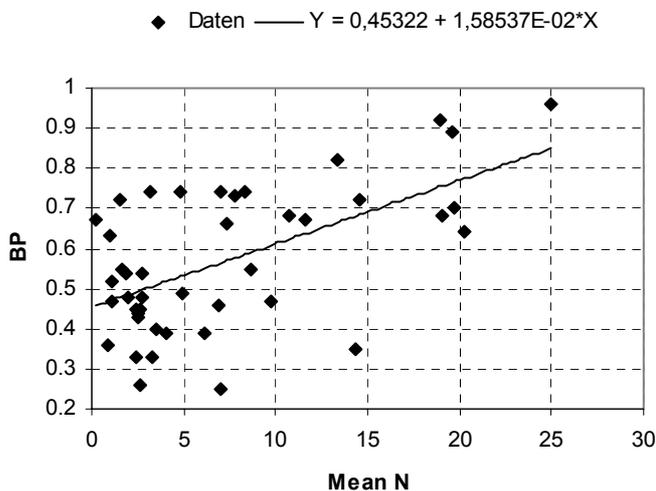


Abb. 3.62: Positive Korrelation zwischen dem Berger-Parker Index (BP) und der mittleren Anzahl der Helminthen (Mean N). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0,34$

Zwei Parameter der Komponentengemeinschaft (Shannon-Wiener Index und Shannon-Wiener Evenness) waren negativ mit der mittleren Anzahl der Helminthen korreliert. Je mehr Würmer insgesamt in den Aalpopulationen vorkamen, umso geringer war die Diversität (Abb. 3.63) und Gleichverteilung der Arten (Abb. 3.64) in der Komponentengemeinschaft.

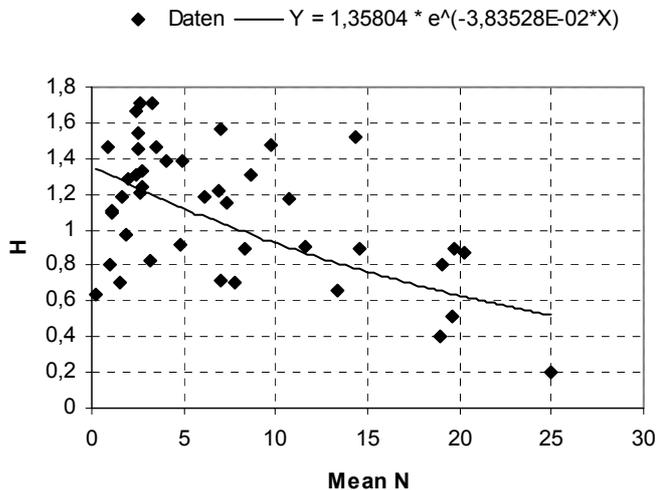


Abb. 3.63: Negative Korrelation zwischen dem Shannon-Wiener Index (H) und der mittleren Anzahl der Helminthen (Mean N). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0,36$

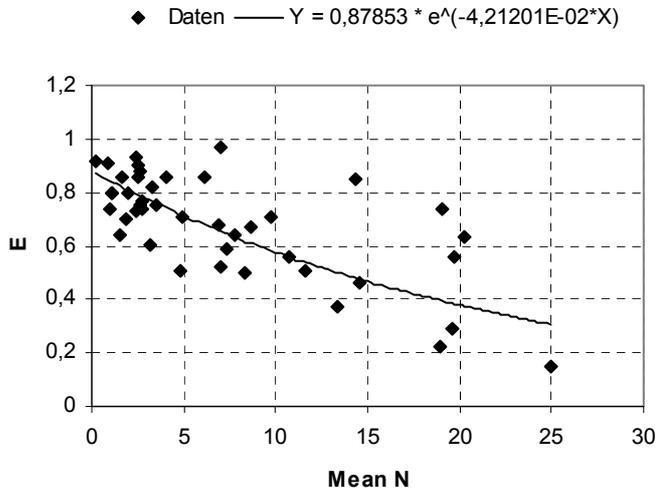


Abb. 3.64: Negative Korrelation zwischen der Shannon-Wiener Evenness (E) und der mittleren Anzahl der Helminthen (Mean N). Angegeben ist zusätzlich die Regressionskurve (Gerade) mit dem Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0,52$

3.3.4.2 Korrelationen zwischen den Befallsparametern verschiedener Parasitenarten

Zwischen den Befallsparametern (mittlere Intensität, mittlere Abundanz und Prävalenz) der verschiedenen Parasitenarten gab es nur wenige signifikante Korrelationen. Zwei positive sowie fünf negative Zusammenhänge sind in Tabelle 3.36 mit den dazugehörigen Korrelationskoeffizienten und den Bestimmtheitsmaßen aufgelistet.

Der Befall mit Cestoden (*B. claviceps* und *P. macrocephalus*) war dabei negativ mit dem Befall der beiden Nematoden (*P. tenerrima* und *R. acus*) korreliert. Die Prävalenz der beiden Cestoden war untereinander jedoch positiv korreliert. Die Bestimmtheitsmaße sind für alle Korrelationen jedoch sehr gering (Tab. 3.36).

Tabelle 3.36: Korrelation zwischen verschiedenen Befallsparametern verschiedener Parasitenarten. Angegeben ist die Irrtumswahrscheinlichkeit (p) und der Spearman'sche Korrelationskoeffizient sowie das Bestimmtheitsmaß der Regressionsanalyse (r^2)

Korrelation	p	Spearman'sche Korrelationskoeffizient	r^2
<i>P. ambiguus</i> MI- <i>P. laevis</i> P	$\leq 0,01$	-0,72	0,42
<i>P. tenerrima</i> P- <i>P. laevis</i> P	$\leq 0,05$	0,41	0,15
<i>B. claviceps</i> P- <i>P. tenerrima</i> P	$\leq 0,05$	-0,34	0,16
<i>P. macrocephalus</i> P- <i>P. tenerrima</i> P	$\leq 0,05$	-0,42	0,22
<i>P. macrocephalus</i> P- <i>R. acus</i> P	$\leq 0,05$	-0,46	0,29
<i>B. claviceps</i> MI- <i>R. acus</i> P	$\leq 0,05$	-0,38	0,22
<i>P. macrocephalus</i> P- <i>B. claviceps</i> P	$\leq 0,05$	0,37	0,17

MI: mittlere Intensität; P: Prävalenz

3.3.4.3 Korrelationen zwischen dem Aggregationsindex und den Befallsparametern verschiedener Parasitenarten

Hier wurde der Frage nachgegangen, ob die am häufigsten vorkommenden Parasitenarten (*Paratenuisentis ambiguus*, *Pomphrynchus laevis*, *Paraquimperia tenerrima*, *Raphidascaris acus*, *Borhriocephalus claviceps*, *Proteocephalus macrocephalus*) in den Aalpopulationen stärker aggregiert sind, wenn die Befallsrate oder die Intensität des Befalls höher ist. Dazu wurden die Befallsparameter und der Aggregationsindex aller Populationen, die mit einem der sechs Parasitenarten infiziert waren, zusammengefasst und eine Spearman'sche Rangkorrelation durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3.37 zu finden.

Tabelle 3.37: Korrelation zwischen dem Aggregationsindex (AI) und der Prävalenz, der mittleren Intensität, und der mittleren Abundanz für sechs Parasitenarten. Angegeben ist die Irrtumswahrscheinlichkeit (p) und der Spearman'sche Korrelationskoeffizient (R)

	Prävalenz		mittlere Intensität		mittlere Abundanz	
	p	R	p	R	p	R
<i>P.a</i> AI	≤ 0,05	0,54	≤ 0,001	0,91	≤ 0,01	0,75
<i>P.l</i> AI	≤ 0,01	0,46	≤ 0,001	0,95	≤ 0,001	0,80
<i>P.t</i> AI	≤ 0,01	0,45	≤ 0,001	0,91	≤ 0,001	0,67
<i>R.a</i> AI	≤ 0,001	0,59	≤ 0,001	0,95	≤ 0,001	0,82
<i>B.c</i> AI	n.s.	-0,05	≤ 0,001	0,95	≤ 0,05	0,34
<i>P.m</i> AI	n.s.	0,18	≤ 0,001	0,79	≤ 0,001	0,65
alle	≤ 0,001	0,43	≤ 0,001	0,94	≤ 0,001	0,73

P.a: *Paratenuisentis ambiguus*, *P.l*: *Pomphorhynchus laevis*, *P.t* *Paraquimperia tenerrima*, *R.a*: *Raphidascaris acus*, *B.c*: *Bothriocephalus claviceps*, *P.m*: *Proteocephalus macrocephalus*
n.s.: nicht signifikant

Je höher die Befallsrate ist, desto stärker sind die Parasiten in der Population aggregiert. Dies gilt für die zwei Acanthocephalen und die zwei Nematoden, nicht aber für die zwei Cestoden, bei denen kein signifikanter positiver Zusammenhang ermittelt werden konnte. Die Aggregation aller Parasitenarten ist jedoch mit der mittleren Abundanz und mittleren Intensität der sechs Parasitenarten in den Aalpopulationen korreliert.

3.3.5 Befallsparameter in den verschiedenen Größenklassen der Aale

Für die sechs am häufigsten vorkommenden Parasiten-Arten im Darm, *Paratenuisentis ambiguus*, *Pomphorhynchus laevis*, *Paraquimperia tenerrima*, *Raphidascaris acus*, *Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus* wurde untersucht, ob sie bevorzugt eine bestimmte Größen-Klasse von Aalen befallen. Dazu wurden alle Aalpopulationen, die mit einem der sechs Parasiten befallen waren, in Größenklassen eingeteilt (25-35cm; 36-45cm; 46-55cm; 56-65cm und >75cm) und für jede Größenklasse die Prävalenz, mittlere Intensität und mittlere Abundanz ermittelt. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 3.65-3.70 dargestellt.

Bei *P. ambiguus* sind die kleineren Aale stärker befallen, und für alle drei Befallsparameter ist die Tendenz zu größeren Aalen hin fallend (Abb. 3.65). Die Unterschiede sind jedoch meistens nicht signifikant. Lediglich die mittlere Klasse (46-55 cm) unterscheidet sich in ihren Befallsparametern signifikant (U-Test, Mann Whitney, $p \leq 0,05$) von den anderen Klassen.

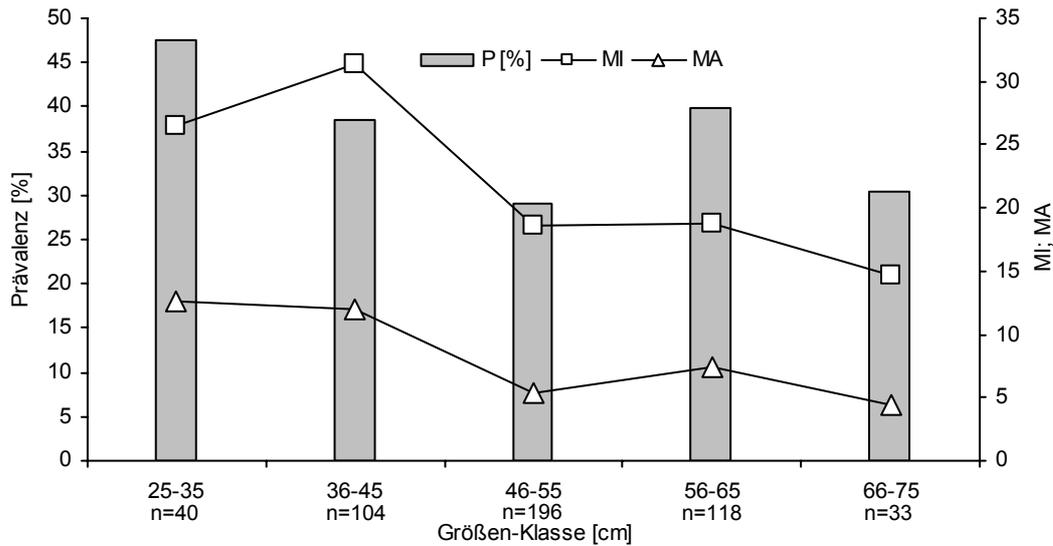


Abb. 3.65: Befallsdaten der verschiedenen Größenklassen mit *Parateniuentis ambiguus*. P: Prävalenz; MI: mittlerer Intensität, MA: mittlere Abundanz. Angegeben ist zusätzlich die Anzahl der Aale (n) in der jeweiligen Größen-Klasse

Der Kratzer *P. laevis* kommt verstärkt in der Größen-Klasse 66-75 cm vor und erreicht hier eine Prävalenz von 60% mit einer mittleren Intensität von sieben Würmern pro Aal. In der kleinsten und größten Klasse sind die Befallsdaten am geringsten, wobei die Unterschiede zwischen den kleineren Klassen 25-35 cm und 36-45 cm und den größeren Klassen 56-65 cm und 66-75 cm signifikant sind. Auch die Klassen 46-55 cm und >75 cm unterscheiden sich signifikant von der Klasse 66-75 cm (U-Test, Mann Whitney, $p \leq 0,05$). Die höchste mittlere Intensität konnte mit etwa acht Würmern in der Klasse 56-65 cm beobachtet werden (Abb. 3.66).

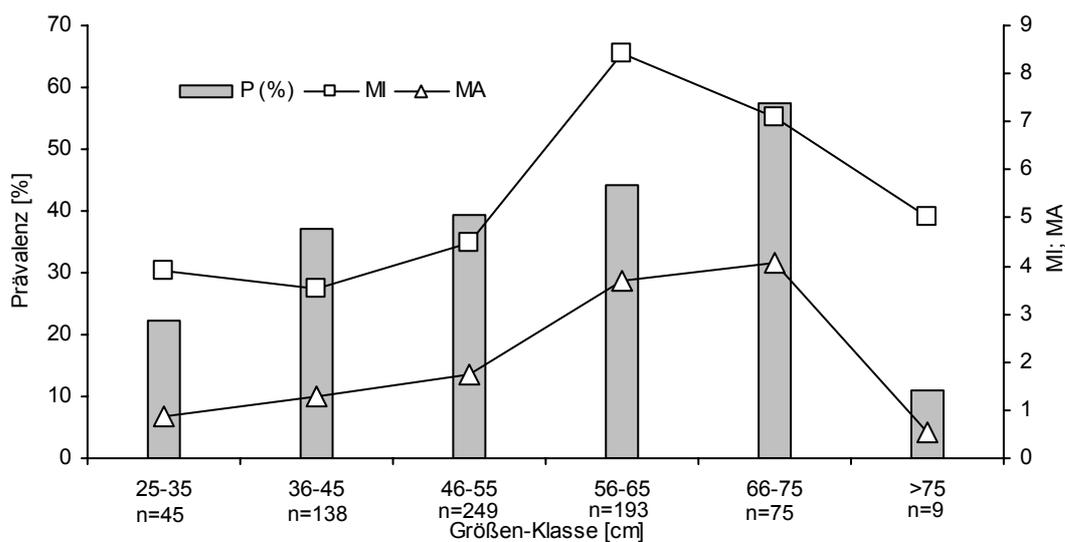


Abb. 3.66: Befallsdaten der verschiedenen Größenklassen mit *P. laevis*. P: Prävalenz; MI: mittlerer Intensität, MA: mittlere Abundanz. Angegeben ist zusätzlich die Anzahl der Aale (n) in der jeweiligen Größen-Klasse

Die kleinsten Aale (25-35 cm) waren nicht von dem Nematoden *R. acus* befallen. Wie bei *P. laevis* finden sich auch hier in den größeren Aalen mehr Würmer und auch ein höherer Anteil der Aale ist befallen. Nur in der größten Klasse sind die Befallsraten wieder geringer. Die Unterschiede zwischen den kleineren Klassen und den größeren sind signifikant (U-Test, Mann Whitney, $p \leq 0,05$). Der deutliche Unterschied zwischen der Klasse 66-75 cm und >75 cm ist jedoch nicht signifikant. Dies liegt aber an der geringen Anzahl an Aalen in der Klasse >75 cm (10 Stück) (Abb. 3.67).

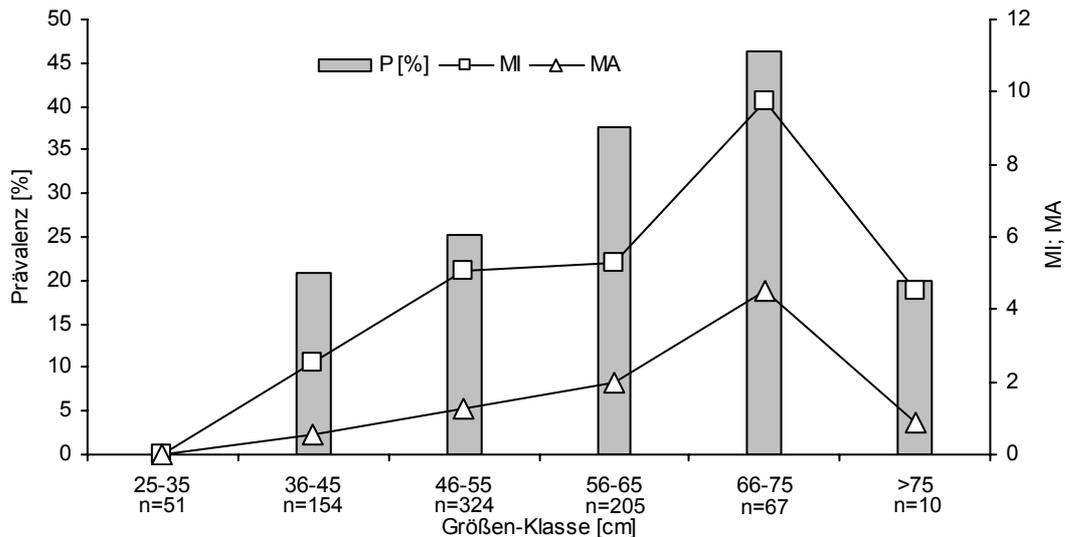


Abb. 3.67: Befallsdaten der verschiedenen Größenklassen mit *R. acus*. P: Prävalenz; MI: mittlerer Intensität, MA: mittlere Abundanz. Angegeben ist zusätzlich die Anzahl der Aale (n) in der jeweiligen Größen-Klasse

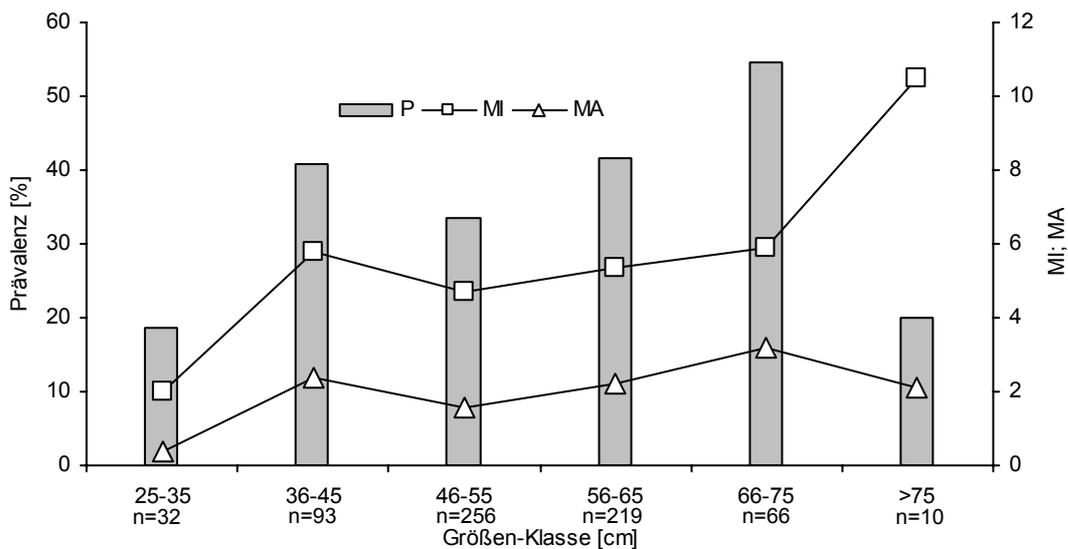


Abb. 3.68: Befallsdaten der verschiedenen Größenklassen mit *P. tenerrima*. P: Prävalenz; MI: mittlerer Intensität, MA: mittlere Abundanz. Angegeben ist zusätzlich die Anzahl der Aale (n) in der jeweiligen Größen-Klasse

Der aalspezifische Nematode *P. tenrriima* ist in den mittleren Klassen 36-75 cm am stärksten vertreten, und auch hier ist der Befall in der Klasse 66-75 cm am höchsten. So unterscheidet sich die kleinste Klasse signifikant von den 4 mittleren Klassen, nicht jedoch von der Größten (U-Test, Mann Whitney, $p \leq 0,05$). Signifikante Unterschiede gibt es weiterhin zwischen den Klassen 36-45 und 66-75, 46-55 und 56-65, 46-55 und 66-75 sowie 56-65 und 66-75cm. Wiederrum keine signifikanten Unterschiede gibt es zwischen 66-75 und >75cm, was auch hier an der geringen Anzahl der Aale in letzterer Klasse liegt (10 Stück) (Abb. 3.68).

Beim Cestoden *Bothriocephalus claviceps* ist eine ansteigende Tendenz der Befallsparameter von den kleinen zu den großen Aalen hin zu beobachten. So steigt die Prävalenz von 10 auf 33% an, wobei in der Klasse >75 cm allerdings nur neun Aale vertreten waren, wovon drei infiziert waren. Zwischen den einzelnen Klassen konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden (H-Test, Kruskal Wallis, $p > 0,05$) (Abb. 3.69).

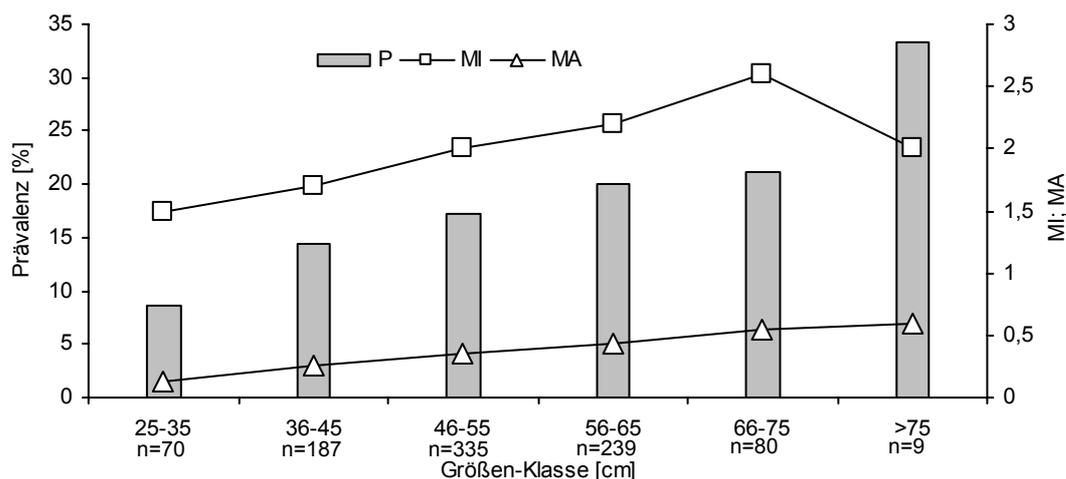


Abb. 3.69: Befallsdaten der verschiedenen Größenklassen mit *B. claviceps*. P: Prävalenz; MI: mittlere Intensität, MA: mittlere Abundanz. Angegeben ist zusätzlich die Anzahl der Aale (n) in der jeweiligen Größen-Klasse

Auch beim aalspezifischen Bandwurm *Proteocephalus macrocephalus* sind die Aale in der größten Klasse > 75cm stärker befallen. Wie bei *B. claviceps* konnte aber auch hier kein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen Klassen festgestellt werden (H-Test, Kruskal Wallis, $p > 0,05$). Die Prävalenz in den kleineren Klassen liegt zwischen 15 und 20% (Abb. 3.70).

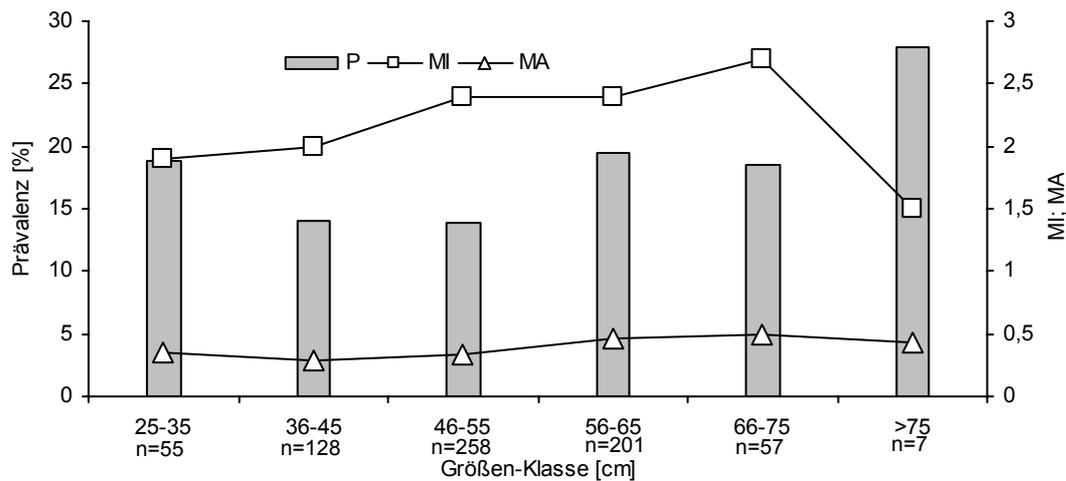


Abb. 3.70: Befallsdaten der verschiedenen Größenklassen mit *P. macrocephalus*. P: Prävalenz; MI: mittlerer Intensität, MA: mittlere Abundanz. Angegeben ist zusätzlich die Anzahl der Aale (n) in der jeweiligen Größen-Klasse

3.3.6 Aggregation verschiedener Parasitenarten in den Aalen

Die mittlere Aggregation für die sechs am häufigsten vorkommenden Parasitenarten im Darm, *Paratenuisentis ambiguus*, *Pomphorynchus laevis*, *Paraquimperia tenerrima*, *Raphidascaris acus*, *Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus* wurde berechnet. Dazu wurden alle Aalpopulationen, die mit dem jeweiligen Parasiten infiziert waren, zusammengefasst und der Mittelwert der Aggregation bestimmt (siehe Tabelle 3.38).

Tabelle 3.38: Mittlerer Aggregationsindex verschiedener Parasitenarten

	Anzahl Populationen (n)	Mittlerer Aggregations Index	SD
<i>Paraquimperia tenerrima</i>	33	4,05	3,7
<i>Raphidascaris acus</i>	28	4,41	3,9
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>	13	40,94	32,7
<i>Pomphorynchus laevis</i>	27	8,50	11,4
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	35	2,12	1,1
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	28	3,11	3,9

SD: Standardabweichung

Am stärksten sind die zwei Acanthcephalen in den Aalpopulationen aggregiert, gefolgt von den zwei Nematoden und den zwei Cestoden. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Arten sind zum Teil signifikant und in Tabelle 3.39 dargestellt.

Tabelle 3.39: Statistischer Vergleich (U-Test, Mann Whitney) des Aggregationsindex zwischen allen möglichen Parasitenpaaren. Angegeben ist die Irrtumswahrscheinlichkeit (p)

	<i>P.t</i>	<i>R.a</i>	<i>P.a</i>	<i>P.l</i>	<i>B.c</i>	<i>P.m</i>
<i>P.t</i>	-	n.s.	≤ 0,001	n.s.	≤ 0,05	n.s.
<i>R.a</i>		-	≤ 0,001	n.s.	≤ 0,01	≤ 0,05
<i>P.a</i>			-	≤ 0,001	≤ 0,001	≤ 0,001
<i>P.l</i>				-	≤ 0,01	≤ 0,05
<i>B.c</i>					-	n.s.
<i>P.m</i>						-

P.a.: *Paratenuisentis ambiguus*

P.l.: *Pomphrhyynchus laevis*

P.t.: *Paraquimperia tenrrima*

R.a.: *Raphidascaaris acus*

B.c.: *Borhriocephalus claviceps*

P.m.: *Proteocephalus macrocephalus*

n.s.: nicht signifikant

4 Diskussion

In der nun folgenden Diskussion sollen die Ergebnisse vergleichend mit Daten aus der Literatur diskutiert werden. Dabei wird die Themenfolge des Material- und Methoden-Teils sowie des Ergebnis-Teils beibehalten. Zuerst wird kurz auf die physikalisch chemischen Parameter des Rheins eingegangen, anschließend wird die Entwicklung der Crustaceen-Fauna an den auf diesen Aspekt hin untersuchten Stellen erörtert. Im folgenden Kapitel werden die angetroffenen Aalparasiten vorgestellt, wobei jeweils auf ihre Biologie und ihre Verbreitung im Rheinsystem eingegangen wird. Es folgt ein Abschnitt über die Parasitözönose der übrigen untersuchten Fischarten sowie zwei Kapitel die die Struktur der Infra- und Komponentengemeinschaft der Aale vergleichend behandeln. Am Ende der Diskussion wird die Entwicklung der Aalparasitenfauna an der Stelle Karlsruhe im Verlauf der letzten Jahre behandelt. Dabei werden die Änderungen in der Makrozoobenthosgemeinschaft berücksichtigt.

4.1 Physikalisch chemische Parameter

In den letzten 20 Jahren ist infolge zunehmender Abwasserreinigung die stoffliche Belastung des Rheins deutlich zurückgegangen (LfU, 2004).

4.1.1 Temperatur

Die Temperatur des Rheins an den drei dargestellten Stellen (Albbruck, Karlsruhe und Mannheim) zeigt einen typischen jahreszeitlichen Verlauf ohne auffällige Schwankungen innerhalb der letzten Jahre (vgl. 3.1). Die leicht höheren Temperaturen in Mannheim im Vergleich zu Albbruck geben den normalen Temperaturverlauf in einem großen Gewässer entlang der Fließstrecke wieder (Schwoerbel, 1993). Zwischen Albbruck und Mannheim befinden sich zahlreiche Kraftwerke und Industrieanlagen, die Kühlwasser aus dem Rhein entnehmen und so zusätzlich zu einer leichten Temperaturerhöhung beitragen. Punktuelle oder temporäre Temperaturschwankungen anthropogenen Ursprungs können einen erheblichen Einfluss auf die Gewässerbiozönose haben. So kann es zu Verschiebungen des Artenspektrums bei Fischen kommen. Während das erwärmte Wasser von Kaltwasserarten wie Salmoniden gemieden wird, kann es für Cypriniden dagegen anziehend wirken (Dußling

& Berg, 2001). Die Fischgewässerrichtlinie der EU von 1976 hat für Cypriniden- und Salmonidengewässer Grenzen festgelegt. Für Cypriniden Gewässer gilt, dass die maximale Jahrestemperatur von 28°C nicht überschritten werden soll. Die maximale Wintertemperatur soll beim Vorhandensein von winterlaichenden Arten nicht über 10°C liegen (VSGA, 2001). Diese Bedingungen sind an allen drei Probestellen erfüllt. Sehr warme Jahre, wie 2003 können sich jedoch auch auf wärmeliebende Arten ungünstig auswirken. Durch die Erhöhung der Temperatur kann die Fortpflanzung zu einer ungünstigeren Jahreszeit erfolgen, in der die Jungfische nicht genügend Nahrung vorfinden (Dußling & Berg, 2001).

Verlängerte Zeiträume mit erhöhten Temperaturen können aber auch die Ausbreitung von Pathogenen und Parasiten begünstigen (Kuhn, 1999; Cattadori et al., 2005). Während die Temperatur des Rheins in Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2001 lediglich im August Temperaturen über 20°C erreichte, so war dies von 2002-2004 in Juli und August der Fall. Im extrem heißen Sommer 2003 lag die mittlere Temperatur im Juni bei 22,7°C (Abbildung 3.1), und es herrschten über einen Zeitraum von drei Monaten Temperaturen von über 20°C vor.

Auch das Aalsterben im Rhein im Sommer 2003 (<http://www.vfg-bw.org/rseite221.htm>) wurde durch die hohen Temperaturen begünstigt. Dies wurde auf die sogenannte Rotseuche zurückgeführt. Bei den Erregern dieser Krankheit handelt es sich um Bakterien aus der Gattung *Aeromonas* und *Pseudomonas* (Schäperclaus, 1990), welche immer im Wasser vorhanden sind. Befallen werden nur Aale, die durch andere Faktoren, wie z.B. eine erhöhte Temperatur, gestresst sind.

4.1.2 Leitfähigkeit

Die im Wasser gelösten Stoffe sind größtenteils gelöste Salze, also hydratisierte Kationen und Anionen, welche den elektrischen Strom leiten (Frimmel et al., 1995). Die Kenntnis der elektrischen Leitfähigkeit ermöglicht daher Rückschlüsse auf den Gesamt-Mineralstoffgehalt eines Gewässers. Hier kam es insbesondere in Karlsruhe und Mannheim zu einem Rückgang in den letzten zehn Jahren (Abbildung 3.2). Dabei konnte ein besonders starker Rückgang der Chloridbelastung beobachtet werden, von um die 150 mg/l in 1995 auf um die 50 mg/l in 2004 (LfU, 2003; 2004). Der verringerte Eintrag aus den elsässischen Kaliminen ab Rheinkilometer 220 hat vornehmlich dazu beigetragen. Die Chloridbelastung ist mit 50 mg/l aber immer noch gegenüber dem geogenen Hintergrund erhöht (LfU, 2004). Änderungen in der Salzfracht können Einflüsse auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft in einem Fließgewässer haben. Die immer noch erhöhten Salzfrachten sind mit dafür verantwortlich, dass sich mehrere euryhaline Einwanderer aus der Pontocaspis deutlich besser im Rhein behaupten können als viele autochtonen Arten (siehe nächsten Abschnitt 4.2). Bis Albrück sind diese Neozoen noch nicht vorgedrungen. Der Hauptgrund hierfür ist sicherlich das Ende der Großschiffahrtsstrasse in Rheinfelden. Auch die geringere Leitfähigkeit in diesem Abschnitt des Rheins könnte den heimischen Arten einen Vorteil gegenüber den Eindringlingen verschaffen (vgl. Abschnitt 4.2).

4.2 Die Crustaceen Fauna

Die Fauna im Nördlichen Oberrhein hat im letzten Jahrhundert gravierende Änderungen erfahren. Die Schiffbarmachung des Bettes im vorherigen Jahrhundert, durch die ein Großteil der Mäander und Auen verloren ging, brachte geänderte Lebensbedingungen sowohl für die Wirbellosenfauna als auch für die Fischfauna mit sich (Hirt, 1996). Aber vor allem die massive Einleitung ungeklärter industrieller und kommunaler Abwässer führte dazu, dass die Faunendiversität im Rhein Anfang der 70iger Jahre ihren Tiefpunkt erreichte. Der verstärkte Bau von Kläranlagen entlang des Flusses sowie höhere Umweltauflagen an die Industrie führten schließlich zu einer ökologischen Verbesserung. Doch 1986 gelangte nach einem Brand in der Lagerhalle des Chemiebetriebes Sandoz in der Nähe von Basel tonnenweise hochgradig giftiges Löschwasser in den Rhein und brachte einen herben Rückschlag. Eine beträchtliche Schädigung der wirbellosen Fauna und der Fischfauna war die Folge (Brauckmann et al., 1987). So wurden an zahlreichen Stellen 90% der Individuen tot aufgefunden, und erst nördlich von Karlsruhe war die Schädigung geringer (Marten, 1990; Marten, 1994). Dies war der Auslöser zur Gründung der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), die sich für eine nachhaltige Entwicklung des Ökosystems Rhein einsetzt. Seither besteht ein intensives Netzwerk zu Überwachung der chemischen und biologischen Parameter des Rheins (LfU, 2004) und des Makrozoobenthos im Rhein (Marten, 1994; Marten, 2001; LfU, 2004).

4.2.1 Laufenburg

Im Hochrhein bei Laufenburg konnten fünf Crustaceenarten im Zeitraum von 1995 bis 2003 nachgewiesen werden (vgl. Tab. 3.1). Im Untersuchungszeitraum kamen regelmäßig die autochtonen Amphipoden-Arten *Gammarus fossarum*, *Gammarus pulex* und *Gammarus roeseli* vor sowie die Asseln *Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis*. *Gammarus fossarum* war die häufigste Art und war bei jeder Probennahme präsent. Das Fehlen von *G. fossarum* 2003 ist auf die eingeschränkte Probennahme wegen hoher Wasserführung des Rheins zurückzuführen. Aber auch *G. pulex* und *G. roeseli* waren mit zum Teil hohen Abundanzen im Hauptstrom zu finden. Sehr ausführliche Untersuchung des Makrozoobenthos im Hochrhein wurden von Rey und Ortlepp 2000 (Rey & Ortlepp, 2002) sowie von der internationalen Kommission zum Schutz des Rheins 2000 (IKSR, 2002a) durchgeführt. Hier fand sich dieselbe Zusammensetzung der Crustaceen-Fauna wie in den Daten der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), die für die hier präsentierten Tabellen benutzt wurden (vgl. Kapitel 3.2). Bis auf *Orconectes limosus* und die salztolerante Art *P. coxalis* aus dem Mittelmeergebiet, die in diesem Abschnitt des Rheins sporadisch vorkam (IKSR, 2002a), gab es hier keine weiteren neozoischen Crustaceen. Ganz anders sieht die Situation jedoch im schiffbaren Bereich des Hochrheins unterhalb von Rheinfeldern aus. Hier konnten in den Arbeiten von Rey & Ortlepp (2002), IKSR (2002a) und LfU (2004) zahlreiche Einwanderer

festgestellt werden, darunter viele Vertreter aus der Pontocaspis (*Dikerogammarus villosus*, *Echinogammarus ischnus*, *Corophium curvispinum*, *Jaera istri*). Das Vordringen der meisten Neozoen in diesen Rheinabschnitt ist anthropogen bedingt und wurde vor allem durch den Schiffsverkehr verursacht. Insbesondere in den Kühlwasserfiltern der Motorschiffe sammeln sich Makroinvertebraten, die bei der Reinigung der Filter oft weit von ihrem Ursprungsort entfernt wieder freigesetzt werden (IKSR, 2002a). Eine weitere Ausbreitung einiger Arten im Hochrhein wird bislang durch die Kraftwerksstufe von Rheinfeldern begrenzt. Es ist jedoch vermutlich nur noch eine Frage der Zeit, bis einige dieser Arten auch in die anderen Teile des Hochrheins vordringen. Mittlerweile gibt es bereits Funde des Großen Höckerflohkrebs *D. villosus* im Bodensee (Mürle et al., 2004). Eine aktive Einwanderung von *D. villosus* über den Hochrhein muss jedoch ausgeschlossen werden, da diese Art in dem 150 km langen Stück zwischen Rheinfeldern und Bodensee noch nicht nachgewiesen wurde (Rey & Ortlepp, 2002). Im Uferbereich kann *D. villosus* mittlerweile in weiten Teilen des Bodensees vorgefunden werden (Mörzl et al., 2005), und man geht davon aus, dass diese invasive Art durch den Transport von Schiffen oder Schiffsmaterial in den Bodensee gelangte (Mörzl et al., 2005).

4.2.2 Karlsruhe

In Karlsruhe wird die Crustaceenfauna mittlerweile von neozoischen Arten dominiert. Seit 2001 wurden bei den Untersuchungen der LfU keine autochtonen Crustaceen- Arten mehr nachgewiesen (Tabelle 3.2). Stattdessen dominieren mit *Jaera istri*, *Echinogammarus ischnus* und *Dikerogammarus villosus* drei Arten aus dem Schwarzmeergebiet. Alle Arten sind euryök salz- und temperaturtolerant (Tittizer, 1996; Bruijs et al., 2001; Eggers & Martens, 2001; Bij de Vaate et al., 2002) und sind bevorzugt an seichten Ufern mit Steinschüttungen zu finden. Derartige Uferstrukturen sind im nördlichen Oberrhein in Karlsruhe häufig anzutreffen (vgl. Abbildung 2.3). *J. istri* und *D. villosus* gelangten über den so genannten südlichen Korridor (Rhein-Main-Donau-Kanal) aus der Pontocaspis in das Rheinsystem. Für beide Arten ist der genaue Einwanderungsweg und der Zeitpunkt ihres Erscheinens in den verschiedenen Gewässerabschnitten in der Literatur beschrieben (siehe Einleitung sowie: Bij de Vaate & Klink, 1995; Schöll & Banning, 1996, Tittizer, 1997; Kelleher et al., 2000; Bij de Vaate et al., 2002). *Echinogammarus ischnus* gelangte über den Zentralen Korridor (Bij de Vaate et al., 2002) (Dnieper, Vistula, Oder, Elbe Rhein) in das Rheinsystem und wurde bereits 1989 für den Niederrhein beschrieben (Schöll, 1990; Schöll et al., 1995). Es gelang *E. ischnus* jedoch nicht so starke Populationendichten aufzubauen wie dem kurze Zeit später erschienenen *D. villosus*. Dies lag vermutlich am Massenvorkommen von *Corophium curvispinum* Anfang der 90iger Jahre im nördlichen Oberrhein (Schöll, 1990; Bij de Vaate et al., 2002; Haas et al., 2002) und an dem zum damaligen Zeitpunkt noch häufig vorkommenden *Gammarus tigrinus* sowie verschiedener autochtoner Arten (Tabelle 3.2). Mit dem Erscheinen von *D. villosus* 1995 kam es zu einer kompletten Umstrukturierung der Makrozoobenthosstruktur im nördlichen Oberrhein. In den Jahren 2000 und 2001 erreichte *D. villosus* im Bereich der

Steinschüttungen bereits Dichten von 3000 Individuen/ m² (Haas et al., 2002). Dadurch kam es zu einem erheblichen Rückgang bei den Dichten von *C. curvispinum*, einem früheren Einwanderer aus dem Schwarzmeergebiet, von über 10000 Individuen/m² auf um die 500 Individuen/m². *Gammarus tigrinus*, ein Neozoe aus Nordamerika sowie einige heimische Gammaridenarten wurden schließlich ganz von *D. villosus* verdrängt und können in diesem Gewässerabschnitt nicht mehr nachgewiesen werden (Haas et al., 2002).

Neben den Untersuchungen der LfU (Tab. 3.2) konnten auch in den anderen Untersuchungen zur Crustaceenfauna in Karlsruhe (Tab. 3.3) fast ausschließlich Neozoen festgestellt werden. Neben *D. villosus*, der auch hier den Großteil der Crustaceen ausmachte, konnte ebenfalls *E. ischnus* angetroffen werden sowie ein weiterer pontocaspischer Amphipode (*Echinogammarus trichiatus*). Interessant ist auch der Nachweis eines Exemplars von *Orchestia cavimana*, dem Süßwasser Strandfloh im Jahr 2002 in einer Probe aus dem Rheinshafendampfkraftwerk. Diese Art stammt ursprünglich aus dem östlichen Mittelmeerraum ist jedoch heute in vielen Gewässersystemen Deutschlands verbreitet, allerdings selten (Eggers & Martens, 2001).

Obschon die Makrozoobenthosgemeinschaft im Hauptstrom mittlerweile hochgradig von *D. villosus* dominiert wird, scheint diese Art noch nicht massiv in kleinere Nebenflüsse vorzudringen. So können sich in der Alb, die nördlich von Karlsruhe in den Rhein fließt, vornehmlich autochtone Arten halten. *Asellus aquaticus*, *Gammarus fossarum*, *Gammarus pulex* und *Gammarus roeseli* dominieren zurzeit noch die Crustaceen-Fauna (Tabelle 3.4). In den letzten Jahren konnten aber auch hier vereinzelt Neozoen nachgewiesen werden wie z.B. die mediterranen Arten *Proasellus coxalis* und *Athaephyra desmaresti* sowie *J. istri*, *C. curvispinum* und *D. villosus* aus der Schwarzmeerregion. Je näher man der Mündung zum Rhein kommt, desto häufiger wird das Vorkommen von *D. villosus* (Tabelle 3.3). Dies könnte ein Indiz für das langsame Vordringen dieses Eindringlings in kleinere Gewässer sein. Das Fehlen vom bevorzugten Substrat (Steinschüttungen) in der Alb könnte ebenfalls das langsamere Vordringen in diesen Bereich erklären.

4.2.3 Mannheim

In Mannheim ist die Situation der Crustaceen-Fauna ähnlich wie die in Karlsruhe. Es dominieren neozoische Arten, die vornehmlich aus der Pontocaspis stammen. Der so genannte „Killer Shrimp“ *Dikerogammarus villosus* ist auch hier die dominante Art. Frühere Eindringlinge wie *C. curvispinum* und *G. tigrinus* sind auch hier in ihren Abundanzen rückläufig (Haas et al., 2002), kamen bis 2002 jedoch noch häufiger vor als in Karlsruhe (siehe Tabelle 3.2 und 3.5). Im Vergleich zu Karlsruhe konnte im Zeitraum von 1995-2002 *E. ischnus* in Mannheim seltener nachgewiesen werden. Dagegen waren in Mannheim in den letzten Jahren immer einige Exemplare von *Dikerogammarus haemobaphes* und

Echinogammarus trichiatus präsent (vgl. Tabelle 3.5). Zwei Arten die ebenfalls aus der Schwatzmeerregion über den Südlichen Korridor eingewandert sind (Schleuter et al., 1994; Schöll et al., 1995; Tittizer, 1996; Podraza et al., 2001; Bij de Vaate et al., 2002). Die heimischen Arten sind wie in Karlsruhe im Hauptstrom des Rheins weitgehend verdrängt worden. Alle Aale in Mannheim wurden in einen großen Altrheinarm gefangen (siehe Abschnitt 2.5.4). Über die Zusammensetzung der Crustaceen-Fauna in diesem Altrheinarm liegen keine Daten vor.

4.2.4 Rosport

Über die Zusammensetzung der Crustaceenfauna in der Sauer in Rosport gibt es keine rezenten Literaturangaben. Bei der zweimaligen Beprobung mit Hilfe der Zeitsammelmethode konnten drei Amphipodenarten nachgewiesen werden, die beiden heimischen Arten *Gammarus roeseli* und *Gammarus fossarum*, sowie die aus dem Mittelmeergebiet stammende Art *Echinogammarus berilloni*. Populationen von *E. berilloni* sind im Sauersystem schon seit längerem bekannt (Hoffmann, 1963). Nach Dhur (1993) ist diese Art sogar die dominante Amphipodenart in diesem System. Die Sauer mündet etwa 17 km von Rosport entfernt in die Mosel, für die im luxemburgischen Abschnitt zahlreiche Einwanderer beschrieben sind (Dühr & Massard, 1995). Auch *D. villosus* ist mittlerweile in diesem Bereich der Mosel zu finden (Devin et al., 2001; 2004; Bollache et al., 2004). Ob *D. villosus* und andere Arten vermehrt in die Sauer ein- und dort hochwandern bleibt abzuwarten.

4.2.5 Der Erfolg der pontocaspischen Crustaceen

Im schiffbaren Rheinhauptstrom wird die Crustaceen-Fauna mittlerweile von neozoischen Amphipoden aus der Schwarzmeerregion dominiert. Insbesondere die Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals im Jahre 1992 (Bij de Vaate et al., 2002) forcierte diese Entwicklung. Dabei kam es in den letzten zehn Jahren zu einer deutlichen Umstrukturierung der Makrozoobenthosgemeinschaft auch im nördlichen Oberrhein (Haas et al., 2002). Der Erfolg der pontocaspischen Einwanderer beruht auf ihrer weiten physiologischen Toleranz gegenüber den verschiedensten Umweltbedingungen wie z.B. Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoffkonzentration. Das Gebiet der Pontocaspis mit dem Schwarzen Meer, dem Asowschen Meer und dem Kaspischen Meer war im Laufe der letzten Millionen von Jahren den unterschiedlichsten Bedingungen ausgesetzt, was die Salinität, die Wassertiefe, die Isolation oder Verbindung untereinander und mit dem Mittelmeer und dem Atlantik angeht. Dies brachte evolutionär einige an die verschiedensten Wasserparameter angepasste Organismen hervor, die ein großes Ausbreitungspotential besitzen (Reid & Orlova, 2002). Doch nur durch anthropogene Hilfe (Schifffahrt (Ballastwasser), Kanäle, erhöhte Salinität der Flüsse) gelang es ihnen, dieses Potential in dem Umfang zu nutzen, wie wir es heute beobachten (Bij de Vaate et al., 2002; Jazdzewski et al., 2002; Reid & Orlova, 2002).

Insgesamt muss die Pontocaspis als Donor-Region für einige Arten angesehen werden, die sich mittlerweile weltweit verbreitet haben (Reid & Orlova, 2002).

Der Erfolg der Eindringlinge aus der Pontocaspis beruht sicherlich auch darin, dass die Arten in ihrem neuen Gebiet weitgehend von Parasiten verschont bleiben, die in ihrem Ursprungsgebiet regulierend auf die Population der Einwanderer einwirken (Dobson & May, 1986; Taraschewski, 2005). So berichten Torchin et al. (2003), dass die Anzahl der Parasiten-Arten in heimischen Wirtsarten zweimal so hoch ist wie in Neozoen die im gleichen Gebiet vorkommen. Mittlerweile gibt es allerdings mehrere Berichte darüber, dass aquatische Einwanderer in ihrem neuen Areal von heimischen Parasitenarten befallen werden (Bauer et al., 2000; Van Riel et al., 2003, Rolbiecki & Normant, 2005). Inwieweit sich dies auf ihre Überlegenheit gegenüber heimischen Arten und auf ihr Ausbreitungspotential auswirkt, ist noch weitgehend unerforscht.

Als erfolgreichster Vertreter der pontokaspischen Einwanderer muss im Moment klar *D. villosus* genannt werden. Die Größe von *D. villosus* (25 mm) im Vergleich zu anderen Amphipoden-Arten sowie seine räuberische Ernährungsweise kommen ihm dabei zu Gute. In Laborexperimenten konnte nachgewiesen werden, dass *D. villosus* sich von anderen Amphipoden-Arten (z.B. *G. tigrinus*) ernährt (Dick & Platvoet, 2000; Dick et al., 2002; Kinzler & Maier, 2003; Krisp & Maier, 2005), was ihm seinen bereits erwähnten Namen „Killer-Shrimp“ einbrachte. Insgesamt ist er nicht wählerisch, was seine Nahrung angeht und frisst alles, was er überwältigen kann. Untersuchungen von Marguillier et al., 1998 ergaben, dass *D. villosus* auf der gleichen trophischen Stufe zu finden ist wie Fische. Außerdem ist die Vermehrungsrate sowie die Wachstumsrate von *D. villosus* deutlich höher als bei heimischen Arten (Kley & Maier, 2003; Devin et al., 2004). Diese Charakterzüge und seine breite physiologische Toleranz machen ihn zu einem perfekten Kolonisierer (Ricciardi & Rasmussen, 1998; Van der Velde et al., 2000; Devin et al., 2004).

D. villosus scheint auch das Potential zu haben, den Sprung über den Atlantik nach Amerika zu schaffen (Dick et al., 2002). Vor allem im Bereich der Großen Seen haben sich bereits mehrere pontocaspische Arten etabliert (z.B. *Dreissena polymorpha* und *Echinogammarus ischnus*). Die verschiedenen Arten gelangten dabei mehrheitlich mit dem Ballastwasser großer Interkontinentalschiffe in diese Region (Ricciardi, 2001, MacIssac et al., 2001). Die Schiffe stammten dabei selten aus der Donor-Region, der Pontocaspis, sondern aus den großen West- und Nordeuropäischen Häfen, in die viele der eurasischen Einwanderer bereits vorgedrungen sind (MacIssac et al., 2001). *D. villosus* wird in den nächsten Jahren die Region großer Häfen (Nantes, Le Havre) in Frankreich erreichen (Bollache et al., 2004). Versuche zum Überleben von *D. villosus* unter verschiedenen Temperaturen und Salzgehalten ergaben, dass *D. villosus* Salzkonzentrationen bis zu 20‰ überleben kann (Bruijs et al., 2001). Unvollständiges Austauschen von Ballastwasser auf hoher See könnte somit einen

interkontinentalen Transport ermöglichen. Von vielen Autoren wird deshalb angenommen, dass diese Art demnächst kosmopolitisch verbreitet sein wird (Bollache et al., 2004).

Es ist kaum vorhersehbar, wie sich die Gammariden-Fauna im Rhein in Zukunft entwickeln wird. Die zugewanderten Flohkrebsarten bzw. -assoziationen scheinen einer hohen Dynamik zu unterliegen. So hat *D. villosus* bereits die früheren Eindringlinge *D. haemobaphes* oder *C. curvispinum* im nördlichen Oberrhein weitgehend verdrängt. Weiterhin konnten in der oberen und mittleren Donau bereits neue Amphipodenarten gefunden werden die flussaufwärts wandern. *Obesogammarus obesus*, *Dikerogammarus bispinosus* und *Chelicorophium sowinskyi* (Weinzierl et al., 1996; Müller & Schramm, 2001, Bij de Vaate et al., 2002).

Das Eindringen von Tierarten aus dem Rheinsystem in die Donau kommt dagegen weitaus seltener vor. Hier werden die Arten primär durch die Schifffahrt verfrachtet. Einige Beispiele dieser Gruppe sind die Körbchenmuschel (*Corbicula fluminalis*) und die Süßwassergarnele (*Atyaephyra desmaresti*). Im November 2002 wurde in der österreichischen Donau außerdem das erste Exemplar der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) gefunden (Wittmann, 1995; Tittizer & Taxacher, 1997; Csányi, 1999; Paunovic et al., 2004). Auffällig ist, dass alle drei Arten bereits im Rhein zu den Neozoen gehörten. Über das Einwandern endemischer Arten aus dem Rhein in die Donau liegen zurzeit keine Berichte vor.

4.3 Parasitozönose der Fische

4.3.1 Parameter zur Beschreibung der Parasitozönose in der ökologischen Parasitologie

Wurden Parasiten in früherer Zeit häufig nur als Schädlinge angesehen, so hat sich dieses Bild in den letzten Jahrzehnten deutlich geändert (Sures, 2002). So findet sich heutzutage in den meisten Ökologie-Lehrbüchern ein Kapitel über Parasitismus (Townsend et al., 2003; Wittig & Streit, 2004) und Kapitel, die sich mit ökologischen Aspekten des Parasitismus befassen, finden sich in Parasitologie-Lehrbüchern (Bush et al., 2001; Taraschewski, 2005) Viele der Methoden, die zum Beschreiben von frei lebenden Populationen in der Ökologie benutzt werden, können auch in der Parasitologie angewandt werden.

In dieser Arbeit mit Schwerpunkt des Parasitenbefalls von Aalen im Rheinsystem wird dabei der Aaldarm als Biotop mit den darin lebenden Parasiten auf verschiedenen Ebenen beschrieben. Dabei wird das Konzept der organismischen Stufen wie es von Esch et al. (1975) speziell für die Parasitologie entwickelt und von Holmes & Price (1986) erweitert wurde, genutzt. Die verschiedenen Ebenen von Infrapopulation, Infragemeinschaft, Metapopulation und Komponentengemeinschaft, die in den jeweiligen Aalpopulationen dieser Arbeit berücksichtigt wurden, sind bereits in Kapitel 2.8 vorgestellt worden (Tabelle 2.5). In dieser

Arbeit wurden die gängigen Parameter zum Beschreiben des Parasitenbefalls und der Diversität der Parasitengemeinschaft angewandt, wie sie in der aquatischen ökologischen Parasitologie benutzt werden. Beschreibungen und Erläuterungen zu den verschiedenen Begriffen, Parametern sowie Indices finden sich z.B. in Washington (1984); Bush et al. (1997); Zander (1998) sowie Kratochwil & Schwabe (2001). Sie werden weltweit zum Beschreiben von Aalparasitosen (Kennedy, 1995; Marcogliese & Cone, 1998; Kennedy & Moriarty, 2002; Schabuss et al., 2005) eingesetzt, so dass ein direkter Vergleich zwischen verschiedenen Aalpopulationen möglich ist.

4.3.2 Parasitose der Aale

Diese Arbeit umfasst, bis auf die untersuchte Aalpopulation aus den Müggelsee in Berlin und dem IJsselmeer in den Niederlanden, ausschließlich Aalpopulationen aus dem Einzugsgebiet des Rheins. Fasst man alle Aalpopulationen zusammen, so konnten auf und in den Aalen insgesamt 25 Parasitenarten festgestellt werden. Darunter ein Flagellat, ein Ciliat, zwei Myxozoa-Arten, zwei Crustacea-Arten, zwei Monogenea-Arten, sechs Acanthocephalen-Arten, sieben Nematoden-Arten, zwei Cestoden-Arten sowie zwei Trematoden-Arten (Tabelle 3.6). Die Anzahl der in den jeweiligen Aalpopulationen vorkommenden Arten lag dabei zwischen minimal fünf und maximal 13 Arten (Tabellen 3.7, 3.12, 3.15, 3.18 und 3.21). Dies ist vergleichbar mit parasitologischen Untersuchungen an Aalen aus anderen Ländern Europas (Borgsteede et al., 1999; Schabuss et al., 1997; Norton et al., 2003; Schabuss et al., 2005) sowie mit früheren Untersuchungen aus dem Rhein (Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001). In der Schwimmblase der Aale konnte bei allen Untersuchungen der aus Ostasien eingewanderte Schwimmblasenwurm *Anguillicola crassus* (Taraschewski et al., 1987) in zum Teil hohen Prävalenzen und Intensitäten festgestellt werden. Dieser Parasit wurde jedoch in einer gesonderten Arbeit untersucht (Münderle, 2005) und bleibt in der Diskussion der Parasitenfauna weitgehend unberücksichtigt.

Der Schwerpunkt bei parasitologischen Untersuchungen an Aalen liegt größtenteils auf den Helminthen (siehe z.B. Kennedy, 1993; Kennedy, 1997; Norton et al., 2004; Schabuss et al., 2005), so dass über viele Protozoen nur spärliche Informationen verfügbar sind. Viele dieser Arbeiten sind zudem ökologisch motiviert. Da Protozoen sich auf ihren Wirten aber oftmals vermehren (Bush et al., 2001) lassen sich ökologische Phänomene wie z.B. Aggregation schwer beobachten, was sie für derartige Fragestellungen uninteressant macht. Zusätzlich werden die relativ kleinen Protozoen zum einen bei Untersuchungen oftmals übersehen, zum anderen gestaltet sich die genaue Bestimmung ohne Spezialkenntnisse häufig als sehr schwierig. Die in dieser Arbeit gefundenen Protozoen sind recht auffällig und somit leicht zu entdecken. Die Möglichkeit, dass andere Protozoen bei der Untersuchung übersehen wurden, kann aber nicht ausgeschlossen werden.

Über die Aalparasitose im Rhein ist insgesamt wenig bekannt, lediglich zwei Arbeiten beschäftigten sich bisher mit der Zusammensetzung der Parasitengemeinschaft von Aalen im Rheinsystem (Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001). Diese Arbeiten wurden 1995 bzw. 1999 im nördlichen Oberrhein durchgeführt. Von anderen Rheinabschnitten sowie früheren Zeitpunkten liegen keine Daten vor. Somit ist ein Vergleich der Diversität der Aalparasiten im Rhein nur für die letzten zehn Jahre und auch nur im nördlichen Oberrhein möglich. Der Vergleich wird in einem späteren Abschnitt (siehe 4.6) für die Probestelle Karlsruhe gezogen. Im Folgenden wird auf die verschiedenen Parasitenarten und ihr Vorkommen an den verschiedenen Probestellen eingegangen.

4.3.2.1 Protozoa

Trypanosoma granulosum

Der Flagellat *Trypanosoma granulosum* wird zum Teil in hohen Prävalenzen in Aalpopulationen Europas gefunden (Orecchia et al., 1987; K oie, 1988; Cruz & Eiras, 1997; Zintl et al., 1997; Borgsteede et al., 1999; Sures et al., 1999; Outeiral et al., 2002). Als Zwischenwirt kommen verschiedene Fische der Gattungen *Piscicola*, *Hemiclepsis*, *Pontobdella* und *Calobdella* in Frage (Schäperclaus, 1990; Cruz & Eiras, 1997; Zintl et al., 2000). *Trypanosoma*-Infektionen werden bei Fischen für nicht pathogen gehalten (Schäperclaus, 1990). Bisher wurden die bei verschiedenen Fischarten vorkommenden Flagellaten jeweils als eigene Art eingestuft.  bertragungsexperimente zeigten jedoch, dass ihre Wirtsspezifität weit geringer ist als früher angenommen wurde. *Trypanosoma granulosum* wird aber auch weiterhin als ein aalspezifischer Parasit angesehen (Schäperclaus, 1990).

Bei den Untersuchungen in dieser Arbeit konnte *T. granulosum* in 37 von 44 untersuchten Aalpopulationen nachgewiesen werden, wobei es keine Probestelle gab, an der dieser Blutparasit fehlte. Insgesamt ist diese Art zumindest im Rheinsystem weit verbreitet. Die Befallsrate war dabei recht verschieden. Auffällig ist, dass die Prävalenz an Probestellen mit stehendem oder langsam fließendem Wasserkörper höher ist als an Probestellen mit schnellerem Abfluss. So waren im Bodensee die Aale aus dem Netzfang zu 100% infiziert. Auch im Hochrhein an der Probestelle Laufenburg waren im langsam fließenden Rhein 80-90% der Aale infiziert, wohingegen in den schneller fließenden Bächen Sulzbach und Etzerbach die Aale überhaupt nicht oder nur zu 20 bis 30% infiziert waren. Ein hoher Befall mit Blutflagellaten (bis zu 100%) wurde außerdem an der Probestelle Mannheim festgestellt. Die Aale stammten hier aus einem Altrheinarm, mit geringer Strömungsgeschwindigkeit. In der Sauer in Rosport war die Mehrzahl der Aale bei drei Probenahmen ebenfalls befallen. Die Aale wurden hier zum Teil aus einem langsam fließenden Abschnitt der Sauer hinter einem Wehr gefangen. In Rhein-Hauptstrom in Karlsruhe war der Befall dagegen deutlich geringer. Das verstärkte Vorkommen von Egel in ruhiger fließenden Gewässerabschnitten könnte

hierfür verantwortlich sein. Auch bei Untersuchungen an Aalen in Irland konnten höhere Prävalenzen in Seen festgestellt werden als in den zwei untersuchten Flusssystemen (Zintl et al., 1997). An den Probestellen Karlsruhe und Mannheim, die über mehrere Jahre und zu verschiedenen Jahreszeiten beprobt wurden, konnte man insbesondere in Karlsruhe in den Frühjahrsmonaten keinen Befall feststellen, hingegen war im Sommer und Herbst ein deutlicher Befall sichtbar. In Mannheim war dieses saisonale Muster nicht so deutlich ausgeprägt. Zintl et al. (1997) konnten ebenfalls zeigen, dass höhere Befallsintensitäten vor allem im Spätsommer und Herbst auftraten. Die Intensität des Befalls wurde in dieser Arbeit jedoch nicht untersucht.

Myxidium giardi

Zysten des Mikrosporidiers *Myxidium giardi* finden sich meistens auf den Kiemen, sind jedoch auch in der Niere, der Haut oder im Darm der Aale zu finden. Die runden, weißen Zysten mit einem Durchmesser von 0,5-1,5 µm sind von einer Bindegewebsschicht umgeben und mit zahlreichen Sporen von ovaler Form gefüllt (Schäperclaus, 1990; Treasurer & Cox, 1997). Früher nahm man an, dass für die Infektion keine Zwischenwirte notwendig sind und dass die Infektion auf verschiedene Weise erfolgen kann, wie z.B. durch orale Aufnahme oder Hautkontakt. Andere Fischarten können dabei als Vektor dienen (Reichenbach & Sturm, 1975). Die vermehrte Haltung von Fischen in der Aquakultur und das vermehrte Auftreten von Krankheiten die auf Mikrosporidien zurückgeführt werden können, führten zu einer intensiven Erforschung dieser Gruppe (Kent et al., 2001). Neuere Untersuchungen zeigten dabei, dass bei den Myxozoa zum Teil sehr komplexe Lebenszyklen vorhanden sind (siehe z.B. Székely et al., 2002). *Myxidium giardi*-Befall ist bei Aalpopulationen in ganz Europa bekannt (Orecchia et al., 1987; Køie, 1988; Benajiba et al., 1994; Wierzbicka & Orecka-Grabda, 1994; Treasurer & Cox, 1997; Borgsteede et al., 1999; Sures et al., 1999; Maillo et al., 2005).

Von den 44 untersuchten Aalpopulationen waren 42 von diesem Parasiten befallen, wobei die Befallsraten zwischen 10 und 83% lagen. Insgesamt waren 41% der Aale mit *Myxidium giardi* infiziert. Diese Daten beziehen sich auf den Befall der Kiemen. Zusätzlich konnten bei zehn Aalpopulationen Zysten im Darm entdeckt werden, wobei hier die Befallsrate mit nur 9,5% weitaus geringer war. Die Nieren der Fische wurden nicht explizit auf Myxidien untersucht, so dass auch hier ein Befall nicht ausgeschlossen werden kann. Bei den Untersuchungen von Benajiba et al. (1994) konnte ein höherer Befall der Aale mit *M. giardi* im Frühjahr und Herbst beobachtet werden. Dieses Muster war an den Stellen Karlsruhe und Mannheim jedoch nicht zu erkennen. In Karlsruhe konnte allerdings ein Anstieg der Befallsrate im Zeitraum von 2001-2003 beobachtet werden und wieder ein Rückgang im Jahr 2004. Diese Schwankungen innerhalb der Jahre sind jedoch schwer interpretierbar.

Myxobolus kotlani

Über *Myxobolus kotlani* ist wenig bekannt. Dieser Parasit wurde 1986 von Molnár et al. (1986) als Verursacher einer Hautkrankheit beim Aal beschrieben. Der wirtschaftlich bedeutende Erreger der Drehkrankheit bei Forellen (*Myxobolus cerebralis*) wird jedoch in den letzten Jahren intensiv erforscht (Hedrick et al., 1998; Gilbert & Granath Jr., 2003). In wie weit Erkenntnisse dieser Forschung auf *M. kotlani* übertragen werden können, kann jedoch nicht gesagt werden. *M. kotlani* konnte in dieser Untersuchung vorwiegend auf dem ventralen Flossensaum nachgewiesen werden, weniger auf der Haut selber. Von 44 untersuchten Aalpopulationen waren 31 befallen, wobei der Parasit an allen Probestellen nachgewiesen werden konnte. Insgesamt waren 19% der Aale mit diesem Mikrosporidier infiziert, wobei die Befallsrate unter den infizierten Populationen stark schwankte (4,5-71%). Die Intensität des Befalls wurde in dieser Arbeit nicht ermittelt. Über die Epidemiologie und saisonale Befallsdynamik ist nichts bekannt.

Die beiden Myxosporidien-Arten *Myxidium giardi* und *Myxobolus kotlani* wurden in der vorliegenden Arbeit im Abschnitt der Protozoen behandelt. Es muss jedoch gesagt werden, dass ihre Einordnung im Tierreich im Moment unklar und kontrovers diskutiert wird. Da Sporen im Zyklus der Myxozoa mehrzellig sein können, werden sie von einigen Autoren zu den Metazoa gestellt (Bush et al., 2001).

4.3.2.2 Metazoa

4.3.2.2.1 Monogene und digene Trematoden

Pseudodactylogyryrus spp.

Auf den Kiemen der Aale wurden ausnahmslos monogene Trematoden der Gattung *Pseudodactylogyryrus* angetroffen. Es handelt sich hierbei um zwei Arten *P. bini* und *P. anguillae*, die ursprünglich aus Ostasien stammen (Molnar, 1983; Buchmann et al., 1987). Eine genaue Bestimmung der jeweiligen Art ist nur durch eine mikroskopische Untersuchung der Größe und Form der Haken des Opisthaptor möglich (Buchmann et al., 1987). Dies wurde in dieser Arbeit mit Schwerpunkt der Darmparasiten jedoch nicht vorgenommen, so dass im Folgenden immer von *Pseudodactylogyryrus* spp. geredet wird. Die Gattung wurde mit dem Transport lebender japanischer Aale nach Europa eingeschleppt und hat sich über den ganzen Kontinent verbreitet. So finden sich *Pseudodactylogyryriden* in Südeuropa (Saraiva, 1995; Kennedy et al., 1998; Maillo et al., 2005), in Zentraleuropa (Borgsteede et al., 1999; Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001; Matejusova et al., 2003), in Nordeuropa (Køie, 1988; Sobecka & Pilecka-Rapacz, 2003) sowie auf den Britischen Inseln (Nie & Kennedy, 1991a). Die Saugwürmer haben mittlerweile auch den amerikanischen Kontinent erreicht und dort

Populationen des Amerikanischen Aals (*Anguilla rostrata*) befallen (Cone & Marcogliese, 1995; Barker & Cone, 2000).

Die Kiemen der Aale wurden, bis auf die Aalprobe aus dem Müggelsee in Berlin, immer auf Kiemenwürmer hin untersucht. Alle Populationen waren mit Kiemenwürmern der Gattung *Pseudodactylogyrus* infiziert. Dabei wurden mehrmals Prävalenzen von 100% erreicht. Auf alle Populationen bezogen, waren insgesamt 72% der Aale befallen. Die Befallsrate war dabei durchweg hoch und schwankte zwischen 33 und 100%. Sehr hoch war die Befallsrate mit Kiemenwürmern an der Probestelle Mannheim. Hier waren 87% der Aale infiziert. Die Aale aus Mannheim stammten aus einem großen Altrheinarm, welcher mit dem Hauptstrom verbunden ist. Möglicherweise ist hier eine dichtere Aalpopulation vorhanden, welche eine Übertragung der Larve (*Oncomiracidium*) von Fisch zu Fisch erleichtert und erhöht. An keiner Probestelle konnten, ebenso wie in der Arbeit von Matejusova et al. (2003) jahreszeitliche Differenzen im Befall mit *Pseudodactylogyrus* spp. festgestellt werden. Einen interessanten Fund machten Aguilar et al (2004) als sie Hyperparasitismus von *P. bini* mit *Myxidium giardi* bei einem Aal nachweisen konnten. Derartige Beobachtungen konnten auf den Kiemen der Aale aus dieser Untersuchung nicht gemacht werden.

Darmtrematoden

Darmtrematoden konnten in dieser Arbeit nur an zwei Stellen beobachtet werden. Bei einem Aal in Laufenburg (Rhein, 12.08.2003) und einem aus der Ruhr (01.12.2003) konnten im Darm Trematoden gefunden werden. Leider konnte in beiden Fällen die Art nicht bestimmt werden. Es kann somit nicht gesagt werden, ob es sich um aalspezifische Trematoden, Generalisten oder um Fehlinfektionen handelte. Das sehr vereinzelte Vorkommen in nur einem Aal deutet jedoch darauf hin, dass es sich um eine Fehlinfektion gehandelt haben kann. Im Rheinsystem scheint der Befall von Aalen mit Trematoden selten zu sein, da an keiner weiteren Stelle Darmtrematoden nachgewiesen wurden. Dabei sind Darmtrematoden bei Aalen keine Seltenheit. In den Arbeiten von (Køie, 1988; Kennedy, 1995; Kennedy et al., 1997; Borgsteede et al., 1999; Reimer & Walter, 2000; Di Cave et al., 2001; Norton et al., 2004) konnten mehrer Arten nachgewiesen werden. Diesen Arbeiten gemeinsam ist, dass hier vornehmlich Aale im Bereich des Meeres und Brackwassers untersucht wurden. Die Entwicklung digener Trematoden bei Aalen ist fast ausschließlich an Meerwasser- bzw. Brackwasserverhältnisse gebunden und erklärt somit das Fehlen dieser Parasitengruppe in dieser Arbeit. Bei einer Reihe anderer Fischarten (siehe Tab. 3.24-3.28) wurden aber sowohl Larval- als auch Adultstadien verschiedener digener Trematoden an der Probestelle Karlsruhe gefunden.

Diplostomum spp. Metacercarie

In den Augen der Aale aus dem Bodensee konnten Metacercarien eines digenen Trematoden der Gattung *Diplostomum* sp. nachgewiesen werden. Dies war die einzige Probestelle, an der dieser Parasit gefunden werden konnte. In der Gattung *Diplostomum* existieren mehrere Arten, die früher fast ausschließlich der Art *Diplostomum spathaceum* zugeordnet wurden (Moravec, 2004a). Die Identifizierung von Metacercarien nur anhand von morphologischen Merkmalen ist als problematisch anzusehen, und Fehler bei der genauen Artzuordnung sind häufig (Moravec, 2004a). Metacercarien von *Diplostomum* wurden in den Augenlinsen von über 125 Fischarten, vor allem Cypriniden und Salmoniden festgestellt. Starker Befall von Metacercarien im Auge kann den Sehsinn der Fische deutlich einschränken oder sogar zur Erblindung führen (Schäperclaus, 1990). Endwirte sind fischfressende Vögel wie Möwen und Seeschwalben. Im Bodensee ist *Diplostomum spathaceum* in den Augen mehrerer Fischarten (Flussbarsch, Rotaugen, Brachse, Hasel und Quappe) vorgefunden worden (Balling & Pfeiffer, 1997a; 1997b). Die Vermutung liegt nahe, dass die Metacercarien im Auge des Aals ebenfalls dieser Art angehören. Bei der Hälfte der Aale aus dem Netzfang fand sich dieser Parasit. Diese Aale waren mit einer durchschnittlichen Länge von 77 cm und einem Gewicht von 840 g recht groß und passen nicht mehr in das Beuteschema von Möwen. Für den Parasiten stellen diese großen Aale somit ein Sackgasse im Entwicklungszyklus dar.

4.3.2.2.2 Acanthocephalen

Paratenuisentis ambiguus

Der aalspezifische Kratzer *Paratenuisentis ambiguus* stammt, wie in der Einleitung bereits erwähnt, ursprünglich aus Nordamerika und konnte sich nur im Rhein und einigen anderen Gewässersystemen in Deutschland ausbreiten und etablieren, weil sein obligatorischer Zwischenwirt der Getigerte Flohkrebs (*Gammarus tigrinus*) ebenfalls dort verbreitet war. Es liegen jedoch nur Nachweise aus Deutschland vor (Taraschewski et al., 1997) während in anderen Ländern Europas dieser Parasit nicht nachgewiesen werden konnte (Køie, 1988; Holland & Kennedy, 1997; Borgsteede et al., 1999; Moravec, 2001).

Im Bodensee und im Hochrhein konnte *P. ambiguus* nicht nachgewiesen werden. Dies ist nicht verwunderlich, da auch der benötigte Zwischenwirt nicht bis in diesen Abschnitt des Rheins vorgedrungen ist (siehe Abschnitt 4.2). Im nördlichen Oberrhein an der Probestelle Karlsruhe war *P. ambiguus* hingegen vor zehn Jahren der dominante Aalparasit. Etwa 50% der Aale waren 1995 mit bis zu 40 Würmern infiziert (Sures et al., 1999). Die Befallsrate ging dann aber zurück, 1999 waren noch etwa 35% der Aale infiziert (Sures & Streit, 2001) und 2000 und 2001 nur noch 10-20% (Sures, 2002). Ab 2002 konnte dieser Kratzer nicht mehr in Karlsruhe nachgewiesen werden (Tab. 3.12). Auf das Verschwinden von *P. ambiguus* an der

Stelle Karlsruhe und die Auswirkung, die es auf die Aalparasitozönose an dieser Stelle hatte, wird in Abschnitt 4.6 ausführlich eingegangen. In Mannheim konnte *P. ambiguus* im Rahmen dieser Untersuchungen nicht gefunden werden, obschon der Zwischenwirt hier noch vereinzelt bis 2002 nachgewiesen wurde (Tab. 3.5). Einige wenige Exemplare von *G. tigrinus* und kein ausreichendes Reservoir dieses Parasiten in den Wirten reichen vermutlich nicht aus, um den Zyklus aufrecht zu halten.

Hoher Befall mit *P. ambiguus* wurde in der Sauer in Rosport festgestellt. Bis auf die erste Beprobung 2001, als der Nematode *P. tenerrima* die dominante Art war, dominierte *P. ambiguus* die intestinale Aalparasitengemeinschaft an dieser Stelle. Bei den in dieser Arbeit durchgeführten Makrozoobenthosuntersuchungen in der Sauer konnte allerdings kein Exemplar von *G. tigrinus* nachgewiesen werden. *G. tigrinus* ist allerdings für den luxemburgischen Teil der Mosel und deren Zuflüssen, zu denen die Sauer gehört, beschrieben (Dhur & Massard, 1995). Möglicherweise wurde *G. tigrinus* bei der einmaligen Makrozoobenthosuntersuchung übersehen. Die hohen mittleren Intensitäten von bis zu 46 Würmern lassen auf jedem Fall vermuten, dass der benötigte Zwischenwirt noch vorhanden ist. Eine starke Dominanz dieser Art konnte für die zwei Oktoberbeprobungen ermittelt werden. Über jahreszeitliche Muster im Befall mit *Paratenuisentis ambiguus* ist aber nichts bekannt. Die meisten Acanthocephalenarten können aber über das ganze Jahr sowohl in ihren End- als auch Zwischewirten angetroffen werden (Moravec, 2004a).

Zwei Drittel der Aale aus dem Ijsselmeer in Holland waren durchschnittlich mit 36 *P. ambiguus* infiziert. Parasitologische Untersuchungen von Aalen wurden im Ijsselmeer 1993 von Borgsteede et al. (1999) durchgeführt. Sie fanden in den untersuchten Aalen ausschließlich den Kratzer *Acanthocephalus clavula*. *A. clavula* benutzt als Zwischenwirt *Asellus meridianus* (Moravec, 2004a). Über das Vorkommen von *A. meridianus* im Ijsselmeer ist nichts bekannt. Sehr wohl aber konnte *Gammarus tigrinus* dort nachgewiesen werden (Dick & Platvoet, 2000). Es ist also durchaus möglich, dass es sich in der Arbeit von Borgsteede et al. (1999) um eine Fehlidentifizierung gehandelt hat.

Weitere Funde von *P. ambiguus* gibt es aus dem Main in Gemünden, dem Rhein in St. Goar und der Lippe in Hünxe. Beim Main handelte es sich um einen Einzelfund von zwei Würmern in einem Aal. In St. Goar war ein Drittel der Aale mit einer mittleren Intensität von 34 Würmern befallen. Der Zwischenwirt *G. tigrinus* scheint in diesem Abschnitt des Rheins noch vermehrt vorzukommen. Die Aale aus St. Goar wurden über einen Zwischenhändler von einem Berufsfischer besorgt, so dass über die genaue Herkunft und Fangmethode leider keine Aussage gemacht werden können und somit auch nichts über die genaue Zusammensetzung des Makrozoobenthos an der Fangstelle bekannt ist. In der Lippe waren 16% der Aale mit durchschnittlich zwölf Kratzern infiziert. Der obligate salztolerante Zwischenwirt *G. tigrinus* scheint hier noch vorhanden zu sein. Dafür würde auch die hohe Leitfähigkeit von 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sprechen, die an dieser Stelle gemessen wurde (Haus, 2005). Bei Untersuchungen von Haus (2005) konnten an dieser Probestelle allerdings nur Amphipoden der Art *Dikerogammarus villosus* angetroffen werden. Da es sich um eine einmalige Probennahme

handelte, könnte es sein, dass *G. tigrinus* übersehen wurde oder erst seit kurzem hier verschwunden ist. Auch in Karlsruhe konnte, nachdem 1999 *G. tigrinus* hier nicht mehr angetroffen wurde, *P. ambiguus* noch bis 2001 in den Aalen entdeckt werden (Siehe hierzu auch Abschnitt 3.4.3).

In Karlsruhe (Abb. 3.40), aber auch auf alle Aalpopulationen bezogen (Abb. 3.65), die mit *P. ambiguus* befallen waren, wurde ein höherer Befall (Prävalenz, Intensität, Abundanz) bei den kleineren und mittelgroßen Aalen beobachtet. Dies könnte sich dadurch erklären, dass durch die hohen Intensitäten die man in den jüngeren Aalen beobachten konnte eine Immunisierung hervorgerufen wurde und folglich ältere Aale weniger stark befallen waren. Im Darm von Fischen erfolgt die Abwehr gegen Würmer nach einigen Wochen und ist in zwei Phasen gegliedert: Sobald Wurmantigene durch B- und T-Zellen wahrgenommen werden, beginnen die B-Zellen mit der Produktion von Antikörpern (IgG) gegen die Würmer. Die T-Zellen greifen die Würmer dabei nicht direkt sondern indirekt über die Stimulation von Becherzellen der Darmschleimhaut an (unspezifische T-Zellfaktoren). Daraus resultiert eine stark erhöhte Schleimproduktion und schleimbeschichtete Würmer werden leichter vom Darm abgestoßen (Hofer & Lackner, 1995). Grüne Sonnenbarsche (*Lepomis cyanellus*) welche stark mit dem Kratzer *Neoechinorhynchus cylindratus* befallen waren, zeigten z.B. eine erhöhte Becherzellenanzahl im Darmepithel mit starker Schleimentwicklung (Adel-Meguid et al., 1995). Die dichte Schleimschicht bildete eine Schutzbarriere und reduzierte dabei die Anzahl sich anheftender Parasiten. Ökologische Faktoren wie unterschiedliche Nahrungspräferenzen in verschiedenen Größenklassen könnten aber ebenfalls eine Rolle bei der Verteilung der Würmer auf verschiedene Größenklassen spielen.

Acanthocephalus anguillae und *Acanthocephalus lucii*

Trotz seines Namens ist *Acanthocephalus anguillae* kein aalspezifischer Parasit. Adulte Würmer von *A. anguillae* und *A. lucii* werden in einer Vielzahl von Süßwasserfischen aus verschiedenen Familien gefunden (z.B. Cyprinidae, Cobitidae, Siluridae, Esocidae, Anguillide, Percidae, Salmonidae) (Moravec, 2004a). *A. anguillae* findet sich dabei bevorzugt in Döbeln, Barben und in verschmutzten Bächen auch in Forellen. Infektionen mit *A. lucii* sind häufig bei Barscharten, dem Aal und beim Hecht zu beobachten (Moravec, 2004a). Beide Arten benutzen als Zwischenwirt die Süßwasserassel *Asellus aquaticus* und sind in Europa weit verbreitet (Kennedy & Moriarty, 1987; Valtonen & Crompton, 1990; El Darsh & Whitfield, 1999; Sures et al., 1999; Ozturk et al., 2000; Dezfuli et al., 2001; Schabuss et al., 2005). In den hier untersuchten Aalpopulationen konnte *A. anguillae* in 19 Populationen, *A. lucii* in 15 Populationen entdeckt werden. Dabei wurden Prävalenzen von 4-25% für *A. anguillae* und 4-29% für *A. lucii* ermittelt. Die mittleren Intensitäten waren aber meistens gering und gingen selten über zwei Würmer pro infizierten Fisch hinaus.

Im Bodensee konnte nur *A. lucii* gefunden werden und in Laufenburg beide Arten nur im Rhein, nicht aber in den beiden Bächen. Der benötigte Zwischenwirt ist in Laufenburg im Rhein in geringen Abundanzen zu finden, fehlt aber in den Bächen (vgl. Abschnitt 3.2).

In Karlsruhe kamen beide Arten bei der Untersuchung 2001 und der ersten Untersuchung 2002 vor. Danach sind beide Arten hier verschwunden und erstmals im November 2004 konnte wieder ein Aal gefangen werden, bei dem *A. lucii* gefunden wurde. *A. aquaticus* konnte im Rhein in Karlsruhe in den letzten Jahren nicht mehr nachgewiesen werden, so dass diese Entwicklung nicht verwunderlich ist (Tab. 3.2).

Häufig kommen beide Arten im Sandhofer Altrhein in Mannheim vor. Hier waren von zwölf untersuchten Aalpopulationen jeweils acht mit *A. anguilla* bzw. *A. lucii* befallen. Bei Makrozoobenthosuntersuchungen im Rhein-Hauptstrom konnte allerdings auch hier *A. aquaticus* nicht mehr angetroffen werden (Tab. 3.5). In dem großen Altrheinarm muss aber noch eine größere Population an Wasserasseln vorhanden sein. Anders ist der regelmäßige Befall über fünf Jahre nicht zu erklären. *A. lucii* war hier sogar der dominante Aalparasit im Jahr 2005. Dominanz eines der beiden Kratzer konnte auch in anderen Untersuchungen gefunden werden. So dominiert im Neusiedlersee je nach Untersuchungsstelle *A. lucii* oder *A. Anguilla* die Darmparasitengemeinschaft von Aalen (Schabuss et al., 2005). Auch im Fluss Leie in Belgien wurden beide Arten in verschiedenen Abschnitten des Flusses als dominante Art beschrieben (Schabuss et al., 1997). Eine hochgradige Dominanz von *A. lucii* über 18 Jahre konnte im Fluss Shannon in Irland beobachtet werden (Kennedy & Moriarty, 2002). Als Hauptwirt für *A. lucii* wird im Fluss Shannon der Flussbarsch *Perca fluviatilis* angesehen, was sich in einer Befallsrate mit *A. lucii* von 80% widerspiegelt. Auf den Befall der Flussbarsche mit *A. lucii* an der Stelle Karlsruhe wird weiter unten (Abschnitt 4.3.3) eingegangen.

Insgesamt gehören beide Kratzer aber nicht zu den dominanten Aalparasiten im Rheinsystem. So kamen beide Arten ebenfalls in der Sauer in Rosport sowie *A. anguilla* im Main in Gemünden, im Rhein in St. Goar und der Ruhr in Mühlheim vor, waren aber nie die dominante Art. Adulte Würmer von *A. anguillae* und *A. lucii* werden das ganze Jahr über in ihren Fischwirten angetroffen und auch die Eiablage bei reifen Weibchen erfolgt das ganze Jahr über (Moravec, 2004a). In Mannheim konnte für beide Arten ebenfalls kein vermehrtes Vorkommen in einer Jahreszeit festgestellt werden.

Echinorhynchus truttae

Hauptwirt von *E. truttae* sind verschiedene Salmonidenarten wie z.B. *Salmo salar*, *Salmo trutta*, *Salmo trutta fario*, *Oncorhynchus mykiss* oder *Thymallus thymallus*. Aber auch viele Arten anderer Fischfamilien aus dem Süßwasser (z.B. Cyprinidae, Percidae, Anguillidae) und sogar Arten mariner Fischfamilien (z.B. Gadidae, Clupeidae) kommen als Endwirt in Frage. Letztere müssen aber eher als Fehlwirt „accidental hosts“ angesehen werden, in denen die Würmer nicht geschlechtsreif werden (Moravec, 2004a). Als Zwischenwirt dienen

verschiedene Amphipoden-Arten (z.B. *Echinogammarus stammeri*, *Gammarus fossarum*, *Gammarus lacustris*, *Gammarus pulex*) (Awachie, 1965; Awachie, 1966; Fielding, et al., 2003; Moravec, 2004a).

Echinorhynchus truttae wurde in dieser Arbeit nur an der Stelle Laufenburg angetroffen und hier auch nur in den beiden untersuchten Bächen (Sulz- und Etzerbach), nicht aber im Rheinstrom selber. Der Befall in den Bächen war dabei hoch. Die Aale waren zu 42-64% befallen und die infizierten Fische beherbergten im Durchschnitt zwei bis sechs Würmer. Neben der Aalpopulation konnten in beiden Bächen beim Elektrofischen eine hohe Population an Bachforellen (*Salmo trutta fario*) festgestellt werden, die dieser Kratzer sicherlich als Hauptwirt (required host) nutzt. Ob die Forellen tatsächlich befallen waren, kann aber nicht gesagt werden, da sie nicht parasitologisch untersucht wurden. Als Zwischenwirt kommt in beiden Bächen vermutlich *Gammarus pulex* in Frage, der hier als einziger Amphipode in hohen Abundanzen vorkam (siehe Abschnitt 3.2). Im Rhein-Hauptstrom wären ebenfalls zwei potentielle Zwischenwirtsarten für *E. truttae* vorhanden (*G. fossarum* und *G. pulex*, Tab. 3.1) aber kein einziger im Rhein gefangener Aal war befallen. Dieser Befund deutet darauf hin, dass der Wanderfisch Aal, hat er sein Biotop zum Heranwachsen erreicht, als sehr standorttreuer Fisch angesehen werden kann. Ein Austausch von Fischen zwischen der Bach- und der Rheinpopulation scheint nicht stattgefunden zu haben. Im Rhein selbst fehlt zudem der benötigte Wirt (obligatory required host), die Bachforelle um die Suprapopulation aufrecht zu erhalten. Der Aal muss also in Bezug auf *E. truttae* als Fehlwirt (unsuitable host) angesehen werden, der zur Aufrechterhaltung einer stabilen Parasitenpopulation nicht ausreicht (Taraschewski, 2000).

Aussagen über saisonale Aspekte im Befall mit *E. truttae* können hier nicht gemacht werden, da alle drei Untersuchungen in den Bächen im gleichen Monat stattfanden. Chubb (1982) konnte keine Unterschiede in Befall und Intensität im Verlauf eines Jahres feststellen. Auch wenn *E. truttae* in dieser Arbeit nur an der Stelle Karlsruhe gefunden wurde, so ist er dennoch häufiger in Aalpopulationen in Europa zu finden wie z.B. in den Studien von Kennedy (1985); Lyndon & Kennedy (2001) und kann erstaunlicherweise sogar der dominante Aalparasit sein (Norton et al., 2003; Norton et al., 2004).

Pomphorhynchus laevis

Der Palaeacanthocephale *Pomphorhynchus laevis* ist wie *E. truttae* unwählerisch was seine End- und Zwischenwirte angeht. *P. laevis* kann im Darm vieler Süß- und Brackwasserfischarten verschiedener Familien gefunden werden (z.B. Cyprinidae, Gobiidae, Siluridae, Esocidae, Anguillidae, Percidae, Salmonidae, Acipenseridae) (Moravec, 2004a). Das Finden in den meisten dieser Arten spiegelt aber nur das Vorhandensein des benötigten Wirtes (required host) wider, und die befallenen Arten können als Marker für *P. laevis* im jeweiligen Biotop angesehen werden. Bevorzugte Endwirte sind Barben (*Barbus barbus*), Döbel (*Leuciscus cephalus*) und Bachforellen (*Salmo trutta*), in denen hohe Prävalenzen und

Intensitäten erreicht werden (Molloy et al., 1995; Thielen et al., 2004; Laimgruber et al., 2005). Hier werden die Würmer auch geschlechtsreif und produzieren Eier (Kennedy, 1975, Taraschewski, 2000). Im Aal hingegen werden die Würmer nicht fertil und bleiben zudem viel kleiner. Erreichen die Würmer im Döbel und der Barbe eine Größe von 16-24 mm, so sind es im Aal nur 6-8 mm (Kennedy, 1975; Moravec & Scholtz, 1991). Dieses Phänomen konnte deutlich in den Aalen dieser Untersuchung beobachtet werden, bei denen im Aaldarm keine graviden Weibchen von *P. laevis* entdeckt wurden. Als Zwischenwirte konnten bis jetzt mehrere Amphipoden-Arten beschrieben werden (*Echinogammarus stammeri*, *Gammarus fossarum*, *Gammarus lacustris*, *Gammarus pulex*, *Gammarus roeseli*, *Corophium voluntator*) (Moravec, 2004a). Die Endwirte infizieren sich über den Verzehr infizierter Gammariden, können sich allerdings auch über kleinere Beutefische, die in dem Fall paratenische oder paradefinitive Wirte darstellen, infizieren (Moravec, 2004a). Der Fall einer postzyklischen Transmission ist ebenfalls aus der Literatur beschrieben (Kennedy, 1999).

Morphologische wie auch molekularbiologische Untersuchungen an Adult- und Larvalformen von *P. laevis* gehen mittlerweile davon aus, dass es sich bei den in Europa gefunden Exemplaren um zwei Arten (*P. laevis* und *P. tereticollis*) oder wenigstens verschiedene Stämme handelt (Dudiňák & Šnábel, 2002; O'Mahony et al., 2004a; 2004b; Perrot-Minnot, 2004). Auf den Britischen Inseln geht man dabei von wenigstens zwei Stämmen aus, die sich vor allem in der Wahl ihres Endwirtes unterscheiden. Es ist die Rede von einem *Salmo trutta*- und von einem *Leuciscus cephalus*-Stamm (O'Mahony et al. 2004a). Laut Kennedy (1984) soll es neben diesen beiden Süßwasserstämmen noch einen Salzwaterstamm geben, der bevorzugt Flundern (*Platichthys flesus*) und den Aal *Anguilla anguilla* befällt (Munro et al., 1989, Tarschewski, 2000). Um was für einen Stamm es sich bei den Würmern aus den Rheinaalen handelt ist unklar. Da die Würmer aber nicht geschlechtsreif werden und zudem sehr klein bleiben, scheint der Salzwaterstamm auszuschneiden. Ihre Angehörigkeit zur möglicherweise zweiten im Gebiet vorkommenden Art (*P. tereticollis*) (Perrot-Minnot, 2004) ist ebenfalls unklar. Auch wenn der Aal nicht der bevorzugte Wirt ist, so ist ein Befall mit *P. laevis* keine Seltenheit (Conneely & McCarthy, 1986; Holland & Kennedy, 1997; Kennedy et al., 1998; Sures et al., 1999; Moravec, 2001; Sures & Streit, 2001).

Von den 44 untersuchten Aalpopulationen waren bei dieser Untersuchung 27 befallen. Im Bodensee war der Befall gering, in Laufenburg waren hingegen alle Population befallen und insbesondere im Sulzbach war die Befallsrate mit 80 bzw 86% hoch. Alle Gammariden-Arten, die in Laufenburg im Rhein und den Bächen vorkommen, sind potentielle Zwischenwirte. Da der Befall im Sulzbach aber sehr hoch war und hier nur *Gammarus pulex* gefunden wurde, spricht vieles für diese Art als Zwischenwirt für *P. laevis* im Hochrhein. In Karlsruhe ist seit 2002 ein durchweg hoher Befall der Aale mit *P. laevis* festzustellen, und bei der letzten Untersuchung (2005) waren 90% der Aale mit im Mittel acht Würmern befallen (siehe auch Abb. 3.46). Weiter unten (Abschnitt 4.6) wird auf diese Entwicklung an der Probestelle Karlsruhe noch näher eingegangen.

In Mannheim ist in den letzten Jahren kein Befall mit *P. laevis* nachgewiesen worden. Die möglichen Zwischenwirte *G. pulex*, *G. fossarum* und *G. roeseli* sind hier aus dem Hauptstrom verschwunden aber diese Arten fehlen genauso in Karlsruhe, so dass dies nicht der entscheidende Faktor sein kann. Wieso hier *P. laevis* weitgehend fehlt, kann nicht erklärt werden. Mit einer geringen Prävalenz von 10-20% waren die Aale der fünf Beprobungen aus der Sauer infiziert. Weitere Würmer dieser Art fanden sich im Rhein in St. Goar und in Beneden Leeuwen, wo jeweils 35% der Aale befallen waren. Hoher Befall mit 71% wurde schließlich noch in der Ruhr in Mühlheim beobachtet. *P. laevis* ist im Rheinsystem weit verbreitet, wobei es jedoch zwischen nahe liegenden Stellen wie Karlsruhe und Mannheim erhebliche Unterschiede gibt.

Im Gegensatz zu *P. ambiguus* sind es bei *P. laevis* die größeren Aale, die sowohl in Karlsruhe (Abb. 3.47) als auch insgesamt (Abb. 3.66), stärker befallen sind. Dies deutet auf einen langlebigen Parasiten hin. Die Lebensspanne von Acanthocephalen beträgt im Allgemeinen aber nur einige Monate bis ein Jahr (Taraschewski, 2000). Die höheren Intensitäten, vor allem in den Aalen über 66cm, lassen sich somit kaum durch eine Anreicherung der Kratzer im Verlauf eines Aallebens erklären. Die Ursache der Verteilung von *P. laevis* in den Größenklassen der Aale ist wohl eher auf der Ebene der Zwischenwirte und in einer unterschiedlichen Ernährungsweise der verschiedenen großen Aale zu finden. Da eine Infektion über paratenische Wirte und ebenso eine postzyklische Transmission möglich ist (siehe oben) können auch andere Fischarten für die Übertragung von *P. laevis* von Bedeutung sein (siehe Abschnitt 4.3.3).

Unbestimmte Kratzer

In Karlsruhe tauchte bei zwei Untersuchungen (10.07.03 und 04.11.04) eine Acanthocephalenart auf, die bis zum jetzigen Zeitpunkt nicht identifiziert werden konnte. Im Jahr 2003 waren es zwei Aale mit jeweils zwei Würmern und im Jahr 2004 ein Aal mit fünf Würmern. Auch im Rhein in Beneden Leeuwen fanden sich in zwei Aalen fünf Kratzer, die nicht zugeordnet werden konnten.

4.3.2.2.3 Nematoden

Camallanus lacustris und *Pseudocapillaria tomentosa*

Camallanus lacustris befällt hauptsächlich Fische aus der Familie der Percidae, insbesondere den Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) (Anderson, 1978; Forbes et al., 1989; Carney & Dick, 1999; Koubková & Baruš, 2000; Rolbiecki et al., 2002) und kann leicht an seiner kappenförmigen Mundkapsel erkannt werden. Die in dieser Arbeit untersuchten Flussbarsche waren zu 50% befallen. Außerdem wurde *C. lacustris* im Rhein in Karlsruhe neben dem Aal

zusätzlich beim Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*, 23%) und dem Hecht (*Esox lucius*, 33%) angetroffen. Moravec (1994) nimmt dabei an, dass die Raubfische Hecht und Aal keine eigentlichen Endwirte sind, sondern eher paradefinitive oder postzyklische Wirte darstellen. Nie und Kennedy (1991b) konnten aber zeigen, dass auch der Aal als Endwirt fungieren kann, falls der eigentliche Endwirt, der Flussbarsch, im Habitat nicht vorkommt. Eine Reihe weiterer Fische aus verschiedenen Familien (z.B. Cyprinidae, Siluridae und Salmonidae) können ebenfalls infiziert sein (Moravec, 1994). Im Zyklus von *C. lacustris* tauchen Copepoden der Überfamilie Cyclopoidea als Zwischenwirte auf. In Experimenten ließen sich ebenfalls *Asellus aquaticus* und *Gammarus pulex* infizieren. Die larvalen Nematoden überlebten hier aber nur 3 Tage (Moravec, 1994). Endwirte können sich zusätzlich über paratenische Zwischenwirtsfische infizieren.

In Laufenburg und im Bodensee war *C. lacustris* nicht präsent. Dabei ist der Befall von Flussbarschen in stehenden Gewässern häufig höher als in schneller fließenden Gewässern (Moravec, 1994). Das häufiger vorkommende Zooplankton und somit ein Mehr an potentiellen Zwischenwirten ist dafür verantwortlich. Aber auch Barsche aus dem Bodensee waren uninfiziert (Balling & Pfeiffer, 1997a; 1997b). In Karlsruhe waren acht von dreizehn untersuchten Aalpopulationen befallen, wobei die Befallsrate und die Intensität des Befalls gering waren. In Mannheim waren nur drei von zwölf Populationen betroffen. Auch hier war die Intensität des Befalls gering. Schließlich waren noch eine Population aus der Sauer und die Aale aus dem Müggelsee befallen. Saisonale Unterschiede in Prävalenz, Intensität oder Abundanz konnten in Karlsruhe nicht festgestellt werden. Auch in den Arbeiten von Nie & Kennedy (1991b) sowie Forbes et al. (1989) konnten Neuinfektionen das ganze Jahr über beobachtet werden.

Ein höherer Befall (32%) von Aalen mit *C. lacustris* als in dieser Arbeit konnte in einem See in Dänemark beobachtet werden (Køie, 1988). Weitere Funde dieses Nematoden sind aus Aalpopulationen in Belgien (Schabuss et al., 1997), England (Kennedy et al., 1992), Polen (Orecka-Grabda & Wierzbicka, 1994), Irland (Holland & Kennedy, 1997), Tschechien (Moravec, 2001) sowie Deutschland bekannt (Reimer & Walter, 2000).

Der Nematode *Pseudocapillaria tomentosa* ist kein Aalspezialist und kommt hauptsächlich bei Cypriniden vor (Dávidová et al., 2004). Neben Weissfischen und dem Aal können auch Welse, Hechte und Barschartige befallen werden (Moravec, 1994). Darüber hinaus sind Berichte über den Befall von Zierfischen bekannt (Moravec et al., 1999) sowie über den Befall von wissenschaftlichen Zuchten des Zebraärbblings (*Danio rerio*) (Kent et al., 2002), wo er zum Teil erhebliche Probleme bereitet. Als Zwischenwirt sind Süßwasseroligochaeten (*Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Lumbriculus variegatus*) beschrieben (Moravec, 1994). *Tubifex tubifex*, welcher häufig als Fischfutter verkauft wird, ist auch die Infektionsquelle für die Zierfische (Moravec, 1994). Der Zyklus konnte im Labor auch ohne Zwischenwirt vervollständigt werden. Unter ökologischen Bedingungen konnte aber gezeigt werden, dass Oligochaeten die Hauptinfektionsquelle für Fische darstellen (Moravec, 1994).

P. tomentosa konnte in einem Viertel der Aalpopulationen angetroffen werden, wobei die höchste Prävalenz im Bodensee (30%), Mannheim (15-20%) und im Main in Gemünden (27%) beobachtet wurde. Zusätzlich wurde dieser Nematode in Karlsruhe, Rosport und St. Goar entdeckt. An letztern Stellen waren nur einzelne Fische mit einem bis zwei Würmern infiziert. In Mannheim lag im Juli 2003 und Juli 2004 dagegen die mittlere Intensität bei 4,5 Würmern und *P. tomentosa* war zu den zwei Zeitpunkten die dominante Art. Insgesamt wurde *P. tomentosa* an allen Stellen nur im Zeitraum von Juli bis Oktober nachgewiesen. Moravec, (1985) berichtet, dass die Würmer das ganze Jahr über angetroffen werden können, reife Weibchen aber nur in der wärmeren Jahreszeit. Funde von *P. tomentosa* in Aalen sind aus Dänemark (Køie, 1988), Italien (Kennedy et al., 1998) sowie den Britischen Inseln (Kennedy et al., 1992; Kennedy, 1993) bekannt, wobei die Prävalenz dort immer unter 5% lag. Im Rhein wurde dieser Nematode bisher nicht nachgewiesen (Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001). Diese Studie zeigt, dass *P. tomentosa* im ganzen Rheinsystem verbreitet ist und dabei oftmals höhere Befallsraten erreicht als in anderen Gewässersystemen Europas.

Paraquimperia tenerrima

Paraquimperia tenerrima ist ein aalspezifischer Darmnematode. Die Eier gelangen mit dem Kot ins Freie und entwickeln sich dort bis zum zweiten Larvenstadium weiter. Werden sie nicht von einem Zwischenwirt gefressen, so sterben sie innerhalb von sechs Tagen ab (Moravec, 1974). Bisher war der Zwischenwirt aber unbekannt und Versuche, verschiedene aquatische Invertebraten experimentell zu infizieren, schlugen fehl (Nie & Kennedy, 1991c; Moravec, 1994). Erst Shears & Kennedy (2005) gelang es den kompletten Zyklus im Labor aufzubauen. Als Zwischenwirt konnte die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) beschrieben werden. Dabei fand sich das dritte Larvenstadium in der Schwimmblasenwand dieser Fischart. Elritzen konnten experimentell mit L₂-Larven von *P. tenerrima* infiziert werden und Aale ließen sich schließlich mit diesen Elritzen infizieren. Im Aal konnten L₄-Larven und präadulte Würmer nach vier bis acht Wochen vorgefunden werden. Im Rheinsystem ist *P. tenerrima* eine sehr häufige Art und konnte in 33 von 44 untersuchten Aalpopulationen nachgewiesen werden. Der Nematode zeigt dabei ein sehr ausgeprägtes saisonales Muster. Bei der monatlichen Untersuchung von Aalen aus drei Flusssystemen über fast zwei Jahre konnten Nie & Kennedy (1991c) beobachten, dass die Befallsparameter (Prävalenz und mittlere Abundanz) im Frühjahr ansteigen und im Zeitraum von Mai bis Juni die höchsten Werte erreichen. Danach kommt es zu einem Zusammenbruch und die Befallsparameter gehen zum November hin gegen null. Die Autoren nehmen an, dass die adulten Würmer im Sommer nach der Paarung absterben, und eine Neuinfektion erst wieder zum Frühjahr hin einsetzt. Die Aggregation der Würmer ist am höchsten zu Zeiten des stärksten Befalls und positiv mit der Prävalenz und mittleren Intensität korreliert. Die Ergebnisse aus der vorliegenden Studie decken sich weitgehend mit den Ergebnissen von Nie & Kennedy (1991c).

Die Aale aus dem Bodensee waren im Oktober nur zu 10% mit *P. tenerrima* befallen. In Laufenburg gab es Unterschiede zwischen den beiden Bächen und dem Hauptstrom. Der Befall war in den Bächen bedeutend höher (70-97%) als im Rhein (3-7%). Die Proben aus den Bächen stammten alle aus dem Mai, also dem Zeitraum in dem die Prävalenz ihren Maximalwert erreicht. Dieser war insbesondere im Sulzbach mit nahezu 100% sicherlich erreicht und *P. tenerrima* war hier wie auch im Etzerbach die dominante Art. Im Rhein selber wurden Aale im August und November untersucht, zu dem Zeitpunkt wo die Prävalenz stark zurückgeht bzw. schon den Tiefstand erreicht hat. Der Zeitpunkt der Beprobung erklärt somit den großen Unterschied im Befall zwischen Bach und Rhein. Auch in Karlsruhe konnte man die höchsten Befallsraten im Zeitraum von Mai bis Juli beobachten. Erstaunlich ist, dass dieser Parasit erstmals 2002 in Karlsruhe auftaucht und vorher nicht aus diesem Abschnitt des Rheins bekannt ist (Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001; Sures, 2002). Seit 2002 kommt er aber regelmäßig hier vor und war in den Sommermonaten die dominante Art. Bei fischbiologischen Untersuchungen konnten weder im Kraftwerk, noch bei der Elektrofischung Elritzen gefunden werden (Münderle & Thielen, 2002). Es ist fraglich, ob *Phoxinus phoxinus* der einzige Zwischenwirt ist, zumal auch in den Bächen im Hochrhein keine Elritzen beobachtet wurden. Der ebenfalls hier vorkommende *Spinitectus inermis* benutzt Eintagsfliegenlarven (Saraiva et al., 2002b), die hier zahlreich vorhanden waren (persönliche Beobachtung des Autors) und die Vermutung liegt nahe, dass diese Ephemeropteren doch als Zwischenwirt fungieren. Die fehlgeschlagenen Infektionsversuche in verschiedenen Studien sprechen allerdings dagegen (Nie & Kennedy, 1991c; Moravec, 1994). Hier besteht weiterer Klärungsbedarf, genauso wie bei der Herkunft dieses Wurms in Karlsruhe.

In Mannheim war *P. tenerrima* im Mai und Juni 2001 und 2002 die dominante Art. Der Befall ging 2003 jedoch stark zurück und erst im Juni 2005 war der Befall wieder etwas höher. Die Ursachen für diese Entwicklung sind unbekannt. In der Sauer in Rosport ließ sich wieder deutlich das saisonale Muster mit höchster Prävalenz im Juli erkennen. Weitere Funde gab es im Main, im Rhein in St. Goar und in Beneden Leeuwen.

Wie in der Arbeit von Nie & Kennedy (1991c), so konnte auch hier eine positive Korrelation zwischen dem Aggregationsindex und der mittleren Intensität und Abundanz ermittelt werden. Kleine Aale sind sowohl in Karlsruhe (Abb. 3.44) als auch, bezogen auf alle Aalpopulationen die mit *P. tenerrima* befallen waren (Abb. 3.68), uninfiziert oder nur wenig befallen. *P. tenerrima* kann vermehrt bei mittelgroßen Aalen angetroffen werden, wobei die Intensität des Befalls zu den größeren Klassen hin ansteigt. Ein höherer Nahrungskonsum größerer Aale und die dadurch vermehrte Aufnahme infizierter Zwischenwirte könnten hierfür verantwortlich sein.

Die Ergebnisse zeigen, dass *P. tenerrima* einer der häufigsten Parasiten im Rheinsystem ist. Aber auch in Europa oder weltweit ist diese Art anzutreffen (vgl. z.B. K oie, 1988; Cone et al., 1993, Kennedy, 1993; Kennedy, 1997, Norton et al., 2003).

Raphidascaris acus

Im Gegensatz zu *P. tenerrima* handelt es sich bei *Raphidascaris acus* um einen Generalisten, der hauptsächlich bei piscivoren Fischarten vorkommt. Hauptwirte sind dementsprechend Vertreter der Esocidea (Ozturk et al., 2000), Salmonidae (Dorucu et al., 1995) Gadidae und der Aal. Diese Art wurde aber auch bei Weissfischen und Barschen (Carney & Dick, 2000; Manfredi et al., 2003) gefunden, wobei der Status der Fischart (Stabelwirt, Endwirt oder parafinitiver Wirt) nicht immer geklärt ist (Moravec, 1994). Im Zyklus gelangen mit dem Kot die Eier ins Freie, innerhalb derer sich das zweite Larvenstadium (L₂) entwickelt. In einer Vielzahl von aquatischen Invertebraten (Oligochaeten, Schnecken, Crustaceen und aquatische Insektenlarven) konnten Larven von *R. acus* angetroffen werden. Diese dienen laut Moravec (2004a) aber mehrheitlich als Stapelwirt für L₂-Larven die den eigentlichen Zwischenwirt, nämlich aquatische Vertebraten, infizieren. Nur *Gammarus fossarum* ist bis jetzt als obligater Zwischenwirt für *R. acus* beschrieben worden (Moravec, 1996a; Moravec, 2004b). Obligate Zwischenwirte sind verschiedene Friedfischarten, hauptsächlich Cypriniden (Moravec, 2004a) oder juvenile Stadien von Raubfischen (Koubkov a et al., 2004). Die Larven von *R. acus* incystieren sich hier in verschiedenen Organen und entwickeln sich vor allem in den Mesenterien der Leber und im Darm zum dritten Larvenstadium (L₃) weiter, die für den Endwirt infektiös ist (Moravec, 2004a) (siehe auch 4.3.3).

Adulte Würmer wurden in 28 Aalpopulationen gefunden. Wie *P. tenerrima*, so zeigt auch *R. acus* eine saisonale Dynamik im Befall. Hohe Befallsraten sind im Frühjahr zu beobachten und gehen dann zum Sommer hin zurück (Szalai & Dick, 1989; Moravec, 2004a). Die Eiablage der adulten Würmer erfolgt vornehmlich im Frühjahr und Anfang Sommer. Diese Würmer scheiden dann aus der Population aus. Aber auch larvale Nematoden wurden im Sommer bei Hechten nicht angetroffen (Moravec, 2004a). Moravec (2004b) diskutiert dies mit derverst arkten Immunabwehr der Fische bei höheren Wassertemperaturen. Aber auch ökologische Faktoren wie eine Nahrungsumstellung im Sommer können saisonale Muster hervorbringen. Im Sommer ernährten sich z.B. Forellen, die im Zeitraum von Herbst bis Frühjahr mit *R. acus* befallen waren, größtenteils von terrestrischen Insekten und weniger von Groppen (*Cottus gobio*), die die Hauptinfektionsquelle für die Salmoniden darstellten (Moravec, 2004b), was schließlich zu einen Rückgang der Befallsparameter im Sommer führte. So war *R. acus* in Karlsruhe in den Jahren 2003 und 2004 der dominante Aalparasit in Darmtrakt im Frühjahr, nicht aber im Sommer und Herbst, als die Prävalenzen und Intensitäten geringer waren. In Karlsruhe, aber auch in den anderen Aalpopulationen finden sich deutliche Unterschiede im Befall mit diesem Nematoden bei den verschiedenen Größenklassen. Kleine Aale (25-35 cm) waren uninfiziert und die Prävalenz sowie auch die

mittlere Intensität und Abundanz war in den größeren Aalen signifikant höher (Abb. 3.42 und 3.67). Größere Aale ernähren sich vermutlich eher von Fischen, über die sie sich mit diesem Nematoden infizieren. Wer die Hauptinfektionsquelle für die Aale in Karlsruhe ist, bleibt aber unklar. *Gammarus fossarum* ist in Karlsruhe im Hauptstrom nicht vorhanden und kommt als Überträger nicht in Frage. Dieser Amphipode ist aber in kleineren Zuflüssen wie der Alb vorhanden (siehe 3.2). Im Bodensee war der Befall gering, was vielleicht auf die Beprobung im Oktober zurück zu führen ist. In Laufenburg kam *R. acus* nur vermehrt im Etzerbach vor. Im Rhein konnte *R. acus* hier nicht angetroffen werden. Die Beprobung im Rhein erfolgte dabei im August und November. Auch hier könnte der Zeitpunkt der Beprobung ein Auffinden verhindert haben. Häufiger, jedoch erst ab 2003 kam *R. acus* in Mannheim vor. Der Befall war jedoch geringer als in Karlsruhe und auch die saisonale Dynamik war weitaus weniger ausgeprägt im Vergleich zu Karlsruhe. Bis auf den Müggelsee fand sich dieser Parasit auch an allen anderen untersuchten Stellen.

Funde von *R. acus* in Aalpopulationen sind häufig in Europa (vgl. z.B. Sures et al., 1999; Borgsteede et al., 1999; Norton et al., 2004; Schabuss et al., 2005). Auffällig ist jedoch die hohe Prävalenz und Intensität, mit der dieser Parasit vor allem in Karlsruhe auftaucht. In anderen Aalpopulationen werden selten Befallsraten über 10% erreicht (Kennedy, 1993, Kennedy et al., 1998; Kennedy & Moriarty, 2002; Schabuss, 2005).

Spinitectus inermis

Ein sehr auffälliger Nematode ist *Spinitectus inermis*. Der Körper ist mit ringförmig angeordneten Kutikula-Schuppen besetzt, die besonders im vorderen Drittel deutlich ausgeprägt sind und den Wurm unverwechselbar machen. *S. inermis* ist ein aalspezifischer Nematode. In Europa kommt als weitere Art nur noch *S. gordonii* vor, ein Parasit von Salmoniden (Saraiva et al., 2002b). Die adulten Würmer kommen ausschließlich im Magen von Aalen vor, wo hingegen juvenile Formen auch im Darmtrakt angetroffen werden können (Moravec, 1996b). Über die Biologie dieser Nematoden-Art ist wenig bekannt. Kürzlich konnten Saraiva et al. (2002b) zeigen, dass sich mehrerer Eintagsfliegen Arten experimentell mit *S. inermis* infizieren lassen. Der Nematode konnte sich in diesem Zwischenwirt bis zum dritten Larvalstadium entwickeln. Mit infizierten Eintagsfliegen ließ sich schließlich ein Aal infizieren. Eintagsfliegenlarven scheinen somit als Zwischenwirt fungieren zu können. Saraiva et al. (2002b) schließen aber nicht aus, dass auch andere Insektenlarven in Frage kommen, wie es z.B. für *S. gracilis* aus Amerika beschrieben ist (Jilek & Crites, 1981). In Portugal konnte *S. inermis* das ganze Jahr über in Aalen aus den Flüssen Sousa und Douro nachgewiesen werden. Die höchste Prävalenz fand sich im Zeitraum von November bis Februar, die meisten Weibchen mit reifen Eiern im Sommer (Saraiva et al., 2002a).

S. inermis konnte im Rheinsystem nur an der Stelle Laufenburg entdeckt werden. Hier war er aber sowohl in den zwei Bächen als auch im Rhein selber präsent. Die Prävalenz lag zwischen

7 und 23%, die mittlere Intensität zwischen zwei bis acht, und die Befallsparameter waren also insgesamt niedriger als in den Aalen aus Portugal (Saraiva et al., 2002a). Für den Rhein konnte auch hier eine höhere Befallsrate bei den Aalen im November beobachtet werden. Wieso dieser Nematode nur hier vorkam, ist schwer zu beurteilen. Eintagsfliegenlarven gibt es auch in anderen Abschnitten des Rheins (IKSR, 2002a), jedoch ist das Artenspektrum der Eintagsfliegen im nicht schiffbaren Hochrhein deutlich höher (IKSR, 2002a; Rey & Ortlepp, 2002). Laut Moravec (1994) ist *S. inermis* ein seltener Parasit bei Aalen. Funde aus mehreren Ländern Europas sind aber bekannt (z.B. aus Tschechien (Moravec, 1977), Portugal (Saraiva et al., 2002a; 2002b), Spanien (Outeiral et al., 2002), England (Kennedy et al., 1992; Norton et al., 2004), Deutschland (Schäperclaus, 1990) und Polen (Pilecka-Rapacz & Sobecka, 2004)). Für das Rheinsystem wurde *S. inermis* bisher nicht beschrieben (vgl. Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001).

4.3.2.2.4 Cestoden

Bothriocephalus claviceps und *Proteocephalus macrocephalus*

Beide Cestoden sind aalspezifische Parasiten und lassen sich einfach anhand ihres Scolex unterscheiden. *B. claviceps* bildet Sauggruben, um sich in der Darmwand des Aals festzuhalten, *P. macrocephalus* besitzt hierfür vier Saugnäpfe. Die Ansatzstelle befindet sich dabei meistens unmittelbar hinter dem Pylorus, wie in dieser Arbeit beobachtet werden konnte (Abb. 25a; 25b) aber auch aus der Literatur bekannt ist (Scholz, 1997). Zwischenwirte für beide Arten sind planktische diaptomide oder cyclopide Copepoden (z.B. *Macrocyclops albidus*, *M. fuscus*, *Megacyclops viridis*, *Cyclops strenuus*, *C. vicinus* und *Acanthocyclops vernalis*). Die Infektion des Aals erfolgt über den direkten Verzehr von infizierten Copepoden (Kennedy et al., 1992; Scholz, 1997; Scholz, 1999). Scholz (1997) konnte für *B. claviceps* ebenfalls zeigen, dass Flussbarsche als Stapelwirte fungieren können. In den untersuchten Flussbarschen in Karlsruhe konnten jedoch keine Stadien von *B. claviceps* entdeckt werden. Auch für Vertreter aus der Gattung *Proteocephalus* sind paratenische Wirte bekannt, ob dies auch für *P. macrocephalus* zutrifft ist nicht bekannt, wird aber vermutet (Scholz, 1999). Einige Autoren gingen davon aus, dass sich Aale über Fische mit *B. claviceps* infizieren, nicht durch planktische Copepoden, da sie vermuteten, dass vor allem große Aale sich nicht mehr von Plankton ernähren (Moriarty, 1972; Conneely & McCarthy, 1986) sondern eher piscivor. Eine höhere Prävalenz beider Bandwürmer in großen Aalen schien dies auch zu bestätigen. Tatsächlich konnte auch in dieser Arbeit ein höherer Befall von *B. claviceps* und *P. macrocephalus* in den größeren Aalen festgestellt werden (Abb. 3.69 und 3.70). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Klassen waren aber nicht signifikant. Beim Betrachten der Vorkommen beider Cestoden in den Aalpopulationen aus dem Rhein fällt außerdem auf, dass sie verstärkt an Probestellen mit langsam oder nicht fließendem Wasserkörper vorkommen. So fanden sich die höchsten Befallsraten mit Cestoden im Bodensee und

Müggelsee, sowie im Altrheinarm in Mannheim. Fasst man alle Populationen zusammen, so sind in Mannheim jeweils 20% der Fische mit *B. claviceps* und *P. macrocephalus* infiziert, in Karlsruhe im Hauptstrom dagegen nur 12% bzw. 3%. An der Probestelle Laufenburg finden sich beide Cestodenarten im Rhein Hauptstrom, in den drei Bachproben konnte jedoch nur einmal *B. claviceps* aufgespürt werden. Es ist offensichtlich, dass sich die Aale in den planktonreicheren Stillgewässern leichter mit Cestoden infizieren können als in einem schnell fließenden Bach ohne Planktonvorkommen. Die Untersuchungen von Kennedy et al. (1992) kommen ebenfalls zu dem Schluss, dass sich Aale aller Größenklassen über Plankton mit diversen Parasitenarten infizieren können. Auch in Bezug auf ihr saisonales Vorkommen ähneln sich die zwei Cestodenarten. Im Laufe eines Jahres konnte bei keiner Art ein signifikanter Unterschied in der Prävalenz festgestellt werden. Das Wachstum und die Reifung der Würmer erfolgt hauptsächlich im Sommer und zu diesem Zeitpunkt kommen nur wenige Exemplare in den Aalen vor (Nie & Kennedy, 1991d; 1992). Nach der Reproduktion sterben die Würmer ab und eine neue Generation wird rekrutiert (Nie & Kennedy, 1991d; 1992). Die höhere Prävalenz der zwei Arten im Oktober 2002 an der Probestelle Mannheim könnte durch die Rekrutierung der neuen Generation in diesem Zeitraum verursacht worden sein (siehe Abb. 3.21). Die zwei Aalspezialisten sind häufige Parasiten in Aalpopulationen in Europa (siehe z.B. Williams & Bolton, 1985; Borgsteede et al., 1999; Outeiral et al., 2002; Schabuss et al., 2005) und kommen auch im Amerikanischen Aal (*Anguilla rostrata*) vor (Cone et al., 1993; Marcogliese & Cone, 1996). Die Befallsraten beider Arten sind in Aalpopulationen im Vergleich zu Acanthocephalen und Nematoden eher gering. Trotzdem sind sie im Rheinsystem weit verbreitet. Von den 43 untersuchten Aalpopulationen waren 35 mit *B. claviceps* infiziert und 28 mit *P. macrocephalus*.

4.3.2.2.5 Weitere Metazoa

Zusätzlich zu den eben beschriebenen Parasiten konnten sehr vereinzelt drei Ektoparasiten auf den Aalen gefunden werden. Es handelte sich hierbei um zwei Crustaceen und einen Ciliaten. In Mannheim wurde ein Exemplar von *Argulus* spec. auf der Flosse von einem Aale entdeckt, und auf den Kiemen eines Aals ein Exemplar eines parasitischen Copepoden (*Ergasilus* spec.). Außerdem wurde bei einigen wenigen Aalen der Erreger der Weißpunkt-Krankheit (*Ichthyophthirius multifiliis*) auf der Haut nachgewiesen. Auf diese Arten wird hier aber nicht näher eingegangen. Sie sollen der Vollständigkeit wegen nur erwähnt werden.

4.3.3 Parasitologische Untersuchungen an anderen Fischarten

In der neueren Literatur sind nahezu keine Arbeiten über die Fischparasitozönose des Rheinsystems vorhanden. Bei der Literaturrecherche tauchen nur zwei Arbeiten über den Parasitenbefall bei Aalen auf (Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001). Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten parasitologischen Untersuchungen an fünf weiteren Arten (Flussbarsch, Kaulbarsch, Zander, Gründling und Hecht; siehe auch 2.4.2) stellen somit eine erste rezente Bestandsaufnahme für diese Arten im nördlichen Oberrhein dar. Die fünf Arten wurden vor dem Hintergrund untersucht ob sie Parasitenarten mit dem Aal teilen, oder als paratenische Wirte für Aalparasiten in Frage kommen.

In allen fünf Arten fanden sich Parasiten die ebenfalls den Aal befallen. So waren der Flussbarsch, der Kaulbarsch, Zander und Gründling mit Metacercarien von *Diplostomum spec.*, einem digenen Trematoden, infiziert. Vertreter dieser Gattung waren auch in den Augen der Aale aus dem Bodensee präsent. Sie scheinen im nördlichen Oberrhein den Aal aber nicht zu befallen, da hier keine Metacercarien in den Augen entdeckt wurden.

Die übrigen Parasitenarten die in den fünf untersuchten Fischen und dem Aal angetroffen werden, können alle zu den Helminthen gezählt werden.

Im Rhein in Karlsruhe ist der Flussbarsch eine eudominante Fischart (Korte, 2001; IKS, 2002b). Bei der parasitologischen Untersuchung im Jahr 2002 konnten *A. lucii* in einem Drittel der Fische nachgewiesen werden (Tab. 3.24). Dies ist allerdings ein geringer Befall im Vergleich zu den Flussbarschen aus dem Fluss Shannon, wo 80% der Fische mit *A. lucii* infiziert waren. *A. lucii* kam hier ebenfalls im Darm der Aale vor und dominierte die intestinale Helminthengemeinschaft hochgradig (Kennedy & Moriarty, 2002). Bei zwei von sechs untersuchten Hechten fanden sich ebenfalls Exemplare von *A. lucii* (Tab. 3.28). Laut Moravec (2004a) infiziert sich der Hecht vornehmlich durch den Verzehr infizierter Beutefische wie Flussbarsch oder Aal und stellt somit einen postzyklischen Wirt dar. Die geringe Befallsrate mit *A. lucii* sowohl von Aal, Flussbarsch und Hecht hängt an der Probestelle Karlsruhe mit dem Verschwinden des geeigneten Zwischenwirtes *A. aquaticus* zusammen.

Der Kratzer *P. laevis* konnte ebenfalls in Karlsruhe in anderen Fischarten entdeckt werden. So konnten im Flussbarsch, Gründling und Kaulbarsch Würmer im Darm angetroffen werden. Der Befall vom Kaulbarsch war dabei mit einer Befallsrate von 73% am höchsten. Hier wurden zusätzlich in 23% der Fische eingekapselte Stadien von *P. laevis* in der Leber gesichtet. Auch in 4% der Flussbarsche war ein Kratzer in der Leber eingekapselt. Die Art konnte allerdings nicht ermittelt werden. Diese Fischarten sind wie der Aal ein Marker für das Vorkommen des benötigten Zwischenwirtes an der Stelle Karlsruhe. Wie die fischbiologischen Untersuchungen von Münderle und Thielen (2002) zeigten, sind die

bevorzugten Wirte, die Brabe und der Döbel, in denen die Würmer reif werden, regelmäßig im Rhein in Karlsruhe anzutreffen. Die Fragen nach dem Überträger dieses Kratzers an der Stelle Karlsruhe und um welchen Stamm es sich handelt bleiben aber weitgehend unklar (siehe auch 4.3.2.2.1 und 4.6).

Die fünf untersuchten Fischarten und der Aal teilen sich auch einige Nematodenarten. In der Schwimmblasenwand vom Flussbarsch, Kaulbarsch und Gründling fanden sich Larven (L₃) von *Anguillicola crassus*. *A. crassus* nutzt diese Fische als paratenische Zwischenwirte. Insbesondere der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) scheint anfällig für Infektionen mit *A. crassus* zu sein. Im Rhein waren 82 % der Kaulbarsche mit im Mittel 15 Würmern pro Fisch befallen. Im Plattensee in Ungarn fanden sich sogar noch höherer Befallsraten unter den Kaulbarschen. Hier waren bei mehreren Untersuchungen jeweils alle Fische befallen (Székely, 1994; 1995).

Camallanus lacustris befällt hauptsächlich Fische aus der Familie der Percidae (Moravec, 2004a). So ist es nicht verwunderlich, dass 52% der Flussbarsche und 23% der Kaulbarsche diesen Nematoden in ihrem Darm beherbergten. Im Zander konnte allerdings kein *C. lacustris* nachgewiesen werden. Dagegen waren zwei von sechs untersuchten Hechten befallen. Laut Moravec (2004a) ist es keine Seltenheit, dass Raubfische mit *C. lacustris* infiziert sind. Diese Fische stellen paradefinitive Wirte dar.

Neben dem Aal waren 10% der untersuchten Gründlinge (*Gobio gobio*, Tab. 3.27) mit *Pseudocapillaria tomentosa* befallen. Die Gründlinge enthielten dabei durchschnittlich sieben Würmer in ihrem Verdauungstrakt. Da diese Art hauptsächlich bei Cypriniden vorkommt (Dávidová et al., 2004) stellt der Befall der Gründlinge keine Besonderheit dar.

Der unspezifische Nematode *R. acus* kann in einer Vielzahl von Fischarten angetroffen werden. Bevorzugte Endwirte sind Raubfische wie z.B. der Hecht. In den sechs Hechten, die in dieser Arbeit parasitologisch untersucht wurden, konnte *R. acus* allerdings nicht angetroffen werden (Tab. 3.28). Fischarten verschiedener Familien stellen den obligaten Zwischenwirt für *R. acus* dar (Moravec, 2004a). Im Flussbarsch, Kaulbarsch und Gründling aus dem Rhein waren Nematodenlarven in verschiedenen Organen (Leber, Darm, Schwimmblase) vorhanden. Hierbei kann es sich durchaus um Larvalstadien von *R. acus* gehandelt haben. Bei der parasitologischen Untersuchung dieser Fischarten wurden die Nematodenlarven allerdings nicht bis zur Art bestimmt, so dass nicht definitiv davon ausgegangen werden kann, dass es sich um *R. acus* handelte.

4.4 Die intestinale Infragemeinschaft der Aale

4.4.1 Die Infragemeinschaft der Aale im Rheinsystem

Die Parameter der intestinalen Helminthen-Infragemeinschaft wurden für alle untersuchten Aalpopulationen ermittelt und sind in den jeweiligen Tabellen im Ergebnissteil einsehbar (Tabelle 3.9, 3.13, 3.16, 3.19, 3.22). Betrachtet man alle untersuchten Aale, so konnten im Mittel 1,4 Parasitenarten in den Därmen der Aale angetroffen werden. Sieht man sich nur die infizierten Aale an, so steigt dieser Wert leicht auf 1,7 Arten pro Aal an. Der mittlere Brillouin Index lag bezogen auf alle Aale bei 0,19 und beim Betrachten der infizierten Aale bei 0,23. Im Mittel wurden in den Därmen der Aale 7,25 Würmer gezählt.

Fasst man alle Aalpopulationen zusammen, so waren in der vorliegenden Arbeit 20% der Aale uninfiziert, 64% der Aale gleichzeitig mit einer oder zwei Arten infiziert und um die 15% beherbergten drei oder mehr Parasitenarten gleichzeitig (Abb. 4.1). Je nach Probestelle weichen die Verhältnisse leicht von dieser Gesamtstruktur ab (Abb. 3.3, 3.5, 3.13, 3.24, 3.35, 3.37 und 3.38). Nur in einer einzigen Population in Mannheim (2001) konnte festgestellt werden, dass in etwa die Hälfte der Aale uninfiziert war. Ein hoher Prozentsatz (>30%) an uninfizierten Aalen konnte noch im Bodensee und im Rhein in Beneden Leeuwen beobachtet werden.

Die artenärmste Infragemeinschaft wurde bei der einmaligen Beprobung eines Altrheinarms in Karlsruhe entdeckt. Hier waren lediglich drei Aalindividuen befallen und beherbergten jeweils nur eine Parasitenart (Tab. 3.13). Die höchste Diversität der Infragemeinschaft konnte in den Bächen an der Probestelle Laufenburg festgestellt werden. Hier fanden sich durchschnittlich 2,4-2,7 Parasitenarten im Verdauungstrakt der Aale und somit im Mittel eine Art mehr im Vergleich zum kompletten Rheinsystem. In den Bächen waren alle Aale mit mindestens einer Art befallen und fast 50% der Aale waren gleichzeitig mit drei Wurmartentypen befallen. Zwischen den Bächen und dem Rheinhauptstrom gab es an der Probestelle Laufenburg signifikante Unterschiede in der Struktur der Infragemeinschaft. So fanden sich im Rheinhauptstrom zum Beispiel nur durchschnittlich 1,2 Arten pro Aal. Wieso die Diversität der Infragemeinschaft im Sulz- und Etzerbach so hoch war, ist schwer nachvollziehbar, zumal die Artenanzahl in der Komponentengemeinschaft des direkt angrenzenden Rheins sogar höher war. Eine überaus dominante Parasitenart war im Rheinhauptstrom ebenfalls nicht vorhanden und auch im Sulzbach wurde die Aalparasitose zu 64-70% von einer Art dominiert. Vermutlich sorgten hohe Übertragungsraten aller in den Bächen vorkommenden Parasitenarten für den gleichzeitigen Befall mit mehreren Helminthenarten. Das Nahrungsspektrum der Aale scheint dementsprechend in den Bächen auch ein anderes zu sein als im Rheinhauptstrom. Eine höhere Habitatdiversität im Bach mit einer daraus folgenden höheren Zwischenwirtsdiversität könnte ebenso eine entscheidende Rolle spielen. Die Crustaceenfauna scheidet hierbei jedoch

aus, da wesentlich mehr Crustaceenarten im Rhein vorkamen als im Bach (vgl. Abschnitt 3.2 und 4.2).

An der Probestelle Karlsruhe ging die Entwicklung auch zu artenreicheren Infragemeinschaften hin (Abb. 3.51) und 2004 waren auch hier 100% der Aale infiziert. Im Jahr 2005 haben in Karlsruhe bereits 35% der Aale eine Infragemeinschaft von drei Arten. (Weiter unten wird noch mal näher auf diesen Aspekt eingegangen.)

4.4.2 Die Infragemeinschaft der Aale aus dem Rheinsystem im Vergleich mit Aalen von den Britischen Inseln

Die wohl umfangreichste Untersuchung zur Struktur der intestinalen Helminthen-Infragemeinschaft in Aalen wurde von Kennedy & Guégan (1996) durchgeführt. Die Struktur der Infragemeinschaft von insgesamt 2451 Aalen wurde an mehreren Stellen in England und Irland untersucht. Bei ihren Untersuchungen konnten sie feststellen, dass die maximale Artenanzahl in der Infragemeinschaft (im folgenden: ICRmax) unabhängig vom Reichtum der Arten in der Komponentengemeinschaft ist (im folgenden CCR). Trotz einer großen Auswahl an Parasiten in der Komponentengemeinschaft wurde ein Wert von drei für ICRmax selten überschritten. Kennedy & Guégan (1996) gehen davon aus, dass die Nischen im Darm des Aals auf maximal vier beschränkt sind, zumal sich beim Auftragen von ICRmax gegen CCR eine Sättigungskurve ausbildete, die am besten mit einer Polynomial-Funktion beschrieben wurde. Nur ein einziger Aal unter 2451 war gleichzeitig mit vier Arten befallen. Beide Autoren schlossen dabei weitgehend aus, dass ökologische Faktoren oder die lokale Verfügbarkeit der Parasitenarten hierfür verantwortlich wären. Auch die Zusammensetzung der Arten in der Infragemeinschaft ließ keine Muster erkennen. Da die mittlere ICR meistens unter drei lag, schlussfolgerten sie, dass die Infragemeinschaften in Aalen unstrukturiert und von isolationistischer Natur sind sowie, dass oftmals freie Nischen vorhanden sind. Die Verteilung der Aale auf Infragemeinschaften mit null bis vier Arten zeigte, dass ca. 55% der Aale uninfiziert waren und über 30% nur jeweils eine Art beherbergten. Es ergibt sich somit ein komplett anderes Bild als für die Aale aus dem Rheinsystem (Abb. 4.1). Die Infragemeinschaft setzt sich also eher zufällig aus dem Parasitenpool der Komponentengemeinschaft zusammen, und die Anzahl der Arten wird durch interspezifische Aktivität und die verfügbaren Nischen im Aaldarm bestimmt, welche maximal vier beträgt. Insbesondere zwischen zwei Kratzerarten konnte des Öfteren interspezifische Konkurrenz beobachtet werden (Bates & Kennedy, 1990; 1991a; 1991b). In Abschnitt 4.4.3 wird auf die wenigen in dieser Arbeit gefundenen Korrelationen eingegangen.

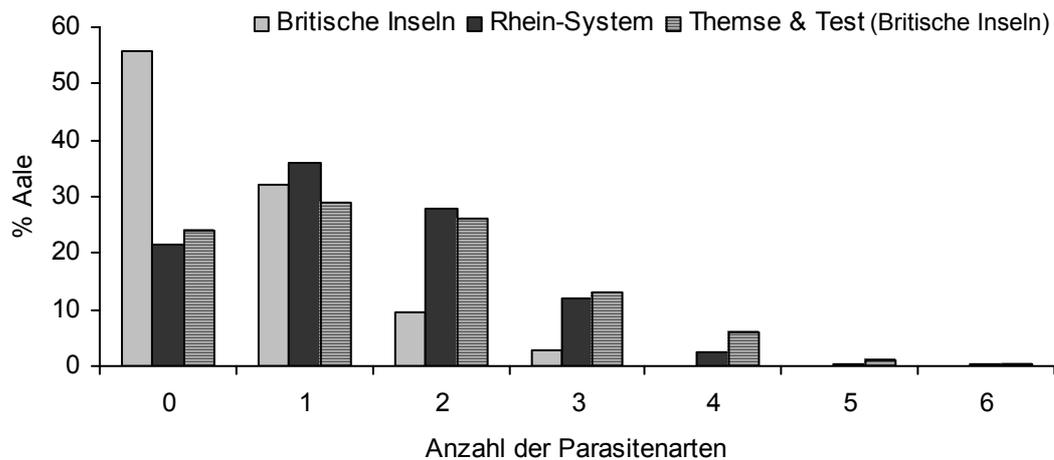


Abb. 4.1: Anteilige Verteilung der Aale auf Infragemeinschaften mit 0, 1, 2, 3, 4, 5 oder 6 Parasitenarten auf den Britischen Inseln, im Rheinsystem und in den Flüssen Themse & Test. Daten Britische Inseln aus Kennedy & Guégan (1996), Daten Themse & Test aus Norton et al. (2004)

Sieht man sich den Zusammenhang zwischen dem Parasitenreichtum in der Komponentengemeinschaft (CCR) und dem maximalen Reichtum in der Infragemeinschaft (ICRmax) für die Aale des Rheinsystems an (Abb. 3.56 und Abb. 4.2 unten), so erkennt man einen linearen Zusammenhang und keine Sättigungskurve. Die Kurve wurde mit Hilfe des Statistikprogramms Winstat (siehe 2.9) am besten mit einer hyperbolischen Funktion beschrieben ($r^2 = 0,5$) aber auch ein linearer Zusammenhang passt gut ($r^2 = 0,4$). Dies würde bedeuten, dass die Infragemeinschaften in den Aalen ungesättigt ist und mehr als 3-4 Nischen verfügbar sind. Für Vögel und Säuger wurde ebenfalls ein linearer Zusammenhang zwischen CCR und ICRmax ermittelt (Abb. 4.2) (Poulin, 1998b). Dabei betrug der Artenreichtum der Infragemeinschaft in etwa die Hälfte des Artenreichtums in der Komponentengemeinschaft. Der mittlere Artenreichtum in der Komponenten-gemeinschaft der Aale im Rheinsystem beträgt 5,5 Arten. Der mittlere ICRmax von 3,2 liegt somit leicht über der Hälfte des mittleren Reichtums in der Komponentengemeinschaft. In Abbildung 4.2 wo die hyperbolische Funktion dargestellt ist, ist dieser Trend klar zu erkennen. Der limitierende Faktor des Reichtums der Infragemeinschaft ist also vermutlich nicht das Vorhandensein von nur drei bis vier Nischen im Aaldarm, sondern eher die Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft und die Verfügbarkeit dieser Arten im Habitat des Aals. Die Verfügbarkeit der Parasiten ist dabei wieder an das Vorhandensein der benötigten Zwischenwirte gebunden.

Die Beobachtungen von Kennedy & Guégan (1996), dass die maximale Anzahl der Arten in der Infragemeinschaft unabhängig vom Artenreichtum in der Komponentengemeinschaft ist und die Infragemeinschaft mit vier Arten einen Maximalwert erreicht, können somit nicht

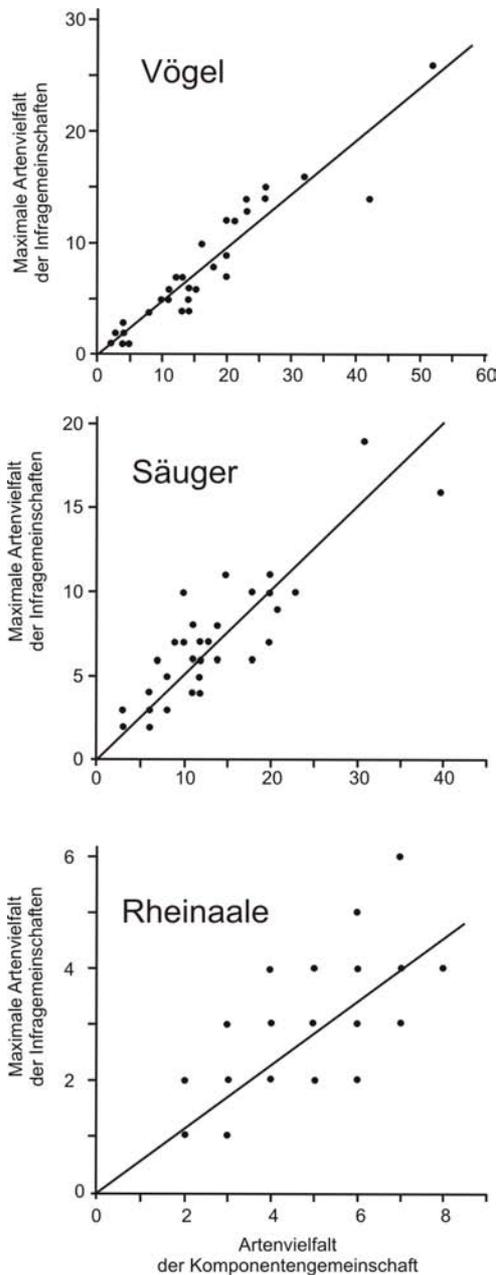


Abb. 4.2: Verhältnis zwischen der maximalen Anzahl der Arten von intestinalen Helminthen in Infragemeinschaften zur Anzahl der Helminthenarten in den jeweiligen Komponentengemeinschaften. 31 Parasitengemeinschaften aus Vögeln, 37 aus Säugern und 44 Aalparasitengemeinschaften aus dem Rheinsystem wurden berücksichtigt. Die Daten zu den Vögeln und Säugern stammen aus Poulin (1998b)

Der sehr geringe Anteil an Infragemeinschaften mit mehr als drei Arten zeigt, dass Infragemeinschaften von Aalen im Allgemeinen ungesättigt sind, sowohl auf den Britischen Inseln als auch im Rheinsystem. Betrachtet man alle Infragemeinschaften aus dem Rheinsystem, so finden sich durchschnittlich 1,4 Arten in den Aalen. Zieht man nur die infizierten Aale heran, so sind es im Mittel 1,7 Arten pro Aal. Geht man von maximal sechs

verallgemeinert werden und auf alle Aalpopulationen angewendet werden, wie die Autoren es vermuteten.

Dass die Verallgemeinerungen nicht mal auf alle Aalpopulationen in England angewendet werden können, wurde jüngst von Norton et al (2004) gezeigt. Sie untersuchten die Struktur der Infragemeinschaft von Aalen in der Themse und dem Fluss Test, also ebenfalls in Großbritannien. Die Struktur der Infragemeinschaft, die hier angetroffen wurde, gleicht aber der aus dem Rheinsystem. Ein linearer Zusammenhang zwischen der maximalen Artenzahl in der Infragemeinschaft und dem Artenreichtum der Komponentengemeinschaft konnte ermittelt werden. Infragemeinschaften mit sechs Arten wurden angetroffen und auch die Verteilung der Aale auf die verschieden großen Infragemeinschaften war ähnlich wie im Rheinsystem (Abb. 4.1). Bei Norton et al. (2004) wurde zudem postuliert, dass sich die Infragemeinschaft der intestinalen Aalhelminthen zufällig aus den Vertretern der Komponentengemeinschaft zusammensetzt, wie es sich auch in dieser Arbeit darstellt.

Nischen aus, so wäre also die Mehrzahl unbesetzt. Doch auch wenn die mittlere Anzahl der Parasitenindividuen in den Aalpopulationen steigt, also höhere Übertragungsraten vorhanden sind, so werden äußerst selten mehr als vier Arten gleichzeitig angetroffen, was die positive Korrelation zwischen der mittleren Anzahl der Parasiten und ICR_{max} zeigt (Abb. 3.59). Die Diversität der Infragemeinschaft nimmt im Rheinsystem aber allgemeinen zu, je mehr Würmer in der Aalpopulation vorkommen. Die positive Korrelation zwischen der mittleren Anzahl der Helminthen im Darm und dem Brillouin Index legt den Schluss nahe, dass bei einer hohen Anzahl von Wurmindividuen im Darm die Chance größer ist, gleichzeitig mit verschiedenen Darmparasiten infiziert zu sein (Abb. 3.61).

Aus den vorliegenden Ergebnissen und den Daten von Kennedy & Guégan (1996) sowie Norton et al. (2004) kann man darauf schließen, dass die Infragemeinschaften von Aalen ungesättigt sind. Sie sind eher zufällige Zusammensetzungen der Komponentengemeinschaft und von isolationistischer Natur. Interaktive Gesellschaften treten nur auf, wenn viele Helminthenarten in ausreichend hohen Dichten in einem Biotop vorhanden sind, und dadurch auch in den intestinalen Infragemeinschaften der Aale auftauchen, was in Süßwasserhabitaten aber selten der Fall ist (Holmes & Price, 1986; Kennedy, 1990). Dass zu bestimmten Zeitpunkten und unter verschiedenen Umständen Interaktionen zwischen verschiedenen Arten auftreten, kann aber nicht vollständig ausgeschlossen werden. Die Anzahl der Nischen im Darm von Aalen der Gattung *Anguilla* scheint, wie Kennedy & Guégan (1996) vermuteten, jedoch nicht auf nur drei bis vier Arten beschränkt zu sein. In tropischen australischen Aalen (*Anguilla reinhardtii*) konnten sogar sieben Arten gleichzeitig angetroffen werden, im Mittel 1,2 bis 3,6 Arten pro Aal (Kennedy, 1995). Der Aufbau des Darmtrakts in *A. reinhardtii* unterscheidet sich nicht grundlegend vom dem des Europäischen Aals (Tesch, 1999), so dass im Europäischen Aal vermutlich aufgrund des geringeren Reichtums in der Komponentengemeinschaft und geringeren Übertragungsraten viele Nischen unbesetzt bleiben. Insgesamt ist aber von einer höheren Diversität in den Tropen auszugehen, die sich auch bei den Parasiten wieder findet (Rohde, 1992; Rohde & Heap, 1998).

4.4.3 Korrelationen zu den Befallsdaten verschiedener Parasitenarten

In Abschnitt 3.3.4.2 sind einige signifikante Korrelationen zwischen den Befallsdaten verschiedener Parasitenarten aufgezeigt. So gab es zwischen der mittleren Intensität von *P. ambiguus* und der Prävalenz von *P. laevis* einen negativen Zusammenhang (Tab. 3.36) zwischen zwei Acanthocephalen. Weitere negative Zusammenhänge gab es zwischen Nematoden und Cestoden (*P. tenerrima* & *R. acus* mit jeweils *B. claviceps* & *P. macrocephalus*) (Tab. 3.36). Da die beiden Nematodenarten durch Fische übertragen werden (Moravec, 1994; Sears & Kennedy, 2005), die beiden Cestodenarten aber über Copepoden (Scholtz, 1997; 1999), könnte dies eher auf eine unterschiedliche Ernährungsweise der Aale hindeuten als auf zwischenartliche Konkurrenz. Aale, die sich hauptsächlich von Fisch

ernähren und wenig von Plankton, hätten folglich viele Nematoden aber wenig Cestoden und umgekehrt. Dies würde zudem bestätigen, dass Aale sich über den Verzehr von Copepoden mit Cestoden infizieren und weniger über Stapelwirte, wie es auch Kennedy et al. (1992) vermuten (vgl. auch Abschnitt 4.3.2.2.4). Hierfür spricht auch, dass die Prävalenz der beiden Cestodenarten positiv miteinander korreliert ist (Tab. 3.36). Einen positiven Zusammenhang gab es schließlich noch zwischen der Prävalenz von *P. laevis* und *P. tenerrima* (Tab. 3.36). Ob dieser Zusammenhang auch auf der Ebene des Zwischenwirts zu suchen ist, ist fraglich wenn man bedenkt, dass *P. laevis* Gammariden als Zwischenwirt benutzt und *P. tenerrima* Fische (siehe oben). Obschon diese Korrelationen signifikant waren, so dürfen sie nicht überbewertet werden. Zum einen war das Bestimmtheitsmaß (r^2) immer sehr gering, zum anderen wurden hier die Jahreszeiten und Probestellen nicht berücksichtigt. Würde man die Stelle und die Jahreszeit berücksichtigen, so könnten sich aber nichts desto trotz einige Zusammenhänge deutlicher herauskristallisieren. Für viele Stellen und Jahreszeiten war dafür der Probenumfang aber noch zu gering.

4.4.4 Die Verteilung der Parasitenarten entlang des Darmtrakts

Beim Betrachten der Grafiken über die mittlere Position der Helminthen im Darm (Abb. 3.4, 3.6, 3.14, 3.15, 3.25 a+b) erkennt man, dass die einzelnen Parasitenarten Präferenzen für bestimmte Abschnitte des Aaldarms haben. Die beiden Cestodenarten und der Nematode *C. lacustris* finden sich immer anterior, unmittelbar hinter dem Pylorus. *Paraquimperia tenerrima* sowie die Kratzer der Gattung *Acanthocephalus* waren dagegen eher posterior lokalisiert und *R. acus* ist im mittleren Bereich angesiedelt. Die Ansetzstelle zeigt jedoch eine große Spannbreite und die Bereiche der verschiedenen Arten überlappen sich zum Teil erheblich. Es muss ausdrücklich betont werden, dass für jede Abbildung nur die mittlere Ansetzstelle in der jeweiligen Aalpopulation ermittelt wurde, ohne darauf zu achten, wie die Infragemeinschaften zusammengesetzt waren. Auch bestand nie eine Infragemeinschaft gleichzeitig aus allen Arten, deren Position in den Abbildungen dargestellt ist. Es können hier also keine Aussagen über die Anzahl der Nischen oder Struktur der Nischen verschiedener Würmer gemacht werden. Lediglich der Mittelwert oder Median können die von den jeweiligen Parasitenarten realisierte reale Nische andeuten. Der Bereich zwischen dem ersten und dritten Quartil könnte als fundamentale Nische angesehen werden und die Standardabweichung zeigt Ausreißer an (Poulin, 1998b; Zander, 1998). Experimentelle Infektionsversuche mit verschiedenen zusammengesetzten und verschiedenen großen Infragemeinschaften könnten die Frage nach der Anzahl der Nischen im Aaldarm vielleicht klären. Auch würde man Informationen über die fundamentale und realisierte Nische für verschiedene Parasitenarten erhalten und somit auch welche Arten miteinander oder gegeneinander agieren. Für einige Acanthocephalenarten aus Aalen liegen in der Literatur Informationen vor (Kennedy & Lord, 1982; Kennedy, 1985; Kennedy & Moriarty, 1987; Kennedy, 1990; Kennedy, 1992; Taraschewski, 2000). Für Cestoden und Nematoden und

Kombinationen zwischen den verschiedenen Helminthengruppen gibt es aber keine Informationen. Dies liegt vor allen daran, dass das Aufrechterhalten von Parasitenzyklen von Aalen im Labor für einige Arten sehr aufwändig ist, und dass von einigen Arten die Zyklen noch nicht vollständig geklärt sind (vgl. Abschnitt 4.3.2).

4.5 Die intestinale Komponentengemeinschaft der Aale

4.5.1 Die Komponentengemeinschaft der Aale im Rheinsystem

Die Untersuchungen zur Komponentengemeinschaft in dieser Arbeit beziehen sich auf die intestinale Helminthengemeinschaft. Die Darmparasitenfauna im Rheinsystem setzt sich aus 13 Arten zusammen. Dabei handelt es sich um sechs Acanthocephalen, fünf Nematoden und zwei Cestoden. Maximal könnten somit in einer Aalpopulation des Rheins 13 Arten in der Komponentengemeinschaft auftauchen. Dieser Wert wird lokal im Rhein aber nie erreicht, und viele Autoren gehen davon aus, dass die Anzahl der Arten die lokal in der Komponentengemeinschaft vorkommen unterhalb der maximal möglichen Artenanzahl in einem Gewässersystem liegt (Aho, 1990; Kennedy & Guégan, 1994). Die Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft bei den in dieser Arbeit untersuchten Aalpopulationen schwankte zwischen zwei und acht Arten, wobei im Mittel etwa 5,5 Arten vorkamen. In der Darmparasitenfauna im Rhein finden sich unter den 13 Arten fünf Aalspezialisten und acht Generalisten (siehe Tabelle 3.6). Durchschnittlich wurden in den untersuchten Aalpopulationen des Rheinsystems 2,5 Spezialisten und 2,8 Generalisten entdeckt. Das Verhältnis zwischen Spezialisten und Generalisten ist also leicht zum Vorteil der Generalisten ausgefallen. Die Minimal- und Maximal-Werte für die Spezialisten lagen im Rhein zwischen eins und vier bzw. zwischen eins und fünf für die Generalisten. Als dominante Art kamen im Rheinsystem meistens Acanthocephalen (19-mal) vor, gefolgt von den Nematoden (17-mal) und den Cestoden (7-mal). Schlüsselt man die dominante Art nach Aalspezialisten und Generalisten auf, so wurden die Aalpopulationen 24-mal von Spezialisten und 19-mal von Generalisten dominiert. Kennedy & Hartvigsen (2000) konnten bei ihren Analysen feststellen, dass intestinale Aalparasitosen zu etwa 50% von Spezialisten dominiert werden. Der Anteil war hier mit 56% also leicht drüber. Ein unspezifischer Acanthocephale war dabei die am häufigsten vorkommende Kombination, die die Helminthengemeinschaft dominierte (Kennedy & Hartvigsen, 2000). Diese Kombination wurde hier 13-mal angetroffen und war ebenfalls die häufigste Variante, gefolgt von spezifischen Nematoden (11-mal) und spezifischen Cestoden (7-mal).

Die Diversität der Komponentengemeinschaft wurde mit verschiedenen Diversitätsindizes analysiert (vgl. Abschnitt 2.8). Als ein Charakteristikum konnte dabei festgestellt werden, dass sowohl die Diversität als auch die Evenness in der wärmeren Jahreszeit höher ausfallen

als in der kälteren Jahreszeit. Dies konnte an allen Stellen, an denen mehrmals im Jahr Aale untersucht wurden (Laufenburg, Karlsruhe, Mannheim und Rosport), festgestellt werden. Insbesondere in Rosport und Karlsruhe war dieses saisonale Muster deutlich ausgeprägt, in Mannheim jedoch weniger. Aale werden im Frühjahr aktiver und nehmen mehr Nahrung zu sich (Conneely & McCarthy, 1986; Tesch, 1999). Die Chance mit infizierten Zwischenwirten Parasiten aufzunehmen steigt, und die Diversität erreicht in den Sommermonaten ihren Höhepunkt. Die saisonale Verbreitung der in der Komponentengemeinschaft vorkommenden Parasitenarten spielt hier aber eine entscheidende Rolle (vgl. 4.3.2). Kommt es im Sommer zu einem Massenbefall einiger Arten, so kann das jahreszeitliche Diversitätsmuster der Komponentengemeinschaft komplett anders aussehen. So wurde die maximale Diversität in der Komponentengemeinschaft bei Grundeln erst im Herbst erreicht, da es im Frühjahr und Sommer zu einem Massenbefall mit einer Parasitenart kam (Zander, 1998).

In Mannheim findet sich über den Untersuchungszeitraum eine sehr stabile intestinale Aalparasiten-Komponentengemeinschaft. Die dominante Parasitenart und die Anzahl der Arten ändern zwar des Öfteren, die Parameter der Diversität und Dominanz sind jedoch über den ganzen Zeitraum äußerst konstant. Jeweils 80% der möglichen Gleichverteilung wurden erreicht und die Dominanz der am häufigsten vorkommenden Art betrug lediglich 45%. Dies ist in Aalpopulationen recht ungewöhnlich (Norton et al., 2003). Mit einem Shannon-Wiener Index von 1,71 (Simpson 5,06) wurde in Mannheim zusätzlich die höchste Diversität der Komponentengemeinschaft in dieser Studie vorgefunden. An der Stelle Karlsruhe dagegen kann von Stabilität in der intestinalen Parasitengemeinschaft in den letzten Jahren keine Rede sein. Hier kam es des ebenfalls des Öfteren zu einem Wechsel der dominanten Art, die Diversität der intestinalen Darmparasitengemeinschaft ist in den letzten Jahren aber deutlich angestiegen. Die gravierenden Änderungen an der Probestelle Karlsruhe werden weiter unten ausführlich diskutiert. Die anderen Stellen im Rhein selbst (St. Goar und Beneden Leeuwen) sowie im Main, der Ruhr, der Lippe und dem Ijsselmeer stellen nur Momentaufnahmen dar und lassen sich in diesem Kontext schwer diskutieren genauso wie die Ergebnisse aus den beiden Seen (Bodensee, Müggelsee). Die Struktur der Komponentengemeinschaften an den Stellen Laufenburg und Rosport sind vergleichbar mit der aus dem Fluss Clyst (Kennedy, 1993) und werden wie diese ebenfalls von einem Acanthocephalen und einem Nematoden dominiert. In Laufenburg gibt es zwischen Bach und Rheinstrom keinen großen Unterschied in der Diversität, sehr wohl aber in der Artzusammensetzung und der dominanten Art. Ein sehr hohe Diversität und Gleichverteilung der Arten (90%) konnte im Bodensee festgestellt werden. Im Müggelsee dagegen war die Komponentengemeinschaft mit nur drei Helminthen artenarm.

4.5.2 Die intestinale Komponentengemeinschaft der Rheinaale im Vergleich zu andern Studien

Die hier vorgefundenen Verhältnisse zur Artenzahl in den Komponentengemeinschaften stimmen weitgehend mit früheren Funden aus dem Rhein (Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001) und anderen Stellen Kontinental Europas (Køie, 1988; Schabuss et al., 1997; Borgsteede et al., 1999; Schabuss et al., 2005) überein. Auf den Britischen Inseln ist die Anzahl an Parasitenarten in der Komponentengemeinschaft aber oftmals geringer (Kennedy, 1990; Kennedy & Guégan, 1996) und auch Aalpopulationen ohne intestinale Helminthen waren präsent. Lokal gesehen gibt es natürlich erhebliche Unterschiede sowohl in dieser Studie, als auch in anderen Untersuchungen. Diese sind zum Teil jahreszeitlich bedingt, können aber auch auf die physikalischen oder chemischen Eigenschaften des Wasserkörpers zurückzuführen sein (Marcogliese & Cone, 1991). Aber auch die biologischen Charakterzüge des Habitats, wie die Zusammensetzung der Ichthyofauna oder Invertebratengemeinschaft, können einen entscheidenden Einfluss sowohl auf die Zusammensetzung als auch auf die Diversität der Komponentengemeinschaft ausüben (Poulin, 1998b; vgl. auch Abschnitt 4.6).

Die Ergebnisse einer Langzeitstudie aus dem Fluss Shannon in Irland zeigten, wie im Rhein in Mannheim, eine stabile Komponentengemeinschaft über einen Untersuchungszeitraum von 18 Jahren. Die Diversität war hier aber bei weitem niedriger im Vergleich zu Mannheim und die Aalpopulation wurde hochgradig von *Acanthocephalus lucii* dominiert (Kennedy & Moriarty, 2002). Beide Autoren schlussfolgerten aus ihren Ergebnissen und beim Vergleich mit anderen größeren Flusssystemen in Europa (Sures et al., 1999; Kennedy et al., 1998), dass die Diversität der Komponentengemeinschaft in größeren Systemen als stabil und nicht diverser als die in kleineren Systemen anzusehen ist.

Die Ergebnisse der hier vorliegenden Arbeit zeigen aber ein anderes Bild. Es stimmt zwar, dass die intestinale Darmgemeinschaft in Mannheim über die Zeit stabil war. Die Diversität ist aber deutlich höher als in den anderen großen Flusssystemen (Kennedy et al., 1998; Kennedy & Moriarty, 2002) und zum Teil auch höher als in den beiden Langzeitstudien aus den kleineren Flüssen Clyst und Otter (Kennedy, 1993; Kennedy, 1997). Die Werte der vorliegenden Arbeit sind jedoch vergleichbar mit den Daten aus der Themse (Norton et al., 2003), wobei es sich bei den Aalen aus der Themse allerdings nicht um eine Langzeitstudie handelt.

In Großbritannien, wo am meisten parasitologische Untersuchungen an Aalen durchgeführt wurden, war die Dominanz einer Parasitenart meistens recht hoch (Berger-Parker Index in 65% der Aalpopulationen $> 0,7$) und somit eine geringe Diversität in der Komponentengemeinschaft vorhanden (Kennedy, 1990). Im Rheinsystem war dies jedoch in nur 29% der Aalpopulationen der Fall und der mittlere Berger-Parker Index (bezogen auf alle

Populationen) lag bei 0,57. Damit ist die Diversität der Komponentengemeinschaft im Rheinsystem im Vergleich zu den Britischen Inseln leicht höher.

Insgesamt betrachtet können aber auch die im Rhein gefundenen Komponentengemeinschaften nicht als artenreich betrachtet werden. Sie bestehen aus einer Mixtur von Generalisten und Spezialisten und sowohl Generalisten als auch Spezialisten verschiedener Arten können die Gemeinschaft dominieren. Eine beachtlich höhere Diversität der Komponentengemeinschaft ist für *Anguilla reinhardtii* aus Australien berichtet worden (Kennedy, 1995). In den Tropen ist grundsätzlich von einer höheren Diversität auszugehen. Diese findet sich nicht nur bei der Fischfauna, sondern auch unter den Invertebraten, die als potentielle Zwischenwirte in Frage kommen, wieder. Ein insgesamt höherer Parasitenpool führt schließlich auch bei den Aalen zu einer höheren Diversität. Zusätzlich gibt es im Indo-Australischen Archipel mehrere Aalarten wodurch ein parasitärer Wirtswechsel (Host-switch) zwischen Aalarten aber auch zwischen Aalen und anderen Fischarten häufiger vorkam (Rohde, 1992; 1998; Rohde & Heap, 1998).

4.5.3 Korrelationen verschiedener Parameter der Komponentengemeinschaft

Zwischen einigen Kenngrößen der Komponentengemeinschaft ergaben sich interessante Korrelationen. Je artenreicher die Komponentengemeinschaft ist, desto höher ist der Shannon-Wiener Index (Abb. 3.57). Aus der Formel des Shannon-Wiener Index ist ersichtlich, dass er steigt, je mehr Arten in der Darmgemeinschaft vorkommen, da diese in der Formel aufsummiert werden (siehe Abschnitt 2.8, Formel 7). Doch einen genauso großen Einfluss hat die Gleichverteilung der Arten. So waren z.B. sowohl 1995 als auch 2000 sechs Arten in der Komponentengemeinschaft im Sommer in Karlsruhe vorhanden, doch der Shannon-Wiener Index betrug 1995 nur 0,36, im Jahr 2000 hingegen 1,36 (Tabelle 3.33). Trotzdem zeigt die Korrelation, dass in artenreicheren Gemeinschaften die Diversität generell höher ist.

Die Anzahl der Arten in der Komponentengemeinschaft steigt, je mehr Würmer sich im Mittel in den Aalen finden (Abb. 3.60), erreicht jedoch schon bei etwa zehn Würmern pro Aal ihren Maximalwert von 5,5. Dies ist auch der Mittelwert, der für den Reichtum der hier untersuchten Aalpopulationen ausgerechnet wurde (siehe oben). Je mehr Würmer im Mittel in den Aalen gefunden werden, umso mehr Würmer wurden insgesamt in der untersuchten Aalpopulation angetroffen, und umso höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass sie verschiedenen Arten angehören.

Einen negativen Einfluss hat aber die mittlere Anzahl der Würmer in den Aalen auf die Diversität (Shannon-Wiener Index) und die Gleichverteilung (Shannon-Wiener Evenness) der Arten (Abb. 3.63 und 3.64). Poulin (1996a) konnte den gleichen negativen Zusammenhang zwischen Evenness und der Anzahl der Würmer beim Vergleich der Struktur von Fisch-, Vögel- und Säugerparasiten entdecken. Die Korrelation war jedoch nur für die Fische signifikant. Viele Individuen in der Parasitengemeinschaft deuten laut Poulin (1996a) auf das Vorhandensein von einer oder wenigen sehr abundanten und somit dominanten Arten hin.

Andere Arten können auch vorhanden sein, tragen zur Gesamtindividuenzahl aber wenig bei. Die Parasitengemeinschaft wird dementsprechend hochgradig von einigen wenigen Arten dominiert und zeigt eine sehr geringe Evenness. Im umgekehrten Fall bedeuten wenige Würmer, dass die Gemeinschaft sich aus mehreren Arten zusammensetzt, die nebeneinander coexistieren. Poulin (1996a) nimmt an, dass die Evenness, zumindest bei Fischen als Maß für die Interaktivität der Gemeinschaft und das Vorhandensein von Kernarten herangezogen werden kann. Er betont aber auch, dass die Evenness nicht unbedingt die Verteilung der Parasiten innerhalb der Fischpopulation also die Aggregation wiedergibt. Diese kann aber ebenfalls entscheidenden Einfluss auf zwischen- und innerartliche Beziehungen in einer Parasitengemeinschaft haben. Eine sehr geringe Evenness, also hohe Dominanz einer Art, könnte somit auch in den Aalen auf eine interaktive Gemeinschaft hindeuten. Die geringste Evenness wurde mit 0,15 bei den Aalen aus dem Ijsselmeer festgestellt (Tabelle 3.23). Die Aalpopulation wurde hier hochgradig von *Paratenuisentis ambiguus* dominiert. An der Stelle Karlsruhe war 1995 und 1999 ebenfalls eine hohe Dominanz mit diesem Parasiten vorhanden (Sures, 2002). Entsprechend fand sich eine geringe Evenness (0,2 bzw. 0,3) in der Darmparasitengemeinschaft. Die hohe Abundanz von *P. ambiguus* könnte sich also durchaus negativ auf andere Arten ausgewirkt haben. Da die Diversität (Shannon-Wiener Index) und Dominanz (Berger-Parker Index) hochgradig negativ miteinander korreliert sind (Abb. 3.58) ist erwartungsgemäß die mittlere Anzahl der Würmer in den Aalen positiv mit dem Berger-Parker Index korreliert (Abb. 3.62).

4.6 Entwicklung der intestinalen Aalparasitözönose an der Probestelle Karlsruhe im Zeitraum von 1995-2005

Aus Kontinentaleuropa existieren nahezu keine Langzeit-Untersuchungen über die Zusammensetzung der intestinalen Parasitenfauna bei Aalen. Eine Untersuchung über einen Zeitraum von acht Jahren liegt aus dem Neusiedlersee in Österreich vor (Schabuss et al., 2005). Über Flusssysteme gibt es auf dem Festland keine Untersuchungen. Zwar untersuchten Kennedy et al. (1998) zweimal Aale in einem Abstand von 16 Jahren aus dem Tiber. Jedoch wurden zwischen diesen beiden Zeitpunkten keine weiteren Aale untersucht, so dass eine mögliche Dynamik in der Gemeinschaft über die Zeit nicht erfasst werden konnte. Die meisten Langzeitstudien, die sich mit der intestinalen Aalparasitözönose beschäftigen, wurden auf den Britischen Inseln durchgeführt (siehe hierzu z.B. Kennedy, 1993; Kennedy, 1997) und beschäftigen sich mit kleineren Flüssen. Der Fluss Shannon in Irland macht hier eine Ausnahme und wird als größeres Flusssystem angesehen. Hier wurden Aale über 18 Jahre untersucht (Kennedy & Moriarty, 2002).

In dieser Arbeit wurde erstmals eine Langzeit-Untersuchung in einem großen Flusssystem in Kontinentaleuropa durchgeführt. Dabei werden neben den Daten der Probestelle Karlsruhe die in dieser Arbeit gewonnen wurden, zusätzlich Daten aus den Jahren 1995, 1999, und 2000 herangezogen (Sures, 2002). Insgesamt liegt somit für den Rhein an der Stelle Karlsruhe nahezu lückenloses Datenmaterial über einen Zeitraum von zehn Jahren vor. In den zehn Jahren konnten in Karlsruhe in der Darmparasitengemeinschaft elf Arten beobachtet werden (Tab. 3.29). Dies ist vergleichbar mit den Arbeiten von Kennedy (1993) in denen Aale über 13 Jahre im Fluss Clyst untersucht wurden. Hier konnten ebenfalls elf Arten im Untersuchungszeitraum beobachtet werden. Auch in der zwölf Jahre dauernden Beobachtung von Aalen aus dem Fluss Otter konnten insgesamt elf Darmparasiten angetroffen werden (Kennedy, 1997). Im Neusiedlersee konnten im Laufe von acht Jahren acht Arten im Darm der Aale angetroffen werden (Schabuss et al., 2005). Auch in den beiden größeren Flusssystemen die untersucht wurden, Tiber und Shannon, fanden sich lediglich acht bzw. sechs Arten (Kennedy et al., 1998; Kennedy & Moriarty, 2002).

Die Masse und die Länge der untersuchten Aale unterschieden sich innerhalb der zehn Jahre zum Teil signifikant untereinander. Eine Spearman'sche Rangkorrelation zwischen Masse und Länge der Aale sowie der Anzahl der Würmer erbrachte auch signifikante Unterschiede (Tab. 3.30). Die anschließende Regressionsanalyse zeigte jedoch, dass es keinen nennenswerten positiven oder negativen Zusammenhang zwischen diesen Variablen gibt (Tab. 3.30). Auch Nie & Kennedy, (1991c) sowie Norten et al. (2004) konnten keine Zusammenhänge zwischen der Größe der Aale und den Parametern der Parasitengemeinschaft feststellen. In dieser Arbeit durchgeführte Korrelationen zwischen den Parametern der Infra- und Komponentengemeinschaft und den Massen und Längen der 44 untersuchten

Aalpopulationen erbrachten ebenfalls keine signifikanten Zusammenhänge. Dementsprechend wurden diese Korrelationen im Ergebnissteil nicht dargestellt.

In den letzten zehn Jahren kam es an der Probestelle Karlsruhe zu gravierenden Änderungen in der Darmparasitengemeinschaft der Aale. Entscheidenden Einfluss auf diese Veränderungen hatte die Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals im Jahre 1992. Dabei spielt *Paratenuisentis ambiguus* als Schlüsselart eine wesentliche Rolle. Die Untersuchungen von Sures et al. (1999) und Sures (2002) zeigten, dass dieser neozoische Kratzer im Jahr 1995 die intestinale Darmparasitozönose hochgradig dominierte (Abb. 3.39, Tabelle 3.33). In anderen Aalparasitengemeinschaften in Europa konnte keine derartige Dominanz von einem aalspezifischen Kratzer beobachtet werden. Vielmehr dominieren häufig unspezifische Kratzer (Kennedy, 1993; Schabuss et al., 1997; Kennedy & Moriarty, 2002; Norton et al., 2003; Schabuss et al., 2005) oder aalspezifische Nematoden die Gemeinschaft (Kennedy, 1993; Kennedy, 1997). Sures et al. (1999) nimmt deshalb an, dass das Zusammenspiel von „Acanthocephale und Aalspezialist“ besonders erfolgreich in der Dominanz der Darmparasitengemeinschaft ist, solange der benötigte Zwischenwirt vorhanden ist. Die hohe Dominanz könnte aber auch dadurch zustande gekommen sein, dass ein Parasit auf einen unadaptierten „naiven“ Wirt getroffen ist. Schließlich ist nicht der Europäische Aal (*Anguilla anguilla*) sondern der Amerikanische Aal (*Anguilla rostrata*) der ursprüngliche Wirt. Die Abwehrmechanismen gegen den „neuen“ Parasiten könnten weniger erfolgreich als gegen heimische Parasitenarten sein und somit hohe Prävalenzen und Intensitäten des neozoischen Parasiten fördern. Der aus Ostasien stammende Schwimmblasen-Nematode *Anguillicola crassus* erreicht zum Beispiel im Europäischen Aal viel höhere Befallsraten und Intensitäten als in seinem ursprünglichem Wirt dem japanischen Aal (*Anguilla japonica*) (Knopf & Mahnke, 2004).

Im Untersuchungszeitraum von 1995-1999 kann die Diversität der intestinalen Darmparasitengemeinschaft in Karlsruhe als arm bezeichnet werden. Die Diversität der Infra- und der Komponentengemeinschaft im Zeitraum von 1995-1999 gehören zu den niedrigsten in Aalen, die in Europa angetroffen werden konnten (Sures et al., 1999; Norton et al., 2003). So betrug der Anteil an uninfizierten und nur mit einer Art infizierten Fische 1995 fast 90% was sich ebenfalls in einem sehr niedrigen Brillouin Index widerspiegelte. Ob es durch die hohe Intensität des Befalls mit *P. ambiguus* zu einer interaktiven Infragemeinschaft mit zwischen- und innerartlicher Konkurrenz gekommen ist, kann nicht gesagt werden, da dieser Aspekt in den Arbeiten von Sures et al., (1999); Sures & Streit (2001) und Sures (2002) nicht untersucht wurde. Die intestinale Helminthengemeinschaft von Aalen wird im Allgemeinen als isolationistisch, unstrukturiert und artenarm beschrieben (siehe Abschnitt 4.4, sowie Kennedy, 1990; Kennedy & Hartvigsen, 2000). Inter- aber auch intraspezifische Konkurrenz tritt in Süßwasserfischen oftmals erst bei sehr hohen Intensitäten auf, die experimentell herbeigeführt werden (Bates & Kennedy, 1990; 1991a; 1991b). Bei Forellen konnte auch im

Freiland zwischenartliche Konkurrenz zwischen zwei Acanthocephalenarten festgestellt werden, jedoch auch hier erst bei hohen Befallsintensitäten (Byrne et al., 2003). Der Befall mit *P. ambiguus* könnte durchaus hoch genug gewesen sein, um zwischenartliche Konkurrenz hervorzurufen zumal in der Komponentengemeinschaft sechs Arten (Tabelle 3.33) vorhanden waren. Dies war vergleichbar mit Daten anderer Aalpopulationen aus Europa (Borgsteete et al., 1999; Norton et al., 2003; Schabuss et al., 2005). Darauf könnte auch die negative Korrelation (Tab. 3.36) zwischen der mittleren Intensität von *P. ambiguus* und der Prävalenz von *Pomphorhynchus laevis* hinweisen, die in dieser Arbeit entdeckt wurde. Interspezifische Konkurrenz zwischen adulten Acanthocephalen ist mehrfach in der Literatur beschrieben worden (Kennedy & Moriarty, 1987; Kennedy et al., 1989; Bates & Kennedy, 1990; 1991a; 1991b). Wenn, wie Poulin (1996a) andeutet, die Evenness ein Maß für die Interaktivität der Darmparasitengemeinschaft bei Fischen ist (vgl. Abschnitt 4.5), so würde auch dies auf eine interspezifische Aktivität hindeuten, da die Evenness zum Zeitpunkt der hohen Dominanz von *P. ambiguus* sehr gering war.

Oftmals haben aber auch externe Faktoren wie die Verfügbarkeit des Zwischenwirts großen Einfluss auf die Zusammensetzung der Parasitengemeinschaft. Die meisten Acanthocephalen kommen das ganze Jahr über in ihren Wirten vor und scheiden reife Eier aus (siehe Abschnitt 4.3.2.2.2; Moravec & Scholtz, 1991; Moravec, 2004a). Eine ganzjährige Infektionsquelle für den Zwischenwirt *Gammarus tigrinus* ist somit gegeben. *G. tigrinus* stellte in den 90iger Jahren im Oberrhein eine der häufigsten Arten dar (Bernauer et al., 1996) und für den Aal eine das ganze Jahr über verfügbare Nahrungsquelle (Kelleher et al., 1998). Dies sicherte eine kontinuierliche Infektion mit *P. ambiguus* über das ganze Jahr und hat somit ebenfalls zu dessen hoher Dominanz beigetragen.

Die Beseitigung der biogeographischen Barriere zwischen Donau und Rhein führte Mitte der 90iger Jahre zu einer massive Einwanderung pontokaspischer Crustaceen in das Gebiet des nördlichen Oberrheins (vgl. Abschnitt 3.2 und 4.2) und führte zu kompletten Umstrukturierung der Makrozoobenthosgemeinschaft in diesem Rheinabschnitt (Haas et al., 2002; LfU, 2004) und schlussendlich zu einer Verdrängung von *Gammarus tigrinus* dem einzigen und obligaten Zwischenwirt vom *P. ambiguus*. Der als Killershrimp bezeichnete Amphipode *Dikerogammarus villosus*, welcher die Evertebratengemeinschaft im Oberrhein mittlerweile dominiert, ist hauptverantwortlich für das Verschwinden von *Gammarus tigrinus* wie die Arbeiten von Haas et al., 2002 und Dick & Platvoet, 2000; Dick et al., 2002) zeigen. Nicht zu vernachlässigen ist aber auch der Fakt, dass in den letzten zehn Jahren die Leitfähigkeit im Oberrhein stark zurückgegangen ist (Abb. 3.2 sowie Abschnitt 4.1.2). Der aus dem Brackwasserbereich der Ostküste Amerikas stammende *Gammarus tigrinus* kommt als halophile Art mit hohen Salzbelastungen sehr gut zurecht (Koop & Grieshaber, 2000; Wijnhoven et al., 2003). Diese physiologische Toleranz brachte ihm vor zehn Jahren im Rhein gegenüber anderen Amphipoden einen entscheidenden Vorteil. Die zurückgehenden

Salzfrachten, aber vor allen das rasche Ansteigen der Population von *D. villosus* und der damit verbundene starke Predationsdruck von *D. villosus* auf *G. tigrinus*, führten vermutlich zum Verschwinden von *G. tigrinus* im Oberrhein.

In der Arbeit von Sures & Streit (2001), sowie Sures (2002) konnte dann auch ein Rückgang im Befall mit *P. ambiguus* bei den Aalen festgestellt werden. Drei Jahre nach dem Verschwinden des benötigten Zwischenwirtes *G. tigrinus* kann auch *P. ambiguus* nicht mehr in den Aalen nachgewiesen werden (Abb. 3.39). Im Jahr 2000 und 2001 wurde der unspezifische Nematode *Raphidascaris acus* die dominante Art in der Darmhelminthengemeinschaft in Karlsruhe und erreichte 2001 eine Prävalenz von 70%. Auch 2004 ist die Befallsrate mit 65% hoch. Dies ist recht ungewöhnlich, da *R. acus* in Aalpopulationen selten Prävalenzen über 10% erreicht (siehe z.B. Kennedy, 1993; Kennedy, 1997; Kennedy et al., 1998; Kennedy & Moriarty, 2002). Als Zwischenwirt sind bis jetzt nur Fische und der Amphipode *Gammarus fossarum* bekannt (siehe Abschnitt 4.3.2.2.3). Größere Aale zeigen eine signifikant höherer Befallsrate mit *R. acus* und Aale unter 36 cm waren in Karlsruhe uninfiziert. Da größere Aale eher Fische erbeuten (Moriarty, 1972) lässt dies vermuten, dass sich diese Größenklasse über den Verzehr von Fischen infiziert, da wie in Abschnitt 4.4.2.2.3 bereits beschrieben *G. fossarum* im Rhein in Karlsruhe nicht vorkommt. Bei frisch geschlachteten Aalen aller Größenklassen bestand der Mageninhalt aber fast ausnahmslos aus Gammariden (persönliche Beobachtung des Autors). Wie sich die Aale in Karlsruhe infizieren und ob Fische die Hauptinfektionsquelle von Aalen mit *R. acus* sind, lässt sich somit nicht klären, genauso wenig wie die Frage, welche Fischart als Hauptüberträger in Frage kommt. Der höhere Nahrungsbedarf größerer Aale erklärt vermutlich die höhere Prävalenz von *R. acus* in dieser Größenklasse. Bei Hechten, dem bevorzugten Zwischenwirt von *R. acus*, konnte ebenso ein deutlich höherer Befall bei Fischen über 40 cm ausgemacht werden. Dieser Befund konnte auf die unterschiedliche Ernährung kleinerer und größerer Hechte zurückgeführt werden (Moravec, 2004a). *R. acus* ist neben dem Cestoden *Bothriocephalus claviceps* der einzige Parasit der bei allen Untersuchungen von 1995-2005 anwesend war.

Der Rückgang im Befall mit *P. ambiguus* führte zu einem Anstieg der Diversität in der Komponentengemeinschaft, was aber nicht auf eine größere Anzahl an Arten, sondern auf die höhere Gleichverteilung der Arten zurückzuführen ist (Abb. 3.52).

Durch den Wegfall von *P. ambiguus* kann die Nischenausnutzung im Darm von den verbliebenen Arten neu strukturiert worden sein, was bedeuten würde, dass zu Zeiten von *P. ambiguus* eine interaktive Infragemeinschaft vorhanden war. Die sehr starke Aggregation von *P. ambiguus* in den Aalen im Jahr 1995 und 1999 (Tabelle 3.29) besagt aber, dass einige Aale zwar stark, die Mehrzahl der Aale jedoch nur schwach oder nicht befallen war (Taraschewski, 2005). In den Jahren 1995 und 1999 waren „nur“ 40-45% der Aale mit *P. ambiguus* infiziert,

dieser Wurm machte aber 90% aller Parasiten aus. Folglich hätte auch für andere Helminthenarten genug Platz im Biotop Aaldarm zur Verfügung gestanden, vor allem weil fast 60% der Aale uninfiziert waren (Abb. 3.51).

Aggregation von Parasiten in ihren Wirten ist nach Croften (1971) eines der Kennzeichen von Parasitismus überhaupt. Der Befall der Wirte entspricht dabei keiner Normalverteilung, sondern eher einer zufälligen Verteilung (Poisson-Verteilung) oder aber, was für die meisten Makroparasiten zutrifft, am ehesten einer aggregierten Verteilung, die sich mit einer negativen Binomialverteilung beschreiben lässt (Shaw & Dobson, 1995; Poulin, 1998b; Shaw et al., 1998) (siehe auch z.B. Abb. 3.54 und 3.55). Es gibt mehrere Faktoren, die eine aggregierte Verteilung in Parasitenpopulationen hervorrufen. Schon die Infektionsstadien von Parasiten sind nicht homogen im Wirtshabitat verteilt. Heterogenität bei den Wirten (z.B. Ernährungszustand, Nahrungspräferenz, Immunsystem, genetische Varianz) begünstigt oder verhindert den Befall. Die unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Wirte (z.B. Größe, Alter der Fische) sind verschieden empfänglich für Infektionen. Dies konnte auch in dieser Arbeit für mehrere Parasitenarten gezeigt werden (vgl. Abschnitt 3.3.5). Außerdem manipulieren Parasiten ihre Zwischenwirte und zum Teil auch ihre Endwirte derart, dass eine Übertragung erleichtert wird. Bereits infizierte Wirte sind so für weiteren Parasitenbefall bereits prädisponiert. (Tarschewski, 2005, Zander, 1998). Aggregation von Parasiten ist weit verbreitet im Tierreich und findet sich nicht nur bei Fischen (Moravec, 1992; Morand et al., 1999; Karvonen et al., 2004; Knudsen et al., 2004) sondern auch bei Säugetieren (Boag et al., 2001) oder Vögeln (Lonc et al., 1997). Als Maß für die Aggregation wird für die jeweilige Parasitenart die Varianz durch die mittlere Abundanz geteilt (Siehe Abschnitt 2.8). Dieses Maß ist in der ökologischen Parasitologie weit verbreitet, wobei es aber auch andere Parameter wie der „Index of discrepancy“ oder den Wert K der negativen Binomialverteilung gibt (Poulin, 1993; Poulin, 1996b; Poulin, 1998, Shaw et al., 1998). Bei Werten größer eins spricht man von Aggregation. Je höher der Wert, desto stärker gehäuft kommen die Parasiten vor. Dieser Wert wurde für jede Art an jeder Probestelle berechnet (Tabellen 3.7, 3.12, 3.15, 3.18 und 3.21) und zeigt, dass die Mehrzahl der Arten in den Aalen aggregiert ist. Der Grad der Ausprägung der Aggregation ist für verschiedene Parasitenarten jedoch verschieden und auch die gleiche Parasitenart kann zu verschiedenen Jahreszeiten oder in verschiedenen Größenklassen von Aalen unterschiedlich stark aggregiert sein. Die zwei daraufhin untersuchten Acanthocephalenarten (*Paratenuisentis ambiguus* und *Pomphorynchus laevis*) zeigen die stärkste Aggregation in den hier untersuchten Aalpopulationen. Weniger stark aggregiert sind die Nematoden (*Paraquimperia tenerrima* und *Raphidascaris acus*) und am wenigsten die Cestoden (*Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus claviceps*) (Tab. 3.38). Dieselbe Reihenfolge im Grad der Aggregation konnte ebenfalls in den aalparasitologischen Untersuchungen von Norton et al. (2004) und Schabuss et al. (2005) festgestellt werden. Hohe Aggregation einer Parasitenart in einer Wirtspopulation tritt vor allem dann auf, wenn die Prävalenz und Intensität des jeweiligen Parasiten in der

Wirtspopulation hoch ist. So konnte eine signifikant positive Korrelation zwischen der Prävalenz der beiden Acanthocephalen- und Nematodenarten und dem Aggregationsindex festgestellt werden, nicht aber bei den zwei Cestodenarten (Tabelle 3.37). Für alle sechs untersuchten Helminthen konnten positive Korrelation zwischen dem Grad der Aggregation und der mittleren Intensität und Abundanz ermittelt werden. Nie & Kennedy (1991c) konnten ebenfalls einen positiven Zusammenhang zwischen Prävalenz, Abundanz und dem Aggregationsindex für *P. tenerrima* beobachten. Taraschewski (2005) nimmt an, dass die hohe Abundanz der Würmer im Frühjahr und Sommer und die gleichzeitige hohe Aggregation der Würmer während dieser Zeit das Finden von Geschlechtspartnern in der Reproduktionsphase erleichtert und somit dem Wurm zugute kommt. Da die Befallsparameter bei einigen Parasitenarten in den größeren Aalen höher sind, ist dementsprechend dort auch die Aggregation zum Teil höher. Dies konnte für einige Parasitenarten an der Probestelle Karlsruhe beobachtet werden (siehe z.B. Abb. 3.42, 3.44). Der Grad der Aggregation von Fischparasiten in ihren Wirten ist von mehreren Faktoren abhängig, wozu sicherlich die Größe der Fische, das Alter der Fische, die Ernährungsweise der Fische aber auch die Jahreszeit der Untersuchung gehören (vgl. z.B. Bratney, 1988; Zelmer & Arai, 1998; Knudsen et al., 2004). Umfangreiche Untersuchungen von Shaw & Dobson (1995) zur Aggregation von Makroparasiten in Wildtieren kamen zu dem Schluss, dass Parasiten, die über Invertebraten übertragen werden, deutlich weniger stark aggregieren als Parasiten, die passiv über die Nahrung (z.B. Eier, Larven auf Pflanzen) aufgenommen werden. Die in den Aalen vorkommenden Acanthocephalen, Cestoden und auch die meisten Nematoden benutzen Invertebraten als Zwischenwirte. Die Aggregation dieser Parasiten in den Aalen ist im Vergleich zu anderen Wirt-Parasit-Systemen gering (Shaw & Dobson, 1995). Shaw und Dobson (1995) sowie Shaw et al. (1998) untersuchten in ihren Übersichtsstudien zur Aggregation von Parasiten verschiedene Wirt-Parasit-Systeme. Trennt man die Wirte in Fische, Amphibien, Säuger und Vögel sowie die Parasiten in Digenen, Cestoden, Nematoden und Acanthocephalen auf, so kann man für jede Kombination den mittleren Aggregationsindex bestimmen. Dabei ergibt sich das in Tabelle 4.1 dargestellte Bild.

Tabelle 4.1: Aggregationsindex (AI) verschiedener Wirt-Parasit-Systeme. Angegeben ist der mittlere Aggregationsindex sowie die Anzahl (n) der für die jeweilige Kombination vorliegenden Studien (Daten aus Shaw & Dobson, 1995)

	Fische		Amphibien		Säuger		Vögel		Alle	
	AI	n	AI	n	AI	n	AI	n	AI	n
Digenea	158	23	90	5	396	6	86	12	162	46
Cestoda	21	10	21	2	47	22	153	27	89	61
Nematoda	20	1	29	7	359	70	110	26	274	104
Acanthocephala	21	17	34	1	2749	7	64	9	594	34

Man erkennt, dass die Aggregation von Parasiten in Fischen insgesamt geringer ist als in Säugern und Vögeln. Die Aggregation der Fischparasiten ist in etwa vergleichbar mit der von Amphibienparasiten. Betrachtet man alle Wirtsgruppen zusammen, so sind die Acanthocephalen am stärksten in ihren Wirten aggregiert, gefolgt von den Nematoden, den digenen Trematoden und den Cestoden. Diese Reihenfolge fand sich auch bei den Aalparasiten aus dem Rhein. Betrachtet man nur die Fische in Tabelle 4.1 so ist, was die Aggregation angeht, aber kein Unterschied zwischen den Acanthocephalen, Nematoden und Cestoden festzustellen. Dies lag aber sicherlich auch daran, dass die Wirt-Parasit-Systeme, die für die Fische herangezogen wurden, sehr heterogen waren (Marine Arten und Süßwasser Arten) und sich so Tendenzen zum Teil verwischten (Shaw & Dobson, 1995). Generell ist aber festzustellen, dass die Cestoden in allen Gruppen am wenigsten aggregiert sind. Lediglich die Vögel machen hier eine Ausnahme. Bei den Cestoden handelt es sich meistens um große Parasiten bei denen Dichteregulierende Mechanismen greifen, so dass es von vornherein zu kleineren Infragemeinschaften kommt was die Anzahl der Würmer angeht (Shaw & Dobson, 1995; Zander, 1998; Taraschewski, 2005). Die Masse der Cestoden kann aber die Masse anderer Parasitengruppen um ein Vielfaches übertreffen und ist diesem Fall entscheidender als die Anzahl der Individuen (Taraschewski, 2005).

Den höheren Grad der Gleichverteilung in der Aalparasitözönose ab 2000 und die damit einhergehende höhere Diversität in der Komponentengemeinschaft kann auch durch die Umstrukturierung der Makrozoobenthosgemeinschaft verursacht worden sein. Zwar dominiert mit *Dikerogammarus villosus* wieder ein neozoischer Gammaride an der Probestelle Karlsruhe. Dieser scheint aber im Gegensatz zu *G. tigrinus* keine Aalparasiten zu übertragen. Untersuchungen von Rigaud & Haine (2005) zeigten, dass *D. villosus* von Mikrosporidien befallen ist, konnten aber bei ihren Analysen sowohl im Ursprungsgebiet, als auch im neuen Areal keine lavalen Makroparasiten bei *D. villosus* entdecken (T. Rigaud, persönliche Mitteilung). Da sich der Aal in Karlsruhe vornehmlich von Amphipoden ernährt, hauptsächlich von *D. villosus* (persönliche Beobachtung des Autors), ist zumindest auf der Ebene des Zwischenwirts keine Dominanz einer bestimmten Parasitenart mehr vorhanden.

Nach 1999 konnte keine so deutliche Dominanz einer einzigen Parasitenart mehr festgestellt werden wie zu Zeiten von *P. ambiguus* (Tabelle 3.33). So wurde *R. acus*, die dominante Art bis 2001, im Folgejahr vom unspezifischen Kratzer *Pomphorhynchus laevis* als dominante Art abgelöst. Bereits 2003 und 2004 ist dann aber der aalspezifische Nematode *Paraquimperia tenrriima* die dominante Art in den Sommermonaten und 2005 wiederum *P. laevis*. Im Moment vollzieht sich ein häufiger Wechsel der dominanten Art während der Sommermonate. Aber nicht nur zwischen den Jahren kommt es in Karlsruhe zu einem Wechsel der dominanten Art, auch in den verschiedenen Jahreszeiten dominieren verschiedene Parasitenarten. In den Jahren 2003 und 2004 wurde in Karlsruhe wenigstens eine Probe im Frühjahr, Sommer und Herbst untersucht. Dabei konnte in beiden Jahren im

Frühjahr *R. acus* als dominante Art ermittelt werden, über die Sommermonate war es *P. tenerrima* und zum Herbst hin dann *P. laevis*. Dieser Wechsel der dominanten Art im Laufe des Jahres hängt vor allem mit der jahreszeitlichen Dynamik der beiden Nematodenarten zusammen, die bereits in Abschnitt 4.3.2.2.3 beschrieben wurde.

Fragen bestehen bezüglich der Herkunft von *P. tenerrima*. Dieser Wurm ist, wie die vorliegende Arbeit zeigt, im Rheinsystem weit verbreitet (siehe Abschnitt 4.3.2.2.3), konnte aber erst 2002 an der Probestelle Karlsruhe nachgewiesen werden. Ob *P. tenerrima* vor dem Erscheinen von *P. ambiguus* in diesem Rheinabschnitt bereits präsent war, kann nicht gesagt werden, da es keine Daten von vor 1995 gibt. Obschon einige Autoren (Chubb, 1982) davon ausgingen, dass *P. tenerrima* einen direkten Zyklus ohne Zwischenwirt besitzt, deuten aber die Untersuchungen über das saisonale Vorkommen dieser Art in Aalpopulationen (Nie & Kennedy, 1991c) und die kurze Lebensdauer der L₂-Larven (Moravec, 1994) auf einen Zwischenwirt hin. Die veränderte Makrozoobenthoszusammensetzung in Karlsruhe und das damit verstärkte Vorkommen des benötigten Zwischenwirtes könnten das Auftauchen dieses Nematoden in Karlsruhe bewirkt haben. Kürzlich konnte der komplette Zyklus im Labor aufgeklärt werden, wobei allerdings Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) und keine Invertebraten als Zwischenwirt fungierten (Shears & Kennedy, 2005). Die Neuinfektion der Aale erfolgt vornehmlich im Zeitraum von Dezember bis März, einem Zeitpunkt, in dem sich die Aale in dem untersuchten britischen Gewässer auch von Elritzen ernährten (Shears & Kennedy, 2005). Im Rhein in Karlsruhe wurden keine Aale in diesem Zeitraum untersucht, so dass auch keine Angaben über die bevorzugte Nahrung der Aale während dieser Zeit gemacht werden können. In den rezenten fischbiologischen Untersuchungen im nördlichen Oberrhein (Weibel, 1991; Hirt, 1996; Korte, 1999; Dußling & Berg, 2001; IKS 2002b) wurden aber keine Elritzen gesichtet. Genauso wenig konnten bei den Fischerhebungen an der Probestelle Karlsruhe die im Dezember und Frühjahr des Jahres 2001/2002 stattfanden (Kraftwerk und Elektrofischen) (Münderle & Thielen, 2002) Elritzen entdeckt werden. Dennoch ist eine stabile Population von *P. tenerrima* in Karlsruhe vorhanden, wie die hohen Prävalenzen während der Sommermonate der letzten Jahre zeigen. Man muss davon ausgehen, dass in Karlsruhe eine andere, noch unbekannt Art, den Zwischenwirt für *P. tenerrima* darstellt. Ob zugewanderte Aale *P. tenerrima* mit nach Karlsruhe brachten oder ob der Wurm Populationen in kleineren Nebengewässern besitzt und sich nach dem Verschwinden von *P. ambiguus* wieder im Rhein ausbreiten konnte, bleibt ebenfalls unklar. Möglicherweise handelt es sich bei den Würmern aus England und dem Rheinsystem sogar um verschiedene Stämme von *P. tenerrima* wie es z.B. auch für *P. laevis* beschrieben wurde (O'Mahony et al., 2004a; 2004b). Weiterführende Untersuchungen könnten diese Fragen klären helfen.

Auch in Bezug auf *P. laevis* bleiben einige Fragen offen. Der Befall mit diesem Parasiten ist in Karlsruhe in den letzten Jahren im Vergleich zu anderen Studien ungewöhnlich hoch (Kennedy, 1993; Kennedy et al., 1998; Kennedy & Moriarty, 2002). Zumal in Karlsruhe die

Populationen der benötigten Zwischenwirte *Gammarus fossarum*, *Gammarus pulex* und *Gammarus roeseli* im Hauptstrom eingebrochen sind (vgl. Abschnitt 3.2 und 4.2). Zusätzlich zu den Vertretern aus der Gattung *Gammarus* können aber auch Amphipoden aus den Gattungen *Corophium* (*C. voluntator*) und *Echinogammarus* (*E. stammeri*) als Zwischenwirt von *P. laevis* benutzt werden (Dezfuli et al., 1999; Moravec, 1994). Vertreter beider Gattungen sind aus der Pontocaspis bis in den Rhein vorgedrungen und *Echinogammarus ischnus* stellt einen der häufigsten Vertreter unter den Crustaceen an der Probestelle Karlsruhe dar (LfU, 2004). Cystacanthen eines Kratzers aus der Gattung *Pomphorhynchus* wurden derweil in der Leibeshöhle von *Corophium* (Syn. *Chelicorophium*) *curvispinum* im Rhein in den Niederlanden entdeckt (Van Rhiel et al., 2003). Ob es sich dabei tatsächlich um *P. laevis* handelt, kann nicht gesagt werden, da die Autoren die Larven nicht bis zur Art bestimmen konnten. Wie in Abschnitt 4.3.2.2.2 bereits beschrieben, nimmt man derzeit an, dass in Europa wenigstens mehrerer Stämme, wenn nicht sogar mehrere Arten in der Gattung *Pomphorhynchus* vorkommen (O'Mohony et al., 2004a; 2004b; Perrot-Minnot, 2004). Ob es sich bei den Würmern, die *C. curvispinum* befallen, vielleicht sogar um einen Donau-Stamm handelt ist zum jetzigen Zeitpunkt noch unerforscht, genauso wie die Frage nach der Zuordnung von *P. laevis* aus den Rheinaalen.

In Karlsruhe hat die Abundanz von *C. curvispinum* in den letzten Jahren deutlich abgenommen (Tabelle 3.2), der Befall der Aale mit *P. laevis* ist in den letzten Jahren hingegen klar angestiegen. Dies ist eindeutig aus der Abbildung 3.48 ersichtlich, in der man sieht, dass der Anteil der Aale die mit einem oder mehreren Kratzern dieser Art infiziert sind deutlich zugenommen hat, wohingegen der Anteil an uninfizierten Aalen von 60% auf 10% sank. Der vermehrt vorkommende *E. ischnus* könnte als Zwischenwirt für *P. laevis* in Karlsruhe fungieren. Die Tatsache, dass die Befallsrate bei großen Aalen (> 66 cm) signifikant höher ist könnte darauf hindeuten, dass auch eine postzyklische Infektion über paratenische Fische möglich ist. So ist z.B. der Kaulbarsch in Karlsruhe eine häufige Fischart, die zudem stark mit *Pomphorhynchus laevis* befallen ist. Dass Raubfische sich über Beutefische mit *P. laevis* infizieren können, ist aus der Literatur bekannt (Kennedy, 1999; Moravec, 2004). Allerdings konnten, wie bereits oben erwähnt, selten bis nie Fische im Magen der Aale angetroffen werden. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, dass Aale zur Nahrungsaufnahme in Nebengewässer des Rheins einwandern und sich dort mit *P. laevis* infizieren, da in diesen Gewässern (z.B. die Alb, siehe Tab. 3.4) die benötigten Zwischenwirte noch vorkommen.

Seit 1999 ist die Diversität der intestinalen Komponentengemeinschaft in Karlsruhe eine der höchsten im Vergleich zu Aalpopulationen aus Europa, sowohl was größere Flusssysteme (Kennedy et al., 1998; Kennedy & Moriarty, 2002) als auch kleinere Flüsse (Kennedy, 1993; Schabuss et al., 1997) angeht. Eine vergleichbar hohe Diversität konnte nicht nur in der Komponentengemeinschaft sondern auch in der Infragemeinschaft von Aalen aus der Themse gefunden werden (Norten et al., 2003, 2004). Die Komponentengemeinschaft bestand hier aus acht Arten.

Auf welchem Niveau sich die Diversität der Komponentengemeinschaft in Karlsruhe einpendeln wird, ist schwer vorhersehbar. Seit 2003 ist wieder ein leichter Rückgang zu beobachten und 2005 wurden ähnliche Verhältnisse wie 2001 angetroffen. Ob dies nur eine Schwankung nach unten darstellt und ob die Diversität sich langfristig auf einen Shannon-Wiener Index von um die 1 und einer Evenness von um die 0,6 einstellt, bleibt abzuwarten. Auf jedem Fall hat sich die Komponentengemeinschaft auch in ihrer Artzusammensetzung deutlich verändert, was man beim Vergleich der Similaritätsindizes zwischen den einzelnen Jahren erkennen kann (Tabelle 3.34).

Eine Zunahme der Diversität in Karlsruhe in den letzten Jahren ist ebenfalls deutlich in der Infragemeinschaft zu beobachten. Im Jahr 2003 wurden gleichzeitig sechs Arten in einem Aaldarm angetroffen. Dies ist eine der höchsten Infragemeinschaften, die bisher in Aalen gefunden wurde (vgl. z.B. Sures et al., 1999; Norton et al., 2003). Dies war allerdings in nur einem Aal der Fall, so dass dies eher eine Ausnahme darstellt. In der Regel begegnete man maximal 3-4 Arten gleichzeitig in den Aalen. Die mittlere Anzahl der Parasitenindividuen in den Aalen hat in Karlsruhe in den letzten Jahren um ca. die Hälfte abgenommen. Die mittlere Anzahl an Parasitenarten in den Aalen hat sich hingegen im gleichen Zeitraum vervierfacht (Abb. 3.49). Dies spiegelt sich natürlich auch im Brillouin Index wider, der insbesondere seit 2003 mit 0,4 hohe Werte erreicht (Abb. 3.50). Die Kenndaten der Infragemeinschaft unterscheiden sich in den letzten Jahren dann auch signifikant von den früheren Jahren (Tab. 3.32). Sehr bemerkenswert an der Probestelle Karlsruhe ist ebenfalls, dass 2004 alle Aale infiziert waren und der Anteil der Aale die mit zwei oder drei Arten gleichzeitig infiziert waren kontinuierlich angestiegen ist (Abb. 3.51). Die neu strukturierte Makrozoobenthosgemeinschaft könnte sich positiv auf die Transmissionsrate verschiedener Parasitenarten ausgewirkt haben und somit Doppel- oder Dreifachinfektionen begünstigen. Aber auch hier könnte das Verschwinden von *P. ambiguus* eine entscheidende Rolle gespielt haben, wie bereits oben erläutert wurde.

Abbildung 3.54 gibt die Änderungen an der Stelle Karlsruhe zusammengefasst wieder. Der Prozentualanteil an Aalen, die uninfiziert waren, hat deutlich abgenommen und mittlerweile beherbergt die Mehrzahl der Aale 4-20 Würmer, die aber gleichmäßiger über die vorhandenen Arten verteilt sind, und insgesamt sind weniger Parasitenindividuen anwesend als in den Jahren 1995 und 1999. Die Verteilung der Würmer in der Aalpopulation kann dabei immer mit einer negativen Binomialfunktion beschrieben werden. Dies ist auch für die Aalpopulationen in Mannheim möglich.

Sieht man sich die Entwicklung in den letzten fünf Jahren in Mannheim an (Abb. 3.55), so erkennt man, dass sich hier nichts grundlegend geändert hat. Zwar fehlen hier die Jahre 1995 bis 2000, die in Karlsruhe am auffälligsten waren, doch auch in den Jahren danach hat sich das Bild in Karlsruhe deutlich verändert, wohingegen in Mannheim die Verhältnisse außergewöhnlich stabil geblieben sind. Die Aale in Mannheim stammten zwar aus einem

Altrheinarm, dieser war aber im Norden komplett an den Rhein angeschlossen und für große Schiffe ebenfalls befahrbar. Außerdem fanden sich im Uferbereich ähnliche Strukturen wie in Karlsruhe, nämlich Steinschüttungen (siehe Abb. 2.4). Bedauerlicherweise gibt es über die Zusammensetzung und Entwicklung der Makrozoobenthosgemeinschaft über die Jahre im Altrheinarm in Mannheim kein Datenmaterial. Im Rheinhauptstrom in Mannheim haben sich mehr oder weniger die gleichen Veränderungen in der Crustaceenfauna vollzogen wie in Karlsruhe (siehe Abschnitt 3.2 und 4.2). Leider kann somit nicht geklärt werden, ob die Makrozoobenthosstruktur oder andere Faktoren für die konstanten Verhältnisse in Mannheimer Altrhein verantwortlich sind.

4.7 Fazit und Ausblick

Insgesamt 25 Parasiten-Arten konnten auf und in den Aalen des Rheinsystems entdeckt werden. Einige davon wurden bei früheren Untersuchungen nicht nachgewiesen (Sures et al., 1999; Sures & Streit, 2001; Sures, 2002). Dies waren die Nematoden *Paraquimiperia tenerrima*, *Pseudocapillaria tomentosa*, *Spinitectus inermis* und *Daniconema anguillae* sowie der Kratzer *Echinorhynchus truttae*. Die Probestelle Karlsruhe stellte in der vorliegenden Arbeit in vielerlei Hinsicht die interessanteste Probestelle dar. Hier kam es in den letzten Jahren zu einer kompletten Umstrukturierung der Parasitengesellschaft, sowohl auf der Ebene der Komponentengemeinschaft als auch bezüglich der Infragemeinschaft. Die dargelegten Ergebnisse legen die Vermutung nahe, dass zu Zeiten der hohen Dominanz von *P. ambiguus* (1995-1999) eine interaktive Parasitengemeinschaft vorhanden war. Die Beseitigung der biogeographischen Barriere mit der Eröffnung des Rhein-Main-Donau Kanals hatte nicht nur einen direkten Einfluss auf die Invertebraten Fauna, sondern auch indirekt auf die Parasitenfauna an der Probestelle Karlsruhe. Mittlerweile kann man an der Probestelle Karlsruhe wieder von einer isolationistischen Parasitengemeinschaft ausgehen, ohne hohe Dominanz einer einzigen Art und einem Mehr an Diversität. Rein isolationistische und interaktive Gemeinschaften müssen aber als Endpunkte eines Kontinuums gesehen werden, die in unserem speziellen Fall nie erreicht wurden (siehe auch Esch et al., 1990). Die Umänderungen sind auch nicht allein auf das Verschwinden von *G. tigrinus* und damit *P. ambiguus* zurückzuführen, sondern vollzogen sich auf der Zwischenwirtssebene, sicherlich auch bei anderen Arten. Hier bleiben einige Fragen unbeantwortet. So sind die hohen Prävalenzen von *P. laevis* und *R. acus* in Aalpopulationen europaweit selten und die Frage des Überträgers dieser Arten ist in Karlsruhe nicht geklärt. Genauso wie die Zuordnung von *P. laevis* zu einem bestimmten Stamm. Auch ist schwer vorstellbar, dass *P. tenerrima* an der Probestelle Karlsruhe durch die Elritze übertragen wird, da diese Fischart bei ichthyologischen Untersuchungen im Oberrhein nicht auftauchte. Hier könnten gezielte Untersuchungen des Mageninhalts von Aalen zu allen Jahreszeiten neue Erkenntnisse

erbringen. Eine Lücke besteht bei den parasitologischen Untersuchungen über die Wintermonate. Da die Rekrutierung vieler Arten in diesem Zeitraum stattfindet, sollte versucht werden diese Lücke zu schließen.

Wie bereits in der Einleitung anhand der Literaturstudie dargestellt wurde, sind Parasitengemeinschaften in der Lage auf geänderte Umweltbedingungen zu reagieren. Eindeutig kann die Eröffnung des Kanals für die gravierenden Änderungen in der Aalparasitenfauna an der Stelle Karlsruhe verantwortlich gemacht werden. Wie diese Änderungen aber zu deuten sind, erweist sich als schwierig. Wie in mehreren Reviews dargestellt (Valtonen et al., 2003; Williams & MacKenzie, 2003), können menschliche Eingriffe in ein Biotop, sei es durch Verschmutzung oder Struktur-Veränderung negative aber auch positive Einflüsse auf die Diversität von Parasitengemeinschaften haben. Im vorliegenden Fall stieg z.B. die Diversität der Aalparasitengemeinschaft durch einwandernde Crustaceen an. Einen Effekt den man nicht unbedingt erwartet hätte. Die Komponentengemeinschaft stellt dabei sicherlich die beste Ebene dar, um Parasitengemeinschaften als Bioindikator für eine sich ändernde Umwelt zu nutzen. Hier und auch in andern Untersuchungen (Kennedy & Guégan, 1996; Poulin, 1998; Norton et al., 2004) kristallisierte sich heraus, dass die Infragemeinschaft sich bei Aalen und Süßwasserfischen im Allgemeinen eher zufällig aus den Vertretern der Komponentengemeinschaft zusammensetzt und somit direkt von dieser abhängig ist. Nichts desto trotz sollte auch die Infragemeinschaft bei derartigen Arbeiten mit berücksichtigt werden, da sie dennoch ein genaueres Bild der vorhandenen Umweltfaktoren wiedergibt. Die Komponentengemeinschaft von Parasiten eignet sich sicherlich nicht, um kurzfristige Aussagen über den Zustand des Wirtsbiotops zu machen. Über einen längeren Zeitraum betrachtet, kann man aber oft wertvolle Informationen über das Ökosystem des Wirtes und den Wirt selber erhalten (Ernährungsweise, Zwischenwirte, Übertragungsraten, Kolonisierung neuer Arten usw.) (siehe auch Sures, 2004). Es wäre somit sinnvoll, die Untersuchungen an Aalparasiten an den Probestellen Karlsruhe und Mannheim fortzuführen, zumal hier schon Daten über einen längeren Zeitraum vorliegen.

Die überwiegende Mehrheit von Arbeiten zur Struktur der Komponenten- und Infragemeinschaft von Aalparasiten wurde auf den Britischen Inseln durchgeführt (vgl. Kennedy, 1990; Kennedy & Guégan, 1996; Norton et al., 2003; 2004). Beim Vergleich des Rheinsystems mit den Britischen Inseln ergaben sich zum Teil große Unterschiede. Eine Ausnahme macht die Themse, deren Parasitengemeinschaft in erstaunlicher Weise der aus dem Rhein ähnelt. Beide Gewässer müssten aber über einen längeren Zeitraum miteinander verglichen werden, um hier eindeutige Aussagen zu machen. In der grundlegenden Struktur, dass die Parasitosen der Aale ungesättigt, artenarm und von isolationistischer Natur sind, stimmten die Ergebnisse hier aber weitgehend mit denen von den Britischen Inseln und anderen europäischen Lokalitäten überein.

Ansatzweise konnten auch Daten über die Suprapopulation und Verbundgemeinschaft gesammelt werden. So wurde die Crustaceenfauna beobachtet und zum anderen wurden in

geringem Umfang andere Fischarten parasitologisch untersucht. Hier besteht insbesondere bei den parasitologischen Untersuchungen aber noch sehr viel Nachholbedarf, da über die Parasitozönose andere Fischarten aus dem Rhein so gut wie nichts bekannt ist. Im Zuge der allgemeinen Diskussion über den Erhalt der Biodiversität werden Parasiten nach wie vor weitgehend ignoriert. Wie viele Parasitenarten in den Fischen des Rheinsystems vorkommen und wie viele bereits verschwunden sind, kann nicht beantwortet werden. Die vorliegende Arbeit stellt zumindest für die Aalparasiten eine Datengrundlage zur Verfügung auf die in Zukunft zurückgegriffen werden kann.

5 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit behandelt die Parasitozönose des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) im Rheinsystem. Insgesamt wurden 965 Aale an zwölf verschiedenen Probestellen untersucht. Auf und in den Aalen konnten dabei 25 Parasitenarten festgestellt werden, wobei insgesamt acht Organe befallen waren. Bei den gefundenen Parasiten handelte es sich sowohl um aalspezifische als auch um unspezifische Arten, die je nach Probestellen in unterschiedlichen Anteilen vorkamen. Die Metazoen machten die Mehrzahl der Parasitenarten aus, wobei aber an allen Probestellen auch Protozoen nachgewiesen wurden. Unter den Metazoen waren es wiederum die Helminthen, die vorherrschten.

Es stellte sich heraus, dass einige Arten im Rheinsystem weit verbreitet sind. Dazu gehörten bei den Protozoen der Blutflagellat *Trypanosoma granulorum* sowie die Mikrosporidien *Myxidium giardi* und *Myxobolus kotlani*. Unter den Metazoen waren einige Helminthen-Arten häufig. Ausnahmslos alle untersuchten Aalpopulationen zeigten Befall mit Kiemenwürmern der Gattung *Pseudodactylogyrus*. Die Acanthocephalenarten *Acanthocephalus anguillae* und *Pomphorhynchus laevis* waren häufig anzutreffen sowie die Nematodenarten *Paraquimperia tenerrima* und *Raphidascaris acus*. In mehr als der Hälfte aller Probestellen waren zudem die beiden aalspezifischen Bandwurmart *Bothriocephalus claviceps* und *Proteocephalus macrocephalus* präsent. Sehr selten dagegen waren die Arten *Diplostomum spec.*, *Echinorhynchus truttae* und *Spinitectus inermis*, die jeweils an nur einer Probestelle angetroffen wurden. Die zwei häufigen Nematodenarten *R. acus* und *P. tenerrima* zeigten im Verlauf eines Jahres deutliche saisonale Muster in Bezug auf die Befallsparameter Prävalenz, mittlere Intensität und mittlere Abundanz. Bei den Acanthocephalen und Cestoden waren jahreszeitliche Muster hingegen nicht deutlich ausgeprägt. Zusätzlich zu den Aalen wurden einmalig fünf weitere Fischarten parasitologisch untersucht. Dabei konnte festgestellt werden, dass die untersuchten Arten Flussbarsch, Kaulbarsch, Zander, Gründling und Hecht sich einige Parasitenarten mit dem Aal teilen.

Von den Darmparasiten, die den Schwerpunkt der Arbeit darstellten, wurde zusätzlich die Diversität der intestinalen Infragemeinschaft und Komponentengemeinschaft mit Hilfe ökologischer Diversitätsindizes ermittelt. Die Ergebnisse des Rheinsystems wurden mit Studien anderer Autoren von den Britischen Inseln verglichen, auf denen die meisten

parasitologischen Untersuchungen an Aalen durchgeführt wurden. Es zeigte sich, dass die Diversität sowohl auf der Ebene der Infragemeinschaft als auch auf der Ebene der Komponentengemeinschaft im Rheinsystem höher ist als in den Gewässersystemen Großbritanniens. Eine Ausnahme machte hier die Themse, ein ehemaliger Nebenfuß des Rheins, die, was die Diversität der Aalparasitozönose angeht, ähnliche Verhältnisse aufzeigt wie der Rhein. Die Untersuchungen zeigten zudem, dass nahezu alle Parasitenarten in den Aalpopulationen nicht gleichmäßig verteilt über die untersuchten Individuen vorkommen, sondern dass sie in ihren Wirten mehr oder weniger stark aggregiert sind. Das Muster der Aggregation konnte dabei mit Hilfe einer negativen Binomialverteilung beschrieben werden. Es stellte sich heraus, dass die Acanthocephalen in den Aalen am stärksten aggregiert waren, gefolgt von den Nematoden und Cestoden. Es zeigte sich außerdem, dass die Befallsintensitäten einiger Parasitenarten abhängig von der Größe der Aale sind.

Neben den Aalen wurde die Crustaceenfauna an vier Stellen im Rheinsystem analysiert. Dabei konnte erkannt werden, dass es seit der Eröffnung des Rhein-Main-Donau Kanals zu einer massiven Einwanderung von pontocaspischen Amphipoden ins Rhein-System gekommen ist. Autochtone Amphipodenarten und zum Teil auch frühere Einwanderer sind im nördlichen Oberrhein weitgehend aus dem Rheinhauptstrom verschwunden und von den Einwanderern verdrängt worden. Die invasiven Arten sind bis in den schiffbaren Bereich des Hochrheins vorgedrungen, fehlen aber bis jetzt noch im restlichen Gebiet des Hochrheins. Als erfolgreichster Eindringling muss im Moment der große Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) angesehen werden. Wegen seines hohen Ausbreitungspotentials und seiner räuberischen Ernährungsweise wird dieser Amphipode mittlerweile als „Killershrimp“ bezeichnet. Da viele Vertreter des Makrozoobenthos als Zwischenwirte für Fischparasiten in Frage kommen, wurde der Frage nachgegangen, ob sich eine ändernde Crustaceenfauna auf der Ebene der Aalparasitozönose widerspiegelt.

An der Probestelle Karlsruhe konnte diesbezüglich ein deutlicher Zusammenhang festgestellt werden. Vor zehn Jahren wurde die intestinale Aalparasitozönose hier hochgradig von dem ehemals neozoären Kratzer *Paratenuisentis ambiguus* dominiert. Durch die aktuell invasiven Amphipoden, insbesondere *D. villosus*, wurde aber der obligate Zwischenwirt von *P. ambiguus*, *Gammarus tigrinus*, verdrängt. Danach kam es zu einem deutlichen Anstieg in der Diversität der Darmparasitengemeinschaft, da keine derart dominante Parasitenart mehr auftauchte. Sowohl auf der Ebene der Infragemeinschaft als auch auf der Ebene der Komponentengemeinschaft ließ sich diese Entwicklung beobachten. Hauptverantwortlich für die höhere Diversität der Komponentengemeinschaft war dabei nicht das Auftauchen von zusätzlichen Arten sondern eine höhere Gleichverteilung der vorhandenen Arten. An der Probestelle Mannheim hingegen, wo die untersuchten Aale nicht aus dem Hauptstrom sondern aus einem Altrheinarm stammten, war die intestinale Helminthengemeinschaft in den

letzten fünf Jahren äußerst stabil und es zeigten sich keine derartigen Änderungen wie in Karlsruhe.

Die vorliegende Arbeit liefert erstmals einen detaillierten Überblick über die Parasitozönose von Aalen aus dem Rheinsystem wobei zusätzlich viele ökologische Aspekte des Parasitenbefalls erfasst wurden. Der Einfluss der Beseitigung einer biogeographischen Barriere (die Eröffnung des Rhein-Main-Donau Kanals) wurde zum ersten Mal auf der Ebene von Parasiten untersucht. Diese Arbeit liefert dadurch neue grundlegende Informationen, die einen möglichen Einsatz von Parasitengemeinschaften als Bioindikator (für sich ändernde Umweltbedingungen) vorantreiben können.

6 Literaturverzeichnis

- Adel-Meguid, M., Esch, G.W., Eure, H.E. (1995) The distribution and pathobiology of *Neoechinorhynchus cylindratus* in the intestine of green sunfish, *Lepomis cyanellus*. *Parasitology*, **111**, 221-231
- Aguilar, A., lvarez, M.F., Leiro, J.M., Sanmarton, M., Aragort, W. (2004) Hyperparasitism by *Myxidium giardi* Ceppe 1906 (Myxozoa: Myxosporea) in *Pseudodactylogyrus bini* (Kikuchi, 1929) Gussev, 1965 (Monogenea: Dactylogyridae), a parasite of the European eel *Anguilla anguilla* L. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, **24**, 287-292
- Aho, J.M. (1990) Helminth communities of amphibians and reptiles: comparative approaches to understanding patterns and processes, 157-195. In: Esch, G.W., Bush, A.O., Aho, J.M.(eds), *Parasite Communities: Patterns and Processes*, Chapman and Hall, London, New York
- Alf, A., Braukmann, U., Marten, M. & Vobis, H. (1992) Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung – Arbeitsanleitung. Handbuch Wasser 2, Landesanstalt für Umweltschutz (Ed.). Karlsruhe
- Andersen, K. (1978) The helminths in the gut of perch (*Perca fluviatilis* L.) in a small oligotrophic lake in southern Norway. *Zeitschrift für Parasitenkunde (Berlin, Germany)*, **56**, 17-27
- Awachie, J.B. (1965) The ecology of *Echinorhynchus truttae* Schrank, 1788 (Acanthocephala) in a trout stream in North Wales. *Parasitology*, **55**, 747-762.
- Awachie, J.B. (1966) The development and life history of *Echinorhynchus truttae* Schrank, 1788 (Acanthocephala). *Journal of Helminthology* **40**, 11-32.

- Balling, T.E., Pfeiffer, W. (1997a) Seasonal differences in infestation of the perch *Perca fluviatilis* L. from Lake Constance with digenean trematodes. *Parasitology Research*, **83**, 789-792
- Balling, T.E., Pfeiffer, W. (1997b) The parasitism of fish from Lake Constance-a comparison of present and earlier data. *Parasitology Research*, **83**, 793-796
- Barker, D.E., Cone, D.K. (2000) Occurrence of *Ergasilus celestris* (Copepoda) and *Pseudodactylogyrus anguillae* (Monogenea) among wild eels (*Anguilla rostrata*) in relation to stream flow, pH and temperature and recommendations for controlling their transmission among captive eels. *Aquaculture*, **187**, 261-274
- Bates, R.M., Kennedy, C.R. (1990) Interactions between the acanthocephalans *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus anguillae* in rainbow trout: Testing an exclusion hypothesis. *Parasitology*, **100**, 435-444
- Bates, R.M., Kennedy, C.R. (1991a) Potential interactions between *Acanthocephalus anguillae* and *Pomphorhynchus laevis* in their natural hosts chub, *Leuciscus cephalus* and the European eel, *Anguilla anguilla*. *Parasitology*, **102**, 289-297
- Bates, R.M., Kennedy, C.R. (1991b) Site availability and density-dependent constraints on the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis* in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Parasitology*, **102**(3), 405-410
- Bauer, A., Trouvé, S., Grégoire, A., Bollache, L., Cézilly, F. (2000) Differential influence of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) on the behaviour of native and invader gammarid species. *International Journal for Parasitology*, **30**, 1453-1457
- Benajiba, M.H., Silan, P., Marques, A., Bouix, G. (1994) Protozoaires et Métazoaires parasites de l'anguille *Anguilla anguilla* L. 1758: Structures temporelles de leurs populations dans une lagune méditerranéenne. *Annales des sciences naturelles, Zoologie, Paris, 13ième Série*, **15**, 141-149
- Bender, L.C., Schmitt, S.M., Carlson, E., Haufler, J.B., Beyer, D.E., Jr. (2005) Mortality of Rocky Mountain elk in Michigan due to meningeal worm. *Journal of Wildlife Diseases*, **41**, 134-140
- Berg, R., Dehus, P. (1999) Skript zum Elektrofischerei-Kurs. Arbeiten aus der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen, 129pp

- Bernauer, D., Kappus, B., Jansen, W. (1996) Neozoen in Kraftwerkproben und Begleituntersuchungen am nördlichen Oberrhein. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R., Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.) Gebietsfremde Arten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope- Situationsanalyse. S. 87-96 Ecomed, Landsberg
- Berndt, J. (1984) Nachweis von *Gammarus tigrinus* SEXTON für den unteren Niederrhein. *Decheniana*, **137**, 168-169
- Bij de Vaate, A., Klink, A.G. (1995) *Dikerogammarus villosus* Sowinsky (Crustacea: Gammaridae) a new immigrant in the Dutch part of the Lower Rhine. *Lauterbornia*, **20**, 51-54
- Bij de Vaate, A., Jazdzewski, H. A. M., Gollasch, S., Van der Velde, G. (2002) Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian journal of fishery and aquatic science*, **59**, 1159-1174
- Boag, B., Lello, J., Fenton, A., Tompkins, D.M., Hudson, P.J. (2001) Patterns of parasite aggregation in the wild European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *International Journal for Parasitology*, **31**, 1421-1428
- Bollache, L. (2004) *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda): Another invasive species in Lake Geneva. *Revue Suisse de Zoologie*, **111**, 309-313
- Bollache, L., Wattier, R., Rigaud, T., Devin, S., Beisel, J.N., Moreteau, J.C., Chovet, M. (2004) Rapid range extension of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in France: Potential consequences. *Archiv für Hydrobiologie*, **160**, 57-66
- Borgsteede, F.H.M., Haenen, O.L.M., De Bree, J., Lisitsina, O.I. (1999) Parasitic infections of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the Netherlands. *Helminthologia*, **36**, 251-260
- Braukmann, U., Jöchle, G., Pinter, I., Schmitz, W., Vobis, H. (1987) Der ökologische Zustand des Rheins und seiner Nebengewässer nach dem Sandoz-Unfall. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- Bratley, J. (1988) Life history and population biology of adult *Acanthocephalus lucii* (Acanthocephala: Echinorhynchidae). *Journal of Parasitology*, **74**, 72-80

- Bruijjs, M.C.M., Kelleher, B., van der Velde, G., bij de Vaate, A. (2001) Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: Indicators of further dispersal via ballast water transport. *Archiv für Hydrobiologie*, **152**(4), 633-646
- Buchmann, K., Møllergraad, S., Kjøie, M. (1987) *Pseudodactylogyrus* infections in eel: a review. *Diseases of Aquatic Organisms*, **3**, 51-57
- Bush, A.O., Fernández, J.C., Esch, G.W., Seed, J.R. (2001) Parasitism. The diversity and ecology of animal parasites. Cambridge University Press, 565pp
- Bush, A.O., Lafferty, K.D., Lotz, J.M., Shostak, A.W. (1997) Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *Journal of Parasitology*, **83**(4), 575-583
- Byrne, C.J., Holland, C.V., Kennedy, C.R., Poole, W.R. (2003) Interspecific interactions between Acanthocephala in the intestine of brown trout: Are they more frequent in Ireland? *Parasitology*, **127**, 399-409
- Calvo-Ugarteburu, G., McQuaid, C.D. (1997) Parasitism and introduced species: epidemiology of trematodes on mussels. *Journal of experimental marine biology and ecology*, **120**, 47-65
- Carney, J.P., Dick, T.A. (1999) Enteric helminths of perch (*Perca fluviatilis* L.) and yellow perch (*Perca flavescens* Mitchill): Stochastic or predictable assemblages? *Journal of Parasitology*, **85**, 785-795
- Carney, J.P., Dick, T.A. (2000) Helminth communities of yellow perch (*Perca flavescens* (Mitchill)): Determinants of pattern. *Canadian Journal of Zoology*, **78**, 538-555
- Cattadori, I.M., Haydon, D.T., Hudson, P.J. (2005) Parasites and climate synchronize red grouse populations. *Nature*, **433**, 737-741
- Chubb, J.C. (1982) Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes. Part IV. Adult Cestoda, Nematoda and Acanthocephala. *Advances in Parasitology*, **20**, 1-292
- Cone, D. K., Marcogliese, D. J. (1995) *Pseudodactylogyrus anguillae* on *Anguilla rostrata* in Nova Scotia: an endemic or an introduction? *Journal of Fish Biology* **47**(1), 177-178

- Cone, D.K., Marcogliese, D.J., Watt, W.D. (1993) Metazoan parasite communities of yellow eels (*Anguilla rostrata*) in acidic and limed rivers of Nova Scotia. *Canadian Journal of Zoology*, **71**, 177-184
- Conneely, J.J., McCarthy, T.K. (1986) Ecological factors influencing the composition of the parasite fauna of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in Ireland. *Journal of Fish Biology*, **28**, 207-219
- Crofton, H.D. (1971) A quantitative approach to parasitism. *Parasitology*, **62**, 179-193
- Cruz, C., Eiras, J.C. (1997) Prevalence of *Trypanosoma granulorum* in *Anguilla anguilla* in Portugal. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, **17**, 126-128
- Csányi, B. (1999) Spreading invaders along the Danubian highway: first record of *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774) and *C. fluminalis* (O. F. Müller, 1774) in Hungary (Mollusca: Bivalvia). *Folia Historico naturalia musei matraensis*, **23**, 343-345
- Dávidová, M., Ondračková, M., Baruš, V., Reichard, M., Koubková, B. (2004) Nematode infections of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*: Cypriniformes). *Helminthologia*, **42(1)**, 45-48
- Dekker, W. (2004) What caused the decline of the Lake IJsselmeer eel stock after 1960? *ICES Journal of Marine Science*, **61**, 394-404
- De la Torre, F.R., Salibian, A., Ferrari, L. (2000) Biomarkers assessment in juvenile *Cyprinus carpio* exposed to waterborne cadmium. *Environmental Pollution*, **109**, 277-282
- Devin, S., Beisel, J.N., Bachmann, V., Moreteau, J.C. (2001) *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda: Gammaridae): Another invasive species newly established in the Moselle river and French hydrosystems. *Annales de Limnologie*, **37**, 21-27
- Devin, S., Piscart, C., Beisel, J.N., Moreteau, J.C. (2004) Life History Traits of the Invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) in the Moselle River, France. *International Review of Hydrobiology*, **89**, 21-34
- Dezfuli, B.S., Rossetti, E., Bellettato, C.M., Maynard, B.J. (1999) *Pomphorhynchus laevis* in its intermediate host *Echinogammarus stammeri* in the River Brenta, Italy. *Journal of Helminthology*, **73(2)**, 95-108

- Dezfuli, B.S., Giari, L., De Biaggi, S., Poulin, R. (2001) Associations and interactions among intestinal helminths of the brown trout, *Salmo trutta*, in northern Italy. *Journal of Helminthology*, **75**, 331-336
- Dhur, G. (1993) Étude des espèces d'Invertébrés immigrées ou introduites dans la Moselle luxembourgeoise et dans les écosystèmes aquatiques qui en dépendent. Historique et répartition actuelle. Centre universitaire du Luxembourg, Département pédag. Mémoire scientifique, 213pp
- Dhur, G., Massard, J.A. (1995) Étude historique et faunistique des Invertébrés immigrés ou introduits dans la Moselle luxembourgeoise et ses affluents. *Bulletin de la Société Naturaliste Luxembourgeois*, **96**, 127-156
- Di Cave, D., Berrilli, F., De Liberato, C., Orecchia, P., Kennedy, C.R. (2001) Helminth communities in eels *Anguilla anguilla* from Adriatic coastal lagoons in Italy. *Journal of Helminthology*, **75**, 7-13
- Dick, J.T.A., Platvoet, D. (2000) Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proceedings of the Royal Society of London - Series B: Biological Sciences*, **267**, 977-983
- Dick, J.T.A., Platvoet, D., Kelly, D.W. (2002) Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, **59**, 1078-1084
- Dobson, A.P., May, R.M. (1986) Patterns of invasion by pathogens and parasites, 58-76. In: Mooney, H.A., Drake, J.A., editors. Ecology of biological invasions in North America and Hawaii, 58. Ecol. Stud. 1986, Springer New York
- Dorucu, M., Crompton, D.W., Huntingford, F.A., Walters, D.E. (1995) The ecology of endoparasitic helminth infections of brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Scotland. *Folia Parasitologica*, **42**, 29-35
- Dudiňák, V., Šnábel, V. (2002) Comparative Analysis of Slovak and Czech Populations of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) using Morphological and Isoenzyme Analyses. *Acta Zoologica Universitatis Comenianae*, **44**, 41-50

- Dušek, L., Gelnar, M., Šebelová, Š. (1998) Biodiversity of parasites in a freshwater environment with respect to pollution: Metazoan parasites of chub (*Leuciscus cephalus* L.) as a model for statistical evaluation. *International Journal for Parasitology*, **28**, 1555-1571
- Dußling, U., Berg, R. (2001) Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart, 176pp
- Dzikowski, R., Diamant, A., Paperna, I. (2003) Trematode metacercaria of fishes as sentinels for a changing limnological environment. *Diseases of aquatic organisms*, **55**, 145-150
- Eggers, T.O., Martens, A. (2001) A key to the freshwater Amphipoda (Crustacea) of Germany. *Lauterbornia*, **42**, 1-68
- El Darsh, H.E.M., Whitfield, P.J. (1999) The parasite community infecting flounders, *Platichthys flesus*, in the tidal Thames. *Journal of Helminthology*, **73**, 203-214
- Esch, G.W., Gibbons, J.W., Bourque, J.E. (1975) An analysis of the relationship between stress and parasitism. *American Midland Naturalist*, **93**, 339-353
- Esch, G.W., Shostak, A.W., Marcogliese, D.J., Goater, T. M. (1990) Patterns and processes in helminth parasite communities: an overview, 1-19. In Esch, G.W., Bush, A.O., Aho, J.M.(eds), *Parasite Communities: Patterns and Processes*, Chapman and Hall, London, NY
- Fielding, N.J., MacNeil, C., Dick, J.T.A., Elwood, R.W., Riddell, G.E., Dunn, A. (2003) Effects of the acanthocephalan parasite *Echinorhynchus truttae* on the feeding ecology of *Gammarus pulex* (Crustacea : Amphipoda). *Journal of Zoology*, **261**, 321-325
- Forbes, K.C., Ensor, D.M., Chubb, J.C. (1989) An attempt to devise a hypothesis of the seasonal maturation of helminths in the definitive host-the fish. *Parazitologija*, **23**, 288-295
- Frimmel, F.H., Abbt-Braun, G., MitarbeiterInnen (1995) Skript für das wassertechnologische und wasserchemische Praktikum am Engler-Bunte-Institut, Bereich Wasserchemie, Universität Karlsruhe (TH), 173pp

- Galli, P., Crosa, G., Mariniello, L., Ortis, M., D'Amelio, S. (2001) Water quality as a determinant of the composition of fish parasite communities. *Hydrobiologia*, **452**, 173-179
- Galli, P., Mariniello, L., Crosa, G., Ortis, M., Occhipinti, A.A., D'Amelio, S. (1998) Populations of *Acanthocephalus anguillae* and *Pomphorhynchus laevis* in rivers with different pollution levels. *Journal of Helminthology*, **72**, 331-335
- Gebhardt, H., Ness, A. (1997) Fische: die heimischen Süßwasserfische sowie Arten der Nord- und Ostsee. 3., durchgesehene Neuauflage. BLV Verlag, München, Wien, Zürich, 127pp
- Gelnar, M., Šebelová, Š., Dušek, L., Koubková, B., Jurajda, P., Zahrádková, S. (1997) Biodiversity of parasites in freshwater environment in relation to pollution. *Parassitologia*, **39**, 189-199
- Gilbert, M.A., Granath, W.O.Jr. (2003) Whirling disease of salmonid fish: life cycle, biology, and disease. *Journal of Parasitology*, **89**, 658-667
- Gould, J.L., Gould, C.G. (1997) Sexual Selection, Mate Choice and Courtship in Nature. Scientific American Library, New York, 277pp
- Grabow, K., Ols Eggers, T., Martens, A. (1998) *Dikerogammarus villosus* Sovinsky (Crustacea: Amphipoda) in norddeutschen Kanälen und Flüssen. *Lauterbornia*, **33**, 103-107
- Haas, G., Streit, B. (1998) Die Einwanderung von *Dikerogammarus* sp. in den Rhein. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht, 1997
- Haas, G., Brunke, M., Streit, B. (2002) Fast turnover in dominance of exotic species in the Rhine River determines biodiversity and ecosystem function: An affair between amphipods and mussels, 426-432. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. (eds.) Invasive Aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers
- Halmetoja, A., Valtonen, E.T., Koskenniemi, E. (2000) Perch (*Perca fluviatilis* L.) parasites reflect ecosystem conditions: A comparison of a natural lake and two acidic reservoirs in Finland. *International Journal for Parasitology*, **30**, 1437-1444

- Hamers, R. (1995) Granulation staining and cytochemistry of peripheral blood cells of healthy carp (*Cyprinus carpio* L.) I. Granulocytes. *Journal of Applied Ichthyology*, **11**, 86-93
- Haus, D.N. (2005) Feldstudien zur biologischen Verfügbarkeit verkehrsbürtiger Schwermetalle in limnischen Systemen, unter besonderer Berücksichtigung des Elements Platin und dessen Analytik in tierischen Matrices. Diplomarbeit Fakultät für Chemie- und Biowissenschaften Universität Karlsruhe (TH), 133pp
- Hedrick, R.P., El Matbouli, M., Adkison, M.A., MacConnell, E. (1998) Whirling disease: re-emergence among wild trout. *Immunological Reviews*, **166**, 365-376
- Henze, N. (1993) Statistik für Biologen. Skript zur Vorlesung, Universität Karlsruhe (TH), 170pp
- Hirt, J. (1996) Untersuchungen des Fischanfalles im Rechengut zweier thermischer Kraftwerke am nördlichen Oberrhein. Diplomarbeit Fakultät für Chemie- und Biowissenschaften, Universität Karlsruhe (TH), 140pp
- Hobohm, C. (2000) Biodiversität. Quelle und Meyer Verlag, Wiebelsheim, 214pp
- Hofer, R., Lackner, R. (1995) Fischtoxikologie, Theorie und Praxis. Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart, 164pp
- Hoffmann, J. (1963) Faune des Amphipodes du Grand-Duché de Luxembourg. *Archives Inst. du Grand-Duché de Luxembourg*, **29**, 77-128
- Holland, C.V., Kennedy, C.R. (1997) A checklist of parasitic helminth and crustacean species recorded in freshwater fish from Ireland. *Biology & Environment-Proceedings of the Royal Irish Academy*, **97B(3)**, 225-243
- Holmes, J.C., Price, P.W. (1986) Communities of parasites, 187-213. In: Anderson, D.J., Kikkawa, J. (eds.). *Community biology: patterns and processes*. Blackwell, Oxford
- Hudson, P., Greenman, J. (1998) Competition mediated by parasites: biological and theoretical progress. *Trends in Ecology and Evolution*, **10(10)**, 387-390
- Hudson, P.J., Dobson, A.P., Newborn, D. (1998) Prevention of population cycles by parasite removal. *Science*, **282**, 2256-2258

- Hynes, H.B.N. (1961) The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Archiv für Hydrobiologie*, **57**, 344-388
- IKSR (2002a) Das Makrozoobenthos des Rhein. 68. Plenarsitzung – 2./3. Juli 2002 – Luxemburg. Bericht Nr. 128-d.doc, 49pp
- IKSR (2002b) Rheinfischfauna 2000 was lebt zwischen dem Rheinfall bei Schaffhausen und der Nordsee. 68. Plenarsitzung – 2./3. Juli 2002 – Luxemburg. Bericht Nr. 127-d.doc, 55pp
- IKSR (2003a) Strukturkarte. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, 39pp
- IKSR (2003b) Gewässerstrukturkarte Rhein. Begleitbericht. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, 52pp
- Jazdzewski, K., Konopacka, A., Grabowski, M. (2002) Four Ponto-Caspian and one American gammarid species (Crustacea, Amphipoda) recently invading Polish waters. *Contributions to Zoology*, **71**, 115-122
- Jazdzewski, K., Konopacka, A., Grabowski, M. (2004) Recent drastic changes in the gammarid fauna (Crustacea, Amphipoda) of the Vistula River deltaic system in Poland caused by alien invaders. *Diversity and Distributions*, **10**, 81-87
- Jilek, R., Crites, J.L. (1981) Observations on the lack of specificity of *Spinitectus carolini* and *Spinitectus gracilis* (Spirurida: Nematoda) for their intermediate hosts. *Canadian Journal of Zoology*, **59**, 476-477
- Josens, G., Cammaerts, R., Chârot, F., Grisez, F., Verboonen, P., Vanden Bossche, J.P., De Vaate, A.B., Usseglio-Polatera, P. (2005) Native and exotic Amphipoda and other Peracarida in the River Meuse: New assemblages emerge from a fast changing fauna. *Hydrobiologia*, **542**, 203-220
- Karvonen, A., Hudson, P.J., Seppala, O., Valtonen, E.T. (2004) Transmission dynamics of a trematode parasite: exposure, acquired resistance and parasite aggregation. *Parasitology Research*, **92**, 183-188
- Kelleher, B., Bij de Vaate, A., Swarte, M., Klink, A.G., Van der Velde, G. (2000) Identification, invasion and population development of the Ponto-Caspian isopod *Jaera istri* Veuille (Janiridae) in the lower Rhine, the Netherlands. *Beaufortia*, **50**, 89-94

- Kelleher, B., Bergers, P.J.M., Van den Brink, F.W.B., Giller, P.S., Van der Velde, G., Bij de Vaate, A. (1998) Effects of exotic amphipod invasions on fish diet in the Lower Rhine. *Archiv Für Hydrobiologie*, **143**, 363-382
- Kennedy, C.R. (1975) *Ecological Animal Parasitology*. Blackwell, Oxford, 163pp
- Kennedy, C.R. (1981) Long term studies on the population biology of two species of eyefluke, *Diplostomum gasterostei* and *Tylodelphys clavata* (Digenea: Diplostomatidae), concurrently infecting the eyes of perch, *Perca fluviatilis*. *Journal of Fish Biology*, **19**, 221-236
- Kennedy, C.R. (1984) The status of flounders, *Platichthys flesus* L., as hosts of the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis* (Müller) and its survival in marine conditions. *Journal of Fish Biology*, **24**, 135-149
- Kennedy, C.R. (1985) Site segregation by species of Acanthocephala in fish, with special reference to eels, *Anguilla anguilla*. *Parasitology*, **90**, 375-390
- Kennedy, C.R. (1990) Helminth communities in freshwater fish: structured communities or stochastic assemblages? 131-156. In: Esch, G.W., Bush, A.O., Aho, J.M.(eds), *Parasite Communities: Patterns and Processes*, Chapman and Hall, London, New York
- Kennedy, C.R. (1992) Field evidence for interactions between the acanthocephalans *Acanthocephalus anguillae* and *A. lucii* in eels, *Anguilla anguilla*. *Ecological Parasitology*, **1**, 122-134
- Kennedy, C.R. (1993) The dynamics of intestinal helminth communities in eels *Anguilla anguilla* in a small stream: Long-term changes in richness and structure. *Parasitology*, **107**, 71-78
- Kennedy, C.R. (1995) Richness and diversity of macroparasite communities in tropical eels *Anguilla reinhardtii* in Queensland, Australia. *Parasitology*, **111**, 233-245
- Kennedy, C.R. (1997) Long-term and seasonal changes in composition and richness of intestinal helminth communities in eels *Anguilla anguilla* of an isolated English river. *Folia Parasitologica*, **44**, 267-273
- Kennedy, C.R. (1999) Post-cyclic transmission in *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala). *Folia Parasitologica*, **46**, 111-116

- Kennedy, C.R., Guégan, J.F. (1994) Regional versus local helminth parasite richness in British freshwater fish: saturated or unsaturated parasite communities? *Parasitology*, **109**, 175-185
- Kennedy, C.R., Guégan, J.F. (1996) The number of niches in intestinal helminth communities of *Anguilla anguilla*: Are there enough spaces for parasites? *Parasitology*, **113**, 293-302
- Kennedy, C.R., Hartvigsen, R.A. (2000) Richness and diversity of intestinal metazoan communities in brown trout *Salmo trutta* compared to those of eels *Anguilla anguilla* in their European heartlands. *Parasitology*, **121(1)**, 55-64
- Kennedy, C.R., Lord, D. (1982) Habitat specificity of the acanthocephalan *Acanthocephalus clavula* (Dujardin, 1845) in eels *Anguilla anguilla* (L). *Journal of Helminthology*, **56**, 121-129
- Kennedy, C.R., Moriarty, C. (1987) Co-existence of congeneric species of acanthocephala: *Acanthocephalus lucii* and *A. anguillae* in eels *Anguilla anguilla* in Ireland. *Parasitology*, **95(2)**, 301-310
- Kennedy, C.R., Moriarty, C. (2002) Long-term stability in the richness and structure of helminth communities in eels, *Anguilla anguilla*, in Lough Derg, River Shannon, Ireland. *Journal of Helminthology*, **76**, 315-322
- Kennedy, C.R., Bates, R.M., Brown, A.F. (1989) Discontinuous distributions of the fish acanthocephalans *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus anguillae* in Britain and Ireland: an hypothesis. *Journal of Fish Biology*, **34**, 607-619
- Kennedy, C.R., Shears, P.C., Shears, J.A. (2001) Long-term dynamics of *Ligula intestinalis* and roach *Rutilus rutilus*: a study of three epizootic cycles over thirty-one years. *Parasitology*, **123**, 257-269
- Kennedy, C.R., Di Cave, D., Berrilli, F., Orecchia, P. (1997) Composition and structure of helminth communities in eels *Anguilla anguilla* from Italian coastal lagoons. *Journal of Helminthology*, **71**, 35-40
- Kennedy, C.R., Nie, P., Kaspers, J., Paulisse, J. (1992) Are eels (*Anguilla anguilla* L.) planktonic feeders? Evidence from parasite communities. *Journal of Fish Biology*, **41**, 567-580

- Kennedy, C.R., Berrilli, F., Di Cave, D., De Liberato, C., Orecchia, P. (1998) Composition and diversity of helminth communities in eels *anguilla anguilla* in the river tiber: long-term changes and comparison with insular europe. *Journal of Helminthology*, **72**, 301-306
- Kent, M.L., Bishop-Stewart, J.K., Matthews, J.L., Spitzbergen, J.M. (2002) *Pseudocapillaria tomentosa*, a nematode pathogen, and associated neoplasms of zebrafish (*Danio rerio*) kept in research colonies. *Comparative Medicine*, **52**, 354-358
- Kent, M.L., Andree, K.B., Bartholomew, J.L., El Matbouli, M., Desser, S.S., Devlin, R.H., Feist, S.W., Hedrick, R.P., Hoffmann, R.W., Khattra, J., Hallett, S.L., Lester, R.J., Longshaw, M., Palenzeula, O., Siddall, M.E., Xiao, C. (2001) Recent advances in our knowledge of the Myxozoa. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, **48**, 395-413
- Kinzler, W., Maier, G. (2003) Asymmetry in mutual predation: Possible reason for the replacement of native gammarids by invasives. *Archiv für Hydrobiologie*, **157**, 473-481
- Kirk, R.S. (2003) The impact of *Anguillicola crassus* on European eels. *Fisheries Management and Ecology*, **10**, 385-394
- Kley, A., Maier, G. (2003) Life history characteristics of the invasive freshwater gammarids *Dikerogammarus villosus* and *Echinogammarus ischnus* in the river Main and the Main-Donau canal. *Archiv für Hydrobiologie*, **156**, 457-469
- Knopf, K., Mahnke, M. (2004) Differences in susceptibility of the European eel (*Anguilla anguilla*) and the Japanese eel (*Anguilla japonica*) to the swim-bladder nematode *Anguillicola crassus*. *Parasitology*, **129**, 491-496
- Knudsen, R., Curtis, M.A., Kristoffersen, R. (2004) Aggregation of helminths: the role of feeding behavior of fish hosts. *Journal of Parasitology*, **90**, 1-7
- Køie, M. (1988) Parasites in European eel *Anguilla anguilla* (L.) from Danish freshwater, brackish and marine localities. *Ophelia*, **29**, 301-310
- Koop, J.H., Grieshaber, M.K. (2000) The role of ion regulation in the control of the distribution of *Gammarus tigrinus* (Sexton) in salt-polluted rivers. *Journal of Comparative Physiology. Part B. Biochemical, Systematic, and Environmental Physiology*, **170**, 75-83

- Korte, E. (1999) Bestandsentwicklung der Fischarten der hessischen Rheinaue 1994-1997 - Reproduktionsstrategien, Jungfischauftommen, Gefährdung, Entwicklungstendenzen. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden; Heft **268**, 186 pp
- Korte, E. (2001) Bestandsaufnahme der Rheinfischfauna im Jahr 2000 im Gewässersystem des Rheins. Studie im Auftrag des rheinland- pfälzischen Ministeriums für Umwelt und Forsten und des hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten. Forschungsinstitut Senckenberg, 97pp
- Koubková, B., Baruš, V. (2000) Metazoan parasites of the recently established tubenose goby (*Proterorhinus marmoratus*: Gobiidae) population from the South Moravian reservoir, Czech Republic. *Helminthologia*, **37**, 89-95
- Koubková, B., Baruš, V., Prokes, M., Dykova, I. (2004) *Raphidascaris acus* (Bloch, 1779) larvae infections of the stone loach, *Barbatula barbatula* (L.), from the River Hanb, Czech Republic. *Journal of Fish Diseases*, **27**, 65-71
- Kowarik, I. (2003) Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart, 380pp
- Kratochwil, A., Schwabe, A. (2001) Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. Verlag Eugen Ulmer, 756pp
- Krisp, H., Maier, G. (2005) Consumption of macroinvertebrates by invasive and native gammarids: a comparison. *Journal of Limnology*, **64(1)**, 55-59
- Kruk, A. (2004) Decline in migratory fish in the Warta River, Poland. *Ecohydrology and Hydrobiology*, **4**, 147-155
- Kuhn, K.G. (1999) Global warming and leishmaniasis in Italy. *Bulletin of tropical medicine and international health*, **7(2)**, 1-2
- Kunz, E. (1982) Flussbauliche Maßnahmen am Oberrhein von Tulla bis heute mit ihren Auswirkungen. In: Natur und Landschaft am Oberrhein, Versuch einer Bilanz (Hrsg. Hailer, N.), 34-44
- Lafferty, K.D. (1997) Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology Today*, **13**, 251-255

- Larkin, J.L., Alexy, K.J., Bolin, D.C., Maehr, D.S., Cox, J.J., Wichrowski, M.W., Seward, N.W. (2003) Meningeal worm in a reintroduced elk population in Kentucky. *Journal of Wildlife Diseases*, **39**, 588-592
- Laimgruber, S., Schludermann, C., Konecny, R., Chovanec, A. (2005) Helminth communities of the barbel *Barbus barbus* from large river systems in Austria. *Journal of Helminthology*, **79**, 143-149
- Lefèbvre, F.S., Crivelli, A.J. (2004) Anguillicolosis: Dynamics of the infection over two decades. *Diseases of Aquatic Organisms*, **62**, 227-232
- Leppäkoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. (eds.) (2002) Invasive Aquatic species of Europe. Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, 583pp
- LfU (2003) Umweltdaten 2003 Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 272pp
- LfU (2004) Biologische Veränderungen im Rhein – Ergebnisse des Trendbiomonitoring 1995-2002. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 45pp
- LfU (2005) Beschaffenheit der Fließgewässer. Jahresdatenkatalog 1972-2003. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 93 (CD-Rom)
- Lonc, E., Okulewicz, A., Kopocinska, I. (1997) Estimation of distribution parameters of some avian parasites. *Wiadomosci parazytologiczne*, **43(2)**, 185-193
- LUA (2002) Gewässergütebericht 2001. Landesumweltamt Nordrheinwestfalen, 274pp
- Lyndon, A.R., Kennedy, C.R. (2001) Colonisation and extinction in relation to competition and resource partitioning in acanthocephalans of freshwater fishes of the British Isles. *Folia Parasitologica*, **48**, 37-46
- MacIsaac, H.J., Grigorovich, I.A., Ricciardi, A. (2001) Reassessment of species invasions concepts: the Great Lakes basin as a model. *Biological Invasions*, **3**, 405-416
- MacKenzie, K. (1999) Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin*, **38**, 955-959

- MacKenzie, K. (2004) Parasite as biological tags for marine fish populations. *Biologist*, **51**(2), 41-45
- Maillo, P.A., Vich, M.A., Salvado, H., Marques, A., Gracia, M.P. (2005) Parasites of *Anguilla anguilla* (L.) from three coastal lagoons of the River Ebro delta (Western Mediterranean). *Acta Parasitologica*, **50**(2), 156-160
- Manfredi, M.T., Di Cerbo, A.R., Arlati, G. (2003) Helminths in *Leuciscus cephalus* from the river Adda, Lombardy, Northern Italy. *Parassitologia*, **45**, 73-78
- Marcogliese, D.J. (2001) Pursuing parasites up the food chain: Implications of food web structure and function on parasite communities in aquatic systems. *Acta Parasitologica*, **46**, 82-93
- Marcogliese, D.J. (2002) Food webs and the transmission of parasites to marine fish. *Parasitology*, **124**, 83-99
- Marcogliese, D.J., Cone, D.K., (1991) Importance of lake characteristics in structuring parasite communities of salmonids from insular Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology*, **69**, 2962-2967
- Marcogliese, D.J., Cone, D.K. (1996) On the distribution and abundance of eel parasites in Nova Scotia: Influence of pH. *Journal of Parasitology*, **82**, 389-399
- Marcogliese, D.J., Cone, D.K. (1997) Parasite communities as indicators of ecosystem stress. *Parassitologia*, **39**, 227-232
- Marcogliese, D.J., Cone, D.K. (1998) Comparison of richness and diversity of macroparasite communities among eels from Nova Scotia, the United Kingdom and Australia. *Parasitology*, **116**, 73-83
- Marguillier, S., Dehairs, F., Van der Velde, G., Kelleher, B., Rajagopal, S. (1998) Initial results on the trophic relationship based on *Corophium curvispinum* in the Rhine traced by stable isotopes, 171-177. In: New concepts for sustainable management of river basins. Edited by Nienhuis, P.H., Leuven, R.S.E.W., Ragas, A.M.J. Blackhuys Publishers, Leiden
- Marten, M. (1990) Die Wiederbesiedlung des Oberrheins nach dem Sandoz-Unfall, 227-238. In: Kinzelbach, R., Friedrich, G. Biologie des Rheins. Gustav Fischer Verlag

- Marten, M. (1994) Faunistics of the upper Rhine River: Changes in the faunal composition caused by industrial contamination (e.g. the Sandoz accident). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **25**, 2502-2506
- Marten, M. (2001) Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trend-monitoring of macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. *Aquatic Ecology*, **35**, 159-171
- Marten, M. (2002) Methods for biological quality assessment of the river Rhine, 221-226. In: Breh, W. et al. (eds): Field Screening Europe 2001, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Boston-London
- Matejusova, I., Simkova, A., Sasal, P., Gelnar, M. (2003) Microhabitat distribution of *Pseudodactylogyrus anguillae* and *Pseudodactylogyrus bini* among and within gill arches of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). *Parasitological Research*, **89**, 290-296
- Mehlhorn, H., Piekarski, G. (2002) Grundriß der Parasitenkunde. 6., überarb. u. erw. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag, Fischer (Gustav), 516pp
- Molloy, S., Holland, C., O'Regan, M. (1995) Population biology of *Pomphorhynchus laevis* in brown trout from two lakes in the west of Ireland. *Journal of Helminthology*, **69**, 229-235
- Molnár, K. (1983) Das Vorkommen von parasitären Hakensaugwürmern bei der Aalaufzucht in Ungarn. *Z. Binnenfischerei der DDR*, **30**,(11), 341-345
- Molnár, K., Lom, J., Malik, E. (1986) A skin disease of the eels caused by *Myxobolus kotlani* n. sp. *Journal of Applied Ichthyology*, **2**, 42-48
- Morand, S., Poulin, R., Rohde, K., Hayward, C. (1999) Aggregation and species coexistence of ectoparasites of marine fishes. *International Journal of Parasitology*, **29**, 663-672
- Moravec, F. (1974) Some remarks on the development of *Paraquimperia tenerrima* (Linstow, 1878) (Nematoda: Quimperidae). *Scripta Fac. Sci. Nat. UJEP Brun., Biol.*, **5**(4), 135-142

- Moravec, F. (1977) First record of the nematode *Spinitectus inermis* (Zeder, 1800) from eels of Czechoslovakia. *Folia Parasitologica*, **24**, 85
- Moravec, F. (1985) Occurrence of the endoparasitic helminths in tench (*Tinca tinca*) from the Mácha Lake fishpond system. *Acta Societatis Zoologicae Bohemoslovenicae*, **49**, 32-50
- Moravec, F. (1992) Observations on the bionomy of *Allocreadium isoporum* (Looss, 1894) (Trematoda: Allocreadiidae). *Folia Parasitologica*, **39**, 133-144
- Moravec, F. (1994) Parasitic Nematodes of Freshwater Fishes of Europe. Academia Praha, 473pp
- Moravec, F. (1996a) The amphipod *Gammarus fossarum* as a natural true intermediate host of the nematode *Raphidascaris acus*. *Journal of Parasitology*, **82**, 668-669
- Moravec, F. (1996b) Some new data on the morphology of *Spinitectus inermis* (Nematoda: Cystidicolidae), a rare parasite of eels, as revealed by SEM. *Parasite*, **3**, 169-174
- Moravec, F. (2001) Checklist of the Metazoan Parasites of Fishes of the Czech Republic and the Slovak Republic (1873-2000). Academia Praha, 168pp
- Moravec, F. (2004a) Metazoan Parasites of Salmonid Fishes of Europe. Academia Praha, 510pp
- Moravec, F. (2004b) Observations on the transmission and the seasonality of infection of the nematode *Raphidascaris acus* in *Salmo trutta fario* in a small trout stream in North Bohemia, Czech Republic. *Helminthologia*, **41**, 91-97
- Moravec, F., Scholz, T. (1991) Observations on the biology of *Pomphorhynchus laevis* (Zoega in Müller, 1776) (Acanthocephala) in the Rokytaná River, Czech and Slovak Federative Republic. *Helminthologia*, **28**, 23-29
- Moravec, F., Wolter, J., Korting, W. (1999) Some nematodes and acanthocephalans from exotic ornamental freshwater fishes imported into Germany. *Folia Parasitologica*, **46**, 296-310
- Moriarty, C. (1972) Studies of the eel *Anguilla anguilla* in Ireland 1. In the lakes of the Corrib System. *Irish Fisheries Investigations. Series A*, **10**, 39pp

- Mörthl, M., Mürle, U., Ortlepp, J., Scheifhacken, N., Werner, S. (2005) Neozoen im Bodensee. Tagungsband der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL) und der deutschsprachigen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Karlsruhe, 26.-30. September 2005
- Mouritsen, K.N., Poulin, R. (2002) Parasitism, community structure and biodiversity in intertidal ecosystems. *Parasitology*, **124**, 101-117
- Müller, J., Schramm, S. (2001) A third *Dikerogammarus* invader is located in front of Vienna. *Lauterbornia*, **41**, 49-52
- Müller, O., Michael, L., Gruszka, Z., Gruszka, P. (2004) Verbreitung und Status von *Dikerogammarus villosus* (Sovinski 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und den angrenzenden Wasserstraßen. *Lauterbornia*, **41**, 105-112
- Münderle, M. (2005) Ökologische, morphometrische und genetische Untersuchungen am invasiven Schwimmbblasen-Nematoden *Anguillicola crassus* (Dracunculoidea, Nematoda). Dissertation Fakultät für Chemie- und Biowissenschaften Universität Karlsruhe (TH)
- Münderle, M., Thielen, F. (2002) Bedeutung des Makrozoobenthos als Vektor für Fischparasiten im Oberrhein. Literaturstudie und Übersichtsuntersuchung im Auftrag der LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg). 110pp
- Münderle, M., Sures, B., Taraschewski, H. (2004) Influence of *Anguillicola crassus* (Nematoda) and *Ichthyophthirius multifiliis* (Ciliophora) on swimming activity of European eel *Anguilla anguilla*. *Diseases of Aquatic Organisms*, **60**, 133-139
- Munkittrick, K.R., Van der Kraak, G.J., McMaster, M.E., Portt, D.C.B., Van den Heuvel, M.R., Servos, M.R. (1994) Survey of receiving-water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. II. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **13**, 1089-1101
- Munro, M.A., Whitfield, P.J., Diffley, R. (1989) *Pomphorhynchus laevis* (Müller) in the flounder, *Platichthys flesus* L., in the tidal River Thames: population structure, microhabitat utilization and reproductive status in the field and under conditions of controlled salinity. *Journal of Fish Biology*, **35**, 719-735

- Mürle, U., Becker, A., Rey, P. (2004) *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) new in Lake Constance. *Lauterbornia*, **49**, 77-79
- Nagasawa, K., Kim, Y.G., Hirose, H. (1994) *Anguillicola crassus* and *A. globiceps* (Nematoda: Dracunculoidea) parasitic in the swimbladder of eels (*Anguilla japonica* and *A. anguilla*) in East Asia: a review. *Folia Parasitologica*, **41**, 127-137
- Nehring, A. (2005) International shipping – a risk for aquatic biodiversity in Germany, 125-143. In: Nentwig, W., Bacher, S., Cock, M.J.W., Dietz, H., Gigon, A., Wittenberg, R. (Eds.) 2005. Biological Invasions – From Ecology to Control. Neobiota 6, 199pp
- Nie, P., Kennedy, C.R. (1991a) Occurrence and seasonal dynamics of *Pseudodactylogyrus anguillae* Yin and Sproston Monogenea in eel *Anguilla anguilla* L. in England. *Journal of Fish Biology*, **39**, 897-900
- Nie, P., Kennedy, C.R. (1991b) The population biology of *Camallanus lacustris* (Zoega) in eels, *Anguilla anguilla* (Linnaeus), and their status as its host. *Journal of Fish Biology*, **38**, 653-661
- Nie, P., Kennedy, C.R. (1991c) Seasonal population dynamics of *Paraquimperia tenerrima* (Linstow) (Nematoda) in the European eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus) in three localities of southwest England. *Journal of Fish Biology*, **39**, 441-449
- Nie, P., Kennedy, C.R. (1991d) Population biology of *Proteocephalus macrocephalus* (Creplin) in the European eel, *Anguilla anguilla* (Linnaeus), in two small rivers. *Journal of Fish Biology*, **38**, 921-927
- Nie, P., Kennedy, C.R. (1992) Populations of *Bothriocephalus claviceps* (Goeze) (Cestoda) in the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in three localities in southwest England. *Journal of Fish Biology*, **41**, 521-531
- Norton, J., Lewis, J.W., Rollinson, D. (2003) Parasite infracommunity diversity in eels: a reflection of local component community diversity. *Parasitology*, **127**, 475-482.
- Norton, J., Rollinson, D., Lewis, J.W. (2004) Patterns of infracommunity species richness in eels, *Anguilla anguilla*. *Journal of Helminthology*, **78**, 141-146.

- Ojaveer, H., Leppäkoski, E., Olenin, S., Ricciardi, A. (2002) Ecological impact of Ponto-Caspian invaders in the Baltic Sea, European inland waters and the Great lakes: an inter-ecosystem comparison, 412-425. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. (eds.) Invasive Aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers
- Oliva, M.E., Gonzalez, M.T., Acuna, E. (2004) Metazoan parasite fauna as a biological tag for the habitat of the flounder *Hippoglossina macrops* from northern Chile, in a depth gradient. *Journal of Parasitology*, **90**, 1374-1377
- O'Mahony, E.M., Holland, C.V., Kennedy, C.R. (2004a) Comparison of morphological characters in Irish and English populations of the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis* (Müller, 1776). *Systematic Parasitology*, **59**, 147-157
- O'Mahony, E.M., Holland, C.V., Bradley, D.G., Kennedy, C.R. (2004b) Evidence for the hypothesis of strain formation in *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala): An investigation using mitochondrial DNA sequences. *Parasitology*, **129**, 341-347
- Orecchia, P., Bianchini, M., Catalini, N., Cataudella, S., Paggi, L. (1987) Parasitological study of a population of Tiber River eels (*Anguilla anguilla*). *Parassitologia*, **29**, 37-47
- Orecka-Grabda, T., Wierzbicka, J. (1994) Metazoan parasites of the eel, *Anguilla anguilla* (L.) in the Szczecin Lagoon and river Odra mouth area. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, **24(2)**, 13-19
- Outeiral, S., Alvarez, M.F., Iglesias, R., Paniagua, E., Sanmarton, M.L. (2002) Non-digenean parasites of eels from estuaries in North-west Spain. *Helminthologia*, **39**, 91-97
- Overstreet, R.M. (1997) Parasitological data as monitors of environmental health. *Parassitologia*, **39**, 169-175
- Ozturk, M.O., Oguz, M.C., Altunel, F.N. (2000) Metazoan parasites of pike (*Esox lucius* L.) from Lake Uluabat, Turkey. *Israel Journal of Zoology*, **46**, 119-130
- Park, T. (1948) Experimental studies on interspecific competition. I. Competition between populations of the flour beetles, *Tribolium confusum* and *Tribolium castaneum*. *Ecological Monographs*, **18**, 267-307

- Paunovic, M., Cakic, P., Hegedis, A., Kolarevic, J., Lenhard, M. (2004) A Report of *Eriocheir sinensis* (H. Milne Edwards, 1854) (Crustacea: Brachyura: Grapsidae) from the Serbian Part of the Danube River. *Hydrobiologia*, **529(1)**, 275-277
- Perrot-Minnot, M.J. (2004) Larval morphology, genetic divergence, and contrasting levels of host manipulation between forms of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala). *International Journal for Parasitology*, **34**, 45-54
- Peter, A., Erb, M. (1996) Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. BUWAL. *Mitteilungen zur Fischerei*, **58**, 1-19
- Peters, G., Hartmann, F. (1986) *Anguillicola*, a parasitic nematode of the swimbladder spreading among eel populations in Europe. *Diseases of Aquatic Organisms*, **1**, 229-230
- Pietroock, M., Marcogliese, D.J. (2003) Free-living endohelminth stages: at the mercy of environmental conditions. *Trends in Parasitology*, **19**, 293-299
- Podraza, P., Ehlert, T., Roos, P. (2001) Erstnachweis von *Echinogammarus trichiatus* (Crustacea: Amphipoda) im Rhein. *Lauterbornia*, **41**, 129-133
- Poulin, R. (1993) The disparity between observed and uniform distributions: a new look at parasite aggregation. *International Journal for Parasitology*, **23**, 937-944
- Poulin, R. (1996a) Patterns in the evenness of gastrointestinal helminth communities. *International Journal for Parasitology*, **26**, 181-186
- Poulin, R. (1996b) Measuring parasite aggregation: defending the index of discrepancy. *International Journal for Parasitology*, **26**, 227-229
- Poulin, R. (1998a) The functional importance of parasites in animal communities: many roles at many levels? *International Journal for Parasitology*, **29**, 903-914
- Poulin, R. (1998b) Evolutionary Ecology of Parasites. From individuals to communities. Chapman & Hall, London, 212pp
- Poulin, R. (2000) The diversity of parasites. *The quarterly review of biology*, **75 (3)**, 277-293

- Pilecka-Rapacz, M., Sobecka, E. (2004) Nematodes of the intestine and swim bladder of the European eel *Anguilla anguilla* (L.) ascending Pomeranian rivers. *Wiadomości Parazytologiczne*, **50(1)**, 19-25
- Reichenbach, H.H., Sturm, G. (1975) Myxidium Arten und andere Sporozoen im Fischfleisch, 51-57. In: Hrsg. Reichenbach, H.H. Die Bedeutung der Parasiten für die Produktion von Süßwasserfischen. Gustav Fischer Verlag Stuttgart
- Reid, D. F., Orlova, M.I. (2002) Geological and evolutionary underpinnings for the success of ponto-caspian species invasions in the Baltic Sea and North American Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 1144-1158
- Reimer, L.W., Walter, U. (2000) Veränderungen im Parasitenbefall der Aale der südlichen Ostseeküste in den 90er Jahren. *Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern*, **22**, 166-178
- Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F., Streit, B. (2003) Economic Impact of the Spread of Alien Species in Germany. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin. Research Report 201 86 211, UBA-FB 000441e, 229pp
- Rey, P., Ortlepp, J. (2002) Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2000; Makroinvertebraten. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. Schriftenreihe Umwelt Nr. 345, Gewässerschutz, 98pp
- Ricciardi, A. (2001) Facilitative interactions among aquatic invaders: is an „invasional meltdown“ occurring in the Great Lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**, 2513-2525
- Ricciardi, A., Rasmussen, J.B. (1998) Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 1759-1765
- Rigaud, T., Haine, E.R. (2005) Parasites following their host during a biological invasion? The case study of microsporidia in the crustacean *Dikerogammarus villosus*. Abstract, Ecological and Environmental Parasitology: The impact of global change, 7-10 April 2005 Freudenstadt, Germany
- Rohde, K. (1992) Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos*, **65**, 514-527

- Rohde, K. (1998) Latitudinal gradients in species diversity. Area matters, but how much? *Oikos*, **82**, 184-190
- Rohde, K., Heap, M. (1998) Latitudinal differences in species and community richness and in community structure of metazoan endo- and ectoparasites of marine teleost fish. *International Journal for Parasitology*, **28**, 461-474
- Rolbiecki, L., Normant, M. (2005) The first record of parasites in *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 – a recent newcomer to the Gulf of Gdańsk. *Oceanologia*, **47(2)**, 283-287
- Rolbiecki, L., Rokicki, J., Szugaj, K. (2002) Variability of perch, *Perca fluviatilis* L. Helminth fauna in the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea. *Oceanological Studies*, **31**, 43-50
- Sachs, L. (1992) Angewandte Statistik. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg
- Samuel, G., Bullock, W. (1981) Life cycle of *Paratenuisentis ambiguus* (Van Cleave, 1921) Bullock and Samuel, 1975 (Acanthocephala, Tenuisentidae). *Journal of Parasitology* **67**, 214-217
- Saraiva, A., (1995) *Pseudodactylogyus anguillae* (Yin and Sproston, 1948) Gussev, 1965 and *P. bini* (Kikuchi, 1929) Gussev, 1965 (Monogenea: Monopisthocptylea) in Portugal. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, **15**, 81-83
- Saraiva, A., Pereira, A., Cruz, C. (2002a) Observations on the occurrence and maturation of *Spinitectus inermis* (Nematoda: Cystidicolidae) in the Sousa River, Portugal. *Folia Parasitologica*, **49**, 167-168
- Saraiva, A., Moravec, F., Pereira, A., Cruz, C. (2002b) Development of *Spinitectus inermis* (Nematoda: Cystidicolidae), parasite of eel, *Anguilla anguilla*, in Europe. *Folia Parasitologica*, **49**, 118-126
- Schabuss, M., Konecny, R., Schiemer, F., Belpaire, C. (1997) Endoparasitic helminths of the European eel, *Anguilla anguilla*, from four disconnected meanders from the rivers Leie and Scheldt in western Flanders, Belgium. *Folia Parasitologica*, **44**, 12-18
- Schabuss, M., Konecny, R., Schiemer, F., Kennedy, C.R., Grillitsch, B., Herzig, A. (2005) Long-term investigation of the composition and richness of intestinal helminth communities in the stocked population of eel, *Anguilla anguilla*, in Neusiedler See, Austria. *Parasitology*, **130**, 185-194

- Schäperclaus, W. (1990) Fischkrankheiten. 5. Auflage, Akademie Verlag Berlin
- Schleuter, M., Schleuter, A., Potel, S., Banning, M. (1994) *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald 1841) (Gammaridae) aus der Donau erreicht über den Main-Donau-Kanal den Main. *Lauterbornia*, **19**, 155-159
- Schludermann, C., Konecny, R., Laimgruber, S., Lewis, J.W., Schiemer, F., Chovanec, A., Sures, B. (2003) Fish macroparasites as indicators of heavy metal pollution in river sites in Austria. *Parasitology*, **126**, 61-69
- Schmitz, W. (1960) Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* Sexton auf dem europäischen Kontinent. *Archiv für Hydrobiologie* **57**, 223-225
- Schöll, F. (1990) Erstnachweis von *Echinogammarus ischnus* (Stebbing) im Rhein. *Lauterbornia*, **5**, 71-74
- Schöll, F., Banning, M. (1996) Erstnachweis von *Jaera istri* (Veuille) (Janiridae, Isopoda) im Rhein. *Lauterbornia*, **25**, 61-62
- Schöll, F., Becker, C., Tittizer, T. (1995) Das Makrozoobenthos des schiffbaren Rheins von Basel bis Emmerich 1986-1995. *Lauterbornia*, **21**, 115-137
- Scholz, T. (1997) Life-cycle of *Bothriocephalus claviceps*, a specific parasite of eels. *Journal of Helminthology*, **71**, 241-248
- Scholz, T. (1999) Life cycles of species of *Proteocephalus*, parasites of fishes in the Palearctic region: a review. *Journal of Helminthology*, **73**, 1-19
- Schwoerbel, J. (1993) Einführung in die Limnologie. 7., vollständig überarbeitete Auflage. Gustav Fischer Stuttgart, Jena, 387pp
- Scott, M.E., Dobson, A. (1989) The role of parasitism in regulating host abundance. *Parasitology Today*, **5(6)**, 176-183
- Shaw, D.J., Dobson, A.P. (1995) Patterns of macroparasite abundance and aggregation in wildlife populations: a quantitative review. *Parasitology*, **111**, 111-133
- Shaw, D.J., Grenfell, B.T., Dobson, A.P. (1998) Patterns of macroparasite aggregation in wildlife host populations. *Parasitology*, **177**, 597-610

- Shears, J.A., Kennedy, C.R. (2005) The life cycle of *Paraquimperia tenerrima*: A parasite of the European eel *Anguilla anguilla*. *Journal of Helminthology*, **79**, 169-176
- Sobecka, E., Pilecka-Rapacz, M. (2003) *Pseudodactylogyrus anguillae* (Yin et Sproston, 1948) Gussev, 1965 and *P. bini* (Kikuchi, 1929) Gussev, 1965 (Monogenea: Pseudodactylogyridae) on gills of European eel, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) ascending rivers of the pomeranian coast, Poland. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, **33**, 137-142
- Sures, B. (2001) The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquatic Ecology*, **35**, 245-255
- Sures, B. (2002) Charakterisierung aquatischer Wirt-Parasit-Interaktionen aus ökologischer und (öko-)toxikologischer Sicht. Habilitationsschrift, Fakultät für Chemie- und Biowissenschaften der Universität Karlsruhe (TH), 199pp
- Sures, B. (2004a) Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology*, **20**, 170-177
- Sures, B. (2004b) Fish acanthocephalans of the genus *Pomphorhynchus* sp. as globally applicable bioindicators for metal pollution in the aquatic environment? *Wiener Klinische Wochenschrift*, **116** (4), 19-23
- Sures, B., Knopf, K. (2004) Parasites as a threat to freshwater eels? *Science*, **304**, 208-209
- Sures, B., Streit, B. (2001) Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. *Parasitology*, **123**, 185-191
- Sures, B., Taraschewski, H. (1995) Cadmium concentrations in two adult acanthocephalans, *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus lucii*, as compared with their fish hosts and cadmium and lead levels in larvae of *A. lucii* as compared with their crustacean host. *Parasitology Research*, **81**, 494-497
- Sures, B., Grube, K., Taraschewski, H. (2002) Experimental studies on the lead accumulation in the cestode *Hymenolepis diminuta* and its final host, *Rattus norvegicus*. *Ecotoxicology*, **11**, 365-368
- Sures, B., Knopf, K., Kloas, W. (2001) Induction of stress by the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in European eels, *Anguilla anguilla*, after repeated experimental infection. *Parasitology*, **123**, 179-184

- Sures, B., Taraschewski, H., Jackwerth, E. (1994) Lead content of *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala), *Anguillicola crassus* (Nematodes) and their host *Anguilla anguilla*. *Diseases of Aquatic Organisms*, **19**, 105-107
- Sures, B., Knopf, K., Wurtz, J., Hirt, J. (1999) Richness and diversity of parasite communities in European eels *Anguilla anguilla* of the River Rhine, Germany, with special reference to helminth parasites. *Parasitology*, **119**, 323-330
- Sures, B., Thielen, F., Baska, F., Messerschmidt, J., Von Bohlen, A. (2005) The intestinal parasite *Pomphorhynchus laevis* as a sensitive accumulation indicator for the platinum group metals Pt, Pd, and Rh. *Environmental Research*, **98**, 83-88
- Szalai, A.J., Dick, T.A. (1989) Differences in numbers and inequalities in mass and fecundity during the egg-producing period for *Raphidascaris acus* (Nematoda: Anisakidae). *Parasitology*, **98**, 489-495
- Szaniawska, A., Lapucki, T., Normant, M. (2003) The invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in Puck Bay. *Oceanologia*, **45(3)**, 507-510
- Székely, Cs. (1994) Dynamics of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) larval infection in paratenic host fishes of Lake Balaton, Hungary. *Acta Veterinaria Hungarica* **43(4)**, 401-422
- Székely, Cs. (1995) Paratenic hosts for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Lake Balaton, Hungary. *Diseases of aquatic organisms*, **18**, 11-20
- Székely, Cs., Racz, O., Molnar, K., Eszterbauer, E. (2002) Development of *Myxobolus macrocapsularis* (Myxosporea: Myxobolidae) in an oligochaete alternate host, *Tubifex tubifex*. *Diseases of Aquatic Organisms*, **48**, 117-123
- Taraschewski, H. (2000) Host-parasite interactions in Acanthocephala: a morphological approach. *Advances in Parasitology*, **46**, 1-179
- Taraschewski, H. (2005) Parasiten und Wirte als Bestandteile von Ökosystemen. In: Hiepe, T., Lucius, R., Gottstein, B. (Hrsg.). *Allgemeine Parasitologie*, Parey, 480pp

- Taraschewski, H., Moravec, F., Lamah, T., Anders, K. (1987) Distribution and morphology of two helminths recently introduced into European eel populations: *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) and *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala, Tenuisentidae). *Diseases of Aquatic Organisms*, **3**, 167-176
- Tesch, F. W. (1999) Der Aal. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien, 397pp
- Thielen, F., Zimmermann, S., Baska, F., Taraschewski, H., Sures, B. (2004) The intestinal parasite *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) from barbel as a bioindicator for metal pollution in the Danube River near Budapest, Hungary. *Environmental Pollution*, **129**, 421-429
- Thomas, F., Poulin, R., De Meeûs, T., Guégan, J.F., Renaud, F. (1999) Parasites and ecosystem engineering: what roles could they play? *Oikos*, **84**, 167-171
- Tittizer, T. (1996) Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R., Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.) Gebietsfremde Arten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope- Situationsanalyse. S. 49-86 Ecomed, Landsberg
- Tittizer, T. (1997) Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den europäischen Wasserstrassen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals, 113-134. In: Güteentwicklung der Donau, Rückblick und Perspektiven. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (Wien), 4
- Tittizer, T., Krebs, F. (1996) Ökosystem-Forschung: Der Rhein und seine Auen. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 468pp
- Tittizer, T., Taxacher, M. (1997) Erstnachweis von *Curbicula fluminea/ fluminalis* (Müller 1774) (Corbiculidae, Mollusca) in der Donau. *Lauterbornia*, **31**, 103-107
- Tittizer, T., Banning, M., Potel, S. (1995) Die Makrovertebratenbesiedlung des Main-Donau-Kanals. BfG-Bericht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Tittizer, T., Leuchs, M., Banning, M. (1994) Das Makrozoobenthos der Donau im Abschnitt Kelheim – Jochenstein (Donau-km 2414 – 2202), 173-188. In: Limnologie aktuell, 2, Gustav Fischer, Stuttgart

- Tompkins, D.M., Begon, M. (1999) Parasite can regulate wildlife populations. *Parasitology Today*, **15**(8), 311-313
- Torchin, M.E., Lafferty, K.D., Dobson, A.P., McKenzie, V.J., Kuris, A.M. (2003) Introduced species and their missing parasites. *Nature*, **421**, 628-630
- Townsend, C.R., Harper, J.L., Begon, M.E. (2003) *Ökologie*, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 647pp
- Treasurer, J.W., Cox, D. (1997) The occurrence of *Myxidium giardi* (Cepede) in cultured eels, *Anguilla anguilla* L., in west Scotland. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, **17**, 171-173
- Valtonen, E.T., Crompton, D.W.T. (1990) Acanthocephala in fish from the Bothnian Bay, Finland. *Journal of Zoology*, **220**, 619-639
- Valtonen, E.T., Holmes, J.C., Aronen, J., Rautalahti, I. (2003) Parasite communities as indicators of recovery from pollution: parasites of roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in central Finland. *Parasitology*, **126**, 43-52
- Van der Velde, G., Rajagopal, S., Kelleher, B., Musko, I.B., Bij de Vaate, A. (2000) Ecological impacts of crustacean invaders: General considerations and examples from the river Rhine. *Crustacean Issues*, **12**, 3-33
- Van Riel, M.C., Van der Velde, G., Bij de Vaate, A. (2003) *Pomphorhynchus* spec. (Acanthocephala) uses the invasive amphipod *Chelicorophium curvispinum* (G.O. Sars, 1895) as an intermediate host in the river Rhine. *Crustaceana*, **76**, 241-246
- VSGA (2001) Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr über die Qualität von Fischgewässern (Fischgewässerverordnung) VSGA 04/2001, 11pp
- Washington, H.G. (1984) Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water research*, **18**, 653-694
- Wawrzyniak-Wydrowska, B., Gruszka, P. (2005) Population dynamics of alien gammarid species in the River Odra estuary. *Hydrobiologia*, **539**, 13-25.
- Weibel, U. (1990) Untersuchung zur Fischfauna des nördlichen Oberrheins. Diplomarbeit Universität Heidelberg, 128pp

- Weibel, U. (1991) Neue Ergebnisse zur Fischfauna des nördlichen Oberrheins ermittelt im Rechengut von Kraftwerken. *Fischökologie*, **5**, 43-68
- Weinzierl, A., Potel, S., Banning, M. (1996) *Obesogammarus obesus* (Sars 1894) in der oberen Donau (Amphipoda Gammaridae). *Lauterbornia*, **26**, 87-89
- Wierzbicka, J., Orecka-Grabda, T., (1994) Protozoans parasitic on *Anguilla anguilla* (L.) from the Szczecin Lagoon and river Odra mouth. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, **24(2)**, 3-11
- Wijnhoven, S., Van Riel, M.C., Van der Velde, G. (2003) Exotic and indigenous freshwater gammarid species: Physiological tolerance to water temperature in relation to ionic content of the water. *Aquatic Ecology*, **37**, 151-158
- Williams, H.H., MacKenzie, K. (2003) Marine parasites as pollution indicators: an update. *Parasitology*, **126**, 27-41
- Williams, I.C., Bolton, P.A. (1985) The helminth parasites of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.) from the Driffield Canal, North Humberside. *Naturalist*, **109**, 31-36
- Wittig, R., Streit, B. (2004) Ökologie, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 304pp
- Wittmann, K.J. (1995) Zur Einwanderung potamophiler Malacostraca in die obere Donau: *Lymnomyxis benedeni* (Mysidacea), *Corophium curvispinum* (Amphipoda) und *Atyaephyra desmaresti* (Decapoda). *Lauterbornia*, **20**, 77-85
- Würtz, J., Taraschewski, H. (2000) Histopathological changes in the swimbladder wall of the European eel *Anguilla anguilla* due to infections with *Anguillicola crassus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, **39**, 121-134
- Würtz, J., Taraschewski, H., Pelster, B. (1996) Changes in gas composition in the swimbladder of the European eel (*Anguilla anguilla*) infected with *Anguillicola crassus* (Nematoda). *Parasitology*, **112**, 233-238
- Zander, C.D. (1998) Parasit-Wirt-Beziehungen. Einführung in die ökologische Parasitologie. Springer, Berlin, 184pp

- Zelmer, D.A., Arai, H.P. (1998) The contributions of host age and size to the aggregated distribution of parasites in yellow perch, *Perca flavescens*, from Garner Lake, Alberta, Canada. *Journal of Parasitology*, **84**, 24-28
- Zimmermann, S., Sures, B., Taraschewski, H. (1999) Experimental studies on lead accumulation in the eel specific endoparasites *Anguillicola crassus* (Nematoda) and *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala) as compared with their host, *Anguilla anguilla*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **37**, 190-195
- Zimmermann, S., Sures, B., von Bohlen, A., Messerschmidt, J. (2005) Accumulation of the precious metals platinum, palladium and rhodium from automobile catalytic converters in *Paratenuisentis ambiguus* as compared with its fish host, *Anguilla anguilla*. *Journal of Helminthology*, **79**, 85-89
- Zintl, A., Voorheis, H.P., Holland, C.V. (2000) Experimental infections of farmed eels with different *Trypanosoma granulosum* life-cycle stages and investigation of pleomorphism. *Journal of Parasitology*, **86**, 56-59
- Zintl, A., Holland, C.V., Poole, W.R., Voorheis, H.P. (1997) Naturally occurring *Trypanosoma granulosum* infections in the European eel, *Anguilla anguilla* L. from County Mayo, Western Ireland. *Journal of Fish Diseases*, **20**, 333-341

Internet

<http://de.wikipedia.org/wiki/Rhein>

(abgerufen am 14. August 2005)

<http://de.wikipedia.org/wiki/donau>

(abgerufen am 14. August 2005)

<http://de.wikipedia.org/wiki/Main-Donau-Kanal>

(abgerufen am 14. August 2005)

<http://www.wwa-wuerzburg.bayern.de/daten/fluesse/fluesse-9.htm>

(abgerufen am 30. August 2005)

<http://www.vfg-bw.org/rseite221.htm>

(abgerufen am 10. Oktober 2005)

7 Anhang

Anhang I: Wasserparameter des Rheins

Anhang II: Rohdaten zu den Aalen
Rohdaten zum Parasitenbefall der Aale (Infrapopulation)

Anhang I: Wasserparameter des Rheins

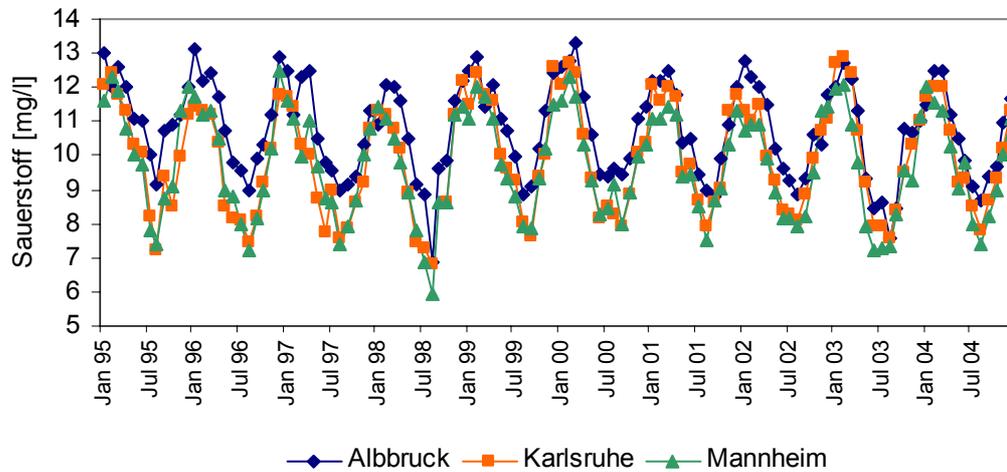


Abb. 7.1: Sauerstoffkonzentration des Rheinwassers von 1995 bis 2004 an drei Probestellen (Daten: LfU, 2005)

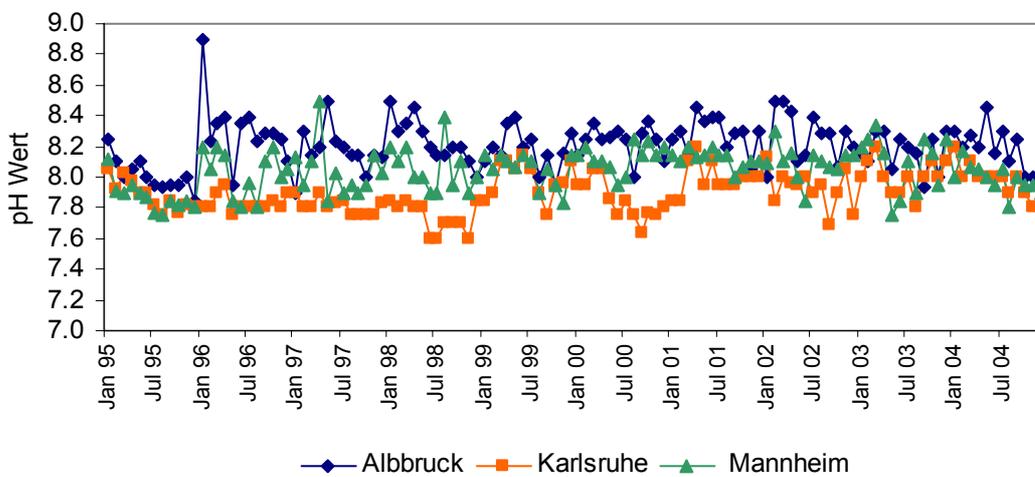


Abb. 7.2: pH-Wert des Rheinwassers von 1995 bis 2004 an drei Probestellen (Daten: LfU, 2005)

Anhang II: Rohdaten zu den Aalen

Rohdaten zum Parasitenbefall der Aale (Infrapopulation)

Auf den folgenden Seiten sind die Rohdaten zu den gefangenen Aalen und die Rohdaten zum Parasitenbefall tabellarisch aufgelistet.

Dabei werden folgende Abkürzungen benutzt:

Nr.: Laufende Fischnummer in der jeweiligen Probe

PS: Probestelle

P: Probe

M: Masse Aal [g]

L: Länge Aal [cm]

Kf: Konditionsfaktor

ML: Masse Leber [g]

HSI: Hepatosomatischer Index

<i>P.a:</i>	<i>Paratenuisentis ambiguus</i>	n=Anzahl
<i>E.t:</i>	<i>Echinorhynchus truttae</i>	n=Anzahl
<i>A.l:</i>	<i>Acanthocephalus lucii</i>	n=Anzahl
<i>A.a:</i>	<i>Acanthocephalus anguillae</i>	n=Anzahl
<i>P.l:</i>	<i>Pomphorhynchus laevis</i>	n=Anzahl
<i>A.?:</i>	Acanthocephale (unbestimmt)	n=Anzahl
<i>R.a:</i>	<i>Raphidascaris acus</i>	n=Anzahl
<i>P.te:</i>	<i>Paraquimperia tenerrima</i>	n=Anzahl
<i>C.l:</i>	<i>Camallanus lacustris</i>	n=Anzahl
<i>S.i:</i>	<i>Spinitectus inermis</i>	n=Anzahl
<i>P.to:</i>	<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	n=Anzahl
<i>P.m:</i>	<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	n=Anzahl
<i>B.c:</i>	<i>Bothriocephalus claviceps</i>	n=Anzahl
<i>T.?:</i>	Trematode (unbestimmt)	n=Anzahl
<i>DM:</i>	<i>Myxidium giardi</i> (Darm)	1=ja, 0=nein
<i>P.spp.:</i>	<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	1=ja, 0=nein
<i>M.g:</i>	<i>Myxidium giardi</i> (Kieme)	1=ja, 0=nein
<i>M.k:</i>	<i>Myxobolus kotlani</i> (Flossen)	1=ja, 0=nein
<i>T.g:</i>	<i>Trypanosoma granulorum</i> (Blut)	1=ja, 0=nein

NA: Nicht Bestimmt

In Tabelle 7.1 sind die Probestellen (PS) und die Proben (P) aufgeschlüsselt welche in der Rohdaten-Tabelle benutzt werden.

Tabelle 7.1: Aufschlüsselung der Probestellen (PS) mit den jeweiligen Beprobungen (P)

Probestelle (PS)	Probe (P)	Stelle	Gefangen	Anzahl
1	1	Langenargen Efisch	20.09.2004	14
1	2	Langenargen Netz	10.09.2004	10
2	1	Laufenburg Sulzbach	20.05.2003	36
2	2	Laufenburg Rhein	12.08.2003	27
2	3	Laufenburg Rhein	14.11.2003	37
2	4	Laufenburg Sulzbach	14.05.2004	14
2	5	Laufenburg Etzerbach	14.05.2004	10
3		Karlsruhe Rhein/Alteisenbahnbrücke	22.08.1995	61
3		Karlsruhe Altrhein Rußheim	07.06.1999	40
3		Karlsruhe Alb Rhein Siegel	19.07.2000	26
3	1	Karlsruhe Alb Rhein Siegel	28.06.2001	24
3	2	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	10.04.2002	27
3	3	Karlsruhe Altrhein Kraftwerk	10.04.2002	12
3	4	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	19.09.2002	23
3	5	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	01.04.2003	66
3	6	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	28.04.2003	23
3	7	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	17.06.2003	4
3	8	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	10.07.2003	20
3	9	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	09.09.2003	11
3	10	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	24.03.2004	6
3	11	Karlsruhe Rhein Siegel	10.06.2004	20
3	12	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	04.11.2004	19
3	13	Karlsruhe Rhein Bühnen E-fisch	19.07.2005	20
4	1	Mannheim Altrhein Siegel	13.06.2001	20
4	2	Mannheim Altrhein Siegel	29.04.2002	19
4	3	Mannheim Altrhein Siegel	05.06.2002	17
4	4	Mannheim Altrhein Siegel	10.07.2002	20
4	5	Mannheim Altrhein Siegel	28.08.2002	20
4	6	Mannheim Altrhein Siegel	02.10.2002	20
4	7	Mannheim Altrhein Siegel	25.10.2002	20
4	8	Mannheim Altrhein Siegel	03.07.2003	27
4	9	Mannheim Altrhein Siegel	15.08.2003	20
4	10	Mannheim Altrhein Siegel	30.04.2004	21
4	11	Mannheim Altrhein Siegel	07.07.2004	20
4	12	Mannheim Altrhein Siegel	03.06.2005	21
5	1	Sauer Rosport E-fisch	03.08.2001	24
5	2	Sauer Rosport E-fisch	18.10.2001	21
5	3	Sauer Rosport E-fisch	18.07.2002	21
5	4	Sauer Rosport E-fisch	18.07.2003	20
5	5	Sauer Rosport E-fisch	20.10.2003	8
6	1	Main Gemünden	09.07.2003	22
7	1	St Goar Rhein	24.10.2003	29
8	1	Mühlheim Ruhr	01.12.2003	12
9	1	Hünxe Lippe	01.12.2003	31
10	1	Beneden Leeuwen	06.10.2003	43
11	1	Makkum IJsselmeer	02.10.2003	30
12	1	Müggelsee Berlin	03.09.2003	36

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.i	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
1	1	1	130	44,2	0,15	1,91	1,47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1
1	1	2	165	47,0	0,16	2,52	1,53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0	1	1
1	1	3	60	35,7	0,13	0,79	1,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
1	1	4	55	34,5	0,13	0,59	1,07	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
1	1	5	68	35,7	0,15	1,27	1,88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	0	0	1	0	0	1
1	1	6	245	51,0	0,18	4,96	2,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	0	1	0	1	1
1	1	7	175	46,8	0,17	2,85	1,63	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1
1	1	8	50	33,5	0,13	0,80	1,60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
1	1	9	60	33,2	0,16	0,71	1,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
1	1	10	690	75,0	0,16	7,12	1,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
1	1	11	150	43,2	0,19	1,80	1,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1
1	1	12	60	34,0	0,15	0,59	0,99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
1	1	13	85	36,5	0,17	0,92	1,08	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1
1	1	14	110	39,8	0,17	1,48	1,35	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1
1	2	1	700	76,6	0,16	8,25	1,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
1	2	2	865	76,0	0,20	8,43	0,98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
1	2	3	1255	86,2	0,20	12,8	1,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0
1	2	4	725	77,6	0,16	6,94	0,69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
1	2	5	495	66,3	0,17	6,44	1,30	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
1	2	6	620	74,7	0,15	8,55	1,38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1
1	2	7	540	68,8	0,17	5,89	1,09	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1
1	2	8	1520	90,0	0,21	16,3	1,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
1	2	9	795	74,6	0,19	8,61	1,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	1
1	2	10	915	77,3	0,20	9,64	1,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1
2	1	1	320	56,0	0,18	4,08	1,28	0	1	0	0	5	0	0	0	19	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	1
2	1	2	735	69,5	0,22	14,7	2,00	0	0	0	0	5	0	0	23	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	3	150	47,0	0,14	2,09	1,39	0	0	0	0	1	0	0	7	0	NA	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2	1	4	90	41,5	0,13	1,83	2,03	0	1	0	0	4	0	0	3	0	NA	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	1	5	370	61,0	0,16	7,03	1,90	0	1	0	0	3	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2	1	6	160	46,0	0,16	2,95	1,84	0	0	0	0	1	0	0	1	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2	1	7	420	62,0	0,18	7,73	1,84	0	5	0	0	20	0	0	6	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	8	185	48,5	0,16	4,17	2,25	0	0	0	0	0	0	0	6	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	1	9	180	46,0	0,18	2,88	1,60	0	6	0	0	9	0	0	41	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	10	310	54,5	0,19	4,21	1,36	0	12	0	0	5	0	0	31	0	NA	0	0	0	0	0	1	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
2	1	11	55	36,5	0,11	0,74	1,35	0	1	0	0	0	0	0	0	14	0	10	0	0	0	0	1	1	0	0
2	1	12	120	42,5	0,16	2,36	1,97	0	0	0	0	4	0	0	0	21	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	13	205	51,5	0,15	3,53	1,72	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	14	240	52,5	0,17	3,15	1,31	0	0	0	0	2	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	15	85	40,0	0,13	1,24	1,46	0	0	0	0	2	0	0	4	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	16	80	38,5	0,14	1,37	1,71	0	1	0	0	7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2	1	17	100	40,5	0,15	1,94	1,94	0	2	0	0	4	0	0	27	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	18	125	45,5	0,13	2,27	1,82	0	2	0	0	3	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	19	145	48,0	0,13	2,38	1,64	0	1	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
2	1	20	160	47,0	0,15	2,83	1,77	0	0	0	0	2	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	1	21	320	55,0	0,19	3,95	1,23	0	0	0	0	11	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	1	22	555	66,5	0,19	7,04	1,27	0	1	0	0	1	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	23	705	65,0	0,26	15,0	2,13	0	0	0	0	0	0	1	26	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2	1	24	90	41,0	0,13	1,49	1,66	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	1	25	150	45,0	0,16	2,56	1,71	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2	1	26	175	49,5	0,14	2,93	1,67	0	0	0	0	4	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	27	85	41,0	0,12	1,52	1,79	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	1	28	65	36,0	0,14	1,19	1,83	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	1	29	65	63,5	0,13	1,09	1,68	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	1	30	270	55,5	0,16	3,21	1,19	0	0	0	0	5	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	31	120	44,5	0,14	1,63	1,36	0	0	0	0	7	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	1	32	270	57,5	0,14	3,68	1,36	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2	1	33	70	39,5	0,11	1,08	1,54	0	0	0	0	1	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	34	105	43,0	0,13	2,02	1,92	0	0	0	0	1	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	35	280	56,5	0,16	5,26	1,88	0	3	0	0	7	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
2	1	36	445	67,5	0,14	6,74	1,51	0	9	0	0	8	0	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	1	1	270	54,5	0,17	3,47	1,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	1	2	58	34,2	0,14	0,75	1,30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	1	3	65	34,5	0,16	1,17	1,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	1	4	70	36,4	0,15	1,12	1,60	0	0	0	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	1	5	545	66,4	0,19	4,00	0,73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	1
2	1	6	360	58,4	0,18	3,19	0,89	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
2	1	7	345	58,7	0,17	3,70	1,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	1	1	1	0
2	1	8	158	47,0	0,15	2,65	1,68	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	1	1

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
2	2	9	370	60,3	0,17	3,50	0,95	0	0	0	2	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
2	2	10	70	37,6	0,13	1,06	1,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
2	2	11	125	43,4	0,15	1,45	1,16	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	2	12	65	36,0	0,14	0,77	1,18	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
2	2	13	440	61,0	0,19	6,26	1,42	0	0	0	0	14	0	0	1	0	0	0	2	4	0	0	0	1	0	1	1
2	2	14	60	34,0	0,15	0,64	1,07	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
2	2	15	250	54,0	0,16	2,75	1,10	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	2	16	105	43,5	0,13	1,06	1,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
2	2	17	85	40,3	0,13	0,98	1,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0
2	2	18	195	51,4	0,14	2,08	1,07	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
2	2	19	60	39,5	0,10	0,86	1,43	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
2	2	20	73	39,0	0,12	1,04	1,43	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
2	2	21	285	54,6	0,18	3,86	1,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1
2	2	22	525	66,0	0,18	5,15	0,98	0	0	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
2	2	23	180	48,3	0,16	2,13	1,18	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2	2	24	140	47,4	0,13	1,57	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
2	2	25	40	31,9	0,12	0,60	1,50	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1
2	2	26	50	34,7	0,12	0,40	0,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
2	2	27	85	41,3	0,12	0,99	1,16	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
2	3	1	425	60,2	0,19	4,80	1,13	0	0	0	0	117	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
2	3	2	155	49,2	0,13	1,80	1,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
2	3	3	565	65,5	0,20	7,71	1,37	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
2	3	4	150	48,7	0,13	1,84	1,23	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	3	0	0	1	0	0	1
2	3	5	155	47,6	0,14	1,72	1,11	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	1	1
2	3	6	253	52,8	0,17	2,28	0,90	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
2	3	7	220	51,5	0,16	3,27	1,49	0	0	0	0	56	0	0	0	0	18	0	3	3	0	0	1	0	1	1	1
2	3	8	170	50,3	0,13	3,03	1,78	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	1	1	1	1
2	3	9	120	45,0	0,13	1,61	1,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	0	1	1
2	3	10	210	53,7	0,14	2,64	1,26	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1
2	3	11	280	56,6	0,15	4,93	1,76	0	0	0	0	26	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1
2	3	12	120	44,2	0,14	1,50	1,25	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
2	3	13	105	43,1	0,13	1,59	1,51	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1
2	3	14	35	33,0	0,10	0,65	1,86	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	3	15	40	32,3	0,12	0,60	1,50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.i	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
2	3	16	390	61,5	0,17	3,70	0,95	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	1	1	1	
2	3	17	50	34,5	0,12	0,55	1,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
2	3	18	55	35,8	0,12	0,71	1,29	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
2	3	19	235	50,6	0,18	1,93	0,82	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	
2	3	20	25	29,0	0,10	0,33	1,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
2	3	21	400	64,3	0,15	5,92	1,48	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
2	3	22	50	34,9	0,12	0,65	1,30	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	3	23	115	40,5	0,17	1,00	0,87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	
2	3	24	88	40,0	0,14	1,44	1,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
2	3	25	210	51,5	0,15	2,47	1,18	0	0	0	0	1	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	1	0	1	
2	3	26	245	54,6	0,15	2,54	1,04	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
2	3	27	55	35,6	0,12	0,85	1,54	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
2	3	28	180	50,3	0,14	1,72	0,95	0	0	0	0	3	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	
2	3	29	60	34,3	0,15	0,92	1,54	0	0	0	0	12	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	1	1	0	
2	3	30	60	35,5	0,13	0,82	1,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	
2	3	31	60	36,5	0,12	0,72	1,19	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
2	3	32	435	60,6	0,20	6,48	1,49	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0	
2	3	33	65	42,0	0,09	1,26	1,94	0	0	0	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	
2	3	34	400	63,5	0,16	7,12	1,78	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
2	3	35	30	32,6	0,09	0,47	1,57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	3	36	55	36,3	0,11	0,80	1,46	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	3	37	115	28,0	0,52	0,35	0,30	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
2	4	1	400	62,0	0,17	9,54	2,39	0	2	0	0	77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	2	375	60,8	0,17	7,44	1,98	0	2	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	3	275	55,1	0,16	7,12	2,59	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	4	300	59,8	0,14	6,11	2,04	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
2	4	5	100	42,3	0,13	2,27	2,27	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	6	90	41,0	0,13	1,40	1,56	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	7	58	39,2	0,10	0,88	1,54	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	8	255	57,0	0,14	5,27	2,07	0	2	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
2	4	9	160	51,4	0,12	2,21	1,38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	10	200	51,2	0,15	5,44	2,72	0	8	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	11	205	52,6	0,14	5,10	2,49	0	1	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	4	12	180	50,6	0,14	3,59	2,00	0	1	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.i	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
2	4	13	165	50,5	0,13	2,88	1,74	0	1	0	0	2	0	0	0	18	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	0
2	4	14	120	44,5	0,14	1,71	1,42	0	2	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2	5	1	143	47,0	0,14	2,55	1,79	0	8	0	0	0	0	2	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
2	5	2	350	56,8	0,19	7,41	2,12	0	2	0	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	5	3	150	48,5	0,13	2,10	1,40	0	2	0	0	1	0	0	15	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
2	5	4	145	46,5	0,14	2,67	1,84	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	5	5	60	37,2	0,12	1,16	1,93	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
2	5	6	470	63,0	0,19	7,92	1,69	0	21	0	0	1	0	5	14	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2	5	7	500	68,5	0,16	8,32	1,66	0	0	0	0	20	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
2	5	8	105	41,2	0,15	1,57	1,50	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	5	9	220	53,5	0,14	3,31	1,51	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
2	5	10	45	31,5	0,14	0,98	2,18	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	1	1	130	45,0	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	2	2	196	50,0	0,16	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	3	184	50,5	0,14	NA	NA	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	4	82	39,2	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	5	260	58,0	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	6	128	43,8	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	7	102	42,2	0,14	NA	NA	50	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	8	90	42,6	0,12	NA	NA	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	9	194	50,8	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	10	130	44,3	0,15	NA	NA	20	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	11	276	54,1	0,17	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	12	24	26,7	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	13	110	40,8	0,16	NA	NA	5	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	14	114	44,9	0,13	NA	NA	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	15	114	43,7	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	16	126	43,7	0,15	NA	NA	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	17	128	44,2	0,15	NA	NA	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	18	360	57,2	0,19	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	19	306	55,2	0,18	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	20	124	44,6	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	21	144	45,6	0,15	NA	NA	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3	3	22	108	40,9	0,16	NA	NA	150	0	0	0	0	32	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
3		23	72	37,2	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		24	46	33,0	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		25	26	28,4	0,11	NA	NA	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		26	106	43,6	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		27	108	46,4	0,11	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		28	158	46,2	0,16	NA	NA	70	0	0	0	19	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		29	94	39,4	0,15	NA	NA	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		30	88	42,1	0,12	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		31	98	39,8	0,16	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		32	366	54,7	0,22	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		33	302	53,2	0,20	NA	NA	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		34	122	43,2	0,15	NA	NA	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		35	74	38,5	0,13	NA	NA	50	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		36	28	28,1	0,13	NA	NA	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		37	84	40,9	0,12	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		38	128	48,4	0,11	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		39	62	37,2	0,12	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		40	24	29,5	0,09	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		41	164	51,6	0,12	NA	NA	0	5	5	0	0	5	0	5	0	5	5	5	5	0	5	NA	NA	NA	NA
3		42	146	48,4	0,13	NA	NA	150	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		43	58	35,4	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		44	88	42,3	0,12	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		45	502	63,4	0,20	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		46	260	54,7	0,16	NA	NA	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		47	316	56,5	0,18	NA	NA	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	0	NA	NA	NA	NA
3		48	98	39,7	0,16	NA	NA	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		49	144	46,3	0,15	NA	NA	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		50	302	53,6	0,20	NA	NA	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		51	94	40,5	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		52	140	47,2	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		53	358	59,1	0,17	NA	NA	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	NA	NA	NA	NA
3		54	92	40,5	0,14	NA	NA	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		55	42	33,0	0,12	NA	NA	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		56	196	49,2	0,16	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
3		57	182	56,4	0,10	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		58	146	52,8	0,17	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		59	192	58,5	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		60	28	29,3	0,11	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		61	24	25,0	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
3		1	192	49,0	0,16	2,90	1,51	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1
3		2	122	41,0	0,18	1,87	1,53	87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3		3	214	51,0	0,16	3,68	1,72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3		4	168	47,0	0,16	3,26	1,94	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
3		5	166	45,0	0,18	3,50	2,11	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		6	362	60,0	0,17	7,72	2,13	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	1	1
3		7	352	58,0	0,18	6,67	1,89	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		8	152	45,0	0,17	2,29	1,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3		9	130	41,0	0,19	3,28	2,52	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		10	230	50,0	0,18	4,37	1,90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		11	164	47,0	0,16	3,34	2,04	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3		12	164	44,0	0,19	3,82	2,33	123	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3		13	264	52,0	0,19	5,86	2,22	0	0	2	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1
3		14	176	47,0	0,17	3,45	1,96	11	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		15	158	45,0	0,17	2,89	1,83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3		16	202	49,0	0,17	3,99	1,98	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		17	240	53,0	0,16	4,41	1,84	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
3		18	164	46,0	0,17	2,66	1,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3		19	138	44,0	0,16	2,09	1,51	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3		20	138	45,0	0,15	2,40	1,74	49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		21	236	51,0	0,18	4,19	1,78	0	0	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0
3		22	142	46,0	0,15	3,22	2,27	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3		23	242	52,0	0,17	3,63	1,50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3		24	152	49,0	0,13	3,02	1,99	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
3		25	202	50,0	0,16	3,68	1,82	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3		26	152	44,0	0,18	3,86	2,54	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3		27	140	45,0	0,15	2,53	1,81	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		28	252	53,0	0,17	4,44	1,76	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0
3		29	138	43,0	0,17	2,65	1,92	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
3		30	166	48,0	0,15	3,34	2,01	172	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3		31	98	46,0	0,10	1,55	1,58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
3		32	230	49,0	0,20	3,99	1,73	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
3		33	180	47,0	0,17	3,03	1,68	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
3		34	160	47,0	0,15	3,56	2,23	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3		35	200	48,0	0,18	3,42	1,71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
3		36	188	49,0	0,16	3,15	1,68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0
3		37	218	50,0	0,17	4,01	1,84	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3		38	162	55,0	0,10	5,14	3,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	1
3		39	168	45,0	0,18	3,07	1,83	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
3		40	120	40,0	0,19	2,39	1,99	38	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
3		1	155	47,0	0,15	2,35	1,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		2	155	47,0	0,15	4,19	2,70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3		3	150	46,5	0,15	2,55	1,70	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1
3		4	140	46,0	0,14	2,52	1,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
3		5	265	52,5	0,18	5,22	1,97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0
3		6	175	47,0	0,17	4,24	2,42	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1
3		7	240	55,0	0,14	3,75	1,56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
3		8	135	42,0	0,18	2,97	2,20	10	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
3		9	105	41,0	0,15	2,26	2,15	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1
3		10	140	45,0	0,15	2,70	1,93	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0
3		11	155	53,0	0,10	2,58	1,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
3		12	195	49,0	0,17	2,50	1,28	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3		13	160	45,5	0,17	2,55	1,59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
3		14	245	53,0	0,16	5,46	2,23	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
3		15	185	49,0	0,16	3,07	1,66	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1
3		16	135	46,0	0,14	2,63	1,95	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
3		17	245	55,0	0,15	4,42	1,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3		18	210	46,0	0,22	5,29	2,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
3		19	105	44,0	0,12	1,87	1,78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1	0
3		20	260	55,0	0,16	5,86	2,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
3		21	155	49,0	0,13	2,18	1,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3		22	110	44,0	0,13	1,69	1,54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3		23	180	50,0	0,14	2,92	1,62	0	0	0	0	0	0	5	0	7	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.i	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
3	2	8	305	57,0	0,16	3,21	1,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
3	2	9	580	70,5	0,17	7,79	1,34	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	2	10	290	47,0	0,28	4,10	1,41	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	2	11	490	64,5	0,18	6,97	1,42	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	2	12	295	56,0	0,17	4,61	1,56	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
3	2	13	280	58,5	0,14	3,62	1,29	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	2	14	255	55,5	0,15	3,37	1,32	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	2	15	180	50,5	0,14	3,86	2,14	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	2	16	215	51,5	0,16	4,07	1,89	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	2	17	345	60,0	0,16	5,93	1,72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
3	2	18	330	64,0	0,13	4,36	1,32	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	2	19	170	48,5	0,15	2,10	1,24	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
3	2	20	275	57,5	0,14	2,48	0,90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	2	21	500	69,0	0,15	5,65	1,13	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	2	22	155	50,0	0,12	2,54	1,64	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	2	23	240	55,0	0,14	2,77	1,15	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0
3	2	24	115	45,0	0,13	2,70	2,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	2	25	120	45,5	0,13	1,83	1,53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	2	26	160	50,0	0,13	2,22	1,39	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	2	27	95	42,5	0,12	1,78	1,87	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	3	1	645	68,0	0,21	11,2	1,74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
3	3	2	125	45,0	0,14	2,32	1,86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	3	3	270	56,0	0,15	5,25	1,94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	3	4	205	52,5	0,14	2,81	1,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
3	3	5	310	57,0	0,17	6,79	2,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	3	6	595	70,0	0,17	10,2	1,72	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	3	7	365	60,0	0,17	4,77	1,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	3	8	245	53,0	0,16	6,16	2,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	3	9	460	63,5	0,18	8,37	1,82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	3	10	140	45,0	0,15	2,59	1,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	3	11	340	57,0	0,18	5,73	1,69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	3	12	255	54,0	0,16	2,85	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	4	1	400	66,5	0,14	4,20	1,05	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	4	2	340	56,0	0,19	4,55	1,34	0	0	0	0	19	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.i	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
3	4	3	495	64,0	0,19	5,47	1,11	0	0	0	0	16	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
3	4	4	270	55,5	0,16	2,43	0,90	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	4	5	270	56,0	0,15	3,08	1,14	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	1	0	0	
3	4	6	205	55,0	0,12	2,68	1,31	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
3	4	7	75	41,0	0,11	1,18	1,57	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	4	8	550	70,0	0,16	5,39	0,98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	
3	4	9	250	56,0	0,14	3,20	1,28	0	0	0	0	7	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
3	4	10	505	65,0	0,18	5,49	1,09	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	4	11	440	63,0	0,18	5,11	1,16	0	0	0	0	5	0	0	4	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	
3	4	12	100	41,0	0,15	1,45	1,45	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
3	4	13	95	41,0	0,14	0,80	0,84	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	4	14	640	73,0	0,16	6,73	1,05	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
3	4	15	310	56,0	0,18	3,34	1,08	0	0	0	0	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	4	16	165	44,0	0,19	1,87	1,13	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	4	17	155	49,0	0,13	2,13	1,37	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
3	4	18	480	66,0	0,17	4,92	1,03	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	4	19	380	63,0	0,15	3,40	0,89	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	4	20	210	53,0	0,14	2,70	1,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
3	4	21	270	54,5	0,17	2,32	0,86	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	4	22	415	62,5	0,17	5,22	1,26	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
3	4	23	140	48,5	0,12	1,70	1,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	5	1	315	55,5	0,18	7,54	2,39	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	5	2	410	60,5	0,19	11,7	2,84	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
3	5	3	150	45,1	0,16	5,34	3,56	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	5	4	155	43,9	0,18	4,49	2,90	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	5	5	70	34,3	0,17	2,30	3,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	5	6	265	54,5	0,16	5,66	2,14	0	0	0	0	3	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	5	7	510	63,5	0,20	9,50	1,86	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	
3	5	8	345	57,0	0,19	6,30	1,83	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
3	5	9	195	47,5	0,18	3,15	1,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	5	10	100	40,5	0,15	2,17	2,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	5	11	340	60,5	0,15	5,28	1,55	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	5	12	310	62,5	0,13	5,55	1,79	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	5	13	235	55,5	0,14	2,60	1,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.i	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
3	5	14	100	42,5	0,13	1,78	1,78	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
3	5	15	425	63,0	0,17	6,15	1,45	0	0	0	0	9	0	10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	16	370	61,0	0,16	7,39	2,00	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	17	140	47,5	0,13	2,95	2,11	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	5	18	385	60,5	0,17	7,37	1,91	0	0	0	0	3	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	19	480	63,5	0,19	7,42	1,55	0	0	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	20	95	41,0	0,14	1,79	1,88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	21	650	70,5	0,19	9,86	1,52	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	22	405	61,0	0,18	6,87	1,70	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	23	610	73,0	0,16	10,4	1,71	0	0	0	0	2	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	5	24	230	52,5	0,16	5,58	2,43	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	25	495	68,0	0,16	5,45	1,10	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	5	26	605	69,5	0,18	13,6	2,25	0	0	0	0	2	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	27	200	51,0	0,15	4,10	2,05	0	0	0	0	1	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	28	70	36,5	0,14	1,53	2,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	29	440	69,0	0,13	7,10	1,61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	30	195	51,0	0,15	3,37	1,73	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	31	485	64,0	0,19	11,7	2,42	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	32	350	58,5	0,17	6,13	1,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	33	480	64,0	0,18	12,3	2,56	0	0	0	0	4	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	34	235	52,0	0,17	4,08	1,74	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	35	85	43,5	0,10	1,52	1,79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	5	36	470	63,0	0,19	8,06	1,71	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
3	5	37	455	67,0	0,15	7,49	1,65	0	0	0	0	4	0	12	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	1	0	0
3	5	38	115	42,0	0,16	2,09	1,82	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	39	550	69,0	0,17	9,67	1,76	0	0	0	0	1	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	40	445	65,5	0,16	7,98	1,79	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	5	41	190	50,0	0,15	4,86	2,56	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
3	5	42	125	43,5	0,15	3,04	2,43	0	0	0	0	1	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	43	620	70,0	0,18	12,3	1,98	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	44	230	51,0	0,17	4,65	2,02	0	0	0	0	1	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	45	150	47,0	0,14	3,22	2,15	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	5	46	485	66,0	0,17	5,97	1,23	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	5	47	580	70,5	0,17	8,95	1,54	0	0	0	0	8	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

PS	23P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
3	11	19	530	66,5	0,18	10,1	1,91	0	0	0	0	1	0	4	7	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
3	11	20	175	46,4	0,18	3,09	1,77	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
3	12	1	760	71,0	0,21	8,25	1,08	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	12	2	280	57,5	0,15	3,27	1,17	0	0	0	0	1	0	0	0	6	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
3	12	3	105	42,0	0,14	1,32	1,26	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	12	4	140	48,5	0,12	2,04	1,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	12	5	735	68,7	0,23	12,6	1,71	0	0	0	0	24	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	12	6	100	40,5	0,15	1,42	1,42	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3	12	7	350	59,0	0,17	4,58	1,31	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
3	12	8	395	63,2	0,16	5,51	1,39	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	12	9	260	56,5	0,14	2,79	1,07	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	12	10	660	68,3	0,21	9,36	1,42	0	0	0	0	52	5	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
3	12	11	175	50,5	0,14	3,22	1,84	0	0	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0
3	12	12	265	56,5	0,15	4,03	1,52	0	0	0	0	14	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	12	13	905	78,5	0,19	15,1	1,67	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	21	2	0	0	1	0	0	0
3	12	14	490	65,5	0,17	6,93	1,41	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
3	12	15	230	53,5	0,15	3,33	1,45	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	12	16	85	40,0	0,13	1,26	1,48	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	12	17	390	59,7	0,18	5,02	1,29	0	0	0	0	10	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
3	12	18	50	34,0	0,13	0,93	1,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
3	12	19	70	36,0	0,15	1,26	1,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	13	1	135	42,6	0,17	1,34	0,99	0	0	0	0	6	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
3	13	2	150	46,0	0,15	1,90	1,26	0	0	0	0	5	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	13	3	35	30,2	0,13	0,60	1,71	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	13	4	75	36,5	0,15	0,93	1,23	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	13	5	210	48,8	0,18	3,07	1,46	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	13	6	325	57,7	0,17	4,17	1,28	0	0	0	0	7	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	13	4	70	38,2	0,13	1,17	1,67	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	13	8	135	43,0	0,17	1,40	1,04	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	13	9	145	45,9	0,15	1,49	1,02	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0
3	13	10	65	33,5	0,17	0,70	1,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
3	13	11	600	71,0	0,17	6,90	1,15	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3	13	12	320	55,5	0,19	4,94	1,54	0	0	0	0	10	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	13	13	253	53,5	0,16	3,94	1,56	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
3	13	14	240	52,2	0,17	2,30	0,96	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	13	15	230	52,4	0,16	2,25	0,98	0	0	0	0	6	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
3	13	16	385	59,0	0,19	4,54	1,18	0	0	0	0	22	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
3	13	17	445	62,2	0,18	5,52	1,24	0	0	0	0	35	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
3	13	18	130	45,0	0,14	1,32	1,02	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
3	13	19	335	58,2	0,17	3,49	1,04	0	0	0	0	4	0	0	4	4	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0
3	13	20	300	56,0	0,17	3,36	1,12	0	0	0	0	8	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	1	1	220	50,5	0,17	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	2	270	54,5	0,17	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	3	170	46,0	0,17	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	1	4	200	48,0	0,18	NA	NA	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	1	5	375	62,5	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	6	315	60,0	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
4	1	7	215	51,5	0,16	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	8	270	53,0	0,18	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
4	1	9	200	51,0	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	1	10	225	52,5	0,16	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	11	295	60,0	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	12	250	54,5	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	13	250	57,0	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4	1	14	280	57,0	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	15	170	47,0	0,16	NA	NA	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
4	1	16	230	51,5	0,17	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	1	17	230	50,5	0,18	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	1	18	240	51,5	0,18	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	1	19	290	54,0	0,18	NA	NA	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	20	175	48,0	0,16	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	2	1	310	59,0	0,15	3,12	1,01	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	1
4	2	2	295	58,0	0,15	5,11	1,73	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	2	3	195	50,5	0,15	2,50	1,28	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
4	2	4	485	66,0	0,17	6,44	1,33	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	2	5	340	59,5	0,16	5,10	1,50	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	2	6	250	52,0	0,18	3,39	1,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	2	7	250	54,0	0,16	3,52	1,41	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.i	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
4	2	8	190	51,0	0,14	3,26	1,72	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
4	2	9	195	51,5	0,14	2,72	1,39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
4	2	10	170	50,0	0,14	2,40	1,41	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
4	2	11	135	41,0	0,20	1,93	1,43	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
4	2	12	250	55,0	0,15	3,88	1,55	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
4	2	13	120	44,5	0,14	1,69	1,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	1	
4	2	14	215	51,5	0,16	5,26	2,45	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
4	2	15	175	49,0	0,15	2,35	1,34	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
4	2	16	205	50,0	0,16	2,57	1,25	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
4	2	17	145	46,0	0,15	2,69	1,86	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
4	2	18	215	52,0	0,15	3,54	1,65	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
4	2	19	140	44,5	0,16	2,44	1,74	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
4	3	1	300	57,0	0,16	3,66	1,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
4	3	2	285	54,0	0,18	3,24	1,14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
4	3	3	400	60,0	0,19	5,96	1,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
4	3	4	105	40,0	0,16	1,60	1,52	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	
4	3	5	405	64,0	0,15	6,62	1,63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
4	3	6	110	43,5	0,13	1,35	1,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	
4	3	7	205	50,5	0,16	2,38	1,16	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
4	3	8	375	62,0	0,16	5,12	1,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	1	
4	3	9	155	47,0	0,15	1,88	1,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	
4	3	10	60	37,5	0,11	0,88	1,47	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
4	3	11	235	54,0	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
4	3	12	345	61,5	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
4	3	13	120	45,0	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
4	3	14	130	45,5	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
4	3	15	220	56,0	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	1	
4	3	16	85	39,0	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
4	3	17	100	42,0	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
4	4	1	620	71,0	0,17	7,88	1,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
4	4	2	215	54,5	0,13	3,25	1,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
4	4	3	455	65,0	0,17	4,65	1,02	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	
4	4	4	365	62,0	0,15	6,21	1,70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	
4	4	5	510	64,5	0,19	6,90	1,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
4	5	20	185	50,0	0,15	2,75	1,49	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
4	6	1	405	61,5	0,17	7,46	1,84	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
4	6	2	150	46,5	0,15	2,02	1,35	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	3	435	65,0	0,16	6,12	1,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	1	0	1
4	6	4	165	48,0	0,15	2,05	1,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0	1
4	6	5	235	50,5	0,18	3,31	1,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	6	170	48,0	0,15	2,65	1,56	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1
4	6	7	225	52,0	0,16	4,06	1,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	0	0	1	0	0	0	1
4	6	8	170	51,0	0,13	2,45	1,44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	9	190	49,0	0,16	3,90	2,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	10	175	50,0	0,14	2,79	1,59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1
4	6	11	400	64,0	0,15	3,35	0,84	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	12	305	59,5	0,14	3,77	1,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	1	0	0	1
4	6	13	625	73,0	0,16	5,77	0,92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	1	1	0	0	1
4	6	14	245	49,0	0,21	4,90	2,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	15	245	53,0	0,16	2,75	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	16	410	61,0	0,18	4,77	1,16	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	17	220	51,5	0,16	3,41	1,55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	18	425	64,5	0,16	7,40	1,74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	1
4	6	19	225	52,0	0,16	3,55	1,58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1
4	6	20	375	65,0	0,14	4,05	1,08	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
4	7	1	220	55,0	0,13	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	7	2	295	58,0	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	7	3	400	63,0	0,16	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
4	7	4	370	63,5	0,14	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	7	5	365	61,5	0,16	NA	NA	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	1
4	7	6	325	60,0	0,15	NA	NA	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	1	1	0	0	0
4	7	7	305	57,0	0,16	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
4	7	8	290	56,0	0,17	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	7	9	385	62,0	0,16	5,06	1,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
4	7	10	375	59,0	0,18	3,84	1,02	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1
4	7	11	280	56,0	0,16	4,25	1,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	1	0	0	1
4	7	12	220	55,0	0,13	2,91	1,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
4	7	13	280	57,0	0,15	4,24	1,51	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	1	0	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
4	7	14	390	61,0	0,17	4,52	1,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1	0	1	1	
4	7	15	230	53,0	0,15	2,59	1,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
4	7	16	305	58,5	0,15	4,12	1,35	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	7	17	345	59,0	0,17	4,75	1,38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	7	18	270	56,0	0,15	4,17	1,54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	7	19	370	63,5	0,14	4,65	1,26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	1	0	0	1
4	7	20	180	49,0	0,15	2,98	1,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
4	8	1	310	58,2	0,16	4,48	1,45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	1	0
4	8	2	220	53,6	0,14	2,46	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
4	8	3	170	48,5	0,15	2,60	1,53	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	8	4	150	50,3	0,12	2,13	1,42	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	8	5	235	53,0	0,16	3,32	1,41	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	1	0	1	1
4	8	6	295	56,7	0,16	4,14	1,40	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0	1
4	8	7	165	46,5	0,16	2,33	1,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
4	8	8	210	49,5	0,17	2,67	1,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	8	9	223	52,3	0,16	2,15	0,97	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	8	10	400	61,6	0,17	4,89	1,22	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
4	8	11	240	53,8	0,15	3,42	1,43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	8	12	210	51,0	0,16	4,84	2,30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
4	8	13	190	43,6	0,23	3,99	2,10	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	1	0	1
4	8	14	298	55,6	0,17	4,68	1,57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
4	8	15	365	63,3	0,14	6,43	1,76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	0	0
4	8	16	375	56,6	0,21	5,14	1,37	0	0	0	1	0	0	6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	8	17	250	55,4	0,15	3,20	1,28	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	8	18	165	45,7	0,17	2,39	1,45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	1	0	0	1	1	0	0	0
4	8	19	245	51,5	0,18	3,12	1,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	8	20	343	62,4	0,14	5,23	1,53	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	8	21	245	53,2	0,16	4,63	1,89	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
4	8	22	240	51,4	0,18	3,55	1,48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	8	23	310	57,0	0,17	5,08	1,64	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	8	24	445	66,1	0,15	5,41	1,22	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	8	25	315	57,3	0,17	6,01	1,91	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
4	8	26	235	49,5	0,19	4,88	2,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	8	27	185	49,5	0,15	2,51	1,36	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	0	0	1	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	OHSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
4	9	1	345	61,0	0,15	3,72	1,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1
4	9	2	150	46,7	0,15	1,93	1,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	9	3	190	48,9	0,16	2,21	1,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	9	4	195	53,4	0,13	3,15	1,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	5	180	49,2	0,15	2,87	1,59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	1	0	1	1
4	9	6	175	46,8	0,17	2,42	1,38	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
4	9	7	220	56,0	0,13	2,65	1,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	1	1
4	9	8	160	47,5	0,15	2,78	1,74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	1	0	1	1
4	9	9	315	59,3	0,15	3,40	1,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	10	155	44,6	0,17	1,83	1,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	11	305	59,1	0,15	4,46	1,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	12	230	55,0	0,14	2,98	1,30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	13	315	59,4	0,15	3,11	0,99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1
4	9	14	160	45,6	0,17	1,79	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	15	280	55,0	0,17	3,29	1,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	16	175	48,0	0,16	2,23	1,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	1	0	1	1
4	9	17	225	52,1	0,16	3,75	1,67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	18	335	52,7	0,23	2,77	0,83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	1	1
4	9	19	253	52,4	0,18	3,04	1,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
4	9	20	175	46,8	0,17	2,80	1,60	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
4	10	1	175	47,5	0,16	3,19	1,82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	0	NA
4	10	2	118	48,1	0,11	2,31	1,96	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	10	3	120	44,0	0,14	1,96	1,64	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4	10	4	100	41,5	0,14	2,49	2,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
4	10	5	120	49,5	0,10	1,75	1,46	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	10	6	145	48,8	0,12	2,39	1,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	10	7	105	43,6	0,13	2,16	2,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	10	8	128	45,7	0,13	1,89	1,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	10	9	210	53,5	0,14	2,86	1,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	10	10	148	46,5	0,15	2,49	1,69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	10	11	88	40,8	0,13	1,54	1,76	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	10	12	150	44,0	0,18	2,59	1,72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
4	10	13	205	54,5	0,13	3,42	1,67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	10	14	155	47,6	0,14	1,86	1,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
4	10	15	185	49,3	0,15	2,40	1,30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	10	16	120	43,9	0,14	1,85	1,54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1
4	10	17	145	48,1	0,13	2,35	1,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	10	18	155	48,2	0,14	2,10	1,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1
4	10	19	95	40,8	0,14	1,68	1,77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	1	1	0	1
4	10	20	125	47,1	0,12	2,16	1,72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1	1
4	10	21	145	47,1	0,14	2,43	1,68	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4	11	1	220	53,6	0,14	3,99	1,81	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	1	0	0	1	0	1
4	11	2	238	54,0	0,15	4,33	1,82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	1
4	11	3	165	47,2	0,16	2,10	1,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	11	4	445	62,1	0,19	6,93	1,56	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	2	0	0	1	0	0	1
4	11	5	245	51,6	0,18	3,13	1,28	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
4	11	6	275	56,2	0,15	5,73	2,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
4	11	7	220	51,7	0,16	2,82	1,28	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	1	1	0	1
4	11	8	310	60,7	0,14	3,47	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	11	9	135	47,4	0,13	2,54	1,88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1
4	11	10	295	57,3	0,16	3,47	1,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1
4	11	11	245	53,9	0,16	2,01	0,82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1
4	11	12	265	55,0	0,16	4,00	1,51	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	0	1	0	0	1
4	11	13	405	65,3	0,15	5,73	1,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	2	0	0	0	1	1	1	1
4	11	14	305	56,5	0,17	3,40	1,11	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	11	15	355	59,5	0,17	3,89	1,10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	11	16	390	61,0	0,17	4,27	1,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	11	17	160	49,3	0,13	2,70	1,68	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	11	18	230	53,7	0,15	3,15	1,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	11	19	245	54,2	0,15	3,29	1,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	11	20	295	55,6	0,17	4,24	1,44	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	0	0	1	1	0	1
4	12	1	470	65,0	0,17	7,58	1,61	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	12	2	425	61,5	0,18	5,27	1,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	12	3	275	56,0	0,16	3,96	1,44	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	12	4	225	51,0	0,17	3,23	1,43	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
4	12	5	235	50,5	0,18	2,72	1,16	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	12	6	390	59,5	0,19	6,06	1,55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	12	7	540	68,5	0,17	5,24	0,97	0	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
4	12	8	163	47,5	0,15	3,03	1,86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
4	12	9	165	50,0	0,13	2,20	1,33	0	0	7	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0	1
4	12	10	185	47,8	0,17	3,06	1,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	12	11	185	49,5	0,15	2,25	1,22	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
4	12	12	235	50,3	0,18	3,18	1,35	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	12	13	345	57,5	0,18	4,66	1,35	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	12	14	275	55,5	0,16	3,54	1,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	12	15	255	51,0	0,19	3,30	1,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1
4	12	16	290	57,3	0,15	3,78	1,30	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1
4	12	17	430	64,3	0,16	7,99	1,86	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
4	12	18	275	55,8	0,16	3,27	1,19	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
4	12	19	225	57,0	0,12	3,41	1,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
4	12	20	225	53,4	0,15	NA	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4	12	21	515	65,0	0,19	9,33	1,81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
5	1	1	475	67,0	0,16	5,27	1,11	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
5	1	2	505	72,5	0,13	6,01	1,19	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
5	1	3	165	48,0	0,15	2,06	1,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
5	1	4	200	55,0	0,12	2,87	1,44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	1
5	1	5	455	63,0	0,18	3,57	0,78	2	0	0	0	3	0	0	22	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1
5	1	6	555	70,0	0,16	6,03	1,09	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
5	1	7	85	39,5	0,14	0,81	0,95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	1	8	145	48,0	0,13	2,21	1,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1
5	1	9	305	56,0	0,17	3,15	1,03	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	1
5	1	10	315	60,0	0,15	3,69	1,17	10	0	0	1	0	0	2	8	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
5	1	11	45	32,0	0,14	0,61	1,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
5	1	12	340	60,0	0,16	3,34	0,98	3	0	0	0	4	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
5	1	13	490	64,0	0,19	5,54	1,13	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1	14	545	66,5	0,19	6,72	1,23	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	1
5	1	15	155	46,0	0,16	1,69	1,09	4	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
5	1	16	95	41,5	0,13	1,18	1,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
5	1	17	85	40,0	0,13	1,34	1,58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	1	18	280	58,0	0,14	5,73	2,05	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
5	1	19	440	52,0	0,31	6,37	1,45	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
5	1	20	165	49,0	0,14	2,08	1,26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
5	5	3	580	64,6	0,22	6,49	1,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
5	5	4	460	65,2	0,17	6,85	1,49	98	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1
5	5	5	475	63,4	0,19	5,68	1,20	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
5	5	6	690	71,4	0,19	7,98	1,16	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
5	5	7	555	65,0	0,20	6,49	1,17	40	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
5	5	8	155	46,1	0,16	1,95	1,26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
6	1	1	335	56,5	0,19	3,50	1,04	0	0	0	7	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
6	1	2	255	52,7	0,17	5,30	2,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
6	1	3	88	37,5	0,17	1,89	2,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
6	1	4	475	60,5	0,21	11,5	2,41	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
6	1	5	155	46,1	0,16	3,72	2,40	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
6	1	6	130	76,6	0,03	1,34	1,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0	1
6	1	7	385	60,7	0,17	4,69	1,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1
6	1	8	265	56,0	0,15	4,19	1,58	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
6	1	9	225	52,6	0,15	3,28	1,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1
6	1	10	95	40,5	0,14	1,19	1,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
6	1	11	70	40,0	0,11	1,01	1,44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
6	1	12	163	46,0	0,17	1,40	0,86	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
6	1	13	325	53,6	0,21	4,71	1,45	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1
6	1	14	105	44,0	0,12	1,24	1,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
6	1	15	325	57,4	0,17	3,81	1,17	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
6	1	16	145	44,5	0,16	1,45	1,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
6	1	17	385	62,8	0,16	4,97	1,29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
6	1	18	188	53,3	0,12	2,25	1,20	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
6	1	19	195	49,8	0,16	3,24	1,66	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0
6	1	20	100	42,5	0,13	1,65	1,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	1	1	1	1
6	1	21	165	47,7	0,15	2,42	1,47	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	1	1	1
6	1	22	165	48,3	0,15	2,82	1,71	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
7	1	1	360	61,7	0,15	5,07	1,41	87	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
7	1	2	520	66,4	0,18	4,79	0,92	0	0	0	0	3	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
7	1	3	405	64,5	0,15	5,10	1,26	94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
7	1	4	390	63,2	0,15	5,74	1,47	48	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
7	1	5	415	63,5	0,16	6,00	1,44	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
7	1	6	225	49,4	0,19	2,48	1,10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
7	1	7	440	60,8	0,20	6,13	1,39	0	0	0	0	12	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
7	1	8	440	62,1	0,18	5,75	1,31	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
7	1	9	460	68,4	0,14	7,98	1,74	0	0	0	0	4	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
7	1	10	270	53,2	0,18	4,34	1,61	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
7	1	11	330	55,5	0,19	4,69	1,42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
7	1	12	420	58,2	0,21	5,36	1,28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
7	1	13	390	59,3	0,19	5,90	1,51	4	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
7	1	14	445	65,3	0,16	7,22	1,62	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
7	1	15	450	65,0	0,16	5,23	1,16	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
7	1	16	278	51,4	0,20	2,74	0,99	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
7	1	17	350	62,1	0,15	6,00	1,72	64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
7	1	18	528	66,6	0,18	6,58	1,25	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
7	1	19	480	65,8	0,17	5,81	1,21	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0	1	1	1	0
7	1	20	420	63,9	0,16	6,24	1,49	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
7	1	21	465	66,9	0,16	5,19	1,12	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
7	1	22	288	53,0	0,19	3,77	1,31	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
7	1	23	330	56,8	0,18	4,00	1,21	2	0	0	2	4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
7	1	24	225	49,5	0,19	3,11	1,38	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
7	1	25	483	65,0	0,18	6,19	1,28	0	0	0	0	2	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
7	1	26	395	60,9	0,17	4,56	1,15	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
7	1	27	300	56,6	0,17	4,34	1,45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
7	1	28	295	50,1	0,23	4,14	1,40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
7	1	29	505	62,5	0,21	6,85	1,36	0	0	0	0	9	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
8	1	1	200	50,2	0,16	3,08	1,54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
8	1	2	260	53,6	0,17	3,80	1,46	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
8	1	3	340	63,0	0,14	4,79	1,41	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1
8	1	4	185	51,3	0,14	2,44	1,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
8	1	5	220	53,0	0,15	4,00	1,82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1
8	1	6	115	44,1	0,13	2,12	1,84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
8	1	7	620	69,5	0,18	11,6	1,87	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
8	1	8	465	65,5	0,17	8,15	1,75	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
8	1	9	365	59,0	0,18	3,75	1,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1
8	1	10	635	70,0	0,19	9,58	1,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0
8	1	11	105	41,5	0,15	1,44	1,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.J	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
10	1	3	73	39,1	0,12	0,93	1,28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
10	1	4	265	53,6	0,17	3,63	1,37	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	5	260	55,1	0,16	3,81	1,47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	6	295	56,8	0,16	4,06	1,38	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
10	1	7	260	54,0	0,17	4,29	1,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
10	1	8	603	66,1	0,21	8,15	1,35	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	9	195	54,8	0,12	2,51	1,29	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
10	1	10	290	53,4	0,19	4,02	1,39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
10	1	11	330	58,7	0,16	3,84	1,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
10	1	12	470	58,8	0,23	7,02	1,49	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	13	298	59,0	0,14	3,07	1,03	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	1	14	365	56,3	0,20	4,78	1,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	15	290	53,2	0,19	4,48	1,54	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
10	1	16	200	48,3	0,18	2,11	1,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	1	17	310	56,6	0,17	5,22	1,68	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
10	1	18	250	54,1	0,16	2,93	1,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	1	19	380	58,7	0,19	5,05	1,33	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	20	305	54,6	0,19	4,14	1,36	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	1	21	345	60,4	0,16	3,62	1,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
10	1	22	280	54,2	0,18	4,22	1,51	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
10	1	23	290	52,5	0,20	3,69	1,27	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
10	1	24	320	60,0	0,15	4,24	1,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	1	25	255	53,2	0,17	3,02	1,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	26	290	53,5	0,19	3,50	1,21	0	0	0	0	7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
10	1	27	295	56,8	0,16	3,65	1,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
10	1	28	295	55,4	0,17	3,46	1,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
10	1	29	330	56,8	0,18	3,35	1,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	30	340	56,3	0,19	3,77	1,11	0	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
10	1	31	270	53,7	0,17	4,29	1,59	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
10	1	32	355	60,2	0,16	5,26	1,48	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
10	1	33	235	52,4	0,16	3,46	1,47	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	1	34	275	54,3	0,17	4,22	1,53	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	35	270	53,2	0,18	3,25	1,20	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
10	1	36	340	56,0	0,19	5,13	1,51	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	O.k	T.g	
10	1	37	425	63,2	0,17	6,64	1,56	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
10	1	38	240	52,6	0,16	3,44	1,43	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	39	420	62,5	0,17	5,04	1,20	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	1	40	295	55,5	0,17	5,15	1,75	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	1	41	335	57,6	0,18	4,51	1,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	1	42	310	55,6	0,18	4,56	1,47	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
10	1	43	225	51,6	0,16	3,15	1,40	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	1	1	145	45,3	0,16	2,77	1,91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
11	1	2	50	33,1	0,14	0,97	1,94	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
11	1	3	80	37,4	0,15	1,34	1,68	123	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
11	1	4	55	34,5	0,13	0,87	1,58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
11	1	5	45	31,2	0,15	0,79	1,76	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
11	1	6	50	32,5	0,15	0,84	1,68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
11	1	7	85	37,5	0,16	1,49	1,75	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
11	1	8	135	44,0	0,16	2,63	1,95	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
11	1	9	70	33,6	0,18	1,40	2,00	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
11	1	10	50	33,7	0,13	1,37	2,74	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0
11	1	11	48	32,8	0,13	0,98	2,06	125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
11	1	12	45	32,2	0,13	1,09	2,42	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
11	1	13	65	35,5	0,15	1,07	1,65	51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
11	1	14	50	34,6	0,12	1,04	2,08	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0
11	1	15	48	32,3	0,14	0,86	1,81	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
11	1	16	60	32,9	0,17	1,25	2,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	1	17	95	39,3	0,16	1,48	1,56	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
11	1	18	55	34,5	0,13	1,05	1,91	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
11	1	19	50	34,0	0,13	1,05	2,10	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0
11	1	20	165	48,1	0,15	3,37	2,04	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	10	0	0	1	1	0	0
11	1	21	50	34,6	0,12	1,17	2,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	1	0	1
11	1	22	60	37,3	0,12	0,85	1,42	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
11	1	23	50	31,5	0,16	0,82	1,64	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
11	1	24	60	33,1	0,17	0,74	1,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
11	1	25	55	34,0	0,14	1,03	1,87	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0
11	1	26	45	33,0	0,13	1,00	2,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
11	1	27	53	33,5	0,14	0,72	1,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.I	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g
11	1	28	135	43,5	0,16	2,01	1,49	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	1	29	60	34,6	0,14	0,82	1,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
11	1	30	55	33,1	0,15	1,00	1,82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
12	1	1	43	34,0	0,11	0,59	1,39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	2	110	46,6	0,11	2,15	1,95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	3	125	47,8	0,11	3,27	2,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	4	45	32,0	0,14	1,08	2,40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	5	95	43,7	0,11	1,36	1,43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	6	145	44,5	0,16	1,96	1,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	7	130	46,6	0,13	1,74	1,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	8	110	43,1	0,14	1,46	1,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	NA	NA	NA
12	1	9	80	38,9	0,14	1,57	1,96	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	10	90	42,7	0,12	1,12	1,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	11	100	41,5	0,14	1,08	1,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	12	75	37,2	0,15	0,99	1,32	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	13	120	42,4	0,16	1,28	1,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	14	95	39,8	0,15	1,49	1,57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	NA	NA	NA
12	1	15	65	37,0	0,13	1,05	1,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	16	130	45,8	0,14	1,88	1,45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	NA	NA	NA
12	1	17	105	41,8	0,14	1,65	1,57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	NA	NA	NA
12	1	18	90	37,8	0,17	1,15	1,28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	19	103	44,2	0,12	1,73	1,69	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	20	120	43,8	0,14	2,21	1,84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	NA	NA	NA
12	1	21	120	44,5	0,14	1,85	1,54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	22	95	42,4	0,12	1,27	1,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	23	115	45,6	0,12	1,68	1,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	24	145	46,2	0,15	1,96	1,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	25	158	48,3	0,14	1,94	1,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	26	60	36,0	0,13	0,93	1,55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	27	90	40,2	0,14	1,27	1,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	28	35	31,2	0,12	0,55	1,57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	NA	NA	NA
12	1	29	55	36,3	0,11	0,70	1,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	30	20	28,5	0,09	0,34	1,70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA
12	1	31	150	47,2	0,14	2,07	1,38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA

PS	P	Nr.	M	L	Kf	ML	HSI	P.a	Et	A.J	A.a	P.J	A.?	R.a	P.te	C.I	S.I	P.to	P.m	B.c	T.?	DM	P.spp.	M.g	M.k	T.g	
12	1	32	35	29,6	0,13	0,53	1,51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	
12	1	33	75	39,5	0,12	1,17	1,56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	NA	NA	NA	NA	
12	1	34	140	44,6	0,16	1,89	1,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	NA	NA	NA	NA
12	1	35	128	48,7	0,11	1,84	1,44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA
12	1	36	120	43,6	0,14	1,76	1,47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA

8 Danksagung

In erster Linie möchte ich Herrn Prof. Dr. H. Taraschewski für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes und das mir entgegengebrachte Vertrauen danken.

Herrn Prof. Dr. W. Haas danke ich für die freundliche Übernahme des Korreferates.

Viele Leute halfen mir bei der Beschaffung von Aalen, bei denen ich mich herzlich bedanken möchte:

Herrn Lauf Max vom Wasserwirtschaftsamt in Luxemburg und seinen Mitarbeitern, die mir bei den Elektroabfischungen in der Sauer tatkräftig zur Seite standen.

Herrn Thomas Stucki und seinen Mitarbeitern (Sektion Jagd und Fischerei, Kanton Argau), ohne deren Hilfe die Beschaffung von Aalen aus dem Hochrhein in Laufenburg unmöglich gewesen wäre.

Der Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg in Langenargen für die Hilfe beim Fang von Aalen im Bodensee.

Weiterhin vielen Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Ökologie / Parasitologie, die bei den vielen Elektroabfischungen behilflich waren (Tanja Eybe, Sabrina Frank, Nadine Haus, Susanne Löbel, Larissa Pietsch, Felix Reitze, Christoph Singer).

Herrn M. Marten von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg möchte ich herzlich Danken für die Bereitstellung von umfangreichem Datenmaterial zur Crustaceen-Fauna im Rhein.

Der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg möchte ich weiterhin für die Bereitstellung der Wasserdaten danken.

Vielen Dank auch an Herrn Bernhard Klar (Institut für Mathematische Stochastik der Universität Karlsruhe) für die Hilfe bei der Statistik.

Danke geht an Christoph Singer und Michael Schmid, die bei den parasitologischen Untersuchungen der anderen Fischarten behilflich waren.

Ein besonderer Dank geht an Milen Nachev, der nicht nur bei zahlreichen Elektroabfischungen behilflich war, sondern auch beim sezieren der Aale eine große Hilfe war.

Marcel Münderle gebührt mein ganz außerordentlicher Dank. Ohne ihn wäre das E-Fischen und das Sezieren der Aale (oft bis spät in die Nacht) nicht so kurzweilig von statten gegangen. Die vielen Diskussionen mit Marcel haben sicherlich zum Erfolg der Arbeit beigetragen.

Ebenfalls Bedanken möchte ich mich bei der ganzen Arbeitsgruppe Ökologie / Parasitologie für das positive Arbeitsklima, insbesondere bei Bernd Sures, der durch seine ständige Diskussionsbereitschaft wertvolle Impulse für die Arbeit lieferte und bei Felix Reitze der einem jeder Zeit zur Hilfe kam, wenn man ihn brauchte, sowie Christine Werth, die einem stets zuhörte.

Großer Dank gebührt ebenfalls Tanja Eybe für das fleißige Korrekturlesen und die vielfältige Unterstützung zum Ende der Arbeit.

Vielen herzlichen Dank auch an meine Eltern, ohne deren Unterstützung und große Geduld meine Ausbildung und diese Arbeit nicht möglich gewesen wären.

Finanzielle Unterstützung. Die Arbeit wurde großzügigerweise finanziell unterstützt durch:

Ministère de la culture, de l'enseignement supérieur et de la recherche. Bourse de formation-recherche (BFR/01/005).

Fondation Armand Reinert-Schwachtgen. Bourse d'étude (2001-2003).

Fond national de la recherche (Luxembourg). Mesures d'accompagnement :

MA2 (Participation active de chercheurs débutants à des conférences scientifiques, 2002, 2004).

MA4 (MA4 : Publication d'une thèse de doctorat, 2006).

ISBN 3-86644-037-5

www.uvka.de