



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

**Der Einfluss der Temperatur auf die Koexistenz von
Gammarus roeselii GERVAIS, 1835 und dem Invasor
Dikerogammarus bispinosus MARTYNOV, 1925**

Verfasser

Harald von Beringe

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Wien, im November 2011

Studienkennzahl lt.

A 444

Studienblatt:

Studienrichtung lt.

Ökologie

Studienblatt:

Betreuer:

Ao. Univ.-Prof. Dr. Johann Waringer

Eben diese Vergleichung ist auch Ursache gewesen, daß ich eine Probe gemacht, ob diese Garneelen zum Essen tauglich wären, zumalen da die Seegarneelen, eine eben nicht unangenehme Speise geben. Ich habe sie daher gleich den Krebsen kochen lassen, aber so wenig Geschmack an ihnen gefunden, daß ich dafür halte, ein jeder den man diese Kost vorsetzen sollte, würde glauben, man habe ihm ein Essen von gekochter Spreu oder Häckerlingen zugesetzt, es müßte denn etwann ein solcher seyn, der an den gekochten Heuschrecken etwas niedliches gefunden. Alleine obgleich dieses Wasserinsect für uns keine dienliche Speise ist, so wird mir doch niemand widersprechen, wenn ich sage, daß selbiges, wenn es noch frisch und ungekochet ist, den Wasservögeln und auch verschiedenen im Wasser lebenden Creationen, eine recht angenehme Speise seye.

[Eben diese Vergleichung ist auch Ursache gewesen, daß ich eine Probe gemacht, ob diese Garneelen zum Essen tauglich wären, zumalen da die Seegarneelen, eine eben nicht unangenehme Speise geben. Ich habe sie daher gleich den Krebsen kochen lassen, aber so wenig Geschmack an ihnen gefunden, daß ich dafür halte, ein jeder den man diese Kost vorsetzen sollte, würde glauben, man habe ihm ein Essen von gekochter Spreu oder Häckerlingen zugesetzt, es müßte denn etwann ein solcher seyn, der an den gekochten Heuschrecken etwas niedliches gefunden. Alleine obgleich dieses Wasserinsect für uns keine dienliche Speise ist, so wird mir doch niemand widersprechen, wenn ich sage, daß selbiges wenn es noch frisch und ungekochet ist, den Wasservögeln und auch verschiedenen im Wasser lebenden Creationen, eine recht angenehme Speise seye.]

Freiherr August Johann Rösel von Rosenhof im Jahre 1755 über „*die kleine Flusgarneele* Squilla fluviatilis“, jene Amphipodenart, die 1835 zu Ehren Rösel von Rosenhofs den Namen *Gammarus roeselii* erhalten sollte. 220 Jahre nach Rösel von Rosenhofs Aufzeichnungen, die in der von ihm publizierten Zeitschrift „Insecten-Belustigung“ erschienen, wanderten erste Vertreter der räuberischen pontokaspischen Amphipodengattung *Dikerogammarus* in deutsche Fließgewässer ein. Amphipoden der Gattung *Dikerogammarus* würden – könnten sie zu den kulinarischen Qualitäten von *G. roeselii* Stellung nehmen – den Mutmaßungen des Freiherrrs sicherlich nicht widersprechen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	6
2	Material und Methoden	9
2.1	Untersuchte Arten	9
2.1.1	<i>Gammarus roeseli</i> GERVAIS, 1835 (Amphipoda: Gammaridae).....	9
2.1.2	Die Gattung <i>Dikerogammarus</i> STEBBING, 1899	11
2.2	Freilandarbeit	15
2.3	Laborexperimente.....	19
2.3.1	Konkurrenzexperimente	19
2.3.2	Filmanalyse	23
3	Ergebnisse	27
3.1	Freilandarbeit	27
3.2	Laborexperimente.....	29
3.2.1	Prädationsexperimente	29
3.2.2	Videoanalyse	35
4	Diskussion	41
4.1	Aquatische biologische Invasionen	41
4.1.1	Invasionsrouten	43
4.1.2	Invasionsgeschichte der Gattung <i>Dikerogammarus</i>	45
4.2	Die Donau in Österreich und ihre Zubringer als Migrationskorridor für Neozoen ..	47
4.3	Vergleich der Ernährungstypen einheimischer und neobieter Amphipoden	48
4.4	Die Bedeutung der Wassertemperatur als Konkurrenzfaktor	50
4.5	Freilandaufsammlungen in der österreichischen Donau	51
4.6	Laborexperimente.....	53
4.6.1	Prädationsexperimente	53
4.6.2	Videoanalyse	56
5	Literaturverzeichnis.....	59
6	Zusammenfassung	66
7	Abstract	67
8	Abbildungsverzeichnis	68
9	Tabellenverzeichnis.....	70
10	Danksagung	71
11	Appendix	72
11.1	Prädationsexperimente	72
11.2	Videoanalyse	74
	Lebenslauf	75

1 Einleitung

Amphipoden stellen einen entscheidenden Bestandteil aquatischer Ökosysteme dar (Eggers & Martens, 2001). Obwohl die Mehrzahl der Arten im marinen Bereich vorkommt (Pinkster, 1978) ist die Abundanz der einheimischen Süßwasseramphipodenarten groß und kann bezüglich der Biomasse das dominante Makrovertebraten-Taxon darstellen (MacNeil et al., 1997). Amphipoden sind Zerkleinerer, Detritusfresser und Räuber und sorgen so dafür, dass partikuläres organisches Material zerkleinert und feinpartikuläres organisches Material weiterverarbeitet wird. Auf diese Weise werden gemeinsam mit anderen Taxa aus der Gilde der Zerkleinerer und mit Mikroorganismen große Mengen an Laub, die jeden Herbst in die Binnengewässer eingetragen werden, effizient aufgearbeitet und anderen trophischen Niveaus zugänglich gemacht (Dahl & Greenberg, 1996). Das autochthone Artenspektrum der Amphipoden besteht hauptsächlich aus Zerkleinerern und Detritusfressern; dazu gehören im Bereich von Oberflächengewässern *Gammarus pulex* (LINNAEUS, 1758); *G. roeselii* GERVAIS, 1835; *G. fossarum* KOCH, 1835; *G. lacustris* SARS, 1863 sowie *Synurella ambulans* (F. MÜLLER, 1846). Die autochthonen Grundwasserarten werden hauptsächlich der Gattung *Niphargus* SCHIÖDTE, 1849 zugeordnet (Pinkster, 1978; Nesemann et al., 2002).

Vor allem durch die seit dem 17. Jahrhundert betriebene Verbindung ursprünglich getrennter Flusseinzugsgebiete durch Kanäle wurde die Migration pontokaspischer Arten erleichtert (Bij de Vaate et al., 2002). Diese Spezies machen heute nicht nur in Österreich den überwiegenden Anteil des Arteninventars aus (Eggers & Martens, 2001; Nesemann et al., 2002); vielmehr wurden die großen Flusssysteme in ganz Europa durch pontokaspische Amphipoden besiedelt. Die zugewanderten Arten gehören zwei Familien an: den *Corophiidae* (in Österreich nur die Gattung *Chelicorophium* (BOUSFIELD & HOOVER, 1997) mit *Chelicorophium curvispinum* (SARS, 1895)) und den weit artenreicheren *Gammaridae*. Letztere beinhalten die Gattung *Dikerogammarus* STEBBING, 1899. Diese kommt in Österreich mit drei Arten vor (*D. villosus* (SOWINSKI, 1894); *D. bispinosus* MARTYNOV, 1925; sowie *D. haemobaphes* (EICHWALD, 1841)). Monospezifische Gattungen dieser Familie in den österreichischen Gewässern sind *Echinogammarus* STEBBING, 1899 (vertreten mit *Echinogammarus trichiatus* (MARTYNOV, 1932)), *Chaetogammarus* MARTYNOV, 1925 mit *Chaetogammarus ischnus* (STEBBING, 1898), sowie die Gattung *Obesogammarus* STOCK, 1972 mit *O. obesus* (SARS, 1894).

Der Invasionserfolg der pontokaspischen Amphipoden wird auf mehrere ökologische Charakteristika dieser Tiere zurückgeführt. In erster Linie sind in diesem Zusammenhang ihr ausgesprochen euryökes und euryhalines Profil (mit oligohaliner Präferenz), ihre unspezifische Nahrungspräferenz und die von ihnen betriebene Brutpflege zu erwähnen. Ursprünglich sind die invasiven Taxa endemisch in Ästuaren und Buchten des Schwarzen und Kaspischen Meeres beheimatet, die eine niedrige Salinität zwischen 0,5 und 5,0 ‰ aufweisen (Bij de Vaate et al., 2002). Die Tiere sind sehr mobil und können sich darüber hinaus mit ihren Pereiopoden in Lückenräumen verspreizen. Daher wird angenommen, dass Schiffshüllen als Transportvektor genutzt werden können (Holdich & Pöckl, 2007). Die meisten neozoischen Evertebraten sind bisher im Hauptgerinne der Donau verblieben. Jedoch wäre es denkbar, dass zumindest ein teilweises Aufwärtswandern in das Hyporhithral der Zubringerflüsse stattfinden könnte. Derartige Tendenzen konnten bereits bei einigen Arten beobachtet werden (Moog et al., 2008).

Ein besonders wichtiger ökologischer Unterschied der Neozoa im Gegensatz zu den einheimischen Arten ist die ausgeprägt räuberische Lebensweise einiger Spezies (Dick & Platvoet, 2000). Diese hat weitreichende Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Populationen einheimischer aquatischer Organismen und somit auf das gesamte Nahrungsnetz (MacNeil et al., 2011). In Bezug auf räuberische Arten ist insbesondere die Gattung *Dikerogammarus* zu nennen, deren Vertreter *D. villosus* aufgrund seines aggressiven Vordringens in europäischen Gewässern bereits Gegenstand zahlreicher Untersuchungen war (zB. Sowinskij, 1894; Carausu, 1943; Platvoet, 2007; van Riel et al., 2007). Die Art zeigt einen für Amphipoden ungewöhnlichen Polymorphismus (Nesemann et al., 1995; Müller et al., 2002; Devin et al., 2004b), dessen Funktion bisher noch nicht aufgeklärt wurde. Der etwas kleinere *D. haemobaphes* wurde im Jahr 1965 als erster Vertreter seiner Gattung in Österreich nachgewiesen (Vornatscher, 1965), ist aber heute kaum mehr anzutreffen bzw. bereits wieder verschwunden (Vonk, 2010). Die dritte nach Österreich eingewanderte Art, *D. bispinosus*, wurde früher fälschlicherweise als Unterart von *D. villosus* betrachtet - sie wurde von Martynov (1925) als *D. villosus bispinosus* erstbeschrieben - und wird erst seit kurzem als eine eigene Art geführt (Müller et al., 2002). Diese Art, die ebenfalls kleiner als *D. villosus* bleibt, wurde im April 1998 zum ersten Mal in der österreichischen Donau bei Linz nachgewiesen (Müller & Schramm, 2001). *D. bispinosus* gehört mittlerweile in der österreichischen Donau zu den am häufigsten anzutreffenden Invertebraten und übertrifft in seinen Populationsdichten teilweise sogar *D. villosus* (eigene Beobachtung). Über die Ökologie von *D. bispinosus* im Speziellen ist nur wenig bekannt; die phäno- und

genotypische Ähnlichkeit mit *D. villosus* (Eggers & Martens, 2001; Müller et al., 2002) lässt jedoch ein ähnliches ökologisches Profil vermuten.

Die bisher publizierten Untersuchungen lassen wichtige ökologische Fragen unbeantwortet: Ist *D. bispinosus* eine Spezies mit einem ebenso räuberischen Ernährungsprofil wie *D. villosus*? Warum verdrängen *Dikerogammarus*-Arten einheimische Evertebratenarten im Hyporhithral der Zubringerflüsse zu Hauptströmen wie der Donau nicht? Daraus ergibt sich in der Folge die Frage, ob die Wassertemperatur in Bezug auf die Koexistenz mit invasiven Amphipoden ein Faktor sein könnte, der einheimischen Amphipodenpopulationen wie zB. *G. roeselii* einen Vorteil verschafft. Würde letztere Vermutung zutreffen, so könnten die Populationen einheimischer Amphipoden in im Jahresschnitt wärmeren Gewässern bzw. im Sommer einem höheren Raubdruck durch *D. bispinosus* ausgesetzt sein. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es daher, folgende Hypothesen zu überprüfen:

- *D. bispinosus* ist ebenso räuberisch wie die anderen Vertreter der Gattung *Dikerogammarus* und benötigt daher für seine Diät tierische Anteile.
- Der Prädationsdruck, dem *G. roeselii* durch den Invasor *D. bispinosus* ausgesetzt ist, ist bei niedrigen Wassertemperaturen herabgesetzt.
- Die Temperaturabhängigkeit des Prädationsdrucks von *D. bispinosus* manifestiert sich in den temperaturabhängigen Einzelabläufen der Beutefangsequenz.

Diese Hypothesen sollten anhand von Experimenten bei konstanter Temperatur überprüft werden; einerseits Prädationsexperimente, die den Raubdruck über mehrere Tage hinweg untersuchten, sowie andererseits Hochgeschwindigkeits-Kamera-Aufnahmen zur Dokumentation der Beutefangsequenz.

2 Material und Methoden

Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Daten wurden im Zeitraum von Dezember 2009 bis Dezember 2010 erhoben. Sämtliche experimentellen Arbeiten wurden an lebenden Amphipoden durchgeführt, welche in der Donau und dem Unterlauf des Weidlingbachs (beide im Raum nördlich von Wien) bzw. in der Donau im Raum Wachau gesammelt wurden. Die Durchführung der Experimente und die Hälterung der Amphipoden fanden am Department für Limnologie der Universität Wien statt.

2.1 Untersuchte Arten

2.1.1 *Gammarus roeselii* GERVAIS, 1835 (Amphipoda: Gammaridae)

G. roeselii erreicht eine maximale Körpergröße von 22 mm (Männchen). Die Bestimmung der Art ist einfach, da das Pleon über 3 bis 4 dorsale Fortsätze („Carinae“) verfügt, welche bereits makroskopisch eindeutig zu identifizieren sind und bei den sympatrisch vorkommenden Arten der Gattung nicht vorhanden sind. Die Antenne II ist eher klein und dicht mit Setae besetzt. Die Pereiopoden III und IV tragen zahlreiche lange Setae. Die Pereiopoden V bis VII tragen Dornen und Setae entlang der anterioren Grenze der Segmente III bis VI. Die Farbe lebender Exemplare variiert von grün oder gelb bis braun oder grau, je nach Region, aufgenommener Nahrung, Stadium im Häutungsablauf, Untergrund und Parasitenbefall. Oft zeigen die Tiere rote Punkte auf den Epimerplatten. Weibchen bleiben etwas kleiner als die Männchen und zeigen, wie für Gammariden typisch, einen Sexualdimorphismus, der sich in beinahe jedem Körperanhang manifestiert. Die wichtigsten Geschlechtsunterschiede bei den Weibchen sind: (a) Die Setation beider Pedunkulen und der flagellaren Segmente von Antenne II ist weniger entwickelt; (b) der Propodus der Pereiopoden I und II ist relativ kleiner und niemals mit einem medialen Dorn besetzt; die Setation der Pereiopoden III bis VII ist weniger dicht und für gewöhnlich kürzer; (c) die Pereiopoden II bis V tragen Oostegite, deren Form altersabhängig ist, wobei bei den erwachsenen Weibchen die Oostegite dicht mit Setae besetzt sind; (d) plumose Setae sind am äußeren Rand des Exopodit des Uropoden III abwesend (Karaman & Pinkster, 1977).

G. roeselii lebt sowohl in stehenden als auch in fließenden Gewässern. In sommerkalten Fließgewässern findet man *G. roeselii* in den Mittel- und Unterläufen, wo die Strömungsgeschwindigkeiten und die täglichen bzw. jährlichen Temperaturänderungen nicht zu hoch sind (Karaman & Pinkster, 1977). In sommerwarmen Fließgewässern mit niedriger

Fließgeschwindigkeit ist *G. roeselii* die typische und dominante Spezies, die in hohen Dichten anzutreffen ist (Nesemann et al., 1995). Mit geringerer Valenz findet man *G. roeselii* aber auch in allen anderen biozönotischen Regionen entlang des Fließgewässer-Längsverlaufs, außer im Hypopotamal (Nesemann et al., 2002). Oft findet man *G. roeselii* koexistierend mit *G. pulex* und *G. fossarum*. Verglichen mit den beiden letztgenannten scheint *G. roeselii* weniger widerstandsfähig gegenüber hohen Strömungsgeschwindigkeiten zu sein, insbesondere bei niedrigen Temperaturen (Meijering, 1972, Vobis, 1973). In Habitateen, die seit den 1960er Jahren von *G. roeselii* neu erschlossen wurden, ist dies vermutlich die Ursache für den Verbleib der Art in den unteren Regionen der Flüsse nahe dem Zusammenfluss mit dem Hauptstrom. Die derzeitige Verbreitung von *G. roeselii* ist der Abbildung 1 zu entnehmen.

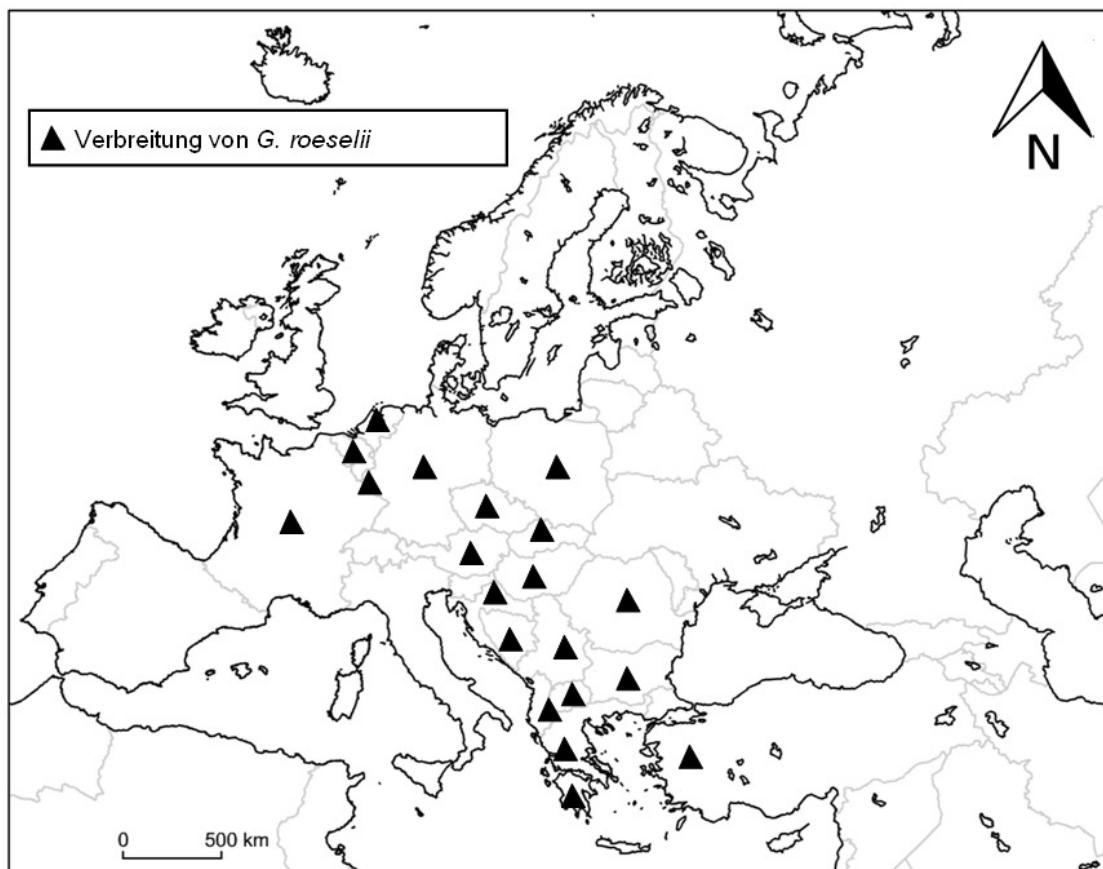


Abbildung 1: Verbreitungskarte von *G. roeselii*. (Kartengrundlage: <http://www.hist-geo.com> (verändert), Daten: (Vonk, 2010; Grabowski, pers. Mitt.)).

Es wird angenommen, dass die Ausbreitung von *G. roeselii* in Europa in Habitate, welche zuvor nur von *G. fossarum* und *G. pulex* bewohnt waren, mit seiner höheren Toleranz für organische Verschmutzung zusammenhängt (Karaman & Pinkster, 1977); siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Saprobielle Einstufung von *G. roeselii* sowie sympatrisch vorkommender *Gammarus*-Arten (Nesemann et al., 2002). x = xenosaprob, o = oligosaprob, β = β -saprob, α = α -saprob, p = polysaprob (- = keine Präferenz, 10 = maximale Präferenz, bei mangelhafter Datenlage: + = Präferenz); G = Indikationsgewicht (1 = minimaler Zeigerwert, 5 = maximaler Zeigerwert), SI = Saprobitätsindex.

	x	o	β	α	p	G	SI
<i>G. fossarum</i>	1	4	3	2	-	1	1,6
<i>G. pulex</i>	+	2	6	2	-	3	2,0
<i>G. roeselii</i>	-	1	4	5	-	2	2,5

G. roeselii wird den funktionellen Ernährungsgruppen Zerkleinerer, Detritivore, Weidegänger, Räuber und Holzfresser (in absteigender Präferenz gereiht) zugeordnet. Eine sehr ähnliche Ernährungsweise findet sich bei den beiden anderen in Österreich sympatrisch mit *G. roeselii* vorkommenden *Gammarus*-Arten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Einstufung von *G. roeseli* sowie sympatrisch vorkommender *Gammarus*-Arten nach funktionellen Ernährungstypen (Nesemann et al., 2002). ZKL = Zerkleinerer, WEI = Weidegänger, AFIL = Aktive Filtrierer, PFIL = passive Filtrierer, DET = Detritivore, HOL = Holzfresser, RÄU = Räuber, PAR = Parasiten, SON = sonstige Ernährungstypen (- = keine Präferenz, 10 = maximale Präferenz, bei mangelhafter Datenlage: + = Präferenz).

	ZKL	WEI	AFIL	PFIL	DET	HOL	RÄU	PAR	SON
<i>G. fossarum</i>	7	1	-	-	2	+	+	-	-
<i>G. pulex</i>	6	1	-	-	2	+	1	-	-
<i>G. roeselii</i>	5	1	-	-	3	+	1	-	-

2.1.2 Die Gattung *Dikerogammarus* STEBBING, 1899

Die Gattung *Dikerogammarus* umfasst zurzeit insgesamt sieben Arten: *D. aralensis* (ULJANIN, 1875) (systematische Stellung ungeklärt, möglicherweise synonym mit *D. haemobaphes*); *D. caspius* (PALLAS, 1771); *D. macrocephalus* (SARS 1896); *D. oskari* BIRSTEIN, 1946 (Pjatakova & Tarasov, 1996) sowie die bereits eingangs erwähnten Arten *D. villosus*, *D. haemobaphes* und *D. bispinosus*. Bei sämtlichen Arten handelt es sich ursprünglich um Bewohner der Pontokaspis. Die drei letztgenannten Arten (*D. villosus*, *D. haemobaphes* und *D. bispinosus*) sind nach Österreich eingewandert. *D. haemobaphes* soll aufgrund seiner Einwanderungsgeschichte in diesem Kapitel ebenfalls erwähnt werden; da er an den untersuchten Stellen der Donau jedoch abwesend war und in Österreich laut manchen Literaturangaben (zB. Vonk, 2010) als nicht mehr vorhanden gilt, wurde er im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt. *D. bispinosus* wurde im Rahmen dieser Arbeit am intensivsten untersucht; auch *D. villosus* wurde aufgrund seines sympatrischen Vorkommens an den besammelten Stellen berücksichtigt. Aufgrund ihres massierten Auftretens und ihrer jahrzehntelangen Invasionsgeschichte in Europa wurden *D. villosus* und *D. haemobaphes* im Gegensatz zu *D. bispinosus* intensiv untersucht und sollen im folgenden Abschnitt bezüglich ihrer Ökologie exemplarisch für die Gattung *Dikerogammarus* herangezogen werden.

Morphologisch lässt sich die Gattung *Dikerogammarus* leicht von allen anderen in Österreich heimischen Amphipodengattungen unterscheiden, da ihre Vertreter auf den Urosom-Segmenten I und II jeweils ein dorsales Tuberkel tragen. Form und Bedornung der Tuberkel variieren von Art zu Art, außerdem gibt es diagnostische Unterscheidungsmerkmale an den Antennen II und den Gnathopoden (Tabelle 3).

Tabelle 3: Morphologische Unterscheidung der drei sympatrisch vorkommenden *Dikerogammarus*-Arten (Müller et al., 2002).

	Tuberkel auf Urosom 1 & 2		Behaarung der Antenne II		Behaarung des Gnathopoden-Propodus
	Form der Tuberkel	Zahl apikaler Dornen	Pedunculus	Flagellum	
<i>D. haemobaphes</i>	kurz	2	kurz	kurz	kurz
<i>D. villosus</i>	spitz	3-5	kurz	dicht und lang	lang
<i>D. bispinosus</i>	spitz	2	dicht und lang	dicht und lang	dicht und lang

Als aggressive Invasoren verfügen die Arten der Gattung *Dikerogammarus* über viele ökologische Besonderheiten, die sie sehr konkurrenzfähig machen (Bij de Vaate et al., 2002, Grabowski et al., 2007). Dazu gehören eine relativ kurze Generationszeit und ein rasches Wachstum (Devin et al., 2004a, Grabowski et al., 2007). Weiters ist die größere Körperlänge ein begünstigender Faktor; alle sympatrischen (einheimische oder eingewanderte) Amphipodenarten, wie zB. *G. fossarum*, *O. obesus*, *C. ischnus*, *E. trichiatus* und *C. curvispinum* sind in ihrer Körpergröße den *Dikerogammarus*-Arten unterlegen. Der größte heimische Amphipode *G. roeselii* (22 mm) wird in der Donau zwar größtmäßig nicht von den *Dikerogammarus*-Arten übertroffen, an anderen Standorten wurden jedoch *D. villosus*-Exemplare von bis zu 30 mm Länge gefunden (Nesemann et al., 1995). Bezuglich seiner Fekundität hat *D. villosus* mit 194 Eiern das höchste nachgewiesene reproduktive Potential für einen Amphipoden, der außerhalb der Pontokaspis vorkommt (Pöckl, 2007). Arten der Gattung *Dikerogammarus* besitzen ein ausgesprochen euryökes Profil, welches sich bei *D. villosus* beispielsweise in einer euryhalinen Salinitätstoleranz (0 ‰ bis 20 ‰ Salinität) sowie einer eurythermen Temperaturtoleranz mit normalen Körperfunktionen zwischen 1 °C und 25 °C manifestiert (Bruylants et al., 2001). Schließlich zeigen die *Dikerogammarus*-Arten ein äußerst breites Nahrungsspektrum; Platvoet et al. (2009a) dokumentierten für *D. villosus* Abweiden (Grazing), die Aufnahme von Detritus, Partikelfressen, Koprophagie, Prädation benthischer und frei schwimmender Invertebraten sowie von Fischeiern und -larven, weiters die Aufnahme von Byssusfäden der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771). Die Ernährungsweise lässt daher eine starke räuberische Tendenz erkennen, darüber hinaus wird *D. villosus* (und analog *D. haemobaphes*) den Ernährungstypen Zerkleinerer, Detritivore und Sonstige sowie Xylophage (Holzfresser) zugeordnet (Tabelle 5).

Die gegenwärtige Ausbreitung der Gattung *Dikerogammarus* in Europa kann der Karte in Abbildung 2 entnommen werden.

***Dikerogammarus villosus* (SOWINSKI, 1894)**

D. villosus erreicht in der Donau bis zu 22 mm Körpergröße und ist damit der größte Vertreter der Gattung. Die Antennen sind auffällig rötlich (Eggers & Martens, 2001), während die übrige Körperfärbung einen Polymorphismus aufweist; es existieren je nach Einteilung etwa fünf bis acht Farbvarianten (uniform pigmentierte Individuen unterschiedlicher Färbung, quer gestreift bzw. getigert, zwei unterschiedliche Fleckungsvarianten und zwei unterschiedliche längs dorsal gestreifte Morphen (Nesemann et al., 1995; Eggers & Martens, 2001; Devin et al., 2004a). Die Bestimmung von *D. villosus* erfolgt aufgrund der Merkmale in Tabelle 3. Ursprünglich war die Art in Unterläufen der ins Schwarze Meer mündenden Flüsse und nur bis zum Mittellauf der Donau verbreitet. Die zurzeit westlichste Verbreitungsgrenze ist das Rhône-System. In Nesemann et al. (2002) wird *D. villosus* in die biozönotische Region des Epipotamals (höchste Präferenz, 4 Punkte) und des Meta- und Hypopotamals eingeordnet (niedrigere Präferenz, beide jeweils 3 Punkte). Der Saprobitätsindex laut Nesemann et al. beträgt 2,1.

***Dikerogammarus haemobaphes* (EICHWALD, 1841)**

D. haemobaphes erreicht 18 mm Körpergröße und kann mit dem morphologisch variablen *D. villosus* unter Umständen verwechselt werden; früher wurde *D. villosus* zum Teil als *D. haemobaphes* bezeichnet. Die Bestimmung und Unterscheidung von den anderen beiden neobioten Arten erfolgt aufgrund der Merkmale in Tabelle 3. In Nesemann et al. (Nesemann et al., 2002) wird *D. haemobaphes* mit höchster Präferenz in die Regionen Epipotamal und Litoral eingeordnet (3 Punkte), die Regionen Meta- und Hypopotamal werden mit einer niedrigeren Präferenz (2 Punkte) bewertet, dem Profundal wird eine nicht näher spezifizierte Präferenz (ohne Punktebewertung) zugeordnet. Der Saprobitätsindex laut Nesemann et al. (2002) beträgt 2,2.

***Dikerogammarus bispinosus* MARTYNOV, 1925**

Die Körpergröße von *D. bispinosus* erreicht bis zu 16 mm. Vor allem adulte Männchen sind aufgrund der Merkmale in Tabelle 3 sehr einfach zu identifizieren, Schwierigkeiten bereitet

jedoch (wie auch bei den anderen bei uns aufgetretenen *Dikerogammarus*-Arten) die Bestimmung von Juvenilen sowie von Weibchen, insbesondere subadulter Weibchen.

Über die Ökologie von *D. bispinosus* im Speziellen ist wenig bekannt, da bis vor wenigen Jahren die systematische Stellung der Art noch unklar war und sie oft zu *D. villosus* gestellt wurde. *D. bispinosus* wurde in der österreichischen Donau zum ersten Mal 1998 bei Linz (Müller & Schramm, 2001) sowie im selben Jahr in der deutschen Donau im Bereich der Isarmündung (Eggers & Martens, 2001) nachgewiesen. Die Zuordnung von *D. bispinosus* zu funktionellen Ernährungsgruppen, die saprobielle Einstufung und die Zuordnung zu den biozönotischen Regionen ist in Nesemann et al. (2002) daher noch nicht erfolgt; es wird vermutet, dass *D. bispinosus* aufgrund der morphologischen Ähnlichkeit ebenso wie die beiden vorgenannten Arten als Allesfresser mit räuberischer Tendenz anzusehen ist. So wie andere pontokaspische Neobiota konnte *D. bispinosus* bisher nur in den Hauptgerinnen der großen Flussysteme wie der Donau nachgewiesen werden (Müller & Schramm, 2001).

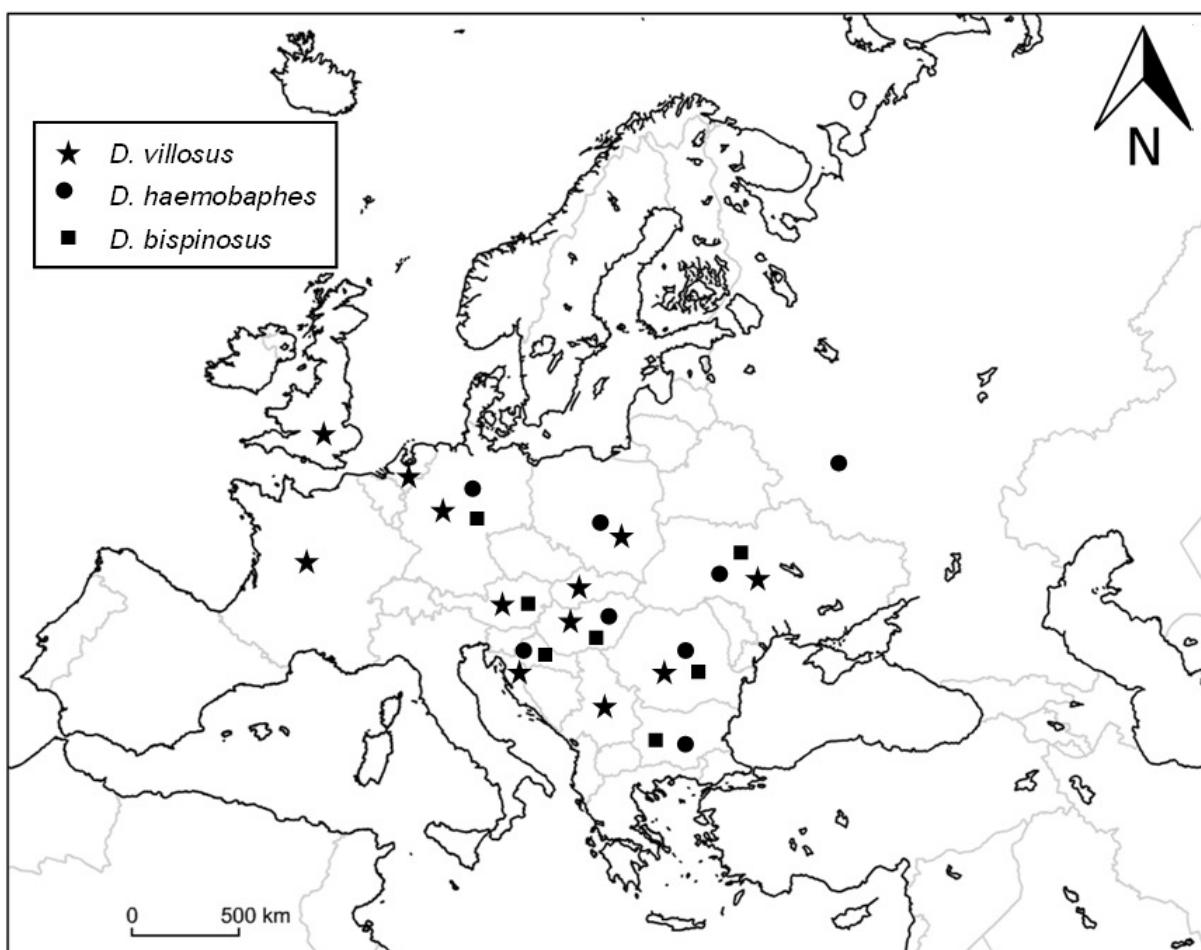


Abbildung 2: Verbreitungskarte von *Dikerogammarus* sp. (Kartengrundlage: <http://www.hist-geo.com> (verändert), Daten: Vonk, 2010; Grabowski, pers. Mitt.).

Tabelle 4: Saprobielle Einstufung der in Österreich vorkommenden Arten der Gattung *Dikerogammarus* (Nesemann et al., 2002). X = xenosaprob, o = oligosaprob, β = β -saprob, α = α -saprob, p = polysaprob, (- = keine Präferenz, 10 = maximale Präferenz, bei mangelhafter Datenlage: + = Präferenz); G = Indikationsgewicht (1 = minimaler Zeigerwert, 5 = maximaler Zeigerwert), SI = Saprobitätsindex.

	X	O	β	α	P	G	SI
<i>D. haemobaphes</i>	-	1	6	3	-	3	2,2
<i>D. villosus</i>	-	1	7	2	-	3	2,1

Tabelle 5: Ernährungstypen der in Österreich vorkommenden Arten der Gattung *Dikerogammarus* (Nesemann et al., 2002). ZKL = Zerkleinerer, WEI = Weidegänger, AFIL = Aktive Filtrierer, PFIL = passive Filtrierer, DET = Detritivore, HOL = Holzfresser, RÄU = Räuber, PAR = Parasiten, SON = sonstige Ernährungstypen (- = keine Präferenz, 10 = maximale Präferenz, bei mangelhafter Datenlage: + = Präferenz).

	ZKL	WEI	AFIL	PFIL	DET	HOL	RÄU	PAR	SON
<i>D. haemobaphes</i>	2	1	-	-	2	+	3	-	2
<i>D. villosus</i>	2	1	-	-	2	+	3	-	2

2.2 Freilandarbeit

Einen Überblick über die Sammeltermine geben Tabelle 6 und Tabelle 7. Bei einigen Besammelungsterminen (Tabelle 6) wurden zusätzlich zur Aufsammelung lebender Tiere einige Amphipoden zur späteren Bestimmung in Ethanol (70 % bis 96 %) fixiert. Die in den Proben enthaltenen Tiere wurden später mit dem „Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands“ (Eggers & Martens, 2001) soweit möglich auf Artniveau bestimmt. Bei jeder Besammelung und jeder Entnahme von Standortwasser wurde zur Qualitätssicherung der Versuche der pH-Wert mit einem pH-Meter (WTW PH 330) sowie Leitfähigkeit und Temperatur mit einem Conductometer (WTW Cond 330i) kontrolliert. Die Daten sind ebenfalls in Tabelle 6 und Tabelle 7 zusammengefasst. Amphipoden wurden grundsätzlich mit einem Drahtsieb (Maschenweite 1,5 mm) mittels Kicksampling im Uferbereich gesammelt. Dabei wurde, am Ufer watend, Sediment mit den Füßen aufgewirbelt und die flüchtenden Amphipoden mit dem Drahtsieb eingefangen und in einen wassergefüllten Kübel überführt. Im Fall der Besammelung zum Zweck der Fixierung und späteren Bestimmung wurde jeweils der CPUE (Catch per unit effort) für eine Zeit von 40 Minuten festgehalten. Für die Gattung *Dikerogammarus* wurden die Sand-Kies-Bänke der Donau bei Rührsdorf (Wachau, Stromkilometer 2012,5) und beim Strombad Kritzendorf bei Wien (Stromkilometer 1944,0) besammelt. Die Besammelungen und Probenahmen waren stets vom Wasserstand abhängig und konnten nur bei Niedrigwasser bis zu einem Pegelstand von etwa 300 cm durchgeführt werden. Weiters war eine Besammelung bei einem erst kürzlich angestiegenen Pegel kaum erfolgreich, da die bisher trocken gefallenen Uferzonen noch nicht von Amphipoden besiedelt werden konnten. Zur Planung jedes Besammelungstermins wurden daher jeweils im Vorfeld die Pegelstandsdaten über das

Informationssystem „DoRIS“ der via donau (Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH) unter der Internetadresse <http://www.doris.bmvit.gv> abgerufen. Für die Stellen in Kritzendorf und Klosterneuburg wurde die Pegelstandsmessung Korneuburg herangezogen, für die Stelle in Rührsdorf die Pegelstandsmessung Kienstock.

Abbildung 3 ist die zur Interpretation der Besammlungsergebnisse notwendige Übersicht über die Jahresverläufe der Donaupiegel an den besammelten Stellen zu entnehmen. Die Besammelungstermine sind dabei jeweils mit einem roten Pfeil gekennzeichnet. Die Sammeldaten und Sammelorte sowie deren Koordinaten sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6: Sammeldaten und Sammelorte für *Dikerogammarus* sp. und/oder Hälterungswasser sowie limnochemische Parameter und der Pegelstand an der Donau.

Datum	Donau			Pegel (cm)	Limnochemische Parameter		Temperatur (° C)
	Kritzendorf 48°20'38'' N 16°18'00'' O	Rührsdorf 48°23'54'' N 15°28'45'' O	Klosterneuburg 48°19'42'' N 16°19'43'' O		Leitfähigkeit (μS cm⁻¹)	pH-Wert	
17. Dez. 2009	•			253	438	8,26	4,4
22. Dez. 2009	•			262	-	-	-
26. Dez. 2009	•			265	466	8,18	2,6
30. Dez. 2009	•			238	467	8,23	2,8
30. Dez. 2009		•		231	458	8,23	2,8
14. Jän. 2010			•	219	477	8,37	3,2
30. Jän. 2010			•	208	529	8,40	1,8
18. Feb. 2010		•		180	544	8,35	2,4
18. Feb. 2010	•			206	548	8,45	2,4
8. März 2010			•	247	464	8,33	4,4
22. Sept. 2010		•		255	395	8,25	14,7
30. Nov. 2010		•		223	465	8,30	4,8
16. Dez. 2010			•	303	470	8,53	1,8

Die Aufsammlungen von *G. roeselii* erfolgte im Hyporhithral des Weidlingbachs (48°18'03'' N, 16°20'01'' O); die Termine der Aufsammlungen und die an der Sammelstelle erhobenen Daten werden in Tabelle 7 zusammengefasst. Bei den meisten Besammelungen wurde auch Standortswasser in zwei 20-Liter-Kanistern für Experimente und Amphipodenhalterung mitgenommen.

Tabelle 7: Sammeldaten für *G. roeselii* und Hälterungs-wasser sowie limnochemische Parameter.

Datum	Limnochemische Parameter		
	Leitfähigkeit	pH-Wert	Temperatur
17. Dez. 2009	744	8,55	1,4
26. Dez. 2009	734	8,47	4,6
30. Dez. 2009	734	8,37	5,1
14. Jän. 2010	792	8,45	3,2
30. Jän. 2010	780	8,45	1,7
18. Feb. 2010	783	8,59	3,5
18. Feb. 2010	783	8,59	3,5
27. Feb. 2010	485	8,37	8,0
8. März 2010	774	8,46	0,1
22. Sept. 2010	699	8,23	15,7
30. Nov. 2010	864	8,67	3,4

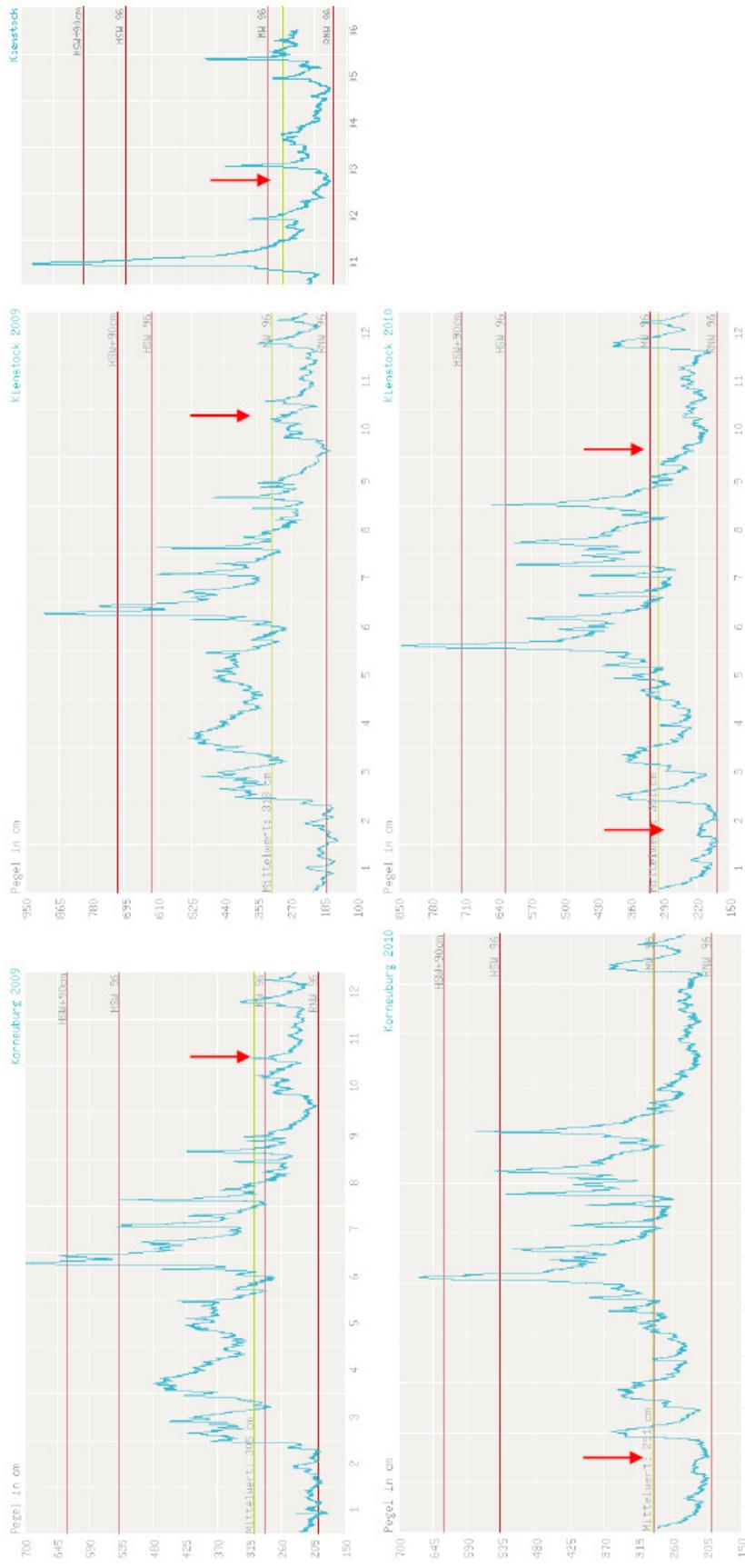


Abbildung 3: Übersicht über die Jahresverläufe der Donau-Pegelstände an den besammelten Stellen (Rote Pfeile kennzeichnen die jeweiligen Sammeltermine; HSW 96 = höchster schiffbarer Wasserstand = Wasserstand, der im 30-jährigen Vergleichszeitraum an 1 % der Tage erreicht wurde; MW 96 = Mittelwasser = über 30 Jahre gemitteltes Jahrsesabflussmittel; RNW 96 = Regulierungsniederwasser = Wasserstand, der an 94 % der Tage im 30-jährigen Vergleichszeitraum erreicht wurde).

Grafiken: <http://www.doris.bmvit.gv.at> (leicht verändert); Erläuterungen: <http://www.donauschiffahrt.info>.

2.3 Laborexperimente

2.3.1 Konkurrenzexperimente

Das verwendete experimentelle Design beruht auf einer 1:1 Konkurrenzsituation zwischen zwei Amphipoden, sowie auf einer 1:0 Isolationssituation mit nur einer anwesenden Amphipodenart. Dies bedeutet, dass zwei Gruppen von abgeschlossenen Versuchsaquarien (Mikrokosmen) jeweils wie folgt mit Amphipoden besetzt wurden:

1. Versuchsgruppe – Besatz mit einem Individuum von *G. roeselii* (als Beute) und einem Individuum von *D. bispinosus* (als Prädator). Die Mortalität von *G. roeselii* aufgrund Prädation und natürlicher Sterblichkeit wurde ausgewertet.
2. Kontrollgruppe – Eine zweite Gruppe von Mikrokosmen wurde mit nur einem Individuum von *G. roeselii* besetzt, um die natürliche Mortalität unter den gegebenen Versuchsbedingungen festzustellen.

Die Mikrokosmen wurden für 5 Tage konstanten Temperatur- (2, 12, 22 °C) und Lichtverhältnissen (Tag:Nacht = 10:14 h) ausgesetzt und täglich kontrolliert. Das Versuchsdesign ist in Tabelle 8 zusammengefasst.

Tabelle 8: Versuchsdesign mit der jeweiligen Anzahl an Stichproben (Lichtzyklus 10 h hell, 14 h dunkel).

Temperatur	Versuchsgruppe 1 <i>D. bispinosus</i> : 1 <i>G. roeselii</i>	Kontrollgruppe 1 <i>G. roeselii</i>
2°C	n = 45	n = 45
12°C	n = 45	n = 45
22°C	n = 45	n = 45
n _{gesamt} = 135		n _{gesamt} = 135

Sowohl zur Hälterung als auch zum Aufbau der Versuchsanordnung wurden Kühl-Brutschränke der Firma Rumed Rubarth Apparate GmbH verwendet. Für die Experimente wurde der Typ 3201 verwendet, zur Hälterung das Modell Typ 3202. Beide erlauben eine konstante Temperierung und eine zeituhrgesteuerte Beleuchtung der Versuchsanordnung. Als Lichtquelle wurden im Typ 3201-Kühl-Brutschrank eine OSRAM L White 20W/640S – Leuchtstoffröhre, im Typ 3202 eine OSRAM White 18 W/640-Leuchtstoffröhre verwendet. Beide simulierten einen Tag:Nacht-Rhythmus von 10:14 Stunden (Lichtquelle ein: 7:00 Uhr, Lichtquelle aus: 17:00 Uhr).

Vor und zwischen den Versuchen wurden die Amphipoden in belüfteten Kübeln (Luftpumpen Typ 101 und 301 der Firma RENA) mit einem Inhalt von 5 bis 15 Litern Standortwasser bei 10 °C gehältert. Die Amphipoden wurden ihrer Herkunft entsprechend (Donau oder Weidlingbach) in getrennten Behältern mit dementsprechendem Standortwasser gehältert. Als strukturgebende Materialien wurden Steine, Holz und anderes natürliches Substrat vom natürlichen Standort in die Behälter eingebracht. Alle 14 Tage erfolgte ein Teilwasserwechsel mit Standortwasser. Als Futter wurden kleingeschnittene Karotten sowie Ahorn- und Erlenlaub aus dem Weidlingbach ad libitum gegeben.

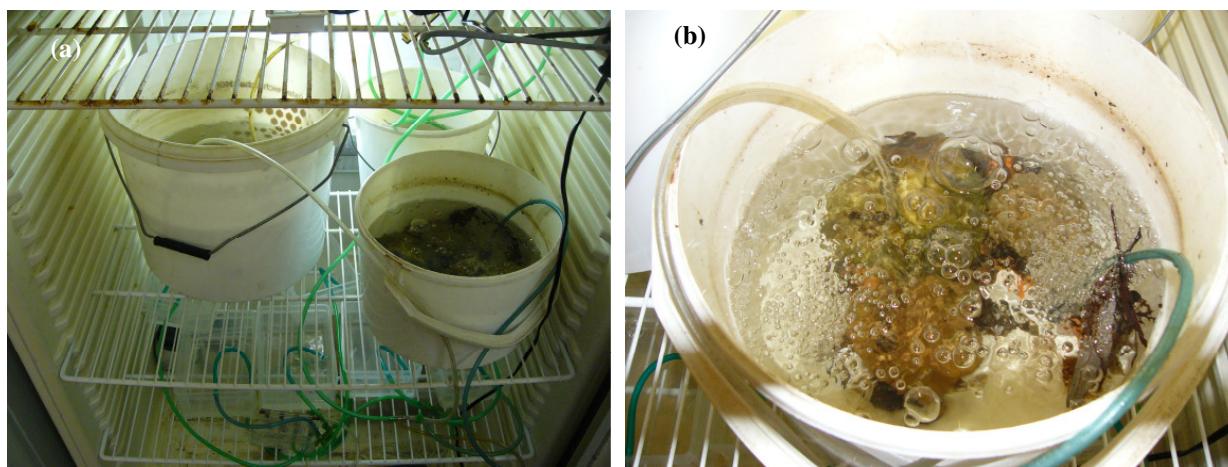


Abbildung 4: (a) Hälterungskübel für Amphipoden, aufgestellt in einem Rumed Kühl-Brutschrank; (b) Aufsicht auf einen der belüfteten Hälterungskübel mit darin enthaltenen Steinen, Laub und Holz.

Als Mikrokosmen wurden 30 Stück Haushaltsbehälter aus semitransparentem Polypropylen-Kunststoff (PP) mit einer Innenabmessung von jeweils 15 x 10 x 10 cm verwendet. In die Behälter wurde ein Wasservolumen von 0,5 l, bestehend aus einer 50:50-Mischung aus Donauwasser und Weidlingbachwasser, eingefüllt. Bevor die 50:50-Wassermischung in die Mikrokosmen gefüllt wurde, erfolgte eine Bestimmung von Leitfähigkeit und pH-Wert.

Pro Mikrokosmos wurden drei transparente und ungefärbte Glaslinsen mit der konkaven Seite nach unten als Strukturelemente in den Ecken des Mikrokosmos angeordnet. Die Glaslinsen ermöglichten den Tieren zwar nicht, ein lichtgeschütztes Versteck aufzusuchen (negative Phototaxis), erfüllten aber die thigmotaktischen Bedürfnisse der Amphipoden und erlaubten gleichzeitig eine mühelose Kontrolle der Tiere. In die verbliebene vierte Ecke wurde das Ende eines handelsüblichen Aquarien-Luftschlauchs eingelegt, der zur Durchlüftung des Wasserkörpers in den Mikrokosmen diente (siehe Abbildung 5 (a) und (b)). Alle 30 Mikrokosmen wurden an eine leistungsstarke ASF Thomas Industries WISA-Luftpumpe angeschlossen und mithilfe dieser Pumpe durchlüftet. Der Luftstrom wurde so eingestellt,

dass etwa 5 Luftblasen pro Sekunde aus dem Luftschauch austraten. Bis auf die während der fünfjährigen Versuchsdauer eingebrachten Futterquelle waren keine weiteren Strukturen in den Mikrokosmen vorhanden.

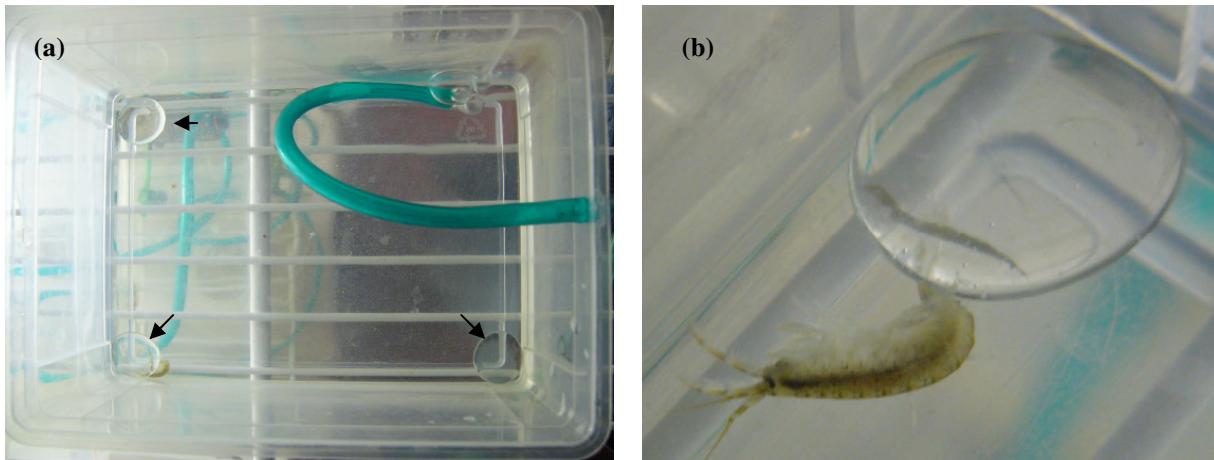


Abbildung 5: (a) Aufsicht auf einen Mikrokosmos. In den drei Ecken (Pfeile) befinden sich die Glaslinsen, welche als Strukturelemente dienten; (b) Nahaufnahme einer Glaslinse mit einem Versuchstier (*D. bispinosus*), das sich soeben in den Spaltenraum zwischen Glaslinse und Boden zurückzieht.

Zu Beginn einer Versuchsreihe wurde eine der drei Versuchstemperaturen statistisch zufällig ausgewählt und am Kühl-Brutschrank eingestellt (2, 12 oder 22 °C). Dann wurden 30 Mikrokosmen wie oben beschrieben vorbereitet; die Zahl von 30 war insofern vorgegeben, als die Platzverhältnisse im Kühl-Brutschrank die Anzahl der nebeneinander aufzustellenden Mikrokosmen limitierte.

Anschließend wurden 15 Individuen der obersten Größenklasse von *D. bispinosus* in den Hälterungsbecken zufällig ausgewählt. Die Artbestimmung erfolgte aufgrund ihrer Größe problemlos ohne Betäubung und innerhalb weniger Sekunden unter dem Binokular. Weiters wurde der morphologische Zustand der Tiere kontrolliert und Individuen, die einen kranken oder schwachen Eindruck machten, Parasiten oder fehlende Extremitäten (insbesondere fehlende oder teilweise beschädigte Gnathopoden) aufwiesen, von den Versuchen ausgeschlossen. Dann wurden die Tiere zur Akklimation einzeln in 15 Mikrokosmen eingesetzt. Die Tiere wurden stets für 48 Stunden an die jeweilige Versuchstemperatur und den veränderten Wasserchemismus gewöhnt. Im Falle von *D. bispinosus* geschah dies - um Kannibalismus während der Akklimation zu verhindern - einzeln in den im Kühl-Brutschrank aufgestellten Mikrokosmen, in denen anschließend auch die Konkurrenzversuche stattfanden. Während der Dauer der Akklimation erhielt *D. bispinosus* kein Futter.

Analog wurde bei *G. roeselii* vorgegangen, wobei bei dieser Art kleinere und mittlere Individuen ausgewählt wurden. Im Falle von *G. roeselii* fand die Akklimation in einem 5 l-Gemeinschaftsbecken mit 35 bis 50 Individuen statt. Dieses Gemeinschaftsbecken wurde im Unterschied zu *D. bispinosus* mit Futter ad libitum in Form von kleingeschnittenen Karotten versorgt.

Nach Ende der 48-stündigen Akklimation wurden 30 Individuen von *G. roeselii* einzeln abgewogen und pro Mikrokosmos ein Individuum mit einer Futterquelle eingesetzt. Das Futter bestand pro Mikrokosmos aus einer Karottenscheibe von etwa 2 cm Durchmesser und 5 mm Dicke, die in dem verwendeten Standortwasser 48 Stunden bei 10 °C vorgeweicht wurde. Individuen von *G. roeselii*, die leichter als 10 mg und schwerer als 50 mg waren, wurden von den Versuchen ausgeschlossen. Zur Gewichtsbestimmung der Amphipoden wurde eine „Mettler PM480 Delta Range“- Feinwaage benutzt (Messgenauigkeit = 1 mg). Vor der Wiegung wurde anhaftendes Wasser durch Filterpapier entfernt. Die Wiegung erfolgte in einer mit Wasser aus dem Akklimationsbecken gefüllten Petrischale aus Kunststoff.

Das Einsetzen von *G. roeselii* markierte den Start einer experimentellen Serie. An den darauffolgenden fünf Tagen wurde jeweils zwischen 16 und 17 Uhr, kurz vor dem Abschalten der Beleuchtung, jeder Mikrokosmos auf erbeutete oder verendete Tiere kontrolliert sowie protokolliert, ob eine Häutung stattgefunden hatte. Die Beobachtungen wurden mit sämtlichen Angaben zur jeweiligen Versuchsserie in ein Datenblatt eingetragen (siehe Anhang). Nach einem Ausfall von *G. roeselii* am ersten, zweiten, dritten oder vierten Versuchstag wurde der Kadaver, soweit er nicht von *D. bispinosus* konsumiert wurde, entfernt. Anschließend wurde der betreffende Mikrokosmos mit einem mindestens für 48 Stunden akklimierten *G. roeselii* nachbesetzt. Für den Fall, dass *D. bispinosus* verendete, war der Versuch in dem jeweiligen Mikrokosmos beendet.

Nach Versuchsende (dh., am Ende des fünften Tages) wurde *D. bispinosus* einzeln analog zu *G. roeselii* gewogen und auf das Geschlecht überprüft. Diese Bestimmungen wurden an das Ende des Experiments gestellt, um den Stress für die Tiere im Vorfeld möglichst zu reduzieren. Zur Geschlechtsbestimmung wurden die Amphipoden anschließend an die Versuche einzeln in Ethanol (70 %) fixiert; als nicht-lethale Alternativmethode wurde ein Teil der Amphipoden zu diesem Zweck mit Mineralwassser betäubt. Anschließend wurde

unter einem Binokular überprüft, ob die Tiere über Oostegite verfügen (siehe Abbildung 6 (a) und (b)).

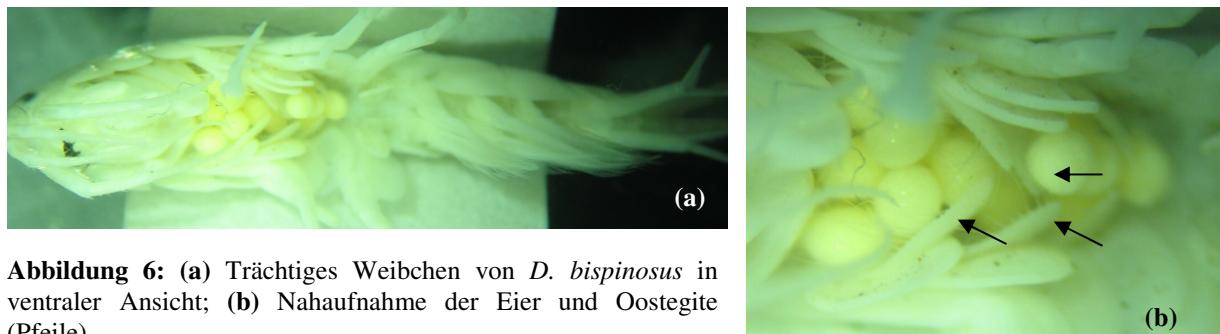


Abbildung 6: (a) Trächtiges Weibchen von *D. bispinosus* in ventraler Ansicht; (b) Nahaufnahme der Eier und Oostegite (Pfeile).

In Tabelle 9 wird der zeitliche Ablauf der Experimente dargestellt.

Tabelle 9: Zeitlicher Verlauf der Konkurrenzexperimente im Zeitraum Jänner - März 2010. Für jede Beschickung des Kühl-Brutschranks mit jeweils 30 Mikrokosmen wurde eine Seriennummer vergeben. Die Stichprobenanzahl (Zahl besetzter Mikrokosmen) jeder Seriennummer beträgt pro Versuchsgruppe $n = 15$ und pro Kontrollgruppe $n = 15$. Die limnochemischen Parameter (Leitfähigkeit, pH-Wert) des Standortwasser-Gemischs (50:50) wurden zu Beginn des Experiments gemessen. Die Versuchstemperaturen (2, 12 oder 22 °C) wurden statistisch zufällig einer Seriennummer zugeordnet.

Seriennummer	Zeitraum von	Zeitraum bis	Leitfähigkeit ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	pH-Wert	Temperatur (°C)
1	2. Jän.	9. Jän.	583	8,58	2
2	9. Jän.	16. Jän.	558	8,13	22
3	16. Jän.	23. Jän.	585	8,45	12
4	23. Jän.	30. Jän.	609	8,42	12
5	30. Jän.	6. Feb.	651	8,37	2
6	13. Feb.	20. Feb.	597	8,48	22
7	20. Feb.	27. Feb.	656	8,46	2
8	27. Feb.	6. März	609	8,42	12
9	8. März	15. März	615	8,38	22

Zur statistischen Auswertung des Datenmaterials wurde das Programm Statgraphics 5.0 verwendet. Die grafische Darstellung der Ergebnisse erfolgte mit SigmaPlot 11.0.

2.3.2 Filmanalysen

Die Filmanalysen wurden im Dezember 2010 durchgeführt. Das experimentelle Design sollte es ermöglichen, die Funktion der Gnathopoden bei zwei verschiedenen konstanten Temperaturstufen (8 und 18 °C) miteinander zu vergleichen. Die Versuchsanordnung umfasste eine Vorrichtung zur Gewährleistung der konstanten Versuchstemperatur, eine Küvette zur Fixierung der Amphipoden in einer lateralen Position und eine Hochgeschwindigkeitskamera.

Zur Einstellung einer konstanten Temperatur wurde in einem Aquarium mit 45 l Inhalt ein Tauchkühler mit Thermostat der Marke Fryk TK 1001 (Firma Kältetechnik Esslingen) eingetaucht. Das Aquarium wurde mit Wasser gefüllt und zur gleichmäßigen

Temperaturverteilung über das gesamte Becken mittels Kreiselpumpe (Firma Rena, Typ RFPN C20, Umwälzleistung $3,4 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$), die einen kontinuierlichen Wasserstrom erzeugte, in Umlauf gebracht. Die Temperatur wurde mit dem Temperaturfühler eines Conductimeters („Cond 330i“ der Firma WTW), der direkt neben der eingehängten Küvette angebracht wurde, überwacht und protokolliert.

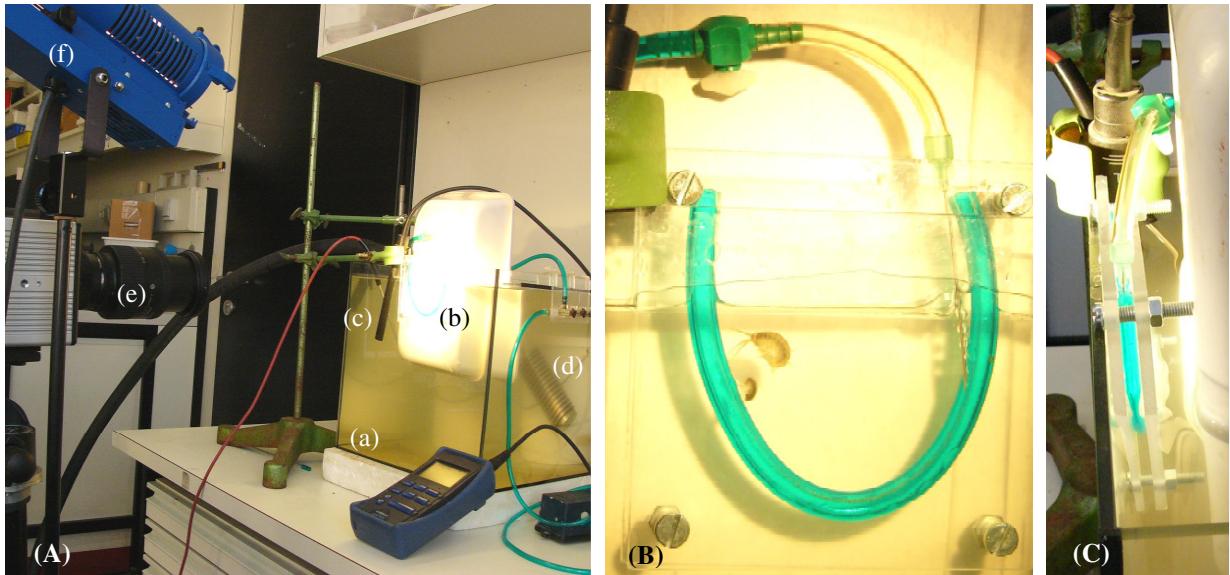


Abbildung 7: (A) Versuchsanordnung mit 20 l-Aquarium (a), eingehänger Küvette (b), Temperatur-Sensor (c), Tauchkühler (d), Kameraobjektiv (e) und Dedo-Cool-Spot (f); (B) belüftete Küvette mit zwei Amphipoden; (C) eingehängte Küvette zwischen Aquarienglas und dem weißen Hintergrundobjekt.

Die Küvette diente dazu, die Amphipoden in eine aufrechte Position zu zwingen, um die Bewegungen der Gnathopoden lateral filmen zu können. Dazu wurde die Küvette aus zwei $10 \times 10 \text{ cm}$ großen Plexiglasplatten hergestellt, die von 4 Schrauben in einem Abstand von 7 mm zusammengehalten wurden. Als Abstandhalter und gleichzeitig als Abdichtung des in der Küvette vorhandenen Wassers (25 ml) fungierte ein U-förmig eingelegter Luftschauch. Als Belüftung wurde ein an eine Aquarienluftpumpe (Rena 301) angeschlossene Kanüle in die Küvette eingesetzt; diese erzeugte in der Küvette einen Luftaustritt von etwa 5 Blasen pro Sekunde.

Eingehängt wurde die Küvette mittels Stativ an der Vorderseite des Aquariums (Abbildung 7), und zwar zwischen Glasscheibe und dem von einem Stativ in Position gehaltenen weißen Hintergrundobjekt. Dieses war nötig, um eine optimale Sichtbarkeit der Gnathopodenbewegungen zu erreichen.

Zur Aufnahme der Amphipoden wurde eine „Photron Fastcam-X 1024 PCI“ Hochgeschwindigkeits-Kamera (Blendeneinstellung am Objektiv: 16) verwendet. Bei einer

Auflösung von 1024×1024 Pixeln wurden 8bit Grau-Aufnahmen mit $1000 \text{ Frames} \cdot \text{s}^{-1}$ aufgezeichnet. Durch diese hohe Frame-Rate benötigten die Aufnahmen eine außerordentlich starke Beleuchtung, die bei Verwendung von handelsüblichen Spots den Wasserkörper mit den darin befindlich Amphipoden schnell aufgeheizt hätte. Daher wurde als Lichtquelle ein „dedocool“-Spot verwendet, der zwar in der aufgestellten Distanz von 50 cm noch eine außerordentlich hohe Beleuchtungsstärke von $0,37 \cdot 10^6$ lux erreicht, aber nur sehr geringe Wärmemengen an das beleuchtete Objekt abgibt (Abbildung 8 (a)).

Als Software zur Aufzeichnung wurde das Programm „Photron Fast Cam Viewer 3.0“ verwendet (Abbildung 8 (b)). Mithilfe dieses Programms wurde durch den Beobachter bei einer Aktion des Amphipoden die Speicherung des Filmmaterials der letzten Sekunden ausgelöst. Dies war durch die bei der gewählten Framerate von $1000 \text{ Frames} \cdot \text{s}^{-1}$ anfallenden hohen Datenmenge aus Gründen der Speicherkapazität notwendig.

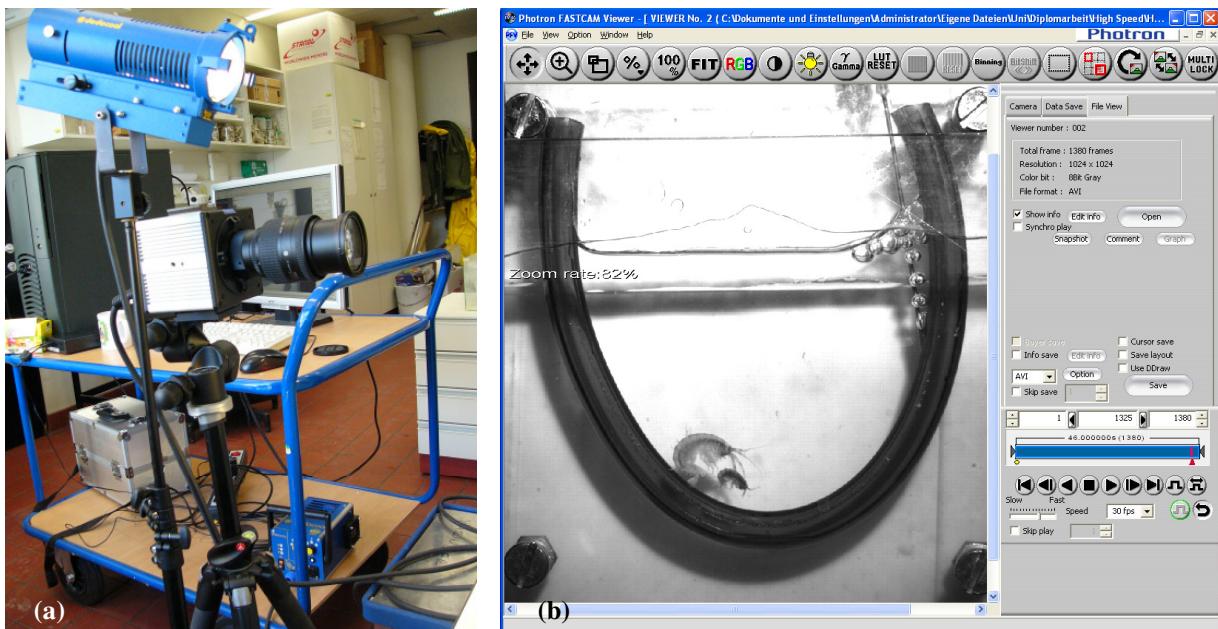


Abbildung 8: (a) Photron Fastcam-X 1024 PCI sowie Dedo-Cool-Spot, im Hintergrund befindet sich der verwendete PC; (b) Bedienoberfläche des Photron Fast Cam Viewer 3.0.

Für die Analyse wurden Individuen von *D. bispinosus* zwischen 68 mg und 120 mg ausgewählt und bestimmt. Die Geschlechterbestimmung erfolgte im Anschluss an die Analyse. Die Hälterung der Amphipoden wurde wie bei den Konkurrenzexperimenten durchgeführt.

Die Akklimation entsprach der Vorgehensweise bei den Konkurrenzexperimenten, dauerte aber länger. Die Tiere wurden vor Versuchsbeginn für mindestens 120 Stunden an die jeweilige Versuchstemperatur gewöhnt. Im Falle von *D. bispinosus* geschah dies - um Kannibalismus

zu verhindern - einzeln in den im Kühl-Brutschrank aufgestellten Mikrokosmen. Während der letzten mindestens 48 Stunden der Akklimation erhielt *D. bispinosus* kein Futter. Im Falle von *G. roeselii* fand die Akklimation im Hälterungsbecken statt; dieses Becken wurde bis zum Ende der Akklimation mit Futter ad libitum in Form von Laub und kleingeschnittenen Karotten versorgt.

Für die Aufnahmen wurde in die Küvette 25 ml Donauwasser eingefüllt und ein Exemplar von *G. roeselii* eingebracht. Die Küvette wurde wie oben beschrieben in die Klimakammer eingehängt. Mit dem Einsetzen eines Exemplars von *Dikerogammarus* sp. begann die Aufnahme. Je nach Aktivität des Räubers wurden die Amphipoden in der Küvette 10 bis 50 Minuten beobachtet und jeder Angriff auf *G. roeselii* bis zu einer Maximalanzahl von 5 Angriffen aufgezeichnet. Endete ein Angriff mit dem permanenten Festhalten von *G. roeselii*, wurde die Beobachtung beendet.

Zur Auswertung der High-Speed-Videos wurde das Programm „Photron Fast Cam Viewer 3.0“ verwendet. Um Kollisionen der Amphipoden von Beutegreifverhalten zu unterscheiden, wurden nur jene Aufnahmen beurteilt, bei denen deutlich ein wenigstens kurzzeitiges Festhalten des *G. roeselii* erkennbar war. Dies äußerte sich in einer mit dem Ergreifen und Festhalten verbundenen Auslenkung von *G. roeselii* aus seiner vorherigen Schwimmbahn oder Ruheposition durch *Dikerogammarus* sp. Ausgewertet wurde die Dauer vom Einsetzen von *Dikerogammarus* sp. in die Küvette bis zum Angriff auf das Beutetier. Weiters wurde bei einer Abspielgeschwindigkeit von 10 bis 30 Frames · s⁻¹ beurteilt, wie lange das Ergreifen des Beutetiers mit den Gnathopoden dauerte. Dafür wurde die erste wahrnehmbare Dislokation der Gnathopoden vom Peraeon von *Dikerogammarus* sp. in Richtung von *G. roeselii* als Anfangspunkt definiert. Als Endpunkt wurde die bei jeder der Attacken zu beobachtende Einwärtskrümmung des Pleons von *Dikerogammarus* sp. definiert, wofür jeweils die erste wahrnehmbare Auslenkung des letzten Pleosomsegments herangezogen wurde. Die statistische Auswertung des Datenmaterials wurde mit Statgraphics 5.0 durchgeführt, die grafische Darstellung der Ergebnisse erfolgte mit SigmaPlot 11.0.

3 Ergebnisse

3.1 Freilandarbeit

Bei den Besammlungen der Donauabschnitte in Kritzendorf und Rührsdorf wurden im Vergleich zu anderen Taxa stets hohe Dichten an Amphipoden gefunden. Da die Anteile an sonstigem Makrozoobenthos - insbesondere autochthonem Makrozoobenthos - gering waren, wurden sie bei der Auswertung nicht berücksichtigt. In den Sammelterminen im Frühling war es (mit Ausnahme Kritzendorf Februar 2010) bei gleichem Aufwand (CPUE) möglich, höhere Zahlen an Tieren zu fangen. Die Sammelstelle in Rührsdorf war stets dichter mit Amphipoden besiedelt, dies spiegelt sich in der Zahl gefangener Tiere pro Zeit an der jeweiligen Stelle wider.

In sämtlichen untersuchten Proben, in denen insgesamt 2493 Amphipoden gefunden wurden (siehe Tabelle 10), waren die Individuenzahlen der Gattung *Dikerogammarus* gegenüber anderen Amphipoden-Gattungen höher. Auffällig ist innerhalb der Gattung *Dikerogammarus* der viel geringere Anteil an *D. villosus* gegenüber *D. bispinosus*; dies trifft auf sämtliche, insbesondere aber auf die in den Wintermonaten entnommenen Proben zu, in denen teilweise *D. villosus* völlig fehlte (Probenstelle Rührsdorf im November 2010, siehe Tabelle 11).

Tabelle 10: Übersicht über die gefundenen Amphipoden-Arten.

Taxon	Individuenzahl
<i>Dikerogammarus</i> indet.	137
<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	1358
<i>Dikerogammarus villosus</i>	329
<i>Dikerogammarus</i> gesamt	1824
<i>Obesogammarus obesus</i>	13
<i>Echinogammarus trichiatus</i>	10
<i>Chaetogammarus ischnus</i>	646
 <i>Amphipoda</i> gesamt	 2493

In den Proben, die in den Wintermonaten gesammelt wurden (November und Dezember) fand sich meist mehr *D. bispinosus* als *D. villosus*. Bei den im Frühjahr gesammelten Proben zeigte sich eine Verschiebung des Verhältnisses zugunsten von *D. villosus*. Die Schwankungen des Wasserpegels sind insofern bedeutend für die Interpretation der Ergebnisse, als ein kurzfristiger Anstieg vor dem Sammeltermin in einem stark verringerten

CPUE resultieren kann, da das kurz vorher nicht von Wasser bedeckte Flusssediment noch nicht von Amphipoden besiedelt werden konnte; ähnliche Ergebnisse können durch kurze Zeit zurückliegende Hochwasserereignisse hervorgerufen werden, wenn dabei von Amphipoden besiedeltes Sediment schwallartig weggespült wird.

Tabelle 11: Übersicht über die gefundenen Amphipoden-Arten (CPUE in n pro 40 min Sammelzeit).

Sammelstandort	Arten	Dezember 2009		Februar 2010	
		n	%	n	%
Kritzendorf	<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	642	79,6	48	42,9
	<i>Dikerogammarus</i> indet.	-	-	14	12,5
	<i>Dikerogammarus villosus</i>	85	10,5	33	29,5
	<i>Dikerogammarus</i> gesamt	727	90,0	95	84,8
	<i>Obesogammarus obesus</i>	0	0,0	3	2,7
	<i>Echinogammarus trichiatus</i>	7	0,9	0	0
	<i>Chaetogammarus ischnus</i>	73	9,6	14	12,5
	Amphipoda gesamt	807	100,0	112	100,0
Rührsdorf	<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	100	92,6	345	46,2
	<i>Dikerogammarus</i> indet.	-	-	63	8,4
	<i>Dikerogammarus villosus</i>	6	5,6	164	22,0
	<i>Dikerogammarus</i> gesamt	106	98,1	572	76,6
	<i>Obesogammarus obesus</i>	0	0	6	0,8
	<i>Echinogammarus trichiatus</i>	2	1,9	1	0,1
	<i>Chaetogammarus ischnus</i>	0	0,0	168	22,5
	Amphipoda gesamt	108	100,0	747	100,0
Rührsdorf	November 2010		März 2011		
	n	%	n	%	
	<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	117	81,3	106	18,4
	<i>Dikerogammarus</i> indet.	27	18,8	33	5,7
	<i>Dikerogammarus villosus</i>	0	0,0	41	7,1
	<i>Dikerogammarus</i> gesamt	144	100,0	180	31,3
	<i>Obesogammarus obesus</i>	0	0,0	4	0,7
	<i>Echinogammarus trichiatus</i>	0	0,0	0	0,0
	<i>Chaetogammarus ischnus</i>	0	0,0	391	68,0
	Amphipoda gesamt	144	100,0	575	100,0

3.2 Laborexperimente

3.2.1 Prädationsexperimente

Eine Übersicht über die biometrischen Daten der Versuchstiere und die abiotischen Versuchsbedingungen während der Prädationsexperimente ist in Appendix 11.1 zusammengefasst. Sämtliche im Folgenden beschriebenen Mittelwerte werden, soweit nicht anders angegeben, gemeinsam mit den 95 %-Konfidenzintervallen (95 % CL) angeführt. Zur Analyse der Mortalität von *G. roeselii* wurden alle Beutetiere, die während einer 5 Tage dauernden Versuchsperiode konsumiert wurden, zusammengezählt. Diese Zahlen wurden in weiterer Folge über die gesamte Versuchs- und Kontrollgruppe sowie die einzelnen konstanten Temperaturstufen in Versuchs- und Kontrollgruppe gemittelt (Abbildung 9). Im Mittel betrug die Mortalität in der Versuchsgruppe (*G. roeselii* mit *D. bispinosus*) $1,33 \pm 0,22$ Tiere mit Extremwerten von 0 bis 5 Individuen, während sie bei den Kontrollgruppen (*G. roeselii* ohne *D. bispinosus*) $0,08 \pm 0,05$ Tiere umfasste (Extremwerte 0 bis 2 Individuen).

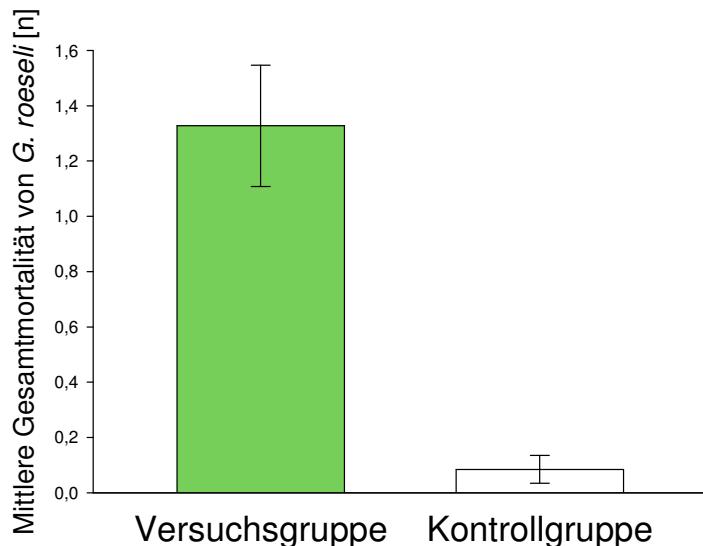


Abbildung 9: Mortalität von *G. roeselii* (n) in sämtlichen Versuchsgruppen und sämtlichen Kontrollgruppen (grün = zusammengefasste Daten der Versuchsgruppe für 2, 12 und 22 °C; weiß = zusammengefasste Daten der Kontrollgruppe für 2, 12 und 22 °C; $\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$).

Pro Replikat wurde ein Exemplar von *G. roeselii* eingesetzt und bei Konsumption bzw. Tod ersetzt. In den Versuchsgruppen wurden 1 bis 5 Tiere und in den Kontrollgruppen 1 bis 2 Individuen eingesetzt. Beim Vergleich der zusammengefassten Daten aller Versuchsgruppen und der zusammengefassten Daten der Kontrollgruppen zeigt sich eine signifikant höhere Mortalität von *G. roeselii* ($p < 0,01$) in den Versuchsgruppen (Abbildung 9). Das bedeutet,

dass bei einer Anwesenheit des Prädators *D. bispinosus* die Mortalitätsrate von *G. roeselii* signifikant höher war.

Abbildung 10 zeigt die Mortalität von *G. roeselii* bei den einzelnen konstanten Versuchstemperaturen. Die mittlere Gesamtmortalität über die gesamte Versuchsdauer von 5 Tagen lag in der 2 °C-Versuchsgruppe bei $0,5 \pm 0,2$ Individuen (Minimalwert 0, Maximalwert 2 Individuen). Bei 12 °C lag die mittlere Gesamtmortalität in der Versuchsgruppe bei $1,6 \pm 0,3$ Individuen, wobei der Minimalwert bei 0 und der Maximalwert bei 3 Individuen lag. In der 22 °C-Versuchgruppe ergab sich eine Gesamtmortalität von $1,9 \pm 0,46$ Individuen mit einem Minimalwert von 0 und einem Maximalwert von 5 Individuen. Die 2 °C-Versuchsgruppe war damit signifikant unterschiedlich von den 12 °C und 22 °C-Versuchsgruppen ($p < 0,05$); zwischen den letzteren bestand jedoch kein signifikanter Unterschied ($p > 0,05$).

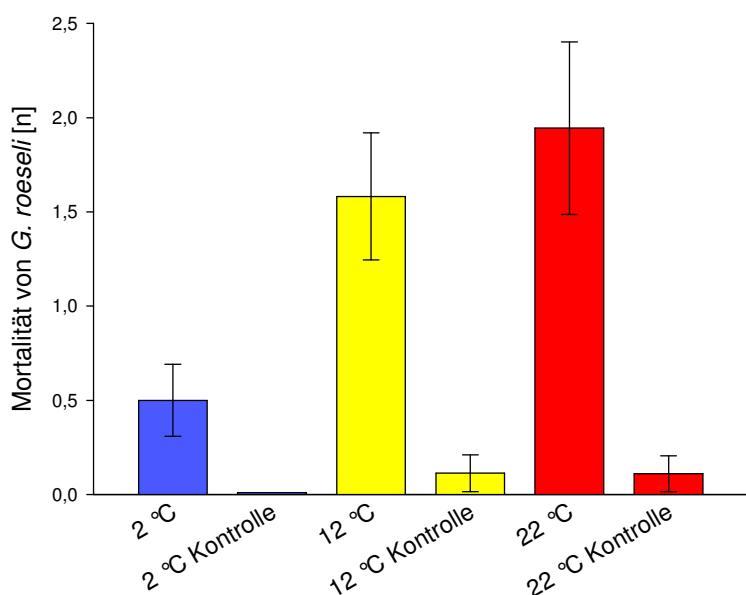


Abbildung 10: Mortalität von *G. roeselii* in den einzelnen Versuchstemperaturen ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$; blau = 2 °C, gelb = 12 °C, rot = 22 °C).

In der 2°C-Kontrollgruppe lag die mittlere Gesamtmortalität immer bei 0,0 Individuen. Bei 12 °C und bei 22 °C lag die mittlere Mortalität in der Kontrollgruppe jeweils bei $0,11 \pm 0,09$ Individuen mit Extremwerten von minimal 0 und maximal 1 Individuum. Die mittlere Mortalität von *G. roeselii* war bei den Kontrollgruppen bei 12 °C und 22 °C damit zwar geringfügig höher als bei 2 °C, unterschied sich allerdings nicht signifikant von der 2 °C-Kontrollgruppe ($p > 0,05$). Daher ergibt sich für die Mortalität innerhalb der Kontrollgruppe

ein einheitliches Bild mit einer bei allen konstanten Temperaturen hochsignifikant ($p < 0,01$) niedrigeren mittleren Gesamtmortalität gegenüber den Versuchsgruppen mit Prädator. Aufgrund der allgemein niedrigen mittleren Mortalität in den Kontrollgruppen wurde daher auf eine entsprechende Korrektur der Versuchsgruppen verzichtet.

Zur Analyse der Häutungsfrequenz wurde die Anzahl gefundener Exuvien pro 5 Tage Versuchsdauer durch die Anzahl verwendeter Prädatoren bzw. Beutetiere geteilt. Da in den einzelnen Stichproben Abweichungen von einer Normalverteilung vorlagen, wurde für die statistische Analyse ein Kruskal-Wallis-Test eingesetzt; aus diesem Grund sind für die angegebenen Mittelwerte keine Konfidenzintervalle angeführt.

Innerhalb der Versuchsgruppe zeigte sich bei den gefundenen Exuvien der Beutetiere *G. roeselii* (Abbildung 11a) ein einheitliches Bild, da sich die konstanten Temperaturen nie signifikant voneinander unterschieden ($p > 0,05$). Die Mittelwerte der gefundenen Exuvien pro Individuum betrugen in der Versuchsgruppe bei 2 °C 0,01 Exuvien, bei 12 °C 0,07 Exuvien und bei 22 °C 0,07 Exuvien.

In der Kontrollgruppe dagegen wurden bei 22 °C mit einer Häufigkeit von 0,41 Exuvien pro Individuum signifikant mehr Exuvien gefunden ($p < 0,05$) als in der Kontrollgruppe bei 2 °C (0,00 Exuvien) und 12 °C (0,15 Exuvien). Das bedeutet in weiterer Folge, dass sich bei 22 °C eine signifikant höhere Anzahl an gefundenen Exuvien ($p < 0,05$) in der Kontrollgruppe als in der Versuchsgruppe derselben Temperaturstufe ergibt. Für die Temperaturstufen 2 °C und 12 °C ergab sich in Bezug auf die Anzahl gefundener Exuvien jeweils kein signifikanter Unterschied im Vergleich zur Versuchsgruppe derselben Temperaturstufe.

Da sich bei der statistischen Analyse zeigte, dass in den Kontrollgruppen der beiden höheren Temperaturen (12 °C und 22 °C) größere Zahlen an Exuvien als in allen anderen Versuchs- und Kontrollgruppen gefunden wurden, wurden die Daten der 12 °C- und 22 °C-Kontrollgruppen zusammengefasst und in einer Grafik (Abbildung 11b) den anderen Versuchsgruppen sowie der 2 °C Kontrollgruppe gegenübergestellt. Die zusammengefassten Versuchsgruppen (2, 12 und 22 °C) weisen einen Mittelwert von 0,05 gefundenen Exuvien (Kruskal-Wallis-Rang: 110,0) auf und die zusammengefassten 12 °C und 22 °C Kontrollgruppen einen Mittelwert von 0,28 gefundenen Exuvien (Kruskal-Wallis-Rang: 138,2) auf. Der 2 °C-Kontrollgruppe mit einem Mittelwert von 0,00 (kein Wert innerhalb dieser Gruppe wichen von 0 ab) wurde ein Kruskal-Wallis-Rang von 101,5 zugewiesen. Aufgrund des Kruskal-Wallis-Tests ergab sich ein signifikanter Unterschied der

zusammengefassten 12 °C und 22 °C-Kontrollgruppen von den zusammengefassten Versuchsgruppen und der 2 °C-Kontrollgruppe.

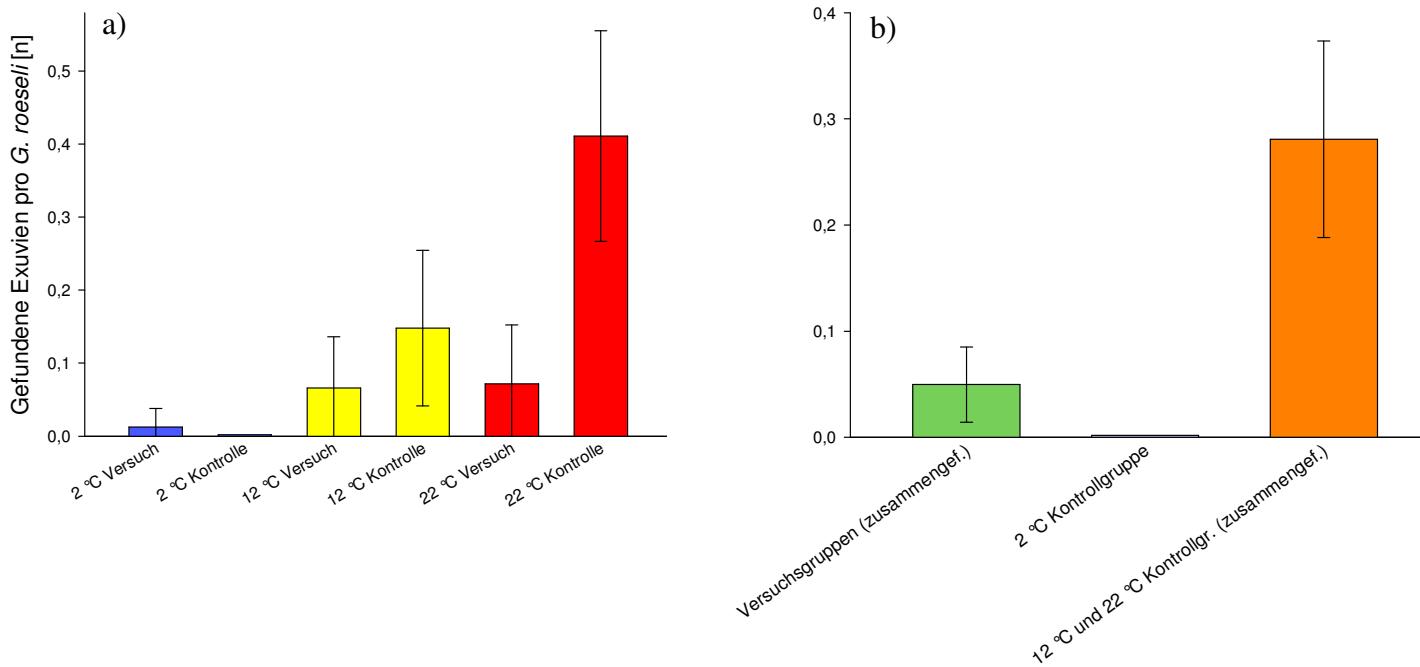


Abbildung 11: Mittlere Anzahl gefundener Exuvien von *G. roeselii*; **a)** aufgetragen für die einzelnen Versuchs- und Kontrollgruppen ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$; blau = 2 °C, gelb = 12 °C, rot = 22 °C); **b)** aufgetragen für die zusammengefassten Versuchsgruppen, die 2°C Kontrollgruppe und die zusammengefassten 12 °C und 22 °C Versuchsgruppen ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$, grün = alle Versuchsgruppen zusammengefasst, blau = 2 °C Kontrollgruppe, orange = 12 °C und 22 °C Kontrollgruppen zusammengefasst).

Bezüglich der gefundenen Exuvien pro Einzeltier von *D. bispinosus* konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Temperaturstufen gefunden werden. Da pro Experiment stets nur ein Individuum *D. bispinosus* verwendet wurde und sich die Tiere nie mehr als einmal in den fünf Tagen der Versuchsdauer häuteten, ergibt der Mittelwert der gefunden Exuvien gleichsam den relativen Anteil jener 5 Tage dauernden Einzelexperimente an, bei denen eine Häutung der Prädatoren erfolgte. *D. bispinosus* häutete sich im Gesamtexperiment (alle konstanten Temperaturstufen zusammengefasst) im Mittel 0,08 mal. Bei 2 °C war die Zahl gefundener Exuvien im Mittel 0,02, bei 12 °C ergab sich ein Wert von 0,09 Exuvien und bei 22 °C lag die Zahl an gefundenen Exuvien bei 0,14 (Abbildung 12).

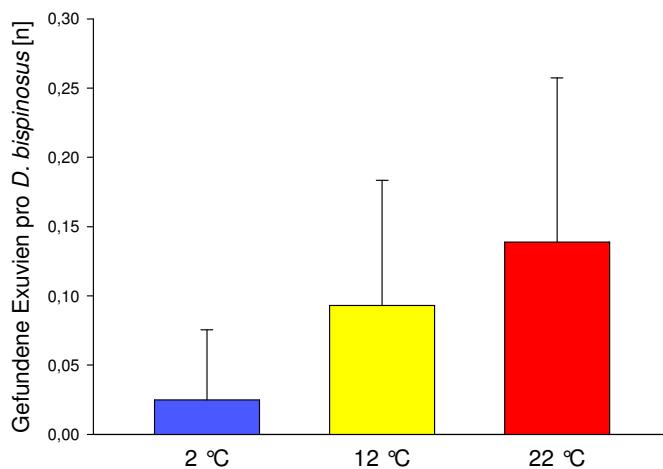


Abbildung 12: Mittlere Anzahl gefundener Exuvien von *D. bispinosus* ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$, blau = 2 °C, gelb = 12 °C, rot = 22 °C).

Weder zwischen den gefundenen Exuvien und der Mortalität von *G. roeselii* noch zwischen den gefundenen Exuvien bei *D. bispinosus* und der Mortalität von *G. roeselii* konnte ein Zusammenhang nachgewiesen werden (jeweils $p > 0,05$). Dieser Zusammenhang wurde im Hinblick auf eine leichtere Angreifbarkeit der Beutetiere nach deren Häutung (weiche Kutikula bei *G. roeselii*) bzw. auf einen geringeren Angriffserfolg der Prädatoren nach einer Häutung (schlechtere Einsatzbarkeit von weichen Mundwerkzeugen der *D. bispinosus*) untersucht.

Die abiotischen Parameter Leitfähigkeit und pH-Wert, die bei den einzelnen durchgeführten Versuchsserien geringfügigen Schwankungen unterlagen (siehe Appendix 11.1) zeigten keine signifikanten Auswirkungen auf das Ergebnis ($p > 0,05$). Da nur sehr wenige Weibchen als Prädatoren für die Versuche verwendet wurden, lassen sich keine zuverlässigen Aussagen über Unterschiede beim Prädationserfolg zwischen den Geschlechtern treffen. Beim Faktor Zeit, d.h. dem zeitlichen Abstand zwischen Beginn der Häutung von *D. bispinosus* und Versuchsbeginn (Abbildung 13) konnte dagegen beim Vergleich der zusammenfassten Daten eine schwache positive Korrelation mit der Mortalität von *G. roeselii* festgestellt werden ($p < 0,05$; $r^2 = 0,03$). Dieser Effekt zeigte sich jedoch innerhalb der einzelnen Temperaturstufen nicht ($p > 0,05$). Eine mögliche Erklärung liegt im größeren Bedarf von *D. bispinosus* an einer karnivoren Diät, da seine Fütterung in der Häutung ausschließlich mit pflanzlicher Kost erfolgte. Verendete Individuen von *D. bispinosus* wurden ausschließlich bei 22 °C beobachtet (6 Individuen), in allen anderen Versuchsgruppen war keine Mortalität zu beobachten. Jene Einzelversuche, bei denen der Räuber verendete, wurden jedenfalls von allen über die Mortalität der Räuber hinausgehenden Auswertungen ausgenommen.

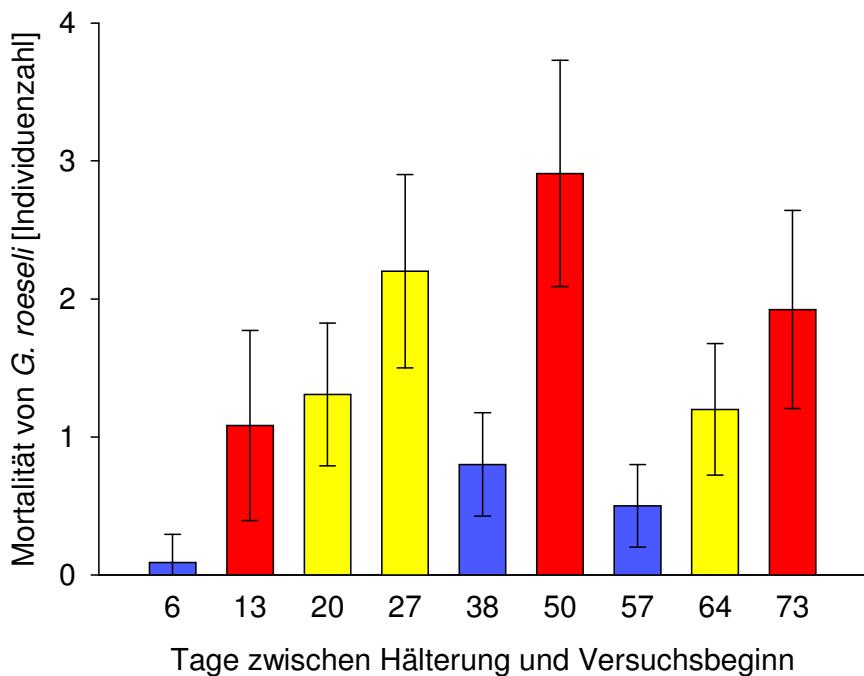


Abbildung 13: Mortalität von *G. roeselii* in der Versuchsgruppe in Abhängigkeit von der Hälterungsdauer des Prädators *D. bispinosus* ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$; blau = 2 °C, gelb = 12 °C, rot = 22 °C).

Für die weiteren Analysen wurde innerhalb der Versuchsgruppen das Körpergewichtsverhältnis (V_{Kg}) zwischen *D. bispinosus* und *G. roeselii* nach der Formel

$$V_{Kg} = \frac{m_{D. bispinosus}}{m_{G. roeseli}}$$

mit m = Frischgewicht (mg)

berechnet. Das V_{Kg} lag im Mittel bei $4,14 \pm 0,26$. Bei 2 °C lag V_{Kg} bei $3,96 \pm 0,51$, wobei sich die Werte zwischen 1,88 und 9,50 bewegten. Bei 12 °C betrug V_{Kg} im Mittel $4,49 \pm 0,48$ mit Extremwerten zwischen 2,12 und 8,64. Bei 22 °C lag der mittlere V_{Kg} bei 3,93 mit Extremwerten zwischen minimal 1,79 und maximal 6,31. Da die Stichproben teilweise nicht normalverteilt waren und zwischen der 22 °C-Versuchsgruppe und den beiden anderen Versuchsgruppen (2 °C und 12 °C) Unterschiede in den Varianzen bestanden, wurde für diese Analyse ein Kruskal-Wallis-Test eingesetzt. Zwischen den V_{Kg} der unterschiedlichen konstanten Temperaturstufen lag niemals ein signifikanter Unterschied vor ($p > 0,05$), womit eine Vergleichbarkeit der Gruppen untereinander gegeben ist.

Die Werte für das Körpergewichtsverhältnis (V_{Kg}) wurden mit der Mortalität der Beutetiere (*G. roeselii*) verglichen (Abbildung 14). Die Korrelation zwischen den V_{Kg} mit der Mortalität

von *G. roeselii* war nur bei einer konstanten Versuchstemperatur von 12 °C signifikant ($p < 0,05$), das bedeutet, dass in dieser Versuchsgruppe die Mortalität und daher der Prädationserfolg bei größeren Prädatoren deutlich höher war. Bei den konstanten Temperaturstufen 12 °C und 22 °C waren diese Korrelation nicht signifikant (beide Temperaturstufen $p > 0,05$).

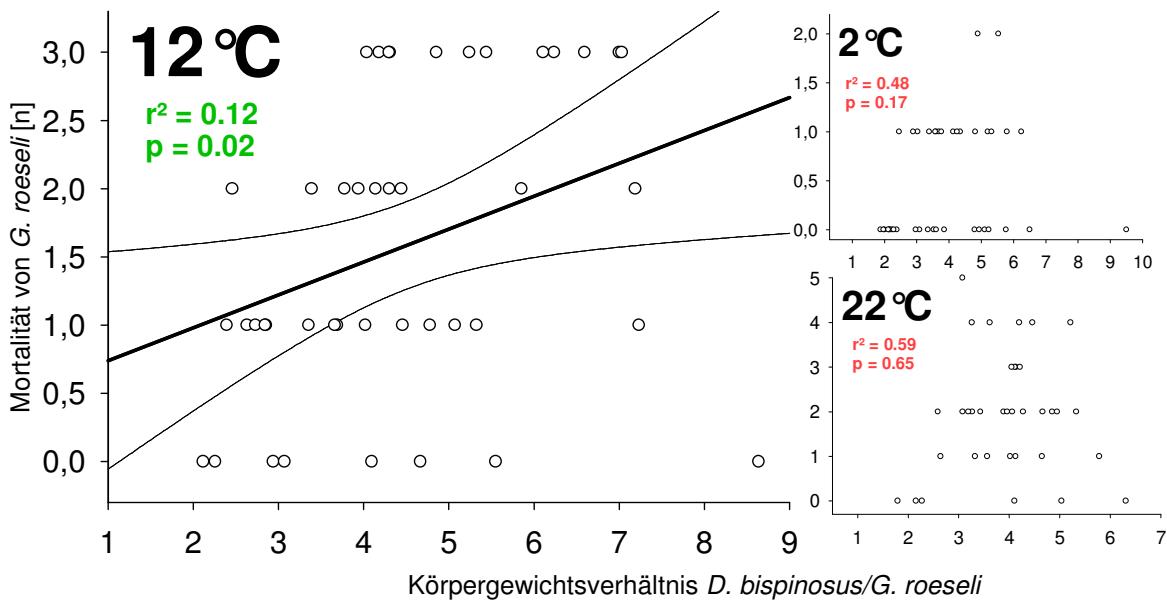


Abbildung 14: Korrelation zwischen dem Gewichtsverhältnis *D. bispinosus/G. roeselii* (V_{Kg}) und der Mortalität von *G. roeselii* (n) bei 2, 12 und 22 °C. Die Regressionsgerade ($\pm 95\% \text{ CL}$) wurde nur bei der signifikanten Korrelation bei 12 °C eingezeichnet.

3.2.2 Videoanalyse

Für die Videoanalyse des Fang- und Fressverhaltens von *D. bispinosus* wurden insgesamt 30 männliche Individuen für eine Gesamtdauer von 23 Stunden und 15 Minuten beobachtet. 16 Tiere konnten bei einer Temperatur von 8 °C und 8 Tiere bei einer Temperatur von 18 °C gefilmt werden. Sämtliche Individuen, die bei 18 °C beobachtet wurden, waren vorher bereits auch bei 8 °C erfolgreich bei Fressversuchen gefilmt worden. Fünf Individuen wurden ein zweites Mal bei 8°C gefilmt, um einen Effekt der Zeit auf Dauer und Häufigkeit der Angriffe ausschließen zu können. Alle im Folgenden beschriebenen Mittelwerte werden, soweit nicht anders angegeben, gemeinsam mit den 95 %-Konfidenzintervallen (95 % CL) angeführt.

Insgesamt wurden 46 Angriffe beobachtet. In 39 Fällen konnten erfolgreich ein oder mehrere Angriffe auf das angebotene Beutetier aufgezeichnet und ausgewertet werden, in den restlichen 7 Fällen konnte entweder keine Aufnahme gemacht oder diese aufgrund

mangelnder Qualität nicht ausgewertet werden. Die Beutefangsequenz wurde deskriptiv in einem Ablaufdiagramm (Abbildung 15) zusammengefasst, aus dem auch die für die Zeitnehmung relevanten Punkte im Verlauf eines Angriffes hervorgehen. Der Ablauf, wie in Abbildung 15 beschrieben, war in den Grundzügen bei jedem Angriff zu beobachten, wurde jedoch nur dann in die statistische Analyse des Einzelablaufes einbezogen, wenn mindestens die Phasen „Beginn des Angriffs“ bis „Heranziehen der Beute“ eindeutig zu beobachten waren; dies bedeutet, dass die Bewegungen der in Richtung des Beutetiers vorschnellenden Gnathopoden eindeutig mittels der verwendeten Auflösung von 1000 Bildern pro Sekunde ausgewertet werden konnten. Weiters musste für einen Einschluss des betreffenden Angriffs in die statistische Analyse eine eindeutige Bewegungsänderung des Pleons des Prädators in Richtung des Beutetieres festzustellen sein, die das Heranziehen des Beutetieres einleitete. Die den Angriff einleitende Phase („Annäherung“) konnte in einigen Fällen entfallen, wenn sich das Beutetier selbst in Richtung des Prädators bewegte. Näherte sich der Prädator selbst an das Beutetier an, war dabei ein Tasten mit den Antennen II zu beobachten. Die den Angriff abschließende Phase („Fresshaltung“) konnte ebenso entfallen, wenn sich das Beutetier wieder aus der Umklammerung des Räubers befreite. War die Phase der „Fresshaltung“ voll ausgeprägt zu beobachten, dann hielt *D. bispinosus* anschließend an den Angriff *G. roeselii* mit den Gnathopoden meist lateral eingeklemmt und unterstützte diese Umklammerung mit seinem Urosom sowie den Antennen II. War diese Fixierung des Beutetiers erfolgreich, begann der Räuber mit dem Kauvorgang und der Konsumation des Beutetiers.

Zeit (sec · 10^{-3})	Filmausschnitt	Beschreibung
- 109		Annäherung (Bsp.: Bild 410): Bevor es zu einer Berührung mit dem Beutetier <i>G. roeselii</i> (a) kommt, tastet <i>D. bispinosus</i> (b) mit den Antennen II (Pfeil c) in Richtung des Beutetiers. Die Tiefe der Versuchsküvette wurde so gewählt, dass sich die Amphipoden mit ihren Pereiopoden zwischen Front- und Rückscheibe verspreizen konnten. <i>D. bispinosus</i> auf diesem und den folgenden Bildern ist daher nicht frei schwimmend sondern sitzt fest verankert zwischen den beiden Scheiben.
0		Beginn des Angriffs (Bsp.: Bild 564): Mit dem ersten wahrnehmbaren Vorschnellen der Gnathopoden in Richtung des Beutetiers (siehe Pfeil d) beginnt die Zeitmessung. Daher wird hier der zeitliche Nullpunkt (siehe linke Spalte) gesetzt.
+ 14		Zupacken (Bsp.: Bild 578): Nachdem die Hälfte der gemessenen Zeit verstrichen ist (14 Millisekunden), kann man wie bereits im vorangegangenen Bildausschnitt die bereits das Beutetier berührenden Dactylen der Gnathopoden (Pfeil e) sowie die unterstützend abgesenkten Antennen II (Pfeil f) erkennen.
+ 27		Heranziehen des Beutetiers (Bsp.: Bild 591): Die Zeitmessung wird mit dem beginnenden Einrollen des Pleons (Pfeil g) beendet. Die Gnathopoden sind zu diesem Zeitpunkt bereits mit den Dactylen am Beutetier verankert und ziehen es unter Zuhilfenahme der Antenne II heran. In diesem Fall endet die Zeitnehmung daher nach 27 Bildern (= 27 sec · 10^{-3})
+ 231		Fresshaltung (Bsp.: Bild 795): <i>D. bispinosus</i> befindet sich nun in der typischen Fresshaltung, die stets zu beobachten war. Das Beutetier wird dabei mit den Gnathopoden (Pfeil h) gehalten und mit den Antennen II (Pfeil i) von oben und dem Urosom (Pfeil j) von unten zusätzlich fixiert. Kann <i>D. bispinosus</i> das Beutetier in dieser Position festklammern, beginnt er, dieses mit den Mundwerkzeugen zu kauen.

Abbildung 15: Beutefangsequenz eines 86 mg schweren Versuchstieres von *D. bispinosus* bei 18 °C. Insgesamt umfasst der mit 1000 Bildern pro Sekunde aufgezeichnete Film 1221 Einzelbilder (= 1221 sec · 10^{-3}).

Die Dauer bis zum ersten Angriff von *D. bispinosus* (Abbildung 16a) auf das Beutetier *G. roeselii* betrug über beide konstanten Temperaturstufen gemittelt 30 ± 4 Minuten ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$, $n = 24$). Bei 8°C betrug die Dauer bis zum ersten Angriff 34 ± 4 Minuten ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$, $n = 16$) mit Extremwerten von minimal 20 Minuten und maximal 50 Minuten und bei 18°C 21 ± 13 min. ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$, $n = 8$) mit Extremwerten von minimal 10 Minuten und maximal 35 Minuten. Dadurch ergibt sich ein signifikanter Unterschied ($p < 0,01$) zwischen den beiden konstanten Temperaturstufen. Aus Abbildung 16b ist für jene Tiere, die bei beiden konstanten Temperaturstufen beobachtet wurden, die Dauer bis zum ersten Angriff ersichtlich.

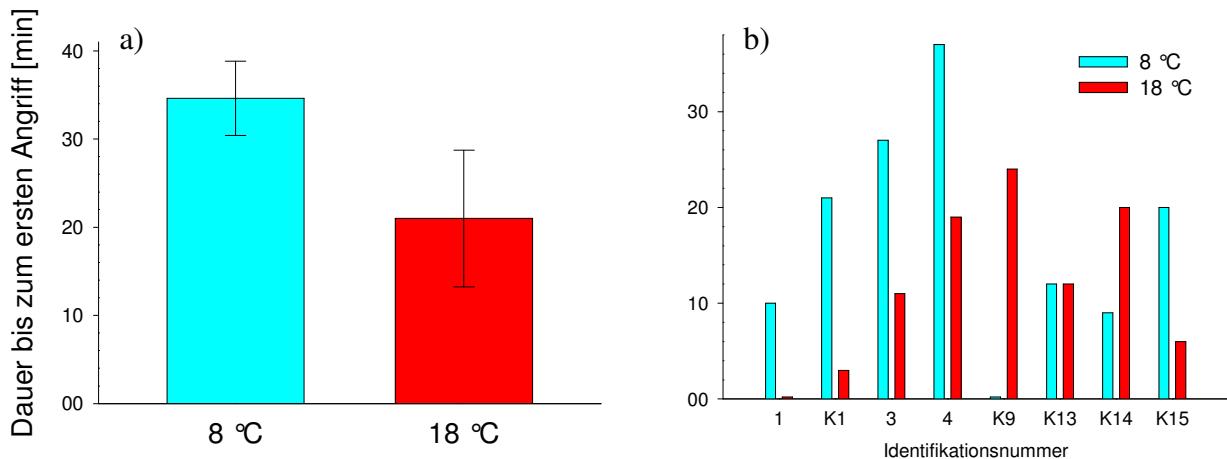


Abbildung 16: Vergleich der Dauer von Versuchsbeginn (Einsetzen von *D. bispinosus* in die Küvette) bis zum Beginn des Angriffs entsprechend Abbildung 15 auf das vorher eingesetzte Beutetier bei 8 und 18°C in $\text{sec} \cdot 10^{-3}$ ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$). **a)** zusammengefasste Daten; **b)** Einzeldaten für alle *D. bispinosus*-Individuen, bei denen Angriffe bei beiden Temperaturen aufgenommen werden konnten.

Die Hochgeschwindigkeitsvideo-Analyse ergab für sämtliche beobachtete Versuche eine durchschnittliche Zupackdauer der Gnathopoden von $194,3 \pm 48,7 \text{ sec} \cdot 10^{-3}$ ($n = 24$). Für die konstante Versuchstemperatur 8°C wurde $256,7 \pm 43,8 \text{ sec} \cdot 10^{-3}$ ($n = 16$) mit Extremwerten zwischen minimal $105,5 \text{ sec} \cdot 10^{-3}$ und maximal $420,0 \text{ sec} \cdot 10^{-3}$ gemessen. Für die konstante Versuchstemperatur 18°C wurde eine Zupackdauer von durchschnittlich $69,7 \pm 42,2 \text{ sec} \cdot 10^{-3}$ ($n = 8$) mit Extremwerten zwischen $16,5 \text{ sec} \cdot 10^{-3}$ und $174,0 \text{ sec} \cdot 10^{-3}$ gemessen (Abbildung 17a). Die Zupackdauer war damit bei der konstanten Versuchstemperatur 18°C signifikant kürzer ($p < 0,001$). In Abbildung 17b ist für alle Individuen, bei denen bei beiden konstanten Versuchstemperaturen Angriffe beobachtet werden konnten, ein Vergleich zwischen den beiden Versuchsbedingungen ersichtlich.

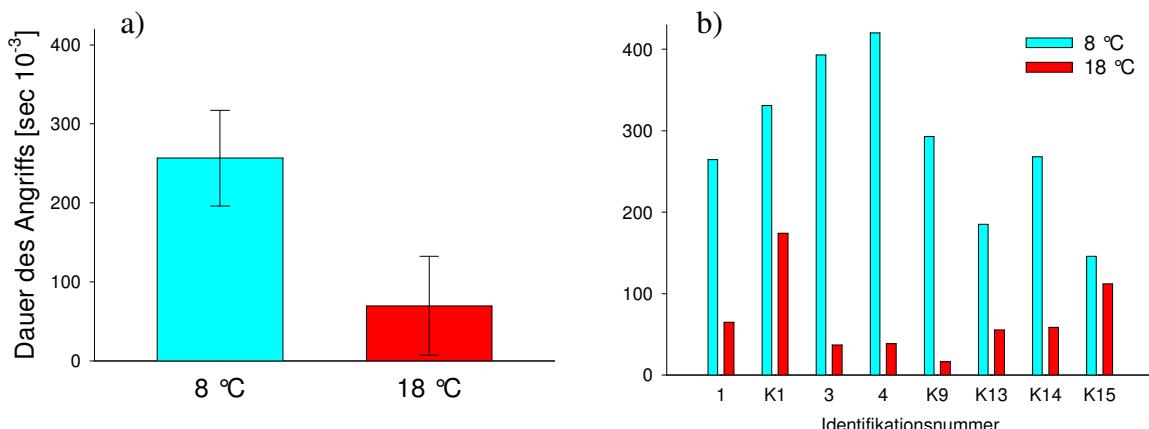


Abbildung 17: Vergleich der Dauer des Zupackens der Gnathopoden von *D. bispinosus* bei 8 und 18 °C in $\text{sec} \cdot 10^{-3}$ ($\bar{x} \pm 99\% \text{ CL}$). Die angegebene Dauer entspricht dem Zeitraum der in Abbildung 15 angeführten Phasen „Beginn des Angriffs“ bis „Heranziehen des Beutetiers“; a) zusammengefasste Daten; b) Einzeldaten für alle *D. bispinosus*-Individuen, bei denen Angriffe bei beiden Temperaturen aufgenommen werden konnten.

Für alle beobachteten erfolgreichen Versuche, bei denen mindestens ein Angriff ausgeführt und aufgezeichnet wurde, ergaben sich im Mittel $0,08 \pm 0,04$ Angriffe pro Minute ($\bar{x} \pm 95\% \text{ CL}$, $n = 24$). Bei den konstanten Versuchstemperaturen 8 °C wurde eine durchschnittliche Anzahl von $0,05 \pm 0,01$ Angriffen pro Minute ($n = 16$) mit Extremwerten zwischen minimal 0,02 und 0,11 Angriffen pro Minute beobachtet. Bei 18 °C wurde eine Anzahl von $0,13 \pm 0,12$ Angriffen pro Minute ($n = 8$) mit Extremwerten zwischen 0,03 und 0,50 Angriffen pro Minute aufgezeichnet (Abbildung 18a). Beim Vergleich der Anzahl der Bisse zwischen den beiden Versuchstemperaturen ergab sich jedoch kein signifikanter Unterschied ($p > 0,05$). In Abbildung 18b ist ein Vergleich zwischen den bei beiden konstanten Versuchstemperaturen aufgenommenen Tieren ersichtlich.

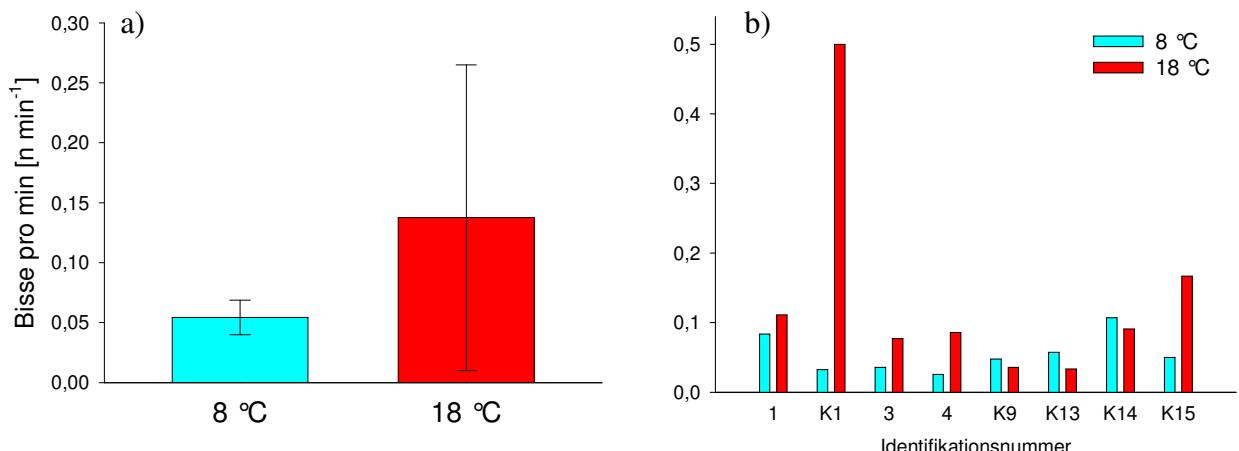


Abbildung 18: Vergleich der Anzahl der Angriffe von *D. bispinosus* auf das eingesetzte Beutetier pro Minute bei 8 und 18 °C in $n \cdot min^{-1}$ ($\bar{x} \pm 95\% CL$). Ausgewertet wurden sämtliche Angriffe, die mindestens den in Abbildung 15 angeführten Phasen „Beginn des Angriffs“ bis „Heranziehen des Beutetiers“ entsprachen; **a)** zusammengefasste Daten; **b)** Einzeldaten für alle *D. bispinosus*-Individuen, bei denen Angriffe bei beiden Temperaturen aufgenommen werden konnten.

4 Diskussion

Die Limnofauna Europaea (Pinkster, 1978) unterscheidet innerhalb der europäischen Amphipoden alte Süßwassergattungen, die im Oberflächengewässer sowie im Grundwasser der holarktischen Region weit verbreitet sind, pontokaspische Gattungen, die weit in die Flüsse aufsteigen, glacialmarine Relikte, neuere Immigranten, sowie Grundwassergattungen, die enge Verbindung zu einigen marin Gattungen aufweisen. In Österreich kommen zur Zeit 13 Amphipodenarten in 8 Gattungen und 2 Familien vor, wobei das österreichische Artenspektrum der Amphipoden in den letzten Jahrzehnten maßgeblich durch eingewanderte, in erster Linie pontokaspische Arten erweitert wurde. Noch in der 1978 erfolgten Aufstellung des europäischen Arteninventars (Pinkster, 1978) findet sich für das zentrale Mittelgebirge kein einziger zugewanderter pontokaspischer Amphipode, einzig *G. roeselii* als vom Balkan stammende Art ist ein bereits damals vorkommendes Neozoon. Dies änderte sich im Laufe der 1990er-Jahre rasch: 1989 war der Fund von *D. villosus* in Österreich nur der erste einer langen Reihe von Neuankömmlingen. *D. bispinosus* ist vergleichsweise spät bis in den österreichischen Abschnitt der Donau vorgedrungen, 1998 erfolgte der Erstnachweis der nach *D. villosus* und *D. haemobaphes* bereits dritten eingewanderten Art dieser Gattung durch Müller & Schramm (2001).

4.1 Aquatische biologische Invasionen

Neobiota sind Organismen, die unter direkter oder indirekter anthropogener Einwirkung Habitate besiedeln, die sie ohne menschliches Handeln nicht erreichen könnten. Die Bezeichnung Neobiota trifft per Konvention nur auf Organismen zu, die nach dem Jahre 1492 (dem Entdeckungsjahr Amerikas) verschleppt wurden bzw. eingewandert sind. Der Begriff „Neobiota“ subsumiert verschleppte sowie eingewanderte Tiere (Neozoa), Pflanzen (Neophyten) und Pilze (Neomyceta). Man unterscheidet weiters nicht-invasive und invasive Neobiota, wobei letztere in dem von ihnen neu besiedelten Lebensraum nachhaltige und schnelle Veränderungen im ökologischen Gleichgewicht hervorrufen; in einem solchen Fall spricht man von einer biologischen Invasion (Kowarik, 2003). Nur ein kleiner Teil der Neobiota kann sich dauerhaft etablieren. Die sogenannte „Zehnerregel“ ermöglicht eine grobe Abschätzung, wie groß der Prozentsatz neobiotischer Arten ist, die als invasive Arten persistieren: Nach dieser Regel können sich nur 10 von 1000 eingeführten Spezies in einem neuen Habitat etablieren, wovon eine oder zwei naturschutzfachliche Probleme verursachen. Meist liegen die Werte in der Praxis zwischen 5 – 20 % (Williamson, 1996). Erfolgreiche

Einwanderer sind generell opportunistische Spezies, die oft r-Strategen genannt werden. Eigenschaften, die sich bei vielen Neozoa-Taxa beobachten lassen, die als erfolgreiche Invasoren gelten, sind unter anderen ein großes natürliches Verbreitungsgebiet mit hoher Abundanz, generalistische ökologische Amplituden mit großen physiologischen Toleranzen, große genetische Variabilität und phänotypische Plastizität sowie omnivore Ernährung, kurze Generationsdauern, schnelles Wachstum, hohe Fekundität sowie Bevorzugung anthropogen gestörter Standorte (Essl & Rabitsch, 2002). Für eine erfolgreiche Einwanderung entscheidend sind schließlich auch zahlreiche andere Faktoren wie die Abwesenheit einheimischer Konkurrenten, Räuber, Krankheiten und Parasiten.

Die Agenzien in der Verbreitung von Organismen werden Verbreitungsvektoren genannt. Sie können zwar biotischer Natur sein (z. B. Wirtstiere und Wirtspflanzen), im Zuge anthropogener Ausbreitung kommen jedoch oft abiotische Verbreitungsvektoren zum Tragen. Dazu gehören in aquatischen Lebensräumen zB. Schifffahrtskanäle und die dort verkehrenden Transportmittel sowie alle anderen menschlichen Gebrauchsgegenstände, die eine Verschleppung ermöglichen (z. B. Kübel und Netze).

Zu den wichtigsten beabsichtigten Verbreitungsmaßnahmen (= aktive Migration) zählen vor allem die Aquakultur, die wirtschaftliche Aufwertung von Wildbeständen sowie die Kontrolle unerwünschter Organismen. Unbeabsichtigte Maßnahmen (passive Migration), die zu einer Verbreitung führen, sind vor allem die marine Schifffahrt, die Binnenschifffahrt, der Bau von Kanälen, die zuvor getrennte biogeographische Regionen bzw. Einzugsgebiete verbinden, und das damit verbundene Wasserstandmanagement in manchen dieser Kanäle. Die marine Schifffahrt ermöglicht Neobiota durch den Transport großer Mengen Ballastwasser nicht nur die Migration zwischen weit voneinander entfernten marinen Lebensräumen sondern auch die Migration zwischen Süß- oder Brackwasserhabitaten und Habitaten ähnlicher Salinität, die jedoch durch hoch saline (d.h., für diese Tiere unpassierbare) Meere voneinander getrennt sind. Als Beispiel für letztere Verbreitungsart ist die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* zu nennen, die den Migrationssprung von ihrer ursprünglichen Heimat (pontokaspisches Becken) bis in die großen nordamerikanischen Seen geschafft hat. Die Verschleppung von Organismen in der Binnenschifffahrt funktioniert hauptsächlich aufgrund von Strukturen, an und in denen sich Tiere festhalten können. Dazu zählen die Schiffsaußenhüllen und deren Aufwuchs (Biofouling), Seile, Ketten, Antriebe (wie zB. Außenbordmotoren), Hohlräume und Spalten. Aquatische Organismen können auch an feuchten Rückzugsorten an Bord der Schiffe überdauern und werden von dort später wieder ins Wasser gespült.

Zusätzlich zu den anthropogenen Verbreitungsvektoren werden aquatische Invasionen insofern vom Menschen begünstigt, als durch die Veränderung natürlicher Habitate diese den Habitaten der Neobiota ähnlicher und daher für diese Neobiota präadaptiert werden. Einheimische Arten hingegen werden durch die Veränderungen des Habitats gleichzeitig geschwächt. Durch die Verschmutzung von Flüssen kann Neobiota die Möglichkeit eröffnet werden, frei gewordene ökologische Nischen zu besetzen, z.B. wenn eine aufgrund von Wasserschutzmaßnahmen verbesserte Wasserqualität eine Besiedelung wieder erlaubt. Aber auch durch ständige Wasserverschmutzung freigewordene ökologische Nischen können durch Neobiota nachbesetzt werden.

Die jüngste erschienene umfassende Publikation zum Thema Neobiota in Österreich (Essl & Rabitsch, 2002) nennt 89 aquatische Taxa, verglichen mit 411 terrestrischen Taxa. Alle Taxa zusammengerechnet stellen einen Anteil von 1,1 % der österreichischen Fauna. Die Neobiota in österreichischen Gewässern werden vor allem in Flusssystemen gefunden, die vor kurzem mit Schifffahrtskanälen verbunden worden sind. Ursprungsgebiete der Neobiota sind hauptsächlich das pontokaspische Becken (Schwarzes Meer und Kaspisches Meer), Nordamerika und Südostasien. Die Migration findet in erster Linie passiv statt und das Spektrum der neobioten Arten erstreckt sich über eine Vielzahl an Taxa: unter anderem Mikrocrustaceen, Mollusken, Isopoden, Plattwürmer, Fische und Krebse. Vor allem Flussunterläufe sind von der Kolonisation durch neue Arten betroffen; in den Oberläufen der Flusssysteme wurden mit wenigen Ausnahmen, wie zB. dem nordamerikanischen Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* DANA, 1858 bisher nur wenige Arten gefunden. Isolierte Gewässer wie Seen und Teiche sind für gewöhnlich von biologischen Invasionen weit weniger betroffen als Flusssysteme.

4.1.1 Invasionsrouten

Ausgehend vom 17. Jahrhundert wurden in ganz Europa künstliche Kanäle geschaffen, wodurch Transportrouten, die bis dahin durch Landwege unterbrochen waren, durchgehend schiffbar gemacht wurden. Dadurch entstanden drei Migrationskorridore, die bei der Einwanderung aquatischer pontokaspischer Arten eine Rolle spielen (Abbildung 19):

- Nördlicher Korridor: Wolga → Belojesee → Onegasee → Ladogasee → Newa → Ostsee
- Zentralkorridor: Dnjepr → Weichsel → Oder → Elbe → Rhein
- Südlicher Korridor: Donau → Rhein

Der südliche Korridor ist daher für die Migration aquatischer Neobiota nach Österreich von besonderer Bedeutung. Ein erster Versuch, Rhein und Donau für die Schifffahrt zu verbinden, fand bereits im 19. Jahrhundert statt. Der sogenannte Ludwigskanal hatte jedoch nur eine geringe Kapazität und wurde 1950 schließlich aufgelassen. Um diese Lücke zu schließen, wurde im September 1992 der Main-Donau-Kanal eröffnet, der heute eine wichtige Migrationsroute für pontokaspische Neobiota in Richtung Westen darstellt. Die Migration mobiler Neozoa von der Donau in Richtung Rhein wird insofern besonders begünstigt, als die Pegelstandskontrolle im oberen Teil des Main-Donau-Kanals mit Donauwasser erfolgt. Dadurch fließen pro Jahr geschätzte 150 Mio. m³ Wasser aus der Donau in den Rhein. Aber auch das Arteninventar der Donau hat sich seit der Eröffnung des Main-Donau-Kanals stark verändert. Unter den Amphipoden, die diesen Korridor bereits erfolgreich durchquert haben, sind *D. haemobaphes*, *D. villosus* und *E. trichiatus* zu nennen.

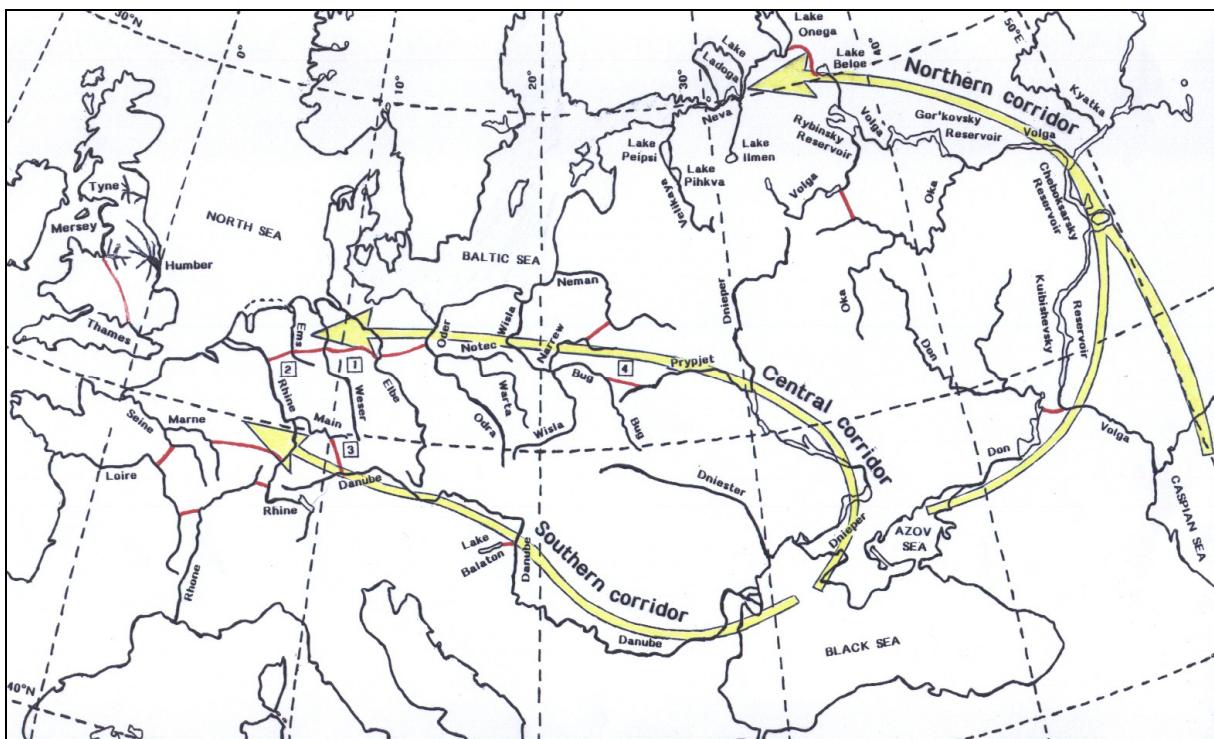


Abbildung 19: Europas Hauptwasserstraßen mit den drei Hauptmigrationskorridoren (nördlich, zentral und südlich); gelbe Pfeile = Migrationskorridore, rote Linien = Kanäle (1 = Mittelland-Kanal, 2 = Dortmund-Ems-Kanal, 3 = Main-Donau-Kanal, 4 = Bug-Prypjat-Kanal), (Quelle: Holdich & Pöckl (2007), leicht verändert).

Tabelle 12 gibt einen Überblick über die Ausbreitungsmuster pontokaspischer Amphipoda. Erst zwei Amphipodenarten (*C. curvispinum* und *C. ischnus*) haben den Migrationssprung via Ballastwasser in transatlantische Habitate geschafft (Nalepa et al., 2001; Ricciardi & MacIsaac, 2000). Die zwei anderen Amphipodenarten, die (möglicherweise) mittels Ballastwasser verbreitet wurden, haben einen Migrationssprung über die Ostsee von der Memel in das Frische Haff vollzogen (*O. crassus*) bzw. wird ein Migrationssprung von der Memel in das Frische Haff und in die Odermündung vermutet (*P. robustoides*).

Tabelle 12: Migrationsmuster neozoischer Amphipoda. Adaptiert und aktualisiert nach Bij de Vaate et al. (2002) (+ Verbreitungsweg benutzt; ± Verbreitungsweg teilweise benutzt; ? Verbreitungsweg unklar; * beabsichtigte Verbreitung in den 1960er Jahren, T transatlantische Migration).

	Nördlicher Korridor	Zentraler Korridor	Südlicher Korridor	mittels Ballastwasser
<i>Chelicorophium curvispinum</i> (SARS, 1895)		+	+	T
<i>Chelicorophium robustum</i> (SARS, 1895)		+	+	
<i>Dikerogammarus bispinosus</i> MARTYNOV 1925			±	
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (EICHWALD, 1841)	+	+	+	
<i>Dikerogammarus villosus</i> (SOWINSKI, 1894)			+	
<i>Chaetogammarus ischnus</i> (STEBBING, 1906)		+	+	T
<i>Echinogammarus trichiatus</i> (MARTYNOV, 1932)			+	
<i>Obesogammarus crassus</i> (SARS, 1894)		*		+
<i>Obesogammarus obesus</i> (SARS, 1894)			±	
<i>Pontogammarus robustoides</i> (SARS, 1894)		*		+ ?

4.1.2 Invasionsgeschichte der Gattung *Dikerogammarus*

Die Invasionsgeschichte pontokaspischer Amphipoden ist am Beispiel von *D. villosus* und *D. haemobaphes* besonders gut dokumentiert (Abbildung 20). Die Ausbreitung von *D. villosus* über den südlichen Korridor ist belegt. Wurde *D. villosus* 1989 im österreichischen und 1992 im deutschen Teil der Donau (Nesemann et al., 1995) gefunden, breitete er sich über den Main-Donau-Kanal bis in den Rhein aus, dessen Unterläufe er schließlich 1994 erreichte (Bij de Vaate & Klink, 1995). Anschließend fand eine Migration Richtung Osten entlang des zentralen Korridors statt (Bij de Vaate et al., 2002). Im Jahr 2010 wurde *D. villosus* erstmals in Großbritannien nachgewiesen (Thomas, 2011). *D. haemobaphes* dagegen wanderte sowohl den südlichen als auch den zentralen Korridor entlang nach Westen. Die Besiedelung der österreichischen Donau wurde in den frühen 1960er Jahren nachgewiesen (Vornatscher, 1965), 1976 fand man *D. haemobaphes* im deutschen Teil der Donau (Tittizer et al., 1994). Die Besiedelung des Main-Donau-Kanals wurde 1993 nachgewiesen (Schleuter et al., 1994), im mittleren Rhein fand man *D. haemobaphes* 1994. Von dort durchwanderte die Art den Rhein sehr schnell und erreichte so die Nordsee (Schöll et al., 1995). Über den zentralen Korridor fand analog *D. villosus* eine Ausbreitung Richtung Osten statt, wobei eine Besiedelung der polnischen Flüsse 1997 nachgewiesen werden konnte.

(Konopacka, 1998). Diese dürfte aber zusätzlich durch eine Migrationsbewegung über den zentralen Korridor aus der Pontokaspis verstärkt worden sein. Anders als bei *D. villosus* ist für *D. haemobaphes* die Ausbreitung über den nördlichen Korridor belegt (Nachweis im Oberlauf der Wolga) (L'vova et al., 1996).

D. bispinosus wurde im Jahr 1997 koexistierend mit den anderen beiden eingewanderten *Dikerogammarus*-Arten in der ungarischen Donau bei Szob (Stromkilometer 1708) gefunden, außerdem wurde die Art im selben Jahr im Balatonsee nahe der Thihany-Halbinsel gefunden. Im Oktober 1998 wurde die Art bei Devin an der Morava-Mündung an der Slovakisch-Österreichischen Grenze nachgewiesen; diese Population war wie jene bei Szob gemischt. Im April 1998 wurden im Linzer Donauhafen zwei Individuen auf einem Donauschiff gefunden. Auch von der deutschen Donau bei der Isar-Mündung wurden im selben Jahr bereits reiche Vorkommen an *D. bispinosus* gemeldet (Müller & Schramm, 2001; Abbildung 20). Eine im Jahr 2008 durchgeführte Studie über die Verbreitung kroatischer Amphipoden in Sava und Donau berichtet von einem Fund von nur drei weiblichen Individuen von *D. bispinosus* in der Donau (Žganec et al., 2009). Eine Migration der Art in Richtung des zentralen Korridors in Dnjepr und Prypjat (Ukraine und Weißrussland) kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht bestätigt werden (Grabowski, pers. Mitt.).

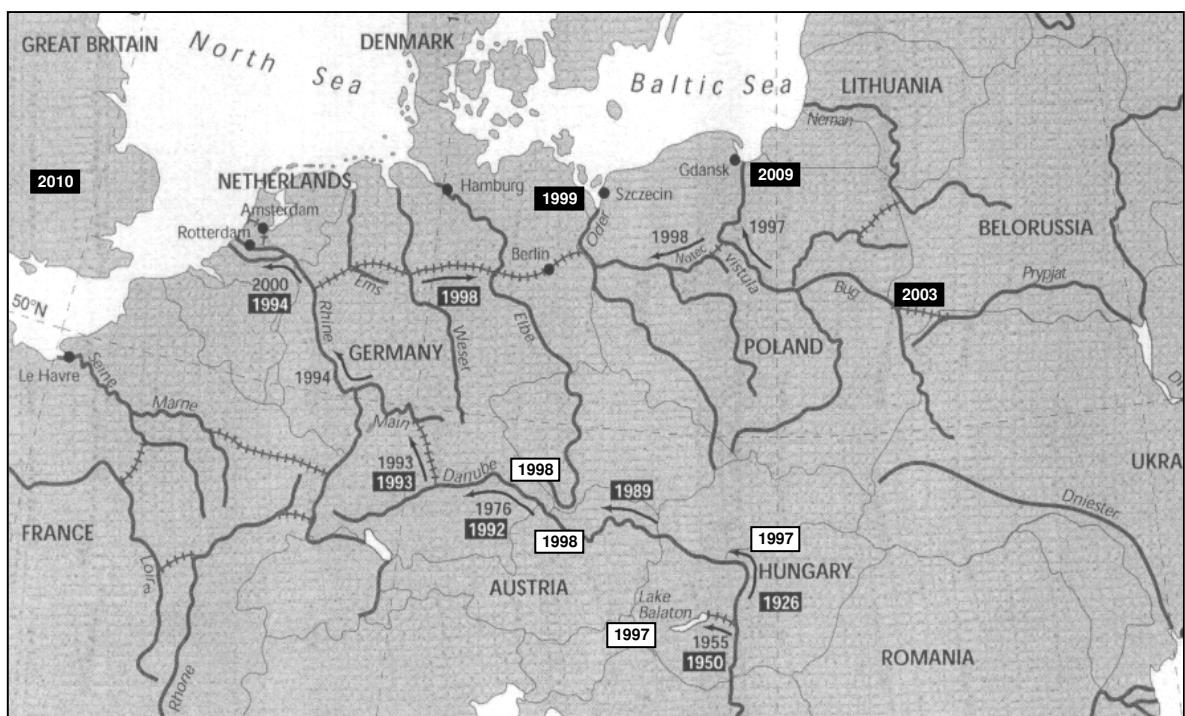


Abbildung 20: Migrationsmuster von *D. haemobaphes*; *D. villosus* und *D. bispinosus*; dünne Linien = Ländergrenzen, dicke Linien = natürliche Flusssysteme, Pfeile = Migrationsrichtungen, durchgestrichene Linien = Kanäle, Jahreszahlen geben das Jahr der Erstbeobachtung an (19XX = *D. haemobaphes*; 19XX = *D. villosus*; 19XX = *D. bispinosus*) (Quelle: Bij de Vaate et al. (2002), adaptiert und aktualisiert).

4.2 Die Donau in Österreich und ihre Zubringer als Migrationskorridor für Neozoen

Die österreichische Donau (Flussordnungszahl 9) besitzt entlang ihrer gesamten Fließstrecke den Charakter eines Gebirgsflusses (Epipotamal). Sie durchfließt das Staatsgebiet von Westen kommend entlang des Alpenvorlandes und durchbricht dabei an vielen Stellen das Granit- und Gneishochland (Böhmisches Massiv). Anschließend zieht sich die Donau weiter durch das Wiener Becken und erreicht bei der Hainburger Pforte das Pannonische Becken. An dieser Stelle endet der Oberlauf der Donau, die das Staatsgebiet bei Bratislava wieder verlässt. Der mittlere Abfluss der österreichischen Donau zwischen den Jahren 1991 und 2000 betrug $1916 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Hydrographisches Jahrbuch von Österreich, 2008). Das Wasser der Donau ist mittelhart und wies in den Jahren 2008 und 2009 zwischen 7,4 und 13,6 °dH bzw. eine mittlere elektrische Leitfähigkeit von $383 - 407 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (bezogen auf 25°C) auf. Der mittlere pH-Wert bewegte sich im selben Zeitraum (außer bei der Messstelle Jochenstein) zwischen 8,23 und 8,36 (Krämer & Rodinger, 2010).

Bei der ersten der beiden im Zuge dieser Arbeit ausgewählten Probenstellen bei Rührsdorf (Stromkilometer 2012,5; $48^\circ23'54''$ N, $15^\circ28'45''$ O) befindet sich der Donaustrom innerhalb der Böhmischen Masse, den geologischen Untergrund bildet Altkristallin. Die Begleitvegetation wird von Zerreichen-Traubeneichen-Wäldern (*Quercus cerris*-*Q. petraea*) gebildet, an die in weiterem Abstand zum Donaustrom Eichen-Hainbuchen-Wälder (*Quercus* sp.-*Carpinus betulus*) anschließen. Rührsdorf befindet sich 32,6 Stromkilometer bergwärts der Staustufe Altenwörth (Stromkilometer 1979,9) und liegt damit 2,6 km oberhalb der Stauwurzel dieses Kraftwerks. Die Probenstelle verfügt über eine heterogene Uferlinie mit Schotterbänken, die von sandigen Stellen unterbrochen werden. Die Erreichbarkeit der Stelle ist durch eine Zufahrtmöglichkeit auf einen Treppelweg gegeben und zeichnet sich durch ein reiches Vorkommen an benthischen Invertebraten aus.

Etwa ab Dürnstein (Stromkilometer 2009,0) stromabwärts wird der geologische Untergrund der Donau ausschließlich durch alluviale Sedimente geprägt. Dieses geologische Charakteristikum trifft damit auch auf den im Tullnerfeld liegenden Bereich bei Kitzendorf (Stromkilometer 1944,0) zu, der als zweite Probenstelle im Rahmen dieser Arbeit besammelt wurde ($48^\circ20'38''$ N, $16^\circ18'00''$ O). Dort herrscht eine Auwaldvegetation vor, welche durch *Q. robur*, *Ulmus* spp., *Populus alba*, *Salix alba* sowie *S. fragilis* gebildet wird. Kitzendorf befindet sich 22 km bergwärts der Staustufe Freudau (Stromkilometer 1921,0) und damit

noch innerhalb des Stauraums dieses Kraftwerks. Die Fließgeschwindigkeit ist daher an dieser Stelle herabgesetzt. Die Uferlinie ist homogener als an der Probenstelle Rührsdorf, da in diesem Bereich ein Strombad angelegt wurde, und besteht ebenfalls aus von sandigen Stellen unterbrochenen Schotterbänken. Auch an dieser Probenstelle ist eine Zufahrtsmöglichkeit über einen Treppelweg vorhanden. Stromabwärts von Kritzendorf wird das Donauufer vor allem von Blockwurf dominiert.

Der Weidlingbach ist ein Zubringer der Donau, der bei Klosterneuburg (Stromkilometer 1938,5) in den Donaudurchstich Klosterneuburg als Fließgewässer vierter Ordnung einmündet; der Donaudurchstich wiederum mündet 0,6 km talwärts der Einmündung des Weidlingbachs in die Donau. Der Weidlingbach hat einen mittleren Jahresabfluss von $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Reihe von 1982 bis 2008; Hydrographisches Jahrbuch von Österreich (2008)). Die besammelte Stelle des Weidlingbachs ($48^\circ 19' 42'' \text{ N } 16^\circ 19' 43'' \text{ O}$) befindet sich im untersten Abschnitt, liegt in bewohntem Gebiet und ist über eine nahe gelegene Straße leicht zugänglich. Die Besiedelung dieses Donauzubringers durch Neozoa wurde zuletzt 2008 dokumentiert. *Potamogyrus antipodarum* (GRAY, 1843), eine neobionte Molluskenart, die im Jahr 1975 zum ersten Mal in Österreich und 1985 erstmals im Weidlingbach nachgewiesen werden konnte, wurde von Zieritz & Waringer (2008) als die vorherrschende Molluskenart beschrieben; sie bildete 39,2 % der gesamten Molluskenpopulation. Die Art zeichnet sich durch Ovoviparie, Parthenogenese und eine breite ökologische Einnischung aus. In der betreffenden Studie wurde *P. antipodarum* in den der Donau am nächsten gelegenen Abschnitten des Weidlingbach-Einzugsgebietes nachgewiesen (Flussordnungszahl 4 bis 2). Damit konnte die Art, anders als die pontokaspischen Gammariden-Arten, welche die Donau kolonisieren, weit in einen Seitenarm des Donaustroms vordringen.

4.3 Vergleich der Ernährungstypen einheimischer und neobioter Amphipoden

Als wichtige ernährungsökologische Gemeinsamkeit des autochthonen Spektrums der Amphipodenarten der Oberflächengewässer (ausschließlich *Gammarus* spp.) ist in erster Linie dessen sehr schwache Affinität zur räuberischen Ernährungsweise zu nennen. Die einheimischen Amphipoden der Oberflächengewässer (*G. roeselii*, *G. fossarum*, *G. pulex* und *G. lacustris*) ernähren sich vor allem als Zerkleinerer – dies ist stets der Haupternährungstyp – und daneben als Detritivore. Außerdem sind diese Arten mit sehr schwacher Präferenz jeweils xylophag, weidend sowie räuberisch, wobei letzterer Ernährungstyp bei *G. lacustris* gegenüber den anderen Arten am stärksten ausgeprägt ist. Nichtsdestotrotz haben *Gammarus*-

Arten bereits als Neozoa andere Arten verdrängt, so zB. in Irland, wo *G. pulex* durch räuberische Interaktionen *G. duebni celticus* in manchen Flüssen verdrängen konnte (Dick et al., 1990).

Anders verhält sich die Einordnung in die Ernährungstypen bei vielen in Österreich neozooischen Amphipoden, die zB. in der Gattung *Dikerogammarus* spp. (*D. villosus* und *D. haemobaphes*; (Nesemann et al., 2002)) eine andere Ernährungstypen-Präferenz aufweisen. Zwar unterscheidet sich die Bandbreite der Ernährungstypen, von denen diese Gattung Gebrauch macht, nicht von der einheimischer Amphipoden, jedoch ist eine weit unspezifischere Ernährungsweise (Dick et al., 2002, Platvoet & van der Velde, 2006, Platvoet et al., 2009a) mit einer Hauptpräferenz für den räuberischen Ernährungstyp zu beobachten (Tabelle 13).

Ein Vergleich der Mundwerkzeuge zwischen *D. villosus* und *G. roeselii* (Mayer et al., 2009) zeigte, dass meißelartig zugespitzte Strukturen bei *G. roeselii*, die offenbar zum Kauen und Abschaben harter Pflanzenteile geeignet sind, bei *D. villosus* nicht vorhanden sind.

Die unterschiedliche Gewichtung der Ernährungstypen bei autochthonen und neobioten Amphipodenspezies hat wichtige Konsequenzen für die Koexistenz der verschiedenen Gruppen. Intra-Gilden-Prädation wird als häufiges Phänomen zwischen Amphioden angesehen. Gibt es jedoch zwischen den sympatrischen einheimischen Arten *G. roeselii* und *G. fossarum* noch vergleichsweise wenig Intra-Gilden-Prädation, verhält es sich gegenüber den zugewanderten Arten anders. Dies führt nicht nur zu einem raschen Austausch autochthoner Arten durch Neozoa, sondern auch zu einer Änderung im trophischen Gefüge aquatischer Ökosysteme durch den Wegfall der Zerkleinerer und der daraus folgenden veränderten Verarbeitung von grobem partikulären Material (CPOM) (MacNeil et al., 2011).

Tabelle 13: Ernährungstypen von in Österreich vorkommenden Amphipodenarten (Nesemann et al., 2002) ZKL = Zerkleinerer, WEI= Weidegänger, AFIL = Aktive Filtrierer, PFIL = passive Filtrierer, DET = Detritivore, HOL = Holzfresser, RÄU = Räuber, PAR = Parasiten, SON = sonstige Ernährungstypen (- = keine Präferenz, 10 = maximale Präferenz, bei mangelhafter Datenlage: + = Präferenz)

	ZKL	WEI	AFIL	PFIL	DET	HOL	RÄU	PAR	SON
<i>Dikerogammarus</i>	2	1	-	-	2	+	3	-	2
<i>D. haemobaphes</i>	2	1	-	-	2	+	3	-	2
<i>D. villosus</i>	2	1	-	-	2	+	3	-	2
<i>Gammarus</i>	*	+	-	-	+	+	+	-	-
<i>G. fossarum</i>	7	1	-	-	2	+	+	-	-
<i>G. roeselii</i>	5	1	-	-	3	+	1	-	-

4.4 Die Bedeutung der Wassertemperatur als Konkurrenzfaktor

Die Koexistenz von Neozoa mit einheimischen Gammariden wird von einer Vielzahl abiotischer und biotischer Faktoren gesteuert. In der Invasionsgeschichte wurden die Fließgeschwindigkeit, die Salinität, die Zusammensetzung des Sediments und der Bewuchs mit Makrophyten als signifikante Parameter erkannt. Ein weiterer Faktor, der das Zusammenleben maßgeblich bestimmt, ist die Wassertemperatur (van der Velde et al., 2009). Der Temperaturfaktor übt großen Einfluss auf die Längsgliederung von Flusssystemen und auf die Zusammensetzung der Biozönose aus (Illies, 1961; Vannote et al., 1980). Vom Epikrenal über das Rhithral bis zum Hypopotamal findet in der Regel eine kontinuierliche Erwärmung statt, die unterschiedlichen Arten optimale Bedingungen bietet. Die Wassertemperatur der österreichischen Donau (Messstelle Wolfsthal, Abbildung 21) bewegte sich in den Jahren 2003 bis 2004 zwischen 2°C (Februar 2002 und Jänner 2004) und 24 °C (August 2003) (Beiwl et al., 2003).

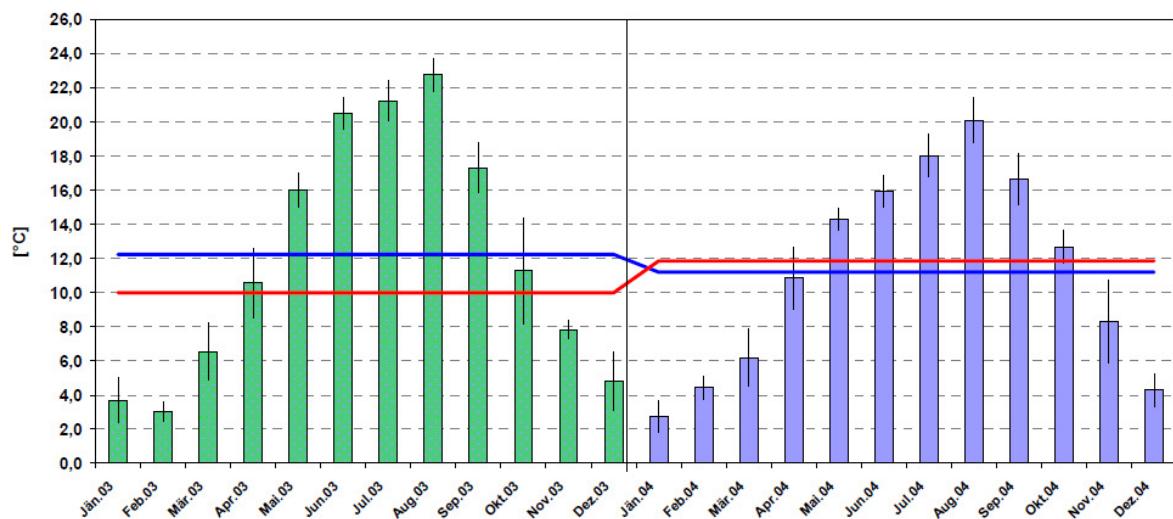


Abbildung 21: Jahresgang der Wassertemperatur der Donau bei Wolfsthal in den Jahren 2003 und 2004; Balken = Monatsmittel mit Standardabweichung, blaue Linie = Jahresmittelwerte, rote Linie = Jahresmedianen (Quelle: Beiwl et al. (2003)).

Laut einer Analyse von Temperaturdatensätzen von 1901 bis 1990 (Webb & Nobilis, 1994) stieg die monatliche mittlere Temperatur der Donau im untersuchten Zeitraum signifikant um 0,8 °C an. Demnach kann für die Donau bis zum Jahr 2030 von einem Temperaturanstieg ausgegangen werden, der für sämtliche Monate mindestens 1 °C und für die Herbstmonate mit einem niedrigen Abflussregime mindestens 2 °C beträgt. Auch Rodinger et al. (2009) diskutierte die Frage, ob sich die Donau, möglicherweise infolge des Klimawandels, erwärmt. Die Autoren kommen zum Schluss, dass eine Antwort auf die Frage verfrüht ist. Dennoch

erscheint eine Erwärmung der Donau im kurzfristigen (Jahre 2003 bis 2007) und längerfristigen (Jahre 1977 bis 2008) Vergleich als wahrscheinlich, da die Trends durchgehend ähnlich sind. Bei letzterem Vergleich ist seit 1977 ein mittlerer Anstieg von 0,04 °C pro Jahr zu beobachten. Dies bedeutet, dass zukünftig vermutlich mit einem Anstieg der Wassertemperatur in der Donau bzw. in heimischen Gewässern gerechnet werden kann. Andere Ursachen für eine Erhöhung der Wassertemperatur in Fließgewässern können zB. die Rodung von Begleitvegetation (fehlende Beschattung), die Stauhaltung oder die Rückspeisung von Kühlwässern aus Kraftwerken sein. Schwankungen der Temperatur in der diurnalen, jahreszeitlichen oder längerfristigen Abfolge haben zB. Auswirkungen auf Reproduktion (Pöckl & Humpesch, 1990, Pöckl, 1993, Pöckl, 2009) und Fressverhalten (Pöckl, 1995, Pöckl et al., 2003) von Wasserorganismen. *D. haemobaphes* dehnt seine natürliche Fortpflanzungsperiode (April bis Oktober) in Habitatein, in die durch Kraftwerke erwärmtes Kühlwasser eingeleitet wird, auf das ganze Jahr aus (Kititsyna, 1980). Da Neozoa (wie zB. Arten der Gattung *Dikerogammarus*) oft eine breite physiologische Toleranz gegenüber Temperaturschwankungen besitzen, hat dieses Thema große Bedeutung für die Abläufe biologischer Invasionen. Bruijs et al. (2001) haben darauf hingewiesen, dass die Toleranz großer Temperaturamplituden möglicherweise zu einer globalen Verbreitung von *D. villosus* in andere temperate Zonen via Ballastwasser erfolgen könnte. Die Temperaturtoleranz von *D. villosus* dürfte bei niedrigem Ionengehalt jedoch herabgesetzt sein (Wijnhoven et al., 2003).

4.5 Freilandaufsammlungen in der österreichischen Donau

Im Joint Danube Survey 2 (JDS2; (Graf et al., 2008)) wird von einem Anteil der Amphipoden-Taxa am gesamten Makrozoobenthos des Donau-Oberlaufs von 12 % ausgegangen, wobei die Autoren darauf hinweisen, dass die Fauna hinsichtlich ihrer Individuendichte von Crustacea (Amphipoda und Isopoda) dominiert wird. Bezogen auf die Biomasse dominieren hingegen Mollusca, hinsichtlich der Taxazahlen die Großgruppen Diptera und Oligochaeta. EPT-Taxa wird in der Donau eine untergeordnete Rolle bescheinigt. Der mittlere Anteil an Neozoa-Taxa am gesamten Makrozoobenthos im Oberlauf wird mit einem Anteil von etwa 80 %, die mittlere Neozoa-Abundanz des Oberlaufs mit etwas mehr als 40 % angegeben. Die Individuendichte der pontokaspischen Neozoa-Arten des oberen und mittleren Flussverlaufs erreicht an den im Rahmen des JDS2 beprobten Stellen zwischen 60 und 80 % der Gesamtfauna. Der saprobielle Index für Unterloiben (Stromkilometer 2006,4; nahe der für die vorliegende Arbeit beprobten Stelle bei Rührsdorf) beträgt bei 13

klassifizierten Taxa 1,87 (österreichischer SI) und die Wasserqualitäts-Stufe daher II. Bei Klosterneuburg wurde der beprobten Stelle mit klassifizierten 11 Taxa ein saprobieller Index von 1,84 (österreichischer SI) und eine Wasserqualitätsstufe von I zugeordnet (bester saprobielle Index der Donau: 1,83; schlechtester: 3,15). Kontrovers diskutiert wurde im JDS2-Endbericht die Rolle der Neozoa, da die meisten neozoischen Taxa als β-mesosaprobe Indikatoren in den Bewertungssystemen eingestuft werden und daher tendenziell zu einer Bewertung des betreffenden Streckenabschnitts mit „gutem ökologischen Zustand“ führen. Ein Ausschluss der Neozoa aus dieser Bewertung erscheint jedoch kaum möglich, da die geringen übrigbleibenden Artenzahlen dies nicht erlauben würden. Bezuglich der Amphipoda kann diese Aussage von der vorliegenden Studie unterstrichen werden, da an den Probenstellen unter den Amphipoda ein Neozoa-Anteil von 100 % gefunden wurde. Im JDS2 in der Donau gefundene einheimische Amphipoda sind *G. roeselii*, *G. fossarum* und *G. pulex*, diese wurden im Rahmen dieser Studie nicht gefunden.

Da beim JDS2 mit grundsätzlich anderen und repräsentativeren Methoden (neben der semiquantitativen Kick & Sweep-Methode und Dredge-Sampling auch quantitatives Airlift- und Multicorer-Sampling) als bei der Beprobung im Zuge dieser Arbeit vorgegangen wurde, konnte beim JDS2 ein umfassendes Bild des Makrozoobenthos erhoben werden. Bei der vorliegenden Arbeit wurden die mit Kick-Sampling gefangenen Amphipoda in Ufernähe bestimmt. Sämtliche determinierten Arten sind auch in der JDS2-Liste zu finden. Die Abwesenheit einiger Arten in der vorliegenden Studie ist wiederum auf die Beprobungsmethode zurückzuführen, zB. bei *C. curvispinum*, der in Wohnröhren aus Schlamm lebt und daher mit Kick-Sampling schwerer zu erfassen ist.

Zu den relativen Anteilen der einzelnen Makrozoobenthos-Taxa innerhalb der Amphipoda wird im JDS2 keine Angabe gemacht, wodurch an dieser Stelle kein Vergleich getroffen werden kann. Überraschend war jedoch für den Autor die hohe Dichte an *D. bispinosus*, der innerhalb der Gattung *D. villosus* stets übertraf. Über diese zumindest stellenweise Dominanz in der österreichischen Donau finden sich in der Literatur keine Angaben. Tendenziell wurde diese Dominanz von *D. bispinosus* gegenüber *D. villosus* im Frühling etwas zurückgedrängt, dies war statistisch jedoch nicht zu untermauern. Da es sich um die dritte Einwanderungswelle einer *Dikerogammarus*-Art handelt, unterliegt die Zusammensetzung der Population vermutlich noch größeren Schwankungen und wird sich in den nächsten Jahren möglicherweise vollkommen ändern. *D. haemobaphes*, der im JDS2 gefunden wurde und die erste Einwanderungswelle der Gattung *Dikerogammarus* bildete, fehlte an den beiden

Probenstellen; dies lässt vermuten, dass er von den beiden anderen Arten abgelöst wurde. Als wichtigstes Ergebnis der Donaubeprobungen lässt sich festhalten, dass *D. bispinosus* momentan zumindest stellenweise extrem hohe Abundanzen erreicht und damit *D. villosus* als weiteren Vertreter aus der Gattung *Dikerogammarus* ergänzt.

4.6 Laborexperimente

4.6.1 Prädationsexperimente

Für die Durchführung der Prädationsexperimente mit *D. bispinosus* wurde, wie bereits u.a. in Platvoet et al. (2009a) für *D. villosus* gezeigt, angenommen, dass *D. bispinosus* sowohl in der Lage ist, pflanzliche Kost als auch tierische Kost aufzunehmen und zu verwerten. Als pflanzliche Futterquelle wurden Karottenscheiben gewählt, da diese von *Dikerogammarus* spp. in der Hälterung gerne angenommen wurden (eigene Beobachtung). Daher wurde *D. bispinosus* in den Prädationsexperimenten als nicht-tierische Futterkomponente stets ein Karottenstück und zusätzlich zu den Karottenscheiben als tierische Komponente ein lebendes Exemplar von *G. roeselii* als potentielle Nahrung zur Verfügung gestellt. In vorangegangenen Studien mit *D. villosus* wurde demonstriert, dass die Tiere ein starkes räuberisches Potential zeigen und auch in Anwesenheit von pflanzlichen Nahrungsquellen auf tierische Lebendnahrung in Form anderer Amphipoden zurückgreifen (Kinzler & Maier, 2003; MacNeil & Platvoet, 2005). Damit stellt dies eine Form der Intra-Gilden-Prädation dar. Auch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bezüglich *D. bispinosus* unterstützen diese These. Die Mortalität von *G. roeselii* war im Gesamtvergleich der Versuchs- mit den Kontrollgruppen in den Versuchsgruppen signifikant höher als in den Kontrollgruppen, in denen *D. bispinosus* fehlte. Wie auch in ähnlichen Studien beobachtet werden konnte, war die Variabilität des Prädationserfolgs zwischen den Tieren mitunter sehr groß (van der Velde et al., 2009); während einige Exemplare von *D. bispinosus* das Beutetier sofort fingen und konsumierten und dieses Beutefangverhalten an vielen oder sogar allen folgenden Versuchstagen wiederholten, konnten andere *D. bispinosus*-Individuen nur wenige oder keine Beutetiere fangen. Die Mortalität in den Kontrollgruppen ohne *D. bispinosus* war dagegen verschwindend gering und eine auffällige Variabilität der Mortalität war nicht gegeben. Daraus ist der Schluss zu ziehen, dass *D. bispinosus* ein aktiver Prädator von *G. roeselii* ist, dh. lebende Individuen von *G. roeselii* konsumierte. Da sich *G. roeselii* in verschiedenen Stadien der Häutung befand, lässt sich aus der hohen Verlustrate von *G. roeselii* weiters der Schluss ziehen, dass *D. bispinosus* nicht nur frisch gehäutete Individuen bejagte, sondern auch die zwischen den Häutungen befindlichen Stadien der

Beutetiere, bei denen die Kutikula bereits ausgehärtet war. Damit erwies sich *D. bispinosus* im Vergleich zu den anderen Vertretern seiner Gattung ebenso als räuberische Art, die durch Intra-Gilden-Prädation mit der autochthonen Amphipodenfauna in Konkurrenz steht.

Tabelle 14: Literaturvergleich durchgeführter Prädationsexperimente mit der invasiven Art *D. villosus* in Mikrokosmen.

	Kinzler & Maier (2003)	MacNeil & Platvoet (2005)	van der Velde et al. (2009)
Material und Methoden	Als Beute (frisch gehäutet): <i>G. pulex</i> als Beute von <i>G. fossarum</i> , <i>G. roeselii</i> und <i>D. villosus</i> jeweils mit ungehäuteten Individuen der anderen Arten; 1:1 Individuen-Kombinationen.	<i>G. pulex</i> als Beute von <i>D. villosus</i> in Kombinationen mit und ohne zusätzlichem Futter.	<i>G. fossarum</i> als Beute von <i>D. villosus</i> .
Temperatur	18,0 °C	17,3 °C	5,0 bis 30,0 °C
Ergebnis	In 56-86 % der Replikate wurden die frisch gehäuteten einheimischen Arten von <i>D. villosus</i> konsumiert, nur 10-18 % der frisch gehäuteten <i>D. villosus</i> wurden von einheimischen Arten konsumiert.	Ungeachtet des zugegebenen Futters wurden 91 % von <i>G. pulex</i> nach 7 Tagen konsumiert (mit Blattmaterial: 85%, mit Chironomiden: 77%, mit Fischfutter-Flocken: 74%).	Anstieg der Prädationsrate bei höherer Temperatur von 0,0 - 0,2 (5 °C) bis 0,9 (30 °C) <i>G. fossarum</i> -Individuen pro Tag.

Die Bedingungen der 3 in Tabelle 14 aufgelisteten unterschiedlichen experimentellen Studien zeigen grundsätzlich dieselbe Tendenz: *D. villosus* ist stets ein überlegener Prädator, der in der Regel durch räuberische Ernährungsweise die jeweils andere Amphipodenart ausschalten kann. Die wichtigste Referenzstudie der in Tabelle 14 angeführten Studien zur Sterblichkeit der eingesetzten Beutetiere stellt die Studie von van der Velde et al. (2009) dar. Ein umfassender Vergleich ist jedoch nicht möglich, da in der Publikation der Studie auf eine Nennung des Körpergewichts der verwendeten Versuchstiere verzichtet wurde. *D. villosus* wurde für die genannte Studie in temperierten Becken (zwischen 5 und 30 °C) gemeinsam mit *G. fossarum* als Beute gehalten.

Um die Bedingungen in der für die vorliegende Arbeit durchgeführten Experimente möglichst an die in der Donau herrschenden Bedingungen anzugeleichen, wurde ein Temperaturbereich zwischen 2 und 22 °C gewählt. Wie in der Arbeit von van der Velde et al. (2009) stellte sich bei allen Versuchstemperaturen die Mortalität der Beutetiere in den Kontrollexperimenten (*G. roeselii* ohne Prädator) als vernachlässigbar klein heraus. In der genannten Studie von van der Velde et al. (2009) wurde nur bei der Versuchstemperatur von 30 °C eine deutlich erhöhte Mortalität bei den als Beutetieren verwendeten Exemplaren von *G. fossarum* ohne *D. villosus* beobachtet. In der vorliegenden Studie waren die Verluste bei den höheren Temperaturen tendenziell höher, wenngleich nicht signifikant.

Die Grundtendenz der Ergebnisse der Prädationsexperimente (*D. bispinosus* vs. *G. roeselii*) ist die gleiche wie in der Studie von van der Velde et al. (2009): die Mortalitätsrate der eingesetzten einheimischen Amphipoden nimmt mit ansteigender Temperatur zu. Signifikant unterschiedlich ist dieses Ergebnis für den Temperaturbereich 2 °C vs. den Temperaturbereich 12 und 22°C, eine Tendenz zu höherer Mortalität bei 22 °C ist mit einem höheren Mittelwert (1,9 Individuen bei 22°C vs. 1,6 Individuen bei 12 °C) dennoch vorhanden. Überraschend war, dass es selbst bei den sehr tiefen Versuchstemperaturen von 2 °C noch zu einer statistisch signifikanten Mortalität von *G. roeselii* im Vergleich zur Kontrollgruppe kam.

Bei den jeweils höheren Temperaturen (22°C) wurden bei allen Versuchstieren (*D. bispinosus* und *G. roeselii*) die zahlreichsten Exuvien gefunden. Der Vergleich von Kontroll- und Versuchsgruppen zeigte jedoch, dass in den Mikrokosmen, in denen *G. roeselii* ohne Prädator gehalten wurde, signifikant mehr Exuvien gefunden wurden. Dieser Befund kann in zwei Richtungen interpretiert werden: Entweder hat *D. bispinosus* die Exuvien ebenso wie das gehäutete Tier konsumiert, oder - eine andere Möglichkeit, die aufgrund der Geschwindigkeit des Jagdvorganges auf den Videoaufnahmen (Kapitel 4.8.2) schlüssig erscheint: *G. roeselii* wurde bereits vor der Häutung von *D. bispinosus* konsumiert. Anzunehmen ist, dass eine Kombination der beiden Möglichkeiten zu den niedrigen vorgefundenen Exuvienzahlen geführt hat. Da bei den höchsten Versuchstemperaturen auch stets die höchste Mortalität der Beutetiere beobachtet werden konnte, ist außerdem zu folgern, dass *G. roeselii* durch vermehrte Häutungen bei höheren Temperaturen auch einem erhöhten Risiko ausgesetzt war, von *D. bispinosus* konsumiert zu werden.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass - wie auch schon für *D. villosus* gezeigt wurde - *D. bispinosus* die Fähigkeit besitzt, auf effiziente Weise einheimische Amphipoden wie *G. roeselii* innerhalb einer weiten Temperaturamplitude als Nahrungsquelle zu erschließen und so einen deutlichen Einfluss auf die Populationen der einheimischen Makrozoobenthosfauna auszuüben. Obwohl einheimische Amphipodenpopulationen die schwerwiegendsten Prädationsverluste bei höheren Temperaturen erleiden, kommt es selbst bei niederen Temperaturen noch zu räuberischen Interaktionen, die zu signifikanten Verlusten der Populationen führen. Es muss daher angenommen werden, dass der Temperaturfaktor nicht der Schlüsselfaktor ist, der ein Aufwärtswandern von *D. bispinosus* in Zubringern zu den großen Flusssystemen verhindert und dass dies durch andere Umweltfaktoren determiniert wird.

4.6.2 Videoanalyse

Aufgrund der Ergebnisse der Prädationsexperimente war zu erwarten, dass *D. bispinosus* ein effektiver Räuber mit hochentwickeltem Beutefangverhalten ist. Daher wurde mit einer Analyse von Videoaufnahmen der Versuch unternommen, den Bewegungsablauf des Beutegreifens von *D. bispinosus* eingehend zu dokumentieren und die benötigte Zeit bei zwei verschiedenen Temperaturen, die aufgrund der vorangegangenen Prädationsexperimente lohnend erschienen, zu untersuchen. Platvoet et al. (2009a) dokumentierten bereits mittels Videoaufnahmen die Futterquellen, die *D. villosus* erschließen kann; im Zuge der Aufnahmen wurde auch eine grobe Dauer des Zupackvorgangs angegeben, wobei allerdings durch die Verwendung einer Kamera mit normaler Aufnahmefrequenz (Framerate) von 20 Bildern pro Sekunde aufgrund der enormen Geschwindigkeit des Zupackens eine beträchtliche Unschärfe entstand. Weiters wurden die mittels Videotechnik festgehaltenen Fressvorgänge in keinem Fall quantifiziert, sondern dienten allein einer qualitativen Beschreibung der Konsumation unterschiedlicher Futterquellen. Die Beschreibung des Jagdvorgangs auf einen Amphipoden beschränkte sich in der genannten Arbeit auf zwei Beobachtungen mit *G. tigrinus* als Beutetier und enthält keine Zeitangaben.

Der Ablauf des Angriffes wurde in der vorliegenden Arbeit aus methodischen Gründen (Speicherplatzverbrauch der Hochgeschwindigkeitsbilder) fokussiert auf die Gnathopodenbewegungen ausgewertet. Der Ablauf des Beuteaufspür- und Fressvorgangs deckt sich weitgehend mit dem in Platvoet et al. (2009a) geschilderten Vorgang und deutet auf eine hohe evolutive Anpassung von *D. bispinosus*. Wie bei *D. villosus* ist die im Unterschied zu den einheimischen Gammariden stark ausgeprägte (Platvoet, 2007) und mit zahlreichen Setae besetzte Antenne II von *D. bispinosus* in den Jagdvorgang involviert und dient gemeinsam mit der Umklammerung der Gnathopoden dem Festhalten der Beutetiere.

Die Annäherung an das Beutetier (*G. roeselii*) fand in den Versuchen zwar nicht immer aktiv statt, da sich die Beutetiere auch selbst aktiv bewegten, jedoch wurde bei der Auswertung der Hochgeschwindigkeitsaufnahmen deutlich, dass sich die Gnathopodenbewegungen bei aktiver oder passiver Annäherung an die Beute stets beobachten ließen. Deshalb ist von einer Art reflektorischem Zupacken auszugehen, wenn ein potentielles Beutetier *D. bispinosus* von ventral bzw. dessen Antennen II berührt. In wenigen Fällen stieß sich *D. bispinosus* jedoch auch von dem sich annähernden Individuum von *G. roeselii* ab, ohne es zu ergreifen. Auch in Experimenten mit *D. villosus* wurde bereits beobachtet, dass diese Art auf vorbeischwimmende Beutetiere lauert und nicht aktiv nach ihnen sucht. In Mikrokosmos-

Experimenten mit höherer Habitatheterogenität hatten diese daher bessere Überlebenschancen (Platvoet et al., 2009b). Es ist daher davon auszugehen, dass es kein unnatürliches Szenario darstellt, *D. bispinosus* nicht nach der Beute suchen zu lassen, sondern diese ohne vorangehende Beutesuche anzubieten.

Der Befund einer hohen räuberischen Anpassung von *D. bispinosus* wird weiters auch durch die hohe Frequenz an Angriffen von *D. bispinosus* (0,15 Angriffe pro Minute bei 18 °C und immerhin noch 0,05 Angriffe pro Minute bei 8 °C) bestärkt. Ein Tier erreichte bei 18 °C sogar eine Angriffs frequenz von 0,5 Angriffen pro Minute.

Platvoet et al. (2009a) geben bei der Beschreibung der Jagd auf freischwimmende Tiere (*Daphnia* sp.) bei 19 °C die Dauer von der ersten Bewegung der Antenne II bis zum Umklammern der Beute mit den Gnathopoden mit 4 Einzelbildern an; dies entspricht einer Dauer von $200 \cdot 10^{-3}$ s. Für die Auswertung der in der vorliegenden Studie aufgenommenen Videos wurden leicht abweichende Eckpunkte in der Fangsequenz herangezogen: als Anfangspunkt wurde die erste wahrnehmbare Bewegung der Gnathopoden, die auf die Bewegung der Antenne II folgt, definiert. Dies würde eine etwas verkürzte Dauer der Fangsequenz erwarten lassen, was auch durch die Ergebnisse bestätigt wurde. Bei der um 1 °C niedrigeren und daher mit den Resultaten von Platvoet et al. (2009a) gut vergleichbaren Versuchstemperatur von 18 °C dauerte die Fangsequenz im Durchschnitt $69,7 \cdot 10^{-3}$ s. Dabei entspricht der obere Extremwert mit $174,0 \cdot 10^{-3}$ s dem von (Platvoet et al., 2009a) angegebenen Wert von $200 \cdot 10^{-3}$ s annähernd, wobei dieses Experiment aber mit einer Bildfrequenz von 20 Bildern pro Sekunde aufgezeichnet wurde und daher mit einer Unschärfe behaftet ist. *D. bispinosus* ist also bezüglich der Zupackdauer gut mit der verwandten Art *D. villosus* vergleichbar.

In den von Platvoet et al. (2009a) durchgeföhrten Studien wurden bereits in den ersten 30 Minuten 11 *Daphnia* sp. von *D. villosus* konsumiert (zur Dauer bis zum ersten Angriff auf *G. tigrinus* finden sich in der Publikation keine Angaben). Die Dauer bis zum ersten Angriff in der vorliegenden Arbeit war dagegen zum Teil sehr hoch (zB. bei 18 °C bis zu 20 Minuten und bei 8°C bis zu 34 Minuten). Dies ist einerseits durch die unterschiedliche Futterquelle, andererseits insbesondere durch die unnatürlich hellen experimentellen Bedingungen erklärbar, die aufgrund der technischen Anforderungen der Hochgeschwindigkeitsaufnahmen aber unabdingbar waren. Die Lichtverhältnisse übertrafen mit $0,37 \cdot 10^6$ lux die natürliche Sonneneinstrahlung an der Gewässeroberfläche an einem sonnigen Tag (etwa 10^5 lux) um das

3,7-fache. Die Ergebnisse zeigten jedoch, dass sich *D. bispinosus* nach einer Akklimationsphase an die veränderten Lichtverhältnisse anpassen konnten.

D. bispinosus kann also als hocheffizienter Räuber charakterisiert werden, der bei räumlicher Nähe zu einem Beutetier selbst unter extremen Lichtbedingungen Jagderfolge erzielen kann.

5 Literaturverzeichnis

- BEIWL, C., KRÄMER, D., RODINGER, W., SIEGEL, P., WAGNER, F., & WIDNER, B. 2003. *Wassergüte der Donau 2002-2003*. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte.
- 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, K., KETELAARS, 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 Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 1159–1174.
- BRUIJS, 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.
- CARAUSU, S. 1943. *Amphipodes de Roumanie I. Gammaridés de type caspien*. Vol. 1. Institutul de Cercetari Pisciole Romania Monografia.
- DAHL, J., & GREENBERG, L. 1996. Impact on stream benthic prey by benthic vs. drift-feeding predators: a meta-analysis. *Oikos*, **77**, 177–181.
- DEVIN, S., PISCART, C., BEISEL, J.-N., & MORETAU, J.-C. 2004a. Life History traits of the Invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipod) in the Moselle River, France. *International Review for Hydrobiology*, **89 (1)**, 21–34.
- DEVIN, S., BOLLACHE, L., BEISEL, J.-N., MORETAU, J.-C., & PERROT-MINNOT, M.-J. 2004b. Pigmentation polymorphism in the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: some insights into its maintenance. *Journal for Zoology*, **264**, 391–397.
- DICK, J.T.A., & PLATVOET, D. 2000. Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proceedings of the Royal Society London*, **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 and Aquatic Sciences*, **59**, 1078–1084.

DICK, J.T.A., ELWOOD, R.W., & IRVINE, D.E. 1990. Displacement of the native Irish freshwater amphipod *Gammarus duebeni* by the introduced *Gammarus pulex*. *Irish Naturalists Journal*, **23**, 313–316.

EGGERS, T. O., & MARTENS, A. 2001. Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. *Lauterbornia*, **42**, 1–68.

EICHWALD, E. 1841. Faunae Caspio-Caucasiae nonullis observationibus. *Nouveaux Mémoires de la Société Impériale de Naturalistes de Moscou*, **7**, 1–292.

ESSL, F., & RABITSCH, W. (Hrsg.). 2002. *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt.

GERVAIS, M. 1835. Notes sur deux espèces de Crevettes qui vivent aux environs de Paris. *Annales de Sciences Naturelles*, **2. ser. 4**, 127–128.

GRABOWSKI, M., BACELA, K., & KONOPACKA, A. 2007. How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) – comparison of life history traits. *Hydrobiologia*, **590**, 75–84.

GRAF, W., CSÁNYI, B., LEITNER, P., PAUNOVIC, M., CHIRIAC, G., STUBAUER, I., & OFENBÖCK, T. 2008. *Das Leben im Donaustrom - Joint Danube Survey 2 (JDS 2)*. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässergüte. Kap. Makrozoobenthos, 130–147.

HOLDICH, D. M., & PÖCKL, M. 2007. *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats*. Springer. Kap. Invasive crustaceans in European inland waters, 29–75.

HYDROGRAPHISCHES JAHRBUCH VON ÖSTERREICH 2008 - 116. Band (2010). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VII/3 - Wasserhaushalt.

ILLIES, J. 1961. Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **2**, 205–213.

KARAMAN, G. S., & PINKSTER, S. 1977. Freshwater *Gammarus* species from Europe, North Africa and adjacent regions of Asia (Crustacea-Amphipoda). Part II. *Gammarus roeseli*-group and related species. *Bijdragen tot de Dierkunde*, **47** (2), 165–196.

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.

KITITSYNA, L.A. 1980. Ecological and physiological peculiarities of *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichw.) in the region of the Tripolye State Supercentral Electric Station heated water discharge. *Gidrobiol. Zh.*, **16**, 77–85.

KONOPACKA, A. 1998. Nowy dla Polski gatunek kielza, *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841) (Crustacea, Amphipoda) oraz dwa inne rzadkie gantunki skorupiaków obunogich w Wiśle. *Przegląd zoologiczny*, **42**, 211–218.

KOWARIK, I. 2003. *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. Stuttgart: Ulmer.

KRÄMER, D., & RODINGER, W. 2010. *Wassergüte der Donau 2008-2009*. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte.

L'VOVA, A.A., PALIJ, A.V., & SOKOLOVA, N.U. 1996. Ponto-kaspisjkie vselency v reke moskve v cherte g. *Moskvy Zoologicheskij Zhurnal*, **75**, 1273–1274.

MACNEIL, C., & PLATVOET, D. 2005. The predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* on native *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda); influences of differential microdistribution and food resources. *Journal for Zoology*, **267**, 31–38.

MACNEIL, C., DICK, J., PLATVOET, D., & BRIFFA, M. 2011. Direct and indirect effects of species displacements: an invading freshwater amphipod can disrupt leaf-litter processing and shredder efficiency. *Journal of the North American Benthological Society*, **30** (1), 38–48.

MACNEIL, C., DICK, J., & ELWOOD, R.W. 1997. The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda): Problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological reviews*, **72**, 349–364.

MARTYNOV, A. V. 1925. (Gammaridae des unteren Lauf des Dnjepr (russ.)). *Arbeiten der All-Ukrainischen wissenschaftlich-praktischen Staats-Station des Schwarzen und Asow Meeres*, **B 1**, 133–153.

MAYER, G., MAIER, G., MAAS, A., & WALOSZEK, D. 2009. Mouthpart Morphology of *Gammarus roeselii* compared to a successful invader, *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda). *Journal of Crustacean Biology*, **26** (2), 161–174.

MEIJERING, M. P. D. 1972. Experimentelle Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammariden in Fliessgewässern. *Archiv für Hydrobiologie*, **70** (2), 133–205.

MOOG, O., GRAF, W., OFENBOECK, T., & SCHMIDT-KLOIBER, A. 2008. *Benthic invertebrate neozoa in Austrian rivers*. Vol. 16. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie.

MÜLLER, J., & SCHRAMM, S. 2001. A third *Dikerogammarus* invader is located in front of Vienna. *Lauterbornia*, **41**, 49–52.

MÜLLER, J. C., SCHRAMM, S., & SEITZ, A. 2002. Genetic and morphological differentiation of *Dikerogammarus* invaders and their invasion history in Central Europe. *Freshwater Biology*, **47**, 2039–2048.

NALEPA, T.F., SCHLOESSER, D.W., POTHOVEN, S.A., HONDORP, W.D., FANSLOW, D.L., TUCHMAN, M.L., & FLEISCHER, G.W. 2001. First finding of the amphipod *Echinogammarus ischnus* and the mussel *Dreissena bugensis* in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, **27** (3), 384–391.

NESEMANN, H., PÖCKL, M., & WITTMANN, K.J.S. 1995. Distribution of epigean Malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). *Miscellanea Zoologica Hungarica*, **10**, 49–68.

NESEMANN, H., MOOG, O., & PÖCKL, M. 2002. Crustacea: Amphipoda, Isopoda, Decapoda.-Teil III. in: MOOG, O. (Hrsg.), *Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002*. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

PINKSTER, S. 1978. *Limnofauna Europaea : eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie*. Vlg. G. Fischer, Stuttgart; Swets & Zeitlinger, B. V., Amsterdam. Kap. Amphipoda, 244–253.

PJATAKOVA, G.M., & TARASOV, A.G. 1996. Caspian Sea amphipods: biodiversity, systematic position and ecological peculiarities of some species. *International Journal of Salt Lake Research*, **5**, 63–79.

PLATVOET, D. 2007. *Dikerogammarus villosus (Sowinsky 1894), an amphipod with a bite*. Ph.D. thesis, University of Amsterdam.

PLATVOET, D., VAN DER VELDE, G., DICK, J.T.A., & LI, S. 2009a. Flexible omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda) - Amphipod Pilot Species Project (AMPIS) Report 5. *Crustaceana*, **82** (6), 703–720.

PLATVOET, D., A., DICK J.T.A., MACNEIL, C., VAN RIEL, M.C., & VAN DER VELDE, G. 2009b. Invader–invader interactions in relation to environmental heterogeneity leads to zonation of two invasive amphipods, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky) and *Gammarus tigrinus* Sexton: amphipod pilot species project (AMPIS) report 6. *Biol. invasions*, **11**, 2085–2093.

PLATVOET, D., DICK J.T.A. KONIJNENDIJK N., & VAN DER VELDE, G. 2006. Feeding on microalgae in the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894). *Aquatic Ecology*, **40**, 237–245, 247.

PÖCKL, M. 1993. Reproductive potential and lifetime potential fecundity of the freshwater amphipods *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* in Austrian streams and rivers. *Freshwater biology*, **30**, 73–91.

PÖCKL, M. 1995. Laboratory studies on growth, feeding, moulting and mortality in the freshwater amphipods *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. *Archiv für Hydrobiologie*, **134** (2), 223–253.

PÖCKL, M. 2007. Strategies of a successful new invader in European fresh waters: fecundity and reproductive potential of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in the Austrian Danube, compared with the indigenous *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. *Freshwater Biology*, **52**, 50–63.

PÖCKL, M. 2009. Success of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* by life history traits and reproductive capacity. *Biological Invasions*, **11**, 2021–2041.

PÖCKL, M., & HUMPESCH, U.H. 1990. Intra- and inter-specific variations in egg survival and brood development time for Austrian populations of *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* (Crustacea: Amphipoda). *Freshwater Biology*, **23**, 441–455.

PÖCKL, M., WEBB, B.W., & SUTCLIFFE, D.W. 2003. Life history and reproductive capacity of *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* (Crustacea: Amphipoda) under naturally fluctuating water temperatures: a simulation study. *Freshwater Biology*, **48**, 53–66.

RICCIARDI, A., & MACISAAC, H.J. 2000. Recent mass invasion in the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *TREE*, **13** (2), 62–65.

RODINGER, W., LAMPRECHT, F., & SAMMET, J. 2009. Erwärmt sich die Donau? *Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte*.

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.

SCHÖLL, F., BECKER, C., & TITTIZER, T. 1995. Das Makrozoobenthos des schiffbaren Rheins von Basel bis Emmerich 1986-1995. *Lauterbornia*, **21**, 115–137.

SOWINSKIJ, V. 1894. Rakoobrannzia Azovskago Moria. (Les crustacés de la mer d'Azow (russ.)). *Zapiski kievskago obshchestva estestviospytatelei (Mémoires de la Société des Naturalistes de Kiew)*, **13**, 289–405.

TITTIZER, T., LEUCHS, H., & BANNING, M. 1994. Das Makrozoobenthos der Donau im Abschnitt Kelheim-Jochenstein (Donau-km 2414-2202). *Limnologie aktuell*, **2**, 173–188.

THOMAS, H. 2011. Rapid Response to *Dikerogammarus villosus*. In: *Bern Convention Group of Experts on Invasive Alien Species (IAS)*.

VAN DER VELDE, G., LEUVEN, R.S.E.W., PLATVOET, D., BACELA, K., HUIJBREGTS, M.A.J., HENDRIKS, H.W.M., & KRUIJT, D. 2009. Environmental and morphological factors influencing predatory behaviour by invasive non-indigenous gammaridean species. *Biol. invasions*, **11**, 2043–2054.

VAN RIEL, M., HEALY, E.P., VAN DER VELDE, G., & BIJ DE VAATE, A. 2007. Interference competition among native and invader amphipods. *Acta Oecologica*, **31**, 282–289.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R., & CUSHING, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130–137.

VOBIS, H. 1973. Rheotaktisches Verhalten einiger *Gammarus*-Arten bei verschiedenem Sauerstoffgehalt des Wassers. *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, **25** (4), 495–508.

VONK, R. 2010. *Fauna Europaea: Crustacea. Fauna Europaea version 2.4*, <http://www.faunaeur.org>. Kap. Fauna Europaea: Gammaridae.

VORNATSCHER, J. 1965. Amphipoda. In: *Catalogus Faunae Austriae*, Bd. VIII f. Einzeldarstellungen d. ÖAW, in Komm. Vlg. Springer, Wien.

WEBB, B. W., & NOBILIS, F. 1994. Water temperature behaviour in the River Danube during the twentieth century. *Hydrobiologia*, **291** (2), 105–113.

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.

WILLIAMSON, M. H. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, London.

ŽGANEC, KREŠIMIR, GOTTSSTEIN, SANJA, & HUDINA, SANDRA. 2009. Ponto-caspian amphipods in Croatian large rivers. *Aquatic invasions*, **4** (2), 327–335.

ZIERITZ, A., & WARINGER, J. 2008. Distribution patterns and habitat characterisation of aquatic Mollusca in the Weidlingbach near Vienna, Austria. *Archiv für Hydrobiologie. Supplement*, **166**, 1-2, 271–292.

6 Zusammenfassung

Der Amphipode *D. bispinosus* repräsentiert ein rezentes Neozoon aus dem pontokaspischen Becken, das die Zusammensetzung der einheimischen Biozönose großer Flüsse nachhaltig beeinflusst hat. Die euryöke und räuberische Gattung *Dikerogammarus* gilt gegenüber einheimischen Spezies als konkurrenzstark und erreicht hohe Abundanzen. Populationen einheimischer Amphipoden (z.B. die sympatrische Art *G. roeselii*) wurden in den besiedelten Habitaten stark reduziert. Wie auch andere *Dikerogammarus*-Arten ist *D. bispinosus* nicht in die im Vergleich zu den Unterläufen kälteren Zubringerflüsse aufwärts gewandert, was jedoch denkbar wäre. Ziel der vorliegenden Arbeit war es daher, eine Temperaturabhängigkeit des Prädationserfolges der Art *D. bispinosus* sowie die Auswirkungen der Temperatur auf die einzelnen Bewegungsabläufe beim Ergreifen seiner Beute zu zeigen. In Prädationsversuchen wurden in Mikrokosmen Konkurrenz-Szenarien simuliert, bei denen ein Individuum von *D. bispinosus* gemeinsam mit einem Exemplar von *G. roeselii* gehältert wurde (Verhältnis 1:1), sowie Kontroll-Szenarien, bei denen nur ein Exemplar von *G. roeselii* anwesend war. Diese Versuche wurden bei drei konstanten Versuchstemperaturen (2, 12 und 22 °C) über fünf Tage durchgeführt und das Beutetier bei Bedarf jeweils durch ein neues Individuum ersetzt. Die Ergebnisse zeigten, dass die Mortalität von *G. roeselii* in den Versuchsreihen ($1,33 \pm 0,22$ Ind.) stets signifikant höher als in den Kontrollexperimenten ($0,08 \pm 0,05$ Individuen) war. Weiters war die Mortalität von *G. roeselii* in den Konkurrenz-Szenarien bei 2°C ($0,5 \pm 0,2$ Ind.) signifikant niedriger als bei 12 °C ($1,6 \pm 0,3$ Ind.) und 22 °C ($1,9 \pm 0,46$ Ind.). Bei Aufzeichnungen mit einer Hochgeschwindigkeitskamera wurden *D. bispinosus*-Individuen gemeinsam mit *G. roeselii* in einer Küvette bei 8 und 18 °C beobachtet und die Bewegungsabläufe beim Ergreifen der Beute analysiert. Die Bewegungen der Gnathopoden dauerten bei 8°C $256,7 \pm 43,8$ sec · 10^{-3} und bei 18 °C $69,7 \pm 42,2$ sec · 10^{-3} , wobei die Dauer signifikant unterschiedlich war. Weiters wurde eine signifikant kürzere Dauer bis zum ersten Angriff auf das Beutetier bei 18 °C gefunden. Die Ergebnisse zeigen, dass es sich bei *D. bispinosus* um einen hochangepassten Räuber handelt, der kleine Exemplare einheimischer Amphipodenarten innerhalb kurzer Zeit überwältigen und fressen kann, selbst wenn die Tiere über eine ausgehärtete Kutikula verfügen. Bei niedrigen Temperaturen ist die Mortalität potentieller Beutetiere deutlich niedriger. Da jedoch selbst bei sehr niedrigen Temperaturen von 2 °C noch prädatorische Aktivität festgestellt werden kann, ist davon auszugehen, dass der Temperaturfaktor nicht für den Konkurrenzvorteil einheimischer Amphipoden in den Zubringerläufen ausschlaggebend ist, sondern dass andere Faktoren als Erklärung heranzuziehen sind.

7 Abstract

The amphipod *Dikerogammarus bispinosus* represents a recent neozoon originating from the Ponto-Caspian basin that permanently changed the assemblage of the biocoenosis of large Austrian rivers. The euryoecious and predacious genus *Dikerogammarus* is a strong competitor for populations of indigenous species (e.g., the sympatric species *Gammarus roeselii*) and reaches high abundances. Similar to other *Dikerogammarus* species, *D. bispinosus* did not penetrate colder tributaries of large rivers. Nonetheless, this is a potential scenario. This study was therefore designed to demonstrate the temperature-dependence of *D. bispinosus*' success in predation, as well as to document the influence of temperature on its individual movements when catching prey. A series of predation trials in microcosms were conducted to simulate a competition scenario (*D. bispinosus* and *G. roeselii*, 1:1 individuals); a control scenario involved only one *G. roeselii*. Each experiment was observed for 5 days at three different constant temperatures (2, 12 and 22 °C). When *G. roeselii* was killed or died, it was replaced with another living individual. The results show that mortality of *G. roeselii* was significantly higher in all competition trials (1.33 ± 0.22 individuals) compared with all control experiments (0.08 ± 0.05 ind.). Furthermore, mortality of *G. roeselii* was significantly lower in competition scenarios at 2 °C (0.5 ± 0.2 ind.) compared to 12 °C (1.6 ± 0.3 ind.) and 22 °C (1.9 ± 0.46 ind.). Moreover, highspeed-camera recordings were made of one *D. bispinosus* individual together with one *G. roeselii* individual in cuvettes at 8 and 18 °C to analyse the course of action during prey capture. Gnathopod movements took 256.7 ± 43.8 sec · 10^{-3} at 8°C versus 69.7 ± 42.2 sec · 10^{-3} at 18 °C; these times were significantly different. Furthermore, the duration until the first attack on the prey was significantly shorter at 18 °C. Accordingly, *D. bispinosus* is a highly adapted predator capable of overpowering and feeding on smaller individuals of indigenous amphipod species, even when prey individuals are at intermoult stage. At low temperatures, mortality of potential prey is significantly lower. Nonetheless, as predatory activity was still recorded at very low temperatures (2 °C), temperature is probably not the key factor for the superiority of indigenous amphipods in tributaries.

8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verbreitungskarte von <i>G. roeselii</i>	10
Abbildung 2: Verbreitungskarte von <i>Dikerogammarus</i> sp.....	14
Abbildung 3: Übersicht über die Jahresverläufe der Donau-Pegelstände an den besammelten Stellen.....	18
Abbildung 4: (a) Hälterungskübel für Amphipoden; (b) Aufsicht auf einen der belüfteten Hälterungskübel.	20
Abbildung 5: (a) Aufsicht auf einen Mikrokosmus; (b) Nahaufnahme einer Glaslinse mit einem Versuchstier.....	21
Abbildung 6: (a) Trächtiges Weibchen von <i>D. bispinosus</i> in ventraler Ansicht; (b) Nahaufnahme der Eier und Oostegite.	23
Abbildung 7: (A) Versuchsanordnung mit 20 l-Aquarium (B) belüftete Küvette mit zwei Amphipoden; (C) eingehängte Küvette zwischen Aquarienglas und dem weißen Hintergrundobjekt.	24
Abbildung 8: (a) Photron Fastcam-X 1024 PCI sowie Dedo-Cool-Spot, im Hintergrund befindet sich der verwendete PC; (b) Bedienoberfläche des Photron Fast Cam Viewer 3.0... .	25
Abbildung 9: Mortaliät von <i>G. roeselii</i> in sämtlichen Versuchsgruppen und sämtlichen Kontrollgruppen.	29
Abbildung 10: Mortalität von <i>G. roeselii</i> in den einzelnen Versuchstemperaturen.	30
Abbildung 11: Mittlere Anzahl gefundener Exuvien von <i>G. roeselii</i>	32
Abbildung 12: Mittlere Anzahl gefundener Exuvien von <i>D. bispinosus</i>	33
Abbildung 13: Mortalität von <i>G. roeselii</i> in der Versuchsgruppe in Abhängigkeit von der Hälterungsdauer des Prädators <i>D. bispinosus</i>	34
Abbildung 14: Korrelation zwischen dem Gewichtsverhältnis <i>D. bispinosus/G. roeselii</i> (V_{Kg}) und der Mortalität von <i>G. roeselii</i> (n) bei 2, 12 und 22 °C	35
Abbildung 15: Beutefangsequenz eines 86 mg schweren Versuchstieres von <i>D. bispinosus</i> bei 18 °C.....	37
Abbildung 16: Vergleich der Dauer von Versuchsbeginn (Einsetzen von <i>D. bispinosus</i> in die Küvette) bis zum Beginn des Angriffs	38
Abbildung 17: Vergleich der Dauer des Zupackens der Gnathopoden von <i>D. bispinosus</i> bei 8 und 18 °C in $\text{sec} \cdot 10^{-3}$	39
Abbildung 18: Vergleich der Anzahl der Angriffe von <i>D. bispinosus</i> auf das eingesetzte Beutetier pro Minute bei 8 und 18 °C in $n \cdot \text{min}^{-1}$	40

Abbildung 19: Europas Hauptwasserstraßen mit den drei Hauptmigrationskorridoren (nördlich, zentral und südlich).	44
Abbildung 20: Migrationsmuster von <i>D. haemobaphes</i> ; <i>D. villosus</i> und <i>D. bispinosus</i>	46
Abbildung 21: Jahresgang der Wassertemperatur der Donau bei Wolfsthal in den Jahren 2003 und 2004.....	50

9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Saprobielle Einstufung von <i>G. roeselii</i> sowie sympatrisch vorkommender <i>Gammarus</i> -Arten.....	11
Tabelle 2: Einstufung von <i>G. roeselii</i> sowie sympatrisch vorkommender <i>Gammarus</i> -Arten nach funktionellen Ernährungstypen.....	11
Tabelle 3: Morphologische Unterscheidung der drei sympatrisch vorkommenden <i>Dikerogammarus</i> -Arten.	12
Tabelle 4: Saprobielle Einstufung und der in Österreich vorkommenden Arten der Gattung <i>Dikerogammarus</i>	15
Tabelle 5: Ernährungstypen der in Österreich vorkommenden Arten der Gattung <i>Dikerogammarus</i>	15
Tabelle 6: Sammeldaten und Sammelorte für <i>Dikerogammarus</i> sp. und/oder Hälterungswasser sowie limnochemische Parameter und der Pegelstand an der Donau.....	16
Tabelle 7: Sammeldaten für <i>Gammarus roeselii</i> und Hälterungswasser sowie limnochemische Parameter.	17
Tabelle 8: Versuchsdesign mit der jeweiligen Anzahl an Stichproben.....	19
Tabelle 9: Zeitlicher Verlauf der Konkurrenzexperimente im Zeitraum Jänner-März 2010..	23
Tabelle 10: Übersicht über die gefundenen Amphipoden-Arten.	27
Tabelle 11: Übersicht über die gefundenen Amphipoden-Arten (CPUE in n pro 40 min Sammelzeit).....	28
Tabelle 12: Migrationsmuster neozoischer Amphipoda.	45
Tabelle 13: Ernährungstypen der in Österreich vorkommenden Amphipodenarten.....	49
Tabelle 14: Literaturvergleich durchgeföhrter Prädationsexperimente mit der invasiven Art <i>D. villosus</i> in Mikrokosmen.	54
Tabelle 15: Zusammenfassung der biometrischen und abiotischen Rahmenbedingungen der Prädationsexperimente.	72
Tabelle 16: Datenaufnahme-Formular für die Prädationsexperimente.	73
Tabelle 17: Zusammenfassung sämtlicher während der Versuchsreihen erhobener Parameter für die jeweilige Temperaturstufe.	74

10 Danksagung

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Arbeiten wären ohne das Mitwirken vieler Beteiligter nicht möglich gewesen. Daher möchte ich den folgenden Personen von ganzem Herzen für ihre Hilfestellung danken:

An erster Stelle meinem Mentor **Manfred Pöckl** für die Initialzündung zur Beschäftigung mit invasiven aquatischen Neozoa im Allgemeinen und mit *Dikerogammarus* im Speziellen, außerdem für Input und abschließende befruchtende Kommentare zu meiner Arbeit; sowie **Johann Waringer** nicht nur für die engagierte Betreuung bei experimentellem Aufbau und während des Schreibprozesses, sondern auch für die begeisterte Vermittlung des Faches Limnologie.

Bei den technischen Vorarbeiten haben mir **Egon Heiss** und **Nikolay Natchev** unschätzbare Dienste bei der Einführung in die Bedienung der Hochgeschwindigkeitskamera erwiesen, auch **Gregor Eder**, **Hubert Kraill** und **Michael Pollerer** sind mir in technischen Belangen zur Seite gestanden. Für die Begleitung bei der statistischen Auswertung meiner Daten danke ich dem stets hilfsbereiten **Gerd Bachmann**.

Den Teilnehmern der International Conference of Amphipodologists (ICA) 2010 in Sevilla danke ich für anspornende und interessierte Wortmeldungen, insbesondere möchte ich an dieser Stelle **Calum MacNeil** und **Dirk Platvoet** nennen. **Michał Grabowski** hat mir wichtige Informationen zur Verbreitung der verwendeten Amphipoden zukommen lassen. Insgesamt war es eine sehr bereichernde Erfahrung, die Amphipoden-Community kennzulernen.

Jedenfalls nicht ungenannt bleiben dürfen an dieser Stelle meine StudienkollegInnen und FreundInnen, welche gemeinsam mit mir Studium und Diplomarbeitsphase bestritten, genossen, durchlitten und schließlich gemeistert haben (werden) – ohne Euch wäre es nicht gegangen! Eine ganz besondere Stütze waren und sind mir **Karin Meisterl**, **Julia Wukovits**, **Caroline Linhart**, **Lucie Schiemer** und **Johann Nesweda**.

An letzter Stelle, aber keineswegs zuletzt möchte ich meinen Eltern **Sylvia** und **Niklas von Beringe** danken, die mich geduldig bei allen aufgetretenen Problemen, soweit es in ihren Möglichkeiten lag, unterstützt haben.

11 Appendix

11.1 Prädationsexperimente

Tabelle 15: Zusammenfassung der biometrischen und abiotischen Rahmenbedingungen der Prädationsexperimente mit Mittelwert (MW), Median (M) und Standardabweichung (STABW).

Biotische Parameter	Temperaturstufe	Versuchsgruppe			Kontrollgruppe		
		2 °C	12°C	22 °C	2 °C	12°C	22 °C
Massen <i>D. bispinosus</i> pro Ind.							
MW	91,15	90,81	84,90				
M	86,00	89,00	81,50				
STABW	19,70	11,80	15,94				
Massen <i>G. roeselii</i> pro Ind.							
MW	25,04	23,98	23,56	24,31	24,27	20,70	
M	24,00	21,75	21,60	24,00	24,00	19,00	
STABW	8,18	8,97	8,74	6,47	7,83	7,47	
Zahl toter <i>G. roeselii</i> gesamt							
	20	68	76	0	5	5	
MW	0,49	1,58	1,77	0,00	0,12	0,11	
M	0,00	1,00	2,00	0,00	0,00	0,00	
STABW	0,60	1,10	1,36	0,00	0,33	0,32	
Häutungen <i>G. roeselii</i> gesamt							
	1	4	5	0	7	7	
MW	0,02	0,09	0,12	0,00	0,17	0,16	
M	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
STABW	0,16	0,29	0,32	0,00	0,38	0,37	
Häutungen <i>D. bispinosus</i> gesamt							
	1	4	5				
MW	0,02	0,09	0,12				
M	0,00	0,00	0,00				
STABW	0,16	0,29	0,32				
Abiotische Parameter							
Leitfähigkeit							
MW	634,59	601,74	591,49	634,59	601,74	591,49	
M	651,00	609,00	597,00	651,00	609,00	597,00	
STABW	31,70	11,15	23,57	31,70	11,15	23,57	
pH-Wert							
MW	8,46	8,43	8,34	8,46	8,43	8,34	
M	8,46	8,42	8,38	8,46	8,42	8,38	
STABW	0,08	0,01	0,15	0,08	0,01	0,15	

Tabelle 16: Datenaufnahme-Formular für die Prädationsexperimente.

Temperatur:	Serien-Nr:	Lf (μ S/cm)=	Datum Anfang:
		pH=	Datum Ende:

Nr/Art/m _G Versuch	Tag 1	Tag 2	Tag 3	Tag 4	Tag 5	m _D
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						
14						
15						

Nr/m _G Kontrolle	Tag 1	Tag 2	Tag 3	Tag 4	Tag 5
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					

Legende

+ = toter *G. roeselii*, daneben : m_{G neu} (mg)

D = *Dikerogammarus* tot

D= *Dikerogammarus* lot
DM= *Dikerogammarus* moult

G neu (mg) Art Versuch:
GM= *Gammarus moultoni*

11.2 Videoanalyse

Tabelle 17: Zusammenfassung sämtlicher während der Versuchsreihen erhobener Parameter für die jeweilige Temperaturstufe, mit Mittelwert (MW), Median (M) und Standardabweichung (STABW).

	Temperaturstufe	8 °C	18°C
beobachtete Tiere		30	12
• Beobachtungsdauer (Stunden)			
gesamt	18:38	4:37	
MW	0:23	0:23	
M	0:22	0:22	
MAX	1:05	0:43	
MIN	0:20	0:10	
• versuchte Angriffe		12	17
verwertbare Aufnahmen			
• Bisse pro Individuum			
MW	1,81	2,13	
M	2,00	2,00	
STABW	0,91	1,36	
• Dauer des Zupackens			
MW	287,56	69,67	
M	280,50	57,08	
STABW	94,15	50,53	

Lebenslauf

Nachname / Vorname	VON BERINGE, Harald
Staatsangehörigkeit	Österreich
Geburtsdatum	8. Dezember 1982
Berufserfahrung	
Daten	März bis Juni 2011
Beruf oder Funktion	Tutor
Wichtigste Tätigkeiten und Zuständigkeiten	Fachliche Betreuung von Studierenden der Studienrichtung Ökologie während des Kurses „Kenntnis mitteleuropäischer Lebensräume“ hinsichtlich ökologischer Methodik und Softwareanwendungen
Name und Adresse des Arbeitgebers	Universität Wien, 1010 Wien, Dr.-Karl-Lueger-Ring 1
Daten	Oktober bis November 2010
Beruf oder Funktion	Projektmitarbeiter Meeresbiologie
Wichtigste Tätigkeiten und Zuständigkeiten	englischsprachige Vermittlung meeresbiologischer Lehrkonzepte
Name und Adresse des Arbeitgebers	Dahab Marine Research Center (DMRC), Sinai, Ägypten
Tätigkeitsbereich	Umweltpädagogik
Schul- und Berufsbildung	
Daten	seit 2001
Hauptfächer	Ökologie mit dem Schwerpunkt Limnologie (Gewässerökologie), zurzeit Arbeit an einer Diplomarbeit am Department für Limnologie (DeLi) an der Universität Wien. Weitere Schwerpunkte des Studiums:
	<ul style="list-style-type: none"> • Meeresbiologie • Umweltökonomik
Name und Art der Bildungseinrichtung	Universität Wien, 1010 Wien, Dr.-Karl-Lueger-Ring 1
Daten	1993 – 2001
Bezeichnung der erworbenen Qualifikation	Matura (mit einer Vorprüfung in Form einer Fachbereichsarbeit aus Biologie und Umweltkunde)
Name und Art der Bildungseinrichtung	Allgemeinbildende Höhere Schule Grg XIX, Billrothstraße 26-30, 1190 Wien (neusprachliches Gymnasium)
Daten	1989 – 1993
Name und Art der Bildungseinrichtung	Volksschule Flotowgasse, 1190 Wien
Sprachkenntnisse	
Muttersprache	Deutsch
Sonstige Sprachen	Englisch, Französisch und Polnisch

Stipendien	
2008	Leistungsstipendium gemäß Studienförderungsgesetz der Universität Wien
2005	Stipendium des BMWF für die Teilnahme am „Sommerkolleg Krakau“ im Juli 2005
Teilnahme an Symposien	
13. bis 18. September 2010	Symposium „International Colloquium on Amphipoda (ICA) 2010“ in Sevilla, Spanien, mit Präsentation eines Posters „Effect of temperature on the coexistence of <i>Dikerogammarus bispinosus</i> and <i>Gammarus roeseli</i> “
2. bis 4. Juli 2010	Symposium „Young Blood for Fresh Water 2010 – Young Aquatic Science“ in Lunz, Niederösterreich
16. bis 18. Mai 2008	Symposium „Young Blood for Fresh Water 2008 – Young Aquatic Science“ in Lunz, Niederösterreich