

Neobiota der deutschen Nord- und Ostseeküste 2022

Eingeschleppte Arten
in deutschen Küstengewässern



Herausgeber:

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt
und ländliche Räume des Landes
Schleswig-Holstein (LLUR)
ab 2023: Landesamt für Umwelt
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
Tel.: 0 43 47 / 704-0
www.schleswig-holstein.de/llur
ab 2023: www.schleswig-holstein.de/lfu

Ansprechpartner:

Dr. Rolf Karez
Tel. 0 43 47 / 704-479
E-Mail: rolf.karez@llur.landsh.de
ab 2023: rolf.karez@lfu.landsh.de

Autoren und Autorin:

Dagmar Lackschewitz, Karsten Reise, Christian Buschbaum (AWI),
Rolf Karez (LLUR)

Datenstand: Juli 2022**Titel (Fotoautoren):**

Obere Reihe von links nach rechts:
Grateloupia turuturu: Die großblappige Rotalge *Grateloupia turuturu* stammt
aus dem Nordwestpazifik und wurde auf Helgoland erstmals 2020 gefunden.
(U. Kunz)

Ruditapes philippinarum: Die asiatische Teppichmuschel *Ruditapes philippi-
narum* wurde zur Zucht nach Europa eingeführt, verwilderte und kommt
inzwischen an vielen europäischen Küsten vor. (K. Reise)

Pagurus longicarpus: Der Einsiedlerkrebs *Pagurus longicarpus* stammt von
der nordamerikanischen Ostküste und breitet sich seit 2020 im schleswig-
holsteinischen Wattenmeer aus. (K. Reise)

Unteres Foto:

Blick vom Steg: Manteltiere wie die roten Kolonien von *Botrylloides violaceus*
und die Keulenascidie *Styela clava* besiedeln in Häfen Schwimmstege und
überwachsen dabei Miesmuscheln und andere Organismen. (D. Lackschewitz)

Rückseite:

Austernfarm im Sylter Watt: Durch Handel und Kultivierung von
Aquakulturorganismen, wie hier der Pazifischen Auster, wurden viele
Meeresorganismen weltweit verbreitet. (K. Reise)

Zitiervorschlag:

Lackschewitz D, Reise K, Buschbaum C, Karez R (2022)
Neobiota der deutschen Nord- und Ostseeküste.
Eingeschleppte Arten in deutschen Küstengewässern.
LLUR SH-Gewässer (394 Seiten)

pdf des Buches im Internet

www.schleswig-holstein.de/lfu unter
„Broschüren/Karten > Gewässer > D Sonderveröffentlichungen Neobiota“

Herstellung:

Pirwitz Druck & Design, Kiel

Herausgabe: Dezember 2022

ISBN: 978-3-948918-06-4

Schriftenreihe LLUR Schleswig-Holstein

Diese Broschüre wurde auf
Recyclingpapier hergestellt.

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der
Schleswig-holsteinischen Landesregierung herausgegeben.
Sie darf weder von Parteien noch von Personen, die Wahlwerbung
oder Wahlhilfe betreiben, im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung
verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden
Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als
Parteinahme der Landesregierung zu Gunsten einzelner Gruppen verstanden
werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur
Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Die Landesregierung im Internet:

www.landesregierung.schleswig-holstein.de

Inhalt

1. Vorwort	8
2. Zusammenfassung (Summary)	10
3. Einleitung, Danksagung	12
4. Makroalgen	22
4.1. Rhodophyceae (Rotalgen)	22
<i>Agarophyton vermiculophyllum</i> (<i>Gracilaria vermiculophylla</i>)	22
<i>Aglaothamnion halliae</i>	25
<i>Antithamnion hubbsii</i>	26
<i>Antithamnionella spirographidis</i>	27
<i>Antithamnionella ternifolia</i>	28
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	31
<i>Callithamnion tetragonum</i>	33
<i>Ceramium cimbricum</i> , <i>Ceramium sungminbooi</i>	33
<i>Dasya baillouviana</i>	35
<i>Dasysiphonia</i> (<i>Heterosiphonia</i>) <i>japonica</i>	37
<i>Grateloupia turuturu</i>	39
<i>Halurus flosculosus</i>	41
<i>Mastocarpus stellatus</i>	42
<i>Melanothamnus harveyi</i> (<i>Neosiphonia/Polysiphonia harveyi</i>)	44
4.2. Paeophyceae (Braunalgen)	47
<i>Colpomenia peregrina</i>	47
<i>Fucus distichus</i> ssp. <i>edentatus</i> / <i>Fucus edentatus</i> / <i>Fucus evanescens</i>	50
<i>Saccharina japonica</i>	53
<i>Sargassum muticum</i>	54
<i>Undaria pinnatifida</i>	57
4.3. Chlorophyceae (Grünalgen)	61
<i>Codium fragile</i> ssp. <i>fragile</i>	61
<i>Ulva australis</i>	63
<i>Ulva californica</i>	65
4.4. Xanthophyceae (Schlauchalgen)	67
<i>Vaucheria longicaulis</i>	67
<i>Vaucheria</i> cf. <i>velutina</i>	69
4.5. Charophyceae (Armleuchteralgen)	71
<i>Chara connivens</i>	71
5. Tracheophyta (Gefäßpflanzen)	73
<i>Cotula coronopifolia</i>	73
<i>Spartina anglica</i>	75

6. Invertebrata (Wirbellose Tiere)	78
6.1. Porifera (Schwämme)	78
<i>Chalinula (Haliclona) loosanoffi</i>	78
<i>Haliclona (Soestella) xena</i>	79
<i>Leucosolenia somesii</i>	80
6.2. Coelenterata (Hohltiere)	81
6.2.1. Ctenophora (Rippenquallen)	81
<i>Mnemiopsis leidyi</i>	81
6.2.2. Cnidaria (Nesseltiere)	85
Hydrozoa (Hydroiden)	85
<i>Blackfordia virginica</i>	85
<i>Bougainvillia macloviana</i>	86
<i>Calyptospadix cerulea (Garveia franciscana)</i>	87
<i>Cordylophora caspia</i>	89
<i>Gonionemus vertens</i>	91
<i>Moerisia inkermanica</i>	94
<i>Nemopsis bachei</i>	96
<i>Pachycordyle michaeli (Pachycordyle navis)</i>	98
Anthozoa (Blumentiere)	100
<i>Cereus pedunculatus</i>	100
<i>Diadumene cincta</i>	100
<i>Diadumene (Haliplanella) lineata</i>	102
Staurozoa (Stielquallen)	105
<i>Haliclystus tenuis</i>	105
6.3. Bryozoa (Moostierchen)	107
<i>Amathia (Bowerbankia) gracilis, Amathia (Bowerbankia) imbricata</i>	107
<i>Arachnidium lacourti</i>	108
<i>Bugula neritina</i>	109
<i>Bugulina stolonifera</i>	111
<i>Fenestrulina delicia</i>	113
<i>Primavelans glabricollaris</i>	115
<i>Schizobrachiella verrilli</i>	116
<i>Schizoporella japonica</i>	118
<i>Smittoidea prolifica</i>	120
<i>Tricellaria inopinata</i>	122
<i>Victorella pavida</i>	125
<i>Watersipora subatra</i>	127
6.4. Nematoda (Fadenwürmer)	128
<i>Anguillicola crassus</i>	128

6.5. Mollusca (Weichtiere)	130
6.5.1. Gastropoda (Schnecken)	130
<i>Corambe obscura</i>	130
<i>Crepidula fornicata</i>	132
<i>Haminella (Haminoea) solitaria</i>	134
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	136
6.5.2. Bivalvia (Muscheln)	139
<i>Corbicula fluminalis</i>	139
<i>Corbicula fluminea</i>	139
<i>Crassostrea virginica</i>	142
<i>Dreissena bugensis/ Dreissena rostriformis bugensis</i>	143
<i>Dreissena polymorpha</i>	146
<i>Ensis leei (E. directus, E. americanus)</i>	148
<i>Magallana (Crassostrea) angulata</i>	151
<i>Magallana (Crassostrea) gigas</i>	153
<i>Mulinia lateralis</i>	157
<i>Mya arenaria</i>	159
<i>Mytilopsis leucophaea</i>	162
<i>Petricolaria pholadiformis</i>	165
<i>Rangia cuneata</i>	168
<i>Ruditapes philippinarum</i>	171
<i>Teredo navalis</i>	174
6.6. Articulata (Gliederteriere)	178
6.6.1. Annelida (Ringelwürmer)	178
Oligochaeta (Wenigborster)	178
<i>Branchiura sowerbyi</i>	178
<i>Potamotheix spp.</i>	179
<i>Tubificoides heterochaetus</i>	180
Polychaeta (Vielborster)	181
<i>Alitta (Neanthes/Nereis) succinea</i>	181
<i>Alitta (Neanthes/Nereis) virens</i>	182
<i>Alkmaria romijni</i>	184
<i>Ampharetidae</i> indet.	186
<i>Aphelochaeta marioni, Tharyx killariensis, Tharyx maryae</i>	187
<i>Boccardia proboscidea</i>	190
<i>Boccardiella ligerica (Boccardia redeki/Polydora ligerica)</i>	193
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	195
<i>Hydroides elegans</i>	197
<i>Hypania invalida</i>	198
<i>Hypereteone (Eteone) lighti/Hypereteone heteropoda</i>	199
<i>Laonome xeprovala</i>	200
<i>Loimia ramzega</i>	202
<i>Marenzelleria spp.</i>	203
<i>Marenzelleria neglecta</i>	204
<i>Marenzelleria viridis</i>	206
<i>Microphthalmus similis</i>	208
<i>Neodexiospira brasiliensis</i>	209
<i>Pileolaria berkeleyana</i>	211
<i>Pileolaria militaris</i>	212
<i>Polydora websteri</i>	213
<i>Streblospio benedicti</i>	215

6.6.2. Xiphosura (Pfeilschwanzkrebse)	218
<i>Limulus polyphemus</i>	218
6.6.3 Crustacea (Krebstiere)	220
Cladocera (Wasserflöhe)	220
<i>Cercopagis pengoi</i>	220
Copepoda (Ruderfüßer)	221
<i>Acartia (Acanthacartia) tonsa</i>	221
<i>Ameira divagans divagans</i>	224
<i>Mytilicola intestinalis</i>	225
<i>Mytilicola orientalis</i>	228
<i>Oithona davisae</i>	230
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	231
Cirripedia (Rankenfüßer)	232
<i>Amphibalanus improvisus</i>	232
<i>Austrominius (Elminius) modestus</i>	235
Cumacea (Kommakrebse)	236
<i>Nippoleucon hinumensis</i>	238
Tanaidacea (Scherenasseln)	240
<i>Sinelobus vanhaareni (S. stanfordi)</i>	240
Mysida (Schwebegarnelen)	243
<i>Hemimysis anomala</i>	243
<i>Limnomysis benedeni</i>	245
<i>Paramysis (Serrapalpis) lacustris</i>	246
Isopoda (Asseln)	248
<i>Proasellus coxalis</i>	248
<i>Synidotea laticauda</i>	250
Amphipoda (Flohkrebse)	252
<i>Aoroides semicurvatus</i>	252
<i>Caprella mutica</i>	254
<i>Chelicerophium curvispinum</i>	257
<i>Cryptorchestia (Orchestia) cavimana</i>	260
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	262
<i>Dikerogammarus villosus</i>	264
<i>Echinogammarus (Chaetogammarus) ischnus</i>	266
<i>Echinogammarus (Chaetogammarus) trichiatus</i>	267
<i>Gammarus tigrinus</i>	267
<i>Grandidierella japonica</i>	270
<i>Incisocalliope aestuarius</i>	272
<i>Jassa marmorata</i>	273
<i>Melita nitida</i>	275
<i>Monocorophium sextonae</i>	277
<i>Monocorophium uenoi</i>	279
<i>Obesogammarus crassus</i>	280
<i>Platorchestia platensis</i>	282
<i>Pontogammarus robustoides</i>	284
Decapoda (Zehnfüßige Krebse)	287
<i>Callinectes sapidus</i>	287
<i>Eriocheir sinensis</i>	289
<i>Faxonius (Orconectes) limosus</i>	293
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	294
<i>Hemigrapsus takanoi (H. penicillatus)</i>	297
<i>Homarus americanus</i>	300
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	301
<i>Pagurus longicarpus</i>	302

<i>Palaemon elegans</i>	303
<i>Palaemon macrodactylus</i>	305
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	307
6.6.4. Insecta (Insekten)	311
<i>Telmatogeton japonicus</i>	311
6.7. Tunicata (Manteltiere)	314
<i>Aplidium glabrum</i>	314
<i>Botrylloides violaceus</i>	316
<i>Botryllus schlosseri</i>	318
<i>Corella eumyota</i>	320
<i>Didemnum vexillum</i>	322
<i>Diplosoma listerianum</i>	325
<i>Molgula manhattensis</i>	328
<i>Perophora japonica</i>	331
<i>Styela clava</i>	332
7. Vertebrata (Wirbeltiere)	336
7.1. Pisces (Fische)	336
<i>Acipenser</i> spp.	336
<i>Gobiosoma bosc</i>	338
<i>Neogobius melanostomus</i>	338
8. Mikroorganismen	342
8.1. Mikroplankton in der deutschen Nordsee (zusammengestellt nach Angaben von J. RICK, AWI Wattenmeerstation)	342
8.2. Fungi	342
9. Literatur	343

1. Vorwort

Die Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten durch den Menschen über ihre natürlichen Vorkommensgrenzen ist ein immer noch zunehmendes Problem – auch in Meeresgebieten. Ursache ist vor allem der globalisierte Handel, der natürliche Ausbreitungsbarrieren z. B. durch Transporte und künstliche Wasserstraßen überwindet.

Neue Arten in einem Lebensraum werden als Neobiota oder „non-indigenous species“ (NIS) bezeichnet. Im Falle einer Etablierung wird zwischen invasiven und nicht-invasiven Neobiota unterschieden. Invasive Arten beeinflussen durch ihre Ausbreitung heimische Arten oder Ökosysteme und können deshalb die biologische Vielfalt nachhaltig verändern, aber auch die menschliche Gesundheit oder auch die Ökonomie beeinträchtigen. Besetzen Neobiota ökologische Nischen, welche noch weitgehend ungenutzt sind, dann gelten diese als nicht-invasiv. Allerdings können sich Effekte von Neobiota mit der Zeit verändern, und so lässt sich nur schwer voraussagen, ob und wann sich eine Art in neuer Umgebung invasiv verhält. Viele eingeschleppte Arten zeigen einen sogenannten „Boom-and-Bust-Verlauf“, d.h. nach anfänglicher Massenentwicklung nehmen die Individuenzahlen (Abundanzen) wieder ab und die Arten „arrangieren“ sich im neuen Ökosystem. Andere Arten verhalten sich zunächst unauffällig und weisen über einen längeren Zeitraum geringe Abundanzen auf, vermehren sich aber z. B. nach einem besonders warmen Winter explosionsartig. Allerdings beschränken sich all diese Beobachtungen bisher meist auf vergleichsweise kurze Zeitspannen von wenigen Jahrzehnten. Insofern ist der Kenntnisstand darüber gering, wie sich Neobiota langfristig auf die heimischen Ökosysteme und Organismengemeinschaften auswirken.

Eine Sorge ist, dass sich durch die weltweite Verbreitung von Arten die Gemeinschaften auf den verschiedenen Kontinenten und damit auch in verschiedenen Meeresgebieten immer mehr angleichen. Wenige robuste Arten kämen dann überall vor, während Spezialisten, welche wichtige Funktionen in Ökosystemen haben können, zurückgedrängt werden. So könnte trotz einer möglichen anfänglichen Steigerung

der lokalen Artenanzahl (Biodiversität) durch die Neuankömmlinge langfristig ein globaler Rückgang der Biodiversität eintreten, die bereits z. B. durch die weltweite Zerstörung von Lebensräumen und die Belastung mit Schadstoffen bedroht ist.

Auf der anderen Seite verändert der globale Klimawandel als Folge menschlichen Handelns alle Lebensräume der Erde. Das führt zu einem dazu, dass Arten durch Migration ihre Verbreitungsgrenzen „natürlich“ erweitern. Auf der anderen Seite verändern sich Lebensräume durch den Klimawandel so weit, dass sie für einige Arten nur noch suboptimale Lebensbedingungen aufweisen, diese gehen dann in ihren Beständen stark zurück oder weichen in andere Gebiete aus. In diesem Fall könnten eingeschleppte und etablierte Neobiota wichtige ökologische Funktionen übernehmen. Kaum ein Thema ist daher so umstritten wie die Gefahren oder Chancen durch eingeschleppte Arten und dieser Streit lässt sich auch kaum vollständig auflösen. Es sei nur davor gewarnt, aus diesem Grund absichtlich Arten zu verschleppen, ohne sich nach vielen Jahren der Forschung ganz sicher zu sein, dass man hier keinen großen Schaden anrichtet.

Wenn sich eingeschleppte Arten in Meeresgebieten etablieren, dann ist es in der Regel unmöglich, sie wieder vollständig durch Gegenmaßnahmen zu entfernen. Die beste Methode ist deshalb, die Verschleppung von Arten vorbeugend zu verhindern. Eine weitere Maßnahme besteht darin, die allerersten eingeschleppten Individuen einer neuen Art sofort vollständig zu entfernen. Ersteres erreicht man durch Schließung der Eintragspfade, sogenannter „Vektoren“. Die bedeutsamsten Vektoren sind das Ballastwasser von Schiffen, Kanäle, der Unterwasserschiff-Bewuchs („hull fouling“), die Aquakultur und der Aquarienhandel. Die sofortige Entfernung der ersten Neuankömmlinge einer neu eingeschleppten Art, auch „fast response eradication“ genannt, setzt voraus, dass alle Exemplare gefunden und auch als nicht-einheimisch erkannt werden. Erst dann können sie mit geeigneten Mitteln entfernt werden. Dies verlangt ein gutes Netz aus Monitoringstationen, taxonomische Expertise und Meldekettten. Da-

rüber hinaus ist eine umfassende Kenntnis über effiziente Methoden zur Entfernung von Organismen und vor allem eine gute Vorbereitung auf solche Einschleppungsereignisse und entsprechende Maßnahmen unerlässlich. Nur dann ist ein schnelles Handeln möglich, um weitere Etablierungen von Arten aus fernen Meeresgebieten zu verhindern.

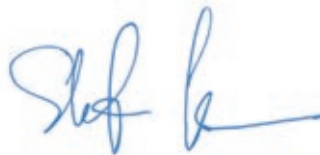
Die europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) hat den Schutz der Meere als zentrales Ziel. Gleich nach der Erhaltung der „Biodiversität“ als erstem Schutzziel, wird der Deskriptor „D2 Neobiota“ benannt und damit eingeschleppte Arten als internationales Problem auch im Meer anerkannt. Bei der Umsetzung der MSRL hat das behördliche deutsche Fachgremium für marine Neobiota beschlossen, das Erreichen des „Guten Umweltzustandes“ vor allem an die Rate der ganz neu eingeschleppten Arten zu knüpfen. Hierbei einigte man sich darauf, nicht zwischen invasiven und nicht-invasiven Neobiota zu unterscheiden, weil jede neu eingeschleppte Art zeigt, dass die Kontrolle der Vektoren versagt hat.

Die Grundlage für all diese Erwägungen, Bewertungen und Maßnahmen ist die Kenntnis über den aktuellen Stand der Arten, die bereits in unseren heimischen Küstengewässern vorhanden sind. Damit ist die Unterscheidung von Arten möglich, die ganz neu auftauchen und irgendwo an der Küste zum ersten Mal gefunden werden. Hierfür bietet das hier vorliegende Werk eine essentielle Grundlage. Dabei wurde allen Hinweisen nachgegangen, dass – oder manchmal auch ob – Arten bei uns einge-

schleppt wurden. Für jede dieser Arten wurden in mühevoller Kleinarbeit alle verfügbaren Informationen zusammengetragen, meist nicht nur für Deutschland, sondern auch für die anderen Anrainer an Nord- und Ostsee. Ein solches Werk ist aus naheliegenden Gründen immer nur eine Momentaufnahme, die zum Zeitpunkt ihrer Veröffentlichung schon wieder durch weitere Neueinschleppungen überholt sein kann. Daher war diese zweite, stark überarbeitete und aktualisierte Ausgabe der Broschüre von 2014 dringend erforderlich.

Großer Dank für das Gelingen dieser Neuauflage sowie schon der ersten Ausgabe gilt Dagmar Lackschewitz. Sie hat alle verfügbaren Informationen zu den einzelnen Arten bis ins Detail recherchiert, diese umfassend zusammengetragen und schließlich übersichtlich dargestellt.

Wir hoffen, dass auch diese zweite Auflage unserer Broschüre bei Ihnen wieder lebhafte Anwendung findet, in Naturschutzorganisationen, Behörden, Gutachterbüros, Universitäten und Instituten!



Dr. Stefan Krause,
Dezernatsleiter „Küstengewässer“
im Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und
ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

2. Zusammenfassung

Die vorliegende Studie behandelt 159 Taxa der Makrofauna und Makroflora, die in der Literatur und in Internetdateien als nicht-heimisch oder unklaren Ursprungs (kryptogen) für deutsche Küstengewässer angegeben werden. Die Recherche basiert im Wesentlichen auf 1345 Publikationen sowie nationalen und internationalen Internet-Datenbanken und -seiten und wird durch persönliche Beobachtungen ergänzt.

Von den 159 für die Nord- und Ostseeküste benannten Taxa können 122 als eingeschleppt und etabliert gelten. Weitere 22 Neobiota traten nur temporär auf oder konnten keine Populationen begründen. Bei 12 Taxa ist zweifelhaft, aber nicht auszuschließen, dass sie von außerhalb eingeschleppt wurden. Drei Arten sind irrtümlicherweise verzeichnet worden.

Von den an Nord- und Ostseeküste etablierten Neobiota stammen 40 % aus dem pazifischen Raum, 22 % von westatlantischen Küsten, 17 %

aus dem ponto-kaspischen Raum, 5 % aus übrigen Gebieten und bei 16 % ist die Herkunft unbekannt. Von den 122 etablierten Neobiota gehören 30 % zur Brack- und Süßwasserfauna. Die Anzahl neobiotischer Taxa ist an der Nordseeküste mit 98 höher als an der Ostseeküste (65). Dabei sind insbesondere marine Makroalgen, Moostierchen und Manteltiere in der Nordsee artenreicher vertreten, während sich in der Ostsee besonders ponto-kaspische Amphipoden und Schwebegarnelen etablieren konnten.

Bei nur 9 Neobiota wird eine Ankunft schon vor dem 20. Jahrhundert angenommen. Im letzten Jahrhundert kamen 48 und im 21. Jahrhundert bisher 65 Neobiota hinzu. Dieser hohe Anteil seit 2000 kann zum Teil mit der Zunahme der Schiffstransporte erklärt werden, aber auch mit dem gezielten Monitoring zu eingeschleppten Arten und der damit wachsenden Aufmerksamkeit und taxonomischen Expertise.

2. Summary

This study reports 159 taxa of marine and estuarine macrofauna and macroflora we found in published lists for non-indigenous species in German coastal waters. This includes all exotic species introduced by human transports, as well as cryptogenic taxa of uncertain origin. We also discuss some erroneous records.

We reviewed 1345 publications as well as internet databases and sites on neobiota. Personal unpublished records are also included, and colleagues kindly provided some very recent records.

We consider 122 neobiota as introduced and established for the German North- and Baltic Sea coasts. Further, 22 neobiota occurred only temporally or did not establish populations. Twelve taxa we consider as of doubtful origin (cryptogenic). Three taxa appeared in error in published lists.

Of neobiota established at German coasts, 40 % originate from the Pacific Ocean, 22 % from the Western Atlantic, 17 % from the Ponto-Caspian region, 5 % from other regions and for 16 % the origin is still unknown. Of the 122 taxa introduced and established, 30 % belong to the brackish-limnic fauna. More neobiota became established at the North Sea coast (98) than at the Baltic Sea coast (65). In the North Sea these comprised particularly marine macroalgae, bryozoans and tunicates, while in the Baltic Sea Ponto-Caspian amphipods and mysids contributed several species.

Only 9 neobiota are assumed to have been introduced already prior to the 20. century. In the last century, 48 and in the current century even 65 neobiota arrived and established. The high share since 2000 is only partially explained by increasing ship transports. In that latter period, specific monitoring programs commenced targeting neobiota. With these, taxonomic expertise also grew.

3. Einleitung

Die zunehmende Globalisierung der Handelsbeziehungen mit schneller werdenden Schiffs-passagen führt seit vielen Dekaden zu einer steigenden Flut exotischer Organismen an europäischen Küsten (LEPPÄKOSKI et al. 2002, STREFTARIS et al. 2005, WOLFF 2005, GALIL 2009, GOLLASCH et al. 2009, BUSCHBAUM et al. 2012, MINCHIN et al. 2013, ANTON et al. 2019, BAILEY et al. 2020). Die Verbreitung von Tieren und Pflanzen durch anthropogene Aktivitäten reicht weit in die Vergangenheit zurück, kann zum Teil nur vermutet werden oder lässt sich inzwischen durch molekulargenetische Methoden in Teilen rekonstruieren. Betroffenen Arten können unterschiedlich bezeichnet werden. Geläufige Benennungen sind Neobiota (Neophyten, Neozo-

en), ‚Aliens‘, eingeschleppte, nicht-heimische oder gebietsfremde Arten. Im englischen Sprachgebrauch werden die Begriffe NIS (non indigenous species), NNS (non native species) und IAS (invasive alien species, nach der Convention of Biological Diversity, CBD) verwendet.

Der Begriff invasiv bezeichnet die besonders starke Ausbreitung der Arten. In diesem Fall kann die Etablierung weitreichende ökologische und ökonomische Effekte haben, deren Konsequenzen oft erst zeitversetzt erkannt werden. Eine einmal erfolgte Ansiedlung und Ausbreitung kann im marinen Lebensraum nicht wieder rückgängig gemacht werden.



Viele Neobiota, wie hier die roten Kolonien des Manteltieres *Botrylloides violaceus* und die *Keulenascidie Styela clava* (rechts im Bild), gehören zu Bewuchs-Gemeinschaften (‚fouling communities‘) und besiedeln in Häfen künstliche Hartsubstrate wie Stege und Kaimauern. Sie überwachsen aber auch andere Organismen wie Miesmuscheln (links im Bild). (Foto D. Lackschewitz)

Aus diesem Grund werden von nationaler und internationaler Seite Regularien angestrebt, die den Eintrag von Neobiota minimieren und soweit möglich unterbinden sollen (OLENIN et al. 2011). Damit zusammenhängend soll erfasst werden, welche gebietsfremden Arten sich bereits in deutschen Küstengewässern angesiedelt haben. Die notwendige Voraussetzung dafür ist eine detaillierte Kenntnis der Neobiota an heimischen Küsten in Vergangenheit und Gegenwart. Da nicht-heimische Arten früher größtenteils eher zufällig im Rahmen anderer Arbeiten entdeckt wurden und nicht Gegenstand expli-

ter Forschung waren, werden inzwischen weltweit Anstrengungen unternommen, abgestimmte Verfahren zur Erkennung von Neobiota zu entwickeln. Diese werden meist als nationale Schnellerfassungsprogramme (‚Rapid Assessment‘-Verfahren) durchgeführt und ermöglichen es, Erkenntnisse über die Ansiedlung und das Ausmaß der Etablierung von Neobiota zu gewinnen sowie Ausbreitungswege aufzudecken (HEWITT et al. 2004, COHEN et al. 2005, ARENAS et al. 2006, ASHTON et al. 2006, MINCHIN 2007, GITTENBERGER et al. 2010, LACKSCHEWITZ et al. 2011).

Kenntnisse über Vektoren und Vorkommen von Arten in benachbarten Staaten erlauben es, Wege der Einschleppung und Einwanderung ggf. nachzuvollziehen, um daraus Gegenmaßnahmen zur weiteren Verbreitung der Neobiota ableiten zu können.

Die Europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU-MSRL) betrachtet Neobiota als Parameter (Deskriptor 2) des Umweltzustandes. In diesem Zusammenhang soll ein Indikator entwickelt werden, der den Prozess der Einschleppung und Etablierung dokumentiert, die Einnischung im ökologischen Beziehungsnetz beschreibt und in der Lage ist, auch den Stillstand und Rückgang von Ansiedlungen nicht-heimischer Organismen abzubilden (BUSCHBAUM & LACKSCHEWITZ 2013).

Für die deutschen Küstengewässer wurden von Bund und Ländern mehrere Projekte gefördert, um den gegenwärtigen Status quo zu ermitteln. Zahlreiche Publikationen befassen sich mit Einwanderungen und Besiedlung der deutschen Küsten von Nord- und Ostsee durch Neobiota (NEHRING & LEUCHS 1999a, GOLLASCH & NEHRING 2006, NEHRING 2006, BUSCHBAUM et al. 2012, WITTFOTH & ZETTLER 2013, WASER et al. 2020, LEITINGER et al. 2021). Sie haben aber durch eine

wachsende Zahl an Neuankömmlingen und die detaillierter werdenden Erfassungen nur eine zeitlich begrenzte Gültigkeit. Internet-Datenbanken, die diesem dynamischen Prozess folgen und dem aktuellen Stand zeitnah angepasst werden können (AquaNIS, NOBANIS), sind auf verlässliche Bezugsquellen und fortlaufende Überprüfungen angewiesen.

Die vorliegende Recherche soll den derzeitigen Kenntnisstand zu bekannten nicht-heimischen aquatischen Pflanzen und Tieren in deutschen Küstengewässern zusammenfassen. Dafür wurden in der Literatur dokumentierte oder aus anderen nachvollziehbaren Quellen bekannte Angaben überprüft, evaluiert und zusammengefasst. Sofern widersprüchliche Angaben in den zugrunde liegenden Quellen vertreten werden, wird dieses in der Studie vermerkt. Berücksichtigt wurde Makrofauna und -flora tatsächlicher oder vermuteter exotischer Herkunft, die in verschiedenen Quellen für die deutsche Küste aufgeführt werden. Zusätzlich erscheinen sogenannte kryptogene Arten. Darunter versteht man Arten, bei denen es den gut begründeten Verdacht gibt, dass sie in der Vergangenheit durch anthropogene Aktivitäten an europäische und letztlich deutsche Küsten gelangt sind.



Die Amerikanische Schwertmuschel *Ensis leei* gelangte Ende der 1970er Jahre wahrscheinlich im Ballastwasser von Schiffen in die Deutsche Bucht.
(Foto K. Reise)

Grundlage für diese Arbeit waren Angaben aus wissenschaftlichen Publikationen, aus gedruckten Berichten der ‚Grauen Literatur‘ und aus Internet-Datenbanken sowie von Internetseiten bis Oktober 2021. Zusätzlich sind eigene und Beobachtungen von Kolleginnen und Kollegen eingeflossen, um auch (noch) nicht publizierte Daten zu berücksichtigen.

Der stark national ausgerichtete Fokus dieser Recherche ist dem Bedarf der Behörden angepasst. Aus diesem Umfeld stammen auch viele ausgewertete Berichte der ‚Grauen Literatur‘, deren Daten in wissenschaftlichen Publikationen nur begrenzt Eingang finden. Neben Funden aus regelmäßigen Monitoring-Vorhaben werden auch in zeitlich begrenzten Projekten nicht selten Arten erstmals für deutsche Gewässer nachgewiesen bzw. ihre Verbreitung wird dokumentiert. Dieses Wissen gelangt häufig erst verzögert zur allgemeinen Kenntnisnahme.

Wenn möglich wurden die Angaben in der Literatur bis zur Originalquelle zurückverfolgt, was allerdings nicht in allen Fällen durchführbar war. Etwa wenn sie auf schwer oder nicht zugänglichen nationalen Berichten/Artikeln beruhten oder in uns unbekannten Sprachen verfasst waren (z. B. russisch, litauisch, polnisch) deren automatisierte Übersetzung keine nachvollziehbaren Inhalte ergaben. Die meisten Artikel konnten mit Hilfe von Mitarbeitern der Bibliothek des Alfred-Wegener-Institutes beschafft werden.

Manche Angaben aus umfangreich recherchierten Zusammenstellungen zu gebietsfremden Arten an nationalen Küsten, wurden auf Grund der äußerst detailgenauen Informationen, weitgehend ungeprüft übernommen. So etwa aus der Übersicht zu nicht-heimischen marinen und ästuarinen Arten an niederländischen Küsten von WOLFF (2005). Auch auf die Zusammenfassung von NEHRING & LEUCHS (1999a) zum nicht-heimischen Makrozoobenthos an der deutschen Nordseeküste wurde vielfach zurückgegriffen sowie Angaben von ENO et al. (1997) für britische Gewässer, DEWARUMEZ et al. (2011) und BAFFREAU et al. (2018) für die nordfranzösische Küste. In diesen Wer-

ken werden die Originalquellen genannt. An anderer Stelle wird die Originalquelle aus der von uns zitierten Arbeit expliziert genannt. Diese Originalquelle taucht jedoch nicht in den Referenzlisten auf und muss ggf. der zitierten Quelle entnommen werden.

Bei der Bewertung der Quellen zeigte sich mehrfach, dass sich einmal in die Literatur gelangte Fehlinformationen fortsetzen und schließlich zu Fakten mutieren können. Fehlinterpretationen von Verbreitungskarten oder -listen hatten in der Vergangenheit mitunter zu falschen Angaben über Vorkommen an deutschen Küsten geführt. Solche Spezies wurden trotzdem kritisch bearbeitet, um möglichst umfangreich über die in der Literatur für deutsche Gewässer aufgeführten Arten zu informieren. Dies beinhaltet auch Neobiota, von denen angenommen wird, dass sie inzwischen wieder ausgestorben sind sowie Pflanzen und Tiere, die erst vor Kurzem gefunden wurden und für deren Fortbestand noch keine Prognose abgegeben werden kann. Für Großbritannien wird geschätzt, dass sich etwa 40 % der ankommenden Neobiota nicht etablieren können (MINCHIN et al. 2013). Ein abschließendes Urteil kann aber immer erst Jahre später gefällt werden, so dass wir hier auch die in den letzten Jahren nachgewiesenen Arten mit aufnehmen, selbst wenn deren Etablierung noch unsicher ist.

Zum Aufbau und Inhalt der Listen - Begriffsklärungen

Die vorliegende Broschüre ist eine überarbeitete und erweiterte Fassung einer ersten Auflage, die die bis Juli 2014 erfassten Neobiota berücksichtigt hatte. Nicht nur die vielen Neuzugänge, sondern auch zwischenzeitlich hinzugekommene Erkenntnisse zu bereits bekannten Neobiota, haben eine gründliche Überarbeitung und Aktualisierung erforderlich gemacht. Da die Einschleppung fremder Arten ein dynamischer und noch unaufhaltsamer Prozess ist, kann die vorliegende Arbeit nur eine Momentaufnahme sein, die zur Zeit ihrer Veröffentlichung schon wieder überholt sein wird.

In den nachfolgenden Artenlisten werden die wichtigsten Eckpunkte für gebietsfremde Makrofauna und -flora aus der deutschen Nord- und Ostsee zusammengefasst, deren Lebensraum unter oder an der mittleren Tide-Hochwasserlinie (MTHWL) liegt. Von den Gefäßpflanzen, die auch oberhalb der MTHWL vorkommen, wurden nur die Laugenblume (*Cotula coronopifolia*) und das Englische Schlickgras (*Spartina anglica*) berücksichtigt.

Text und Bilder verweisen auf den generellen Habitus und die Besonderheiten der Arten, ersetzen aber keinesfalls eine taxonomische Bearbeitung von Funden und das Studium weiterführender Literatur.

Der größte Teil der Artenbesprechungen folgt einem einheitlichen Schema, in dem einer knappen Zusammenfassung Angaben zur Herkunft, Invasionsgeschichte, Verbreitung und Biologie etc. folgen. Dabei wurde nicht über alle Arten gleich umfassend informiert, etwa weil es sich um Einzelnachweise oder keine eingeschleppten Organismen im engeren Sinne handelte, weil die Organismen fast ausschließlich im Süßwasser vorkommen oder weil nicht ausreichend Informationen zur Verfügung standen.

Namen, Synonyme, Abbildungen:

Die Art- und Gattungsnamen sowie die Angabe der Erstbeschreiber orientieren sich an der taxonomischen Nomenklatur und Schreibweise bei WoRMS (World Register of Marine Species) bzw. algaebase.

Bei Arten, die unter einem älteren Namen bekannt sind, der auch heute noch geläufig ist, wird dieser in der Überschrift in nicht-kursiven Klammern mit angegeben (Bsp. *Magallana* (*Crassostrea*) *gigas*, *Alitta* (*Nereis*) *virens*). In einigen Fällen sind die Klammern nach WoRMS Bestandteil des Namens (Bsp. *Acartia* (*Acartia*) *tonsa*, *Paramysis* (*Serrapalpis*) *lacustris*) und kursiv geschrieben.

Arten, die sich nicht etabliert haben, deren Status unklar ist oder die fälschlicherweise in Listen für deutsche Küstengewässer angegeben werden, sind mit einem Stern* gekennzeichnet.

Angaben zu Synonymen und alternativen Benennungen beziehen sich auch auf frühere, eventuell ungültige oder fälschlich genutzte Namen in älterer Literatur, insbesondere, wenn sie in den von uns ausgewerteten Publikationen erscheinen. Damit soll die Suche nach zusätzlichen Quellen zur fraglichen Art erleichtert werden.

In den meisten Fällen werden nicht alle bekannten Synonyme für eine Art angegeben. Für eine vollständige Liste wird auf WoRMS (World Register of Marine Species) und algaebase verwiesen sowie auf die entsprechende Fachliteratur.

Nicht für alle Arten standen uns Abbildungen zur Verfügung. In solchen Fällen wird auf Publikationen mit aussagekräftigen Bildern verwiesen, die möglichst über einen Internet-link erreichbar sind.

Status:

Die Begriffe ‚Alien‘, nicht-heimisch (non-native), gebietsfremd (non indigenous) und eingeschleppt (introduced) werden synonym verwendet. Damit werden Arten bezeichnet, die aus anderen Meeresgebieten durch menschliche Transporte und Transportwege natürliche geographische Barrieren oder Meeresströmungen überwinden konnten und beabsichtigt oder unbeabsichtigt in deutsche Küstengewässer gelangten. Das bezieht auch Arten mit ein, die aus Übersee zunächst benachbarte Küsten erreichten und sich von dort auf natürlichem Wege bis in deutsche Gewässer ausbreiten konnten. Nicht berücksichtigt wurden Arten, die an der europäischen Atlantikküste heimisch sind und die im Zuge der anthropogenen Klimaerwärmung von Süden her in deutsche Gewässer eingewandert sind.

Als ‚kryptogen‘ (cryptogenic) werden Arten bezeichnet, deren genaue Herkunft und Invasionsgeschichte im Dunklen liegt, die aber wegen begründeter Vermutungen für eingeschleppt gehalten werden (CARLTON 1996).

Erst 1835 wurde der große Seerengelwurm (*Alitta virens*) von europäischen Küsten beschrieben. Die sehr späte Erwähnung einer so auffälligen und heute häufigen Art legt ein Invasionsereignis nahe, selbst wenn die Einschleppung nicht dokumentiert ist. (Foto K. Reise)



Als ‚invasiv‘ gilt nach der Definition der ‚Convention on Biological Diversity‘ (CBD): „An alien species whose introduction and/or spread threaten biological diversity.“ Diese Kategorie kann problematisch sein, weil eine Art sich in einem Gebiet invasiv und einem anderen nicht invasiv verhalten kann. Darüber hinaus kann eine Art zunächst invasiv sein, im Folgenden dann aber harmlos oder umgekehrt. Entsprechend kann dann die Beurteilung der Art die Folge einer subjektiven Entscheidung sein.

Hinsichtlich der Etablierung einer eingeschleppten Art sind die zeitlichen Grenzen naturgemäß fließend. Eine gebietsfremde Art, die seit Langem an heimischen Küsten angesiedelt, z. T. weit verbreitet und zu einem integrierten Bestandteil der heimischen Flora und Fauna geworden ist, wird als etabliert bezeichnet. Im anderen Fall als nicht etabliert, ausgestorben oder temporär etabliert. Für Arten, die erst vor einigen Jahren, meist lokal und in geringen Abundanzen nachgewiesen wurden und über deren Etablierungs- und Ausbreitungstendenzen noch keine Klarheit herrscht, kann kein ab-

schließendes Urteil gefällt werden. Sie werden als ‚kürzlich nachgewiesen‘ bezeichnet.

Vektor:

Über die Einschleppungsmechanismen exotischer Arten kann größtenteils nur aufgrund ihrer Biologie oder ihres lokalen Auftretens spekuliert werden. Das hat oft zu widersprüchlichen Angaben in der Literatur geführt.

Die überwiegende Zahl der Neuankömmlinge steht mit Schiffstransporten im Zusammenhang (NUNES et al. 2014). In der Regel finden diese Einschleppungen unabsichtlich statt, sei es, dass Jugendstadien oder adulte Organismen mit Ballastwasser verfrachtet werden (CARLTON & GELLER 1993) oder Tiere und Pflanzen von Bewuchs-Gemeinschaften (fouling communities) an den Außenwänden von Schiffsrümpfen in fremde Gewässer gelangen (SYLVESTER et al. 2011, MINEUR et al. 2012). In früheren Jahrhunderten wurden viele Arten vermutlich auch mit Schiffsballast (Steine, Sediment) verschleppt. Möglicherweise sind viele, heute als Kosmopoliten verbreitete Arten, dies nur durch solche Transporte geworden.

Der weltweite Handel mit Aquakulturorganismen (z. B. Austern, Miesmuscheln) spielt an der deutschen Küste zwar nur lokal eine Rolle, kann sich aber zum Zentrum massiver Ausbreitungen entwickeln, insbesondere wenn wiederholter Besatz der Kulturen die Populationen mit immer neuem Nachschub versorgt (WOLFF & REISE



2002). Generell entstammen die für Aquakulturen bestimmten Organismen Herkunftsgebieten, die in ihren Bedingungen dem Zielort ähnlich sind, d.h. die Wahrscheinlichkeit ihrer erfolgreichen Ansiedlung und damit auch das Überleben der mit ihnen kommenden Begleitarten ist sehr hoch.



Transozeanische Schiffspassagen und der Handel mit Aquakulturorganismen (hier: Austernzuchtanlage) führen zur Verbreitung von Arten über natürliche biogeographische Barrieren hinaus. (Fotos C. Buschbaum)

Zahlenmäßig geringer waren in der Vergangenheit absichtlich zu unterschiedlichen Zwecken angesiedelte oder ausgesetzte Arten, wie etwa das Englische Schlickgras *Spartina anglica* zur Landgewinnung oder verschiedene Krebse wie die Schwebgarnele *Limnomysis benedeni* und der Flohkrebs *Obesogammarus crassus* als zusätzliche Fischnahrung. Die Pazifische Auster *Magallana (Crassostrea) gigas* wanderte aus Aquakulturen in den Niederlanden ein. Außerdem wurde sie in deutschen Küstengewässern in Kultur genommen und ist von dort aus ins Freiland gelangt.

Die für manche Küsten nicht unerhebliche absichtliche Freisetzung oder das ‚Entsorgen‘ exotischer Tiere und Pflanzen aus Aquarien oder dem Nahrungsmittelhandel spielt für deutsche Meeresküsten dagegen eine nachgeordnete Rolle.

Weitreichende Folgen hatte aber der Bau von Kanälen in Ost- und Zentraleuropa in den letzten Jahrhunderten. Dadurch bekamen brackwassertolerante Arten des ponto-kaspischen Raumes, des Schwarzen und Kaspischen Meeres sowie des Aralsees, Zugang zu den Flus-

sästuar der Nord- und Ostsee. Dabei werden im Wesentlichen drei Einwanderungsrouten genannt, die als ‚Northern, Central und Southern Migration (Invasion) Corridor‘ bezeichnet und bei BIJ DE VAATE et al. (2002), WOLFF (2005) und ARBACIAUSKAS et al. (2008) näher beschrieben und dargestellt werden. Durch diese Wasserstraßen erfolgte neben einer kontinuierlichen semi-natürlichen und langsamen Ausbreitung eine diskontinuierliche, sprunghafte Verbreitung mit Schiffen unter Umgehung weiter dazwischen liegender Abschnitte (OLENIN 2002)

Ursprungsgebiet:

Die meisten eingeschleppten Arten kommen zunächst an anderen europäischen Küsten an und erreichen erst sekundär deutsche Gewässer. Ihr Ursprung liegt aber überwiegend im Westpazifik, im Westatlantik oder dem ponto-kaspischen Raum. Auch brackwassertolerante, überwiegend limnische Arten des Mittelmeerraumes kommen über Flüsse und künstliche Wasserwege bis in die Flussmündungen der europäischen Küsten - beschleunigt durch Schiffstransporte und/oder angeheftet an Treibgut (Bsp. *Proasellus coxalis*).

Einschleppungen und Vorkommen an Nord- und Ostseeküsten:

Einwanderung und Ausbreitung exotischer Pflanzen und Tiere an europäischen Küsten müssen sinnvollerweise länderübergreifend betrachtet werden. Die meisten Arten wurden primär in andere als die deutschen Meeresgebiete eingeschleppt und gelangten erst durch sekundäre Transporte oder durch natürliche Ausbreitung von dort an unsere Küsten (BUSCHBAUM et al. 2012). Daher wird in den Listen, soweit be-

kannt und ohne Anspruch auf Vollständigkeit, auch auf die Situation an Küsten benachbarter Nord- und Ostseeanrainerstaaten eingegangen. In Ausnahmefällen werden auch Vorkommen im Ärmelkanal außerhalb des Gebietes der Nordsee genannt sowie solche an anderen nordostatlantischen Küsten. Dieses Wissen kann mögliche Ausbreitungswege aufdecken und helfen, eventuelle zukünftige Einwanderungen aus Nachbarländern vorzusehen.

Die pazifische Schnecke *Rapana venosa*, die bereits an vielen europäischen Küsten vorkommt, wurde in deutschen Gewässern noch nicht gefunden.
(Foto K. Reise)



Die Grenzen der Nordsee und der Übergang zur Ostsee werden im Wesentlichen wie bei GOLLASCH et al. (2009) und MINCHIN et al. (2013) angegeben definiert. Sie sind aber nicht in allen Fällen statisch zu betrachten, etwa weil Festlegungen für mobile Organismen (Fische, Plankton) nur bedingt sinnvoll sind oder weil Vorkommen von Neobiota nicht kleinräumig recherchierbar waren.

Zum Gebiet der Nordsee zählen die Ostküste Großbritanniens, die französische Ärmelkanalküste östlich Calais (Küste des Artois-Picardie), die Küsten von Belgien, den Niederlanden und Deutschland sowie die dänische Westküste und der Skagerrak mit Abschnitten der dänischen, norwegischen und schwedischen Küste. Im Norden verläuft die Grenze von Schottland über

die Shetlandinseln zum norwegischen Festland nördlich von Bergen. Der Übergang vom Skagerrak zum Kattegat bildet die Grenze zur Ostsee und ist durch eine Linie von der jütländischen Nordspitze bei Skagen ostwärts zur schwedischen Westküste definiert.

Der Nord-Ostsee-Kanal (NOK) bildet eine Brackwasserverbindung zwischen dem Elbe-Ästuar an der Nordsee und der Kieler Bucht in der Ostsee. Stammen Erstnachweise aus dem NOK, werden diese manchmal im entsprechenden Abschnitt durch zusätzliche Angaben von außerhalb des Kanals ergänzt.

In der Ostsee werden die Bezeichnungen Oderhaff und Stettiner Haff synonym verwendet.



Künstliche Wasserstraßen wie der Nord-Ostsee-Kanal ermöglichen oder beschleunigen die Ausbreitung von Arten. (Foto C. Buschbaum)

Auswirkungen:

Für einige Arten sind offenkundige Veränderungen, die mit ihrer Ausbreitung verbunden waren (z. B. Pazifische Auster *Magallana gigas*) und auch deren ökonomische Auswirkungen (z. B. Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* im Süßwasser) unbestritten.

Andere Spezies können als ökologische ‚Schläfer‘ erst viel später Auswirkungen zeigen, wenn beispielsweise veränderte klimatische oder hydrographische Bedingungen ihre Vorkommen erhöhen und damit ihr Einfluss zunimmt (REISE et al. 2006).

Viele Neobiota wurden durch Schiffe eingeschleppt und besiedeln in den Häfen künstliche Hartsubstrate wie Schwimmpontons, Molen und Kaimauern. Damit werden Häfen zu ‚key habitats‘ mit einer höheren Anzahl an Neobiota als in den Küstengewässern außerhalb zu finden sind (EPSTEIN & SMALE 2018). Häufig bleiben die Vorkommen nicht auf die Häfen beschränkt, sondern die eingeschleppten Arten nutzen die-

se als Sprungbrett für eine Ausbreitung in die natürlichen Habitate im Freiland („spillover“), mit unkontrollierbaren Auswirkungen.

Von einigen Organismen kennt man aus anderen Meeresgebieten gravierende negative Auswirkungen (z. B. die Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* und/oder die Grünalge *Codium fragile fragile*). Diese Effekte haben sich an den deutschen oder europäischen Küsten bisher nicht gezeigt. Sie sind aber für die Zukunft nicht auszuschließen.

Nur wenige Neobiota verändern die Struktur ihres neuen Lebensraumes (*transformers* sensu RICHARDSON et al. 2000), mit weitreichenden Folgen für andere Organismen und das Ökosystem. Beispiele sind das Schlickgras *Spartina anglica* oder die Pazifische Auster *Magallana gigas*. Ebenso können eingeschleppte Viren dramatische Folgen haben, allerdings werden in dieser Studie nur makroskopische Organismen betrachtet.

Die Pazifische Auster *Magallana gigas* hat sich im gesamten Wattenmeer ausgebreitet. (Foto K. Reise)



Für die überwiegende Zahl eingeschleppter Arten sind bislang keine auffälligen Veränderungen in der heimischen Küstenfauna und -flora oder dramatische ökonomische Folgen erkennbar. Ein Grund dafür wird in den noch ausreichend vorhandenen freien Nischen dieser erdgeschichtlich jungen Meeresgebiete gesehen. Ein weiterer Grund sind die wechselhaften Lebensbedingungen an der Küste. Selten sind dadurch alle Bereiche vollständig genutzt. So können sich neu ankommende Arten etablieren, ohne andere zu verdrängen.

Absicht und Zweck der vorliegenden Übersicht:

Die vorliegende Aktualisierung der ersten Auflage von 2014 stellt alle bis zum Oktober 2021 bekannten eingeschleppten oder vermutlich eingeschleppten Arten mit Quellenangaben zusammen.

Diese Broschüre ist durch ihre zahlreichen Abbildungen auch als Hilfe für ‚Praktiker‘ gedacht und soll Neueinsteigern die Einarbeitung in diese Thematik erleichtern. Sie ist kein Bestim-

mungswerk, kann aber Hinweise auf Aussehen und Eigenheiten der nicht-heimischen Arten geben. Die zweifelsfreie Identifizierung unbekannter Organismen setzt eine gute Datenerhebung und eine sorgfältige taxonomische Arbeitsweise voraus, die manchmal die Hilfe von Spezialistinnen und Spezialisten erfordert. Ebenso wichtig ist die Kenntnis der heimischen Arten, um überhaupt neu eingeschleppte Arten abgrenzen zu können.

Darüber hinaus liefert die Zusammenstellung eine Grundlage für nationale Managemententscheidungen und kann als Basis für die Indikatorentwicklung im Rahmen der Europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU-MSRL) dienen. Es werden aber selbst keine Bewertungen vorgenommen und keine Handlungsanweisungen gegeben. Was über die Verhinderung weiterer Einschleppungen hinaus getan werden kann, muss zwischen den Betroffenen und den Interessengruppen politisch entschieden werden. Auch für diesen Diskurs bietet die vorliegende Übersicht eine Grundlage.

Danksagung

Sehr vielen Kolleginnen und Kollegen schulden wir Dank für ihre umfassende Unterstützung in Wort und Tat: Für Material und zahlreiche gelungene Fotos, die uns großzügig überlassen wurden, aber auch für Anregungen, kritische und profunde Diskussionen und Kommentare, Verbesserungen, für Informationen und Hinweise zu neu entdeckten Arten und vieles andere mehr.

In dem Bewusstsein, sicher einige vergessen zu haben, die ebenso unseren Dank verdienen, und in der Hoffnung, dass uns das verziehen wird, bedanken wir uns bei allen Kolleginnen und Kollegen der Fach AG Neobiota der BLANO, den beteiligten Mitarbeitern des LLUR und der Wattenmeerstation Sylt des AWI. Ein besonderer Dank gilt dabei Johannes Rick, dessen umfangreiches Wissen uns eine zusätzliche Liste des Mikroplanktons in der Nordsee ermöglichte. Ohne Wertung durch eine Reihenfolge und einschließlich der Kollegen und Kolleginnen, die uns bei der ersten Auflage 2014 unterstützt haben, sollen hier namentlich erwähnt werden:

Britta Kind und Ralph Kuhlenkamp (phycomarin), Anna Dietrich, Lisa Schüler, Jan Leitinger, Regine Bönsch und Anja Schanz (alle IfAÖ), Gesche Bock, Renate Schütt und Christian Lieberum (alle GEOMAR Kiel), Birgitta Looden,

Detlef Henning, Carmen-Pia Günther, Sandra Jaklin, Petra Nehmer (alle BioConsult, Bremen), Felix Hoffmann (LLUR), Stefan Tyedmers (NLWKN), Björn Nadarzinski (Labor für Meeresbiologie der Werkstätten Materialhof, Rendsburg), Wolfgang Groepler, John Ryland (University of Swansea, GB), Wolfgang Wranik (Universität Rostock), Jan Prinz, Marco Faasse (eCOAST, NL), Ton van Haaren (eurofins, NL), Sven Dahlke (Universität Greifswald), Conrad Helm (Universität Göttingen), Peter Glöer (Malacology, Hetlingen), Philipp Schubert und Uli Kunz (submaris), Sabine Holst (DZMB), Katja Pape (bremenports), Bent Vismann (University Copenhagen, DK), Kai Hoppe, Dirk Schories (Forschungszentrum Jülich), Heinrich Kuhbier, Gerald Millat (†), Sandra Pipiorka, Heinz-Dieter Franke, Michael Zettler (IOW).

Unser Dank gilt auch den Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen der Bibliothek des Alfred-Wegener-Institutes in Bremerhaven, die jeden gewünschten Artikel, der irgendwo irgendwann erschienen ist, für uns verfügbar machten.

Nicht vergessen werden sollen auch die Hafenmeister, Stegwarte, Mitarbeiter des WSA-Brunsbüttel, die uns nicht nur Zugang zu den Steganlagen und Hafenanlagen gewährten, sondern sich oft auch freundlich interessiert an unserem merkwürdigen Tun und den rätselhaften Organismen zeigten.

4. Makroalgen

Arten, die sich nicht etabliert haben, keine NIS sind oder irrtümlich für deutsche Küsten angegeben wurden, sind mit einem * gekennzeichnet.

4.1. Rhodophyceae (Rotalgen)

Agarophyton vermiculophyllum (Ohmi) Gurgel, J.N.Norris et Fredericq 2018
(*Gracilaria vermiculophylla*)

Agarophyton vermiculophyllum (ehemals *Gracilaria vermiculophylla*) wurde zu Beginn dieses Jahrhunderts zunächst an der deutschen Nordseeküste und wenig später auch in der westlichen deutschen Ostsee nachgewiesen. In beiden Meeresgebieten breitete sie sich rasch aus und kann stellenweise dichte Matten bilden. Die Effekte und potentiellen Auswirkungen auf das Ökosystem werden unterschiedlich bewertet.



Agarophyton vermiculophyllum bildete insbesondere zu Beginn ihrer Ausbreitung in Küstengewässern dichte Matten (links). Die verjüngte Basis vieler Seitenäste (Pfeile) ist ein auffälliges Merkmal adulter Thalli. (Fotos K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Gracilaria vermiculophylla (Ohmi) Papenfuss 1967

Gracilaria asiatica C.F.Zhang & B.M.Xia 1985

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee, Ostsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Ost- und Südostasien (Nordwestpazifik); Vorkommen an der amerikanischen West- und Ostküste und an vielen europäischen Küsten (RUENESS 2005, THOMSEN et al. 2005, 2007b, NYBERG 2007, WEINBERGER et al. 2008)

Vektor: Unbekannt; sowohl der Transport mit japanischen Austern (RUENESS 2005, KRUEGER-

HADFIELD et al. 2017) wie auch eine Einschleppung durch Schiffe mit Ballastwasser und Sediment nach Europa und in die USA werden in Erwägung gezogen (NYBERG et al. 2009, www.havochvatten.se/frammandearter). Eine lokal begrenzte sekundäre Ausbreitung von jungen Pflanzen oder Pflanzenteilen ist durch Strömungen oder mit Schiffs- und Fischereiausrüstung möglich. KRUEGER-HADFIELD et al. (2017) schließen auch den Eintrag reproduktiver Stadien durch Zugvögel nicht aus. Letztlich ist der genaue Vektor unbekannt.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2002, nordfriesisches Wattenmeer (NEHLS 2006 in SCHORIES et al. 2009)

Ostsee: 2005, Driftfund in Kiel-Schilksee (SCHORIES & SELIG 2006; in SCHORIES et al. 2009 wird für diesen Fund 2006 angegeben.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Vermutlich wurde die Rotalge schon eine ganze Weile vor dem publizierten Erstfund in nordwesteuropäische Gewässer eingeschleppt, war aber zunächst mit der heimischen *Gracilaria gracilis* verwechselt worden. Nach RUENESS (2005) wurde *A. vermiculophyllum* in Europa erstmals 1996 in der Bretagne (Nordfrankreich) als nicht-heimische Art erkannt. GITTENBERGER et al. (2010) (nach STEGENGA et al. 2007, einem holländischen Artikel, der nicht eingesehen werden konnte) geben ein Vorkommen aus dem Rheindelta bei Yerseke im Jahr 1994 an, und herbarisierte Exemplare von 1998 zeigen, dass sie zu diesem Zeitpunkt in den Niederlanden vorgekommen sein muss (RUENESS 2005). Die Angabe bei GITTENBERGER et al. (2009), dass die Alge bereits in den 1980er Jahren massenhaft im Oostvoornse Meer bei Rotterdam aufgetreten ist, offenbar damals aber nicht als ‚Alien‘ wahrgenommen wurde, wird in der englischen Fassung des Berichts (GITTENBERGER et al. 2010) nicht wiederholt.

D. h. eine erste Einwanderung nach Nordeuropa erfolgte möglicherweise bereits in den 1980er oder 1990er Jahren ins Rheindelta, was eine Einschleppung mit Austern (Kulturen in der Oosterschelde) oder durch Schiffe (Hafen Rotterdam) nahelegen würde.

2009 finden GITTENBERGER et al. (2010) bei Untersuchungen zu Neobiota *A. vermiculophyllum* weit verbreitet im niederländischen Wattenmeer. WOLFF (2005) erwähnt die Art für die Niederlande jedoch noch nicht. Möglicherweise weil sich ihr Vorkommen bis zum Zeitpunkt der Publikation (2005) in den Niederlanden noch auf ungeklärte Funde beschränkte und die Beobachtungen in den 1980er und 1990er Jahren bis dahin nicht sicher dieser Art zugeordnet wurden.

Für die belgische Küste geben KERCKHOF et al. (2012) als Jahr des Erstfundes 2011 an. Dagegen konnte für die britische Nordsee keine Literatur gefunden werden. Lediglich für die Westküste und den westlichen Ärmelkanal existieren publizierte Nachweise (KRUEGER-HADFIELD et al. 2017).

An der deutschen Nordseeküste wurde *Agarophyton vermiculophyllum* erstmals im Jahr 2002 im nordfriesischen Wattenmeer beobachtet (BUSCHBAUM et al. 2008 nach G. NEHLS, pers. Mitt.). G. NEHLS (pers. Mitt. in SCHORIES & SELIG 2006) berichtet 2004 auch aus dem ostfriesischen Wattenmeer, dass die Alge dort Muschelbänke komplett überwucherte, wohingegen sie Helgoland zu diesem Zeitpunkt offenbar noch nicht erreicht hatte (BARTSCH & KUHLENKAMP 2009).

Im Kattegat südwestlich von Göteborg und an der dänischen Ostküste (Horsens Fjord) erschien *A. vermiculophyllum* 2003 (AXELIUS & KARLSSON 2004, RUENESS 2005, NYBERG 2007, NYBERG et al. 2009). THOMSEN et al. (2007b) beschreiben ihre Ausbreitung entlang der dänischen Nord- und Ostseeküste, in Limfjord und Kattegat. Bis 2005 war die Alge vom ursprünglichen Ort des Erstnachweises, dem Schärengarten vor Göteborg, bis in den Skagerrak (nördlich Lysekil) vorgedrungen (NYBERG et al. 2009).

2005 wurden erste Exemplare in der deutschen Ostsee bei Kiel-Schilksee gefunden (SCHORIES & SELIG 2006), und die Autoren prognostizierten, dass sich *Agarophyton vermiculophyllum* aufgrund ihrer Invasionsgeschichte in nordeuropäischen Gewässern auch in der Kieler Bucht etablieren würde. WEINBERGER et al. (2008) bestätigten diese Vermutung, konnten aber keine weitere großräumige Expansion in die Ostsee feststellen, obwohl das physiologische Potential der Alge dieses nach SCHORIES et al. (2009) erlauben würde.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Belgien: KERCKHOF et al. 2012

Niederlande: RUENESS 2005, GITTENBERGER et al. 2009, 2010

Deutschland: SCHORIES & SELIG 2006, BUSCHBAUM et al. 2008

Dänemark: THOMSEN et al. 2007b, NYBERG et al. 2009

Schweden: NYBERG et al. 2009

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: THOMSEN et al. 2007a, b

Schweden: NYBERG 2007, NYBERG et al. 2009

Deutschland: SCHORIES & SELIG 2006

Zur Biologie und Ökologie:

Agarophyton vermiculophyllum tritt häufig in Form großer Matten aus lose ineinander verschlungenener Thalli auf (SCHORIES & SELIG 2006, THOMSEN et al. 2007b). Im Gegensatz zu vielen Neobiota ist sie keine typische Bewuchsart von Schwimmstegen oder anderen artifiziellen Hartsubstraten. Die Alge kann deutlich größer werden (über 100 cm) als die heimische *Gracilaria gracilis* (Bilder bei www.havochvatten.se/frammandearter) und ist variabel in der Färbung. Die meisten Seitenäste sind an der Basis verjüngt, und die Cystocarpien der weiblichen Gametophyten sind als kleine Knoten an den Zweigen erkennbar. Beides bildet einen augenfälligen Hinweis bei der Identifizierung im Freiland. Andere Merkmale reproduktiver Thalli können dagegen nur mit Hilfe eines Binokulars erkannt werden (KRUEGER-HADFIELD et al. 2018). Neben der sexuellen Reproduktion findet eine vegetative Vermehrung durch Fragmentierung statt.

Thalli können als Aufwuchs auf festem Substrat und Muschelschalen oder auch frei im Wasser treibend vorkommen, wobei große Pflanzen nicht mehr frei in der Wassersäule flottieren, sondern am Boden mit den Strömungen driften. Teilweise werden Thallusfragmente auch durch benthische Fauna wie Polychaeta oder Bivalvia am Boden verankert (THOMSEN et al. 2007b, NYBERG et al. 2009), wo sie zu neuen Thalli und letztlich zu Algenmatten auswachsen können.

Die Art bevorzugt flache, geschützte Häfen, Buchten und Ästuare, wo sie mit dem heimischen Tang *Fucus vesiculosus* um Licht und Sauerstoff konkurriert. THOMSEN et al. (2007b) finden vergleichsweise niedrige Abundanzen an Orten, an denen die Thalli starkem Wellengang ausgesetzt sind. Dennoch ist *Agarophyton vermiculophyllum* im deutschen und niederländischen Wattenmeer auch an hydrodynamisch energiereichen Standorten verbreitet.

Die Alge kann extreme Temperaturen und geringe Lichtintensitäten bis hin zu längerer Dunkelheit überdauern, was sie zu einem Transport im Ballastwasser befähigt (HU & JUAN 2014). Sie ist relativ unempfindlich gegenüber unterschiedlichen Salinitäten (RUENESS 2005, THOMSEN et al. 2007b), und die Einwanderung in die Ostsee war durch ihre hohe Brackwassertoleranz erwartet worden (SCHORIES & SELIG 2006).

Auswirkungen und invasives Potential:

Agarophyton vermiculophyllum wird von vielen Quellen als invasiv bewertet (IAS, an invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or species). THOMSEN et al. (2007b) vermuten, dass 'this invader has the potential to dramatically alter the ecology of shallow north European bays and estuaries', und auch GITTENBERGER et al. (2010) erwarten aufgrund der stellenweise dichten Algenmatten, unter denen es zu Sauerstoffdefiziten kommt, einschneidende Auswirkungen auf das Wattenmeer-Ökosystem.

Nach NYBERG et al. (2009) ist in den kommenden Jahren mit einer zunehmenden Besiedlung der flachen, niedrig-energetischen Sedimentböden in der Ostsee durch *A. vermiculophyllum* zu rechnen. Dort, sowie in Häfen und Buchten, könnte die Rotalge zu einer starken Konkurrenz für den in der Ostsee verbreiteten Tang *Fucus vesiculosus* werden, der durch die Eutrophierung ohnehin hohem Stress ausgesetzt ist (HAMMANN et al. 2013).

Beschattung, Konkurrenz und Sauerstoffdefizite durch Bedeckung und Abbau von *Agarophyton* setzen heimische Lebensgemeinschaften unter Druck (BUSCHBAUM et al. 2008, www.havochvatten.se/frammandearter), während andererseits neue Habitate und Rückzugsorte für Invertebraten und Epiphyten auf den vergleichsweise unstrukturierten Sedimentböden entstehen (NYBERG et al. 2009, THOMSEN 2010, HAMMANN et al. 2013). Dieser Effekt kann sich allerdings dann ins Negative kehren, wenn die gestiegene Dichte der Konsumenten auskeimende Algen (wie etwa *Fucus vesiculosus* übermäßig) dezimiert (HAMMANN et al. 2013), während gleichzeitig *Agarophyton* von herbivoren Generalisten als Futterquelle gemieden wird (HU & JUAN 2014).

Im deutschen Wattenmeer ist es nach anfänglichen Massenvorkommen in den letzten Jahren nur noch zu geringen Abundanzen ohne gravierende Auswirkungen gekommen, aber wegen der vergleichsweise kurzen Zeit seit der Etablierung dieser Alge in hiesigen Gewässern kann ihr Einfluss auf die Ökosysteme noch nicht abschließend beurteilt werden. Momentan ist die Art weit verbreitet, ohne dass die Effekte eine kritische Grenze überschritten hätten.

Literatur: AXELIUS & KARLSSON 2004, BARTSCH & KUHLENKAMP 2009, BUSCHBAUM et al. 2008, GITTENBERGER et al. 2009, 2010, HAMMANN et al. 2013, HU & JUAN 2014, KERCKHOF et al. 2012, KRUEGER-HADFIELD et al. 2017, 2018, NYBERG 2007, NYBERG et al. 2009, RUENESS 2005, SCHORIES & SELIG 2006, SCHORIES et al. 2009, THOMSEN 2010, THOMSEN et

al. 2005, 2007a, b, WEINBERGER et al. 2008, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-gracilaria-vermiculophylla-grov-agaralg.pdf](#) (havochvatten.se) (update 11.12. 2013)

Aglaothamnion halliae* (Collins) Aponte, D.L.Ballantine & J.N.Norris 1997

Aglaothamnion halliae ist eine kleinwüchsige Rotalge, deren Vorkommen wohl aufgrund einer Fehlinformation für die deutsche Küste angenommen wurde. Die Art stammt von der Südostküste der USA und aus der Karibik und wurde in norwegische und schwedische Küstenabschnitte eingeschleppt.

Nach dem ICES Report No. 284 (International Council for the Exploration of the Sea 2007) entspricht die auf Helgoland seit den 1960er Jahren vorkommende *Callithamnion byssoides* (KORNMAN & SAHLING 1983) der nicht-heimischen Art *Aglaothamnion halliae* (J. RUENESS, pers. comm.). Die Arten sind aber nicht identisch. Nach R. KUHLENKAMP (pers. Mitt., 2010) gibt es den Namen *Aglaothamnion halliae* erst seit 1997, davor hieß die Art *A. westbrookiae* oder *Callithamnion halliae*, aber nie *Callithamnion byssoides*.

Für die deutsche Ostseeküste wurde die Alge wohl ebenfalls irrtümlich gemeldet (HELCOM HOLAS 2009, division 46, 50). Auch hier könnte der Grund sein, dass *Aglaothamnion halliae* mit *Callithamnion byssoides* gleichgesetzt wurde (s. o.). Letztere ist synonym mit *Aglaothamnion tenuissimum*, die in der Ostsee vorkommt. Für *Aglaothamnion halliae* gibt es **keinen Nachweis in der deutschen Nord- und Ostsee** (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, SCHORIES et al. 2009, R. KUH-

LENKAMP, pers. Mitt. 2010).

Die Alge wurde zwischen 2003 und 2005 nördlich und südlich von Göteborg im Skagerrak und im östlichen Kattegat beobachtet (AXELIUS & KARLSSON 2004, NYBERG 2007, www.havochvatten.se/frammandearter), Datenbanken geben Vorkommen auch für Norwegen an (GUIRY & GUIRY 2021, www.havochvatten.se/frammandearter). An der dänischen Küste kommt sie offenbar nicht vor (NIELSEN 2005).

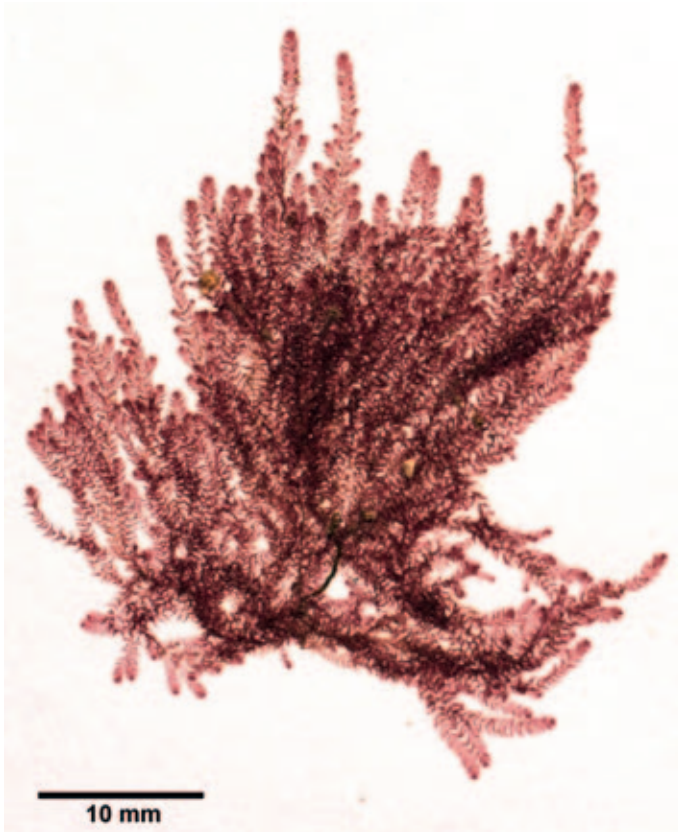
Da die Art in wärmeren Gewässern heimisch ist, ist ihr Vorkommen im vergleichsweise kalten Wasser der skandinavischen Küsten bemerkenswert.

Literatur: AXELIUS & KARLSSON 2004, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, GUIRY & GUIRY 2021, ICES 2007, KORNMAN & SAHLING 1983, NIELSEN 2005, NYBERG 2007, SCHORIES et al. 2009

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-aglaothamnion-halliae-hamndun.pdf](#) (havochvatten.se) (update 30.11.2020)

Datenblatt aus GUIRY & GUIRY 2021 (algaebase) http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=27083

Antithamnion hubbsii E.Y.Dawson 1962



Antithamnion hubbsii (Fotos verwendet mit freundlicher Genehmigung von R. Kühlenkamp)

Die nur wenige Zentimeter große Rotalge wächst epiphytisch auf Rot- und Grünalgen (STEGENGA & KARREMANS 2015). Sie wurde ursprünglich von der mexikanischen Pazifikküste beschrieben (Insel Guadalupe), kommt aber inzwischen an zahlreichen amerikanischen und europäischen Küsten vor (GUIRY & GUIRY 2021). Zwischenzeitlich war die Art mit *Antithamnion nipponicum* synonymisiert worden (CHO et al. 2005) und wurde unter diesem Namen 2007 erstmals auch für Nordeuropa aus Norwegen gemeldet, wohin sie wahrscheinlich mit Schiffen gelangt war (RUENESS et al. 2007). Nach ATHANASIADIS (2009) und GUIRY & GUIRY (2021) wurden in der Vergangenheit jedoch unter dem Namen *A. nipponicum* unterschiedliche Arten synonymisiert, eine von ihnen *Antithamnion hubbsii*. Diese war an die amerikanische Atlantikküste (CHO et al. 2005) und nach Europa eingeschleppt worden (ATHANASIADIS 2009, GUIRY & GUIRY 2021).

2014 wurde *Antithamnion hubbsii* erstmals in den Niederlanden in der Oosterschelde (Rheinemündung, Neeltje Jans) nachgewiesen (STEGENGA & KARREMANS 2015). Im selben Jahr **2014** fand R. KUHLENKAMP einige Exemplare der Alge an Betonquadern im Außenbereich der Südmo- le (Südhafen) von Helgoland im unteren Eulitoral (R. KUHLENKAMP, pers. Mitt. 10.2019). Da in den darauffolgenden Jahren keine erneuten Vorkommen festgestellt wurden, ging man davon aus, dass sie sich nicht etabliert hat, jedoch wurden im Sommer 2022 wieder einige Thalli im Helgoländer Südhafen gefunden (R. KAREZ eigene Beobachtung).

Literatur: ATHANASIADIS 2009, CHO et al. 2005, GUIRY & GUIRY 2021, RUENESS et al. 2007, STEGENGA & KARREMANS 2015

Datenblatt aus GUIRY & GUIRY 2021 (algaebase) http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=2966

Antithamnionella spirographidis (Schiffner) E.M.Wollaston 1968

Im August 2012 wurde diese zierliche, leuchtend rot gefärbte Alge nahe des Hörnumers Hafens (Sylt) auf Miesmuschelaggregaten wachsend gefunden. In diesem Gebiet befinden sich ausgedehnte sublitorale Muschelkulturen (*Mytilus edulis*). Inzwischen ist die Alge auch an der niedersächsischen Küste regelmäßig anzutreffen.



Die Hauptachsen von *Antithamnionella spirographidis* laufen häufig in sinusförmigen Wellen aus (links). Helle, stark lichtbrechende Zellen („gland cells“) sitzen auf den Innenseiten unverzweigter Seitenachsen (rechts). (Fotos D. Lackschewitz)

Syn.: *Antithamnion spirographidis* Schiffner
Antithamnion gardneri G, De Toni, 1936

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, seit 2012 i. d.
Nordsee (etabliert)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordpazifik (MAGGS &
STEGENGA 1999)

Vektor: Sehr wahrscheinlich mit Schiffen, da die
Alge häufig mit Docks und Häfen assoziiert ist

(ENO et al. 1997); eine starke Verbreitung in Marinas an der südeinglichen Küste legt eine sekundäre Verbreitung auch mit Sportbooten nahe (MAGGS & STEGENGA 1999). WOLFF (2005) schließt für die Niederlande auch einen Eintrag mit Aquakulturmuscheln nicht aus.

(Nach ENO et al. (1997) wurde *A. spirographidis* von Europa aus möglicherweise mit Schiffen nach Australien gebracht.)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2012, Hörnum/Sylt (LACKSCHEWITZ &
BUSCHBAUM 2012)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Antithamnionella spirographidis wurde erstmals 1906 in Plymouth gesammelt, jedoch nicht vor 1911 aus dem Mittelmeer beschrieben (SCHIFFNER 1916, MAGGS & STEGENGA 1999). Von dort aus gelangte sie nach England (ENO et al. 1997), wo sie heutzutage an der britischen Süd- und Westküste häufig ist. MINCHIN et al. (2013) bestätigen ihre Verbreitung im Ärmelkanal, wobei unsicher ist, inwieweit dies in das Gebiet der Nordsee hineinreicht. 1999 geben MAGGS & STEGENGA für die Nordsee lediglich niederländische und belgische Vorkommen an.

Aus den belgischen Häfen Zeebrügge und Ostende gab es 1992 erste Nachweise (KERCKHOF et al. 2007), während in den Niederlanden bereits gegen 1974 Vorkommen aus einer Austernzucht in der Oosterschelde bekannt waren. Dort ist die Alge seit 1993 relativ häufig (MAGGS & STEGENGA 1999, WOLFF 2005), aber erst 2009 beobachteten GITTENBERGER et al. (2010) ihre Ansiedlungen auch im Wattenmeer, wo sich die Verbreitung bis zum Jahr 2014 deutlich ausgedehnt hatte (GITTENBERGER et al. 2015a).

Im deutschen Wattenmeer wurde *A. spirographidis* erstmals 2012 in der Nähe des Hörnum-Hafens (Sylt) im Zuge einer ‚Rapid Assessment‘-Untersuchung gefunden (Identifizierung durch R. KUHLENKAMP). In dieser Gegend werden sublitale Miesmuschelkulturen (*Mytilus edulis*) betrieben, die in der Vergangenheit mit importierten Saatmuscheln bestückt worden waren. Seit 2015 wird *A. spirographidis* regelmäßig im Sylter Wattenmeer, in Wilhelmshaven (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016a) und im Jade-Weser-Port (Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ 2016)) gefunden.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: Süd- und Westküste, Vorkommen sind auch an der Nordseeküste sehr wahrscheinlich (ENO et al. 1997, MINCHIN et al. 2013, NALL et al. 2014).

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010, 2015a

Deutschland: LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Zur Unterscheidung der ähnlichen Schwesterarten *Antithamnionella spirographidis* und → *Antithamnionella ternifolia* sind optische Hilfsmittel erforderlich. Bei beiden handelt es sich um intensiv rot gefärbte zierliche Algen, die auf natürlichen wie künstlichen Hartsubstraten wachsen und sich schnell durch Fragmentierung vegetativ vermehren können (ENO et al. 1997). Die Thalli können stark lichtbrechende sog. ‚gland cells‘ aufweisen (s. Foto), von denen angenommen wird, dass sie die Pflanze durch darin enthaltene Bromphenole vor zu starker Beweidung schützen (MAGGS & STEGENGA 1999).

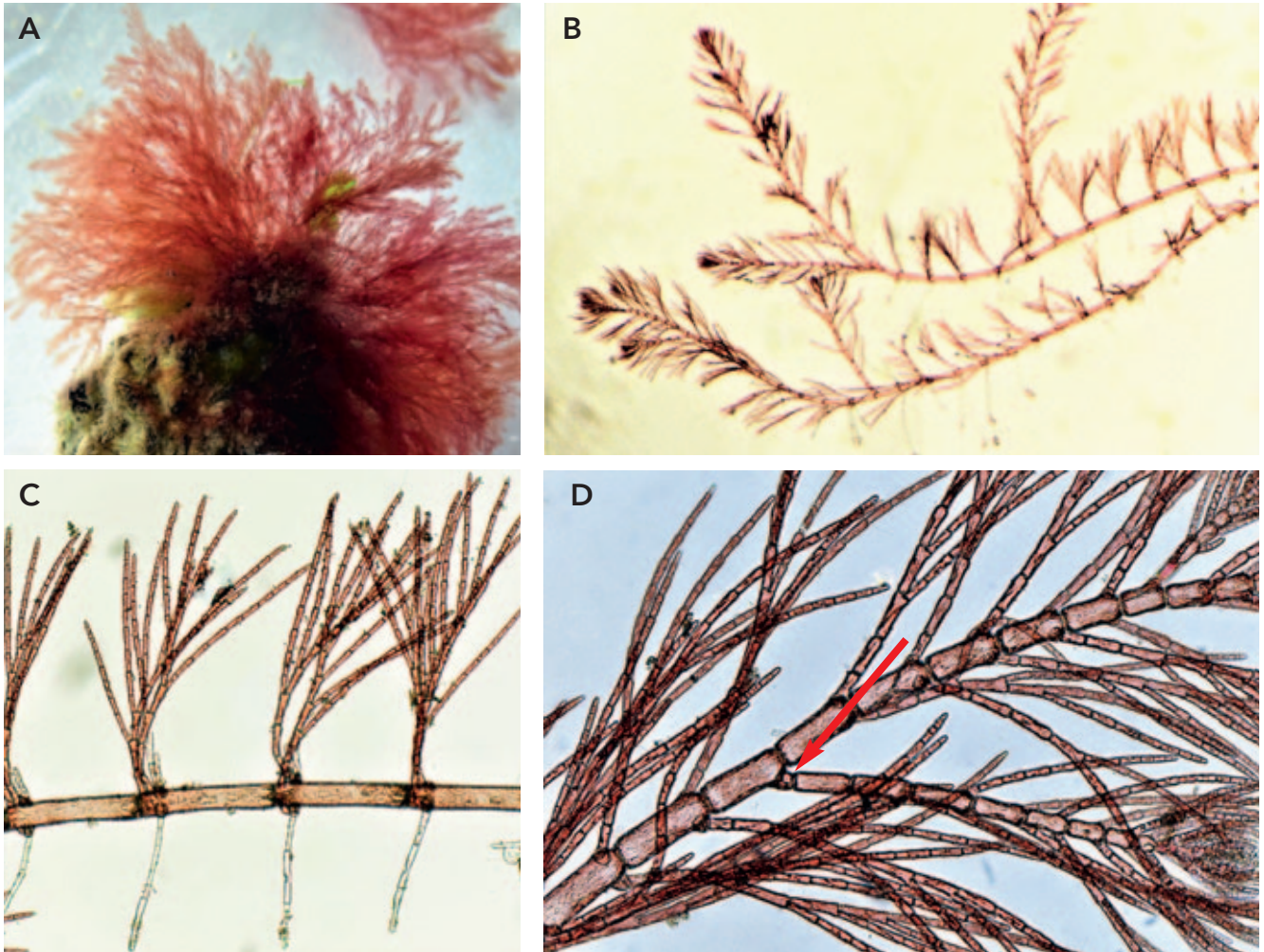
Auswirkungen und invasives Potential:

GITTENBERGER et al. (2010) erwarten wegen der geringen Größe der Pflanzen keine gravierenden Auswirkungen auf das Ökosystem.

Literatur: ENO et al. 1997, GITTENBERGER et al. 2010, 2015a, IfAÖ 2016, KERCKHOF et al. 2007, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, 2016a, 2017, MAGGS & STEGENGA 1999, MINCHIN et al. 2013, SCHIFFNER 1916, WOLFF 2005

Antithamnionella ternifolia (Hooker f. & Harvey) Lyle 1922

Das Vorkommen dieser leuchtend roten Alge ist historisch für die deutsche Nordseeküste durch wenige Driftexemplare von Helgoland belegt. Im September 2010 wurden zahlreiche Exemplare aus dem Nordsylder Wattenmeer dieser Art zugeordnet, deren Ansiedlung sich anhand von Fotos auf spätestens 2007 datieren lässt. In der Ostsee wurde *Antithamnionella ternifolia* 2014 erstmals gefunden.



Die leuchtend rot gefärbten Alge *Antithamnionella ternifolia* bewächst biogene und künstliche Hartsubstrate (A). Die endständigen Seitenäste drängen sich pfauenfederartig zusammen (B). Zunächst niederliegende Achsen (C) und verkürzte Basalzellen der Seitenäste (D, Pfeil) sind typische Merkmale der Rotalge. (Fotos K. Reise, D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Antithamnion sarniensis Lyle 1922

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee), seit 2014 i. d. Ostsee

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Südliche Hemisphäre, möglicherweise Australien (NELSON & MAGGS 1996, ENO et al. 1997)

Vektor: Wahrscheinlich als Bewuchs von Schiffsrümpfen und Tauwerk (ENO et al. 1997)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: vor 2007, List/Sylt; die Identifizierung erfolgte erst 2010 durch R. KUHLENKAMP (LACKSCHEWITZ et al. 2011a). Das bei GOLLASCH et al. (2009) und SCHORIES et al. (2009) angegebene Vorkommen ohne Jahresangabe bezieht sich wahrscheinlich auf Belegexemplare aus dem Helgoländer Algenherbar, die nach R. KUHLENKAMP (pers. Mitt., 09.03.2020) von 1948 und 1958 stammen.

Ostsee: 2014 (P. SCHUBERT, pers. Mitt. 2015)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

ENO et al. (1997) vermuten, dass die Alge wahrscheinlich als Schiffs- und Festmacherbewuchs nach England gelangte und möglicherweise von dort mit Austern oder durch Meeresströmungen in die Niederlande verfrachtet wurde (WOLFF 2005). MAGGS & HOMMERSAND (1993) geben Plymouth 1906 als Erstnachweis für Europa an, gefolgt von einem Fund in Nordfrankreich 1910, der allerdings von MAGGS & STEGENGA (1999) als Erstnachweis für Europa bezeichnet wird (vgl. WOLFF 2005). 1951 erschien die Alge in den Niederlanden (Oosterschelde bei Yerseke), jedoch gab es nach WOLFF (2005) nur diesen einen sicheren Nachweis einer festgewachsenen Pflanze. Alle weiteren Individuen waren angespült. Für einen belgischen Erstnachweis nennen KERCKHOF et al. (2007) Oostende 1970.

Für die deutsche Nordsee geben BARTSCH & KUHLENKAMP (2000) ein Driftexemplar auf Helgoland aus dem Kornmann-Sahling Herbar ohne zugehöriges Datum an. Nach R. KUHLENKAMP (pers. Mitt. 2020) bezieht es sich auf Nachweise zweier, auf *Himanthalia* wachsender Driftfunde von 1948 und 1958. Im September 2010 wurden im Nordsylter Wattenmeer (List) auf Steinen, Holz und Muscheln wachsende Rotalgen dieser Art zugeordnet (Determinierung durch R. KUHLENKAMP). Fotos belegen jedoch, dass die Alge offenbar schon 2007 dort vorkam (K. REISE, pers. Mitt.), ohne dass sie als Neophyt erkannt worden war. Seit 2009 wird sie sporadisch im nördlichen, seit 2013 auch im südlichen Sylter Wattenmeer angetroffen (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2013).

2014 wurde sie erstmals auch an der deutschen Ostseeküste in der Flensburger Förde, später auch außerhalb, gefunden (P. SCHUBERT, pers. Mitt. 09.2015)

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: MAGGS & STEGENGA 1999

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: nur temporär etabliert (WOLFF 2005)

Deutschland: LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: 2014 in der Flensburger Förde (P. SCHUBERT, pers. Mitt. 2015)

Zur Biologie und Ökologie:

Anthamionella ternifolia ist eine zierliche, leuchtend rote Alge, bei der sich die endständigen Seitenäste pfauenfederartig zusammendrängen, so dass die Spitzen ‚knopfartig‘ verdickt erscheinen. Die Basalzellen der Seitenzweige sind verkürzt und wirken z. T. halbkugelig (s. Foto), und die einzelnen Endfiedern laufen spitz zu. An den zunächst niederliegenden (prostraten) Hauptachsen entstehen weitere Achsen (s. Foto). Die Alge vermehrt sich überwiegend vegetativ durch Fragmentierung. Nach ENO et al. (1997) hat sie eine hohe Wachstumsrate, besiedelt alle Arten von Untergrund (Seegras, Algen, Tiere, Steine und künstliche Substrate) und ist robust gegenüber veränderten Umweltbedingungen. Bisher ist die Art aus dem Sylter Wattenmeer und von Helgoland bekannt, wo sie meist auf biogenen Substraten wachsend gefunden wird, und kommt seit einigen Jahren auch in der westlichen Ostsee vor.

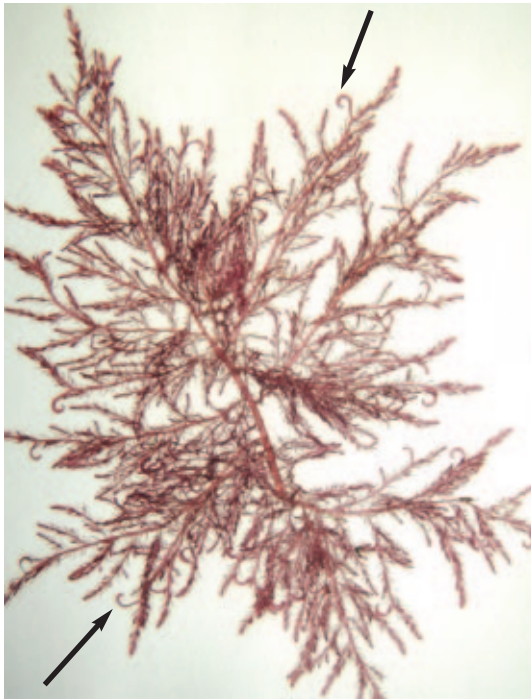
Auswirkungen und invasives Potential:

Anthamionella ternifolia ist an der englischen Süd- und Südwestküste sowie in Nordostengland und Ost-Schottland verbreitet (MAGGS & STEGENGA 1999). In britischen Gewässern hat sie ihr Vorkommen in 30 Jahren stark ausgedehnt (ENO et al. 1997). Ihre Unempfindlichkeit begünstigt die Verschleppung über weite Entfernungen und bietet gute Voraussetzungen für die Invasion neuer Lebensräume. An der deutschen Küste kommt sie bislang lokal begrenzt vor, und es sind keine gravierenden Auswirkungen aufgetreten.

Literatur: BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, ENO et al. 1997, GOLLASCH et al. 2009, KERCKHOF et al. 2007, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2013, 2017, LACKSCHEWITZ et al. 2011a, MAGGS & HOMMERSAND 1993, MAGGS & STEGENGA 1999, NELSON & MAGGS 1996, SCHORIES et al. 2009, WOLFF 2005

Bonnemaisonia hamifera Hariot 1891

Die Alge besitzt zwei makroskopische Erscheinungsphasen: Den filamentösen Tetrasporophyten *Trailliella intricata*, der früher als eigene Art betrachtet wurde und bereits seit Ende des 19. Jh. aus Gewässern um Helgoland bekannt ist, und den Gametophyten *Bonnemaisonia*. Dieser wurde erst 1962 auf Helgoland nachgewiesen, wo er offenbar in unregelmäßigen Abständen massenhaft auftritt.



Der Gametophyt *Bonnemaisonia hamifera* (Helgoland); die hakenförmigen Fortsätze (Pfeil) sind deutlich zu erkennen. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von R. Kuhlenskamp)

Andere Namen in der Literatur:

Trailliella intricata Batters, 1896 (Tetrasporophyt)

Deutscher Name: -

Englischer Name: pink cotton wool (Tetrasporophyt), hook weed (Gametophyt)

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee, nur Helgoland)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifik/Japan (ENO et al. 1997, MAGGS & STEGENGA 1999)

Vektor: Unbekannt; es wird sowohl über eine Einschleppung nach Europa mit Muscheln (ENO et al. 1997) als auch durch Ballastwasser oder Schiffsbewuchs spekuliert (www.havochvatten.se/frammandearter).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Der Tetrasporophyt *Trailliella* ist seit Ende des 19. Jh. bekannt (ein Belegexemplar im Herbarium KUCKUCK stammt aus dem Jahr 1900) (KORN-MANN & SAHLING 1983, 1994, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000), 1962 für den Gametophyten *Bonnemaisonia* (KORN-MANN & SAHLING (1962)).

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In Nordwesteuropa trat der Gametophyt *Bonnemaisonia* erstmals 1893 im Süden von Großbritannien auf, der Sporophyt *Trailliella* schon 1890 (ENO et al. 1997, MAGGS & STEGENGA 1999). In den Niederlanden wurden beide Phasen erst spät nachgewiesen, der Tetrasporophyt *Trailliella* 2011 im Hafen von Vlissingen und der Gametophyt 2014 in der Oosterschelde (STEGENGA & KARREMANS 2015). Vorher war lediglich angespültes Material, überwiegend des Sporophyten, bekannt (WOLFF 2005).

Die dänische Küste wurde nach THOMSEN et al. (2007a) bereits 1900 erreicht. Die Autoren beziehen sich dabei auf eine dänische Publikation, die nicht eingesehen werden konnte. Für die dänische Ostsee wird ein Vorkommen nicht weiter südlich als bis in die nördliche und mittlere Beltsee angegeben (THOMSEN et al. 2007a). In Schweden wurde die Alge zu Beginn des 20. Jh. gefunden. Nach NYBERG (2007) war der erste schwedische Fund im Jahr 1905. KYLIN (1916) schreibt, dass er *Trailliella* zwischen 1902 und 1906 in großer Menge an der Küste von Bohuslän (Westschweden) fand, wo sie offenbar zwischen 1885-1887 noch nicht vorkam. Auch an der norwegischen Küste erschien die Alge erstmals 1902, wobei der Gametophyt dort nur sporadisch auftritt (HOPKINS 2002).

Im Helgoländer Gebiet kam der Sporophyt *Trailliella* bereits Ende des 19. Jh. regelmäßig im Sublitoral vor, der Gametophyt *Bonnemaisonia* dagegen erst nach 1959 (BARTSCH & KUHLEN-

KAMP 2000). Ende der 1960er Jahre trat *Bonnemaisonia* in großen Mengen im Helgoländer Watt auf (KORNMANN & SAHLING 1983, 1994). Die Autoren konnten die Pflanze nach 1972 dann nicht mehr nachweisen, aber in den 1990er Jahren wurden wieder Driftexemplare beobachtet und 1999 wurde erneut ein starkes Wachstum im nördlichen Felswatt festgestellt (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000). Der Grund für das sporadische Auftreten ist vermutlich, dass das Entstehen der Gametophyten ein bestimmtes Licht/Temperatur-Regime erfordert (BREEMAN et al. 1988), welches bei Helgoland meistens nicht gegeben ist (R. KUHLENKAMP, pers. Mitt. 2019).

Anmerkung: Das Datum 1959 als ‚first record‘ für *Bonnemaisonia* taucht mehrfach in der Literatur auf. Richtigerweise schreiben BARTSCH & KUHLENKAMP (2000): ‚were first recorded after 1959‘. In der bei SCHORIES et al. (2009) zitierten Arbeit von KORNMANN & SAHLING (1962) berichten diese über einen Fund von *Bonnemaisonia* im Helgoländer Felswatt vom Juni 1962 und schreiben: ‚*Bonnemaisonia* ist neu für Helgoland‘. Damit wäre das Datum des tatsächlichen Erstnachweises 1962.

Für die bei SCHORIES et al. (2009) angegebene Verbreitung im Nord- und Ostfriesischen Wattenmeer wurde keine Quelle gefunden, aber 2017 fanden BECKER et al. (2021) in einer experimentellen Untersuchung die Alge im niedersächsischen Jade-Weser-Port.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997, MINCHIN et al. 2013

Niederlande: WOLFF 2005, STEGENGA & KARREMANS 2015

Deutschland: BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, 2009

Dänemark: nur der Tetrasporophyt *Trailiella* (NIELSEN 2005); THOMSEN et al. 2007a

Norwegen: HOPKINS 2002

Schweden: KYLIN 1916, WALLENTINUS 2002, AXELIUS & KARLSSON 2004, NYBERG 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: ‚Gametophyte not reported from the Baltic Sea area‘ (NIELSEN et al. 1995); THOMSEN et al. 2007a

Schweden: NYBERG 2007,

www.havochvatten.se/frammandearter

Zur Biologie und Ökologie:

Die Alge besitzt zwei Phasen: den filamentösen, epiphytisch wachsenden Tetrasporophyten (*Trailiella intricata* bzw. die *Trailiella*-Phase), der früher als eigene Art angesehen wurde, und den Gametophyten *Bonnemaisonia hamifera*. Die Thalli von *Bonnemaisonia* zeichnen sich durch hakenförmige Fortsätze aus, mit denen sie sich an anderen Pflanzen oder Substraten festklammern. Reißen diese ab, können aus den Fragmenten neue Pflanzen entstehen. Beide Phasen sind in der Lage, sich vegetativ durch Fragmentierung zu vermehren (MAGGS & STEGENGA 1999).

Der Tetrasporophyt scheint in nordeuropäischen Gewässern sehr viel häufiger aufzutreten als der Gametophyt und war lange vor diesem aus tieferem Wasser um Helgoland bekannt. Zur Reifung benötigen die Algen spezielle Licht- und Temperaturverhältnisse (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, schwedische Datenbank), so dass Gametophyten in sehr kaltem Wasser nicht ausgebildet werden.

Vor Beweidung sind die Pflanzen durch halogenierte Inhaltsstoffe geschützt.

Auswirkungen und invasives Potential:

Der filamentöse Tetrasporophyt (*Trailiella*) lebt auf anderen Algen und kann diese komplett überwachsen, ist mithin ein Konkurrent um Licht, Raum und Nährstoffe. Der Gametophyt besiedelt Felsen und leere Molluskenschalen (lt. schwedischer Datenbank jedoch keine lebenden Tiere) oder klammert sich mit Hilfe seiner hakenförmig gebogenen Zweige an andere Pflanzen und Substrate, wodurch er leicht abgerissen, verdriftet und damit verbreitet wird. Es sind trotz gelegentlichem Massenvorkommen (JOHANSSON et al. 1998) keine gravierenden negativen Auswirkungen langfristiger Art bekannt.

Literatur: AXELIUS & KARLSSON 2004, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, 2009, BECKER et al. 2021, BREEMAN et al. 1988, ENO et al. 1997, HOPKINS 2002, JOHANSSON et al. 1998, KORNMANN & SAHLING 1962, 1983, 1994, KYLIN 1916, MAGGS & STEGENGA 1999, MINCHIN et al. 2013, NIELSEN et al. 1995, NYBERG 2007, SCHORIES et al. 2009, STEGENGA & KARREMANS 2015, THOMSEN et al. 2007a, WALLENTINUS 2002

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-bonnemaisonia-hamifera-japantofs.pdf](#) (havochvatten.se) (update Januar 2013)

Callithamnion tetragonum* (Withering) S.F.Gray 1821

Callithamnion tetragonum ist eine epiphytisch wachsende Rotalge (GUIRY & GUIRY 2021), die 2007 als Neuzugang im Helgoländer Felswatt auftauchte. **Sie gilt aber nicht als eingeschleppt in Folge anthropogener Aktivitäten** und ist somit kein nichtheimischer Neophyt im engeren Sinne. Möglicherweise ist sie durch Drift oder Arealerweiterung aus südlicher gelegenen Verbreitungsgebieten (Mittelmeer) hierher gelangt. Eine eventuelle Etablierung bleibt abzuwarten.

Ein Nachweis aus deutschen Küstengewässern ist durch einen Driftfund aus dem Jahr 1881 im Kornmann-Sahling Herbar belegt (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000). 2007 wird *C. tetragonum* im Helgoländer Felswatt gefunden (BARTSCH & KUHLENKAMP 2009) und von SCHORIES et al. (2009) als Neophyt mit zusätzlichem Vorkommen im ostfriesischen Wattenmeer aufgeführt. Für letzte-

ren Standort wurde jedoch keine Quelle gefunden.

Außerhalb deutscher Gewässer wird sie von NIELSEN (2005) für Kattegat, Beltsee und Öresund angegeben. Andere nationale Listen nicht-heimischer Organismen aus benachbarten Nordsee-Anrainerstaaten führen sie ebenfalls nicht als eingeschleppte Art, auch wenn die Alge dort laut GUIRY & GUIRY (2021) vorkommt (z. B. in den Niederlanden).

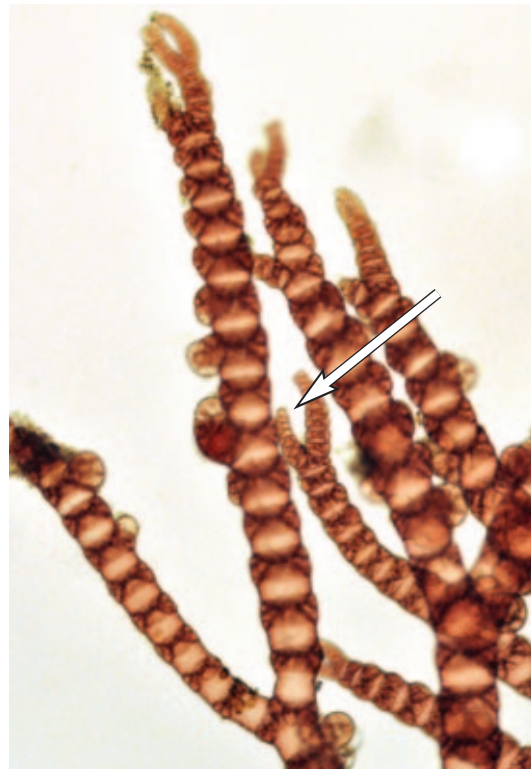
Literatur: BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, 2009, GUIRY & GUIRY 2021, NIELSEN 2005, SCHORIES et al. 2009

Datenblatt aus GUIRY & GUIRY 2021 (algaebase)
http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=143

Ceramium cimbricum H.E.Petersen 1924

Ceramium sungminbooi J.R.Hughey & G.H.Boo 2016

Ceramium cimbricum ist eine zierliche Rotalge mit einer für diese Gattung charakteristischen dichotomen Verzweigung, einer ‚Ringelung‘ der Thalli und endständigen ‚Zangen‘ an den Ästen. 2010 wurde sie erstmals für die deutsche Küste im Hafen von Hörnum/Sylt nachgewiesen, wo sie möglicherweise schon früher unerkannt vorkam. Inzwischen wird vermutet, dass es sich bei der im Wattenmeer vorkommenden Alge auch um die sehr ähnliche Art *C. sungminbooi* handeln könnte.



Die Spitzen der Äste sind bei *Ceramium cimbricum* weniger stark nach innen gekrümmt als bei anderen *Ceramium*-Arten und können unterschiedlich lange Enden haben (Foto rechts, Pfeil). Tetrasporangien treten einseitig in adaxialen Reihen auf (Foto links). (Fotos D. Lackschewitz).

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Kryptogene Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Unklar; sowohl aus europäischen Gewässern, wie auch aus anderen Meeresgebieten wie dem Nordwestatlantik und Pazifik sind Vorkommen beschrieben (MAGGS & HOMMERSAND 1993, RUENESS 1992, GUIRY & GUIRY 2021). Molekulargenetische Analysen legen einen pazifischen Ursprung nahe (SKAGE et al. 2005). HUGHEY & BOO (2016) weisen für das dänische Kattegat und den Oslofjord auch die aus Korea stammende sehr ähnliche Art *Ceranium sungminboo* nach.

Vektor: Unbekannt

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2010, Hörnum/Sylt (LACKSCHEWITZ et al. 2011a)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Art wurde in den 1920er Jahren aus dem Limfjord (Dänemark) beschrieben (RUENESS 1992) und ist weltweit verbreitet (GUIRY & GUIRY 2021). Neben den britischen Inseln (MAGGS & HOMMERSAND 1993) ist sie von der Nordseeküste aus den Niederlanden (GITTENBERGER et al. 2010), und aus Norwegen (RUENESS 1992, SKAGE et al. 2005) bekannt.

Im Sommer 2010 wurde sie erstmals an der deutschen Küste im Hafen von Hörnum/Sylt an Schwimmstegen wachsend gefunden (LACKSCHEWITZ et al. 2011a) und durch R. KUHLENKAMP identifiziert. Auch in den darauffolgenden Sommern trat sie in Monitoring-Untersuchungen im Sportboothafen von Hörnum auf und wurde darüber hinaus 2014 in Bremerhaven nachgewiesen (ROHDE et al. 2017).

In der Ostsee reicht ihre Verbreitung nach NIELSEN (2005) von Limfjord und Kattegat bis in die dänische Inselwelt. Genetische Untersuchungen

von HUGHEY & BOO (2016) finden für das nördliche Kattegat und den Oslofjord allerdings auch die sehr ähnliche neu beschriebene Art *Ceranium sungminboo* aus dem Pazifik, so dass Verwechselungen nicht auszuschließen sind.

Ihren Status als möglicherweise eingeschleppte Art begründen GITTENBERGER et al. (2010) mit der schnellen Expansion der Populationen in den Niederlanden innerhalb der letzten Jahre, eine für Invasionsereignisse typische Entwicklung.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: MAGGS & HOMMERSAND 1993

Niederlande: GITTENBERGER et al. 2010

Deutschland: LACKSCHEWITZ et al. 2011a

Norwegen: RUENESS 1992

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: NIELSEN 2005, SKAGE et al. 2005

Zur Biologie und Ökologie:

Ceranium cimbrium ist eine zierliche Rotalge, die deutlich kleiner bleibt als die heimische *C. virgatum* (ex. *C. rubrum*). Die Enden der dichotom verzweigten Thalli sind bei weitem nicht so stark gekrümmt wie die zangenförmigen Spitzen vieler anderer *Ceranium*-Arten und können unterschiedlich lange Enden besitzen (RUENESS 1992) (s. Foto). Nach MAGGS & HOMMERSAND (1993) besitzt die Art 4 - 6 peraxiale Zellen. Die Tetrasporophyten bilden einseitig adaxiale Reihen von Sporangien aus.

Gemäß den Diskussionen in der Literatur sind Bestimmungen mit großer Vorsicht zu handhaben, da WOLF et al. (2011) der gesamten Gruppe aufgrund der hohen morphologischen Variabilität einen chaotischen taxonomischen Status bescheinigen und konstatieren: „MAGGS & HOMMERSAND (1993) erroneously included several morphological variable species under the name *Ceranium cimbrium*“.

Auswirkungen und invasives Potential: Es werden keine maßgeblichen negativen Auswirkungen auf das Ökosystem durch diese kleinwüchsige Art erwartet (GITTENBERGER et al. 2010).

Ceramium sungminbooi

Es besteht auch die Möglichkeit, dass es sich bei der an der deutschen und niederländischen Küste vorkommenden und als *Ceramium cimbricum* bestimmten Art um die neu beschriebene *Ceramium sungminbooi* handelt (HUGHEY & BOO 2016), deren Ursprung in Korea liegt. Sie wurde außer für US-amerikanische Pazifikhäfen auch für den Oslofjord und das nördliche Kattegat nachgewiesen. Eine sichere Abgrenzung zu *C. cimbricum* scheint nur durch genetische Analysen zu gelingen. Die Autoren halten es für sehr wahrscheinlich, dass auch die sich schnell im niederländischen Wattenmeer ausbreitende

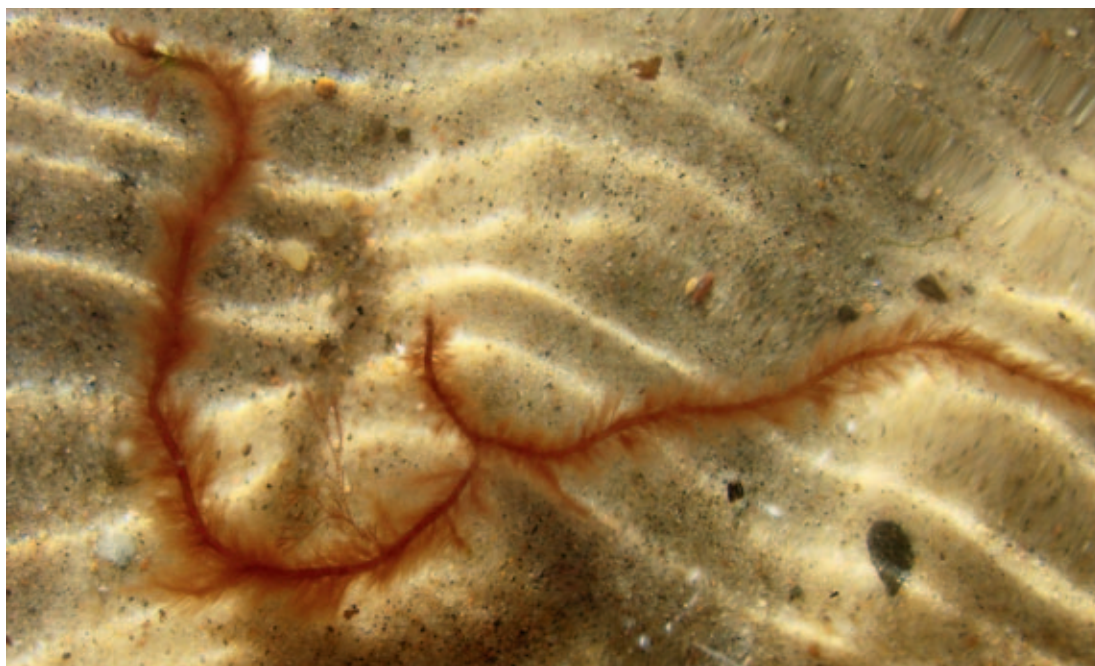
Ceramium ,cimbricum' (GITTENBERGER et al. 2010) zu dieser Art gehört. Dieses würde dann vermutlich ebenfalls für die in den Sylter Häfen vorkommende Art gelten.

Literatur: GITTENBERGER et al. 2010, GUIRY & GUIRY 2021, HUGHEY & BOO 2016, LACKSCHEWITZ et al. 2011a, MAGGS & HOMMERSAND 1993, NIELSEN 2005, ROHDE et al. 2017, RUENESS 1992, SKAGE et al. 2005, WOLF et al. 2011

Datenblatt aus GUIRY & GUIRY 2021 (algaebase)
http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=464

Dasya baillouviana (S.G.Gmelin) Montagne 1841

Die Thalli von *Dasya baillouviana* wirken durch einen ‚Mantel‘ monosiphoner Filamente behaart, wodurch die Alge ein auffälliges Erscheinungsbild bietet. Seit 2002 ist die Art in der westlichen deutschen Ostsee verbreitet und stellenweise häufig. Im Gezeitenbereich der deutschen Nordsee wurde sie erstmals im Juli 2014 gefunden. Bislang sind keine negativen Auswirkungen bekannt.



Abgerissene Teile der Rotalge *Dasya baillouviana*, an denen die ‚Behaarung‘ durch monosiphonous Filamente gut zu erkennen ist. (Foto K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Dasya pedicellata (C.Agardh) C.Agardh 1824

Deutscher Name: -

Englischer Name: chenille-weed

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Ostsee), seit 2014 i. d. Nordsee (etabliert)

Lebensraum: Brackwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: An der nordamerikanischen Atlantikküste von Nova Scotia bis in die Karibik wie auch in Europa im Mittelmeer bis nach Cadiz weit verbreitet; offenbar ist die Alge an beiden Standorten heimisch (DEN HARTOG 1964, NYGREN 1970, MAGGS & STEGENGA 1999, THOMSEN et al. 2007a, WOLFF 2005). SCHORIES & SELIG (2006) nennen den pazifischen Raum als Ursprung.

Vektor: Unbekannt; die Art wurde in den Niederlanden erstmals in der Nähe von Austernkulturen gefunden (DEN HARTOG 1964). GOLLASCH et al. (2009) geben Schiffsbewuchs an, und die schwedische Datenbank (www.havochvatten.se/frammandearter) vermutet neben Aquakultur auch Ballastwasser als Vektor. In die deutsche Nordsee u. U. als Drift aus den Niederlanden gelangt.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2014 (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2014)
Ostsee: 2002 (SCHORIES & SELIG 2006)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Nach WOLFF (2005) wurde an der niederländischen Nordseeküste 1948 ein erstes Exemplar in Rockanje (NL) angespült, und ab 1950 wurden auch festgewachsene Pflanzen an den Küsten entdeckt (DEN HARTOG 1964). Im schwedischen Skagerrak trat *Dasya* erstmals 1953 auf (DEN HARTOG 1964, MAGGS & STEGENGA 1999, NYBERG 2007), und 1961 wurden driftende Exemplare im Kattegat beobachtet (WOLFF 2005). Die schwedische Datenbank gibt für schwedische Gewässer auch ein mögliches Auftreten bereits in den 1940er Jahren an. DEN HARTOG (1964) erwähnt das Vorkommen der Alge Anfang der 1960er Jahre im dänischen Belt. Offenbar war das Siedlungsgebiet von *Dasya* in dänischen Gewässern auf die Ostküste beschränkt, denn für die jütländische Nordseeküste erwähnt NIELSEN (2005) kein Vorkommen. Für Norwegen, wo die Art an der Südküste bis in den Skagerrak hinein vorkommt, wird 1966 als Jahr des Erstfundes genannt (www.havochvatten.se/frammandearter).

Schon 1987 wurden driftende Exemplare im Grenzgebiet zwischen Dänemark und der deutschen Ostseeküste beobachtet, aber erst 2002 konnte die Alge im deutschen Teil der westlichen Ostsee festgestellt werden, wo sie inzwischen regelmäßig auftritt und als etabliert gelten kann (SCHORIES & SELIG 2006). Ein in manchen Datenbanken vermerktes Vorkommen von *Dasya baillouviana* an der dänischen und deutschen Nordseeküste war bis dahin nicht bestätigt worden. Das 2013 aktualisierte Datenblatt der schwedischen Datenbank gibt explizit

(noch) kein Vorkommen für die deutsche Nordseeküste, Belgien und Großbritannien an. Jedoch werden ab 2014 zunehmend Exemplare im Sylter Wattenmeer zunächst bei Hörnum/Sylt und ab 2018 auch im nördlichen Bereich bei List/Sylt gefunden (D. LACKSCHEWITZ, K. REISE, pers. Beob.).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: DEN HARTOG 1964, WOLFF 2005
Deutschland: LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2014
Norwegen: WALLENTINUS 2002,
www.havochvatten.se/frammandearter
Schweden: NYBERG 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Norwegen: WALLENTINUS 2002
Schweden: WALLENTINUS 2002, NYBERG 2007
Dänemark: NIELSEN et al. 1995, WALLENTINUS 2002, NIELSEN 2005, THOMSEN et al. 2007a
Deutschland: SCHORIES & SELIG 2006, SCHORIES et al. 2009

Zur Biologie und Ökologie:

Das Erscheinungsbild von *Dasya baillouviana* ist durch einen ‚Mantel‘ pigmentierter, monosiphoner Filamente, welche die Zweige umhüllen, unverwechselbar. Die Thalli können mit bis zu 175 cm sehr lang werden (DEN HARTOG 1964, MAGGS & STEGENGA 1999, WOLFF 2005) und wachsen bevorzugt in nährstoffreichem, auch Schadstoff-belastetem Wasser, selbst wenn dieses mit Schwefelwasserstoff angereichert ist. Obwohl die Art wärmere Gewässer bevorzugt, sind speziell die Haftscheiben in der Lage, niedrige Temperaturen zu überdauern und zu überwintern (www.havochvatten.se/frammandearter).

Driftende Exemplare oder Fragmente sind häufig, und die Alge gedeiht am besten in Wasser, dessen Salzgehalt unter dem von Meerwasser liegt (15 - 25). Sie kann aber auch ein breites Salinitätsspektrum tolerieren (NYGREN 1970, MAGGS & STEGENGA 1999), wie die Vorkommen im nordfriesischen Wattenmeer belegen. NYBERG (1970) gibt an, dass *Dasya* Orte bevorzugt, die sich außer durch niedrige Salzgehalte durch starke Wasserströmungen ohne Gezeiten auszeichnen.

Auswirkungen und invasives Potential:

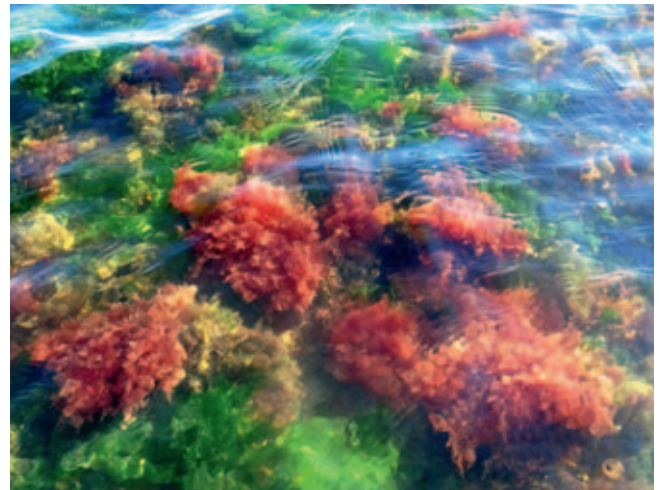
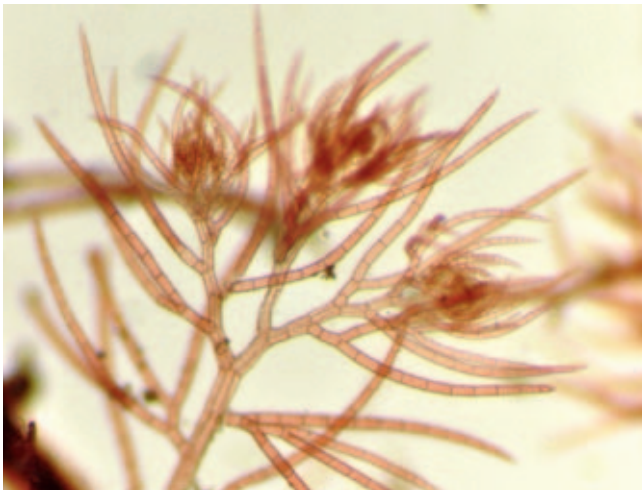
Negative Auswirkungen sind bislang nicht dokumentiert, und die Alge gilt als nicht invasiv (WALLENTINUS 2002). Eine mögliche Raumkonkurrenz ist denkbar, da sie sich schnell entwickeln und rasch über verdriftende, sich vegetativ vermehrende Teile ausbreiten kann (NYGREN 1970, MAGGS & STEGENGA 1999, SCHORIES & SELIG 2006). Jedoch sind bislang keine Probleme mit der Alge bekannt.

Literatur: DEN HARTOG 1964, GOLLASCH & NEHRING 2006, GOLLASCH et al. 2009, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2014, MAGGS & STEGENGA 1999, NIELSEN 2005, NIELSEN et al. 1995, NYBERG 2007, NYGREN 1970, SCHORIES & SELIG 2006, SCHORIES et al. 2009, THOMSEN et al. 2007a, WALLENTINUS 2002, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter,
schwedische Datenbank, Datenblatt
faktablad-dasya-baillouviana-rodsvansing.pdf
(havochvatten.se) (update 07.03. 2013)

***Dasysiphonia (Heterosiphonia) japonica* (Yendo) H.-S.Kim 2012**

Die Rotalge *Dasysiphonia japonica* kommt seit 1984 an nordwesteuropäischen Küsten vor und wurde 2015 erstmalig für Deutschland in List/Sylt nahe einer Austernkultur gefunden. Es wird vermutet, dass Einschleppungen und nachfolgende Ausbreitungen in Europa überwiegend auf Austertransporte zurückzuführen sind, auch wenn andere Vektoren nicht ausgeschlossen werden. Untersuchungen zu Auswirkungen zeigen widersprüchliche Ergebnisse.



Monosiphone endständige Seitenäste von *Dasysiphonia japonica* (Foto links, D. Lackschewitz); ein Jahr nach dem Erstfund 2015 bildet *D. japonica* dichte Bestände im Wattenmeer. (Foto rechts, K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Heterosiphonia japonica Yendo

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, seit 2015 i. d. Nordsee (etabliert)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Japan, Korea, China) (SJØTUN et al. 2008)

Vektor: Unbekannt; Fundorte von ersten Nachweisen lassen Austern als Vektor vermuten (MAGGS & STEGENGA 1999, SJØTUN et al. 2008), deren europaweiter Handel auch für eine weitere Ausbreitung verantwortlich gemacht wird. Jedoch ist auch ein Eintrag mit Schiffen im Ballastwasser und/oder Schiffsbewuchs nicht auszuschließen (SJØTUN et al. 2008). Sekundär wurde die Alge außer mit Austern auch durch nachgeordneten Schiffsverkehr, Sportboote und Fischerei verbreitet (SJØTUN et al. 2008).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2015, List/Sylt, nahe einer Austernkultur (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016a)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Rotalge war lange unter dem Namen *Heterosiphonia japonica* bekannt, entsprechend existiert viel Literatur unter dieser Bezeichnung.

Der erste Nachweis in Europa erfolgte 1984 in der Bretagne (Frankreich) nahe einer Austernkultur. Dieser Küstenabschnitt war in den 1970er Jahren ein Haupteinfuhrgebiet für Pazifische Austern. Und auch für das Auftreten von *Dasysiphonia* im Mittelmeer 1998/1999 wurden Austertransporte als Ursache vermutet (SJØTUN et al. 2008). 1994 wurde die Rotalge im niederländischen Yerseke/Oosterschelde nahe einer stillgelegten Austernfarm gefunden. Chronologisch folgten für die Nordsee 1996 Funde im Südwesten von Norwegen, wo sich *Dasysiphonia* sehr schnell in geeigneten Habitaten ausbreitete. Da dies auch entgegen herrschender Strömungsrichtungen stattfand, muss von einer anthropogen unterstützten Verbreitung ausgegangen werden (HUSA et al. 2004, 2008, SJØTUN et al. 2008). 2002 wurde sie erstmals im schwedischen Skagerrak gefunden (AXELIUS & KARLSSON 2004). Bis 2004 war die schwedische Ostsee im Kattegat erreicht, und die Alge besiedelte ab 2005 auch den westlichen dänischen Limfjord (SJØTUN et al. 2008).

In Großbritannien war *Dasysiphonia* erstmals 1999 in Wales gefunden worden, aber für das Gebiet der Nordsee gab es erst 2004 eine Meldung von der schottischen Westküste (SJØTUN et al. 2008, MOORE & HARRIS 2009).

Relativ spät, erst 2015, wurde die Alge an der belgischen und deutschen Nordseeküste nachgewiesen. Für Belgien gibt der ICES Report (2016) den Fund von *Dasysiphonia japonica* für den Oktober 2015 in Zeebrügge an. An der deutschen Nordseeküste tauchten zahlreiche driftende und angespülte frische Thalli erstmals im August 2015 nahe einer Austernkultur (→ *Magallana gigas*) südlich List/Sylt auf (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016a). Innerhalb der nächsten Jahre hatte sich die Alge im Nordsylter Wattenmeer nicht nur in geschützten Buchten stark ausgebreitet (Foto), sondern bildete offensichtlich auch im Sublitoral große Bestän-

de. Darauf deuteten Dredgenfänge, wie auch das massenhafte Vorkommen im herbstlichen Spülsaum hin (D. LACKSCHEWITZ, pers. Beob.). 2018 tauchte *Dasysiphonia* erstmals auch im Süden der Insel im Hafen von Hörnum auf (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2018). Momentan scheinen sich die massiven Bestände im nördlichen Sylter Watt auf ein moderates Vorkommen einzupendeln.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: SJØTUN et al. 2008, MOORE & HARRIS 2009

Belgien: ICES 2016

Niederlande: SJØTUN et al. 2008

Deutschland: LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016a

Norwegen: HUSA et al. 2004, 2008, SJØTUN et al. 2008

Schweden: AXELIUS & KARLSSON 2004

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: SJØTUN et al. 2008

Schweden: SJØTUN et al. 2008

Zur Biologie und Ökologie:

Dasysiphonia japonica scheint im Freiland nahezu ausschließlich vegetativ oder als Tetrasporophyt vorzukommen (HUSA et al. 2004, SJØTUN et al. 2008, MOORE & HARRIS 2009). Gametophyten wurden sehr selten und fast ausschließlich in Kulturen beobachtet (HUSA et al. 2004, SJØTUN et al. 2008, BJÆRKE & RUENESS 2004). Die 15 - 30 cm langen Thalli wachsen auf allen Arten von Substrat, häufig auch epiphytisch auf anderen Algen (SJØTUN et al. 2008). Alle Untersuchungen zeigen, dass die Alge im Freiland stark exponierte Standorte meidet. Neben der Fortpflanzung über Sporen können auch abgerissene Fragmente sehr schnell zur Verbreitung beitragen. In Laborexperimenten wurde gezeigt, dass diese bei 0 bis 30 °C überdauern (HUSA et al. 2004). Das Wachstum der Algen ist allerdings bei Temperaturen unterhalb von 15 °C stark eingeschränkt (BJÆRKE & RUENESS 2004). Versuche, bei denen Fragmente, als Simulation einer Schiffspassage von Asien nach Europa, völliger Dunkelheit und einer sukzessiven Erhöhung der Temperatur ausgesetzt wurden, zeigten, dass weit über die Hälfte überlebte (SJØTUN et al. 2008).

Fraßversuche mit heimischen herbivoren Crustaceen (Isopoda, Amphipoda) ergaben, dass

Dasysiphonia von diesen gemieden wird, was durch Inhaltsstoffe, aber auch durch einen geringen Nährwert bedingt sein könnte (SAGERMAN et al. 2015).

Auswirkungen und invasives Potential:

Über die Auswirkungen von *Dasysiphonia japonica* auf die heimischen Gemeinschaften liegen widersprüchliche Angaben vor. HUSA et al. (2008) finden fast 10 Jahre nach Auftauchen der Alge an der norwegischen Küste keinen nennenswerten negativen Einfluss auf den Artenreichtum heimischer Algengemeinschaften. Dagegen zeigen RAMSAY-NEWTON et al. (2017) für den Westatlantik (USA), dass fünf Jahre nach der Einschleppung die Biodiversität um fast die Hälfte gesunken ist und sich die Zusammensetzung der Gemeinschaften stark verändert hat. Offenbar ist *Dasysiphonia* zu Beginn einer Neubesiedlung ein aggressiver Konkurrent um Raum und Nährstoffe. Auch wenn dieser Ein-

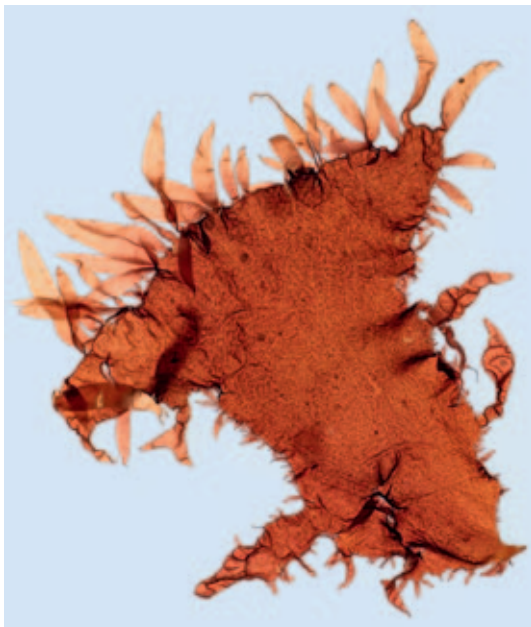
fluss nach erfolgter Etablierung nachlässt, bleibt der Artenreichtum, verglichen mit einem früheren Zustand, anhaltend niedrig. HUSA et al. (2008) plädieren für ein lang angelegtes Monitoring, um die langfristigen Auswirkungen auf die heimischen Gemeinschaften beurteilen zu können.

An der deutschen Nordseeküste (Sylter Wattenmeer) ist die Alge seit 2015 stellenweise sehr häufig, ohne dass auffällige Rückgänge heimischer Arten zu verzeichnen wären. Für eine allgemeine Einschätzung fehlen allerdings genauere und längerfristige Datenerhebungen.

Literatur: AXELIUS & KARLSSON 2004, BJÆRKE & RUENESS 2004, HUSA et al. 2004, 2008, ICES 2016, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016a, 2018, MAGGS & STEGENGA 1999, MOORE & HARRIS 2009, RAMSAY-NEWTON et al. 2017, SAGERMAN et al. 2015, SJØTUN et al. 2008

Grateloupia turuturu Y.Yamada 1941

Eine nordwestpazifische Rotalge, die überwiegend mit Kulturaustern verbreitet wurde. Schon seit 1969 ist sie von der Küste Südenglands bekannt und wurde lange Zeit als *Grateloupia doryphora* fehlbestimmt. In der niederländischen Oosterschelde fand man schon 1993 Exemplare, aber erst 2020 wurde sie in der deutschen Nordsee bei Helgoland nachgewiesen. Die Thalli können über einen halben Meter lang werden und tragen häufig auffällige blattartige Fortsätze.



Die Thalli der pazifischen Rotalge *Grateloupia turuturu* sind häufig mit blattförmigen Anhängen besetzt. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von U. Kunz)

Andere Namen in der Literatur:

Grateloupia doryphora (Montagne) M.Howe 1914

Deutscher Name: -

Englischer Name: devil's tongue weed

Status: Nicht-heimische Art, 2020 i. d. Nordsee (Helgoland)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Japan, Korea, China und im östlichen Russland
([Grateloupia turuturu \(cabi.org\)](https://cabi.org/Grateloupia_turuturu))

Vektor: Sehr wahrscheinlich mit Pazifischen Austern aus Japan; sekundäre Verbreitung durch den Handel mit Austern aus britischen oder französischen Kulturen (CABIOCH et al. 1997, GAVIO & FREDERICQ 2002, VERLAQUE et al. 2005), eventuell auch im Bewuchs von Booten

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2020, Helgoland (R. KAREZ, eigene Beob. 07.2020)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die ersten Individuen in Europa traten 1969 im Solent und etwas westlich davon, an der süd-englischen Küste, auf (FARNHAM & IRVINE 1973, MAGGS & STEGENGA 1999). Die Alge wurde zunächst als die südamerikanische Art *Grateloupia doryphora* fehlbestimmt. Dieser Name blieb lange Zeit in der Literatur erhalten, bis GAVIO & FREDERICQ (2002) durch genetische Untersuchungen zeigen konnten, dass es sich um die japanische Rotalge *Grateloupia turuturu* handelt. Erst 20 Jahre nach dem ersten europäischen Fund, fand man zwischen 1989 und 1993 in der Bretagne weitere Vorkommen. In diesem Gebiet befindet sich ein Zentrum französischer Austernzucht (CABIOCH et al. 1997). Auf den Kanalinseln wird in einer Übersicht über die ‚Non-native marine Species in the Channel Islands‘ (STATES OF JERSEY 2017) der Erstnachweis auf Jersey etwa für das Jahr 2000 angegeben und die dortige Population als stabil auf niedrigem Niveau bezeichnet. 2016 begannen die Dichten stark zuzunehmen, und die Alge entwickelte sich lokal zu einer der häufigsten Arten. Nach Osten verlief die Ausbreitung von *G. turuturu* sehr langsam und geographisch begrenzt. VERLAQUE & BRETON (2019) konnten sie weder im Hafen von Calais, noch in Antifer finden. Der früheste Nachweis aus dem Bereich der Nordsee datiert von 1993, als die Alge in Austernbecken bei Yerseke (Niederlande, Oosterschelde) gefunden wurde (STEGENGA & OTTEN 1997). Dort trat sie in den folgenden Jahren unregelmäßig mit geringen Dichten auf, aber für 2006 beschreiben STEGENGA et al. (2007) sie als co-dominant am untersuchten Standort. Nach WOLFF (2005), GITTENBERGER et al. (2015b) und STEGENGA & KARREMANS (2015) scheinen sich die niederländischen Vorkommen auch heute noch auf das Rheindelta, insbesondere die Oosterschelde, zu beschränken.

In der deutschen Nordsee wurde *Grateloupia turuturu* erst 2020, etwa 50 Jahre nach ihrer Ankunft in nordwesteuropäischen Gewässern, gefunden. Mehrere festgewachsene Thalli an der Unterseite eines Schwimmpontons im Hafen von Helgoland wurden bei Tauchuntersuchungen entdeckt (R. KAREZ, eigene Beob. 07.2020).

Außer von verschiedenen europäischen Atlantikküsten kennt man die Alge auch aus dem Mittelmeer, wo sie 1982 in der Thau Lagune erstmals (als *G. doryphora*) gefunden wurde. Für ihre Einschleppung wurden ebenfalls Pazifische Austern (→ *Magallana gigas*) verantwortlich gemacht. Jedoch könnten diese statt direkt aus japanischen auch aus dem Handel mit atlantischen Austern stammen, da die Alge zu dieser Zeit bereits an britischen Küsten vorkam (VERLAQUE et al. 2005).

Grateloupia turuturu wurde nicht nur in europäischen, sondern 1996 auch in Gewässern der nordamerikanischen Atlantikküste nachgewiesen (VILLALARD-BOHNSACK & HARLIN 1997). GAVIO & FREDERICQ (2002) schließen aufgrund genetischer Untersuchungen sowohl für den Nordwestatlantik als auch für die europäischen Küstengewässer und das Mittelmeer multiple Einschleppungen nicht aus. Ansiedlung und Ausbreitung sind daher möglicherweise nicht kontinuierlich entlang der jeweiligen Küsten erfolgt, sondern sprunghaft von weiter entfernten Quellen ausgehend.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: Nicht für den Bereich der Nordsee (ARENAS et al. 2006, MAGGS & STEGENGA 1999)

Frankreich: Nicht für den Bereich der Nordsee (CABIOCH et al. 1997, BAFFREAU et al. 2018)

Niederlande: STEGENGA & OTTEN 1997, WOLFF 2005

Deutschland: R. KAREZ, eigene Beob. 2020

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Thalli von *Grateloupia turuturu* können einen halben Meter oder mehr messen (STEGENGA & KARREMANS 2015) und sind extrem polymorph (VILLALARD-BOHNSACK & HARLIN 1997). Sie sind mit einer kleinen Haftscheibe am Substrat befestigt, haben gewellte Ränder und sind von gallertiger Konsistenz. Häufig tragen sie blattartige Fortsätze (CABIOCH et al. 1997, VILLALARD-BOHNSACK & HARLIN 1997, BAFFREAU et al. 2018). Sie wachsen in geschützten Bereichen des Flachwassers, in Tidebecken, aber auch in Marinas an Schwimmstegen oder Bojen. Die Art ist temperatur- und salinitätstolerant (BAFFREAU et al. 2018) und verträgt auch organisch belastete Gewässer. Die Fortpflanzung erfolgt über einen Generationswechsel mit einem Gametophyten, einem mikroskopisch kleinen Carposporophyten und einem Tetrasporophyten. *Grateloupia turuturu* verbreitet sich natürlicherweise offenbar langsam (CABIOCH et al. 1997, MAGGS & STEGENGA 1999), allerdings scheint mit zeitlicher Verzögerung auch eine Massenentwicklung der Bestände möglich zu sein.

Auswirkungen und invasives Potential:

Über die Invasivität der Alge werden unterschiedliche Angaben gemacht. Während das ‚Invasive Species Compendium‘ ([Grateloupia turuturu \(cabi.org\)](https://www.cabi.org/Grateloupia_turuturu)) und VILLALARD-BOHNSACK & HARLIN (1997) negative Konsequenzen für eine

Reihe heimischer Algen befürchten, betonen andere Quellen, dass starke Auswirkungen bisher nicht beobachtet wurden (CABIOCH et al. 1997). In der Thau Lagune, einem Zentrum der mediterranen Austernzucht, finden VERLAQUE et al. (2005) keinen Hinweis darauf, dass sich die etablierten Populationen invasiv ausbreiten. Jedoch wurde an anderen Standorten eine plötzliche starke Vermehrung beobachtet (STEGENGA & KARREMANS 2015, STATES OF JERSEY 2017), und aufgrund der Größe der Alge sind potentielle Auswirkungen nicht auszuschließen. BAFFREAU et al. (2018) verweisen dagegen auf eine Studie aus der Bretagne, in der im Jahr 2006 gezielt die möglichen Folgen einer Ansiedlung untersucht wurden und in der keine Verdrängung heimischer Arten festgestellt werden konnte.

Literatur:

ARENAS et al. 2006, BAFFREAU et al. 2018, CABIOCH et al. 1997, FARNHAM & IRVINE 1973, GAVIO & FREDERICO 2002, GITTENBERGER et al. 2015b, MAGGS & STEGENGA 1999, STATES OF JERSEY 2017, STEGENGA & OTTEN 1997, STEGENGA & KARREMANS 2015, STEGENGA et al. 2007, VERLAQUE & BRETON 2019, VERLAQUE et al. 2005, VILLALARD-BOHNSACK & HARLIN 1997, WOLFF 2005

[Grateloupia turuturu \(cabi.org\)](https://www.cabi.org/Grateloupia_turuturu), Invasive Species Compendium (access 16.07.2020)

*Halurus flosculosus** (J.Ellis) Maggs & Hommersand 1993

Die Rotalge kommt in Europa an vielen Küsten vor (MAGGS & HOMMERSAND 1993, GUIRY & GUIRY 2021), **gilt jedoch nirgends als anthropogen eingeschleppt**. Entsprechend taucht sie nicht in Neobiota-Listen auf, selbst wenn Nachweise für die fraglichen Küsten vorliegen (z. B. Großbritannien, Niederlande).

Für 2007 geben BARTSCH & KUHLENKAMP (2009) ein Vorkommen auf Helgoland an, mit dem Hinweis, dass diese Alge normalerweise eine südlichere Verbreitung hat. R. KUHLENKAMP (pers. Mitt. März 2010) bezeichnet sie aber als derzeit **nicht etabliert** für Helgoland.

SCHORIES et al. (2009) listen *Halurus flosculosus* als Neophyt für Helgoland und die ostfriesische

Küste auf. Das niedersächsische Vorkommen wird durch die angegebene Quelle (BARTSCH & KUHLENKAMP 2009) nicht bestätigt.

Nach KOLBE (2006) existiert neben unsicheren und Driftfunden ein sehr alter Nachweis (HAUCK 1885) für die niedersächsische Küste (die Originalquelle wurde nicht geprüft).

Literatur: BARTSCH & KUHLENKAMP 2009, GUIRY & GUIRY 2021, KOLBE 2006, MAGGS & HOMMERSAND 1993, SCHORIES et al. 2009

Datenblatt aus GUIRY & GUIRY 2021 (algaebase) http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=149

Mastocarpus stellatus (Stackhouse) Guiry 1984

Mastocarpus stellatus kommt an vielen europäischen Küsten vor und gilt im Allgemeinen nicht als eingeschleppte Art. Eine Ausnahme bildet die deutsche Nordseeküste, wo in den 1970er Jahren durch wissenschaftliche Feldversuche auf Helgoland isländisches Material freigesetzt wurde und sich dort etablieren konnte. Die Insel ist bislang der einzig bekannte Standort dieser Art an der deutschen Küste.



Mastocarpus stellatus: Gut zu sehen ist die rinnenartige Vertiefung der Thalli, wodurch sich die Art vom heimischen *Chondrus crispus* unterscheidet. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von R. Kühlenkamp.)

Deutscher Name: Nadeltang
Englischer Name: (false) carrageen moss, Irish moss, grape pip weed

Status: Für die deutsche Nordsee eine anthropogen eingeschleppte Art, etabliert auf Helgoland

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Weitverbreitet an vielen Küsten Europas, der USA und Kanadas sowie Nordwestafrikas (KORNMANN & SAHLING 1994, GUIRY & GUIRY 2021). Die bei Helgoland etablier-

ten Populationen sind auf isländisches Material zurückzuführen, das in den 1970er Jahren in Feldversuchen verwendet worden war (KORNMANN & SAHLING 1994).

Vektor: Unbeabsichtigte Verbreitung von wissenschaftlichem Versuchsmaterial

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1983, Helgoland (KORNMANN & SAHLING 1994)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Mastocarpus stellatus ist an nordeuropäischen Küsten weit verbreitet und kommt an der Kanal-küste, in den Niederlanden, in Skagerrak und Kattegat und in Südnorwegen vor (GITTENBERGER et al. 2010, KORNMANN & SAHLING 1994 nach GUIRY & WEST 1983, NIELSEN et al. 1995, GUIRY & GUIRY 2021). Die Alge gilt gemeinhin nicht als eingeschleppte Art und wird insofern nicht in entsprechenden Datenbanken und Neobiota-Listen geführt. Nach MAGGS & STEGENGA (1999) kann sie für die Nordsee nicht als exotisch gelten.

GITTENBERGER et al. (2010), die *Mastocarpus stellatus* im westlichen holländischen Wattenmeer (Texel, Den Helder) finden, geben eine Verbreitung an der niederländischen Küste seit mindestens dem frühen 19. Jh. an. Nach Ansicht der Autoren gibt es keinen Hinweis, dass es sich um eine anthropogen eingeschleppte Art handelt.

Anders stellt sich die Situation für die deutsche Nordseeküste dar, wo *Mastocarpus stellatus* als eingeschleppt bewertet werden muss: Nach KORNMANN & SAHLING (1994) fanden in den 1970er Jahren auf Helgoland Freilandversuche mit Material aus Island statt, und 1983 wurde die Alge erstmals im Felswatt wachsend angetroffen. Insofern ist eine anthropogene Einschleppung gegeben. Inzwischen ist sie überall auf Hartsubstraten im Gezeitenbereich der Insel zu finden und breitete sich bis zum Jahr 1999 weiter aus (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000). Bisher gibt es allerdings keine Nachweise von anderen Standorten in der deutschen Nordsee.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: GUIRY & GUIRY 2021
Niederlande: GITTENBERGER et al. 2010
Deutschland: KORNMANN & SAHLING 1994, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000
Dänemark: NIELSEN 2005
Norwegen: KORNMANN & SAHLING 1994

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: Limfjord und Kattegat (NIELSEN 2005)

Zur Biologie und Ökologie:

KORNMANN & SAHLING (1994) (nach GUIRY & WEST 1983) beschreiben für *Mastocarpus* an europäischen Küsten zwei Typen mit unterschiedlichem Lebenszyklus: Solche mit direkter Entwicklung folioser Thalli, die auf Island und in Dänemark verbreitet sind, und solche mit einem heteromorphen Generationswechsel über einen krustenförmigen Tetrasporophyten, die in Spanien und Portugal vorkommen. In Frankreich, England und Irland werden beide Formen gefunden.

Dass Helgoland an der deutschen Küste der einzige Standort dieser Rotalge zu sein scheint (SCHORIES et al. 2009), führen KORNMANN & SAHLING (1994) auf das Fehlen geeigneter Substrate zurück. Dieses änderte sich erst mit der Zunahme künstlicher Hartsubstrate in Form von Hafenschutzanlagen. Warum die Alge nicht auch in anderen Häfen solche Strukturen besiedelt, ist unbekannt. Da junge und vegetative Pflanzen mit der ähnlichen Art *Chondrus crispus* verwechselt werden können, ist auch nicht auszuschließen, dass mancherorts das Vorkommen von *Mastocarpus stellatus* unbemerkt bleibt.

Die Pflanzen werden als Rohstoff für Carrageen verwendet (englischer Name) und sind daher an den Atlantikküsten Europas und Kanadas wirtschaftlich bedeutend (KORNMANN & SAHLING 1994).

Auswirkungen und invasives Potential:

Für Helgoland berichten KORNMANN & SAHLING (1994) und BARTSCH & KUHLENKAMP (2000) von einer rasanten Ausbreitung der Alge innerhalb von 16 Jahren, offenbar aber ohne negative Folgen. GITTENBERGER et al. (2010) finden die Alge begrenzt auf den westlichen Teil des niederländischen Wattenmeeres und sehen keine gravierenden Effekte auf das Ökosystem.

Literatur: BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, GITTENBERGER et al. 2010, GUIRY & GUIRY 2021, KORNMANN & SAHLING 1994, MAGGS & STEGENGA 1999, NIELSEN 2005, NIELSEN et al. 1995, SCHORIES et al. 2009

Datenblatt aus GUIRY & GUIRY 2021 (algaebase)
http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=24

Melanothamnus harveyi (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs 2017
(*Neosiphonia h.*/*Polysiphonia h.*)

Die Rotalge bleibt im Freiland häufig unerkannt, da die Abgrenzung zu ähnlichen und nah verwandten Arten schwierig ist und einer mikroskopischen Analyse bedarf. Mit Ausnahme einiger sicherer Nachweise ist das Vorkommen der Alge an der deutschen Nordseeküste unklar, vermutlich ist sie aber recht verbreitet. Die Zuordnung der Art führte in der Vergangenheit durch eine konfuse Benennung vielfach zu Verwechslungen. Rückwirkend, wie auch aktuell, ist eine genaue Verbreitung schwer zu beurteilen. In der Literatur werden häufig die älteren Namen *Polysiphonia*/*Neosiphonia harveyi* verwendet.



Cystocarpien an einem weiblichen Thallus der Rotalge *Melanothamnus harveyi* (links); die Spermatangien männlicher Pflanzen entstehen an dichotom verzweigten Trichoblasten und haben sterile endständige Zellen (Mitte); Sporophyt mit Reihen endständiger Tetrasporen (rechts). (Linkes Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von R. Kuhlenkamp, Fotos Mitte und rechts D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Polysiphonia harveyi Bailey 1848

Neosiphonia harveyi (Bailey) M.-S.Kim, H.-G.Choi, Guiry & G.W.Saunders 2001

Deutscher Name: -

Englischer Name: Harvey's siphon weed

Status: Kryptogen/wahrscheinlich eine nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: ENO et al. (1997) und WOLFF (2005) bezeichnen den Nordpazifik (Japan) als Ursprungsgebiet und bescheinigen der Rotalge eine weite Verbreitung an nordwest- und nordostatlantischen Küsten. MCLVOR et al. (2001) nehmen anhand genetischer Untersuchungen und unter der Voraussetzung, dass *N. harveyi* mit einer Reihe sehr ähnlicher, pazifischer Arten konspezifisch ist, ebenfalls den Pazifik als Ursprungsort an. Sie vermuten mindestens zwei unabhängige Einschleppungen verschiedenen Ursprungs nach Europa. Neuere

molekulare Analysen von KIM & YANG (2006) und SAVOIE & SAUNDERS (2015) zeigen jedoch, dass es sich dabei um genetisch distinkte Arten handelt. SAVOIE & SAUNDERS (2015) weisen an der amerikanischen Ostküste einen morphologisch nicht trennbaren Artenkomplex nach, in dem *M. harveyi* zusammen mit der eingeschleppten *Neosiphonia japonica* sympatrisch auftritt und Hybride bilden kann, und bezeichnen *Melanothamnus harveyi* als eine nordatlantische Art.

Vektor: Unbekannt; da die Alge häufig epiphytisch wächst, wird über eine Einschleppung mit *Codium* und eine sekundäre Verbreitung mit Großalgen (*Codium* und/oder *Sargassum*) spekuliert (MAGGS & STEGENGA 1999, MCIVOR et al. 2001). Daneben wird Aquakultur als möglicher Vektor genannt (GOLLASCH & NEHRING 2006).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Vor 1977; das genaue Datum ist unbekannt. MAGGS & STEGENGA (1999) geben an, dass KORNMANN & SAHLING (1977) die Alge als *Polysiphonia violacea* auf Helgoland gesammelt und in ihrem Buch abgebildet haben. Auf dieses Datum wird sich vielerorts bezogen. (Irrtümlich wird auch 1978 genannt.) (Das in manchen Internetbanken genannte Datum 1960 wird bei MAGGS & STEGENGA (1999) und WOLFF (2005) für die Niederlande angegeben und entspricht damit dem ersten Nachweis für das Gebiet der gesamten Nordsee.)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Melanothamnus harveyi (*Polysiphonia harveyi*) wurde 1908 erstmalig für Großbritannien an der Kanalküste (Dorset) dokumentiert (MAGGS & HOMMERSAND 1993, MAGGS & STEGENGA 1999). Möglicherweise war sie aus Nordfrankreich dorthin gelangt, wo sie bereits um 1832 in der Bretagne gesammelt worden war (ENO et al. 1997, WOLFF 2005). Für das Gebiet der Nordsee erfolgte ein erster Nachweis 1960 aus dem niederländischen Rheindelta (WOLFF 2005). Dort, wie auch im niederländischen Wattenmeer, ist die Alge inzwischen verbreitet und stellenweise häufig (MAGGS & STEGENGA 1999, WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010). Von der Nordseeküste

der britischen Inseln ist das Vorkommen erst seit 1992 beschrieben (MAGGS & STEGENGA 1999).

KERCKHOF et al. (2007) nennen als Erstnachweis für die belgische Küste das Jahr 2000. In dänischen Gewässern kommt *Melanothamnus harveyi* im Limfjord und nördlichen Kattegat vor (NIELSEN 2005), womit nach NYBERG (2007) die südlichste Ausbreitung in die Ostsee erreicht ist.

Für die deutsche Nordsee bezeichnen MAGGS & STEGENGA (1999) die bei KORNMANN & SAHLING (1977) als *Polysiphonia violacea* abgebildete Alge als *Polysiphonia harveyi*. Nach R. KUHLENKAMP (pers. Mitt. 2010) hatte sich rückwirkend in der Tat herausgestellt, dass die von KORNMANN & SAHLING gesammelten Algen zumindest teilweise der seit längerem ansässigen Art *Polysiphonia* (*Neosiphonia*) *harveyi* entsprachen.

WALLENTINUS nennt im ICES Report (2007) das Vorkommen in Nordwestdeutschland unklar: 'Nothing is known about its current status'. Ein Grund ist sicherlich die schwierige Abgrenzung im Freiland zu ähnlichen Arten.

Im Sommer 2010 wurden im Rahmen einer Pilotstudie zur 'Schnellerfassung nicht-heimischer Arten' gesammelte fertile Rotalgen aus Wilhelmshaven und Hörnum/Sylt aufgrund morphologischer Merkmale (s. Foto) *Melanothamnus harveyi* zugeordnet (LACKSCHEWITZ et al. 2011a). Dort, wie auch im Hafen von List/Sylt, wurden sie in den darauffolgenden Jahren regelmäßig im Bewuchs der Schwimmpontons gefunden. Sehr wahrscheinlich ist die Art an der deutschen Nordseeküste relativ verbreitet, ist aber im Freiland makroskopisch nur schwer von ähnlichen Arten abzugrenzen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl.

Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010

Deutschland: KORNMANN & SAHLING 1983, LACKSCHEWITZ et al. 2011a

Norwegen: WALLENTINUS 2002

Schweden: NYBERG 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: NIELSEN 2005

Schweden: weit verbreitet an der schwedischen Westküste bis ins nördliche Kattegat (www.havochvatten.se/frammandearter)

Zur Biologie und Ökologie:

Systematische und taxonomische Unklarheiten innerhalb dieser Gruppe und die in der Vergangenheit verwirrenden Benennungen lassen rückwirkend die Festlegung einer Verbreitung kaum zu. Mikroskopisch kann die Art durch die Anordnung der Chloroplasten an den radialen Wänden der peraxialen Zellen erkannt werden (MAGGS & HOMMERSAND 1993) sowie an morphologischen Strukturen der Spermatangien bei fertilen Pflanzen (ENO et al. 1997) (s. Foto).

Die Alge wächst sehr erfolgreich sowohl epiphytisch als auch epizoisch und besiedelt künstliche Hartsubstrate im Eu- und Sublitoral. Dabei toleriert sie einen weiten Temperaturbereich. Metabolite schützen *Melanothamnus harveyi* vor übermäßiger Beweidung z. B. durch *Littorina* (MAGGS & STEGENGA 1999).

Auswirkungen und invasives Potential:

Melanothamnus harveyi kommt als Bewuchsart sowohl epiphytisch und epizoisch als auch auf

künstlichen Hartsubstraten wie Tauen, Schiffs- und Fischereizubehör und Pontons vor (MAGGS & STEGENGA 1999) und kann mit mobilen Ausstattungsgegenständen leicht verbreitet werden.

WALLENTINUS (2002) bezeichnet die Alge als invasiv, jedoch bezweifeln GITTENBERGER et al. (2010) nachhaltige Auswirkungen auf die Ökologie des Wattenmeeres durch diese vergleichsweise kleinwüchsige Alge. SAVOIE & SAUNDERS (2015) verweisen auf mögliche Hybridisierungen mit Folgen für die heimischen Arten.

Literatur: ENO et al. 1997, GITTENBERGER et al. 2010, GOLLASCH & NEHRING 2006, ICES 2007, KERCKHOF et al. 2007, KIM & YANG 2006, KORN-MANN & SAHLING 1977/1983, LACKSCHEWITZ et al. 2011a, MAGGS & HOMMERSAND 1993, MAGGS & STEGENGA 1999, MCLVOR et al. 2001, NIELSEN 2005, NYBERG 2007, SAVOIE & SAUNDERS 2015, WALLENTINUS 2002, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-neosiphonia-harveyi-japansk-rodslick.pdf (havochvatten.se) (update 02.12.2014)

4.2. Phaeophyceae (Braunalgen)

Colpomenia peregrina Sauvageau 1927

Colpomenia peregrina ist eine auffällige Braunalge mit unverwechselbarem Habitus, die in mehreren Nordsee-Anrainerstaaten etabliert ist. Der Thallus besteht aus einer gasgefüllten Blase, wodurch sie an der Wasseroberfläche flottierend verdriften kann. Die Alge ist weltweit verbreitet, und nach neueren molekularen Untersuchungen liegt ihr Ursprung im Nordwestpazifik. An der deutschen Nordseeküste kennt man nur von Helgoland Vorkommen seit 2014.



Der Thallus von *Colpomenia peregrina* (Bildmitte) besteht aus einer gasgefüllten Blase. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von R. Kühlenkamp)

Andere Namen in der Literatur:

Colpomenia sinuosa (Mertens ex Roth) Derbès & Solier 1851

Deutscher Name: Austerndieb

Englischer Name: oyster thief, sea potato

Status: Nicht-heimische Art, 2014 i. d. Nordsee (Helgoland)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: *Colpomenia peregrina* ist weltweit verbreitet (GREEN-GAVRIELIDIS et al. 2019). Ihr Ursprungsgebiet wurde lange Zeit kontrovers diskutiert. Sowohl die Atlantikküste Nordamerikas (FLETCHER & FARRELL 1999, WOLFF 2005), von wo aus sie zusammen mit Austern (*Crassostrea virginica*) gegen Ende des 19. Jh. eingeschleppt worden sein könnte, als auch die nordamerikanische Pazifikküste bzw. der Pazifik wurden als ‚Native Range‘ genannt (ENO et al. 1997, MINCHIN et al. 2013). Inzwischen deuten

molekulare Untersuchungen darauf hin, dass der Ursprung von *Colpomenia peregrina* im Nordwestpazifik in koreanischen Gewässern zu suchen ist (GREEN et al. 2012, LEE et al. 2014). Eine Einschleppung in den nordeuropäischen Raum erfolgte demnach direkt aus dem Nordwestpazifik, während die nordwestatlantische Küste (USA und Kanada) sekundär von Europa aus besiedelt wurde (LEE et al. 2014).

Vektor: Unbekannt; vielfach ist angenommen worden, dass *C. peregrina* von der amerikanischen West- an die Ostküste verfrachtet wurde und anschließend mit Amerikanischen Austern (→ *Crassostrea virginica*) nach Europa gelangte (ENO et al. 1997, FLETCHER & FARRELL 1999, GOULLETQUER et al. 2002). Folgt man den molekularen Daten ist *C. peregrina* aber aus dem Nordwestpazifik direkt nach Nordwesteuropa gelangt. Dadurch entfallen Austertransporte als primärer Vektor, da es direkte Importe von Austern aus dem Nordwestpazifik nach Europa zu Beginn des 20. Jh. nicht gab (WOLFF & REISE 2002). Damit ist ein Transport mit Schiffen am wahrscheinlichsten.

Sekundäre Verbreitung von Thalli und/oder reproduktiver Stadien können dagegen auch auf Austern oder flottierend mit Meeresströmungen erfolgen (COTTON 1908, ENO et al. 1997, LEE et al. 2014). Da *Colpomenia* überwiegend epiphytisch auf anderen Algen wie z. B. *Sargassum muticum* wächst, ist auch eine Verbreitung mit driftenden Großalgen nicht ausgeschlossen (LEE et al. 2014).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2014 (R. KUHNENKAMP, pers. Mitt. 2020 nach Mitt. A. WAGNER und I. BARTSCH)
Die Angabe ‚1905‘ bei GOLLASCH & NEHRING (2006) dürfte eine Verwechslung sein, da die Alge zu diesem Zeitpunkt erstmals in Nordeuropa an der französischen Küste auftrat (COTTON 1908, FLETCHER & FARRELL 1999, GOULLETQUER et al. 2002).

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Zunächst war angenommen worden, dass die 1906 (rückwirkend 1905) erstmals in Nordfrankreich auftretende *Colpomenia* (COTTON 1908) mit der seit langem aus dem Mittelmeer und von der spanischen Atlantikküste bekannten Art

Colpomenia sinuosa identisch ist. Daher wurde auch eine Einschleppung nach Nordeuropa aus dem Mittelmeer mit Schiffen oder Aquakulturorganismen in Betracht gezogen. Erst Sauvageau stellte fest, dass sich die in der Bretagne und Normandie vorkommende Alge deutlich unterschied und beschrieb diese nördlichere Form als *Colpomenia peregrina* (BLACKLER 1967, GREEN et al. 2012). *Colpomenia peregrina* wanderte anschließend auch ins Mittelmeer ein, wo sich ihre Anwesenheit seit spätestens 1939 belegen lässt (BLACKLER 1967).

An den nordostatlantischen Küsten breitete *C. peregrina* sich schnell aus und kam bereits 1906 und 1907 an mehreren Stellen in der Bretagne und Normandie vor. Schon 1907 wurde sie ebenfalls an der südinglischen Küste in Torquay (Devon) nachgewiesen (COTTON 1908). Vorkommen von der Nordseeküste der britischen Inseln werden nach LUND (1949a) aber erst ab 1939 gemeldet. Der erste Nachweis aus den Niederlanden datiert von 1921, wo sie inzwischen stellenweise häufig und etabliert ist (WOLFF 2005). 1948 sammelte LUND (1949a) sie an der norwegischen Westküste nahe Bergen, allerdings stellte sich später durch Herbarmaterial heraus, dass die Alge bereits 1933 in diesem Gebiet vorkam und mit *Leathesia difformis* verwechselt worden war (BRAARUD 1950). Der erste Nachweis an der schwedischen Westküste erfolgte nach NYBERG (2007) 1950 im Skagerrak.

An der deutschen Nordseeküste, wo die Alge lange erwartet worden war, dauerte es bis 2014, bis *Colpomenia peregrina* im Seglerhafen von Helgoland und im Felswatt entdeckt wurde (R. KUHNENKAMP, pers. Mitt. 2020 nach M. BABU- DER und A. WAGNER). Ein erneuter Nachweis für Helgoland erfolgte 2017 durch D. HANELT (R. KUHNENKAMP, pers. Mitt. 2021).

Für dänische Gewässer stammt ein erster Fund bereits von 1939 aus dem westlichen Limfjord (BLACKLER 1967 nach LUND 1945; die Originalliteratur konnte nicht eingesehen werden). NIELSEN (2005) und THOMSEN et al. (2007a) begrenzen das Vorkommen für die dänische Ostsee auf das nördliche Kattegat und den Limfjord, und die schwedische Datenbank www.havochvatten.se/frammandearter nennt die schwedische Westküste bis in die Beltsee. Eine Einwanderung in die zentrale Ostsee scheint aufgrund des abnehmenden Salzgehaltes unwahrscheinlich.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: LUND 1949a, MINCHIN et al. 2013

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: D. HANELT, pers. Mitt. 2018 an www.neobiota-plattform.de

Norwegen: LUND 1949a, BRAARUD 1950

Schweden: NYBERG 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjörd):

Dänemark: LUND 1949a, NIELSEN 2005, THOMSEN et al. 2007a

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Zur Biologie und Ökologie:

Durch ihren auffälligen Habitus in Form einer gasgefüllten Blase ist *Colpomenia peregrina* nahezu unverwechselbar. Lediglich die native Braunalge *Laethesia difformis*, die vereinzelt an der deutschen Nordseeküste auftritt, gleicht ihr. Jedoch sind die Thalli von *Colpomenia* von anderer Textur und die Wände der Gasblase dünner (anhand morphologischer Querschnitte werden Unterschiede deutlich). Speziell zu Beginn der Ausbreitung von *C. peregrina* sind die Arten mehrfach verwechselt worden. *Colpomenia peregrina* misst normalerweise zwischen 7 und 9 cm, kann aber auch 20 bis 25 cm groß werden ([schwedische Datenbank](#)). Die Alge vermehrt sich schnell und hat keine natürlichen Fressfeinde. In gemäßigten Breiten ist sie weltweit verbreitet (ENO et al. 1997, GREEN-GAVRIELIDIS et al. 2019).

Die Art durchläuft einen heteromorphen Lebenszyklus mit einem krustenförmigen Sporophyten und dem auffälligen ballonartigen Gametophyten, der häufig epiphytisch oder epilithisch wächst. Neben subtidalen Vorkommen kann *Colpomenia* auch im Tidenbereich auftreten und ist daher relativ tolerant gegenüber physikalischen Stressoren wie Austrocknung, Salinitätsschwankungen und Temperatur. Unterhalb von 5 °C ist das Wachstum allerdings stark eingeschränkt, verglichen mit der Rate bei 13 bis 20 °C. Diese Kälteempfindlichkeit würde auch die von GREEN-GAVRIELIDIS et al. (2019) beobachtete Ausbreitungsrichtung von Nord nach Süd an der amerikanischen Ostküste erklären, die sich entgegen dem durch die Klimaerwärmung erwarteten Trend vollzieht.

Das relativ späte Erscheinen an der deutschen Nordseeküste ist möglicherweise einem Mangel an geeigneten Habitaten geschuldet. Die ausgedehnten Sedimentküsten der Watten und Ästuare bieten Algen generell wenig geeigneten Lebensraum verglichen mit den langgestreckten Felsküsten anderer Länder. Die sich im Freiland ausdehnende Pazifische Auster (→ *Magallana gigas*) könnte als Substrat eine Ansiedlung von *Colpomenia* sowie generell der Algenflora begünstigen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Allgemein geht man von keinen gravierenden Folgen für die Umwelt aus, auch wenn Epiphyten sich i. Allg. negativ auf ihre Basibionten auswirken, indem sie mit ihnen um Licht und Nährstoffe konkurrieren. Andererseits schaffen sie neue Habitate, die zu einer erhöhten Biodiversität führen können.

Von der französischen Küste ist aus früheren Jahren bekannt, dass *Colpomenia*, die auf Hartsubstraten wie z. B. Muschelschalen wächst, durch ihren gasgefüllten Thallus bei entsprechender Größe oder Anzahl der anhaftenden Individuen aufschwimmen und mit der Muschel verdriften kann (daher der englische Name 'oyster thief'). Berichte darüber existieren vom Beginn des 20. Jh. aus Frankreich (COTTON 1908). Nach ENO et al. (1997) ist dieses Phänomen in Großbritannien allerdings noch nicht beobachtet worden, was auf geänderte Methoden in den Austernzuchten zurückzuführen sein mag. Da die Austernzucht an der deutschen Küste nur eine marginale Rolle spielt und die Kulturaustern in Netzbeuteln wachsen spielt dieses Phänomen an der deutschen Küste keine Rolle, selbst wenn sich die Alge etablieren und ausbreiten sollte.

Literatur: BLACKLER 1967, BRAARUD 1950, COTTON 1908, ENO et al. 1997, FLETCHER & FARRELL 1999, GOLLASCH & NEHRING 2006, GOULLETQUER et al. 2002, GREEN et al. 2012, GREEN-GAVRIELIDIS et al. 2019, LEE et al. 2014, LUND 1949a, MINCHIN et al. 2013, NIELSEN 2005, NYBERG 2007, THOMSEN et al. 2007a, WOLFF 2005, WOLFF & REISE 2002

www.havochvatten.se/frammandearter,
schwedische Datenbank, Datenblatt
[faktablad-colpomenia-peregrina-ostrontjuv.pdf](#)
(havochvatten.se) (update 21.02.2021)
www.neobiota-plattform.de (28.03.2019)

Fucus distichus* ssp. *edentatus (Bachelot Pylaie) H.T.Powell 1957/
F. edentatus*/*F. evanescens

Taxonomie und Systematik dieser Braunalge sind uneinheitlich und nicht abschließend geklärt. POWELL (1957) fasste *Fucus*-Spezies, die in ihrer Morphologie das Merkmal ‚Caecostomata‘ (kleine geschlossene Hohlräume im oberen Abschnitt der Thalli) aufweisen, zu insgesamt vier Unterarten in einem *Fucus distichus*-Komplex zusammen. Diese sind an ihren Verbreitungsgrenzen morphologisch klar voneinander zu trennen, aber insgesamt von hoher Plastizität, und in Übergangsarealen treten Zwischenformen auf (POWELL 1957, TWIGG 2011). Zwei dieser Unterarten wurden als *F. distichus* ssp. *evanescens* und *F. distichus* ssp. *edentatus* bezeichnet. RICE & CHAPMAN (1985) entgegneten, dass der Komplex aus distinkten Arten eines morphologisch äußerst variablen Tanges besteht. Dabei wurden die Unterarten ssp. *evanescens* und ssp. *edentatus* zur Art *Fucus evanescens* zusammengefasst.

Nachfolgend wurde diese Nomenklatur revidiert und *F. evanescens* wieder in die Unterarten *F. distichus* ssp. *evanescens* und *F. distichus* ssp. *edentatus* aufgespalten. Diese Terminologie findet sich auch bei GUIRY (2020) in <http://www.algaebase.org>. LAUGHINGHOUSE et al. (2015) bezeichnen diese Unterarten aber als Morphotypen von *F. distichus*, die sich durch Adaptation an unterschiedliche geographische Regionen entwickelt haben und untereinander hybridisieren.

Ab 1990 breitete sich in der Ostsee zunehmend eine Art aus, die als *Fucus evanescens* (nach RICE & CHAPMAN 1985) bezeichnet wurde (SCHUELLER & PETERS 1994). DIETRICH & SCHUBERT (2017) zeigten später durch morphologische Vergleiche, dass es sich in der deutschen Ostsee um *F. distichus* ssp. *edentatus* handelt. Nach A. DIETRICH (IfAÖ, pers. Mitt. 2020) kommt *F. distichus* ssp. *evanescens* in der deutschen Ostsee nicht vor. Aufgrund der meist unklaren Taxonomie werden im nachfolgenden Text neben *F. distichus* ssp. *edentatus* (*F. edentatus*) ebenfalls Angaben zu Vorkommen von *Fucus evanescens* speziell in der Ostsee berücksichtigt. In der Regel kann hier nicht beurteilt werden, auf welche Unterart sich die Aussagen beziehen.

Der erste sichere Nachweis für *F. evanescens* an der deutschen Ostseeküste stammt von 1990 aus der Flensburger Förde (SCHUELLER & PETERS 1994). Während der Tang an vielen Küstenabschnitten der schleswig-holsteinischen Ostsee und im östlichen Bereich des Nord-Ostsee-Kanals dichte Bestände bildet, limitiert die Abhängigkeit der Reproduktion vom Salzgehalt möglicherweise die weitere Ausbreitung in der Ostsee. Die östlichsten Fundmeldungen kommen z. Zt. aus dem Gebiet von Warnemünde und dem Strelasund. Aus der deutschen Nordsee sind keine Vorkommen bekannt.



Der Tang *Fucus evanescens*/*F. edentatus* in der Ostsee; links: Klauentang in der Kieler Förde (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von D. Schories), rechts: die Mittelrippe verschwindet an den Enden der dichotom verzweigten Äste (Foto K. Reise nach Material von A. Dietrich, IfAÖ).

Andere Namen in der Literatur:

Fucus distichus L.

Fucus edentatus Bachelot Pylaie 1830

Fucus evanescens C.Agardh

Fucus inflatus var. *edentatus* (Bachelot Pylaie) Rosenvinge

Für eine Liste synonymisierter Namen s.

WoRMS - World Register of Marine Species -

Fucus distichus subsp. *edentatus* (Bachelot Pylaie) H.T.Powell, 1957 und

Fucus distichus subsp. *edentatus* (Bachelot Pylaie) H.T.Powell 1957 :: Algaebase,

http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=18936

Deutscher Name: Klauentang

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Ostsee)

Lebensraum: Brackwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: *Fucus evanescens* wird als zirkumpolare Art der arktischen Ozeane beschrieben (WIKSTRÖM et al. 2002, ROMOTH et al. 2019 nach POWELL 1957, LAUGHINGHOUSE et al. 2015). Das Ursprungsgebiet wird sowohl im arktischen Nordatlantik verortet (WALLENTINUS 2002, THOMSEN et al. 2007a) als auch im Nordpazifik (FLETCHER & FARRELL 1999, JUETERBOCK et al. 2016).

Vektor: Unbekannt; GOLLASCH & NEHRING (2006) vermuten Schiffsverkehr.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern: Nordsee: -

Ostsee: 1990 in der Flensburger Förde (SCHUELLER & PETERS 1994)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Vor den 1920er Jahren waren europäische Vorkommen von *Fucus evanescens* auf den östlichen Nordatlantik mit Island, Faröer- und Shetlandinseln, die Westküste Norwegens und den Oslofjord begrenzt (SCHUELLER & PETERS 1994). FLETCHER & FARRELL (1999) vermuten, dass *F. evanescens* möglicherweise schon etwa 100 Jahre früher aus dem Pazifik eingeschleppt wurde.

Für die Nordsee ist neben den Vorkommen auf den Shetlandinseln und an der norwegischen Küste ein Nachweis vom nordschottischen Festland von 1970 bekannt (SCHUELLER & PETERS

1994). Driftende Exemplare an der dänischen Skagerrakküste (NIELSEN 2005) könnten ihren Ursprung möglicherweise auch an der norwegischen Küste haben, wo der Tang bereits 1894 im Oslofjord vorkam (WIKSTRÖM et al. 2002). Für die südliche Nordsee wird die Art in nationalen Neobiotisten weder bei WOLFF (2005) für die Niederlande oder KERCKHOF et al. (2007) für Belgien erwähnt, noch erscheint *F. evanescens* in der Liste Helgoländer Algen (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000).

Für die schwedische Küste gelten Nachweise von 1924 bei Fjällbacka (Bohuslän) als Ort und Zeitpunkt des Erstfundes. Dieser Standort an der schwedischen Skagerrak-Küste wird dem Gebiet der Nordsee zugerechnet (HYLMÖ 1933, als *F. inflatus*), wohingegen weitere Nachforschungen des Autors auch zu südlicheren Vorkommen im Kattegat führten. Von diesen muss ein Nachweis in Varberg vom Mai 1928 als Erstfund für die Ostsee angesehen werden (HYLMÖ 1933).

Im Verlauf der folgenden Jahrzehnte breitete sich der Tang (als *F. edentatus* = *F. inflatus* var. *edentatus*) vermutlich natürlich nach Süden bis in den Öresund nach Kopenhagen (1948) aus (LUND 1949b) und wurde 1955 aus Malmö gemeldet (SCHUELLER & PETERS 1994).

An der deutschen Ostseeküste wird *Fucus evanescens* erstmals 1990 im Rahmen eines Monitorings (als *F. distichus*) in der Flensburger Förde nachgewiesen (SCHUELLER & PETERS 1994).

Vorher wird die Alge von keinem Autor für den deutschen Abschnitt der Ostsee erwähnt, auch wenn unklare Funde aus der Kieler Förde ein mögliches früheres Vorkommen nicht ausschließen (SCHUELLER & PETERS 1994). 1993 finden die Autoren *F. evanescens* als isolierte Bestände (patchy distribution) entlang der Kieler Förde und in angrenzenden Küstenabschnitten.

Bei einer Kartierung an der schleswig-holsteinischen Ostküste, von der Flensburger Innenförde bis in die östliche Hohwachter Bucht, dokumentierten FÜHRHAUPTER et al. (2008) ein Fehlen von *F. evanescens* nur bei Fehmarn und in der Lübecker Bucht. Der Nord-Ostsee-Kanal wird bis ca. 8 km westlich der Holtenauer Schleuse (Kiel) besiedelt, wo die Salinität unter 12,5 fällt. Die heimische Art *F. vesiculosus* fehlt dagegen im Kanal (STEINHAGEN et al. 2019a).

2015 wurden zunächst Driftexemplare, später auch festgewachsene *Fucus*-Thalli im Gebiet von Rostock/Warnemünde entdeckt (DIETRICH & SCHUBERT 2017, ROMOTH et al. 2019). DIETRICH & SCHUBERT (2017) kommen aufgrund morphologischer Merkmalsvergleiche zu dem Schluss, dass es sich dabei innerhalb des *F. distichus* Artenkomplexes nicht um die Unterart *F. distichus* ssp. *evanescens*, sondern um *F. distichus* ssp. *edentatus* (*F. edentatus*) handelt. Auch die 2017 im Hafen von Kiel nachgewiesenen Individuen werden *F. edentatus* zugeordnet (SCHANZ et al. 2018). Nach A. DIETRICH (pers. Mitt. 2020) kommt *F. distichus* ssp. *evanescens* in der deutschen Ostsee nicht vor.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: SCHUELLER & PETERS 1994

Dänemark: Driftfunde (NIELSEN 2005)

Norwegen: SCHUELLER & PETERS 1994, WIKSTRÖM et al. 2002

Schweden: HYLMÖ 1933, SCHUELLER & PETERS 1994

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: HYLMÖ 1933, WIKSTRÖM et al. 2002

Dänemark: LUND 1949b, NIELSEN 2005, THOMSEN et al. 2007a, ROMOTH et al. 2019

Deutschland: SCHUELLER & PETERS 1994, DIETRICH & SCHUBERT 2017, FÜHRHAUPTER et al. 2008, ROMOTH et al. 2019, STEINHAGEN et al. 2019a

Zur Biologie und Ökologie:

Die 10 - 25 cm langen Thalli dieser Alge ähneln *Fucus vesiculosus*, besitzen aber keine Blasen und schmalere, dichotom verzweigte Äste mit flacher Mittelrippe, die zum Ende hin ganz verschwindet. Subterminale reproduktive Abschnitte der Rezeptakel werden apikal von vegetativen Bereichen überwachsen. Für eine Übersicht und morphologische Vergleiche der *Fucus*-Arten bzw. -Unterarten s. SCHUELLER & PETERS (1994) und DIETRICH & SCHUBERT (2017). Die Alge kann bei unterschiedlichen Salinitäten in verschiedenen Morphen auftreten (ROMOTH et al. 2019).

Mit ihrer vertikalen Verbreitung vom mittleren bis in das obere Litoral besetzt die Art einen ähnlichen Siedlungsraum wie *F. vesiculosus*, *F. serratus* und *Ascophyllum nodosum*. Dabei bevorzugt sie konkurrenzarme Standorte bis zu

10 m Tiefe wie auch eutrophierte Gewässer mit geringem Wasseraustausch (SCHUELLER & PETERS 1994). Sie besiedelt vorrangig künstliche Hartsubstrate wie Molen, Buhnen und Wellenbrecher (FÜHRHAUPTER et al. 2008). Wo heimische *Fucus*-Bestände durch Eutrophierung stark dezimiert sind, kann *F. evanescens* freiwerdende Räume nutzen (STEINHAGEN et al. 2019a).

In der Ostsee kommt *Fucus evanescens*/*Fucus distichus* ssp. *edentatus* in einem Salinitätsbereich von 5 - 30 vor, wobei das Optimum etwa bei 20 liegt. Unter einem Salzgehalt von 8 - 10 findet keine Reproduktion mehr statt, so dass die Ausbreitung in die östliche Ostsee unwahrscheinlich ist (WIKSTRÖM et al. 2002). Allerdings zeigen RÖNNBÄCK et al. 2007 (in STEINHAGEN et al. 2019a), dass *F. evanescens* sich offenbar bis zu einer Salinität von 4 ansiedeln kann, was durch Untersuchungen von ROMOTH et al. (2019) bestätigt wird. Insofern scheint die vegetative Phase der Alge durch eine niedrige Salinität in ihrer Ausbreitung weniger limitiert zu sein. Die Autoren halten eine zunehmende Akklimatisierung der Art an die niedrigeren Salinitäten und damit zukünftig eine weitere Ausbreitung in die Ostsee für möglich.

Auswirkungen und invasives Potential:

Da sich die Lebensräume von *Fucus evanescens* und *F. vesiculosus* in Teilen überlappen, ist eine Konkurrenz beider Arten nicht auszuschließen (ROMOTH et al. 2019). Durch Abwehrstoffe verhindert *Fucus evanescens* recht effektiv die Beweidung des Thallus durch ‚grazer‘ und das Wachstum von Epiphyten. Sofern es zu Konkurrenz und Verdrängung von Arten mit ähnlichen Ansprüchen im Lebensraum käme (z. B. von *Fucus vesiculosus*), würde damit auch eine reduzierte oder veränderte Biodiversität einhergehen (WIKSTRÖM & KAUTSKY 2004). Andererseits schafft das opportunistische Vorkommen an ansonsten artenarmen Standorten neue Habitate für assoziierte Arten. Hybridisierung ist ein häufiges Phänomen innerhalb der Gattung *Fucus* (DIETRICH & SCHUBERT 2017). COYER et al. (2002) fanden Hybride von *F. evanescens* x *Fucus serratus* im Freiland, was die Möglichkeit neuer Artbildung mit noch unbekannten Folgen eröffnet.

Darüber hinaus sind keine weiteren negativen Auswirkungen bekannt, und die Art gilt als nicht invasiv (WALLENTINUS 2002).

Literatur: BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, COYER et al. 2002, DIETRICH & SCHUBERT 2017, FLETCHER & FARRELL 1999, FÜHRHAUPTER et al. 2008, GOLLASCH & NEHRING 2006, GUIRY 2020, HYLMÖ 1933, JÜETERBOCK et al. 2016, KERCKHOF et al. 2007, LAUGHINGHOUSE et al. 2015, LUND 1949b, NIELSEN 2005, POWELL 1957, RICE & CHAPMAN 1985, ROMOTH et al. 2019, SCHANZ et al. 2018, SCHUELLER & PETERS 1994, STEINHAGEN et al. 2019a, THOMSEN et

al. 2007a, TWIGG 2011, WALLENTINUS 2002, WIKSTRÖM et al. 2002, WIKSTRÖM & KAUTSKY 2004, WOLFF 2005

Datenblatt aus GUIRY & GUIRY 2021 (algaebase) http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=18936

Fucus distichus subsp. *edentatus* (Bachelot Py-laie) H.T.Powell 1957 :: Algaebase

Saccharina japonica* (Areschoug) C.E.Lane, C.Mayes, Druehl & G.W.Saunders 2006

Die pazifische Großalge *Saccharina japonica* (*Laminaria ochotensis* Miyabe, 1902) wurde 1980 und 1981 in wissenschaftlichen Kreuzungsexperimenten im Freiland vor Helgoland eingesetzt (BOLTON et al. 1983, FLETCHER & FARRELL 1999). Die Individuen wurden jedoch in nicht-ferilem Zustand wieder entfernt, und große Sorgfalt wurde auf das Vermeiden unkontrollierter Ausbreitung verwendet (BOLTON et al. 1983, WALLENTINUS 1999a).

Bei diesen Versuchen kamen auch *Laminaria longicruris* von der kanadischen Atlantikküste sowie *L. saccharina* (gültiger Name *Saccharina latissima*) von verschiedenen europäischen und nicht-europäischen Standorten zur Anwendung.

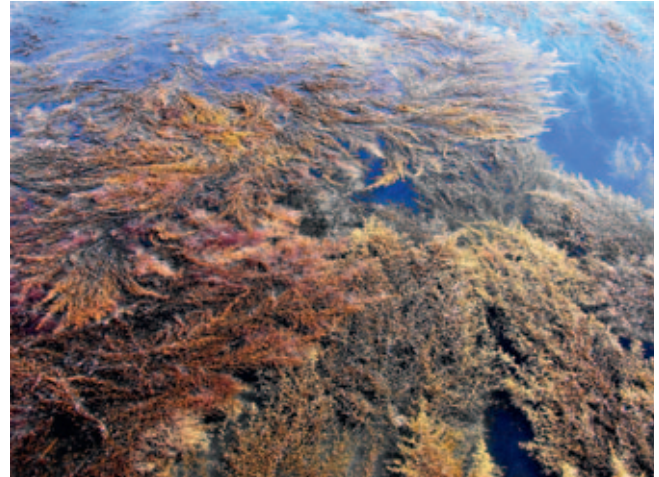
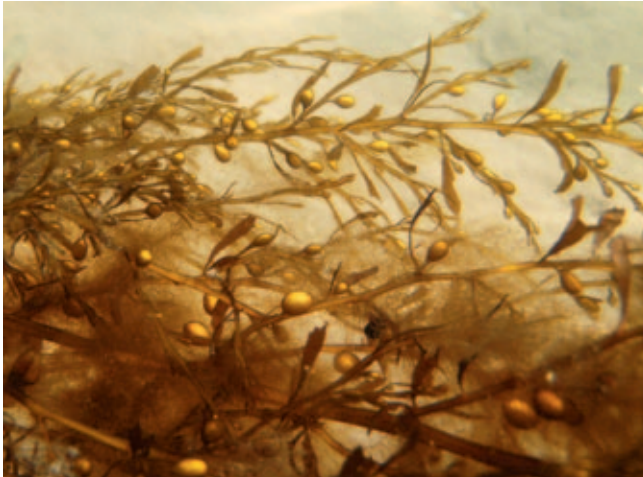
Keine der experimentell eingesetzten Algen hat sich im Freiland angesiedelt (FLETCHER & FARRELL 1999). Entsprechend wird die Alge nicht in der Liste Helgoländer Makroalgen geführt (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000) und gilt als **nicht etabliert**.

Die reinen japanischen Stämme von *L. ochotensis* wuchsen unter den Bedingungen bei Helgoland schlecht, jedoch entwickeln sich Hybride mit *L. saccharina* (*Saccharina latissima*) normal (BOLTON et al. 1983).

Literatur: BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, BOLTON et al. 1983, FLETCHER & FARRELL 1999, WALLENTINUS 1999a

Sargassum muticum (Yendo) Fensholt 1955

In der deutschen Nordsee hat sich *Sargassum muticum* seit 1988 (Helgoland) bzw. 1993 (nordfriesisches Wattenmeer, Sylt) etabliert und bildet stellenweise ausgedehnte Wälder im flachen Sublitoral. Die große, auffällige Braunalge kann die neu besiedelten Lebensräume stark umstrukturieren. Die Konsequenzen scheinen uneinheitlich zu sein. Einschneidende negative Folgen konnten an der deutschen Küste bisher nicht beobachtet werden. Für die Küstengewässer der deutschen Ostsee gibt es keinen Nachweis.



Gasgefüllte Blasen (links) geben *Sargassum muticum* Auftrieb, deren Thalli dichte Bestände im flachen Sublitoral bilden können (rechts). (Fotos K. Reise)

Deutscher Name: Japanischer Beerentang
Englischer Name: Japweed, Japanese seaweed, Japanese wireweed, strangle weed

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik; Japan, China, Russland, Korea (FLETCHER & FARRELL 1999, JOSEFSSON & JANSSON 2011); inzwischen an der gesamten nordamerikanischen Pazifikküste von Alaska bis Mexiko verbreitet sowie an nordwesteuropäischen Küsten, im Mittelmeer und an der nord-afrikanischen Küste (FLETCHER & FARRELL 1999, WALLENTINUS 1999b, SABOUR et al. 2013), nicht jedoch in der Antarktis und an der amerikanischen Ostküste (schwedische Datenbank www.havochvatten.se/frammandearter).

Vektor: Primär weltweit mit Austertransporten verbreitet, sekundär auch durch Verdriftung von Thalli und Fragmenten mit Meeresströmungen. Nach Europa mit Austern aus Japan oder British Columbia eingetragen (CRITCHLEY et al. 1983, ENO et al. 1997, FLETCHER & FARRELL 1999, WALLENTINUS 1999b, WOLFF 2005). Zusätzlich werden Schiffsbewuchs und -transport von Sporen, jungen Thalli und/oder Thallusfragmenten durch

Schiffe und deren Ausrüstung vermutet (KREMER et al. 1983, WALLENTINUS 1999).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1988, Helgoland (KORNMANN & SAHLING 1994, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000,); bereits 1981/1982 angespülte Thalli auf ostfriesischen Inseln (KREMER et al. 1983)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Sargassum muticum wurde im Februar 1973 erstmals in Europa auf der Isle of Wight, (Süd-England) festgewachsen entdeckt (FARNHAM et al. 1973). Es wird allgemein angenommen, dass die Alge unbeabsichtigt mit japanischen oder kanadischen Austertransporten nach Frankreich gelangte, von wo aus driftende Thalli England erreichten (KREMER et al. 1983, FLETCHER & FARRELL 1999, WALLENTINUS 1999b). Schon 1971 war Driftmaterial unbekannten Ursprungs nahe Portsmouth (Festlandsküste gegenüber der Isle of Wight) aufgetaucht (dieses Datum wird bei ENO et al. 1997 angegeben und von WOLFF 2005 zitiert). Es wurde spekuliert, dass sich die Alge bereits ein Jahr früher oder sogar schon Ende der 1960er Jahre angesiedelt hatte (CRITCHLEY et al. 1983).

Erste Funde von der nordfranzösischen Kanal-küste erfolgten 1975 aus Caen (Normandie) und 1976 nahe Boulogne-sur-mer. Offenbar gab es jedoch mündliche Hinweise auf Vorkommen auch schon vor 1974 (GRAY & GARETH JONES 1977).

An der belgischen Küste wurden festgewachsene *Sargassum*-Pflanzen erstaunlicherweise erst ab 1999 (Zeebrügge) gefunden, obwohl schon seit 1972 fertile Fragmente an den Küsten angetrieben worden waren (KERCKHOF et al. 2007).

Ab 1977 fand man zunehmend größere Mengen angespülter *Sargassum*-Thalli an der niederländische Küste, und 1980 entdeckte man die ersten festgewachsenen Pflanzen auf Texel und an verschiedenen Küstenabschnitten (KREMER et al. 1983, WOLFF 2005). Inzwischen kommt der Japanische Beerentang im Sublitoral des westlichen niederländischen Wattenmeeres verbreitet vor (GITTENBERGER et al. 2010, 2015).

In den darauffolgenden Jahren wurde die deutsche Nordseeküste erreicht. KREMER et al. (1983) berichten von wiederholten Funden angespülter Thalli an den Stränden von Borkum, Norderney und Mellum in den Jahren 1981 und 1982. 1988 wurden dann erste festgewachsene Pflanzen im Helgoländer Südhafen entdeckt (KORN-MANN & SAHLING 1994). Ab 1993 etablierte sich der Japanische Beerentang zunehmend auch im Sylter Wattenmeer (SCHORIES & ALBRECHT 1995), wo er mancherorts dichte Bestände im flachen Sublitoral bildet (LANG & BUSCHBAUM 2010).

Bei KOLBE (2006) findet sich noch kein Nachweis für *Sargassum* an der niedersächsischen Wattenmeerküste, jedoch berichtet H. KUHBIER (pers. Mitt. 03. 2010) von einem Vorkommen in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre bei Minsener Oog/Oldeoog in der Jademündung (Buttloch). Inzwischen wächst *Sargassum* auf Muschel- und Austernbänken im ostfriesischen Wattenmeer (G. MILLAT, pers. Mitt. 18.03.2014, ROHDE et al. 2017).

In skandinavischen Gewässern kommt *Sargassum muticum* an den Küsten von Dänemark, Schweden und Norwegen vor.

In Norwegen, von wo schon 1984 Driftfunde und 1988 erste festgewachsene Pflanzen ge-

meldet wurden (RUENESS 1989), besiedelt *Sargassum* die Süd- und Westküste bis nördlich Bergen (Sognefjord) (WALLENTINUS 1999b, www.havochvatten.se/frammandearter).

NIELSEN (2005) und THOMSEN et al. (2007a) geben als Verbreitungsgebiet für die dänischen Gewässer den Limfjord, Skagerrak und Kattegat an. Bereits 1984 hatten sich erste Pflanzen im westlichen Limfjord angesiedelt (STÆHR et al. 2000), und seit 1992 hat sich die Alge im dänischen Kattegat etabliert (www.havochvatten.se/frammandearter).

1987 wurden festgewachsene Thalli der Braunalge im schwedischen Skagerrak gefunden (KARLSSON & LOO 1999, NYBERG 2007). Die Bestände breiteten sich nachfolgend südlich ins Kattegat und bis zum Eingang in den Öresund aus (NYBERG 2007).

Eine Einwanderung in die zentrale Ostsee ist aufgrund der abnehmenden Salinität unwahrscheinlich. Offenbar wirken Salinitäten unterhalb von 17 - 20 limitierend auf die Reproduktion, auch wenn vegetative Pflanzen niedrigere Salinitäten tolerieren (KARLSSON & LOO 1999, WALLENTINUS 1999b). Zusätzlich führen KARLSSON & LOO (1999) für die schwedischen Küstenabschnitte nördlich des Öresund die dort vorherrschenden nordwärts gerichteten Meeresströmungen an, die einer Verdriftung nach Süden entgegenwirken, sowie einen Mangel an geeigneten Substraten.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: FARNHAM et al. 1973, CRITCHLEY et al. 1983, FLETCHER & FARRELL 1999

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010, 2015

Deutschland: BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, BUSCHBAUM 2005

Dänemark: WALLENTINUS 1999b, STÆHR et al. 2000, NIELSEN 2005

Norwegen: RUENESS 1989, WALLENTINUS 1999b

Schweden: KARLSSON & LOO 1999, NYBERG 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: NIELSEN 2005, THOMSEN et al. 2007a

Schweden: KARLSSON & LOO 1999, WALLENTINUS 1999b, NYBERG 2007

Zur Biologie und Ökologie:

Sargassum muticum ist eine große Braunalge, deren Länge mehrere Meter erreichen kann. Gasgefüllte Gewebekammern (Pneumatocysten) verleihen dem Thallus Auftrieb und halten ihn nicht nur an seinem Wuchsort aufrecht im Wasser, sondern begünstigen auch eine Verdriftung von abgerissenen Pflanzen oder Pflanzenteilen.

Neben der vegetativen Vermehrung über Fragmente und abgeworfene Seitenäste kann sich die Alge monözisch über Selbstbefruchtung reproduzieren, so dass verdriftete Thalli massenhaft mit Keimlingen besetzt sein können, die an anderen Orten neue Populationen initiieren.

Durch ihre geringe Trockenresistenz erstreckt sich die Verbreitung von der Niedrigwasserlinie bis in 1 - 2 m Tiefe im Sublitoral. Bei Salinitäten unter 20 scheint die Reproduktion stark beeinträchtigt zu sein, so dass Vorkommen im Brackwasser selten sind (KREMER et al. 1983, WALLENTINUS 1999b, BUSCHBAUM 2005, www.havochvatten.se/frammandearter).

Auswirkungen und invasives Potential:

Während der Initialphase einer Ansiedlung kann eine explosionsartige Ausbreitung der großen, mehrere Meter langen Braunalge stattfinden. Seit dem ersten Auftauchen an der deutschen Nordseeküste hat sich *Sargassum muticum* im flachen Sublitoral des Wattenmeeres fest etabliert und das Artenspektrum augenfällig verändert. Obwohl durch Größe und schnelles Wachstum sehr konkurrenzstark, konnte bisher eine Verdrängung heimischer Arten im deutschen Wattenmeer aber nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden (BUSCHBAUM 2005). Als Grund wird die geringe Überschneidung im Lebensraum angenommen, die im Watt höchstens mit *Fucus vesiculosus* forma *mytili* gegeben ist. Dieser hat sein Hauptverbreitungsgebiet jedoch auf Muschelbänken im Gezeitenbereich (ALBRECHT & REISE 1994), die von *Sargassum* wegen seiner geringeren Trockenresistenz gemieden werden. Die *Sargassum*-Bestände bieten in algenarmen Gebieten wie den Sedimentflächen des Wattenmeeres vielen Arten einen neuen Lebensraum und weisen eine höhere Diversität auf als sie im heimischen *Fucus vesiculosus* forma *mytili* zu finden ist (BUSCHBAUM 2005). Eine weitere Ausdehnung der Bestände ist an der deutschen Nordseeküste jedoch durch den Mangel an Haftsubstraten im Sublitoral begrenzt. Neben artifiziellen Hartstrukturen entstanden mit der Pazifi-

schen Auster (→ *Magallana gigas*) im Wattenmeer jedoch neue potentielle Ansiedlungsbereiche für *Sargassum*, die sonst heimischen Algen einen Ersatz für verloren gegangene Lebensräume, wie *Ostrea edulis*- und *Mytilus*-Bänke, bieten könnten (LANG & BUSCHBAUM 2010).

Sargassum muticum wird allgemein als IAS eingestuft (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or species) (z. B. WALLENTINUS 2002). Durch ihre Größe, effektive Reproduktion und schnelle Ausbreitung können die Algen um Ansiedlungssubstrat und Licht mit heimischen Arten konkurrieren. Selbst wenn sie den Artenreichtum nur marginal beeinträchtigen (STÆHR et al. 2000), können sie zu einer Reduzierung der Biomasse einzelner Arten führen und indirekte Effekte auf die Begleitflora und -fauna haben, überwiegend bedingt durch Beschattung vorher dominanter Arten (BRITTON-SIMMONS 2004, SÁNCHEZ et al. 2005, SALVATERRA et al. 2013).

Beeinträchtigungen ökonomischer Interessensbereiche sind möglich, wie z. B. die geringere Attraktivität touristisch genutzter Gebiete, wenn große Mengen verrottender Algen Strände bedecken. Durch ihre Größe können sich Algenstränge um die Schiffsschrauben von Sportbooten wickeln und diese dadurch manövrierunfähig machen bzw. Schiffs-, Hafen- oder Fischereistrukturen bewachsen (GRAY & GARETH JONES 1977, WALLENTINUS 1999b). Ein Versuch an der englischen Küste, die Alge wieder zu entfernen, schlug fehl (GRAY & GARETH JONES 1977).

Literatur: ALBRECHT & REISE 1994, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, BRITTON-SIMMONS 2004, BUSCHBAUM 2005, CRITCHLEY et al. 1983, ENO et al. 1997, FARNHAM et al. 1973, FLETCHER & FARRELL 1999, GITTENBERGER et al. 2010, 2015, GRAY & GARETH JONES 1977, JOSEFSSON & JANSSON 2011, KARLSSON & LOO 1999, KERCKHOF et al. 2007, KOLBE 2006, KORNMANN & SALING 1994, KREMER et al. 1983, LANG & BUSCHBAUM 2010, NIELSEN 2005, NYBERG 2007, ROHDE et al. 2017, RUENESS 1989, SABOUR et al. 2013, SALVATERRA et al. 2013, SÁNCHEZ et al. 2005, SCHORIES & ALBRECHT 1995, STÆHR et al. 2000, THOMSEN et al. 2007a, WALLENTINUS 1999b, 2002, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-sargassum-muticum-sargassosnarja.pdf (havochvatten.se) (update 20.11.2014)

Undaria pinnatifida (Harvey) Suringar 1873

Undaria pinnatifida ist eine pazifische Braunalge mit weltweiter Verbreitung. In Ostasien hat sie (unter dem Handelsnamen Wakame) große wirtschaftliche Bedeutung. Zunächst unbeabsichtigt ins Mittelmeer mit Austern eingeschleppt, wurde sie in den 1980er Jahren zu Kulturzwecken nach Nordfrankreich gebracht. Von dort breitete sie sich an andere nordwesteuropäische Küsten aus, an denen sie inzwischen etabliert ist und überwiegend als invasiv bewertet wird. 2016 wurden erstmals zahlreiche angespülte Thalli im nordfriesischen Wattenmeer bei Hörnum/Sylt gefunden, später auch festgewachsene Pflanzen auf Austernbänken. 2019 erschienen erste Individuen an Schwimmpontons im Hafen von Hörnum.



Sporophyten von *Undaria pinnatifida* können weit über 1 m Länge erreichen (oben). Auffällig sind die schleifenartig gefalteten Sporophylle im unteren Bereich fertiler Individuen (unten links). Thallus an einem Schwimmponten im Hafen von Hörnum (unten rechts). (Fotos D. Lackschewitz)



Deutscher Name: Wakame
Englischer Name: Wakame, Japanese kelp,
Asian kelp

Status: Nicht-heimische Art, seit 2016 i. d.
Nordsee (Sylt), (etabliert)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Im Nordwestpazifik in Südostrussland, Japan, Korea und China beheimatet, wo die Alge in den drei letztgenannten Ländern in großem Umfang kultiviert wird (MINCHIN & NUNN 2014, KRAAN 2017). Von dort ausgehend gelangte *Undaria* weltweit an viele Küsten beider Hemisphären und wurde sekundär weiterverbreitet.

Vektor: In Europa 1971 zunächst unbeabsichtigt mit japanischen Austern (→ *Magallana gigas*) in die Lagune von Thau (französisches Mittelmeer) eingeschleppt (MINCHIN & NUNN 2014, KRAAN 2017). In den 1980er und 1990er Jahren wurden dann Algen zu Kulturzwecken an verschiedene Abschnitte der europäischen Atlantikküste gebracht (MINCHIN & NUNN 2014), u. a. 1983 in die Bretagne (Frankreich) (FLOCH et al. 1996, FLETCHER & FARRELL 1999). Für die nachfolgende sekundäre Ausbreitung innerhalb Europas kommen unterschiedliche Wege in Frage. Der wahrscheinlich häufigste Vektor ist der Transport mit Sportbooten (EPSTEIN & SMALE 2018, SALAMON et al. 2020). Sporen oder Gametophyten können dabei auch einige Zeit außerhalb des Wassers (z. B. beim Trailern von Booten oder an deren Ausrüstung) überstehen (BOLLEN et al. 2017). Auch eine Verdriftung fertiler Sporophyten mit Strömungen oder durch Stürme ist möglich. Während einige Autoren einen Transport im Ballastwasser durchaus für denkbar halten (WALLENTINUS 1999c), schließen MINCHIN & NUNN (2014) diesen Weg wegen der ungünstigen Bedingungen in den Tanks weitgehend aus. Für die primäre weltweite Verbreitung scheint der Handel mit Aquakulturorganismen (Austern) die entscheidende Rolle gespielt zu haben.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2016, Hörnum/Sylt (SCHILLER et al. 2018)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Import von *Undaria* aus dem Mittelmeer in die Bretagne 1983 erfolgte in der Annahme, dass die Algen dort nicht reproduzieren können (KRAAN 2017). Erste Individuen im Freiland wurden jedoch bereits 1986 und 1987 entdeckt (FLETCHER & FARRELL 1999), die den Beginn einer Besiedlung nordwesteuropäischer Küsten darstellten. In Großbritannien erschienen 1994 erste Pflanzen im Hamble-Ästuar, nahe Southampton, die vermutlich mit Sportbooten eingeschleppt worden waren (FLETCHER & FARRELL 1999). In den 1990er Jahren setzte sich die Ausbreitung an die britische Nordseeküste bis zum Humber-Ästuar fort. Inzwischen ist *Undaria* in Großbritannien weit verbreitet und eine dominante Form in Häfen an der südwestlichen Küste (EPSTEIN & SMALE 2018). Im Ärmelkanal wurde Calais 1998 erreicht (LELIAERT et al. 2000), und von 1999 stammt ein erster Nachweis vom belgischen Hafen Zeebrugge (DUMOULIN & DE BLAUWE 1999). Ebenfalls 1999 fand man in den Niederlanden Individuen im Rheindelta bei Yerseke in stillgelegten Austernzuchtbecken (STEGENGA et al. 2007), und bis 2008 hatte *Undaria* sich im niederländischen Wattenmeer bei Terschelling angesiedelt (DE RUIJTER 2008). Für einige Jahre war dieses das östlichste bekannte europäische Vorkommen, bis im August 2016 zahlreiche, auch fertile Sporophyten am Süden der Insel Sylt bei Hörnum angetrieben wurden (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob., SCHILLER et al. 2018). Aufgrund der Menge und Größe der Thalli konnte man von einem größeren Vorkommen im Sublitoral des südlichen Sylter Wattenmeeres ausgehen. 2017 stellte man auf eulitoralischen Austernbänken bei Hörnum festgewachsene Individuen fest (SCHILLER et al. 2018), und 2019 tauchten die ersten Sporophyten mit Längen von bis zu 120 cm an den Schwimmstegen des Sportboothafens auf (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob.). Eine erhebliche Anzahl von Thalli wurde im Januar 2022 im Rantumer Wattenmeer (Sylt) in wassergefüllten Senken innerhalb von Austernbänken angetroffen (K. REISE, eigene Beob.).

Die nächstgelegene Population befindet sich im niederländischen Wattenmeer, ca. 250 km entfernt, und zwischen beiden Standorten sind keinerlei Vorkommen bekannt. Eine natürliche Ausbreitung von *Undaria* erfolgt recht langsam, und für die zurückgelegten Distanzen pro Jahr werden in der Literatur Strecken zwischen 100 m

(SCHILLER et al. 2018) und bis zu 10 km (SHAN et al. 2019) angegeben, so dass sich die Frage nach dem verantwortlichen Vektor für das Sylter Vorkommen stellt. Da vor Hörnum ausgedehnte Miesmuschelkulturen (*Mytilus edulis*) mit entsprechenden Schiffsbewegungen betrieben werden, die in der Vergangenheit auch mit Saatmuscheln anderen Ursprungs bestückt worden waren, war ein ursächlicher Zusammenhang zu vermuten. Genetische Analysen zeigten aber keine direkte Verbindung zwischen der Sylter Population und weiteren in der Studie untersuchten Individuen aus den Niederlanden, Frankreich, Großbritannien und China (SHAN et al. 2019).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: MINCHIN & NUNN 2014

Frankreich: LELIAERT et al. 2000

Belgien: DUMOULIN & DE BLAUWE 1999, LELIAERT et al. 2000

Niederlande: STEGENGA et al. 2007, DE RUIJTER 2008, GITTENBERGER et al. 2010

Deutschland: SCHILLER et al. 2018, SHAN et al. 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Alge durchläuft einen heteromorphen Lebenszyklus mit einem mikroskopischen Gametophyten und einem großen diploiden Sporophyten, der eine Länge von über zwei Metern erreichen kann (WALLENTINUS 1999c, MINCHIN & NUNN 2014). Beide Formen werden mit Austertransporten und Boots-/Schiffsverkehr verbreitet. Der Gametophyt übersteht mehrere Tage an der Luft bei feuchten Bedingungen, so dass er leicht mit Austernimporten verfrachtet werden kann, während kleinere Sporophyten nicht nur an Austern, sondern auch an Boote/Schiffe angeheftet längere Strecken zurücklegen können (FLETCHER & FARRELL 1999, KRAAN 2017). Sporophyten kommen das ganze Jahr über vor (SCHILLER et al. 2018). Natürlicherweise wachsen sie im flachen Sublitoral felsiger Küsten in geschützten bis semi-exponierten Lagen bis in ca. 5 m Tiefe, gelegentlich auch deutlich tiefer (MINCHIN & NUNN 2014). Im Eulitoral überdauern sie in Tümpeln, in denen sich bei Ebbe Restwasser sammelt (SCHILLER et al. 2018). In neu besiedelten Gebieten bewachsen sie als Epibionten alle Arten von Hartsubstraten (SCHILLER et al. 2018), auch biogene Untergründe wie Muscheln (Austern),

Schwämme, Ascidien etc. In Häfen werden künstliche Hartstrukturen wie Schwimmstege, Bootsrümpfe, Bojen, Seile u. a. bevorzugt. Die Präferenz von *Undaria* für geschützte Häfen mit niedriger Hydrodynamik und anthropogene Hartsubstrate wird in der Literatur immer wieder betont (FLETCHER & FARRELL 1999, EPSTEIN & SMALE 2018).

Undaria pinnatifida ist eine marine Art mit einem Salinitätsoptimum von 30 oder mehr, vorübergehend wird auch ein Salzgehalt von 27 toleriert. Nach anderen Quellen können Sporophyten kurzfristig sogar Salinitäten bis zu 11 überleben (EPSTEIN & SMALE 2018), jedoch ist es sehr unwahrscheinlich, dass die Art sich in der Ostsee ansiedelt (MINCHIN & NUNN 2014). Die Temperatur nordwesteuropäischer Küstenmeere entspricht in etwa der des Ursprungsgebietes. Steigen die Werte deutlich über 20 °C, sterben zunächst die Sporophyten, später auch die Gametophyten ab (MINCHIN & NUNN 2014, KRAAN 2017). (Die dafür verantwortlichen Grenzwerte werden in der Literatur unterschiedlich angegeben.) Aufgrund des ökophysiologischen Potentials wird eine nördliche Expansion bis nach Schottland, zu den Orkney- und Shetlandinseln und in norwegische Gewässer für möglich gehalten (FLETCHER & FARRELL 1999, MINCHIN & NUNN 2014, SCHILLER et al. 2018).

Eine natürliche Ausbreitung über Sporen, deren Lebensdauer etwa 1 - 2 Tagen beträgt, scheint besonders in der Anfangsphase nur sehr langsam vonstatten zu gehen (WALLENTINUS 1999c, FARRELL & FLETCHER 2006). Angaben über die zurückgelegten Distanzen pro Jahr sind in der Literatur uneinheitlich und abhängig von herrschenden Strömungen (WALLENTINUS 1999c, SCHILLER et al. 2018, SHAN et al. 2019). Selbst die anfängliche Verbreitung in die nähere Umgebung ist häufig unerwartet langsam (FLETCHER & FARRELL 1999), eine Ausbreitung über weite Distanzen dagegen durch anthropogene Vektoren schnell. So dauerte es 10 Jahre bis die Alge in Südfrankreich aus der Thau Lagune ins offene Mittelmeer gelangt war (FLETCHER & FARRELL 1999). KRAAN (2017) beschreibt für Kilmore Quay (Südirland) eine Hafenpopulation, die auch nach mehreren Jahren den Sprung in das umgebende Freiland nicht vollzogen hatte. In der Umgebung von Hörnum/Sylt hatten sich erst nach fast drei Jahren Sporophyten im Sportboothafen etabliert, obwohl die Distanz zu einer bekannten Population auf Austernbänken nur etwa 3 km beträgt.

Auswirkungen und invasives Potential:

Undaria pinnatifida gilt in vielen Staaten als invasiv (ISERMANN & NEHRING 2017 zit. in RABITSCH & NEHRING 2017). Eine Fülle von Literatur beschreibt die Folgen einer Einschleppung, wie auch die Auswirkungen von Management-Maßnahmen (EPSTEIN & SMALE 2017). Aufgrund ihrer Größe, ihres schnellen Wachstums, ihrer weitgehenden Substratspezifität und Fähigkeit, auch gestörte Standorte zu besiedeln, kann sie in gemischten Algenbeständen vor allem durch Beschattung zur dominanten Art werden (MINCHIN & NUNN 2014). Dies gilt insbesondere innerhalb von Hafengebieten, die bevorzugt besiedelt werden (FARRELL & FLETCHER 2006, EPSTEIN & SMALE 2018, SALAMON et al. 2020). Berichte über Auswirkungen außerhalb von Häfen sind nicht einheitlich in der Bewertung. CASAS et al. (2004) finden an der argentinischen Küste eine stark reduzierte Diversität heimischer Algen bei Anwesenheit von *Undaria* im Gebiet. An der englischen Küste beobachten ARNOLD et al. (2016) auf den Thalli von *Undaria* weniger Epibionten als auf einigen heimischen Tangen, was langfristig zu einer abnehmenden Diversität führen könnte. Dagegen sieht KRAAN (2017) für einen irischen Standort keine gravierenden ökologischen Folgen. FLETCHER & FARRELL (1999) beschreiben *Undaria* als nicht sonderlich konkurrenzstark gegenüber heimischen Arten, betonen in einer späteren Studie jedoch, dass die Auswirkungen abhängig vom Standort im Freiland bzw. in Hafenanlagen sind (FARRELL & FLETCHER 2006). Auch Untersuchungen in Portugal bestätigen diese Beobachtung (VEIGA et al. 2014). In gestörten Lebensräumen oder Ästuar- und Gebieten mit hoher Wassertrübung, die von heimischem Tang kaum besiedelt werden, kann die Alge schnell leere Nischen besetzen und dort als habitatformende Art kurzfristig neue Lebensräume für Makrofauna und Jungfische schaffen (ARNOLD et al. 2016). Dadurch kann sich ihre Ansiedlung positiv auf die Gemeinschaften auswirken (FLETCHER & FARRELL 1999, SCHILLER et al. 2018, KRAAN 2017).

Ökonomische Auswirkungen können sich aufgrund der erheblichen Größe von *U. pinnatifida* ergeben, etwa durch starken Bewuchs von Fischereiausrüstung wie etwa Leinen in Muscheltulturen u. a. (MINCHIN & NUNN 2014). Da die Alge ganz überwiegend in Häfen vorkommt, sind Probleme in Marinas oder Hafenbecken durch größere Bestände speziell auch für kleinere Boote möglich (SFRISO et al. 2020).

Durch mechanisches Entfernen der Sporophyten sind die Algen langfristig nicht komplett zu beseitigen, da die mikroskopischen Gametophyten im Freiland unerkannt bleiben und schnell neue Populationen initiieren können (MINCHIN & NUNN 2014, KRAAN 2017). Allerdings könnte eine strikte Umsetzung von Antifouling-Maßnahmen prophylaktisch die Verbreitung unterbinden oder zumindest stark einschränken (MINCHIN & NUNN 2014 nach BURRIDGE & GORSKI 1997, RABITSCH & NEHRING 2017). Ebenso könnte das Ausmaß der Freisetzung von Sporen durch drastisch reduzierte lokale Populationen verringert werden, was die Ausbreitung in natürliche Lebensräume möglicherweise limitiert (EPSTEIN & SMALE 2018). Auch wenn sich Gametophyten durch Hitze- (WOTTON et al. 2004) oder UV-Behandlung (KRAAN 2017) abtöten lassen, sind entsprechende Anwendungen großräumig nicht praktikabel. Generell verringert ein guter ökologischer Zustand der natürlichen Lebensräume mit heimischen Algenvorkommen die Ansiedlung und negativen Auswirkungen von *Undaria* (EPSTEIN & SMALE 2018).

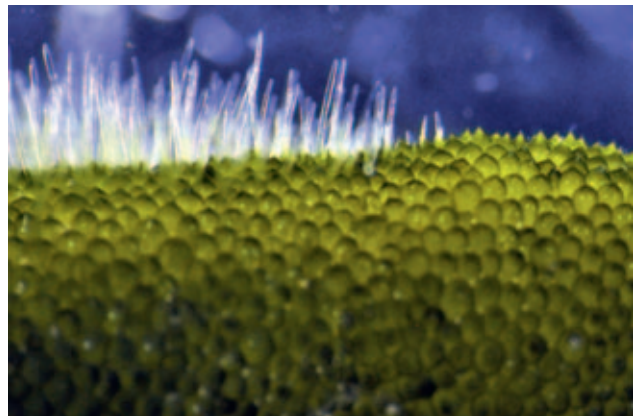
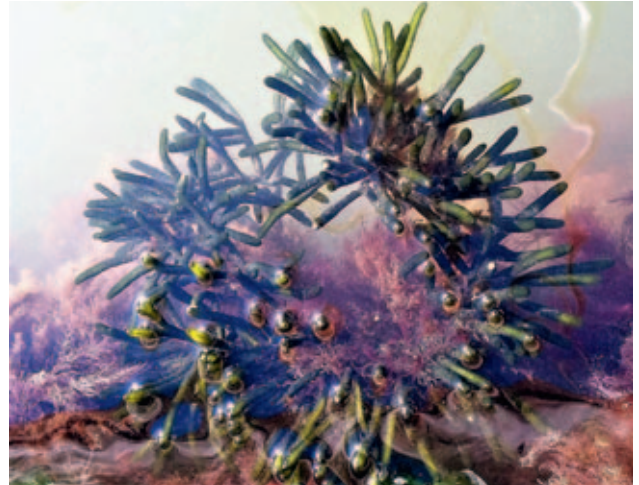
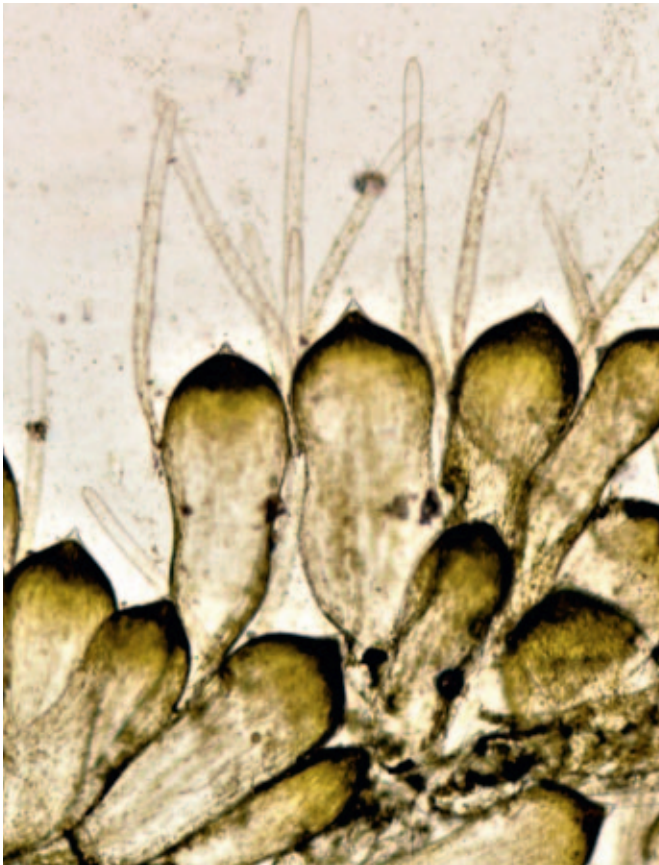
Undaria pinnatifida enthält antibiotische, entzündungshemmende u. a. bioaktive Inhaltsstoffe, die für die pharmazeutische und kosmetische Industrie von Interesse sind (SFRISO et al. 2020). Hinsichtlich eines wachsenden Marktes von Nahrungsmitteln aus dem Meer („health food“) wirft KRAAN (2017) die Frage auf, ob eine streng kontrollierte Kultivierung der Alge nicht zulässig sein sollte. Beispiele gibt es etwa in Frankreich oder Neuseeland, und an der spanischen Atlantikküste ist *Undaria* gar nicht als invasive Art gelistet. Da jedoch potentielle langfristige Auswirkungen nach wie vor unklar sind, sich zeitversetzt ändern könnten und dann ggf. nicht beherrschbar sind, wären experimentelle Versuche speziell im Freiland nicht ohne Risiko.

Literatur: ARNOLD et al. 2016, BOLLEN et al. 2017, CASAS et al. 2004, DE RUIJTER 2008, DUMOULIN & DE BLAUWE 1999, ENO et al. 1997, EPSTEIN & SMALE 2017, 2018, FARRELL & FLETCHER 2006, FLETCHER & FARRELL 1999, FLOC'H et al. 1996, GITTENBERGER et al. 2010, KRAAN 2017, LELIAERT et al. 2000, MINCHIN & NUNN 2014, RABITSCH & NEHRING 2017, SALAMON et al. 2020, SCHILLER et al. 2018, SFRISO et al. 2020, SHAN et al. 2019, STEGENGA et al. 2007, VEIGA et al. 2014, WALLENTINUS 1999c, WOTTON et al. 2004

4.3. Chlorophyceae (Grünalgen)

Codium fragile ssp. *fragile* (Suringar) Hariot 1889

Codium fragile ssp. *fragile* (*C. fragile* ssp. *tomentosoides*) ist an der deutschen Nordseeküste nur von wenigen Standorten bekannt, an denen lockere Bestände oder Einzelexemplare auftreten. In der deutschen Ostsee kommt die Art nicht vor. Aufgrund geringer Verbreitung und Abundanzen sind negative Auswirkungen, wie sie von anderen Küsten bekannt sind, nicht zu erwarten.



Habitus der pazifischen Gabelalge *Codium fragile* ssp. *fragile* (oben rechts). Unter Vergrößerung erkennt man den Aufbau des Thallus aus Zellschläuchen (Utrikeln; links), denen vielfach farblose Haare entspringen (unten rechts). (Fotos D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Codium fragile ssp. *tomentosoides* (Van Goor) Silva, 1955

Codium mucronatum var. *tomentosoides* Van Goor, 1923

Deutscher Name: Grüne Gabelalge

Englischer Name: green sea fingers, dead man's fingers

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordpazifik um Japan (ENO et al. 1997, WOLFF 2005); inzwischen weltweit verbreitet (PROVAN et al. 2005)

Vektor: Unbekannt; möglicherweise als Schiffsbewuchs (WOLFF 2005); innerhalb Europas wahrscheinlich als Schiffsbewuchs und/oder mit Austern (CHAPMAN 1999, WOLFF 2005). Genetische Untersuchungen belegen zwei unabhängige Einschleppungen nach Europa (PROVAN et al. 2005).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1930, Helgoland (KORNMANN & SAHLING 1994, CHAPMAN 1999, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Angaben über ein Vorkommen von *Codium fragile* ssp. *fragile* (als *C. fragile* ssp. *tomentosoides*) in irischen Gewässern bereits im Jahr 1833 sind möglicherweise falsch, und der erste sichere Nachweis der Alge für die europäische Nordseeküste stammt von 1900 aus den Niederlanden (WOLFF 2005). Da zu dieser Zeit noch keine kommerziellen Austertransporte von asiatischen Küsten stattfanden, hält WOLFF (2005) die Einschleppung der Alge als Schiffsbewuchs für das Wahrscheinlichste.

Neuere genetische Untersuchungen von Herbarmaterial geben Hinweise darauf, dass *C. fragile* ssp. *fragile* (*C. fragile* ssp. *tomentosoides*) möglicherweise bereits 1891 auf den Orkneyinseln und noch früher in irischen Gewässern vorkam (PROVAN et al. 2008).

1939 wird *Codium fragile* ssp. *fragile* (als ssp. *tomentosoides*) aus Oostende/Belgien gemeldet (KERCKHOF et al. 2007).

CHAPMAN (1999) beschreibt die Ausbreitung von *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* in Gewässern der britischen Inseln, an Nordseeküsten und südwärts bis ins westliche Mittelmeer und gibt als Vektor innerhalb Europas Austertransporte an. ENO et al. (1997) erwähnen eine beschleunigte Ausbreitung in den 1940er Jahren und vermuten Bewuchs von Kriegsschiffen als Ursache.

An der deutschen Nordseeküste ist *Codium fragile* ssp. *fragile* seit langem von den Standorten Helgoland (1930) und Sylt (1932) bekannt (SCHORIES et al. 1997, CHAPMAN 1999, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000) und wird seit 2012 häufig in Neobiota-Monitoring-Untersuchungen in Wilhelmshaven gefunden (z. B. LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b). KOLBE (2006) gibt kein Vorkommen für *Codium* an der niedersächsischen Küste an, jedoch scheint es zu Beginn der 1980er Jahre bis mindestens in die zweite Hälfte der 1990er Jahre eine Ansiedlung von *Codium fragile* bei Minsener Oog/Oldeoog in der Jademündung (im Buttloch) gegeben zu

haben (H. KUHBIER, pers. Mitt. März 2010). Ob dieses Vorkommen weiterhin existiert, ist unklar.

Für dänische Küsten gilt 1920 als Jahr des Erstfundes. Die als *Codium mucronatum* im Limfjord gesammelten Exemplare (ROSENVINGE 1920, LUND 1949b) werden von SILVA (1957) als erster skandinavischer Nachweis bezeichnet. Der Autor (SILVA 1957) untersucht angespülte und festgewachsene Pflanzen aus Limfjord, Skagerrak und Kattegat, die eine sich in den folgenden Jahrzehnten schnell ausdehnende Verbreitung belegen.

An der schwedischen Küste erschien *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* 1938 im Skagerrak bei Långø (Provinz Bohuslän) (SILVA 1957, NYBERG 2007). In Norwegen, südlich Bergen, wurden erste Individuen 1946 identifiziert, jedoch zeigten spätere genetische Untersuchungen von Herbarmaterial, dass die Alge offenbar spätestens seit 1932 in norwegischen Gewässern vorkam (ARMITAGE & SJØTUN 2016).

Aufgrund der abnehmenden Salinität ist eine weitere Verbreitung in die Ostsee unwahrscheinlich. NIELSEN (2005), NYBERG (2007) und THOMSEN et al. (2007a) geben für Dänemark und Schweden lediglich Skagerrak, Kattegat und Limfjord an, und ein Vorkommen von *Codium fragile* ssp. *fragile* im Gebiet der deutschen Ostseeküste ist nicht zu erwarten.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: CHAPMAN 1999

Dänemark: CHAPMAN 1999, THOMSEN et al. 2007a

Norwegen: SILVA 1957, HOPKINS 2002, ARMITAGE & SJØTUN 2016

Schweden: SILVA 1957, NYBERG 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: SILVA 1957, THOMSEN et al. 2007

Schweden: SILVA 1957

Zur Biologie und Ökologie:

Codium ist eine dunkelgrüne Alge mit dichotom verzweigten Segmenten. Die Zweige sind rund und schwammig und bestehen mikroskopisch aus Zellschläuchen (Utrikeln). Diese laufen

im Fall von *C. fragile* ssp. *fragile* an den Enden in Spitzen (mucrons) aus, was sie von der verwandten Art *Codium tomentosum* unterscheidet. Die Utrikel von *C. fragile* ssp. *fragile* weisen etwa in der Mitte eine schmalere ‚Taille‘ auf. Häufig sind die Thalli dicht mit farblosen Haaren besetzt, die den Utrikeln entspringen.

Von den bekannten Subspezies der Gattung *Codium* gilt *C. fragile* ssp. *fragile* als diejenige, die mit Abstand am weitesten verbreitet und in neue Gebiete eingewandert ist. Die Alge siedelt vom unteren Eulitoral bis ins flache Sublitoral. In physiologischer Hinsicht eigentlich eine Warmwasserart, kann die Alge aber auch Temperaturen im Minusbereich ertragen und toleriert ein breites Spektrum von Licht- und Nährstoffverhältnissen (CHAPMAN 1999).

Auswirkungen und invasives Potential:

Verglichen mit dem Nordwestatlantik (USA, Kanada), sind die europäischen Pflanzen kleiner und die Bestände weniger dicht (CHAPMAN 1999). Dadurch ist eine Modifizierung von Habitaten üblicherweise nicht so ausgeprägt, wie es von nordwestatlantischen Küsten bekannt ist, und die Konkurrenz zu heimischen

Arten ist eher schwach. Nach CHAPMAN (1999) hat die Alge in europäischen Gewässern nie zu gravierenden Problemen geführt, auch wenn *C. fragile* ssp. *fragile* in Südengland zumindest die zeitweise Verdrängung der heimischen Art *C. tomentosum* angelastet wird (ENO et al. 1997). ARMITAGE et al. (2014) beschreiben für die norwegische Küste eine schwache Konkurrenz zu *Fucus serratus*. Weltweit werden mit dieser Alge allerdings erhebliche ökologische wie ökonomische Effekte in Zusammenhang gebracht (Angaben in PROVAN et al. 2005, MINEUR et al. 2012, GERALDI et al. 2014), die in dieser massiven Form aufgrund des geringen Vorkommens an der deutschen Nordsee nicht zu erwarten sind.

Literatur: ARMITAGE et al. 2014, ARMITAGE & SJØTUN 2016, BARTSCH & KUHNENKAMP 2000, CHAPMAN 1999, ENO et al. 1997, GERALDI et al. 2014, HOPKINS 2002, KERCKHOF et al. 2007, KOLBE 2006, KORNHANN & SAHLING 1994, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b, LUND 1949b, MINEUR et al. 2012, NIELSEN 2005, NYBERG 2007, PROVAN et al. 2005, 2008, ROSENVINGE 1920, SCHORIES et al. 1997, SILVA 1957, THOMSEN et al. 2007a, WOLFF 2005

Ulva australis Areschoug 1854

Die Grünalge aus dem Nordwestpazifik wurde lange Zeit mit *Ulva pertusa* synonymisiert. Vermutlich mit Austertransporten gelangte sie ins Mittelmeer. Sowohl von der Iberischen Halbinsel als auch aus den Niederlanden sind seit längerem Vorkommen bekannt. 2014 wurde sie erstmals für die deutsche Nordsee bei Helgoland und im nordfriesischen Wattenmeer nachgewiesen.

Abb. in BAAMONDE LOPEZ et al. 2007
(DOI 10.1515/BOT.2007.030)

eingeschleppt (VERLAQUE et al. 2002, COUCEIRO et al. 2011)

Andere Namen in der Literatur:

Ulva pertusa Kjellman 1897

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2014, nordfriesisches Wattenmeer, Helgoland (STEINHAGEN et al. 2019b, Suppl 3)

Ostsee: -

Status: Nicht-heimische Art, 2014 i. d. Nordsee

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Lebensraum: Marin bis Brackwasser (VERLAQUE et al. 2002, GITTENBERGER et al. 2015a)

Die ursprünglich aus dem Nordwestpazifik (Japan, China, Südkorea) stammende Grünalge wurde lange mit *Ulva pertusa* synonymisiert (VERLAQUE et al. 2002, COUCEIRO et al. 2011, KIRKENDALE et al. 2013).

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Japan, China, Südkorea) (VERLAQUE et al. 2002)

Vektor: Vermutlich mit Pazifischen Austern (→ *Magallana gigas*) zunächst ins Mittelmeer

Als erster sicherer Nachweis in Europa (als *U. pertusa*) gilt ein südfranzösisches Vorkommen

im Mittelmeer von 1994, das möglicherweise schon 1984 bestand (VERLAQUE et al. 2002). Im Gebiet der Thau Lagune existieren großflächige Austernkulturen, so dass die Autoren vermuten, dass bereits in den 1970er Jahren ein Eintrag zusammen mit Kulturaustern (→ *Magallana gigas*) stattgefunden haben könnte. Auch in den Niederlanden steht der erste Fund in Zusammenhang mit Kulturaustern. STEGENGA & MOL (2002) weisen die Alge (als *U. pertusa*) erstmals 1995 in einer ehemaligen Austern-Zuchtanlage nach, wo sie einige Jahre die dominante Art bildet (STEGENGA et al. 2007). Rückwirkend stellen STEGENGA & MOL (2002) anhand von Herbarmaterial ein Vorkommen bereits für das Jahr 1993 fest. Im westlichen niederländischen Wattenmeer tritt sie bei Texel auf (STEGENGA & MOL 2002, WOLFF 2005) und hatte sich bis 2014 ostwärts bis in das Ästuar der Ems ausgebreitet (GITTENBERGER et al. 2015a).

BAAMONDE LOPEZ et al. (2007) und COUCEIRO et al. (2011) belegen mittels genetischer Studien das Vorkommen von *Ulva australis* an spanischen Küsten, mit Hinweisen auf multiple Einschleppungen. Auch in diesem Fall vermuten die Autoren den Handel mit Aquakulturorganismen als Vektor.

Für die deutsche Nordseeküste zeigen STEINHAGEN et al. (2019b) anhand genetischer Untersuchungen von Exemplaren, die im Juli/August 2014 im nordfriesischen Wattenmeer und auf Helgoland gesammelt worden waren, erstmals Vorkommen von *Ulva australis*. Vorher wurde die Art unter beiden Synonymen weder für die Festlandsküste noch für Helgoland erwähnt (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: STEGENGA & MOL 2002, WOLFF 2005

Deutschland: STEINHAGEN et al. 2019b

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Morphologisch wird der Thallus als stark gelappt, auffällig perforiert und mit konzentrischen Falten an der Basis beschrieben (BAAMONDE LOPEZ et al. 2007). Dabei kann das Merkmal Perforation allerdings bei vielen Arten auch

durch starke Beweidung hervorgerufen werden. Generell ist die Artbestimmung in dieser Gruppe anspruchsvoll aufgrund limitierter diagnostischer Merkmale und phänotypischer Plastizität. In der Regel sind mikroskopische Untersuchungen erforderlich, deren Befunde inzwischen vielfach durch genetische Analysen ergänzt und verifiziert werden. Ein einfaches Erkennen und sicheres Bestimmen im Feld ist daher problematisch bis ausgeschlossen, so dass ggf. auffällige Exemplare Experten vorgelegt werden sollten.

Ulva australis (*U. pertusa*) bevorzugt geschützte Bereiche wie etwa stehendes Salzwasser und Gezeitentümpel (STEGENGA & MOL 2002), wo sie sich als Opportunist bei günstigen Bedingungen schnell ausbreitet (BAAMONDE LOPEZ et al. 2007). In exponierteren Lagen nehmen die Abundanzen ab. Nach STEGENGA & MOL (2002) wächst sie überwiegend epilithisch oder epiphytisch. Sie toleriert weite Temperatur- und Salinitätsbereiche, und VERLAQUE et al. (2002) prognostizieren für Europa eine zunehmende Besiedlung der Küsten gemäßigter Zonen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Aufgrund der schwierigen makroskopischen Unterscheidung der *Ulva*-Arten im Freiland, ist der Einfluss einzelner, spezifischer Arten, wie etwa von *U. australis*, auf die lokalen Lebensgemeinschaften kaum zu beurteilen (GITTENBERGER et al. 2015a).

STEGENGA & MOL (2002) und WOLFF (2005) geben sie für die späten 1990er und 2000er Jahre als sehr häufig bis dominant für den Bereich der Oosterschelde und des westlichen niederländischen Wattenmeeres an. BAAMONDE LOPEZ et al. (2007) bezeichnen sie als opportunistische Pionierpflanze auf neu verfügbaren Substraten, die bei hohen Nährstoffkonzentrationen schnell ausgedehnte Bestände bilden kann, i. Allg. jedoch in Koexistenz mit anderen *Ulva*-Arten vorkommt. Im nordwestlichen Spanien finden sie keinen Hinweis auf längerfristige gravierende negative Konsequenzen.

Literatur: BAAMONDE LOPEZ et al. 2007, BARTSCH & KUHLENKAMP 2000, COUCEIRO et al. 2011, GITTENBERGER et al. 2015a, KIRKENDALE et al. 2013, STEGENGA & MOL 2002, STEGENGA et al. 2007, STEINHAGEN et al. 2019b, VERLAQUE et al. 2002, WOLFF 2005

Ulva californica Wille 1899

Eine Grünalge der nordamerikanischen Pazifikküste, die aufgrund ihrer phänotypischen Variabilität morphologisch nur von Experten zu bestimmen ist. 2008 wurde sie erstmals für die deutsche Küste im niedersächsischen Wattenmeer nachgewiesen, 2014 dann in der Ostsee bei Kiel. Aufgrund der schwierigen Bestimmung können spezifische Auswirkungen nicht beurteilt werden.



Ulva californica (Knechtsand), hier auf *Fucus vesiculosus* wachsend. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von R. Kuhlenskamp)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Lebensraum: Marin bis mesohalin

Status: Nicht-heimische Art, 2008 i. d. Nordsee,
2014 i. d. Ostsee

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordostpazifik, nord-
amerikanische Westküste (TANNER 1986, HAYDEN
& WAALAND 2004)

Vektor: WOLF et al. (2012) vermuten Schiffsbewuchs

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2008, mehrere Stellen im niedersächsischen Wattenmeer (KUHLENKAMP 2008)

Ostsee: 2014, Kiel-Schilksee (STEINHAGEN et al. 2019b, Suppl 3)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Ursprünglich für die nordamerikanische Pazifikküste beschrieben, konnte über genetische Studien inzwischen eine Verbreitung in vielen anderen Ländern gezeigt werden (z. B. HAYDEN & WAALAND 2004, WOLF et al. 2012, KIRKENDALE et al. 2013). Im Nordostatlantik wurde die Art auch auf den schottischen Orkneyinseln (Nordsee) (HAYDEN & WAALAND, 2004) und an der irischen Küste (LOUGHNANE et al. 2008) nachgewiesen.

2008 wurde *Ulva californica* erstmals für deutsche Küsten an verschiedenen Stellen im niedersächsischen Wattenmeer gefunden (KUHLENKAMP 2008). Durch genetische Untersuchungen konnten STEINHAGEN et al. (2019b) zeigen, dass 2014/2015 weitere Vorkommen an der deutschen Nordseeküste (schleswig-holsteinisches Wattenmeer und Helgoland) existierten und fanden die Alge 2014 auch in der Ostsee bei Kiel.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: HAYDEN & WAALAND 2004

Deutschland: STEINHAGEN et al. 2019b

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: STEINHAGEN et al. 2019b

Zur Biologie und Ökologie:

Die Morphologie von *Ulva californica* kann abhängig vom Breitengrad, der Jahreszeit, der hydrodynamischen Exposition und Temperatur stark variieren (TANNER 1986). Daher wird vermutet, dass die Art in der Vergangenheit auch falsch bestimmt worden ist und deutlich häufiger vorkommt als angenommen wird (LOUGHNANE et al. 2008). Morphologisch ist sie bis auf wenige Merkmale identisch mit *Ulva linza* und deshalb eventuell häufig mit dieser verwechselt worden (*U. linza* hat einen hohlen Stielbereich und der Thallus ist wesentlich dicker als bei *U. californica*).

STEINHAGEN et al. (2019b) fanden *U. californica* überwiegend auf artifiziellen Hartsubstraten wachsend, konnten sie methodisch bedingt aber genetisch nicht klar von *Ulva flexuosa* abgrenzen.

Auswirkungen und invasives Potential:

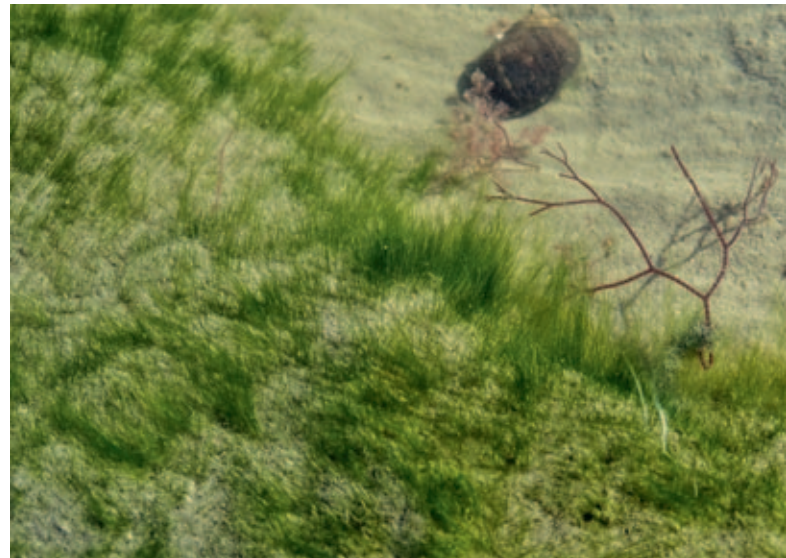
Gegenwärtig scheint die Art wenig verbreitet zu sein. Allerdings ist aufgrund der schwierigen makroskopischen Bestimmung das tatsächliche Vorkommen unbekannt, und ein spezifischer Einfluss der Alge kann nicht beurteilt werden.

Literatur: HAYDEN & WAALAND 2004, KIRKENDALE et al. 2013, KUHLENKAMP 2008, LOUGHNANE et al. 2008, STEINHAGEN et al. 2019b, TANNER 1986, WOLF et al. 2012

4.4. Xanthophyceae (Schlauchalgen)

Vaucheria longicaulis Hoppaugh 1930

Die sehr zierliche, fadendünne Schlauchalge *Vaucheria longicaulis* ist an Meeresküsten global verbreitet, wurde aber im Bereich der Nordsee erst seit Beginn der 1990er am Ärmelkanal und im Rheindelta gefunden. Im Wattenmeer tauchte sie erstmals 2020 auf und bildet bei Sylt moosartige Polster im Bereich des Springtiden-Niedrigwassers auf schlicksandigem Grund in der Nähe von Austernbänken.



Die Schlauchalge *Vaucheria longicaulis* wächst in Polstern im Wattenmeer unterhalb der Niedrigwasserlinie auf schlickigem Sand. (Fotos K. Reise)

Deutscher Name: Langstängelige Schlauchalge
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische (kryptogene) Art, 2020 i. d. Nordsee (etabliert)

Lebensraum: Marin, meist ständig wasserbedeckt

Ursprungs-/Donorgebiet: Die Herkunft ist unbekannt. In Frage kommen Küsten vom Nordwestatlantik oder des pazifischen Raumes.

Vektor: STEGENGA et al. (2006) heben die Nähe ihrer Fundstelle zu Kulturen der Pazifischen Auster (→ *Magallana gigas*) hervor. Bei Sylt wurde ein Algenstück im Plankton gefunden (M. ELBRÄCHTER, pers. Mitt.). Somit wäre auch eine Verschleppung im Ballastwasser möglich.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2020, Wattenmeer bei Sylt (REISE et al. 2022a, RYBALKO et al. 2022)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung: Seit 1993 wird *Vaucheria longicaulis* in der Oosterschelde gefunden (STEGENGA et al. 2006; LIGHART 2009 und pers. Mitt.). Da die Art nach früheren Untersuchungen in den Niederlanden nicht vorkam (SIMONS 1975), betrachten die Autoren sie als eingeschleppt. CHRISTENSEN (1987) erwähnt in seiner Übersicht zu *Vaucheria*-Arten der Britischen Inseln diese Art noch nicht, aber in einer Publikation von 1996 meldet er zwei Fundstellen vom Ärmelkanal (Weymouth, Dorset und Isle of Wight) ohne Zeitangabe. CHRISTENSEN (1996) vergleicht morphologische Varianten von der nordamerikanischen Pazifikküste und Atlantikküste, Portugal und Südengland. Er nimmt an, dass die Algen von Falmouth, Massachusetts, und die von Südengland einer Art angehören und die der Pazifikküste und von Portugal zu anderen Arten. Da der Artenkomplex außerdem weit über den indopazifischen Raum bis Australien verbreitet ist, will er einer taxonomischen Revision des gesamten Artenkomplexes noch nicht vorgreifen. Diese steht noch aus.

Nach bisherigem Kenntnisstand wäre eine Einschleppung von der nordamerikanischen Atlantikküste nach Nordwesteuropa in den 1990er Jahren möglich. Pazifische Küsten kämen aber auch als Ursprungsgebiet in Frage.

Vaucheria longicaulis ist relativ unscheinbar und könnte bisher an der deutschen Nordseeküste unbeachtet geblieben sein. Da aber im Herbst 2020 mehrere Vorkommen in einer Bucht (Königshafen) bei Sylt auftraten, wo in der Zeit davor ständig Wattbegehungen von Experten stattgefunden haben, einschließlich einer Übersicht aller dort gefundenen Makroalgen (SCHORIES et al. 1997), kann nahezu ausgeschlossen werden, dass diese Schlauchalge schon früher dort vorkam.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: CHRISTENSEN 1996

Niederlande: STEGENGA et al. 2006

Deutschland: REISE et al. 2022a, RYBALKA et al. 2022

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Alge ist fadendünn (Schlauchdurchmesser 20 - 40 µm). Die wenige Zentimeter langen, grünen Fäden sind über dem Boden nur wenig verzweigt, aber unter der Oberfläche sind die farblosen Fadenteile zu einem Filz miteinander verwoben. Das gibt den Algenpolstern Halt im Sediment. Im Watt sind meist nur sterile Fäden zu finden. Die Alge vermehrt sich über abgeschnürte Schlauchstücke, die wieder zu neuen

Fäden heranwachsen. Unter Raumtemperatur und Seewasser ans Fensterbrett gestellt, werden in Herbst und Winter schnell Sporangien sowie weibliche und männliche Geschlechtszellen auf getrennten Thalli gebildet. Anhand dieser Zellen erfolgt die Artbestimmung (CHRISTENSEN 1996, STEGENGA et al. 2006, OTT & HOMMERSAND 1974, WILCOX 2012). Die Funde an Nordseeküsten entstammen alle dem Bereich der Niedrigwasserlinie bis ins flache Sublitoral. An anderen Küsten wurden sie entweder am oberen Ufer auf Schlick und in Salzwiesen gefunden oder, wie in der Nordsee, fern vom Ufer auf schlickigem Sand oder auch in Felsritzen (HOPPAUGH 1930, PECORA 1976, GALLAGHER & HUMM 1981, WOMERSLEY 1987). Vermutlich handelt es sich beim Vorkommen oben und unten im Gezeitenbereich jeweils um andere Arten aus dem *longicaulis*-Komplex.

Auswirkungen und invasives Potential:

Die dichten Algenpolster fördern die Verschlickung sandiger Böden. Das kann weitreichende Auswirkungen auf die benthische Lebensgemeinschaft haben, aber bislang wurden bei Sylt nur kleinere Bestände seit September 2020 festgestellt, die im Verlauf des Winters wieder verschwanden. Ein Vorkommen befand sich südlich vom Damm zum Festland. Alle anderen nördlich davon. Eine systematische Suche im übrigen Wattenmeer steht noch aus.

Literatur: CHRISTENSEN 1987, 1996, GALLAGHER & HUMM 1981, HOPPAUGH 1930, LIGTHART 2009, OTT & HOMMERSAND 1974, PECORA 1976, REISE et al. 2022a, RYBALKA et al. 2022, SCHORIES et al. 1997, SIMONS 1975, STEGENGA et al. 2006, WILCOX 2012, WOMERSLEY 1987

Vaucheria cf. velutina C.Agardh 1824

Die robuste, dickfädige Schlauchalge *Vaucheria cf. velutina* gehört einem weltweit verbreiteten Komplex von morphologisch schwer zu unterscheidenden Arten an. Von der Nordsee sind Vorkommen in Salzwiesen und Ästuaren bekannt, aber seit neuestem tritt eine Art aus diesem Komplex bei Sylt im Bereich des Springtiden-Niedrigwassers auf. Sie bildet dort dichte, ausgedehnte Rasen, die vormals geripptes Sandwatt in ein bultiges Schlickwatt verwandeln, mit weitreichenden Folgen für das Benthos.



Schlickpolster auf Sandwatt, angehäuft von der Schlauchalge *Vaucheria cf. velutina*, die beim Auftauchen spitze Büschel bildet. Rechts: aus dem Sediment gespültes Algenbüschel mit bis 5 cm in den Boden reichendem Geflecht der Rhizoide, samt Wurmrohren darin. (Fotos K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Vaucheria thuretii Woronin, 1869

Deutscher Name: Haarige Schlauchalge

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische (kryptogene) Art, 2020 i. d. Nordsee (etabliert)

Lebensraum: Meist ständig überflutete vollmarine Sandböden

Ursprungs-/Donorgebiet: Die Herkunft ist unbekannt. In Frage kommt sowohl der Nordwestatlantik als auch der pazifische Raum

Vektor: Unbekannt

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2016, nördliches Wattenmeer (REISE et al. 2022a, b, RYBALKA et al. 2022)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Das Vorkommen von *Vaucheria cf. velutina* in Ästuaren und Salzwiesen der Nordseeküste gilt als heimisch (CHRISTENSEN 1987, KRIEG et al. 1988, POLDERMAN 1979 a, b, 1980, SIMONS 1975). Neu ist dagegen ein Vorkommen im Bereich des Springtiden-Niedrigwassers auf sandigem Grund im Wattenmeer bei der Insel Sylt (RYBALKA et al. 2022). Nach DNA-Sequenzierungen handelt es sich nicht um eine Nischenerweiterung von Populationen der Salzwiesen, sondern

um eine andere Art. Ähnlich wie bei *Vaucheria longicaulis*, gibt es Küsten mit Vorkommen im oberen und im unteren Gezeitenbereich, aber nicht dazwischen. Wahrscheinlich erfolgte eine Einschleppung von einer Küste, wo *Vaucheria velutina*, so wie jetzt bei Sylt, an der Niedrigwasserlinie wächst. Dies kommt bei Florida (GALLAGHER & HUMM 1981, OTT & HOMMERSAND 1974), aber auch in Süd-Australien (WOMERSLEY 1987) und Neuseeland (WILCOX 2012) vor. Genetische Vergleiche, um die Herkunft der Nordsee-Population zu klären, stehen noch aus.

Unter zwei der *Vaucheria*-Rasen bei Sylt wurden im Sommer 2020 zwei Lagen abgestorbener Thalli im angehäuften Schlick gefunden. Das lässt auf ein Vorkommen schon in 2018 und 2019 schließen und stimmt mit dunklen Flecken auf Luftbildern im sonst hellen Sandwatt überein, die dort 2017 und früher noch nicht auftraten. Fotos von 2016 und 2019 von einer Wattsenke im Südwesten von Hallig Langeness zeigen die für *Vaucheria cf. velutina* typischen spitzen Büschel, wenn sie bei Niedrigwasser aufgetaucht sind (T. DOLCH, H. SCHADE, pers. Mitt. 2020). Im Sommer 2021 erfolgten solche Fotodokumentationen auch noch für Wattgebiete bei Föhr und bei Amrum (T. DOLCH, pers. Mitt. 2021). Ohne genetische Analyse oder mikroskopische Betrachtung von Geschlechtszellen ist eine Artbestimmung nicht sicher, aber zu vermuten ist, dass *Vaucheria cf. velutina* schon seit 2016 im Wattenmeer vorkam, denn keine andere *Vaucheria*-Art bildet im unteren Wattbereich solche Spitzen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Deutschland: REISE et al. 2022a, b, RYBALKA et al. 2022

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die grünen Fäden sind deutlich dicker (Schlauchdurchmesser 100 - 140 µm) als die von *Vaucheria longicaulis* und bilden beim Trockenfallen spitze Büschel (REISE et al. 2022a). Die Fäden neigen sich dann zueinander, wie die Stangen eines Tipis. Der dichte Rasen häuft besonders im Randbereich Schlick in Bulten bis

20 cm über dem umgebenden Sandwatt an. Die Schlickanhäufungen bleiben auch den Winter über erhalten, wenn keine grünen Thalli aus dem Wattboden ragen. Es wurden nur weibliche Geschlechtszellen beobachtet. Im Sommer sitzen zahlreiche kugelförmige Oogonien direkt an den grünen Fäden. Da keine Antheridien zu finden waren, weder an Pflanzen aus dem Freiland noch an solchen, die unter Laborbedingungen gehältert wurden, könnte auch eine parthenogenetische Vermehrung in Frage kommen. Daneben findet auch ein Abschnüren von Schlauchstücken statt, die zu neuen Individuen heranwachsen. Auch farblose Thalli, die im Boden überwintern, treiben bei Raumtemperatur nach wenigen Tagen neue grüne Schläuche aus.

Auswirkungen und invasives Potential:

Während die verfilzenden Rhizoide den Wattwürmern (*Arenicola marina*) die Fresstrichter verstopfen und so ein Abwandern auslösen, bietet der vom Algenrasen stabilisierte Schlick kleinen Röhrenwürmern (*Pygospio elegans*, *Streblospio benedicti*, *Polydora cornuta*) Schutz und Halt (REISE et al. 2022b). Kleine Wattschnecken (*Peringia ulvae*) weiden den Aufwuchs von den *Vaucheria*-Schläuchen ab, und Jungmuscheln finden im Algenrasen Schutz vor Garnelen oder anderen Fressfeinden. Die auf *Vaucheria*-Nahrung spezialisierte Nacktschnecke *Aldeia modesta* hat ihre ökologische Nische von den Salzwiesen ins flache Sublitoral erweitert, saugt die grünen Schläuche aus und heftet ihre Eiballen daran.

Im September 2020 umfassten vier bultige Wiesen von *Vaucheria cf. velutina* zusammen über 180 ha im Nordsylter Watt (REISE et al. 2022a). Die nördlichste Wiese davon hatte ihr Areal von Juni bis September mehr als verdoppelt, und zwei andere Wiesen 8 km weiter südlich sind erst im Sommer 2020 neu entstanden. Das zeugt von hohem Ausbreitungspotential, aber es ist noch zu früh, um die weitere Entwicklung einschätzen zu können.

Literatur: CHRISTENSEN 1987, GALLAGHER & HUMM 1981, KRIEG et al. 1988, OTT & HOMMERSAND 1974, POLDERMAN 1979 a, b, 1980, REISE et al. 2022a, b, RYBALKA et al. 2022, SIMONS 1975, WILCOX 2012, WOMERSLEY 1987

4.5. Charophyceae (Armleuchteralgen)

Arten, die sich nicht etabliert haben, keine NIS sind oder irrtümlich für deutsche Küsten angegeben wurden, sind mit einem * gekennzeichnet.

Chara connivens* Salzmann ex A.Braun 1835

Rezente Küsten-Vorkommen der Armleuchteralge *Chara connivens* sind überwiegend in der östlichen Ostsee zu verzeichnen. Trotz alter Nachweise aus der Schlei und der Greifswald-Rügen Region, gilt die Art für die deutsche Küste als ausgestorben. Ihr Status als eingeschleppte Art ist umstritten.

Abb. in BRZESKA et al. 2015
(DOI: 10.5586/asbp.2015.010)
APPELGREN et al. 2004

Deutscher Name: Gebogene Armleuchteralge
Englischer Name: convergent stonewort

Status: Unklar (kryptogen); in der deutschen Ostsee vorübergehend etabliert, ausgestorben; ihr Status als Neophyt ist umstritten (APPELGREN et al. 2004). Die Ansicht, dass die Alge in die Ostsee eingeschleppt wurde (LUTHER 1979), beruht möglicherweise auf ungenauen Kenntnissen über frühe Vorkommen in der Ostsee, was zu der irrigen Annahme einer Einschleppung führte (I. BLINDOW, pers. Mitt. 11.2012).

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Verbreitung in Europa, Afrika, Nord-Asien (TORN & MARTIN 2003)

Vektor: Vermutet wird ein Transport in die Ostsee in historischer Zeit mit festem Schiffsballast (Sand, Steine) (LUTHER 1979)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: 1858 bei Schleswig (LUTHER 1979)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der Ursprung und das genaue Einwanderungsdatum von *Chara connivens* nach Nordeuropa sind unsicher. APPELGREN et al. (2004) (nach einer schwedischen Quelle, die nicht eingesehen werden konnte) geben an, dass die Art Mitte des 19. Jh. mit festem Schiffsballast in die Ostsee eingeschleppt wurde, andernorts wird das Jahr 1858 genannt

(www.havochvatten.se/frammandearter). Erste bekannte Vorkommen an der schwedischen Küste konzentrierten sich um ehemalige Ballast 'dumping sites', d. h. Orte, an denen sich Schiffe ihres festen Sand- und Steinballasts entledigten. Dieses führte zu der Annahme, dass die Alge mit Schiffen anthropogen eingeschleppt sein müsste (LUTHER 1979, www.havochvatten.se/frammandearter). Damit ließen sich die begrenzten, isolierten Vorkommen in der Ostsee erklären (TORN & MARTIN 2003). Inzwischen kennt man aber Bestände weit ab von Schifffahrtswegen und ehemaligen 'dumping sites' (APPELGREN et al. 2004). Insofern stellt sich die Frage, ob nicht eine damals unzureichende Kenntnis über die tatsächliche Verbreitung zu der falschen Schlussfolgerung eines anthropogenen Eintrags führte (I. BLINDOW, pers. Mitt. 2012).

Die Vorkommen in der Ostsee sind für die limnisch bis halophytisch wachsende Art begrenzt. TORN & MARTIN (2003) geben historische Nachweise von den Küsten Deutschlands, Polens, Litauens (ohne Nachweise) und Lettlands an, sowie rezente Standorte (bis 2002) in Schweden und Estland.

Inzwischen haben die Bestände an estnischen Küsten allerdings stark zugenommen (TORN et al. 2015), und auf den finnischen Åland-Inseln wurde *C. connivens* 2004 neu nachgewiesen. 2011 wurde die Art im polnischen Frischen Haff nach 35 Jahren erstmals wiedergefunden, und 2012 verzeichnete man erste Bestände im Oderhaff (BRZESKA et al. 2015).

Alte Nachweise an der deutschen Ostseeküste existieren von der Schlei, aus der Darß-Zingster Boddenkette und aus der Greifswald-Rügen Region, die aber z. T. schon über 100 Jahre zu-

rückliegen (LUTHER 1979, TORN & MARTIN 2003). HAMANN & GARNIEL (2002) führen in einer Rote Liste-Aufstellung über ‚Die Armleuchteralgen Schleswig-Holsteins‘ keine aktuellen Funde auf und resümieren für das Vorkommen von *Chara connivens*, dass ‚...*Chara connivens* bundesweit als verschollen gilt‘. Auch BLÜMEL & RAABE (2004) finden keine rezenten Vorkommen entlang der gesamten deutschen Ostseeküste. Insofern muss die Art für die deutschen Küsten derzeit als ausgestorben gelten. Aufgrund der Zunahme in der östlichen Ostsee bis ins Oderhaff ist eine Rückkehr an die deutsche Ostseeküste jedoch nicht auszuschließen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Chara connivens ist in den Nordsee-Anrainerstaaten offenbar nur aus dem Binnenland bekannt. In Großbritannien wird sie für Norfolk (East Anglia) bei [The Broads - Special Areas of Conservation \(jncc.gov.uk\)](http://jncc.gov.uk) auch für küstennahe, oligo-mesotrophe Brackgewässer angegeben: The Broads (Hickling Broad, a large shallow brackish lake).

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: nur historische Nachweise (LUTHER 1979, TORN & MARTIN 2003)

Polen: BRZESKA et al. 2015

Lettland: historische Nachweise (TORN & MARTIN 2003)

Estland: TORN & MARTIN 2003, TORN et al. 2015

Finnland: APPELGREN et al. 2004

Schweden: TORN & MARTIN 2003, BLINDOW 2008, TORN et al. 2015,

www.havochvatten.se/frammandearter

Zur Biologie und Ökologie:

Chara connivens ist selten und kommt an relativ wenigen Standorten vor, lediglich an der estnischen Küste haben sich die Bestände erheblich ausgeweitet (TORN & MARTIN 2003, TORN et al. 2015, BRZESKA et al. 2015).

Die Pflanzen bleiben mit ca. 15 cm relativ klein. Eine sichere Abgrenzung zur nah verwandten *C. globularis* ist nur für fertile Individuen möglich (TORN & MARTIN 2003). Die Art wächst bevor-

zugt in geschützten, klaren Flachwasserbereichen auf reinen oder kieshaltigen Sedimentböden und ist häufig mit weiterer submerser Vegetation vergesellschaftet (BRZESKA et al. 2015, TORN et al. 2015), auch wenn sie als konkurrenzschwach gilt (WALLENTINUS 2002). Da sie von ‚grazern‘ eher verschmäht wird (KOTTA et al. 2004) spielt sie keine entscheidende Rolle in der Nahrungskette.

Neben ihrer Verbreitung in limnischen Lebensräumen kommt *C. connivens* an den Meeresküsten in Brackwasserbiotopen vor und toleriert Salinitäten von 1 bis 8. Ungünstige Verhältnisse überdauert sie wahrscheinlich im Sediment mittels Oosporen, aus denen die Bestände bei besseren Bedingungen erneut auswachsen können (BRZESKA et al. 2015). Eine mögliche Verbreitung von Oosporen mit Seevögeln wird diskutiert (www.havochvatten.se/frammandearter).

Die Vorkommen von *Chara connivens* sind in der Ostsee hauptsächlich durch Eutrophierung und Verlust des Lebensraumes bedroht (TORN & MARTIN 2003).

Auswirkungen und invasives Potential:

Aufgrund der vergleichsweise wenigen Vorkommen ist ein negativer Effekt dieser kleinstwüchsigen Art unwahrscheinlich. Jedoch bieten dichte Bestände kleinen Meeresorganismen einen geschützten Lebensraum (www.havochvatten.se/frammandearter).

Literatur: APPELGREN et al. 2004, BLINDOW 2008, BLÜMEL & RAABE 2004, BRZESKA et al. 2015, HAMANN & GARNIEL 2002, KOTTA et al. 2004, LUTHER 1979, TORN & MARTIN 2003, TORN et al. 2015, WALLENTINUS 2002

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-chara-connivens-tuvstrafse.pdf (havochvatten.se) (update 28.02.2013)

[The Broads - Special Areas of Conservation \(jncc.gov.uk\)](http://jncc.gov.uk)
<https://sac.jncc.gov.uk/habitat/H3140/> (access 01.06.2021)

5. Tracheophyta (Gefäßpflanzen)

Cotula coronopifolia L.

Die Laugenblume *Cotula coronopifolia* ist eine Salzwiesenpflanze, die schon früh nach Europa kam. Sie findet durch ihren Wuchsort oberhalb der MTHWL häufig keinen Eingang in Listen mariner Neobiota. Sie kann lokal durchaus häufig sein.



Die Laugenblume *Cotula coronopifolia* besitzt knopfartige gelbe Blüten; hier wächst sie im Deichvorland der Elbe bei Brunsbüttel. (Foto K. Reise)

Deutscher Name: Krähenfußblättrige Laugenblume
Englischer Name: water (golden, brass) button, buttonweed

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee, Ostsee)

Lebensraum: Süß- bis Brackwassermarschen

Ursprungs-/Donorgebiet: Vermutlich Südafrika; wahrscheinlich anthropogen an atlantische und pazifische Küsten verschleppt (VAN DER TOORN 1980) und schon zu Cooks Zeiten in Neuseeland (WOLFF 2005). Inzwischen weltweit verbreitet (www.discoverlife.org)

Vektor: Unbekannt; sekundäre Verbreitung evtl. auch durch Wasservögel (VAN DER TOORN 1980)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1739, bei Emden (HANSEN & PEDERSEN 1959, VAN DER TOORN 1980, WOLFF 2005)

Ostsee: Unklar; 1998 erstmals an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns gefunden (MOHR 1999), in Schleswig-Holstein aber deutlich früher (HANSEN & PEDERSEN 1959)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Nach HANSEN & PEDERSEN (1959), VAN DER TOORN (1980) und WOLFF (2005) ist *Cotula coronopifolia* seit 1739 aus der Nähe von Emden bekannt. Allerdings scheint sie sich schon vorher in Europa angesiedelt zu haben und wurde nach HANSEN & PEDERSEN (1959) bereits 1687 im botanischen Garten in Amsterdam (Hortus Botanicus Amsterdam) kultiviert, von wo aus sie im 18. Jh. offenbar ‚entkam‘ (MOHR 1999). Im Verlauf des 19. Jh. breitete sie sich in Nordwesteuropa aus (HANSEN & PEDERSEN (1959). In den Niederlanden wurde sie 1846 auf einem Deich an der brackigen Zuiderzee nachgewiesen und ist heute eine etablierte Art in Brack- und Süßwassermarschen (WOLFF 2005).

Für Norddeutschland werden Vorkommen entlang der Nord- und Ostseeküste angegeben (www.floraweb.de). Die Pflanze ist z. B. im Deichvorland des Elbe-Ästuars stellenweise häufig. Einen ersten Fund im Boddengebiet westlich Barth, Mecklenburg-Vorpommern, beschreibt MOHR (1999) für 1998. An der schleswig-holsteinischen Küste ist sie aber offensichtlich deutlich früher gewesen. HANSEN & PEDERSEN geben schon 1959 Vorkommen entlang der Hohwachter Bucht an, die von www.floraweb.de bestätigt werden.

Frühe Vorkommen an dänischen und schwedischen Ostseeküsten nennen HANSEN & PEDERSEN (1959), und neuere Fundplätze für Dänemark und Südschweden werden bei WIDGREN (2003) aufgeführt. Auch wenn *Cotula coronopifolia* offenbar durchaus an einigen Abschnitten der westlichen Ostseeküste etabliert ist, scheint sie an osteuropäischen Küsten zu fehlen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien:

<https://bsbi.org/maps?taxonid=2cd4p9h.bsf>

Belgien:

www.inaturalist.org/observations/4762447

Niederlande: VAN DER TOORN 1980, WOLFF 2005

Deutschland: www.floraweb.de

Dänemark: HANSEN & PEDERSEN 1959, VAN DER TOORN 1980, WIDGREN 2003

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: HANSEN & PEDERSEN 1959, WIDGREN 2003

Schweden: WIDGREN 2003

Deutschland: MOHR 1999, BERG & BARTH 2008, www.floraweb.de

Zur Biologie und Ökologie:

Eine gelb blühende Salzwiesenart, die auch auf feuchten Wiesen und Ufern im Binnenland wächst. Sie ist salzresistent und verträgt Überflutungen (VAN DER TOORN 1980), wenn auch nicht dauerhaft (www.floraweb.de). Sie gehört zu den Pionierpflanzen auf beweideten und gestörten Salzwiesen (VAN DER TOORN 1980)

Auswirkungen und invasives Potential:

Nicht bekannt; gilt als konkurrenzschwach (BERG & BARTH 2008)

Literatur: BERG & BARTH 2008, HANSEN & PEDERSEN 1959, MOHR 1999, VAN DER TOORN 1980, WIDGREN 2003, WOLFF 2005

www.discoverlife.org (access 02.06.2021)

www.floraweb.de Verbreitungskarten der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands, Bundesamt für Naturschutz, Verbreitungskarte Version 2013 (access 02.06.2021)

<https://bsbi.org/maps?taxonid=2cd4p9h.bsf> (*Cotula coronopifolia* distribution map (BSBI)) Botanical Society of GB and Ireland (access 02.06.2021)

www.inaturalist.org/observations/4762447 (access 02.06.2021)

Spartina anglica C.E. Hubbard

Ursprünglich für Landgewinnung und Küstenschutz aus England eingeführt, hat sich *Spartina anglica* an der gesamten deutschen Nordseeküste, im Wattenmeer und in den Flussästuaren angesiedelt und ist möglicherweise in weiterer Ausbreitung begriffen. Trotz erheblichem Einfluss auf den Lebensraum der oberen Gezeitenzone sind bislang starke negative Auswirkungen nicht bekannt. Spontane genetische Veränderungen und Bastardisierung mit unbekannten Folgen sind nicht auszuschließen.



Die Bulten des Englischen Schlickgrases *Spartina* sp. breiten sich an der Nordseeküste aus. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Spartina townsendii var. *anglica* C.E. Hubbard

Deutscher Name: Englisches Schlickgras

Englischer Name: cord-grass

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: England; in zahlreichen Ländern weltweit angepflanzt (www.havochvatten.se/frammandearter)

Vektor: Absichtlich für Landgewinnung und Küstenschutz eingeführt

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1927 (LOEBL et al. 2006, NEHRING & HESSE 2008)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Das amerikanische Schlickgras *Spartina alterniflora* wurde bereits vor 1870, möglicherweise mit Ballastwasser, von der nordamerikanischen Ostküste nach England eingeschleppt. Dort hybridisierte es mit der ansässigen Art *Spartina maritima* zum hexaploiden sterilen Bastard *Spartina x townsendii*. Aus diesem entstand durch Chromosomendopplung um 1890 die vitalere, fertile Form *Spartina anglica* (ENO et al. 1997, LOEBL 2002, WOLFF 2005).

Anmerkung: Der Status von *Spartina maritima* ist ungeklärt. Nach WOLFF (2005) stammt die Art möglicherweise ursprünglich aus Afrika.

Die zunächst entstandene Hybride *Spartina x townsendii* wurde in den Niederlanden an nur vier Stellen gefunden (WOLFF 2005). Während an der dänischen Küste in früheren Zeiten mehrere Nachweise erfolgt waren (NEHRING & ADSERSEN 2006), kannte man keine Vorkommen von der deutschen Küste. In einer neueren Studie zeigten GRANSE et al. (2021a) jedoch, dass die sterile hexaploide Form im östlichen Wattenmeer vom Wangerland bis zum dänischen Skallingen vorkommt. Vermutlich konkurrenzschwächer als *Spartina anglica*, besetzt sie die seewärts gelegene Pionierzone der Salzwiese.

Nach einer ersten Ausbreitungswelle entlang der südostenglischen Küste und in Nordwestfrankreich wurde *Spartina anglica* 1924 aus England zu Landgewinnung und Küstenschutz in die Niederlande eingeführt, wo sie sich rasch etablierte und ausbreitete (WOLFF 2005).

Importe in das deutsche ost- und nordfriesische Wattenmeer aus den genannten Gründen erfolgten erstmals 1927. Heute findet man *Spartina anglica* entlang weite Bereiche der Wattenmeerküste und an Flussästuaren. Die Vorkommen können von einer fleckenhaften Verteilung bis hin zu geschlossenen Vegetationsgürteln reichen (NEHRING & HESSE 2008). Im Sylter Wattenmeer ist die Art, möglicherweise durch den Klimawandel begünstigt, weiter in Ausbreitung begriffen (LOEBL et al. 2006).

An die dänische Westküste Jütlands wurden in den 1930er und 1940er Jahren ebenfalls Pflanzen importiert (NEHRING & HESSE 2008). Inzwischen wächst das Schlickgras stellenweise im Limfjord sowie an Küstenabschnitten des Kattegats mit einer südlichen Verbreitungsgrenze in die Ostsee nahe Haderslev. An der schwedischen Westküste nördlich Göteborgs, im Übergangsbereich von Skagerrak und Kattegat, wurde 2007 eine Ansiedlung von *Spartina* gefunden (FERM 2007). NEHRING & ADSERSEN (2006) prognostizieren eine Ausbreitung der Art entlang der schwedischen Kattegatküste.

Aufgrund der niedrigen Salinität wird mit einem weiteren Eindringen in die Ostsee allerdings nicht gerechnet. Vermutlich begrenzt auch starker Eisgang im Winter die Ausdehnung.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: LOEBL et al. 2006, NEHRING & ADSERSEN 2006

Dänemark: NEHRING & ADSERSEN 2006

Schweden: FERM 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: Kattegat und Beltsee (NEHRING & ADSERSEN 2006,

www.havochvatten.se/frammandearter)

Schweden: FERM 2007

Zur Biologie und Ökologie:

Das englische Schlickgras *Spartina anglica* ist eine derbe Pflanze mit scharfkantigen Blättern, die im oberen Eulitoral zwischen Nipp- und Springtiden-Hochwasserlinie wächst. Sie ist mit Salzdrüsen ausgestattet, besitzt eine weite Salinitätstoleranz und verankert sich über spezielle unverzweigte Wurzeln bevorzugt in den schlackigen Sedimentböden geschützter Küstenabschnitte. Dort wächst sie zunächst in einzelnen Horsten, die sich zu einem dichten Vegetationsgürtel schließen können. Die Verbreitung kann sowohl über Samenbildung als auch vegetativ erfolgen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Spartina anglica wird der Status eines IAS zugeschrieben (an invasive species which threatens ecosystems, habitats or species), und die Art wird nach IUCN 2000 (World Conservation Union) zu den „100 World's Worst Invaders“ gezählt.

Zu großflächigen Veränderungen oder negativen Einflüssen auf Flora und Fauna liegen für das deutsche und dänische Wattenmeer allerdings keine Hinweise vor.

Spartina war ursprünglich für den Küstenschutz und zur Landgewinnung angepflanzt worden, mit der Absicht, die Wellen- und Strömungsenergie herabzusetzen und die Sedimentationsrate zu erhöhen. Da die Art im deutschen und dänischen Wattenmeer an ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze wächst, scheint ihre Ausbreitung generell moderater zu verlaufen als in südlicheren Gebieten. Trotzdem kann *Spartina* aufgrund ihrer Konkurrenzstärke ganze Küstenabschnitte dominieren und in Habitate heimischer Arten vordringen (*Salicornia stricta* bzw. *Zostera noltii*). Im Gegensatz zu anderen Quellen bescheinigt STOCK (2015) der Pflanze allerdings, dass es keinen Verdrängungseffekt hinsichtlich der Quellerbestände gibt und die Art zur Renaturierung und Diversifizierung von Salzwiesen beiträgt. GRANSE et al. (2021b) finden an der Wattenmeerküste ebenfalls eine erhöhte Sedimentationsrate und Stabilisierung neu entstehender Salzwiesen, sowie damit einhergehend eine Zunahme der Diversität.

In der unteren Salzwiese ergibt sich dadurch im deutschen Wattenmeer häufig ein Mosaik aus *Spartina* und anderen Salzwiesenpflanzen, die teilweise von der verstärkten Sedimentation durch *Spartina* profitieren.

Wattflächen mit dichten *Spartina*-Beständen werden zwar der Nutzung einiger Invertebraten, Fischen oder Vögeln entzogen, andererseits haben Untersuchungen gezeigt, dass Benthosorganismen nicht nur verdrängt werden, sondern einige, speziell Jugendstadien von Epibionten, die *Spartina*-Horste verstärkt nutzen (LOEBL 2002, TANG & KRISTENSEN 2010) und die Rhizome und Winterknospen eine wichtige Nahrungsgrundlage für Gänse und Enten sind (STOCK 2015). Hohe Dichten des Polychaeten *Nereis diversicolor* wirken sich durch Prädation und Bioturbation limitierend auf die Ausbreitung von *Spartina* aus (EMMERSON 2000).

Beeinträchtigungen anthropogener Aktivitäten wie Jagd, Fischerei, Muschelsammeln (shellfish harvesting), Bootsfahrten, Vogelbeobachtungen oder Botanisieren spielen an der deutschen Nordseeküste keine Rolle. Dass dichte Bestände die touristisch genutzten Zonen wegen verstärkter Sedimentation und Verletzungsgefahr durch die scharfkantigen Blätter unattraktiv machen können, ist aber von einigen Küstenabschnitten im dänischen Kattegat bekannt.

Da *Spartina anglica* durch spontane Chromosomendopplung entstanden ist, wird befürchtet, dass erneute genetische Veränderungen zu weiteren Bastardisierungen mit unbekannten Folgen führen könnten. Auch eingeschleppte Krankheitserreger wie der *Spartina* mottle virus (JONES 1980) (<https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/spartina-anglica.html>) oder das aus Amerika stammende giftige Mutterkorn (*Claviceps purpurea* var. *spartinae*) (BOESTFLEISCH et al. 2015) wurden im Wattenmeer nachgewiesen. Deren potentielle Auswirkungen wurden bislang noch nicht näher untersucht (STOCK 2015).

(alle Angaben, wenn nicht anders angegeben, aus LOEBL 2002, REISE et al. 2005, LOEBL et al. 2006, NEHRING & ADSERSEN 2006)

Literatur: BOESTFLEISCH et al. 2015, EMMERSON 2000, ENO et al. 1997, FERM 2007, GRANSE et al. 2021a, b, JONES 1980, KERCKHOF et al. 2007, LOEBL 2002, LOEBL et al. 2006, NEHRING & ADSERSEN 2006, NEHRING & HESSE 2008, REISE et al. 2005, STOCK 2015, TANG & KRISTENSEN 2010, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-spartina-anglica-engelskt-marskgras.pdf (havochvatten.se) (update 05.03.2013)

<https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/spartina-anglica.html> Handbuch des Bundesamtes für Naturschutz (BfN)

6. Invertebrata (Wirbellose Tiere)

6.1. Porifera (Schwämme)

Arten, die sich nicht etabliert haben, keine NIS sind oder irrtümlich für deutsche Küsten angegeben wurden, sind mit einem * gekennzeichnet.

Chalinula (Haliclona) loosanoffi (Hartman, 1958)

Ein Vorkommen des Schwammes, mit dem z. Zt. gültigen Namen *Chalinula loosanoffi*, ist für die deutsche Nordsee unsicher. Nachweise von eingeschleppten Schwämmen sind durch die anspruchsvolle Taxonomie der Porifera schwierig.

Abb. in VAN SOEST 1976

Andere Namen in der Literatur:

Haliclona loosanoffi Hartman, 1958

Deutscher Name: -

Englischer Name: Loosanoff's horny sponge

Status: Kryptogene Art, Vorkommen und Etablierung in Deutschland unklar

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Die Erstbeschreibung (als *Haliclona loosanoffi*) stammt von der amerikanischen Ostküste, Vorkommen sind von nord-amerikanischen Küsten (VAN SOEST 1976), aus Irland (DE WEERDT 1986), den Niederlanden (WOLFF 2005) und aus dem Mittelmeer (STREFTARIS et al. 2005) publiziert.

Vektor: Unbekannt; eine Einschleppung nach Europa mit Amerikanischen Austern (*Crassostrea virginica*) im 19. Jh. wäre möglich, ist aber nicht dokumentiert (WOLFF 2005).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Unklar; Vorkommen bei Helgoland i. d. 1980er Jahren (HARMS 1993)

Ostsee: Sehr wahrscheinlich keine Vorkommen

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Herkunft dieser Art ist unsicher, ihre begrenzte Verbreitung würde ein Invasionsereignis nahelegen. Im Gegensatz zu DE WEERDT

(1986) und WOLFF (2005) hält VAN SOEST (1976) eine anthropogene Einschleppung mit Schiffen für zweifelhaft, da altes Material belegt, dass der Schwamm bereits in den 1880er Jahren in den Niederlanden vorkam. WOLFF (2005) gibt allerdings zu bedenken, dass zu dieser Zeit schon amerikanische Austern nach Europa importiert wurden und der Transport mit diesen durchaus im Bereich des Möglichen läge.

In den Niederlanden ist *C. loosanoffi* im Gebiet von Oosterschelde und Grevelingen etabliert (WOLFF 2005, VAN SOEST et al. 2007). VAN SOEST et al. (2007) nennen ca. 20 Nachweise von 1975 bis 2007.

Chalinula loosanoffi ist an der deutschen Küste kaum dokumentiert. HARMS (1993) führt in seiner Liste Helgoländer Arten Funde auf, die auf DE KLUIJVER (1991) und die Jahre 1987 - 1989 zurückgehen (als *Acervochalina loosanoffi*). JANKE & KREMER (2010) zeigen in ihrem Strandführer einen Geweihschwamm unter dem Namen *Haliclona loosanoffi* syn. *Haliclona oculata* mit einem angegebenen Verbreitungsgebiet im Sublitoral des Nordostatlantiks, der Nord- und westlichen Ostsee. Die beiden Namen bezeichnen allerdings zwei verschiedene Spezies (VAN SOEST 1976), von denen letztere nach HAYWARD & RYLAND (2017) und VAN SOEST et al. (2007) zumindest für die britische und niederländische Küste als häufige heimische Art gilt. Da die Artbestimmung von Schwämmen anspruchsvoll und in den meisten Fällen zuverlässig nur von Experten zu leisten ist, bleibt unklar, ob es sich in diesem Fall um *Chalinula loosanoffi* oder um *Haliclona oculata* handelt.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: VAN SOEST 1976, 1977, WOLFF 2005, VAN SOEST et al. 2007
Deutschland: Helgoland (DE KLUIJVER 1991)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Vermutlich keine Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:

Ein extrem weicher, grau-brauner Schwamm von variabler Gestalt, der auf biogenen wie abiotischen Untergründen wächst. Von inkrustierenden Formen können sich tubuläre Strukturen mit kleinen terminalen Ausstromöffnungen (Osculae) erheben ([Marine Species Identification Portal](#)). Die Art bildet im Spätsommer und

Herbst Dauerstadien (Gemmulae) (DE WEERDT 1986) und ist in der kälteren Jahreszeit offenbar abwesend (VAN SOEST 1977).

Auswirkungen und invasives Potential:

Starke Auswirkungen sind unbekannt und aufgrund der wenigen Vorkommen und der langen Zeit, die die Art in europäischen Gewässern vorkommt, ohne dass negative Folgen aufgetreten sind, nicht zu erwarten.

Literatur: DE KLUIJVER 1991, DE WEERDT 1986, HARMS 1993, HAYWARD & RYLAND 2017, JANKE & KREMER 2010, STREFTARIS et al. 2005, VAN SOEST 1976, 1977, VAN SOEST et al. 2007, WOLFF 2005

[Marine Species Identification Portal : Chalinula loosanoffi \(species-identification.org\)](#)

***Haliclona (Soestella) xena** de Weerdt, 1986**

Abb. in VAN SOEST et al. 2007
(doi: 10.1017/S002531540705816X)

[WoRMS - World Register of Marine Species - Haliclona xena de Weerdt, 1986](#)

Der Schwamm wurde erstmals 1977 in den Niederlanden (Oosterschelde) gefunden und von DE WEERDT (1986) beschrieben. VAN SOEST et al. (2007) geben Vorkommen auch für das niederländische Wattenmeer sowie aus Frankreich und von **Helgoland** an (letzteres als undatierte pers. Beob., Tab. 2). Bei BRETON & D'HONDT (2005), BAFFREAU et al. (2018) und [WoRMS - World Register of Marine Species](#) finden sich Nachweise für Belgien und die französische Kanalküste. Ob *Haliclona xena* eine eingeschleppte Art ist, bleibt offen. GITTENBERGER et al. (2010) finden ihn im Hafen von Texel und bezeichnen ihn als kryptogen. 2012 werden an

der amerikanischen Westküste (Oregon) Trümmer vom Tsunami-Ereignis 2011 an der japanischen Küste gefunden und auf Bewuchsorganismen untersucht (ELVIN et al. 2018). Dabei wurden Stücke eines Schwammes gesammelt, dessen Sequenz mit der von *H. xena* aus den Niederlanden übereinstimmt. Die Autoren bezeichnen die Art als nicht-heimisch für Europa und (im Supplement) als ‚non-native‘ für die amerikanische Küste. Der eigentliche Ursprung bleibt unbestimmt.

Literatur: BAFFREAU et al. 2018, BRETON & D'HONDT 2005, DE WEERDT 1986, ELVIN et al. 2018, GITTENBERGER et al. 2010, VAN SOEST et al. 2007

[WoRMS - World Register of Marine Species - Haliclona xena de Weerdt, 1986](#) (08.06.2021)

Leucosolenia somesii* (Bowerbank, 1874)

Abb. in VAN SOEST et al. 2007
(doi: 10.1017/S002531540705816X)



Die verzweigten Röhren von *Leucosolenia somesii* können mehrere cm lang werden. (Foto D. Lackschewitz)

Der Schwamm bildet ein dichtes Geflecht verzweigter Röhren, die mehrere cm Länge erreichen können. Der Status ist unsicher, die Art ist sowohl in Südengland, von wo sie erstmals aus einem Aquarium beschrieben wurde, als auch seit 2000 aus den Niederlanden bekannt (VAN SOEST et al. 2007). GITTENBERGER et al. (2013) bezeichnen ihn als kryptogen, schließen aber auch einen heimischen Ursprung nicht aus. VAN SOEST et al. (2007) vermuten eine nicht-heimische Art aufgrund der Abweichungen in Größe und Nadelformen. An der deutschen Küste wurde er **2012** erstmals im Hafen von Hörnum/Sylt identifiziert (GITTENBERGER et al. 2013). Dort war er möglicherweise nicht neu, blieb in der Vergangenheit jedoch unerkannt und wurde eventuell mit den deutlich kleineren Spezies *L. variabilis* oder *L. botryoides* verwechselt. Charakteristisch für die Art sind neben ihrer Größe die Maße der einfachen, zweispitzigen Nadeln (oxeas) sowie das Auftreten von T- und V-förmigen Nadeln (VAN SOEST et al. 2007). Letztere kommen, verglichen mit anderen Formen, allerdings eher selten vor (A. GITTENBERGER, pers. Mitt. 06.2021).

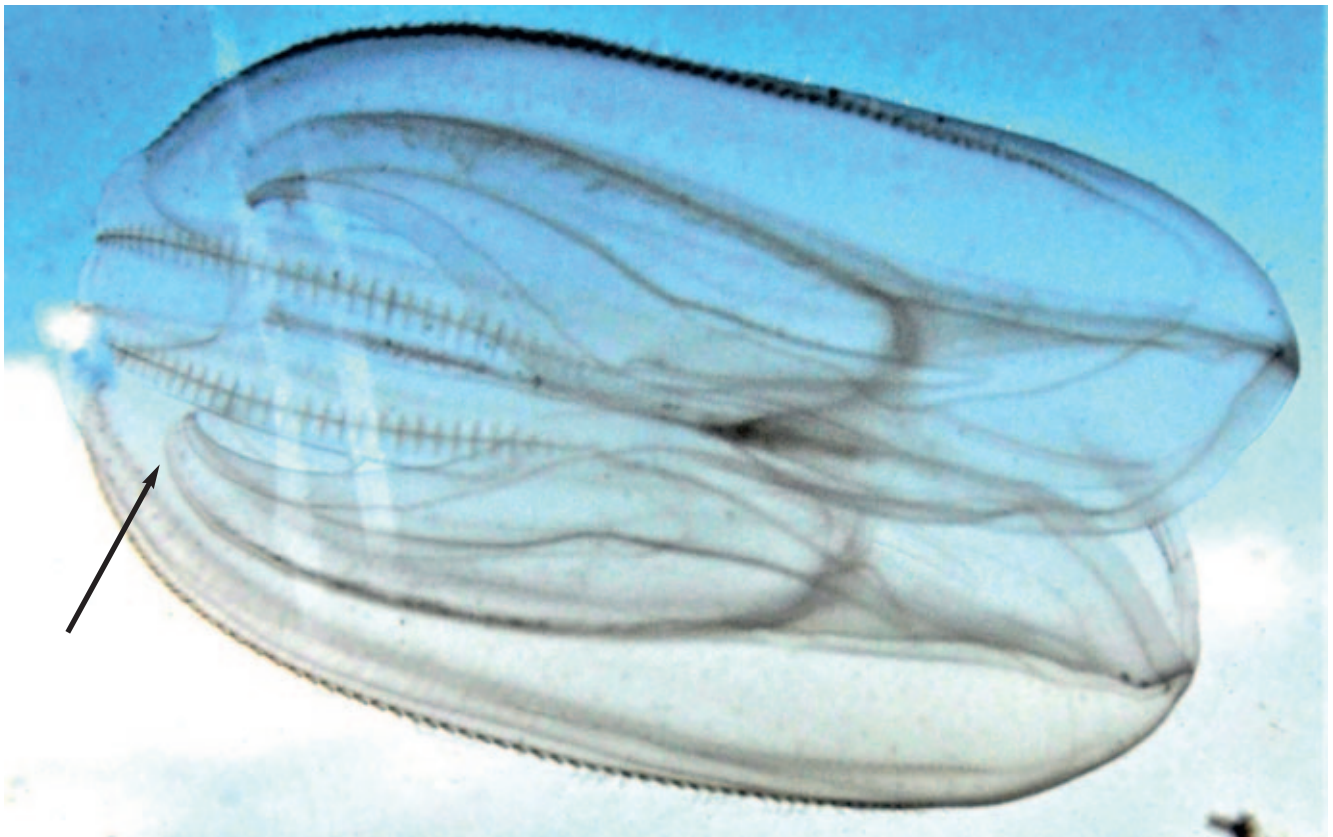
Literatur: GITTENBERGER et al. 2013, VAN SOEST et al. 2007

6.2. Coelenterata (Hohltiere)

6.2.1. Ctenophora (Rippenquallen)

Mnemiopsis leidyi A. Agassiz, 1865

Das Auftauchen der amerikanischen Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* an der deutschen Nord- und Ostseeküste im Herbst 2006 löste Besorgnis aus, da die Art im Schwarzen und Kaspischen Meer für den Zusammenbruch der Sardellenpopulationen verantwortlich gemacht worden war. Genetische Studien belegten, dass der Ursprung der Tiere aus der Nord- und Ostsee an der Küste Neuenglands (USA) zu suchen ist, wohingegen die südlicheren ponto-kaspischen Populationen aus dem wärmeren Golf von Mexiko stammen. Ob die Art in deutschen Küstengewässern zukünftig einen erheblichen negativen Einfluss haben wird, bleibt abzuwarten.



Die räuberische Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* unterscheidet sich von der ähnlichen heimischen Art *Bolinopsis infundibulum* u. a. durch die Lage der oralen Lappen (Pfeil), die bis weit nach oben reichen. (Foto D. Lackschewitz)

Deutscher Name: Meerwalnuss
Englischer Name: sea walnut, American comb jelly, Leidy's comb jelly, warty comb jelly

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee, Ostsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Amerikanische Atlantikküste (PURCELL et al. 2001)

Vektor: Unbekannt, wahrscheinlich Ballastwasser (KIDEYS 2002); sekundäre Verbreitung offenbar sehr effektiv mit Strömungen (JASPERS et al. 2018a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 11.2006 bei Helgoland (BOERSMA et al. 2007)

Ostsee: 10.2006 in der Kieler Bucht (JAVIDPOUR et al. 2006), evtl. schon im Juni 2006 in der Mecklenburger Bucht (KUBE et al. 2007).

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Zwischen 2005 und 2007 erschien die Ctenophore fast zeitgleich an verschiedenen Küsten der Nord- und Ostsee. Der erste sichere, damals offenbar weitgehend unbeachtete Fund stammt vom August 2005 von der dänischen Westküste (TENDAL et al. 2007). Im November desselben Jahres dokumentierten fotografische Nachweise aus dem Oslofjord die Anwesenheit der Rippenqualle (OLIVEIRA 2007). Im darauffolgenden Jahr (August 2006) identifizierten FAASSE & BAYHA (2006) *Mnemiopsis leidyi* eindeutig aus niederländischen Gewässern, wobei ein zeitlich bis in das Jahr 2002 oder sogar 1992 (VAN WALRAVEN et al. 2017) zurückreichendes Vorkommen an der niederländischen Küste nicht ausgeschlossen wurde. Wahrscheinlich war *Mnemiopsis* lange Zeit mit der heimischen Kaltwasserart *Bolinopsis infundibulum* verwechselt worden.

In deutschen Küstengewässern fand man erste Schwärme in der Kieler Bucht im Rahmen eines regulären Messprogramms im Oktober 2006 (JAVIDPOUR et al. 2006). Östlich davon zeigte sich, dass vermutlich bereits im Juni 2006 Tiere in der Mecklenburger Bucht nahe Kühlungsborn aufgetreten waren (KUBE et al. 2007). Bezüglich einer Einschleppung war ein Eintrag mit Ballastwasser über den Kieler Hafen das Wahrscheinlichste, aber auch eine Einwanderung durch Meeresströmungen aus der Nordsee wurde nicht ausgeschlossen (JAVIDPOUR et al. 2006). Nach gezielter Suche wurde die Ctenophore etwas später, im November 2006, ebenfalls im Helgoländer Plankton nachgewiesen (BOERSMA et al. 2007).

Gleichzeitig wurde *Mnemiopsis leidyi* 2006 auch von der schwedischen und norwegischen Küste gemeldet, und wegen der großen Anzahl der Tiere wurde von einem seit längerem bestehenden, aber unentdeckt gebliebenen Vorkommen ausgegangen (HANSSON 2006). Gleiches galt für ihre Entdeckung in belgischen Gewässern 2007. Auch dort war sie zum Zeitpunkt des ersten Nachweises schon sehr individuenreich (KERCKHOF et al. 2007, GINDERBEUREN et al. 2012). Erste Beobachtungen an der französischen Nordseeküste wurden 2009 gemacht, aber bereits vier Jahre früher (2005) war *Mnemiopsis* an der französischen Kanalküste (außerhalb des Gebietes der Nordsee) aufgetreten (ANTAJAN et al. 2014).

Eine zeitliche Abfolge der Erstnachweise an verschiedenen Küsten der Nord- und Ostsee geben JASPERS et al. (2018a). Die Autoren gehen davon aus, dass die primäre Einschleppung nach Nordwesteuropa in einen der großen Seehäfen Rotterdam oder Antwerpen erfolgt war, und die Tiere sich in der Folge mit korrespondierenden Meeresströmungen ost- und nordostwärts ausgebreitet hatten, wobei eine Strecke von bis zu 2000 km nicht unwahrscheinlich wäre. Zeitliche und geographische Nachweise sprechen ebenso für diese Hypothese, wie auch die Tatsache, dass *Mnemiopsis* bisher (bis 2020) nicht von der britischen Küste gemeldet wurde. Diese ist abgekoppelt von Strömungssystemen, die das Gebiet des europäischen Ersteintrages (Belgien und/oder die Niederlande) mit den nordöstlicher gelegenen Nordseeküsten verbindet. In der Literatur existiert lediglich ein Hinweis von der englischen Ostküste (Wash Bay) durch eDNA, ohne dass man Individuen in Monitoring-Untersuchungen gefunden hätte (JASPERS et al. 2018a).

In der Ostsee wurde *Mnemiopsis*, abgesehen von deutschen, dänischen und schwedischen Gewässern, schon 2007 auch aus Polen (Danziger Bucht) gemeldet (JANAS & ZGRUNDO 2007). Nachweise aus dem Finnischen und Bothnischen Meerbusen (LEHTINIEMI et al. 2007) wurden im Nachhinein durch molekulare Studien revidiert (GOROKHOVA et al. 2009, LEHTINIEMI et al. 2012). Offenbar setzt die abnehmende Salinität dem Vorkommen in der Ostsee Grenzen.

In den seit 2009 jährlich durchgeführten ‚Rapid Assessment‘-Untersuchungen in deutschen Küstengewässern wurde *Mnemiopsis leidyi* weit verbreitet und zeitweise individuenreich gefunden. Allerdings war sie 2011 nach einem strengen Winter von allen untersuchten Standorten an der Nordseeküste und der westlichen Ostsee verschwunden (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2011b), trat aber ab 2012 wieder zunehmend auf. Übereinstimmend damit fehlte sie auch an den nördlich gelegenen Küsten der Nordsee und in der Kieler Bucht nach kalten Wintern (HOSIA & FALKENHAUG 2015, JASPERS et al. 2018a). Dies stützt die Annahme, dass die nördlicheren Küsten über einen strömungsgetriebenen Invasionskorridor für Driftorganismen aus den Gebieten der südlichen Nordsee, in denen dauerhafte Populationen existieren (das Deltagebiet, niederländisches und deutsches Wattenmeer und der südliche Kanal), versorgt werden (JASPERS et al. 2018a).

Genetische Studien zeigten, dass die in nordeuropäischen Gewässern vorkommenden Populationen ihren Ursprung in Neuengland haben, wohingegen die des Schwarzen und Kaspischen Meeres aus dem wärmeren Klima des Mexikanischen Golfes stammen (GHABOOLLI et al. 2011). Anders als man vermuten würde, zeigten die genetischen Daten, dass die in der Nordsee auftretenden Populationen entweder aus der Ostsee stammten oder es unabhängig voneinander zwei Invasionen aus Neuengland gegeben hatte (REUSCH et al. 2010, GHABOOLLI et al. 2011). Durch eine Reihe kalter Winter erloschen die Ostseebestände offenbar und wurden durch Populationen aus der Nordsee ersetzt. Auch wenn ein erneuter Eintrag mit Ballastwasser nicht völlig auszuschließen ist, halten JASPERS et al. (2018a) es für wahrscheinlicher, dass diese Gebiete durch strömungsbedingte Drift von Tieren aus der südlichen Nordsee wiederbesiedelt wurden.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: ANTAJAN et al. 2014
 Belgien: KERCKHOF et al. 2007, GINDERDEUREN et al. 2012
 Niederlande: FAASSE & BAYHA 2006
 Deutschland: BOERSMA et al. 2007
 Dänemark: TENDAL et al. 2007
 Schweden: HANSSON 2006
 Norwegen: OLIVEIRA 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: TENDAL et al. 2007, RIISGÅRD et al. 2010, RIISGÅRD 2017
 Schweden: KUBE et al. 2007, www.havochvatten.se/frammandearter
 Deutschland: JAVIDPOUR et al. 2006, KUBE et al. 2007
 Polen: JANAS & ZGRUNDO 2007

Zur Biologie und Ökologie:

Mnemiopsis leidyi wird mit einer Größe von bis zu ca. 10 cm Länge zum gelatinösen Makrozooplankton gerechnet und ist eine euryhaline und eurytherme Art. Ihr breites ökophysiologisches Spektrum erlaubt ihr die Besiedlung der Nord- und westlichen Ostsee (LEHTINIEMI et al. 2012). Salinitäten zwischen 2 und 38 und Temperaturen von -0,7 bis 34 °C können offenbar toleriert werden. Sie ist ein hermaphroditischer, sich selbst befruchtender Organismus (IVANOV et al. 2000). Eine Reproduktion ist ab 12 °C Wasser-

temperatur möglich, wobei die höchsten Raten bei 24 bis 28 °C gemessen wurden. Hohe Werte im Sommer 2006 begünstigten vermutlich die Massenentwicklung von *Mnemiopsis*-Populationen und damit die Verbreitung bzw. deren Wahrnehmung (HANSSON 2006). Jugendstadien können leicht mit den heimischen Arten *Pleurobrachia pileus* und *Bolinopsis infundibulum* verwechselt werden.

Bei ausreichend hohem Nahrungsangebot kann die Art sehr schnell wachsen, bei Mangel aber auch 3 Wochen hungern. Sie ernährt sich von Zooplankton, Fischeiern und -larven und könnte damit zum Nahrungskonkurrenten für Fische und Räuber an diesen werden. Sie selbst wird nicht von Fischen gefressen, wohl aber von Rippenquallen der Gattung *Beroe*, die in Nordeuropa auf die Nord- und westliche Ostsee beschränkt sind (GALIL & GEVILI 2013). Die größte Biomasse erreichen die Populationen im Sommer/Frühherbst, wenn auch die Biomasse des Zooplanktons am höchsten ist. Die Überwinterung findet in tieferen Wasserschichten statt, in denen die Temperaturen nicht unter 4 °C sinken. In der östlichen Ostsee wird das Vorkommen vermutlich durch Salinität und Wintertemperaturen limitiert.

(Angaben, wenn nicht anders vermerkt, aus KUBE et al. 2007 und www.havochvatten.se/frammandearter)

Auswirkungen und invasives Potential:

Anfang der 1980er Jahre in das Schwarze Meer eingeschleppt (1982; JASPERS et al. 2018a), breitete sich die Art dort und im östlichen Mittelmeerraum aus und gelangte in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre vermutlich durch Ballastwasser ins Kaspische Meer, wo ihr, wie auch im Schwarzen Meer, schwere wirtschaftliche Schäden in der Fischerei-Industrie angelastet wurden (KIDEYS 1994, IVANOV et al. 2000). Nahrungskonkurrenz zum heimischen Anchovi (*Engraulis encrasicolus*) und die Prädation an Fischeiern und -larven, hatten erhebliche Einbußen in der lokalen Fischwirtschaft zur Folge (KIDEYS 2002).

Inzwischen geht man allerdings davon aus, dass nicht allein die Massenentwicklung dieses räuberischen Zooplankters, sondern auch Überfischung und Eutrophierung im Schwarzen und Kaspischen Meer zu dem starken Einbruch beitrugen (BILIO & NIERMANN 2004).

In der Ostsee fanden SCHABER et al. (2011) bisher keinen entscheidenden Einfluss auf das Ichtyoplankton, Konkurrenz zu juvenilen Heringen (KELLNREITNER et al. 2013) und Prädation an Fischeiern scheinen in der Nordsee wie in der Ostsee von untergeordneter Bedeutung zu sein (HAMER et al. 2011, JASPERS et al. 2011). VAN WALRAVEN et al. (2017) leiten aus Untersuchungen des gelatinösen Planktons ab, dass die Ctenophore ihre höchsten Dichten erreicht, wenn normalerweise der Fraßdruck durch andere Arten sehr gering ist. Insofern besetzt sie eine ungenutzte Nische.

RIISGÅRD et al. (2012) zeigten, dass die saisonale Aufeinanderfolge im Vorkommen von *Mnemiopsis* und der heimischen Scyphozoe *Aurelia aurita* im Limfjord zu einer erheblichen Dezimierung der Zooplanktonbestände führten, die sich nach der Massenentwicklung von *Aurelia* im Frühsommer durch den zusätzlichen Fraßdruck von *Mnemiopsis* im Spätsommer und Herbst nicht erholen konnten. Da die Rippenqualle kein Phytoplankton frisst, können sekundär auch Algenblüten durch die starke Reduzierung des phytophagen Zooplanktons entstehen (www.havochvatten.se/frammandearter). In der zentralen Ostsee ist der Einfluss der Rippenqualle auf das Zooplankton offensichtlich vernachlässigbar (RIISGÅRD 2017).

Es wird erwartet, dass die ansteigenden Meerestemperaturen hohe Dichten und die Ausbreitung der Rippenqualle begünstigen und die Etablierung der Art im marinen Zooplankton

manifestieren. Speziell Küstenfischen und deren Nachwuchs erwächst damit ein neuer Prädator und Nahrungskonkurrent, dessen Populationsdynamik kritisch beobachtet werden sollte. Noch scheinen die Populationen starken Schwankungen zu unterliegen, die insbesondere von den Wintertemperaturen gesteuert werden. Bei sehr hohen Dichten sind negative Auswirkungen auf die heimische Fauna nicht auszuschließen. Ein allgemeingültiges Urteil über den Einfluss der Rippenqualle scheint aber noch auszustehen.

Literatur: ANTAJAN et al. 2014, BILIO & NIERMANN 2004, BOERSMA et al. 2007, FAASSE & BAYHA 2006, GALIL & GEVILI 2013, GHABOOLLI et al. 2011, GINDERBEUREN et al. 2012, GOROKHOVA et al. 2009, HAMER et al. 2011, HANSSON 2006, HOSIA & FALKENHAUG 2015, IVANOV et al. 2000, JANAS & ZGRUNDO 2007, JASPERS et al. 2011, JASPERS et al. 2018a, JAVIDPOUR et al. 2006, KELLNREITNER et al. 2013, KERCKHOF et al. 2007, KIDEYS 1994, 2002, KUBE et al. 2007, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2011b, LEHTINIEMI et al. 2007, 2012, OLIVEIRA 2007, PURCELL et al. 2001, REUSCH et al. 2010, RIISGÅRD 2017, RIISGÅRD et al. 2010, 2012, SCHABER et al. 2011, TENDAL et al. 2007, VAN WALRAVEN et al. 2017

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-mnemiopsis-leidy-amerikanskammanet.pdf (havochvatten.se) (update 18.12.2014)

6.2.2. Cnidaria (Nesseltiere)

Arten, die sich nicht etabliert haben, keine NIS sind oder irrtümlich für deutsche Küsten angegeben wurden, sind mit einem * gekennzeichnet.

Hydrozoa (Hydroiden)

Blackfordia virginica Mayer, 1910

Blackfordia virginica hat ihren Ursprung vermutlich im Schwarzen Meer, auch wenn die Erstbeschreibung von der nordamerikanischen Atlantikküste stammt. Weltweit ist sie von verschiedenen Küsten bekannt. Im Oktober 2014 wurde sie erstmals für deutsche Gewässer im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) nahe Kiel gefunden, wo sie seit 2016 offenbar stabile Populationen bildet. 2017 traten auch in der Kieler Förde Medusen auf.

Abb. in JASPERS et al. 2018b
(<https://doi.org/10.1186/s10152-018-0513-7>)
BARDI & MARQUES 2009

Deutscher Name: -
Englischer Name: Black Sea jellyfish

Status: Nicht-heimische Art, 2014 i. d. Ostsee (NOK, Kieler Förde)

Lebensraum: Brackwasser (mit breitem Salinitätsspektrum)

Ursprungs-/Donorgebiet: Wahrscheinlich der ponto-kaspische Raum; zwar wurde die Art erstmals von der nordamerikanischen Ostküste beschrieben, aber wegen einer sehr geringen genetischen Diversität wurde später ein anderer Ursprung angenommen („bottleneck/founder Effekt“). Dieser liegt wahrscheinlich im Schwarzen Meer, wo die Art häufig ist (FAASSE & MELCHERS 2014, THIEL 1935 zit. in JASPERS et al. 2018b).

Vektor: FAASSE & MELCHERS (2014) vermuten Ballastwasser; JASPERS et al. (2018) halten Schiffsbewuchs für wahrscheinlicher, da im NOK kein Ballastwasseraustausch stattfindet.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee -
Ostsee: 10.2014, NOK (JASPERS et al. 2018b)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Neben einem weltweiten Vorkommen in verschiedenen indopazifischen und atlantischen Flussästuaren, ist die Hydrozoe auch von einigen westeuropäischen Küsten bekannt (BARDI & MARQUES 2009, CHÍCHARO et al. 2009, NOWACZYK et al. 2016). Im Nordwesten Frankreichs scheint

sie seit spätestens den 1950er Jahren vorzukommen (STATES OF JERSEY 2017). Für das Gebiet der Nordsee im Hafen von Amsterdam wurde sie erstmals im August 2014 nachgewiesen. Im Oktober desselben Jahres wurde auch der mutmaßlich zugehörige Polyp im Noordzeekanaal entdeckt (FAASSE & MELCHERS 2014). Videoaufnahmen von 2013 legen ein Vorkommen bereits ein Jahr zuvor nahe.

Ebenfalls im Oktober 2014 tauchten erste Medusen im Nord-Ostsee-Kanal nahe Kiel auf. Spätestens ab 2016 hatten sich stabile, reproduzierende Populationen gebildet, die Medusen unterschiedlicher Größen hervorbrachten. Der Polyp wurde allerdings an diesem Standort bisher nicht gefunden. 2017 zeigten sich erste Medusen auch in der Kieler Förde, die ihren Ursprung möglicherweise im NOK hatten. Ob dieses Vorkommen dauerhaft ist, bleibt abzuwarten. Eine weitere Ausbreitung in andere Teile der Ostsee ist aufgrund der ökophysiologischen Bandbreite der Hydrozoe nicht auszuschließen (JASPERS et al. 2018b).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Niederlande: FAASSE & MELCHERS 2014

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland: JASPERS et al. 2018b

Zur Biologie und Ökologie:
Blackfordia virginica ist eine euryhaline Hydrozoe, die überwiegend in Flussästuaren mit großen Häfen vorkommt (BARDI & MARQUES 2009). Die Art durchläuft einen benthisch-pelagischen Generationswechsel mit einem sehr kleinen Polypen und einer Meduse (bis ca. 22 mm) (FAASSE

& MELCHERS 2014). Der apikale Teil der Meduse zeichnet sich durch eine dicke Mesogloea aus, die Tiere besitzen 4 Radiärkanäle und lange gekräuselte Mundlappen. Der Schirmrand ist mit 50 - 142 Tentakel besetzt, zwischen denen sich Statocysten befinden. Die Tentakel entspringen aus verdickten Bulben, die charakteristische nach innen gerichtete, kurze fingerförmige Ausstülpungen besitzen (Fotos bei BARDI & MARQUES 2009). Das Vorhandensein dunkler Pigmente scheint variabel und somit nicht diagnostisch zu sein (BARDI & MARQUES 2009). Die Polypen entstehen an kriechenden Stolonen, ihre Tentakel sind im unteren Teil durch ein häutiges Gewebe verbunden (Foto bei MILLS & REES 2000). MILLS & SOMMER (1995) schließen aus der Größenverteilung der Medusen, dass die Polypen in der Bucht von San Francisco den ganzen Sommer über Medusen hervorbringen.

JASPERS et al. (2018b) beobachteten an der deutschen Ostseeküste die höchsten Dichten von Medusen im Juni/Juli bei Temperaturen von über 14 °C und Salzgehalten von 7 bis 13. Während die Polypen an geringere Salinitäten ange-

passt zu sein scheinen, können die Medusen auch unter vollmarinen Bedingungen vorkommen (STATES OF JERSEY 2017).

Auswirkungen und invasives Potential:

Der Einfluss der kleinen Meduse z. B. auf das Zooplankton kann zum jetzigen Zeitpunkt aufgrund des geringen Vorkommens nicht bewertet werden und wird ggf. durch die hohen Dichten der ebenfalls eingeschleppten Rippenqualle → *Mnemiopsis leidyi* überlagert (FAASSE & MELCHERS 2014). JASPERS et al. (2018b), die der Art aufgrund ihrer hohen Toleranzen das Potential bescheinigen, die gesamte Ostsee zu besiedeln, geben allerdings zu bedenken, dass eine neue Nahrungskonkurrenz für Fische erwächst und eine direkte Prädation an Fischeiern und Larven durch die Hydromedusen wahrscheinlich ist (CHÍCHARO et al. 2009).

Literatur: BARDI & MARQUES 2009, CHÍCHARO et al. 2009, FAASSE & MELCHERS 2014, JASPERS et al. 2018b, MILLS & SOMMER 1995, MILLS & REES 2000, NOWACZYK et al. 2016, STATES OF JERSEY 2017

***Bougainvillia macloviana** Lesson, 1830**

Andere Namen in der Literatur:

Cyanaea bougainvillii Lesson 1830

Perigonimus maclovianus Vanhöffen 1910 (nach [WoRMS - World Register of Marine Species](#) für das Polypenstadium)

Bougainvillia macloviana ist eine kleinwüchsige Hydromeduse aus antarktischen Gewässern. Die Erstbeschreibung stammt von den Falklandinseln. Im Südatlantik kann die Art hohe Dichten erreichen. Sie ist aber auch von der schottischen Westküste, den Kerguelen, Südafrika, Mozambique, aus dem Benguela Strom und von Neuseeland bekannt (SCHUCHERT 2007) und es wird angenommen, dass der Polyp mit Schiffen verbreitet wurde (HARTLAUB 1911, TAMBS-LYCHE 1964, NEHRING & LEUCHS 1999a, SCHUCHERT 2007).

Im Mai **1895** erfolgte ein erster Nachweis für die deutsche Nordsee bei Helgoland (HARTLAUB 1911). Zwischen 1896 und 1949 wurde die Meduse dann in unregelmäßigen Abständen im Helgoländer Plankton und vor der ostfriesischen Küste gefunden (KÜNNE 1952, NEHRING & LEUCHS 1999a). Ob es sich dabei immer um Individuen einer kleinen, etablierten Population

handelte oder Mehrfach-Invasionen stattgefunden hatten, ist ungeklärt. Frühe Meldungen existieren ebenfalls von der schottischen Westküste (TAMBS-LYCHE 1964).

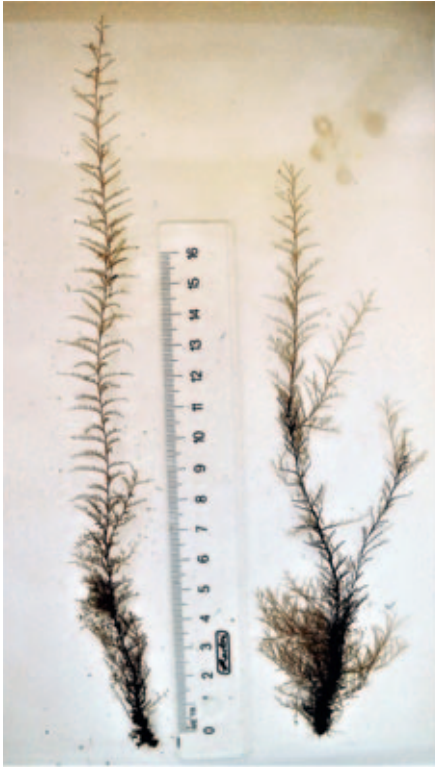
Da *Bougainvillia macloviana* ab der Mitte des 20. Jh. in deutschen Küstengewässern nicht mehr angetroffen wurde, **gilt sie als ausgestorben**.

Die Meduse kommt im Oberflächenwasser von Küsten vor und scheint keine ausgeprägten vertikalen Wanderungen durchzuführen. Sie besitzt einen Generationswechsel von Polyp und Meduse, jedoch wurde der Polyp in europäischen Gewässern bisher nicht beobachtet (SCHUCHERT 2007). HARTLAUB (1911) und SCHUCHERT (2007) geben morphologische Beschreibungen an, die Ökologie der antarktischen Hydrozoen scheint jedoch relativ unbekannt zu sein (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Literatur: HARTLAUB 1911, KÜNNE 1952, NEHRING & LEUCHS 1999a, SCHUCHERT 2007, TAMBS-LYCHE 1964 [WoRMS - World Register of Marine Species - *Bougainvillia macloviana* Lesson, 1830](#) (15.06.2021)

Calyptospadix cerulea Clarke, 1882 (*Garveia franciscana*)

Der athecate Hydropolyp ist weltweit verbreitet, mit unklarer Herkunft. Wann genau die Brackwasserart nach Europa kam, ist unbekannt, da sie offenbar mit der ebenfalls eingeschleppten → *Cordylophora caspia* verwechselt worden war. 1920 wurde sie erstmals für Europa aus der niederländischen Zuiderzee gemeldet. In Deutschland sind Vorkommen vor allem aus dem Nord-Ostsee-Kanal (NOK) bekannt.



Kolonien der Hydroiden *Calyptospadix cerulea* (links). Die Polypenköpfe setzen in becherförmigen Pseudohydrotheken an, in die sie sich aber, anders als bei den thecaten Arten, nicht vollständig zurückziehen können. (Fotos D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Bimeria franciscana Torrey, 1902
Garveia franciscana (Torrey, 1902)
Perigonimus megas Kinne, 1956

Deutscher Name: -

Englischer Name: rope-grass-hyroid

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (insbesondere im NOK)

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Unklar; weltweit verbreitet (VERVOORT 1964); Erstbeschreibung aus der Bucht von San Francisco. COHEN & CARLTON (1995) geben als möglichen Ursprung Ästuare im Gebiet des nördlichen Indischen Ozeans an.

Vektor: Unbekannt (WOLFF 2005), vermutlich Schiffe (COHEN & CARLTON 1995)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1952 nahezu im gesamten Verlauf des Nord-Ostsee-Kanals (SCHÜTZ 1963 zit. in GOLLASCH & NEHRING 2006)

Ostsee: Ein genaues Datum für den Erstnachweis in der deutschen Ostsee konnte nicht gefunden werden. STECHOW (1927, zit. in SCHÖNBORN et al. 1993) hält es allerdings für möglich, dass *Calyptospadix cerulea* schon in den 1920er Jahren im Greifswalder Bodden vorkam. Spätestens 1952 im NOK (s. o.). In Monitoring-Untersuchungen der 2010er Jahre wurde sie sowohl an der östlichen, als auch an der westlichen deutschen Ostseeküste nachgewiesen (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b).

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Zeitpunkt des Erstfundes ist für Europa und Deutschland schwer zu bestimmen. Offenbar ist

die Art früher vielfach mit der ebenfalls eingeschleppten Hydrozoe → *Cordylophora caspia* verwechselt worden (VERVOORT 1964, NEHRING & LEUCHS 1999a).

Nach WOLFF (2005) wurden die ersten europäischen Exemplare 1920 in der südöstlichen Zee der Zee (Niederlande) gefunden und als *Bougainvillia ramosa* bestimmt. Nach Schließung der Bucht im Jahr 1932 verschwand die Art von dort mit letzten Nachweisen von 1934 (VERVOORT 1964). Der erste sichere Nachweis für Deutschland stammt von 1952 aus dem Nord-Ostsee-Kanal, wo sie als *Perigonimus megas* beschrieben wurde und nahezu den gesamten Verlauf des Kanals besiedelte (KINNE 1956 und SCHÜTZ 1963 zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a). Allerdings erwähnt VERVOORT (1964) Material, das schon 1946 in der Elbmündung gesammelt worden war und bei dem es sich u. U. ebenfalls um *Calypso padix cerulea* handelte. STECHOW (1927, zit. in SCHÖNBORN et al. 1993) gibt Funde aus dem Greifswalder Bodden in den 1920er Jahren an, die möglicherweise ebenfalls der Art zugeschrieben werden müssen. NEHRING & LEUCHS (1999a) nehmen an, dass *Calypso padix* wohl zwischen 1910 und 1914 mit Baugeräten für Arbeiten am Nord-Ostsee-Kanal aus den Niederlanden eingeschleppt wurde, da die Art bei einer Untersuchung in den 1910er Jahren noch nicht erwähnt wird. Dann müsste sie jedoch in den Niederlanden schon zwischen 1910 und 1914 vorgekommen und bis 1920 unerkannt geblieben oder fehlbestimmt worden sein.

Für die Niederlande gibt WOLFF (2005) die Verbreitung von *C. cerulea* in der Wester- und Oosterschelde an. DITTMER (1981) listet Einzel-funde für das Ems-Ästuar zwischen 1956 und 1971 auf, das momentane Vorkommen in den Ästuaren scheint aber unklar. Verwechselungen mit → *Cordylophora caspia* sind nicht ausgeschlossen, auch wenn beide Arten sich morphologisch deutlich voneinander unterscheiden (VERVOORT 1964).

Für die nordfranzösische Küste vermuten DEWARUMEZ et al. (2011) die Anwesenheit der Polypen aufgrund der bekannten belgischen Vorkommen, BAFFREAU et al. (2018) geben allerdings nur Funde für den zentralen Ärmelkanal an.

Im Nord-Ostsee-Kanal gilt die Hydrozoe seit Untersuchungen aus den 1950er und 1960er Jahren als fester Bestandteil der Kanalfauna

(NEHRING & LEUCHS 1999a). Darüber hinaus wurde sie in Neobiota-Untersuchungen (ab 2014) nicht nur in den Einmündungen des Kanals in die Nord- bzw. in die Ostsee (Brunsbüttel, Kiel) gefunden, sondern auch in weiteren Häfen wie etwa in Emden, Lübeck und Sassnitz (LIEBERUM & BOCK 2016, IfAÖ 2017a, b).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Belgien: VERVOORT 1964, WOLFF 2005, KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: VERVOORT 1964, WOLFF 2005

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: LIEBERUM & BOCK 2016, IfAÖ 2017b
Die weitere Verbreitung in der Ostsee ist unklar.

Zur Biologie und Ökologie:

Calypso padix cerulea ist eine genuine Brackwasserart (SCHÖNBORN et al. 1993, NEHRING & LEUCHS 1999a). Die monosiphonen Polypenstöcke werden bis ca. 20 cm hoch (einige Quellen geben auch 15 cm oder 30 cm an) und tragen helikal angeordnete Seitenzweige.

Eine freilebende Medusengeneration ist nicht bekannt. Die Art siedelt außer auf biogenen Substraten auch viel auf sekundären Hartböden bei Salinitäten von 1 - 18, bevorzugt unter 6. Sie gilt als thermophil mit einer Reproduktion ab 14 °C (SCHÖNBORN et al. 1993).

Auswirkungen und invasives Potential:

Negative Auswirkungen sind eher unwahrscheinlich, da *Calypso padix cerulea* schon seit langem ohne nennenswerte Folgen in deutschen Gewässern etabliert ist. Allerdings wird die zunehmende Erwärmung der Meere diese thermophile Art begünstigen. Gelegentlich wird bei hohen Dichten die Möglichkeit des Verstopfens von Kühlwasserleitungen u. a. Industrieanlagen erwähnt, aber auch eine Schutzfunktion für Kleinfische und Invertebraten durch die Polypenstöcke.

Literatur: BAFFREAU et al. 2018, COHEN & CARLTON 1995, DEWARUMEZ et al. 2011, DITTMER 1981, GOLLASCH & NEHRING 2006, IfAÖ 2017a, b, KERCKHOF et al. 2007, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b, LIEBERUM & BOCK 2016, NEHRING & LEUCHS 1999a, SCHÖNBORN et al. 1993, VERVOORT 1964, WOLFF 2005

Cordylophora caspia (Pallas, 1771)

Der ponto-kaspische Polyp ist ein früher Einwanderer, der offenbar schon zu Beginn des 19. Jh. über neu eröffnete Kanäle in die Ostsee gelangte. In der Mitte des Jahrhunderts tauchte er an deutschen Küsten auf und siedelt heutzutage vom Süßwasser des Binnenlandes über die Brackgewässer der Ostsee bis in die Flussästuare der Nordsee.



Der Hydropolyp *Cordylophora caspia*; im Gegensatz zu vielen anderen Hydrozoen sind die Tentakel bei *C. caspia* nicht in einem Kreis angeordnet, sondern über den Polypenkopf verteilt. (Foto D. Lackschewitz)

Deutscher Name: Keulenpolyp, Affenhaar
Englischer Name: freshwater hydroid

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee, Ostsee)

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum; die Art gilt seit langem als kosmopolitisch (ARNDT 1984, NEHRING & LEUCHS 1999a), jedoch zeigen molekulare Analysen, dass es sich

möglicherweise auch um verschiedene Arten der Gattung *Cordylophora* und multiple Einschleppungen in einige Gebiete handeln könnte (FOLINO-ROREM et al. 2009).

Vektor: Vermutlich als Aufwuchs (Polyp) an Schiffsrümpfen oder Treibgut und im Ballastwasser (Larven) von Schiffen; sekundär auch Verbreitung der Planktonlarven durch Meeresströmungen (WOLFF 2005).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1858, Elbe-Ästuar an Fahrwassertonnen (KIRCHENPAUER 1862 zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: 1870 (ARNDT 1984, GOLLASCH & NEHRING 2006)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

OLENIN (2002) gibt für das Vorkommen der Art im Kurischen Haff und in der Weichselmündung bereits das frühe 18. Jh. an, nachdem der Oginsky- und der Pripyat-Bug-Kanal eröffnet worden waren. Aus den 1810er Jahren datiert wahrscheinlich die erste Beobachtung von der schwedischen Küste (NEHRING & LEUCHS 2000, www.havochvatten.se/frammandearter), und schon 1844 wurde *Cordylophora* auch außerhalb der Ostsee im Hafen von Dublin (Irland) nachgewiesen (WOLFF 2005).

1858 fand man *Cordylophora caspia* auf Tonnen im Elbe-Ästuar und etwa zeitgleich auch in der Schlei (KIRCHENPAUER 1862 zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a), was möglicherweise der früheste Nachweis für die deutsche Ostseeküste war (die Originalliteratur konnte nicht eingesehen werden). In Warnemünde kam die Art spätestens 1870 vor (ULRICH 1926, ARNDT 1984) und eroberte schnell den Oberlauf der Warnow bis Rostock und darüber hinaus. *Cordylophora caspia* gilt als etabliert und verbreitet in der gesamten Ostsee.

In den Niederlanden tauchte der Hydropolyp erst 1884 auf (WOLFF 2005).

In Deutschland reicht das Vorkommen vom Süßwasser vieler Wasserstraßen (TITTIZER 1997) über die Ostsee (NEHRING 2000a) bis in die Brackgewässer der Nordseeküste (POST & LANDMANN 1994, NEHRING & LEUCHS 1999a). Im Nord-Ostsee-Kanal ist sie bis in die Einmündung zum Elbe-Ästuar verbreitet (BUSCHBAUM et al. 2012), wo jedoch der ansteigende Salzgehalt ihre Ausbreitung beschränkt. An der deutschen Ostseeküste ist sie eine häufige Art (WITTFOTH & ZETTLER 2013).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien:

<http://www.nonnativespecies.org>, *Cordylophora caspia* | NBN Atlas,
Cordylophora (euryhaline hydroid) (cabi.org)

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: VERVOORT 1964, WOLFF 2005

Deutschland: POST & LANDMANN 1994, NEHRING & LEUCHS 1999a, NEHRING 2000a

Dänemark: nach JENSEN & KNUDSEN (2005) existieren ältere Nachweise, das momentane Vorkommen ist unklar

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Der Polyp ist in der gesamten Ostsee verbreitet (www.havochvatten.se/frammandearter):

Oderhaff (Polen/Deutschland), Kurisches Haff (Litauen/Russland), Frisches Haff (Polen), Rigaer Meerbusen (Lettland), Finnischer Meerbusen (Finnland/ Russland/Estland),
Bottnischer Meerbusen (Finnland/Schweden),
Kattegat und Belte (Dänemark/Schweden).

Zur Biologie und Ökologie:

Cordylophora caspia gilt als genuine Brackwasserart in Ästuaren, Lagunen oder Küstenseen (ARNDT 1984), ist jedoch ein euryhaliner Organismus mit einem sehr breiten Salinitätsspektrum vom Süßwasser bis ins marine Milieu (SEYER et al. 2017). Obwohl unter Laborbedingungen das Optimum bei 16,7 liegt, zeigt *Cordylophora* ihre stärkste Entfaltung im Freiland bei 3 - 7 (NEHRING & LEUCHS 1999a). Neuere Untersuchungen verweisen allerdings darauf, dass weltweit zwischen unterschiedlichen ‚Linien‘ unterschieden wird, die entweder bevorzugt im Süß- oder im Brackwasser vorkommen (FOLINO-ROREM et al. 2009, SEYER et al. 2017). Auch die mögli-

che Existenz mehrerer Arten wird nicht ausgeschlossen (FOLINO-ROREM et al. 2009). Eine Medusengeneration fehlt. Die Kolonien erreichen eine Höhe von bis zu 10 cm und bewachen alle Arten von Untergrund. Sie können sich sowohl sexuell fortpflanzen als auch asexuell über Fragmentierung. Im Sommer überstehen sie Temperaturen bis zu 30 °C (SEYER et al. 2017), im Winter sterben die aufrechten Polypenstöcke ab, und die Kolonien überwintern als Ruhestadien (Menonten) (NEHRING & LEUCHS 1999a). SEYER et al. (2017) beobachteten, dass die Polypenköpfe von Nacktschnecken und Amphipoden gefressen werden.

Auswirkungen und invasives Potential:

Die Art kann bei massivem Bewuchs Kühlwasserleitungen und industrielle Infrastrukturen verstopfen und auch die Ansiedlung invasiver Muscheln (→ *Dreissena* sp.) begünstigen. Neben einer Habitat-Modifizierung nimmt man Raum- und Nahrungskonkurrenz zu heimischen Arten an (SEYER et al. 2017

www.havochvatten.se/frammandearter). NEHRING & LEUCHS (2000) sehen allerdings keine interspezifische Konkurrenz, und gravierende negative Effekte sind nicht bekannt.

Literatur: ARNDT 1984, BUSCHBAUM et al. 2012, FOLINO-ROREM et al. 2009, GOLLASCH & NEHRING 2006, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, NEHRING 2000a, NEHRING & LEUCHS 1999a, NEHRING & LEUCHS 2000, OLENIN 2002, POST & LANDMANN 1994, SEYER et al. 2017, TITTIZER 1997, ULRICH 1926, VERVOORT 1964, WITTFOTH & ZETTLER 2013, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter,
schwedische Datenbank, Datenblatt
faktablad-cordylophora-caspia-klubbpolyp.pdf
(havochvatten.se) (update 02.12.2014)

<http://www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=900>, NNSS (non-native species secretariat, GB) (access 07.07.2021)

Cordylophora caspia | NBN Atlas (access 07.07.2021)

Cordylophora (euryhaline hydroid) (cabi.org)
Invasive Species Compendium

Gonionemus vertens* A. Agassiz, 1862

(Die Art gilt für die deutsche Küste als ausgestorben, jedoch sind in den letzten Jahren toxische ‚strains‘ in europäischen Gewässern aufgetreten, die zu erneuten Vorkommen führen könnten.)

Eine kleine Hydrozoe mit Generationswechsel, deren Meduse mit Seegras und Makroalgen assoziiert ist und deren Nesselgift für Menschen toxisch sein kann. Weltweit scheinen verschiedene pazifische und atlantische Populationen zu existieren, die sich in ihrer Toxizität stark unterscheiden. Das einzige bekannte Vorkommen an der deutschen Nordseeküste existierte zwischen 1947 und 1949 im Rantumbecken (Sylt), jedoch gilt diese Population mangels rezenter Nachweise als erloschen. Neuere Funde von der schwedischen Westküste verweisen auf den aktuellen Eintrag eines toxischen ‚strains‘ in europäische Gewässer.

Abb. in GOVINDARAJAN et al. 2019
(<https://doi.org/10.7717/peerj.6883>)

MARCHESSAUX et al. 2017

(DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2017.6.4.06>)

Andere Namen in der Literatur:

Verschiedene *Gonionemus* Arten sind von der nördlichen Hemisphäre beschrieben, die nach TAMBS-LYCHE (1964) und SCHUCHERT (2015, zit. in GOVINDARAJAN & CARMAN 2016) alle als konspezifisch zu bewerten sind.

Da die taxonomische Abgrenzung der aus dem Pazifik als *G. vertens* Agassiz, 1862 beschriebenen Tiere von der atlantischen Population von *G. murbachii* Mayer 1901 nicht abschließend geklärt zu sein scheint, wird in der Literatur z. T. auch der Begriff *Gonionemus* sp. verwendet. (Hier wird der Name *Gonionemus vertens* verwendet.)

Deutscher Name: -

Englischer Name: clinging jellyfish, orange-striped jellyfish, angled hydromedusa

Status: Nicht-heimische Art; an der deutschen Nordseeküste ist die Population offensichtlich erloschen (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Wahrscheinlich der Nordwestpazifik (BAKKER 1980, GOVINDARAJAN et al. 2019); die Art ist seit langem sowohl aus dem Nordwestpazifik (China, Korea, Japan), dem Nordostpazifik (amerikanische Pazifikküste; Erstbeschreibung aus dem Puget Sound) und von der Atlantikküste Neuenglands bekannt (1894, Cape Cod; CARMAN et al. 2019). Die meisten Autoren nehmen einen Ursprung im Nordwestpazifik an (ENO et al. 1997, NEHRING & LEUCHS 1999a, GOVINDARAJAN et al. 2019), aller-

dings schließt TAMBS-LYCHE (1964) sogar eine Herkunft aus dem Mittelmeer nicht aus.

Vektor: Unbekannt; es wird von einer Verbreitung des Polypen im Schiffsaufwuchs (BAKKER 1980) oder der Meduse bzw. Dauerstadien durch Ballastwasser ausgegangen. Darüber hinaus gibt es begründete Vermutungen über eine Einschleppung mit Austernimporten (EDWARDS 1976, WOLFF 2005). Auf die Möglichkeit eines Transports mit treibendem Material über weite Distanzen durch Meeresströmungen deuten Funde, die im Pazifik nach dem Tsunami gemacht wurden (CHOONG et al. 2018 zit. in GOVINDARAJAN et al. 2019). GOVINDARAJAN et al. (2019) nehmen an, dass die Verbreitung in jüngster Zeit durch klimatische Faktoren begünstigt wurde.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1947, Rantumbecken/Sylt (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erste europäische Nachweise von portugiesischen Küsten stammen angeblich schon aus dem 19. Jh., von wo aus die Art möglicherweise mit Austern nach Frankreich (1867) gelangte (ENO et al. 1997, WOLFF 2005). EDWARDS (1976) vermutet ein Vorkommen an der britischen Westküste bereits 1913/1914 im Zusammenhang mit kommerziellem Austernhandel und gibt eine umfassende Übersicht über frühe europäische Funde. 1921 wurde ein einzelnes Individuum im norwegischen Oslofjord gefangen, 1958 sieben weitere im Hardangerfjord bei Bergen sowie 1923 und 1930 Medusen im schwedischen Gullmarsfjord (Skagerrak) (WERNER 1950, TAMBS-LYCHE 1964).

Für den französischen Ärmelkanal geben BAFFREAU et al. (2018) vereinzelte Nachweise seit den 1960er Jahren an, und BRETON (2014) nennt einen Einzelfund für Le Havre. Aber schon 1929 und 1931 waren Tiere an der bretonischen Küste bei Roscoff aufgetaucht. Ob die 1946/1947 im belgischen Ostende entdeckten Tiere damit in Zusammenhang standen oder diese direkt auf den Import von Amerikanischen Austern (→ *Crassostrea virginica*) 1939/1940 zurückzuführen waren, blieb unklar (LELOUP 1948 zit. in WERNER 1950, TAMBS-LYCHE 1964). Allerdings scheint die Hydrozoe seit 1946/1947 in belgischen Gewässern nicht mehr vorzukommen (TAMBS-LYCHE 1964, KERCKHOF et al. 2007), auch wenn GOVINDARAJAN et al. (2019) einen toxischen Nachweis für die 1970er Jahre angeben (für den allerdings keine Quelle gefunden werden konnte). Möglicherweise von Belgien aus drang *Gonionemus* in niederländische Gewässer vor. 1960 wurde sie erstmals im Rheindelta (Westerschelde) angetroffen, wo sie heute als etabliert gilt (WOLFF 2005). Aus demselben Jahr stammt ein Einzelfund aus dem dänischen Kattegat bei Frederikshavn (TAMBS-LYCHE 1964, JENSEN & KNUDSEN 2005).

Mehrfach wurde die Frage aufgeworfen, ob es sich um multiple Einschleppungen handelte oder um eine sekundäre Verbreitung nach einem oder wenigen Invasionsereignissen.

An der deutschen Nordseeküste wurde 1947 eine Meduse im Rantumbecken von Sylt entdeckt. Dieses künstlich angelegte Becken, das vom Wattenmeer abgetrennt war, diente während des Krieges als Port für Wasserflugzeuge, und es gab die Vermutung, dass die Hydrozoe mit Wasserflugzeugen aus Norwegen gekommen sein könnte, da eine direkte Flugverbindung zum Oslofjord existiert hatte. 1948 und 1949 bildete *Gonionemus vertens* offenbar eine eigenständige Population im Rantumbecken. 1949 konnten dort ebenfalls Polypen gesammelt werden, und an diesem Material wurden erstmals für Nordeuropa knospende Polypen im Labor beobachtet (WERNER 1949, 1950). Da das Becken allerdings zunehmend aussüßte und außerdem in Teilen trockengelegt wurde, konnten nach 1949 keine weiteren Individuen mehr nachgewiesen werden.

Bemerkenswerterweise tauchte *Gonionemus vertens* schon sehr früh in verschiedenen europäischen Aquarien auf, so etwa zu Beginn der 1890er Jahre in Berlin, 1913 an der englischen Ostküste und 1917 in den Aquarien von Wien und Prag. Den Aquarien von Berlin, Prag und Wien war gemein, dass sie mit Wasser aus dem Mittelmeer (Adria) befüllt wurden, was die Spekulation um einen mediterranen Ursprung nährte, auch wenn die Art selbst aus der Adria nicht bekannt war (TAMBS-LYCHE 1964).

In den letzten Jahren wurde 2016 ein erster Nachweis aus dem französischen Mittelmeer nahe Marseille dokumentiert (MARCHESSAUX et al. 2017), und 2018 kam es an der schwedischen Skagerrak-Küste zu mehreren Vorfällen, bei denen Schwimmer nach dem Kontakt mit *Gonionemus vertens* ernsthafte gesundheitliche Beeinträchtigungen erlitten (GOVINDARAJAN et al. 2019).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: im Ärmelkanal, nicht für den Bereich der Nordsee (BAFFREAU et al. 2018)
 Großbritannien: TAMBS-LYCHE (1964) und EDWARDS (1976) beschreiben Vorkommen in Aquarien an der britischen Nordseeküste, ENO et al. (1997) und MINCHIN et al. (2013) bezeichnen die Art als etabliert mit einer ‚patchy distribution around British coasts‘.
 Belgien: WERNER 1950 (nach LELOUP 1948); TAMBS-LYCHE (1964) und KERCKHOF et al. (2007) geben an, dass die Hydrozoe seit 1946/1947 in belgischen Gewässern nicht mehr gefunden wurde.
 Niederlande: BAKKER 1980, WOLFF 2005
 Deutschland: TAMBS-LYCHE 1964; nach NEHRING & LEUCHS (1999a) ist die Population erloschen.
 Norwegen: TAMBS-LYCHE 1964, BAKKER 1980
 Schweden: TAMBS-LYCHE 1964, BAKKER 1980, GOVINDARAJAN et al. 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: TAMBS-LYCHE 1964, JENSEN & KNUDSEN 2005 bezeichnen die Art als rezent nicht etabliert.

Zur Biologie und Ökologie:

Die Meduse siedelt im strömungsberuhigten Flachwasser von Küsten. Das Vorkommen ist an Seegras oder Algen gebunden. Über den Lebensraum des winzigen Polypen herrscht Unklarheit. Während einige Quellen ihn ebenfalls in Seegraswiesen vermuten (NEHRING & LEUCHS 1999a), geben andere Steine und Muschelschalen auch aus tieferem Wasser an (BAKKER 1980). Der Schirm der Hydromeduse misst ca. 30 mm im Durchmesser (GOVINDARAJAN et al. 2019) und ist mit bis zu 80 Tentakeln besetzt, die einen charakteristischen Knick zur Spitze hin aufweisen („angled hydromedusa“). Den vier orange-gelben, kreuzförmig angeordneten Gonaden verdankt die Art ihren englischen Namen „orange-striped jellyfish“. Das auffällige Verhalten der Meduse sieht die meiste Zeit mit ihren Tentakeln an Seegrasblättern festzuheften, von wo aus sie nach Zooplankton und kleinen Crustaceen angelt, führte zum Namen „clinging jellyfish“. Von Zeit zu Zeit schwimmt sie zur Oberfläche, dreht sich dort um 180° und sinkt Schirm-voran, mit weit ausgestreckten Tentakeln wieder nach unten. Bei Einbruch der Nacht oder bedecktem Himmel intensiviert sich dieses Verhalten. Die Meduse ist aber auch zu freischwimmender Lebensweise befähigt. Die Tiere treten häufig in Schwärmen auf und gelten als thermophil (BAKKER 1980, NEHRING & LEUCHS 1999a, GOVINDARAJAN et al. 2019), mit einer Laichzeit im Hochsommer (WERNER 1949), so dass sie von der Erwärmung der Meere profitieren würden.

Aufgrund ihrer geringen Größe, versteckten Lebensweise im Seegras und ihres überwiegend nachtaktiven Verhaltens sind die Tiere nur schwer auszumachen. Der Niedergang der Seegraswiesen an nordeuropäischen Küsten beeinträchtigte zusätzlich mögliche Vorkommen (TAMBS-LYCHE 1964, BAKKER 1980, NEHRING & LEUCHS 1999a). An der amerikanischen Ostküste verschwand die Art nahezu nach einem Seegras-Sterben in den 1930er Jahren (CARMAN et al. 2019).

In Laborexperimenten wurden die Hydromedusen von den an der amerikanischen Ostküste heimischen Seespinnen (*Libinia dubia*) gefressen, jedoch starben diese bei hoher Konsump-

tionsrate. Die dort eingeschleppten Strandkrabben (*Carcinus maenas*) mieden dagegen die Medusen als Futter (CARMAN et al. 2017).

Auswirkungen und invasives Potential:

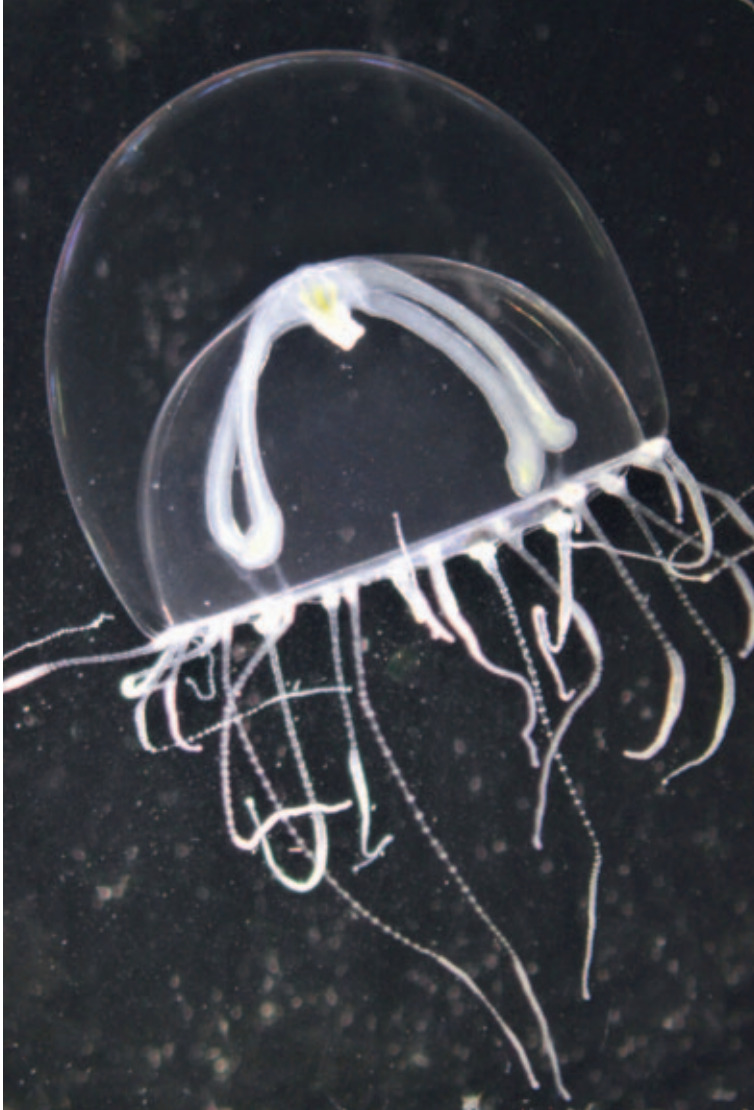
Von den nordwestpazifischen Populationen war seit langem bekannt, dass sie im Gegensatz zu den atlantischen Tieren ein relativ stark wirkendes Zellgift enthalten und Kontakte ernsthaftes gesundheitliche Folgen nach sich ziehen können, bis hin zu Lähmungen und anaphylaktischem Schock (GOVINDARAJAN & CARMAN 2016, MARCHESSAUX et al. 2017). Dagegen galten die atlantischen Vorkommen lange als ungefährlich für Menschen. Mit Beginn der 1990er Jahre traten jedoch auch an der amerikanischen Neuenlandküste zunehmend Intoxikationen durch *Gonionemus*-Stiche auf (GOVINDARAJAN & CARMAN 2016). Auch aus europäischen Gewässern wurden in den darauffolgenden Jahren Zwischenfälle mit *Gonionemus*-Medusen bekannt. 2016 kam es im französischen Mittelmeer zu gravierenden gesundheitlichen Problemen bei Badenden nach dem Kontakt mit *Gonionemus* (MARCHESSAUX et al. 2017), und 2018 wurden an der schwedischen Skagerrakküste mehrfach schwere Symptome beobachtet, ausgelöst durch das Nesselgift von *Gonionemus* (GOVINDARAJAN et al. 2019). Genetische Untersuchungen der schwedischen Tiere zeigten, dass in der Population verschiedene Haplotypen vertreten waren, von denen einer identisch war mit der als toxisch bekannten Variante aus dem Japanischen Meer (GOVINDARAJAN et al. 2019).

Zunahme und Ausdehnung solcher Populationen könnten mit ernsthaften gesundheitlichen Gefahren für Menschen einhergehen, die in diesem Umfeld arbeiten. Ebenso würde es sich erheblich auf den Tourismus auswirken, der in vielen Regionen von großer wirtschaftlicher Bedeutung ist.

Literatur: BAFFREAU et al. 2018, BAKKER 1980, BRETON 2014, CARMAN et al. 2017, 2019, EDWARDS 1976, ENO et al. 1997, GOVINDARAJAN & CARMAN 2016, GOVINDARAJAN et al. 2019, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, MARCHESSAUX et al. 2017, MINCHIN et al. 2013, NEHRING & LEUCHS 1999a, TAMBS-LYCHE 1964, WERNER 1949, 1950, WOLFF 2005

Moerisia inkermanica Paltschikowa-Ostroumowa, 1925

Eine ponto-kaspische Hydrozoe, deren kleine Medusen im August 2018 an zwei Stellen in den Boddengewässern der Ostsee (Hiddensee/Greifswalder Bodden) auftauchten. Wie sie dorthin gelangten, ist unklar. Die seltenen Nachweise aus nordwesteuropäischen Gewässern stammten bisher aus den Niederlanden (1959) und dem französischen Ärmelkanal (1960er Jahre).



Die kleine ponto-kaspische Meduse *Moerisia inkermanica* war erst zweimal in nordwesteuropäischen Gewässern gefunden worden, als sie 2018 überraschend in den Boddengewässern der deutschen Ostsee auftauchte. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von S. Dahlke)

Andere Namen in der Literatur:

Ostroumovia inkermanica (Paltschikowa-Ostroumowa, 1925)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, 2018 i. d. Ostsee

Lebensraum: Überwiegend Brackwasser (SCHUCHERT 2010); marin bis limnisch
([WoRMS - World Register of Marine Species](#))

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum (WOLFF 2005, SCHUCHERT 2010)

Vektor: Unbekannt; für den Polypen wird ein Transport im Schiffsbewuchs als möglicher Vektor angegeben (SARABER 1962 zit. in WOLFF 2005); ob die Art auf diesem Weg vom nächstgelegenen Fundort in den Niederlanden in die deutsche Ostsee gelangt sein kann, ist zweifelhaft, da sie seit 1959 aus den sehr gut untersuchten niederländischen Gewässern nicht mehr gemeldet wurde.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: -

Ostsee: 08.2018, Vitter Bodden, Hiddensee
(S. DAHLKE, pers. Mitt. 2019)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Weltweit wurde die Hydrozoe an sehr unterschiedlichen und weit voneinander entfernten Küsten gefunden (MILLS & REES 2000, NOGUEIRA

& DE OLIVEIRA 2006, SCHUCHERT 2010, RESTAINO et al. 2018). Aus Nordwesteuropa liegen jedoch so gut wie keine Beobachtungen vor. Neben einer Meldung aus dem französischen Canal de Caen von 1961/1969 (BOUILLON et al. 1969) ist aus der Nordsee ein Einzelnachweis von 1959 aus dem niederländischen Noordzeekanaal bei IJmuiden bekannt (SARABER 1962 zit. in WOLFF 2005). Ob *Moerisia* von den Niederlanden aus in die Ostsee verfrachtet wurde oder eine Einschleppung aus einem anderen Teil der Welt vorliegt, ist unbekannt. Zum Zeitpunkt des Erstnachweises im Vitter Bodden (14.08.2019), westlich Rügen, war die Meduse lokal sehr zahlreich – im Flachwasser wurde bei einer Salinität von fast 9 „eine regelrechte Wolke dieser Tiere von schätzungsweise mehreren Hundert Tieren“ beobachtet (S. DAHLKE, pers. Mitt. 2018). Ende August fand man die Medusen auch im Greifswalder Bodden (S. DAHLKE, pers. Mitt.). Die taxonomische Bestimmung an Material aus dem Greifswalder Bodden (K. WEIDEMANN) erfolgte durch P. SCHUCHERT (Schweiz).

Im Sommer 2019 waren die Tiere allerdings in diesen Gewässern offenbar nicht anwesend. Ob sie sich längerfristig etablieren, bleibt abzuwarten.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: SARABER (1962, zit. in WOLFF 2005), als *Ostroumova inkermanica*

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: S. DAHLKE, pers. Mitt. 2018

Zur Biologie und Ökologie:

Polyp und Meduse von *Moerisia inkermanica* bleiben vergleichsweise klein. Der Polyp wird etwa 4 - 5 mm hoch, die Meduse hat einen Durchmesser von 4 - 6 mm und eine Höhe von ca. 5,5 mm. Der glockenförmige Schirm hat eine dicke Mesogloea und ist am Rand mit bis zu 32 Tentakeln besetzt (BOUILLON et al. 1969, SCHUCHERT 2010). Nach SCHUCHERT (2010) erträgt die Hydrozoe Temperaturen von 0 - 30 °C. Über die Salinitätstoleranzen gibt es unterschiedliche Angaben, die von 0,5 - 4 (SCHUCHERT 2010) zu 0 - 11 (NOGUEIRA & DE OLIVEIRA 2006) reichen.

Auswirkungen und invasives Potential:

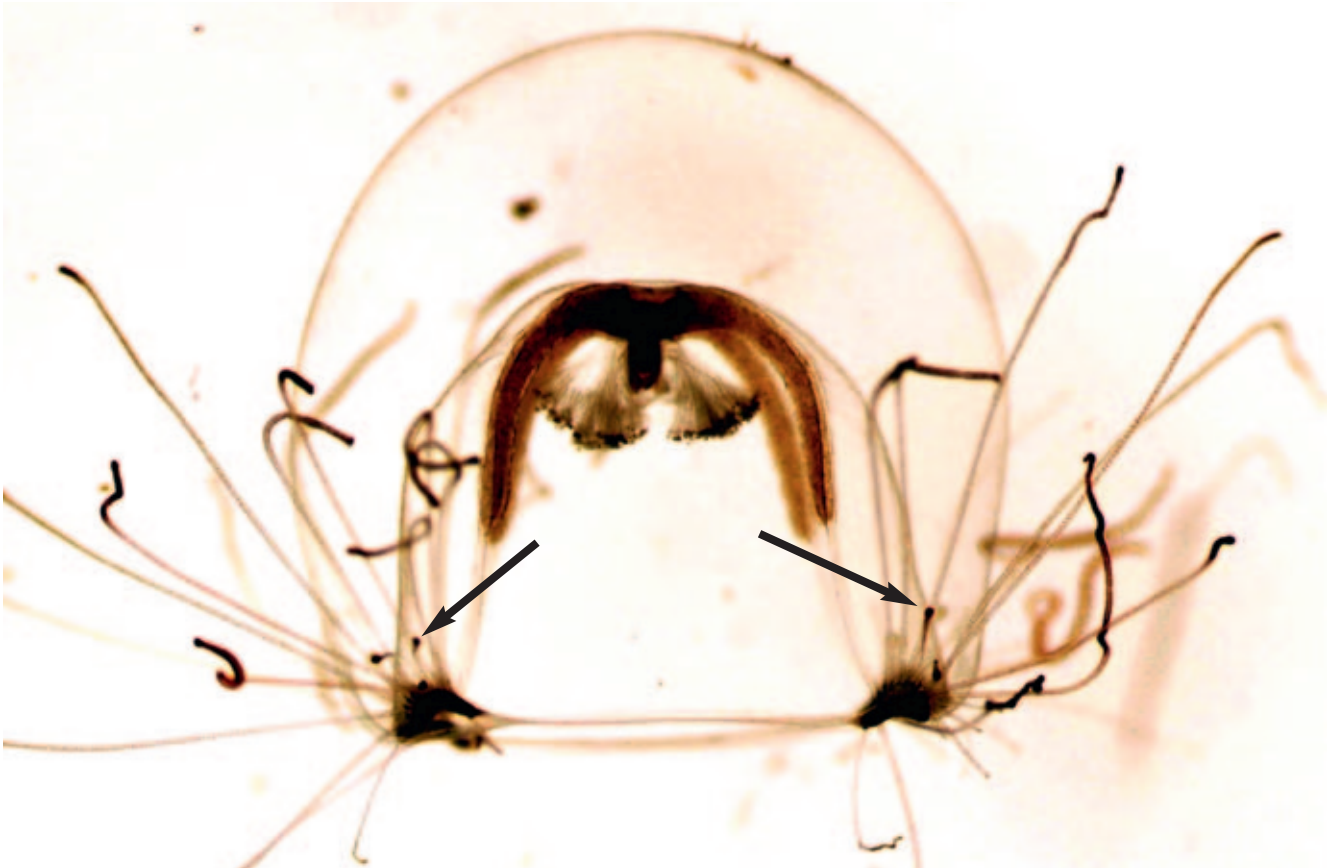
Unbekannt; aufgrund der Seltenheit und geringen Größe sind deutliche negative Auswirkungen unwahrscheinlich, sofern es nicht zu Massenentwicklungen kommt. In diesem Fall könnte es mit sympatrisch vorkommenden kleinen Arten zu Nahrungskonkurrenz kommen.

Literatur: BOUILLON et al. 1969, MILLS & REES 2000, NOGUEIRA & DE OLIVEIRA 2006, RESTAINO et al. 2018, SCHUCHERT 2010, WOLFF 2005

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Moerisia inkermanica* Paltchikowa-Ostroumowa, 1925](#)

Nemopsis bachei L. Agassiz, 1849

Nemopsis bachei ist eine euryhaline Hydrozoe von der amerikanischen Atlantikküste. In Nordeuropa hat sie sich in Flussmündungen etabliert, ist aber auch aus stärker salzhaltigen Küstengewässern bekannt und ernährt sich überwiegend von Copepoden. Charakteristisch für die Meduse sind neben dichotom verzweigten Mundcirren je zwei kurze keulenförmige Anhänge, die zusammen mit den fadenförmigen Tentakeln aus den Tentakelbulben am Schirmrand entspringen.



Die nordamerikanische Hydromeduse *Nemopsis bachei* zeichnet sich durch je zwei kolbenförmige, kurze Tentakel aus (Pfeile), die zusammen mit den fadenförmigen an den Tentakelbulben entspringen. Die Glockenhöhe des hier abgebildeten Individuums beträgt ca. 4 mm, jedoch werden in der Literatur bis zu 20 mm angegeben. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Nemopsis crucifera Forbes & Goodsir, 1853

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Brackwasser (Flussästuare) und marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Überwiegend wird die nordamerikanische Atlantikküste genannt (TAMBS-LYCHE 1964), von wo die Meduse be-

schrieben wurde. FAASSE & ATEs (1998) geben jedoch zu bedenken, dass auch ein europäischer Ursprung und früher Transport an die amerikanische Ostküste nicht auszuschließen seien.

Vektor: Aufwuchs (Polyp) oder Ballastwasser (Meduse) von Schiffen. Aufgrund der Distanzen zwischen den verschiedenen europäischen Vorkommen und der Tatsache, dass es sich bei frühen Beobachtungen um Einzelnachweise handelte, sind unabhängig voneinander erfolgte Einschleppungen anzunehmen (THIEL 1968, NEHRING & LEUCHS 1999a).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1942, Helgoland (THIEL 1968)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Ein erster europäischer Nachweis gelang 1851 (als *Hippocrene/Nemopsis crucifera*) in Gewässern vor den Hebriden. Aus Schottland wurde die Meduse zunächst 1853 (als *N. crucifera*) und bis 1925 weitere drei Male gemeldet (HARTLAUB 1911, TAMBS-LYCHE 1964, THIEL 1968). 1905 wurde sie in den Niederlanden in der damaligen Zuiderzee gefunden und dort zuletzt 1928 nachgewiesen (VAN WALRAVEN et al. 2017), bevor die Bucht 1932 geschlossen wurde. Aktuell gilt sie in den Niederlanden im Rheindelta wie auch im Wattenmeer als etabliert (FAASSE & ATEs 1998, WOLFF 2005).

In Belgien wurde sie erstmals 1996 aus dem Hafen von Zeebrügge dokumentiert (KERCKHOF et al. 2007), ist aber inzwischen auch aus den Küstengewässern bekannt (VANSTEENBRUGGE et al. 2015).

Der erste deutsche Nachweis kam 1942 aus Gewässern um Helgoland (THIEL 1968). Nachfolgend wurde *Nemopsis bachei* an der deutschen Nordseeküste besonders im Elbe-Ästuar sowie in der Wesermündung und im Hafen von Büsum beobachtet (Angaben in NEHRING & LEUCHS 1999a). 1949 erstmals aus der Elbe beschrieben, bildete sie dort in den darauffolgenden Jahren individuenreiche Populationen (NEHRING & LEUCHS 1999a). Im Sommer 2008 dokumentierten FROST et al. (2010) zahlreiche Tiere in der Meldorfer Bucht. Im Rahmen von Neobiota-Untersuchungen wurden regelmäßig Medusen in den Häfen von Büsum, Emden, Bensersiel und Cuxhaven gefunden (z. B. LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017), sie treten aber auch im Plankton des Wattenmeeres bei Sylt auf (B. HUSSEL, pers. Mitt. 2019).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Belgien: KERCKHOF et al. 2007, VANSTEENBRUGGE et al. 2015

Niederlande: FAASSE & ATEs 1998, WOLFF 2005

Deutschland: FROST et al. 2010

(Norwegen: die bei TAMBS-LYCHE (1964) genannte *N. heteronema* entspricht nicht wie dort vermutet *N. bachei*, sondern der Art *Bougainvillia principis*

([WoRMS - World Register of Marine Species](#)))

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Das Polypenstadium von *Nemopsis bachei* ist sehr klein (NEHRING & LEUCHS 1999a) und besiedelt offenbar bevorzugt im Wasser schwimmendes Holz. Aus diesem Grund wird von einer ursprünglichen Einschleppung auf hölzernen Schiffsrümpfen ausgegangen (TAMBS-LYCHE 1964). Charakteristisch für die Meduse sind mehrfach dichotom verzweigte Mundcirren sowie je zwei keulenförmige kurze Tentakel, die zusammen mit den fadenförmigen an den vier Tentakelbulben entspringen (HARTLAUB 1911).

Als euryhaliner Organismus besiedelt die Hydrozoe hauptsächlich Flussmündungen und Buchten, kommt aber auch im polyhalinen Meerwasser vor. Die Nahrungssuche findet nicht durch aktives Schwimmen statt, sondern die Medusen warten stationär auf Kontakt der Tentakel mit Beute (FROST et al. 2010).

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt; da die Hydromeduse bereits seit Jahrzehnten in deutschen Küstengewässern ohne nennenswerten Einfluss vorkommt, sind größere negative Auswirkungen kaum wahrscheinlich.

Literatur: ENO et al. 1997, FAASSE & ATEs 1998, FROST et al. 2010, HARTLAUB 1911, KERCKHOF et al. 2007, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017, NEHRING & LEUCHS 1999a, TAMBS-LYCHE 1964, THIEL 1968, VAN WALRAVEN et al. 2017, VANSTEENBRUGGE et al. 2015, WOLFF 2005

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Nemopsis bachei* L. Agassiz, 1849](#)

Pachycordyle michaeli (Berrill, 1948) (***Pachycordyle navis***)

Ein kleiner kolonialer Hydropolyp ohne freies Medusenstadium. Die Namensgebung ist verwirrend und uneinheitlich in der Literatur. STEPANJANTS et al. (2000) führten nach einer Revision der Gruppe *Pachycordyle/Clavopsella* und *Cordylophora* den Gattungsname *Thieliana* ein, der später als kongenerisch mit *Pachycordyle* angesehen wurde (SCHUCHERT 2004). Die hier betrachtete Art wurde als *Pachycordyle navis* bezeichnet. Momentan (2020) ist der gültige Name *Pachycordyle michaeli*, und die Art ist wahrscheinlich konspezifisch mit *Pachycordyle navis* (SCHUCHERT 2007).

Vermutlich stammt der Polyp aus dem ponto-kaspischen Raum, wo er als *Cordylophora inkermanica* beschrieben wurde. Ein erster Fund in deutschen Gewässern erfolgte 1960 am Ausgang des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) in Kiel. Nach langer Abwesenheit tauchte die Art dort 2015 und 2017 erneut auf. Die momentane Verbreitung an der deutschen Küste ist unbekannt.

Abb. in SCHUCHERT 2004

(<https://doi.org/10.5962/bhl.part.80242>)

SCHUCHERT 2007

(<https://doi.org/10.5962/bhl.part.80395>)

Andere Namen in der Literatur:

Aselomaris michaeli Berill, 1948

Clavopsella navis (Millard, 1959)

Clavopsella quadranularia Thiel, 1962

Cordylophora inkermanica Marfenin, 1983

Pachycordyle navis (Millard, 1959)

Rhizorhagium navis Millard, 1959

Thieliana navis (Millard, 1959)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, momentaner Status und Verbreitung unklar

Lebensraum: Brackwasser (SCHUCHERT 2004) bis polyhalin (FAASSE & VERVOORT 2001)

Ursprungs-/Donorgebiet: Unsicher; die Erstbeschreibung stammt aus Kapstadt (Südafrika), jedoch wird angenommen, dass die Art mit *Cordylophora inkermanica* aus dem Schwarzen Meer identisch ist und als eigentliches Ursprungsgebiet der ponto-kaspische Raum angenommen werden muss (STEPANJANTS et al. 2000, FAASSE & VERVOORT 2001).

Vektor: Unbekannt; sehr wahrscheinlich als Schiffsaufwuchs, da die Art häufig in direkter Nähe von Häfen gefunden wurde (ENO et al. 1997, FAASSE & VERVOORT 2001)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: -

Ostsee: 1960, NOK bei Kiel als *Clavopsella quadranularia* (THIEL 1962)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der ponto-kaspische Raum wird aufgrund der angenommenen Identität mit *Cordylophora inkermanica* aus dem Schwarzen Meer als Ursprung vermutet, Einzelheiten über Verbreitung und Vektor sind jedoch nicht bekannt. Die weltweiten Nachweise beschränken sich auf vereinzelte Standorte. In Südafrika wurde die Art auf einem Schiffsrumpf wachsend als *Rhizorhagium navis* beschrieben, im Kieler Hafen, Südenland, den Niederlanden, Dänemark, im Schwarzen Meer (SCHUCHERT 2004), Westschweden (CALDER 2012) und an der amerikanischen Nordostküste als *Aselomaris michaeli* (SCHUCHERT 2007, CALDER 2012). Für den bei ENO et al. 1997 (nach BARNES 1994) angegebenen Fundort Azoren konnte keine Quelle gefunden werden. In Großbritannien kam der Polyp 1973 in der Widenwater Lagoon (West Sussex) unter dem Namen *Thieliana/Clavopsella navis* vor. Noch 1990 war er dort relativ zahlreich, 1997 aber offenbar von diesem Standort verschwunden (<https://www.glaucus.org.uk/Brackish.htm>).

Schon 1964 wurden in den Niederlanden Kolonien in der Oosterschelde entdeckt, und in den Jahren 2000/2001 gab es dort erneut Funde (FAASSE & VERVOORT 2001). Zuletzt konnte CALDER (2012) Polypen im schwedischen Skagerrak (Tjörn) an Bootsstegen vor einer biologischen Station nachweisen.

Im Juni 1960 war der Hydropolyp erstmals für nordeuropäische Gewässer von THIEL (1962) in Kiel entdeckt und als *Clavopsella quadranularia* beschrieben worden. Nach SCHÖNBORN et al. (1993) gab es nach 1963 keine Funde mehr, und ein Erlöschen der Population in der Kieler Förde wurde angenommen. Jedoch tauchte der Polyp 2015 erneut in Kiel in einem Neobio-ta-Monitoring auf (LIEBERUM & BOCK 2016) und

2017 noch einmal im Kieler Tirpitzhafen im Rahmen von Untersuchungen für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) (IfAÖ 2018a).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: FAASSE & VERVOORT 2001

Schweden: CALDER 2012

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: Kiel (THIEL 1962, LIEBERUM & BOCK 2016, IfAÖ 2018a)

Dänemark: Insel Seeland (SCHUCHERT 2004)

Zur Biologie und Ökologie:

Pachycordyle michaeli ist ein kolonialer Hydro-polyp, dessen Höhe unterschiedlich angegeben wird: 5 mm (www.marlin.ac.uk als *P. navis*), 15 mm (FAASSE & VERVOORT 2001 als *Thieliana navis*), 30 mm (BARNES 1994 als *Clavopsella navis*). Die Tentakel sind in 2 - 4 Kreisen relativ weit oben am Polypenkopf angeordnet (während sie bei *Cordylophora caspia* über den gesamten Kopf verteilt sind). MILLARD (1959, zit. in SCHUCHERT 2007) gibt unter dem Kapitel zu *Garveia franciscana* an, dass diese relativ leicht mit *Pachycordyle navis* verwechselt werden kann. Eine freie Medusengeneration fehlt bei *P. michaeli*. Die Kolonien wachsen auf unterschiedlichen Hartsubstraten, häufig auf Algen, und der Salzgehalt kann zwischen 8 und etwa 20 variieren (BARNES 1994, FAASSE & VERVOORT 2001, SCHUCHERT 2004). WOLFF (2005) konstatiert, dass die Art im Gegensatz zu anderen eingeschleppten Hydropolypen wie *Cordylophora caspia* und *Garveia franciscana*, die limnisch-oligohalin bzw. mesohalin sind, als polyhalin gelten kann.

Der Polyp wird von Stichlingen gefressen (<https://www.glaucus.org.uk/Brackish.htm>).

Anmerkungen zur Taxonomie:

Nach einer Revision von STEPANJANTS et al. (2000) sind die Gattungen *Clavopsella* und *Pachycordyle* kongenerisch, und der Gattungsname *Clavopsella* wurde eingezogen. Einige der ursprünglich unter *Clavopsella* eingeordneten Arten, wie etwa *Pachycordyle/Clavopsella navis*, konnten jedoch aufgrund morphologischer und entwicklungsbiologischer Merkmale nicht der Gattung *Pachycordyle* zugeordnet werden. Für sie wurde die neue Gattung *Thieliana* geschaffen. Später wurde diese aber für kongenerisch mit *Pachycordyle* erklärt (SCHUCHERT 2004).

Der momentan gültige Name ist *Pachycordyle michaeli* (WoRMS - World Register of Marine Species), und SCHUCHERT (2007) vermutet, dass *P. navis* und *P. michaeli* konspezifisch sind. CALDER (2012) regt zur Klärung der Verwandtschaftsverhältnisse molekulare Untersuchungen an.

Auswirkungen und invasives Potential:

Negative Auswirkungen sind nicht bekannt (ENO et al. 1997), das invasive Potential erscheint aufgrund der geringen Größe und des seltenen Vorkommens sehr limitiert.

Literatur: BARNES 1994, CALDER 2012, ENO et al. 1997, FAASSE & VERVOORT 2001, IfAÖ 2018a, LIEBERUM & BOCK 2016, SCHÖNBORN et al. 1993, SCHUCHERT 2004, 2007, STEPANJANTS et al. 2000, THIEL 1962, WOLFF 2005

<https://www.glaucus.org.uk/Brackish.htm>
(access 14.06.2021)

www.marlin.ac.uk: MarLIN - The Marine Life Information Network - A hydroid (*Pachycordyle navis*) (access 14.06.2021)

WoRMS - World Register of Marine Species - Pachycordyle michaeli (Berrill, 1948) (07.09.2021)

Anthozoa (Blumentiere)

*Cereus pedunculatus** (Pennant, 1777)

Andere Namen in der Literatur:

Heliactis bellis Ellis

Deutscher Name: Sonnenrose, Seemaßliebchen

Englischer Name: daisy anemone

Die Anthozoe ist im Mittelmeerraum und Nordostatlantik, von Portugal bis in den Ärmelkanal verbreitet. Sie kommt sowohl auf Hartsubstrat wie auch im Sediment eingegraben vor. Während sie in Großbritannien an der Süd- und Westküste lokal durchaus häufig sein kann (HAYWARD & RYLAND 2017), gibt es aus deutschen

Küstengewässern lediglich einen Einzelnachweis aus dem sublitoralen Wattenmeer vor Büsum im Jahr **1921** (MÜLLEGGGER 1921). Wie sie dorthin gelangte ist unbekannt, es wird jedoch über eine Einschleppung mit Austernsetzlingen um die Jahrhundertwende spekuliert. Da seit dem Erstfund keine weiteren Tiere entdeckt wurden, gilt die Art als **nicht etabliert bzw. als ausgestorben** (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Literatur: HAYWARD & RYLAND 2017, NEHRING & LEUCHS 1999a, MÜLLEGGGER 1921

Diadumene cincta Stephenson, 1925

Eine kleine Aktinie von orangeroter Färbung, die an der deutschen Küste insbesondere im Sublitoral vor Helgoland etabliert ist. Ihr Ursprungsgebiet ist umstritten. Während einige Autoren eine pazifische Herkunft annehmen und letztendlich einen Transport nach Helgoland mit Muschelimporten aus der niederländischen Oosterschelde, wird die Aktinie von anderen für eine heimische, europäische Art gehalten. Da sie Jugendstadien von *Metridium senile* ähnlich sehen kann, sind auch Verwechslungen möglich, und ihre tatsächliche Verbreitung ist unsicher.

Abb. in GITTENBERGER et al. 2015a ([gimaris > Publications, GiMaRIS rapport 2015_08. PDF](#))
DEWARUMEZ et al. 2011 ([Les espèces marines animales et végétales dans le bassin Artois-Picardie \(ifremer.fr\)](#)).

Deutscher Name: Diademanemone, Zwergsee-rose, Gürtelanemone

Englischer Name: orange anemone

Status: Kryptogene Art, der nicht-heimische Ursprung ist umstritten, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin (bis Brackwasser)

Ursprungs-/Donorgebiet: Das Ursprungsgebiet ist umstritten. Während RIEMANN-ZÜRNECK (pers. Mitt. zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a) sie möglicherweise für identisch mit der kalifornischen *Diadumene lighti* halten, wird dies von ATEs (2006) und DEN HARTOG & ATEs (2011) vehement bestritten. Die Autoren halten *D. cincta* für eine europäische Art und gehen von deutlich früheren Vorkommen als bekannt aus. Die verbreitete Annahme, dass sie pazifischen Ursprungs sei,

führen sie auf Verwechslungen und unterschiedliche Quellen mit abweichenden Interpretationen zurück.

Für die amerikanische Westküste bezeichnen COHEN & CARLTON (1995) eine Aktinie, die sie für konspezifisch mit *Diadumene cincta* halten, als eine europäische (britische) Art.

Vektor: Sollte die Anthozoe aus dem Pazifik eingeschleppt sein, könnte sie mit Austern oder als Schiffsaufwuchs an die englische und niederländische Küste gelangt sein und schließlich mit Miesmuscheln/Austern aus der Oosterschelde nach Helgoland (NEHRING & LEUCHS 1999a und Quellen darin). Der Erstnachweis für Helgoland im Jahr 1928 geht auf eine schriftl. Mitt. von HAGMEIER im Jahr 1929 zurück (nach PAX 1936, diese Quelle konnte nicht eingesehen werden), allerdings bezweifeln DEN HARTOG & ATEs (2011) dies und vermuten ein weitaus früheres Vorkommen an europäischen Küsten. Sollte die Anthozoe einen britischen/niederländischen Ursprung haben, von wo sie erstmals gemeldet worden war, und der Eintrag nach Helgoland

mit Muscheln erfolgt sein, würde dieses den Kriterien für eine eingeschleppte Art entsprechen. Folgt man dagegen DEN HARTOG & ATEs (2011), würde es sich um eine heimische Art handeln.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1928 oder 1929, Helgoland (NEHRING & LEUCHS 1999a nach PAX 1936)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Diadumene cincta wurde in den 1920er Jahren als neue Art erstmals aus Plymouth (England) beschrieben. Wenig später wurden Vorkommen auch aus zwei weiteren britischen Gebieten und aus den Niederlanden bekannt (nach NEHRING & LEUCHS 1999a und WOLFF 2005). In Großbritannien, wo sie verbreitet ist, aber an der Ostküste eher selten auftritt (HAYWARD & RYLAND 2017), gilt sie allerdings nicht als eingeschleppt und wurde entsprechend bei ENO et al. (1997) nicht in der Liste eingeschleppter Arten aufgenommen.

Manche Quellen vermuten eine Einschleppung aus dem Pazifik im Schiffsbewuchs oder mit Austern und einen nachfolgenden Transport aus der Oosterschelde nach Helgoland mit Muscheln (Ref. in NEHRING & LEUCHS 1999a). Als Quelle für einen ersten Helgoländer Nachweis 1928 bzw. 1929 nennen NEHRING & LEUCHS (1999a) und ATEs (2006) eine schriftliche Mitteilung von HAGMEIER, die von PAX (1936) zitiert wird (die Referenz PAX 1936 wurde nicht gesehen und wird hier nicht aufgeführt). DEN HARTOG & ATEs (2011) nehmen allerdings an, dass es deutlich frühere Vorkommen als 1928 bei Helgoland gegeben hat. Während die Anthozoe in Großbritannien und in den Niederlanden stellenweise nicht selten ist, tritt sie an der deutschen Küste nur bei Helgoland regelmäßig auf (HARMS 1993, NEHRING & LEUCHS 1999a). Allerdings ist auch eine größere Verbreitung denkbar, da sie mit Jungtieren von *Metridium senile* verwechselt und dadurch übersehen werden kann. GITTENBERGER et al. (2013) fanden *Diadumene cincta* bei Untersuchungen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer 2012 und 2013 im Hafen von Wyk/Föhr. Im niederländischen Wattenmeer besiedelt sie unregelmäßig verschiedene Insel- und Festlandshäfen (GITTENBERGER et al. 2015a).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: HAYWARD & RYLAND 2017

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011

Belgien: ATEs 2006

Niederlande: WOLFF 2005, ATEs 2006, GITTENBERGER et al. 2015a

Deutschland: HARMS 1993, NEHRING & LEUCHS 1999a, GITTENBERGER et al. 2013

Schweden: ÖSTMAN 2000

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Diadumene cincta ist eine kleine, schlanke Aktinie von oranger Färbung, mit einer Höhe von maximal 6 - 7 cm, allerdings bleibt sie mit etwa 3 cm meist kleiner. Bis zu 200 heller gefärbte Tentakel umgeben die Mundscheibe, Lippen und Pharynx sind dunkler rot pigmentiert. Poren, sog. Cincliden, bedecken die Columnella und sind als dunkle Punkte erkennbar. Bei Störungen kontrahiert sich das Tier ruckartig in sehr charakteristischer Weise und häufig asymmetrisch, so dass der Körper verdreht erscheint. Dadurch wird ein Gewebekragen (Parapet), der den Körper vom oberen, Tentakel tragenden Bereich abgrenzt, sichtbar (MANUEL 1988). Tiere mancher Populationen können stark verlängerte sog. Fangtentakel ausbilden, die sie auch zu aggressivem Verhalten gegen andere Aktinien einsetzen (MANUEL 1988, NEHRING & LEUCHS 1999a). Häufig treten die Tiere in klonalen Aggregationen auf (COHEN & CARLTON 1995). Bei Helgoland kommt *Diadumene cincta* im Sublitoral auf Hartsubstraten vor (HARMS 1993).

Auswirkungen und invasives Potential:

Da die Art offenbar seit langer Zeit an europäischen Küsten vorkommt, ohne dass sich ihre Bestände nennenswert ausgebreitet haben, wird von keinem gravierenden Einfluss auf die Küsten-Lebensgemeinschaften ausgegangen. Individuelle Tiere können mittels ihrer Fangtentakel lokal und kleinräumig andere Anthozoen verdrängen (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Literatur: ATEs 2006, COHEN & CARLTON 1995, DEN HARTOG & ATEs 2011, DEWARUMEZ et al. 2011, ENO et al. 1997, GITTENBERGER et al. 2013, 2015a, HARMS 1993, HAYWARD & RYLAND 2017, MANUEL 1988, NEHRING & LEUCHS 1999a, ÖSTMAN 2000, WOLFF 2005

Diadumene (Haliplanella) lineata (Verrill, 1869)

Der momentan gültige Name der weltweit verbreiteten Anthozoe ist *Diadumene lineata*. Allerdings finden sich in der Literatur eine Vielzahl von Namen, häufig die Bezeichnungen *Haliplanella lineata* und *H. luciae*. Durch ihre charakteristische, meist olivgrüne Färbung mit orangen oder gelben Streifen ist die Aktinie unverwechselbar. In der deutschen Nordsee wurde sie 1920 erstmals vor Büsum und 1993 als Schiffsaufwuchs im Hamburger Hafen entdeckt. Danach galt ihr Vorkommen lange als erloschen. Seit einigen Jahren werden aber zunehmend Populationen in der Nord- und Ostsee gefunden.



Orangefarbene Streifen und ein olivgrüner Körper sind typische Merkmale der Anthozoe *Diadumene lineata*; Höhe bis zu 20 mm.
(Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Haliplanella lineata (Verrill, 1869)

Diadumene luciae (Verrill, 1869)

Haliplanella luciae (Verrill, 1898)

Sagartia lineata Verrill, 1869

Sagartia luciae Verrill, 1898

Deutscher Name: Hafenrose, Strandrose

Englischer Name: orange-striped (sea) anemone

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee, Ostsee)

Lebensraum: Marin bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Der Nordwestpazifik (ENO et al. 1997, MANUEL 1988, WOLFF 2005, HANCOCK et al. 2017); weltweit in gemäßigten und subtropischen Meeren sowie im Schwarzen Meer verbreitet (TING & GELLER 2000, KOVTUN et al. 2012, HANCOCK et al. 2017). Bereits 1892 wurde die Art an der nordamerikanischen Atlantikküste gefunden, noch bevor sie von der US-Pazifikküste bekannt war (COHEN & CARLTON 1995, HANCOCK et al. 2017). Daher könnten die europäischen Populationen möglicherweise auch von der amerikanischen Ostküste stammen (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Vektor: Vermutlich als Schiffsaufwuchs (GOLLASCH & RIEMANN-ZÜRNECK 1996) mit Austern (COHEN & CARLTON 1995) oder auf Driftmaterial/Algen (TING & GELLER 2000, SAUNDERS et al. 2013, NEWCOMER et al. 2019). Häufig in der Nähe von Häfen und großen Schifffahrtslinien (MANUEL 1988)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1920, Wattenmeer bei Büsum (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: 2011, Eckernförder Bucht (pers. Mitt. S. PIEPIORKA und K. FÜRHAUPTER, unpubl.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Diadumene lineata wird unter verschiedenen Namen (HANCOCK et al. 2017) als die am weitesten verbreitete Anthozoe weltweit angesehen (z. B. in NEWCOMER et al. 2019). Von asiatischem Ursprung siedelte sie bereits 1892 an der amerikanischen Ostküste (HANCOCK et al. 2017) und könnte von dort aus nach Europa gelangt sein. 1896 wurde sie erstmals in der Nähe von Plymouth (England) gefunden (WOLFF 2005) und ist inzwischen an britischen Küsten im Gezeitenbereich, in Häfen, aber auch in Brackwasserlagunen verbreitet (BARNES 1994, HAYWARD & RYLAND 2017).

Früheste Nachweise aus den Niederlanden stammen von 1912/1913 (WOLFF 2005). Möglicherweise von dort kam *D. lineata* mit Saataustern in deutsche Gewässer und wurde 1920 im Eulitoral des Büsumer Wattenmeeres gefunden (PAX 1920). Ihre Verbreitung blieb zwischen 1920 und 1924 auf diesen Raum beschränkt und sie konnte sich offenbar nicht langfristig etablieren (NEHRING & LEUCHS 1999a). Erst 1993 gab es erneut einen Nachweis auf deutschem Gebiet, als im Hamburger Hafen mehrere Individuen im Aufwuchs eines Schiffes entdeckt wurden (GOLLASCH & RIEMANN-ZÜRNECK 1996), jedoch blieb dieses Vorkommen folgenlos. Die Funde bei Büsum und im Hamburger Hafen waren allerdings für lange Zeit die einzigen Nachweise in der deutschen Nordsee, und der Bestand galt danach als erloschen (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Erst in den letzten Jahren ist die Anthozoe erneut in der deutschen Nord- und Ostsee und

angrenzenden Seegebieten mehrfach aufgetaucht. OLSEN & TENDAL (2012) berichteten von einer großen Population zwischen 2008 und 2010 bei der dänischen Insel Læsø (Kattegat). Diese Population war aber nach zwei kalten Wintern wieder verschwunden.

An der deutschen Ostseeküste kommt sie seit spätestens 2011 vor. Mitteilungen kamen aus der Eckernförder Bucht und dem dortigen Aquarium, wo sie massenhaft die Becken besetzte, in die sie wahrscheinlich mit dem ungefilterten Seewasser gelangt war (S. PIEPIORKA, pers. Mitt. 2012). Auch aus der Flensburger Förde wurde sie gemeldet (D. SCHORIES, pers. Mitt. 2013). In Kiel ist sie seit 2014 bekannt (LIEBERUM & BOCK 2015, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016a), und im selben Jahr wurde sie auch in Monitoring-Untersuchungen in Büsum/Nordsee nachgewiesen (LIEBERUM & BOCK 2015). Da die Anthozoe für eine schnelle Vermehrung durch Teilungen (Lazeration und Fission) bekannt ist (SHICK & LAMB 1977), können innerhalb kurzer Zeit individuenreiche monoklonale Populationen entstehen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: BARNES 1994, ENO et al. 1997, HAYWARD & RYLAND 2017

Frankreich: Englischer Kanal; unsicher, ob sich die Verbreitung in das Gebiet der Nordsee erstreckt; MÜLLER 2004, DEWARUMEZ et al. 2011

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: GOLLASCH & RIEMANN-ZÜRNECK 1996

Dänemark: ANDERSEN et al. (in prep.)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: OLSEN & TENDAL 2012

Deutschland: LIEBERUM & BOCK 2015

Zur Biologie und Ökologie:

Diadumene lineata ist eine 10 - 20 mm hohe Anthozoe, deren meist olivgrüner Körper typischerweise orange, gelbe oder weiße Einzel- oder Doppelstreifen aufweist und die bis zu 100 hellere Tentakel besitzt. Manche Tiere bilden auch einzelne, verlängerte Fangtentakel aus (DEN HARTOG & ATEs 2011). Es existieren auch Populationen ohne Streifen, allerdings scheinen diese seltener zu sein (SHICK & LAMB 1977, MANUEL 1988, HÄUSSERMANN et al. 2015).

Da sich die Kolonien häufig aus Nachkommen eines einzigen Muttertieres bilden, sind alle Individuen gleich gefärbt. Lange nahm man an, dass die Anthozoe sich außerhalb ihres westpazifischen Ursprungsgebietes ausschließlich asexuell vermehrt. NEWCOMER et al. (2019) zeigten jedoch, dass an der amerikanischen Pazifikküste auch sympatrische Kolonien männlicher bzw. weiblicher Tiere vorkommen, allerdings konnten keine Larven bzw. frisch angesiedelte Kohorten juveniler Tiere nachgewiesen werden. Meist erfolgt eine asexuelle Fortpflanzung durch Lazeration und Fission, und bei entsprechenden Bedingungen können schon im Verlauf einer Schifffspassage ausgedehntere Kolonien im Bewuchs entstehen.

Nach KIENER (1971, zit. in COHEN & CARLTON 1995) kann die Anthozoe mittels Cystenbildung ungünstige Verhältnisse überdauern, eine Eigenschaft, die ein Überleben im Schiffsbewuchs oder in Muscheltransporten begünstigt (allerdings wurde diese Information nur in dem hier angegebenen Artikel gefunden). Neben der Verbreitung im Schiffsbewuchs scheinen kommerziell gehandelte Austern und Muscheln als Vektoren eine entscheidende Rolle zu spielen, und die Art wird häufig auf Molluskenschalen siedelnd angetroffen (GOLLASCH & RIEMANN-ZÜRNECK 1996).

Als euryöke Art toleriert die Anthozoe ein weites Spektrum an Umweltbedingungen wie Schwankungen in Temperatur (die 1920 vor Büsum gesammelten Tiere waren nach PAX (1920) vollständig gefroren) und Salinität (SHICK & LAMB 1977). Nach GOLLASCH & RIEMANN-ZÜRNECK (1996) übersteht sie jedoch Salinitäten unterhalb 12 auf Dauer nicht. Die Autoren führen die seltenen Funde in der deutschen Nordsee darauf zurück, dass in allen großen deutschen Seehäfen eine zu geringe Salinität herrscht, als dass von

Schiffen eingeschleppte Individuen längerfristig überleben und dauerhafte Populationen etablieren könnten.

Die Art ist für ein plötzliches Auftauchen, ein zeitlich begrenztes Florieren und ein ebenso abruptes Verschwinden bekannt (SHICK & LAMB 1977, DEN HARTOG & ATEs 2011, OLSEN & TENDAL 2012). Da die Populationen in Gebieten mit seltenen Einschleppungsereignissen i. d. R. monoklonal und damit genetisch einheitlich sind, sind bei Überschreiten der ökophysiologischen Toleranzen alle Tiere eines Klons betroffen (SHICK & LAMB 1977).

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt; eine Konkurrenz zu der möglicherweise ebenfalls eingeschleppten Anthozoe → *Diadumene cincta* wurde diskutiert (GOLLASCH & RIEMANN-ZÜRNECK 1996), erscheint für die deutsche Küste aber eher unwahrscheinlich, auch weil *D. cincta* nur im Gebiet um Helgoland regelmäßig vorkommt. Bei starkem Bewuchs von kommerziell gehandelten Kulturmuscheln wären wirtschaftliche Nachteile denkbar, sind aber nicht dokumentiert.

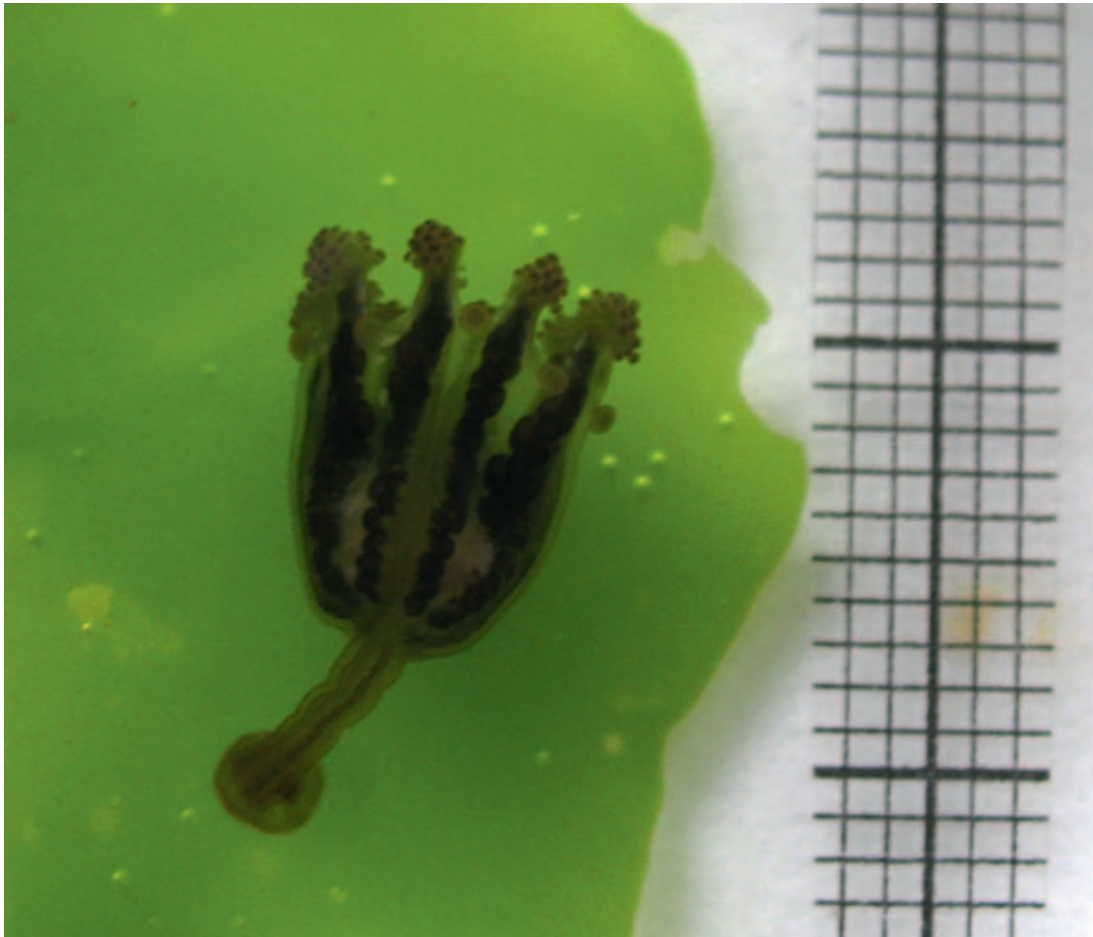
Literatur: ANDERSEN et al. (in prep.), BARNES 1994, COHEN & CARLTON 1995, DEN HARTOG & ATEs 2011, DEWARUMEZ et al. 2011, ENO et al. 1997, GOLLASCH & RIEMANN-ZÜRNECK 1996, HÄUSSERMANN et al. 2015, HANCOCK et al. 2017, HAYWARD & RYLAND 2017, KERCKHOF et al. 2007, KOVTUN et al. 2012, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016a, LIEBERUM & BOCK 2015, MANUEL 1988, MÜLLER 2004, NEHRING & LEUCHS 1999a, NEWCOMER et al. 2019, OLSEN & TENDAL 2012, PAX 1920, SAUNDERS et al. 2013, SHICK & LAMB 1977, TING & GELLER 2000, WOLFF 2005

WoRMS - World Register of Marine Species - *Diadumene lineata* (Verrill, 1869) (26.08.2021)

Staurozoa (Stielquallen, Becherquallen)

Haliclystus tenuis Kishinouye, 1910

Die Gruppe der Staurozoa ist wenig bekannt und umfasst weltweit nur etwa 50 beschriebene Arten. Erstmals wurde *Haliclystus tenuis* 2010 auf Helgoland gefunden. Die Art stammt aus dem Nordwestpazifik und wurde bisher nie außerhalb ihres Ursprungsgebietes nachgewiesen. Wie sie an die deutsche Küste gelangte, ist unbekannt. Die Artbestimmung innerhalb der Gattung ist anspruchsvoll und erfolgte mittels morphologischer wie auch genetischer Untersuchungen.



Die kleine Becherqualle *Haliclystus tenuis* aus dem Pazifik wurde 2010 einmalig auf Helgoland nachgewiesen. Becherquallen ähneln umgedrehten, gestielten Medusen mit geknöpften Tentakeln. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung durch S. Holst)

Deutscher Name: Becher-/Stielqualle (Name der ganzen Gruppe)

Englischer Name: stalked jellyfish (Name der ganzen Gruppe)

Status: Nicht-heimische Art, 2010 i. d. Nordsee (Helgoland)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Japan, China) (KAHN et al. 2010)

Vektor: Unbekannt; über den Vektor kann nur spekuliert werden (s. u.).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2010, Helgoland (HOLST & LAAKMANN 2018)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Haliclystus tenuis wurde bisher noch nie außerhalb ihres nordwestpazifischen Herkunftsgebietes

tes nachgewiesen. Im August 2010 wurden sieben Individuen dieser Spezies im Eulitoral vor Helgoland gefunden. Wie sie dorthin gelangt sind, ist unbekannt. Da die Tiere häufig auf biogenen Untergründen wie Algen, Seegras, Muschelschalen oder Steinen zu finden sind und mit diesen ggf. auch verdriften/verfrachtet werden, spekulieren HOLST & LAAKMANN (2019) über einen Eintrag mit Ballastwasser, festgeheftet auf Algen o. ä. bzw. als Bewuchs auf importierten Pazifischen Austern. Allerdings finden Direktimporte von → *Magallana gigas* aus dem Pazifik in die Nordsee seit Jahrzehnten nicht mehr statt, so dass dieser Vektor unwahrscheinlich ist. In den Niederlanden, wo große Austernkulturen betrieben werden, scheint *Haliclystus tenuis* bisher nicht vorzukommen (FAASSE & WAAJEN 2011). Dass es sich um eine atlantische Population handelt, die aufgrund der schwierigen Artbestimmung bisher unentdeckt geblieben war, schließen HOLST & LAAKMANN (2019) aufgrund genetischer Untersuchungen aus. Seit 2010 ist *H. tenuis* auf Helgoland nicht erneut aufgetreten (S. HOLST, pers. Mitt. 2019). Durch ihre geringe Größe kann sie leicht übersehen werden, insofern bleibt abzuwarten, ob der Nachweis ein einmaliger Befund bleibt oder ob sie sich unentdeckt auf niedrigem Niveau etablieren kann und erneut gefunden wird.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Deutschland: HOLST & LAAKMANN 2018

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Gruppe der Staurozoa umfassen nur etwa 50 Arten, deren Diversität in den gemäßigten Zonen der Nordhemisphäre am höchsten ist

(MIRANDA et al. 2018). Von den 13 Arten der Gattung *Haliclystus* (MIRANDA et al. 2018) waren bisher mit *H. auricula*, *H. octoradiatus* und *H. salpinx* nur drei auch aus der Nordsee bekannt (FAASSE & WAAJEN 2011, HOLST & LAAKMANN 2018). Die auf Helgoland gefundene *Haliclystus tenuis* ist mit 1 - 2 cm Höhe eine kleine Art und neu für die Nordsee.

Durch ihre versteckte Lebensweise, häufig auf Makrophyten, sind Becherquallen schwer zu entdecken (HOLST & LAAKMANN 2018). Ihr Aussehen ähnelt einer umgedrehten, an einem Stiel festsitzenden Meduse mit vierstrahligem Körperbau und acht Gruppen geknöpfter Tentakel an den Schirmrändern. Durch hohe intraspezifische Variabilität und nur wenige äußerliche diagnostische Merkmale sind interne Strukturen und die Anordnung der Nematocysten (HOLST et al. 2019) für die Artbestimmung von Bedeutung.

Die Tiere sind in der Lage flottierend oder auf Driftmaterial festgeheftet längere Strecken zurückzulegen, können sich aber selbst nur in einem äußerst begrenzten Radius bewegen. Da sie keine pelagischen Larven besitzen, kann eine Verbreitung über größere Distanzen nur über Verdriftung oder mittels anthropogener Vektoren erfolgen.

Ökologische Betrachtungen legen nahe, dass Becherquallen sensibel auf Umweltveränderungen, speziell Belastungen des Wassers, reagieren (MIRANDA et al. 2018).

Auswirkungen und invasives Potential: keine, aufgrund geringer Größe und Verbreitung

Literatur: FAASSE & WAAJEN 2011, HOLST & LAAKMANN 2019, HOLST et al. 2019, KAHN et al. 2010, MIRANDA et al. 2018

6.3. Bryozoa (Moostierchen)

Arten, die sich nicht etabliert haben, keine NIS sind oder irrtümlich für deutsche Küsten angegeben wurden, sind mit einem * gekennzeichnet.

Amathia (Bowerbankia) gracilis* (Leidy, 1855)

Amathia (Bowerbankia) imbricata* (Adams, 1800)

Die Schwesterarten wurden in der Vergangenheit nach manchen Quellen für nicht-heimisch oder möglicherweise kryptogen gehalten. In nationalen Listen tauchen sie allerdings selten auf und werden im Allgemeinen nicht als eingeschleppt betrachtet.



Die Zooide von *Amathia gracilis* (Foto) und *A. imbricata* sind in ihren morphologischen Ausprägungen recht ähnlich. Sie sind durch Stolone verbunden und bewachsen biogene und abiotische Substrate. Die beiden Arten unterscheiden sich u. a. durch die Anzahl der Tentakel. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Bowerbankia gracilis Leidy, 1855

Bowerbankia imbricata (Adams, 1798)

Beide *Amathia*-Arten sind an der niederländischen und deutschen Küste verbreitet. Sie wurden von niederländischen Autoren in der Vergangenheit ohne nähere Erläuterungen als nicht-heimisch bezeichnet (WOLFF 2005). WOLFF (1999) hält *Amathia gracilis* aufgrund ihrer kosmopolitischen Verbreitung eventuell für kryptogen. In nationalen Listen eingeschleppter und kryptogener Taxa werden sie im Allgemeinen aber nicht erfasst, z. B. nicht bei KERCKHOF et al. 2007 (Belgien), DEWARUMEZ et al. 2011 (Nordostfrankreich), MINCHIN et al. 2013 (GB). Lediglich auf den Azoren gilt *A. gracilis* als eingeschleppte Art, die nicht vor 2013 registriert wurde (MICAEL et al. 2019).

An den Nordseeküsten sind beide stellenweise häufig, wobei *A. gracilis* weiter in Brackwasser-

bereiche vordringt als die Schwesterart (HAYWARD & RYLAND 1990, DE BLAUWE 2009). Für deutsche Küstengewässer werden sie z. B. bei HARMS (1993) für Helgoland, bei GERLACH (2000) für den Nord-Ostsee-Kanal und in Monitoring-Untersuchungen für die westliche Ostsee (LIEBERUM & BOCK 2016, IfAÖ 2018c) aufgeführt.

In ihrem äußeren Erscheinungsbild ähneln sich die beiden Arten. Die Einzeltiere in den Kolonien sind durch Stolone verbunden, die in Abständen mit Clustern von Zooiden besetzt sind. Neben anderen mikroskopischen Merkmalen (vgl. HAYWARD & RYLAND 1990) unterscheiden sich die Arten durch die Anzahl der Tentakel, die bei *A. gracilis* acht und bei *A. imbricata* zehn beträgt.

Literatur: DE BLAUWE 2009, DEWARUMEZ et al. 2011, GERLACH 2000, HARMS 1993, HAYWARD & RYLAND 1990, IfAÖ 2018c, KERCKHOF et al. 2007, LIEBERUM & BOCK 2016, MICAEL et al. 2019, MINCHIN et al. 2013, WOLFF 1999, 2005

Arachnidium lacourti d'Hondt & Faasse, 2006

Arachnidium lacourti wurde 2003 und 2004 an der niederländischen Küste gefunden und als neue Art beschrieben. Dort scheint die Bryozoe aber selten zu sein und ist möglicherweise inzwischen verschwunden. 2014 tauchte sie im Jade-Weser-Port bei Wilhelmshaven auf und 2015 im Hafen von Husum. Ob und wie weit verbreitet die Bryozoe an nordwesteuropäischen Küsten ist, ist unbekannt.

Abb. in FAASSE et al. (2013)
https://www.researchgate.net/publication/297380674_Moss_animals_of_the_Dutch_part_of_the_North_Sea_and_coastal_waters_of_the_Netherlands_Bryozoa

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, Etablierung unsicher

Lebensraum: Brackwasser (bis marin)

Ursprungs-/Donorgebiet: Unbekannt

Vektor: Wahrscheinlich Schifffahrt, da sich die Fundorte im Bereich von Wasserstrassen zu den größten Häfen Europas (Antwerpen, Rotterdam) befinden (D'HONDT & FAASSE 2006)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2014 (ROHDE et al. 2017, als *Arachnidium* cf. *lacourti*)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erste Funde von 2003 stammen aus der niederländischen Westerschelde bei Bath, im niederländisch-belgischen Grenzgebiet. 2004 wurde die Bryozoe dann im Nieuwe Waterweg nachgewiesen, einer stark frequentierten Wasserstrasse nach Rotterdam. Zunächst wurde sie als *Arachnidium* sp. bezeichnet (FAASSE & DE BLAUWE 2004) und später als neue Art *Arachnidium lacourti* beschrieben (D'HONDT & FAASSE 2006). Nach 2003 war sie allerdings vom Fundort in der Westerschelde verschwunden, und im Nieuwe Waterweg konnte 2011 nur noch eine kleine Kolonie gefunden werden (FAASSE et al. 2013).

2014 tauchte sie an der deutschen Küste auf. Monitoring-Untersuchungen im Jade-Weser-Port bei Wilhelmshaven (ROHDE et al. 2017) wie auch 2015 im Hafen von Husum (LIEBERUM & BOCK 2016) führten zu Nachweisen dieser Art.

Das momentane Vorkommen ist unbekannt, und die Bryozoe scheint von keinem anderen europäischen Standort bekannt zu sein.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: D'HONDT & FAASSE 2006, FAASSE et al. 2013

Deutschland: LIEBERUM & BOCK 2016, ROHDE et al. 2017

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Kolonien der Bryozoe bilden kriechende, dichotom verzweigte Reihen. Die Zooide sind größtenteils mit dem Untergrund verbunden, nur der endständige, flaschenförmige Abschnitt erhebt sich über das Substrat. Die Polypide besitzen acht Tentakel.

In den Niederlanden wurde die Bryozoe unter ästuarinen Bedingungen bei oligo- bis mesohalinen Salinitäten gefunden. Die Kolonien wuchsen im unteren Eulitoral auf Schalen der Pazifischen Auster (→ *Magallana gigas*), auf Seepocken und der Unterseite eines Steins (D'HONDT & FAASSE 2006, DE BLAUWE 2009).

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt

Literatur: DE BLAUWE 2009, D'HONDT & FAASSE 2006, FAASSE & DE BLAUWE 2004, FAASSE et al. 2013, LIEBERUM & BOCK 2016, ROHDE et al. 2017

Bugula neritina* (Linnaeus, 1758)

Eine bäumchenförmig wachsende Bryozoe, die auffällig rot gefärbt und dadurch kaum zu verwechseln ist. *Bugula neritina* ist weltweit verbreitet und gilt als wärmeliebend. Inzwischen weiß man, dass es sich um einen Komplex sehr ähnlicher Arten handelt, mit möglicherweise auch kältetoleranteren Formen. An der deutschen Nordseeküste trat die Bryozoe bisher nur 2010 im Hafen von Hörnum/Sylt auf. Da sie für ein abruptes Verschwinden und Wiedererscheinen besonders von britischen Küsten bekannt ist, muss mit ihrem erneuten Auftauchen gerechnet werden.



Die Kolonien von *Bugula neritina* fallen durch ihre dunkelrote Farbe auf (hier fixiertes Material). (Foto D. Lackschewitz)

Deutscher Name: -

Englischer Name: brown bryozoan, ruby bryozoan

Status: Nicht-heimische Art, Etablierung unsicher

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Unbekannt, weltweite Verbreitung; erste Beschreibungen stammen aus dem Mittelmeer und dem Westatlantik (RYLAND et al. 2011, PORTER et al. 2015, JURGENS et al. 2018).

Vektor: Vermutlich Schiffsbewuchs, auch Verbreitung mit Austern ist möglich (RYLAND et al. 2011, PORTER et al. 2015)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2010 (LACKSCHEWITZ et al. 2011a)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Bryozoe wurde nach PORTER et al. (2015) bereits im 18. Jh. erwähnt und ihr Ursprung im Mittelmeer oder im Westatlantik gesucht. Historische Museumsnachweise von der britischen Ostküste aus dem 19. Jh. scheinen allerdings unsicher zu sein. Belastbare Nachweise über ihr Vorkommen in Plymouth (Südengland) existieren vermutlich seit 1911 und eindeutig seit 1928 (RYLAND 1960). Die Bryozoe besiedelte geschützte Hafenbecken und das künstlich erwärmte Kühlwasser von Kraftwerken. Ab der Mitte des 20. Jh. galt sie zunehmend als abwesend von den bekannten Standorten an der britischen Küste (ENO et al. 1997, RYLAND et al. 2011). In Plymouth und Swansea verschwanden die Bestände zwischen 1963 und 1976 aus nicht nachvollziehbaren Gründen (RYLAND et al. 2011). Nicht-publizierte Daten aus Untersuchungen um die Jahrtausendwende belegen jedoch die Anwesenheit der Bryozoe in verschiedenen Häfen, und 2004 wurde *Bugula neritina* während eines Monitorings erneut in mehreren Marinas an der Südküste Englands gefunden (ARENAS et al. 2006). Im Folgenden breitete sie sich im Süden und Westen Großbritanniens bis nach Schottland und Nordirland aus (RYLAND et al. 2011, PORTER et al. 2017) und wurde 2015 auch in Häfen an der englischen Nordseeküste gefunden (WOOD et al. 2016).

Nach DEWARUMEZ et al. (2011) und BAFFREAU et al. (2018) kannte man *Bugula neritina* an der Küste der Bretagne bereits in den 1960er Jahren, und schon 1973 wurde sie aus dem franzö-

sischen Abschnitt der Nordseeküste gemeldet. RYLAND et al. (2011) geben ein erstes Vorkommen für Frankreich allerdings erst für 2001 in Arcachon an. Ein Nachweis aus dem belgischen Hafen Oostende stammt von 1999 (KERCKHOF 2000).

In der niederländischen Oosterschelde tauchte sie 2007 auf, wo sie sich wohl schon 2006 angesiedelt hatte. Diese Vorkommen bestanden bis mindestens 2012 (DE BLAUWE 2009, FAASSE et al. 2013) und existieren vermutlich immer noch.

Von der deutschen Küste gibt es bisher lediglich einen Nachweis aus dem Hafen von Hörnum/Sylt aus dem Jahr 2010 (LACKSCHEWITZ et al. 2011a). In den darauffolgenden Sommern wurde die Bryozoe nicht mehr angetroffen (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob.).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ARENAS et al. 2006, RYLAND et al. 2011

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011, BAFFREAU et al. 2018

Belgien: KERCKHOF 2000

Niederlande: FAASSE et al. 2013

Deutschland: LACKSCHEWITZ et al. 2011a

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Bugula neritina ist weltweit in gemäßigten Breiten, in tropischen und subtropischen Gewässern verbreitet (MACKIE et al. 2006, PORTER et al. 2015). Da die Planktonphase der Larven mit ein bis zwei Tagen begrenzt ist, geht man von anthropogenen Verschleppungen aus. Die Art bewächst Stege, Pontons, untergetauchte Substrate und Boote in Häfen und Marinas. Morphologisch zeichnet sie sich durch das Fehlen von Avicularien und Stacheln aus und ist im Gebiet der Nordsee durch ihre auffällige rote Farbe nahezu unverwechselbar.

Die Vorkommen in Großbritannien konzentrieren sich zunächst auf geschützte Häfen und künstlich erwärmte Abwässer von Kraftwerken. Das Verschwinden der Bryozoe wurde nicht so sehr kalten Wintern als vielmehr den zu niedrigen Sommertemperaturen angelastet, die die Reproduktion der Kolonien verhinderten (RYLAND et al. 2011). Zeitlich begrenzte Vorkommen kennt man inzwischen auch aus dem Nordostpazifik (z. B. Alaska, Kanada, Nordostküste der USA), wohingegen die Art in südlicheren Gegenden dauerhafte Populationen bildet (JURGENSEN et al. 2018).

Inzwischen haben genetische Untersuchungen gezeigt, dass es sich bei *B. neritina* um einen Komplex aus drei Arten/Varianten mit unterschiedlicher geographischer Verbreitung handelt (FEHLAUER-ALE et al. 2013). Insbesondere die als 'Type S' bezeichnete Form gilt als invasiv und ist anthropogen weltweit verschleppt worden (FEHLAUER-ALE et al. 2013, MICAEL et al. 2016). Insofern könnten Haplotypen mit höherer Kältetoleranz für die Besiedlung nördlicher Gewässer eine Rolle spielen (FEHLAUER-ALE et al. 2013).

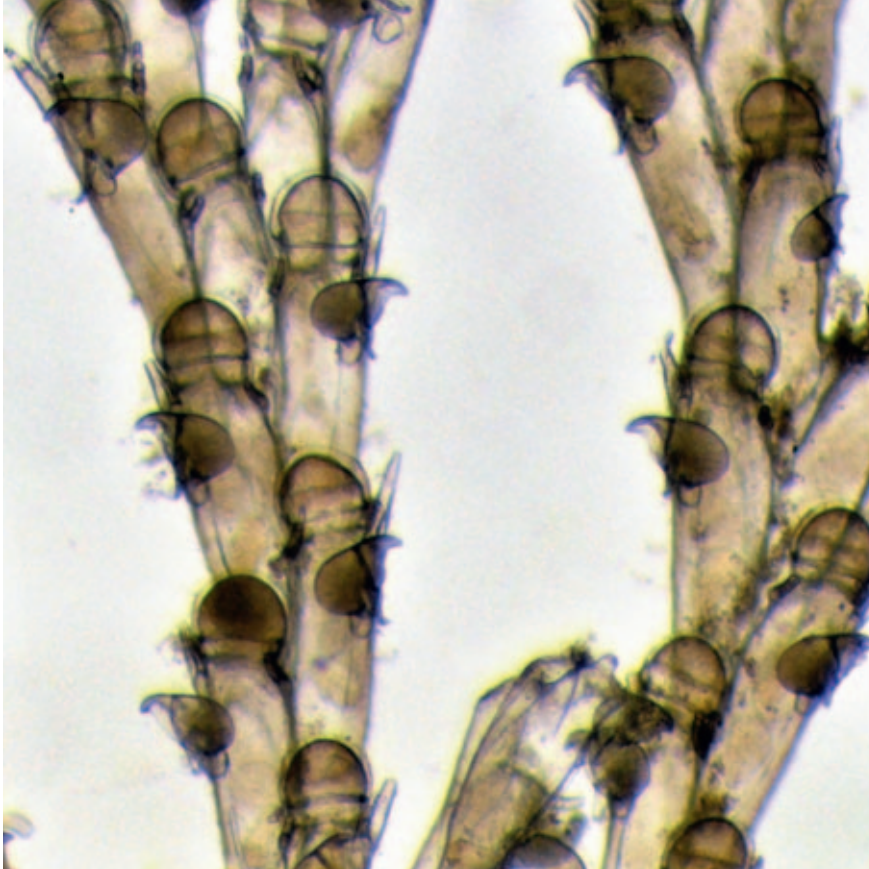
Auswirkungen und invasives Potential:

Bugula neritina wird für manche Gebiete als invasiv bezeichnet und gilt als eine der häufigsten Bewuchsarten in Häfen weltweit (MICAEL et al. 2016). Da die Bryozoe in der Nordsee vergleichsweise selten und mit niedrigen Abundanzen auftritt, sind gravierende Auswirkungen auf die heimischen Lebensgemeinschaften wie auch ökonomische Schäden durch massenhaften Bewuchs momentan sehr unwahrscheinlich.

Literatur: ARENAS et al. 2006, BAFFREAU et al. 2018, DE BLAUWE 2009, DEWARUMEZ et al. 2011, ENO et al. 1997, FAASSE et al. 2013, FEHLAUER-ALE et al. 2013, JURGENSEN et al. 2018, KERCKHOF 2000, LACKSCHEWITZ et al. 2011a, MACKIE et al. 2006, MICAEL et al. 2016, PORTER et al. 2015, 2017, RYLAND 1960, RYLAND et al. 2011, WOOD et al. 2016

Bugulina stolonifera (Ryland, 1960)

Eine bäumchenförmig wachsende Bryozoe mit kosmopolitischer Verbreitung, deren Status unklar ist. Ihr Erscheinen in nordwesteuropäischen Gewässern ist nicht eindeutig zu datieren. Die Erstbeschreibung erfolgte nach Material aus Großbritannien (Wales). Inzwischen kommt sie in vielen Häfen an der Nordsee vor und ist stellenweise häufig.



Die Avicularien von Arten der Gattung Bugulina, wie hier *Bugulina stolonifera*, ähneln Vogelköpfen (die Stacheln an den Ecken der Zooide sind größtenteils abgebrochen). (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Bugula stolonifera Ryland, 1960

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Kryptogen (WOLFF 2005, RYLAND et al. 2011), etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Unklar (RYLAND et al. 2011)

Vektor: Schiffsbewuchs, Aquakulturhandel (WOLFF 2005, RYLAND et al. 2011)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Unbekannt, vor 1987 (SCHULTZE et al. 1990)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Von wann genau der erste Nachweis in Nordwesteuropa stammt, ist unklar. Frühe Dokumentationen aus Großbritannien und den Niederlanden aus dem 19. Jh. sind zweifelhaft (RYLAND et al. 2011). Sichere Nachweise aus Großbritannien und Irland stammen aus den 1950er Jahren, und die Erstbeschreibung erfolgte letztlich erst 1960 nach Material aus Wales (RYLAND et al. 2011). Seit Beginn dieses Jahrhunderts kommt die Bryozoe außer an der britischen Süd- und Westküste auch an der Nordsee vor (ASHELBY 2005, WOOD et al. 2016), und ASHELBY (2005) vermutet eine unabhängige Einschleppung.

Für das Gebiet der französischen Nordsee wird 1970 als Jahr des Erstnachweises genannt (www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis) (die dort angegebene Publikation konnte nicht eingesehen werden). Vorkommen entlang des

Ärmelkanals und insbesondere an der belgischen Grenze benachbarten französischen Opalküste werden von DEWARUMEZ et al. (2011) bestätigt.

Der erste belgische Nachweis kam aus Oostende, einem Zentrum der Austernwirtschaft (DE BLAUWE 2009, POLK 1976 zit. in RYLAND et al. 2011). KERCKHOF (2000) und KERCKHOF et al. (2007) geben das Jahr 1999 für den Erstnachweis in den Häfen Oostende und Zeebrügge an und bezeichnet diese Funde als neu für die belgische Fauna. Allerdings räumen die Autoren ein, dass sich die Bryozoe möglicherweise schon viel früher angesiedelt haben könnte. Inzwischen ist *Bugulina stolonifera* eine häufige Art in niederländischen und belgischen Häfen (DE BLAUWE 2009, RYLAND et al. 2011).

Nach WOLFF (2005) wurde die Bryozoe in den Niederlanden erstmals 1993 im Hafen von Texel gefunden und ist sowohl im Deltagebiet (FAASSE & DE BLAUWE 2004) als auch im niederländischen Wattenmeer (GITTEBERGER et al. 2010) verbreitet.

An der deutschen Nordseeküste ist sie seit geraumer Zeit etabliert, wobei der genaue Zeitpunkt des ersten Nachweises unbekannt zu sein scheint. Ihr Vorkommen ist u. a. von Helgoland schon für 1987 dokumentiert (SCHULTZE et al. 1990). In Monitoring-Untersuchungen wird sie seit 2010 in verschiedenen Nordseehäfen regelmäßig gefunden und ist insbesondere in den Yachthäfen von Wilhelmshaven und Hörnum/Sylt häufig.

Weltweit kennt man *Bugulina stolonifera* aus dem Mittelmeer wie auch von atlantischen und pazifischen Küsten (SCHOLZ et al. 2003, RYLAND et al. 2011).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ASHELBY 2005, RYLAND et al. 2011, WOOD et al. 2016

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011, www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis

Belgien: KERCKHOF 2000, KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: FAASSE & DE BLAUWE 2004, DE BLAUWE 2009

Deutschland: SCHULTZE et al. 1990, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Kolonien von *Bugulina stolonifera* wachsen als hellgrau-bräunliche Büschel von wenigen Zentimetern Höhe. Reihen von biserial angeordneten Zooiden bilden dabei die „Äste“. Die Zooide tragen an den Ecken einen bzw. zwei Stacheln und teilweise vogelkopfähnliche Avicularien, die typisch für *Bugulina*-Arten sind (s. Abb.). Die Polypide haben 13 - 14 Tentakel (RYLAND & HAYWARD 1977).

Bugulina stolonifera besiedelt in Häfen bevorzugt untergetauchte künstliche Substrate, aber auch flächige Thalli von Algen. Häufig kommt sie zusammen mit der pazifischen Bryozoe *Tri-cellaria inopinata* vor.

Auswirkungen und invasives Potential:

Potentielle Auswirkungen werden nicht einheitlich bewertet. RYLAND et al. (2011) geben an, dass *Bugulina stolonifera* in Westeuropa nicht durchgängig als eingeschleppt betrachtet wird, bescheinigen der Bryozoe aber invasives Verhalten, während DEWARUMEZ et al. (2011) für die französische Küste keine negativen Effekte erwarten.

Im niederländischen Wattenmeer finden GITTEBERGER et al. (2010) sie stellenweise in hohen Abundanzen und schließen Auswirkungen auf heimische Arten nicht aus. Auch im deutschen Wattenmeer ist die Bryozoe in einigen Häfen häufig (Wilhelmshaven, Hörnum). Allerdings sind die Vorkommen nicht so dicht, dass eine ernsthafte Beeinträchtigung der lokalen Lebensgemeinschaften zu beobachten ist.

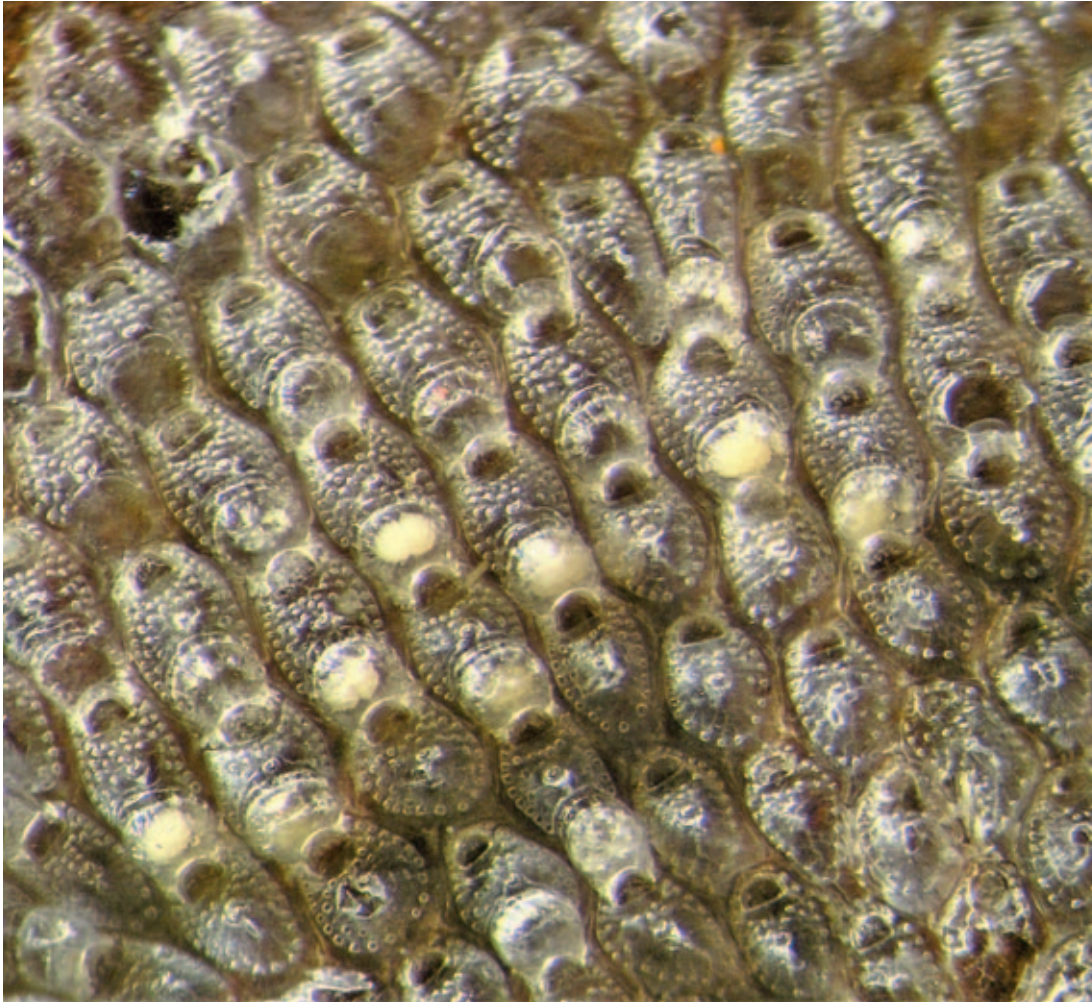
Literatur: ASHELBY 2005, DE BLAUWE 2009, DEWARUMEZ et al. 2011, FAASSE & DE BLAUWE 2004, GITTEBERGER et al. 2010, KERCKHOF 2000, KERCKHOF et al. 2007, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019, RYLAND & HAYWARD 1977, RYLAND et al. 2011, SCHOLZ et al. 2003, SCHULTZE et al. 1990, WOLFF 2005, WOOD et al. 2016

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS-Datenbank, Datenblatt

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis/introductions/view/id/5460 (access 31.07.2020)

Fenestrulina delicia Winston, Hayward & Craig, 2000

Eine inkrustierende Bryozoe unbekannten Ursprungs. Sie wurde innerhalb kurzer Zeit sowohl an der amerikanischen Ost- wie auch Westküste gefunden und erschien wenige Jahre später in Europa in der niederländischen Oosterschelde. Darüber hinaus kennt man sie aus dem Ärmelkanal und Offshore-Gebieten in der Nordsee. Häufig wurde sie als Aufwuchs auf angespültem Treibgut gefunden. Erstmals wurde sie in der deutschen Nordsee 2011 am Borkum Riffgrund und in der Tiefen Rinne bei Helgoland nachgewiesen.



Die Kolonien von *Fenestrulina delicia* überziehen als flache Krusten Hartsubstrate. An den Rändern der Zooide sind große Poren in Reihen angeordnet. (Foto verwendet, mit freundlicher Genehmigung von B. Kind)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art (DE BLAUWE et al. 2014)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Unbekannt

Vektor: Unbekannt; für den transozeanischen Transport vermuten LÓPEZ-GAPPA & LIUZZI (2016) eine Verbreitung im Schiffsbewuchs, was DE BLAUWE et al. (2014) wegen mangelnder Nachweise in Frage stellen. Auch die sekundäre Ver-

breitung durch Sportboote, wie sie von vielen anderen Neobiota bekannt ist, lässt sich durch fehlende Nachweise in Marinas nicht belegen. Für die Einschleppung in die niederländische Oosterschelde wird der Handel mit Kulturmuscheln angenommen (DE BLAUWE et al. 2014). Über kürzere Distanzen kann auch Treibgut eine Rolle spielen, da die Bryozoe häufig als Aufwuchs auf angespültem, verdriftetem Müll gefunden wurde (DE BLAUWE et al. 2014).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2011 (DE BLAUWE et al. 2014)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Fenestulina delicia wurde innerhalb weniger Jahre sowohl im Westatlantik als auch im Ostpazifik gefunden, ohne dass ein eindeutiger Ursprung zugeordnet werden konnte. Nur wenig später tauchte sie auch in der Nordsee auf.

1994 wurde sie erstmals an der amerikanischen Atlantikküste (Maine) gesammelt und im Jahr 2000 als neue Art beschrieben (FAASSE et al. 2013, DE BLAUWE et al. 2014). Schon 2000 wurden Vorkommen auch von der nordamerikanischen Pazifikküste (Alaska, Oregon, Kalifornien) bekannt (DICK et al. 2005), und 2005 gab es erste Meldungen aus Europa, wo sie vor dem 21. Jh. sehr wahrscheinlich nicht vorkam (DE BLAUWE et al. 2014). Die ersten europäischen Meldungen kamen aus der niederländischen Oosterschelde (DE BLAUWE 2008), einem Zentrum der Muschelaquakultur, und inzwischen vermuten FAASSE et al. (2013), dass die Art dort weit verbreitet sein könnte. Möglicherweise war sie dort schon einige Jahre früher angekommen und mit *F. malusii* verwechselt worden (DE BLAUWE 2008). Später wurde *Fenestulina delicia* in den Niederlanden auch an der offenen Küste und in der tieferen Nordsee gefunden (FAASSE et al. 2013). Lange galten diese Funde als Erstnachweis für Europa und die Nordsee, bis alte Proben aus britischen Offshore-Gebieten mit Windturbinen belegten, dass die Bryozoe dort spätestens 2002 vorgekommen, allerdings als *F. malusii* fehlbestimmt worden war. 2012 fand man sie nördlich bis zu den Shetlandinseln (WASSON & DE BLAUWE 2014).

Neben den niederländischen und britischen Nachweisen hat sich *Fenestulina delicia* auch an anderen europäischen Küsten angesiedelt: Seit 2007 wurde sie mehrfach an der französischen Küste des Ärmelkanals gefunden (DEWARUMEZ et al. 2011, PORTER et al. 2015, BAFFREAU et al. 2018). In Belgien tauchte sie in Offshore-Gebieten auf, wie auch regelmäßig seit 2009 als Aufwuchs auf angespültem Strandgut (www.marinespecies.org/deblauwehans/errata.php), das seinen Ursprung offensichtlich in Frankreich hatte (DE BLAUWE 2009, DE BLAUWE et al. 2014).

In der deutschen Nordsee gab es 2011 etwa zeitgleich Nachweise vom Borkum Riffgrund und dem Sublitoral bei Helgoland (DE BLAUWE et al. 2014). Seitdem wurde *Fenestulina* regelmäßig im Helgoländer Sublitoral (Tiefe Rinne,

Steingrund, Reede) bei Monitoring-Untersuchungen nachgewiesen (B. KIND, pers. Mitt. 08.2020). Weitere Fundorte sind z. Zt. aus dem deutschen Sektor der Nordsee nicht bekannt.

Die Art scheint generell in Ausbreitung begriffen zu sein. 2013 wurde sie erstmals im Südatlantik in einem argentinischen Hafen gefunden, in dem sie in früheren Untersuchungen nicht nachgewiesen worden war (LÓPEZ-GAPPA & LIUZZI 2016).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: WASSON & DE BLAUWE 2014

Frankreich: seit 2007 Bretagne und Normandie (BAFFREAU et al. 2018)

Belgien: DE BLAUWE et al. 2014

Niederlande: DE BLAUWE 2008, FAASSE et al. 2013, DE BLAUWE et al. 2014

Deutschland: DE BLAUWE et al. 2014

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Fenestulina delicia überzieht als flacher Aufwuchs verschiedene Substrate. Die Art wurde auf biogenen Untergründen wie Muschelschalen, Steinen und Braunalgen, jedoch auch auf künstlichen Substraten wie etwa driftendem Plastikmüll, Hummerkörben etc. gefunden. In Hafenuntersuchungen besiedelte sie bevorzugt experimentelle Besiedlungsplatten, so dass DE BLAUWE et al. (2014) für die amerikanische Westküste konstatieren: „We could not find any records from natural substrata from the eastern Pacific.“ Im argentinischen Hafen Quequén wurden ebenfalls hohe Dichten auf künstlichen Substraten festgestellt (LÓPEZ-GAPPA & LIUZZI 2016). Bei Helgoland tritt sie jedoch auch als Bewuchsart von *Laminaria* auf (B. KIND, pers. Mitt. 08.2020).

Der Radius der natürlichen Ausbreitung wird durch die lecitotrophe Larve begrenzt und legt einen Transport über große Distanzen mit Schiffen nahe. Jedoch konnte die Art bisher nicht im Schiffsbewuchs selbst nachgewiesen werden, und auch für die sekundäre Verbreitung mit Sportbooten, ein typischer Vektor für viele eingeschleppte Arten, wurde kein Beleg gefunden (DE BLAUWE et al. 2014). Eine Konzentration in Aquakulturen oder Häfen ist bisher nicht nach-

gewiesen, und die sporadischen Vorkommen an weit voneinander entfernten und auch isolierten Standorten wie Offshore-Windenergieanlagen sind für eingeschleppte Arten eher ungewöhnlich und lassen kein klares Verbreitungsmuster erkennen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Für die deutsche Küste (noch) unbekannt; DE BLAUWE et al. (2014) bezeichnen sie als ‚highly invasive‘, da sie sich auch im offenen Meer ausbreitet und ihre Vorkommen nicht, wie bei den meisten Neobiota, auf Häfen und Marinas beschränkt bleiben. Die Autoren verweisen da-

rauf, dass in Lebensräumen ohne natürliche Hartsubstrate Offshore-Strukturen wie Windkraftanlagen zunehmend von vielen Arten als ‚stepping stones‘ zur Besiedlung neuer Gebiete genutzt werden.

Literatur: BAFFREAU et al. 2018, DE BLAUWE 2008, DE BLAUWE 2009, DE BLAUWE et al. 2014, DEWARUMÉZ et al. 2011, DICK et al. 2005, FAASSE et al. 2013, LÓPEZ-GAPPA & LIUZZI 2016, PORTER et al. 2015, WASSON & DE BLAUWE 2014

www.marinespecies.org/deblauwehans/errata.php (access 10.08.2020)

***Primavelans glabricollaris* n. sp.**

Im Herbst **2019** wurde im Offshore-Bereich der Nordsee eine für Europa unbekannte Bryozoe gefunden (L. SCHÜLER, IfAÖ, pers. Mitt. 2020). Diese war schon früher in Korea nachgewiesen und als neue Art erkannt worden. Sie wurde nach Material, das zwischen 1981 und 2020 an der Süd- und Ostküste Koreas gesammelt worden war, als neue Art beschrieben (MIN et al. 2021). Morphologische und genetische Unterschiede grenzen sie von der ähnlichen Art *Pacificincola perforata* ab.

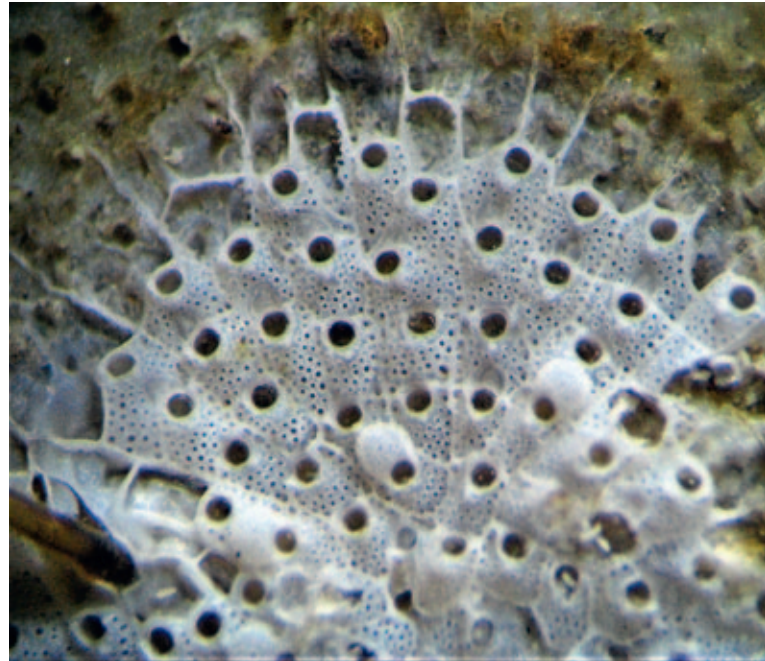


Die pazifische Bryozoe *Primavelans glabricollaris* wurde 2019 erstmals für Europa in der Nordsee gefunden. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von J. Leitinger, IfAÖ)

Literatur: MIN et al. 2021

Schizobrachiella verrilli (Maturro & Schopf, 1968)

Eine inkrustierende Bryozoe, von der wenige Nachweise aus dem Sublitoral der Nordsee existieren. Vermutlich stammt *Schizobrachiella verrilli* aus dem Nordwestatlantik. In der deutschen Nordsee wurde sie erstmals 2011 in der Tiefen Rinne bei Helgoland gefunden. In Belgien und den Niederlanden wurde sie zunächst als *Hippoporina verrilli* bestimmt. Das Datum der Einschleppung nach Europa ist unklar. In altem Museumsmaterial zeigte sich sogar, dass die Art bereits 1905 in Belgien aufgetreten war, auch wenn es zwischenzeitlich keine neuen Nachweise gab.



Die Kolonien von *Schizobrachiella verrilli* bilden Krusten auf leeren Muschelschalen.
(Fotos verwendet mit freundlicher Genehmigung von B. Kind)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Kryptogen; die Art kommt auf beiden Seiten des Atlantiks vor. Aufgrund der deutlich ausgedehnteren Verbreitung im Westatlantik ist aber von einem amerikanischen Ursprung auszugehen (VAN MOORSEL 2016).

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Wahrscheinlich der Nordwestatlantik; neben dem atlantischen Verbreitungsgebiet sind nur wenige Vorkommen aus dem Ostpazifik dokumentiert (KIND et al. 2015).

Vektor: Unbekannt; vermutlich Kulturmuscheln und/oder Schiffsbewuchs

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2011 (KIND et al. 2015)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Bryozoe ist von der amerikanischen Ostküste beschrieben und wurde taxonomisch zunächst einer anderen Gattung zugeordnet, später aber als *Hippoporina verrilli* klassifiziert. In der Literatur erscheint sie auch unter dem Namen *Hippoporina* sp. (DE BLAUWE 2006a, 2009). Morphologische Abweichungen führten letztlich dazu, dass sie in die Gattung *Schizobrachiella* gestellt wurde.

Schizobrachiella verrilli wurde zwischen 2004 und 2012 in belgischen, niederländischen und deutschen Gewässern nachgewiesen (DE BLAUWE 2006a, KIND et al. 2015). Bis auf einen Fund in der Oosterschelde (2005), einem Zentrum niederländischer Muschelzucht, entdeckte man die Kolonien auf Muschelschill in Offshore-Gebieten. Da sich gebietsfremde Arten i. Allg. in Häfen, Aquakulturen und im küstennahen Bereich konzentrieren, waren diese Fundorte eher ungewöhnlich. In belgischen Gewässern handelte es sich um Sandentnahmegebiete vor der Küste, in der deutschen Nordsee stammten die Proben aus der Tiefen Rinne bei Helgoland. Dort wurden 2011 und 2012 bei Dredge-Untersuchungen 50 Kolonien auf Schalenfragmenten von *Modiolus modiolus* und *Ostrea edulis* identifiziert (KIND et al. 2015). Auch in den darauffolgenden Jahren trat die Bryozoe regelmäßig, wenn auch mit wenigen Kolonien an diesem Standort auf (B. KIND, pers. Mitt. 08.2020).

Eine gezielte Suche in einer historischen Muschelsammlung belegte, dass *Schizobrachiella verrilli* bereits 1905 in belgischen Gewässern vorkam. Anhaftend an einer Schale wurde sie in Museumsmaterial aus dem entsprechenden Jahr gefunden. Allerdings geht man nicht von einem europäischen Ursprung der Art aus, da die erheblich ausgedehntere Verbreitung an amerikanischen Küsten (Massachusetts bis Brasilien) auf eine westatlantische Herkunft verweist. Ob die Bryozoe in jüngerer Vergangenheit erneut nach Europa eingeschleppt worden ist oder in den letzten hundert Jahren nur aufgrund der wenigen, verstreuten Vorkommen nicht gefunden oder nicht erkannt wurde, ist unklar (KIND et al. 2015).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Belgien: KIND et al. 2015

Niederlande: KIND et al. 2015

Deutschland: KIND et al. 2015

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Bryozoe bildet kleine runde Kolonien (DE BLAUWE 2009), die bei den belgischen und niederländischen Funden auf der Innenseite leerer Muschelschalen angesiedelt waren. Dadurch sind die Tiere vermutlich vor ungünstigen Umweltbedingungen wie Sedimentschliff oder Verlust durch Verlagerung in starker Strömung etwas geschützt. Im Gegensatz zu den hydrodynamisch aktiven Gebieten vor der belgischen Küste bietet die Tiefe Rinne bei Helgoland einen relativ stabilen Lebensraum. Akkumulierter Muschelschill auf dem Grund der Rinne stellt ein attraktives Substrat für Bryozoen in einem ansonsten von Sediment dominierten Gebiet dar.

Nach KIND et al. (2015) könnte das seltene Vorkommen von *Schizobrachiella verrilli* darauf hindeuten, dass die Bryozoe konkurrenzschwach gegenüber heimischen Arten ist. Umweltparameter in der Nordsee, wie etwa klimatische Bedingungen, können ebenfalls einer weiteren Ausbreitung entgegenstehen.

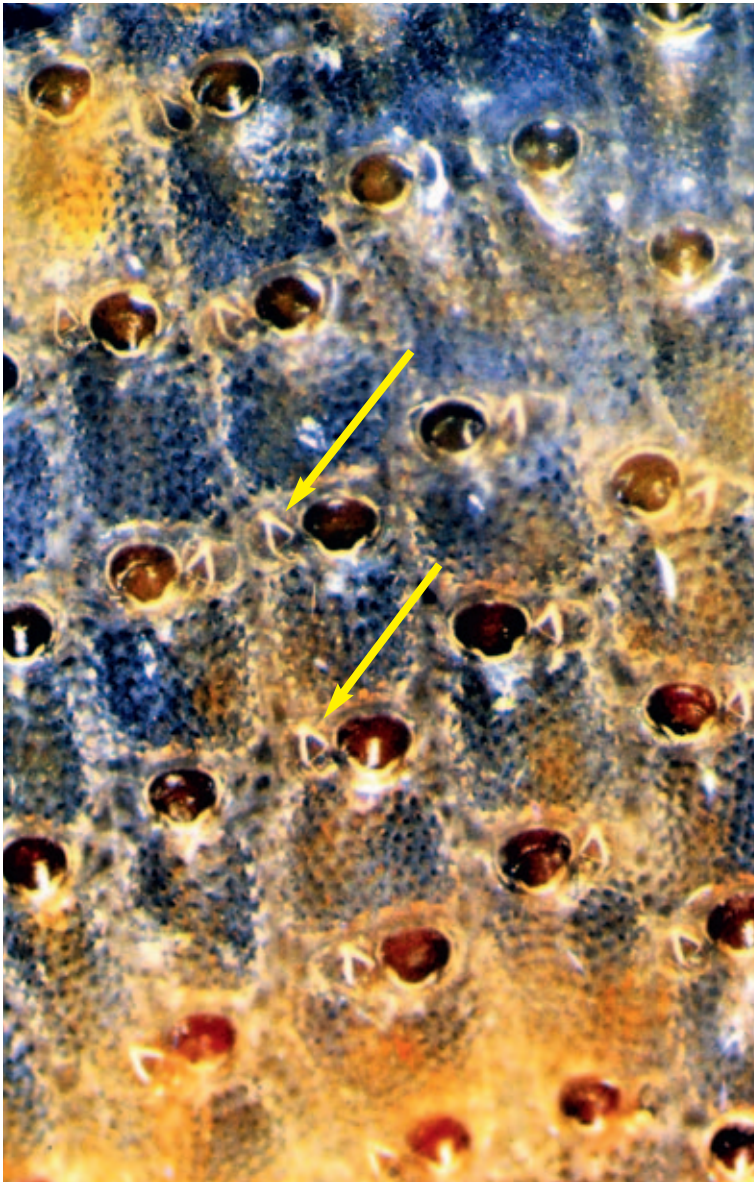
Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt und aufgrund des sehr geringen Vorkommens für die deutsche Küste z. Zt. unwahrscheinlich

Literatur: DE BLAUWE 2006a, 2009, KIND et al. 2015, VAN MOORSEL 2016

Schizoporella japonica Ortmann, 1890

Schizoporella japonica kann orange-rote Beläge auf verschiedenen Substraten bilden. Ihr Ursprung liegt im Nordwestpazifik (Japan), jedoch wurde die Bryozoe im letzten Jahrhundert wahrscheinlich mit Kulturaustern (*Magallana gigas*) an die nordamerikanische Westküste verschleppt. Entweder von dort oder aus dem Ursprungsgebiet gelangte sie nach Europa, wo sie 2009 erstmals in Süngland festgestellt wurde. Ab 2010 breitete sich *Schizoporella japonica* besonders im Norden Großbritanniens stark aus (Schottland, Orkney- und Shetlandinseln). Der erste Fund aus deutschen Küstengewässern erfolgte 2018 im Hafen von Hörnum/Sylt, 2019 wurde sie im Helgoländer Hafen entdeckt.



Die Kolonien von *Schizoporella japonica* überwachsen als orange-rote Krusten großflächig Substrate. Neben den Öffnungen (Orifice) sind die spitz zulaufenden Avicularien zu erkennen (Pfeile). (Foto D. Lacksewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Schizoporella unicornis var. *japonica* Ortmann 1890

Deutscher Name: -

Englischer Name: orange ripple bryozoan

Status: Nicht-heimische Art

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik, Japan (als *Schizoporella unicornis* var. *japonica*) (LOXTON et al. 2017); wahrscheinlich mit Kulturaustern an die US- und kanadische Westküste gelangt (DICK et al. 2005, RYLAND et al. 2014)

Vektor: Die primäre Verbreitung erfolgte mit Kulturaustern oder durch Schiffsbewuchs (DICK et al. 2005, RYLAND et al. 2014, LOXTON et al. 2017), eine sekundäre Verbreitung vermutlich überwiegend mit Sportbooten, da sich die meisten Vorkommen in Großbritannien in Marinas etabliert haben und Kolonien an Booten gefunden wurden (RYLAND et al. 2014, BISHOP et al. 2015, COLLIN et al. 2015).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2018, Hörnum/Sylt (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob. 10.2018)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Ausbreitung von *Schizoporella japonica* ist schwer nachzuvollziehen. Zunächst wurde sie mit *Schizoporella unicornis* synonymisiert und anschließend als *Schizoporella unicornis* var. *japonica* bezeichnet. Dabei handelte es sich in den meisten Fällen vermutlich um einen Komplex ähnlicher Arten (DICK et al. 2005). Im Nachhinein ist eine genaue Analyse der den Berichten zugrunde liegenden Arten kaum noch möglich. Offenbar wurde sie auch als *Schizoporella unicornis* oder *S. errata* fehlbestimmt (DICK et al. 2005).

In Europa wurde 2010 in Holyhead (Wales) eine bis dahin unbekannte Bryozoe gefunden und

nach einer sorgfältigen taxonomischen Analyse als *Schizoporella japonica* identifiziert (RYLAND et al. 2014). Durch gezielte Suche in älterem Probenmaterial konnte ein Vorkommen schon 2009 im südenglischen Plymouth festgestellt werden. Allerdings war die erste Ansiedlung dort offenbar nicht von Dauer (LOXTON et al. 2017), auch wenn die Bryozoe aktuell weiterhin in diesem Gebiet vorzukommen scheint (BISHOP et al. 2015). Bis 2016 hatte sich *Schizoporella japonica* rasch, aber diskontinuierlich entlang britischer Küsten ausgebreitet, wobei nicht klar ist, ob dies letztlich auf einen singulären Eintrag oder multiple Einschleppungen zurückgeht (COLLIN et al. 2015). Insbesondere im Norden, in den Häfen Schottlands, der Orkney- und Shetlandinseln ist die Bryozoe, die auffällige orange-rote Krusten bildet, nicht selten (COLLIN et al. 2015, NALL et al. 2015, LOXTON et al. 2017, WANT et al. 2017, KAKKONEN et al. 2019).

Eine gezielte Suche an der bretonischen Küste (Nordfrankreich) blieb ohne Erfolg (LOXTON et al. 2017), jedoch wurde *Schizoporella japonica* in drei Häfen an der Südwestküste Norwegens nachgewiesen (PORTER et al. 2015).

Für die Niederlande geben BÜTTGER et al. (in prep.) Vorkommen im Wattenmeer an.

Der erste Fund an der deutschen Küste datiert vom Oktober 2018. *Schizoporella japonica* wurde im Zuge eines Neobiota-Monitorings auf Besiedlungsplatten im Hafen von Hörnum/Sylt entdeckt (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob. 10.2018). 2019 wurde sie dann im Hafen von Helgoland auf Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) wachsend gefunden (B. KIND, pers. Mitt. 07.2019).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: RYLAND et al. 2014, LOXTON et al. 2017

Niederlande: BÜTTGER et al. (in prep.)

Deutschland: D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob. 2018, B. KIND, pers. Mitt. 2019

Norwegen: PORTER et al. 2015

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Schizoporella japonica kann als orange-rote Kruste Substrate im flachen Sublitoral über-

wachsen (LOXTON et al. 2017). Man findet sie auf künstlichen wie natürlichen Hartsubstraten, besonders in Häfen und Marinas, allerdings auch außerhalb im Freiland (COLLIN et al. 2015).

Gelegentlich können einzelne Zooide reproduktiver Kolonien multiple, übereinanderliegende Ovicellen ausbilden (DICK et al. 2005, RYLAND et al. 2014, LOXTON et al. 2017). Die Reproduktion findet überwiegend in den Wintermonaten statt (WANT et al. 2017), wodurch eine geringere Konkurrenz zu heimischen Arten besteht (RYLAND et al. 2014, COLLIN et al. 2015). Durch die kurze Larvalphase kann sich die Bryozoe eigenständig nur langsam ausbreiten. Die schnelle Besiedlung britischer Küsten muss daher anthropogen zumindest unterstützt worden sein (LOXTON et al. 2017).

Die Temperatur- und Salinitätstoleranz ist sehr weit. In Europa erscheint *Schizoporella japonica*, im Gegensatz zu anderen eingeschleppten Bryozoen, eher als Kaltwasserart (LOXTON et al. 2017), deren Vorkommen sich im Norden der britischen Inseln konzentriert und die auch an der norwegischen Küste vorkommt (PORTER et al. 2015, LOXTON et al. 2017).

Auswirkungen und invasives Potential:

Die Bryozoe wird für die britischen Inseln als invasiv eingestuft (LOXTON et al. 2017). Lokal können massive Auftreten die 'fouling communities' dominieren und heimische Arten sogar komplett überwachsen (LOXTON et al. 2017).

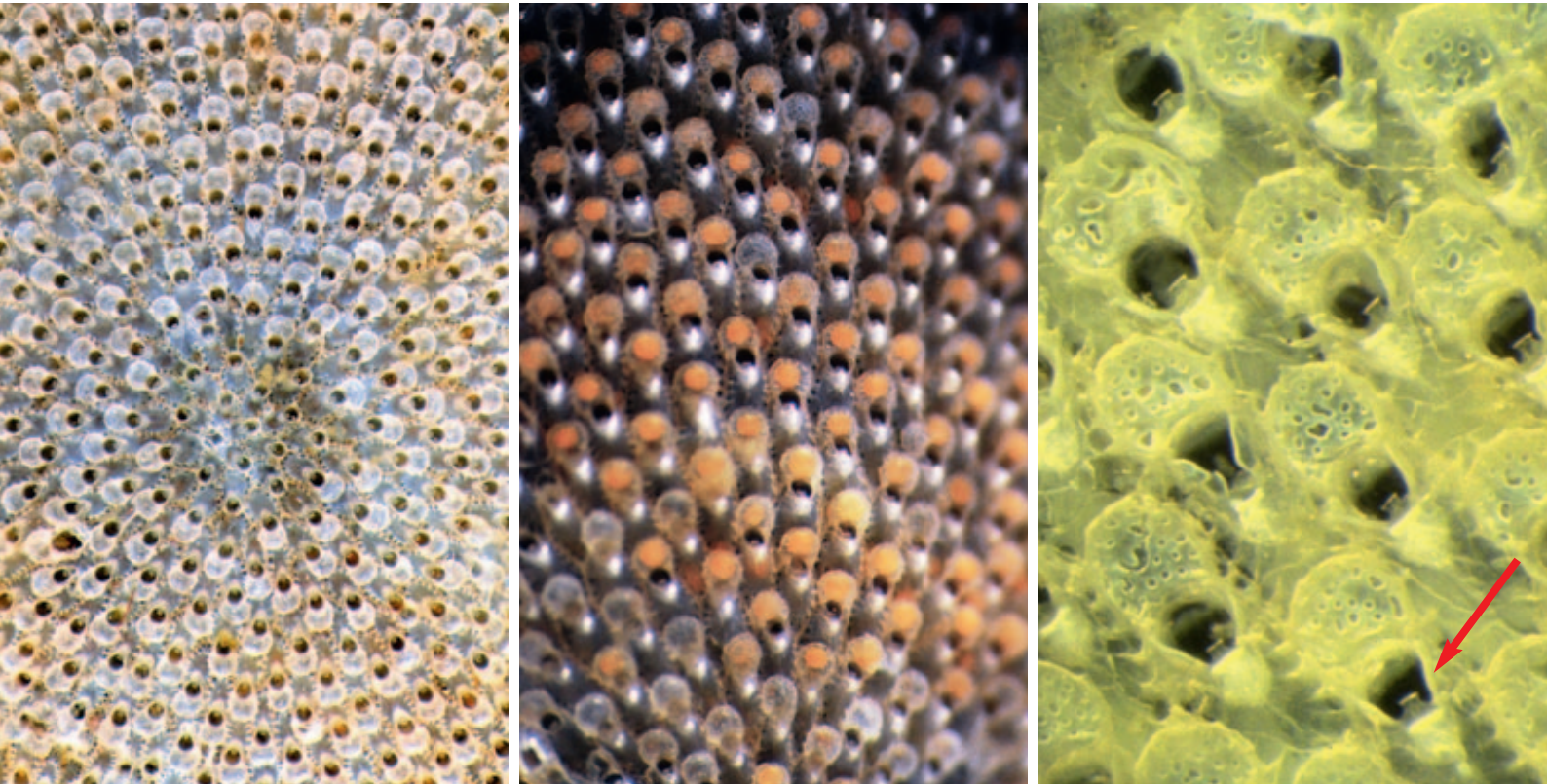
Ökonomisch sind speziell für die Muschel- und Austernindustrie ernsthaftere Folgen denkbar, indem starker Bewuchs den Marktwert der Kulturmuscheln mindert. Neben Bootsbewuchs können auch Ausrüstungsgegenstände von Muschel- und Fischkulturen betroffen sein (LOXTON et al. 2017).

An der deutschen Küste ist die Bryozoe (noch) wenig verbreitet, und Aquakultur spielt wirtschaftlich eine untergeordnete Rolle. Ausgedehnter Aufwuchs an Sportbooten und Hafenstrukturen ist generell nicht auszuschließen.

Literatur: BISHOP et al. 2015, COLLIN et al. 2015, DICK et al. 2005, KAKKONEN et al. 2019, LOXTON et al. 2017, NALL et al. 2015, PORTER et al. 2015, RYLAND et al. 2014, WANT et al. 2017

Smittoidea prolifica Osburn, 1952

Eine inkrustierende Bryozoe von der amerikanischen Pazifikküste, die wahrscheinlich mit Kulturaustern nach Europa gebracht wurde. Erstmals wurde sie 1995 in den Niederlanden in der Oosterschelde gefunden, wo sie, neben wenigen Nachweisen aus dem westlichen Wattenmeer, auch heute noch ihr Hauptvorkommen hat. In deutschen Gewässern wurde sie 2011 in der Tiefen Rinne bei Helgoland nachgewiesen, später zunehmend auch in den Häfen von Wilhelmshaven, List/Sylt und Büsum. Das invasive Potential der Bryozoe und ihre negativen Auswirkungen scheinen moderat zu sein.



Smittoidea prolifica Kolonie (links); fertile Zooide mit orange-gelben Embryonen (Mitte); in der Öffnung (Orifice) der Zooide befindet sich ein als Lyrula bezeichneter, Amboss-förmiger Zahn (rechts). (Fotos links und Mitte: D. Lackschewitz, rechts: W. Armonies)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifikküste Nordamerikas (FAASSE et al. 2013); der Ursprung im Westpazifik scheint zweifelhaft zu sein (DE BLAUWE & FAASSE 2004).

Vektor: Als primärer Vektor wird der Handel mit Aquakulturmuscheln (Austern) angenommen (DE BLAUWE & FAASSE 2004). Sekundär wurde die Bryozoe wahrscheinlich auf verschiedenen Wegen weiterverbreitet. Neben Kulturmuscheln

kommen auch Schiffe und Sportboote in Frage, selbst wenn die Bryozoe nicht nur konzentriert in Häfen oder Marinas auftritt. Als weiterer Vektor werden Driftalgen/-substrate vermutet (KIND & KUHLENKAMP 2018). MARKERT et al. (2015) sehen im Transport von Aquakulturausrüstung einen potentiellen Verbreitungsmechanismus.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2011 (KIND & KUHLENKAMP 2018)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erste Kolonien wurden 1995 in der niederländischen Oosterschelde gesammelt und zunächst als *Smittoidea reticulata* bestimmt. Nachdem

Smittoidea prolifica ab 1998 an mehreren Orten gefunden worden war, kontrollierte man die frühen Funde und identifizierte sie ebenfalls als *Smittoidea prolifica* (DE BLAUWE & FAASSE 2004, FAASSE et al. 2013). Das nährt den Verdacht, dass die Art schon seit längerem anwesend, aber möglicherweise in der Vergangenheit fehlbestimmt worden war. Außerhalb der Oosterschelde gab es aus den Niederlanden nur wenige Nachweise, wie etwa 2008 aus dem Hafen von Rotterdam und 2011 aus dem Offshore-Windpark ‚Prinzessin Amalia‘ (FAASSE et al. 2013, COOLEN et al. 2020). Die Ansiedlung im Rotterdamer Hafen legt eine Verbreitung mit Schiffen nah, jedoch tritt *Smittoidea*, anders als die meisten anderen Neobiota, nicht konzentriert in Häfen und Marinas auf. Im niederländischen Wattenmeer wurden Kolonien in leeren Muschelschalen gefunden, zunächst 2008 bei Texel (DEKKER & DRENT 2013), 2014 dann bei Texel und Terschelling im westlichen Wattenmeer (GITTENBERGER et al. 2015a).

An der deutschen Küste wird *Smittoidea prolifica* ab 2011 in der Tiefen Rinne bei Helgoland regelmäßig auf Muschelschill und kleinen Steinen angetroffen (KIND & KUHLENKAMP 2018). Es ist nicht ausgeschlossen, dass die Art dort schon früher vorkam, aber übersehen oder fehlbestimmt worden war und erst im Zuge eines systematischen Monitoring-Programms erkannt wurde. Da dieses Gebiet abseits der Schifffahrtsrouten liegt und dort auch keine Muschelschalen betrieben werden, ist der Vektor unklar. Die Autoren verweisen neben der Möglichkeit eines Transports im Bewuchs von Sportbooten oder Fähren auch auf den denkbaren Eintrag auf Treibgut anthropogenen Ursprungs oder verdriftete Makroalgen. Ein solch natürliches Transportvehikel ist nicht unwahrscheinlich, da auf Helgoland regelmäßig losgerissene Makroalgen aus dem Ärmelkanal antreiben, mit denen zahlreiche Bewuchsarten ankommen. Eine geringe Substratspezifität wird *Smittoidea prolifica* auch von der niederländischen Küste bescheinigt, wo sie auf Steinen und biogenen Untergründen wuchs, wie etwa der pazifischen Braunalge → *Sargassum muticum* (DE BLAUWE & FAASSE 2004).

In deutschen Küstengewässern gab es 2014 zwei weitere Meldungen aus dem Tiefwasserhafen Jade-Weser-Port sowie dem Marinehafen in Wilhelmshaven, die im Rahmen einer Neobiota-

Studie erfasst wurden (MARKERT et al. 2015). Die Kolonien hatten sich in Wassertiefen zwischen 3 und 13 m auf natürlichen Untergründen wie Schalen lebender Austern und Seepocken angesiedelt.

Im Gebiet der Sylter Austernkultur bei List wurde 2016 erstmals eine Kolonie in einer leeren Austernschale entdeckt. 2019 wurde die Bryozoe dann im dortigen Hafen wie auch im Hafen von Büsum (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b, 2019) und im südlichen Sylter Wattenmeer (K. REISE, eigene Beob. 2020) nachgewiesen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: DE BLAUWE & FAASSE 2004, FAASSE et al. 2013, GITTENBERGER et al. 2015a
Deutschland: MARKERT et al. 2015, KIND & KUHLENKAMP 2018

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Smittoidea prolifica gilt als robuste Art, die sich in verschiedenen Wassertiefen (MARKERT et al. 2016) und auf unterschiedlichen Substraten (DE BLAUWE & FAASSE 2004) ansiedeln kann. Häufig wurde sie auf Austernschalen gefunden, was die Wahrscheinlichkeit ihrer Verbreitung mit Kulturaustern unterstreicht. Jedoch kann die Art auch andere Untergründe bewachsen (DE BLAUWE & FAASSE 2004).

Die Ovicellen fertiler Zooide haben zahlreiche Poren und gelb-orangefarbene Embryonen. Eine Amboss-förmige Struktur (Lyrula) ist in den Öffnungen (Orifice) der Zooide zu erkennen (Pfeil auf der Abb. oben rechts).

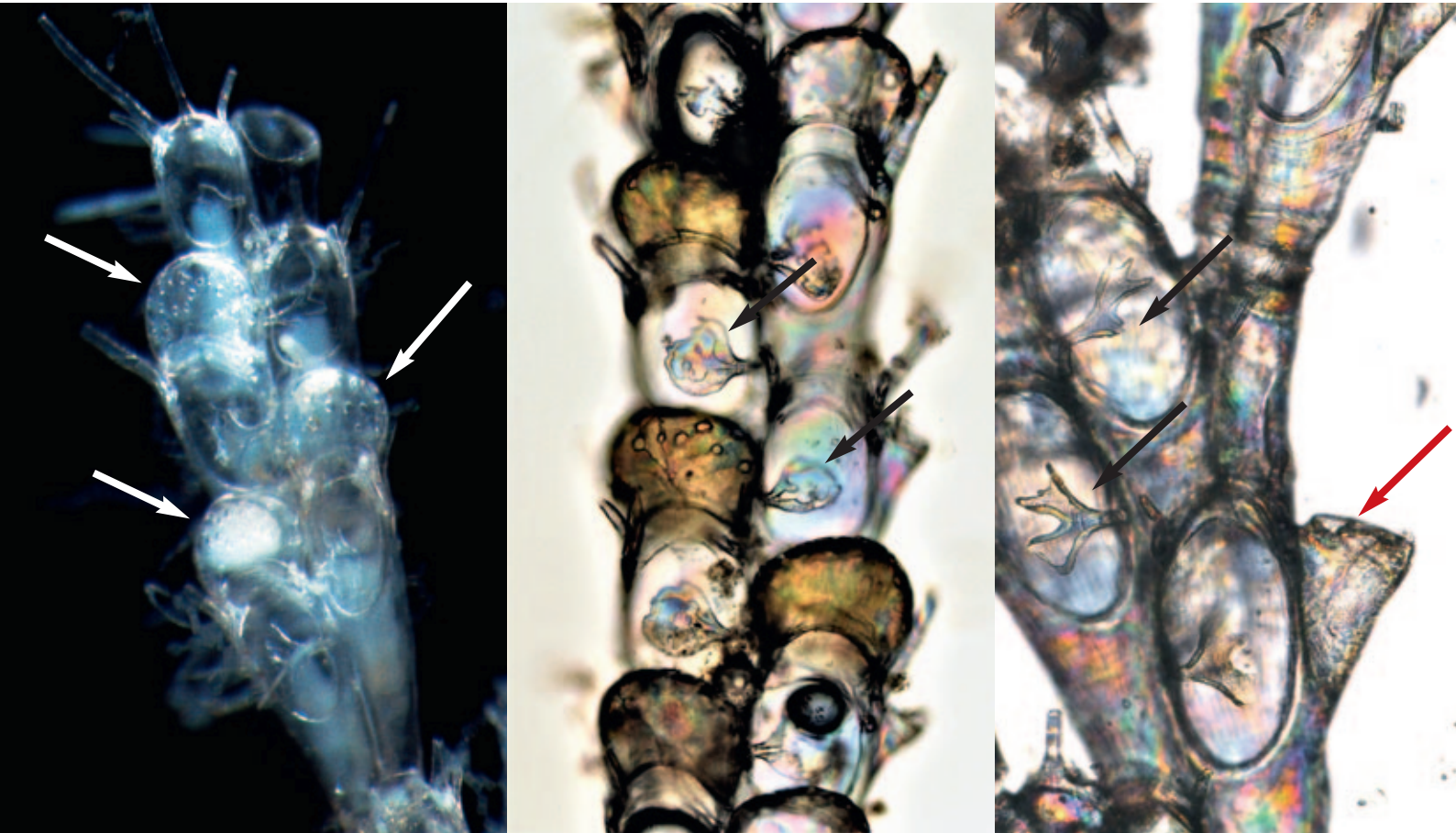
Auswirkungen und invasives Potential:

Smittoidea prolifica werden keine gravierenden negativen Auswirkungen zugeschrieben (DE BLAUWE & FAASSE 2004, GITTENBERGER et al. 2015). Dominantes Verhalten, z. B. das Überwachsen anderer Arten, wurde nicht beobachtet (MARKERT et al. 2016, KIND & KUHLENKAMP 2018).

Literatur: COOLEN et al. 2020, DE BLAUWE & FAASSE 2004, DEKKER & DRENT 2013, FAASSE et al. 2013, GITTENBERGER et al. 2015a, KIND & KUHLENKAMP 2018, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b, 2019, MARKERT et al. 2015

Tricellaria inopinata d'Hondt & Occipinti Ambrogi, 1985

Eine bäumchenförmig wachsende Bryozoe aus dem Pazifik, die 1982 zunächst im Mittelmeer auftauchte und sich seitdem entlang europäischer Küsten bis in die Nordsee ausgebreitet hat. *Tricellaria inopinata* ist in vielen Sportboothäfen des Nordostatlantiks und der Nordseeküste zu finden. Die Bryozoe wurde in mehreren deutschen Häfen erstmalig 2009 im Zuge eines Monitoring-Programms nachgewiesen. An der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Küste wie auch auf Helgoland kommt sie inzwischen regelmäßig vor. Sie gilt als invasiv, kann sich rasch und flächendeckend verbreiten und dabei Arten mit ähnlichen Ansprüchen zurückdrängen.



Typische Merkmale von *Tricellaria inopinata* sind von Poren durchsetzte Ovicellen (links, weiße Pfeile), ein gelapptes Scutum, das sehr unterschiedlich geformt sein kann (Mitte und rechts, schwarze Pfeile), und laterale dreieckige Avicularien (rechts, roter Pfeil). Die Zooide besitzen Stacheln, die gegabelt sein können und hier größtenteils abgebrochen sind. (Fotos D. Lackschewitz)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Gemäßigte Zonen des Pazifik mit Vorkommen in Nordamerika, Japan, Taiwan, Australien, (eingeschleppt in) Neuseeland (DYRYNDA et al. 2000); in Europa zunächst im Mittelmeer mit anschließender Ausbreitung entlang der europäischen Atlantikküs-

te bis in die Nordsee (DE BLAUWE & FAASSE 2001); seit 2010 auch eingeschleppt an der nordamerikanischen Atlantikküste (JOHNSON et al. 2012)

Vektor: Auch wenn ein Import mit Austern für den primären Eintrag ins Mittelmeer nicht ausgeschlossen wird (OCCHIPINTI AMBROGI 2000), gilt die Einschleppung im Schiffsbewuchs als der wahrscheinlichste Vektor. Für das westliche Mittelmeer wird allerdings eine Verfrachtung mit Aquakulturmuscheln angenommen (LODOLA et al. 2012).

Eine sekundäre Verbreitung hat in Europa vermutlich mit Sportbooten/Küstenschiffen oder auf verdrifteten Algenfragmenten (z. B. auf → *Sargassum muticum*) entlang der Küsten stattgefunden (DE BLAUWE & FAASSE 2001). MARCHINI et al. (2007) finden in dem von Sportbooten dominierten Teil einer portugiesischen Lagune eine stärkere Ansiedlung von *T. inopinata* als in dem von internationaler Schifffahrt genutzten Bereich.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2009 (LACKSCHEWITZ et al. 2009)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In Europa tauchte *Tricellaria inopinata* erstmalig 1982 in der Lagune von Venedig auf (D'HONDT & OCCHIPINTI AMBROGI 1985), wo sie sich bis Ende der 1980er Jahre massiv ausgebreitet hatte. Von dort aus gelangte sie in den 1990er Jahren an die südfranzösische und spanische Küste (DE BLAUWE & FAASSE 2001). Erste Vorkommen im Süden der britischen Inseln wurden 1998 verzeichnet (DYRYNDA et al. 2000, DE BLAUWE & FAASSE 2001), und bis 2012 waren die Orkneyinseln im Norden (NALL et al. 2015) wie auch die englische Nordseeküste erreicht (BISHOP et al. 2015).

An der südlichen Küste des Ärmelkanals wurde *Tricellaria inopinata* erstmals 2003 in Le Havre gefunden, und auch wenn konkrete Daten aus dem französischen Bereich der Nordseeküste fehlen, ist ein Vorkommen dort sehr wahrscheinlich (DEWARUMEZ et al. 2011).

Aus Belgien und dem niederländischen Rheindelta gab es im Jahr 2000 erste Nachweise (DE BLAUWE & FAASSE 2001, KERCKHOF et al. 2007), wobei man aufgrund der damals bereits ausgedehnten Verbreitung eine deutlich frühere Ansiedlung vermutete (DE BLAUWE & FAASSE 2001, WOLFF 2005). Bis 2009 war das niederländische Wattenmeer offensichtlich noch nicht erreicht (GITTENBERGER et al. 2010), aber eine Untersuchung im Jahr 2014 ergab mehrere Fundorte bei Texel, Vlieland und Terschelling (GITTENBERGER et al. 2015a).

An der norwegischen Küste wurden 2014 drei Vorkommen festgestellt, der Fundort befand sich allerdings außerhalb des Gebietes der

Nordsee (PORTER et al. 2015). Jedoch zitieren COOK et al. (2013) eine pers. Mitt. von H. DE BLAUWE, der die Bryozoe bereits 2009 in Oslo entdeckt hatte.

In deutschen Küstengewässern wurden 2009 im Rahmen einer Pilotstudie zu einem ‚Rapid Assessment‘-Verfahren zahlreiche Kolonien von *Tricellaria inopinata* in den Sportboothäfen von Wilhelmshaven, Hörnum und List nachgewiesen (LACKSCHEWITZ et al. 2009). Auch wenn die Art in manchen Jahren an einzelnen bekannten Standorten nicht gefunden wurde, trat *Tricellaria inopinata* zwischen 2009 und 2019 regelmäßig in mehreren Häfen der deutschen Nordseeküste auf: Helgoland (seit 2011, B. KIND & R. KUHLENKAMP, pers. Mitt. 2013, 2014), List, Hörnum, Wilhelmshaven (seit 2009, z. B. LACKSCHEWITZ et al. 2009, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019), Jade-Weser-Port (seit 2016; IfAÖ 2017a), Norddeich (seit 2017; IfAÖ 2018b).

Als Verbreitungsvehikel kommen Sportboote in Frage, da viele der untersuchten Häfen während der Sommermonate stark von kleineren Fahrzeugen frequentiert werden.

Bereits im Jahr 2007 wurde *Tricellaria inopinata* auf importierten Saatmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der englischen Themsemündung gefunden (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob. 2007), die im Wattenmeer bei Hörnum/Sylt ausgebracht worden waren. Allerdings muss die Verbreitung an der deutschen Küste nicht notwendigerweise von dort ausgegangen sein, sondern multiple Einträge von anderen europäischen Küsten sind wahrscheinlicher.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: DYRYNDA et al. 2000, ARENAS et al. 2006, COOK et al. 2013, BISHOP et al. 2015, NALL et al. 2015

Frankreich: Le Havre 2003, nicht für den Bereich der Nordsee (DEWARUMEZ et al. 2011)

Belgien: DE BLAUWE & FAASSE 2001, KERCKHOF et al. 2007, COOK et al. 2013

Niederlande: DE BLAUWE & FAASSE 2001, WOLFF 2005, COOK et al. 2013, GITTENBERGER et al. 2015a

Deutschland: BUSCHBAUM et al. 2012, IfAÖ 2018b

Norwegen: DE BLAUWE zit. in COOK et al. 2013; außerhalb der Nordsee (PORTER et al. 2015)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die grauweißen Kolonien von *Tricellaria inopinata* bewachsen relativ unspezifisch als verzweigt bäumchenartige Gebilde sowohl künstliche als auch eine Vielzahl biogener Substrate. Als Generalist toleriert die Art auch eutrophe Gewässer und weite Temperatur- und Salinitätsbereiche (2 - 34,5 °C bzw. 20 - 35). Nach kalten Wintern mit Eisgang können die Individuen aus den Rhizoiden neue Kolonien bilden. Obwohl die Bryozoe bevorzugt in geschützten Häfen siedelt, kann sie auch außerhalb im Freiland vorkommen (Angaben aus DYRYNDA et al. 2000, DE BLAUWE & FAASSE 2001, JOHNSON et al. 2012).

Da die Larven nicht länger als 4 Stunden im Wasser überlebensfähig sind, ist eine natürliche Ausbreitung über weite Entfernungen nicht möglich. JOHNSON et al. (2012) weisen darauf hin, dass eine Rückbildung (der aufrechten Teile) der Kolonie und das erneute Auswachsen auch unter natürlichen Bedingungen eine trans-ozeanische Passage ermöglichen könnte.

Auswirkungen und invasives Potential:

Tricellaria inopinata gilt als invasive Art (DYRYNDA et al. 2000, JOHNSON et al. 2012). Ihrer massiven Ausbreitung in der Lagune von Venedig in den 1980er Jahren wurde ein drastischer Rückgang heimischer Bryozoen angelastet, der allerdings durch zusätzliche Ursachen begünstigt worden war (OCCHIPINTI AMBROGI 2000). Gegen Ende der 1980er Jahre kam es zu einem allgemeinen Einbruch in den Abundanzen aller Bryozoen, und die flächendeckende Verbreitung von *Tricellaria inopinata* zerfiel in isolierte Bestände (DYRYNDA et al. 2000).

In Woods Hole, an der nordamerikanischen Atlantikküste, führte das Auftauchen von *Tricella-*

ria 2010 zu einem Rückgang der bis dahin dominanten Art → *Bugula (Bugulina) stolonifera* (JOHNSON et al. 2012). Die Autoren vermuteten, dass neben der zeitlich früheren Reproduktion auch ihre Fähigkeit, epizoisch andere Bryozoen zu überwachsen, *Tricellaria inopinata* einen entscheidenden Vorteil verschafft.

In den Häfen der deutschen Nordseeküste ist *Tricellaria inopinata* zeitweise häufig, auch wenn sie in einzelnen Jahren, möglicherweise aufgrund geringer Abundanzen, nicht gefunden wurde. Die Kolonien weisen fertile Abschnitte auf und sind reproduktiv.

DE BLAUWE & FAASSE (2001) und ARENAS et al. (2006) finden *Tricellaria inopinata* in Häfen und geschützten Gewässern und halten eine Ausbreitung in die offene Nordsee für wenig wahrscheinlich. Nach COOK et al. (2013) ist die Bryozoe ganz überwiegend an Orte anthropogener Aktivitäten gebunden, wie kleinere Häfen, Marinas oder Aquakulturen. Deutlich weniger Nachweise stammen aus großen Überseehäfen oder als Aufwuchs auf natürlichem (Makroalgen) oder anthropogenem Treibgut.

Aufgrund des offensichtlichen invasiven Potentials der Bryozoe sollte die Entwicklung, speziell was die mögliche Besiedlung von Freilandhabitaten angeht, weiter verfolgt werden (JOHNSON et al. 2012).

Literatur: ARENAS et al. 2006, BISHOP et al. 2015, BUSCHBAUM et al. 2012, COOK et al. 2013, DE BLAUWE & FAASSE 2001, DEWARUMEZ et al. 2011, D'HONDT & OCCHIPINTI AMBROGI 1985, DYRYNDA et al. 2000, GITTENBERGER et al. 2010, 2015a, IfAÖ 2017a, 2018b, JOHNSON et al. 2012, KERCKHOF et al. 2007, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019, LACKSCHEWITZ et al. 2009, LODOLA et al. 2012, MARCHINI et al. 2007, NALL et al. 2015, OCCHIPINTI AMBROGI 2000, PORTER et al. 2015, WOLFF 2005

Victorella pavid Saville-Kent, 1870

Eine kleine Bryozoe aus dem Brackwasser, deren Zooide über Stolone verbunden sind und die großflächigen Überzüge auf Hartsubstraten bilden kann. Von unklarer Herkunft und problematischer Taxonomie wird sie in der Literatur sowohl als nicht-heimisch wie auch als kryptogen bezeichnet. In der Ostsee ist sie möglicherweise ausgestorben, dagegen schien sie im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) zwischen Rendsburg und Kiel zeitweise zum Fauneninventar zu gehören und in ostfriesischen Brackwassergräben verbreitet zu sein. Aktuell sind die Vorkommen offenbar unklar.

Abb. in <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1302>

KASAEI et al. (2017),
<https://doi.org/10.15560/13.4.305>

Andere Namen in der Literatur:

Paludicella muelleri Kraepelin 1887
Tanganella mülleri Kraepelin 1887
Victorella mülleri (Kraepelin 1887)

Deutscher Name: Zitternde Seerinde
Englischer Name: trembling sea mat

Status: *Victorella pavid* wird von NEHRING & LEUCHS (2000) als nicht-heimisch angegeben, von WOLFF (2005) dagegen für die Niederlande als kryptogen bezeichnet.

Lebensraum: Brackwasser (POST & LANDMANN 1994, CARTER et al. 2010); nach KASAEI et al. (2017) und GONTAR (2020) kommt die Art im Kaspischen Meer bis fast ins Süßwasser vor.

Ursprungs-/Donorgebiet: Eine kosmopolitische Art von unklarer Herkunft; sowohl der Indopazifik als auch der ponto-kaspische Raum werden diskutiert (NEHRING & LEUCHS 2000, KASAEI et al. 2017).

Vektor: Es wird Schiffsbewuchs vermutet

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Unklar
Ostsee: 1911 (evtl. schon 1880, s. Text) bei Greifswald, Pillau und Rostock (ULRICH 1926)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In Europa wurde die Bryozoe 1868 in den Victoria Docks von London gefunden und als neue Art beschrieben.

Wahrscheinlich wurde sie an der deutschen Ostseeküste schon 1880 von MÜLLER im Ryck bei Greifswald gesammelt (BRATTSTRÖM 1954). Die

beiden gefundenen Morphen wurden von KRAEPELIN (1887) zunächst als verschiedene Entwicklungsstadien von *Victorella pavid* angesehen, später jedoch als zwei getrennte Arten, *V. pavid* und *Paludicella mülleri*, eingestuft. In den folgenden Jahren wurde die Bryozoe am Frischen Haff (1911), in Rostock (1925; nach Kontrolle alter Proben bereits 1911) und mehrfach im Ryck nachgewiesen (BRAEM 1951, BRATTSTRÖM 1954), wobei die Zugehörigkeit des gesammelten Materials wegen der großen Variabilität in der Gattung äußerst kontrovers diskutiert wurde: Während die meisten Autoren in der ersten Hälfte des 20. Jh. beide Formen für unterschiedliche Entwicklungsstadien bzw. saisonale Brutvariationen oder dichteabhängige Ausbildungen von *Victorella pavid* hielten (s. BRATTSTRÖM 1954), ordnete BRAEM (1951) das vorhandene Material den Arten *Victorella pavid* und *Tanganella mülleri* (syn. *Victorella m.*, *Paludicella m.*) zu, mit Vorkommen im Ryck. Darüber hinaus hielt er *Victorella pavid* nicht für neuzeitlich eingewandert (-geschleppt), sondern für einen Organismus einer lokalen Reliktfauna.

Offenbar wurde die Frage, ob *Victorella pavid* und *V. mülleri* Synonyme darstellen oder ob es sich um eigenständige Spezies handelt, lange diskutiert. Aufgrund der großen Ähnlichkeit der Arten bezeichnet DE BLAUWE (2009) die Bryozoe für Belgien und die Niederlande als *Victorella* sp.

In der Ostsee wurde die Bryozoe 1926 auch bei Tvärminne im Finnischen Meerbusen (LUTHER 1927) und 1947 im Hafen von Malmö nachgewiesen (BRATTSTRÖM 1954). Abgesehen von den frühen Berichten wurden die Vorkommen in der deutschen Ostsee für viele Jahre nicht mehr bestätigt, so dass NEHRING & LEUCHS (2000) ein Erlöschen der dortigen Populationen vermuteten. Im Sommer 2018 wurde *Victorella* sp. jedoch bei Untersuchungen zu Neobiota im Bewuchs von Sportbooten im Yachthafen von Neustadt (Ostsee) nachgewiesen (ZABROCKI et al. 2021).

Im östlichen Teil des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) zwischen Kiel und Rendsburg gehört sie nach NEHRING & LEUCHS (2000) noch zum festen Bestandteil des Fauneninventars. In diesem Gebiet hatte Ax (1952) *Victorella pavida* an der Holtenauer Schleuse 1951 erstmals entdeckt. Allerdings wurde die Art 2015 bei einer Untersuchung der Kanalfauna in diesem Gebiet von BOCK & LIEBERUM (2016) nicht dokumentiert.

An der ostfriesischen Nordseeküste fanden POST & LANDMANN (1994) *Victorella pavida* im Bereich des Emdener Hafens und in Brackwassergräben, wo sie offenbar nicht selten war, jedoch aufgrund ihrer geringen Größe leicht übersehen wurde. In den letzten Jahren ist sie aber auch von dort wahrscheinlich verschwunden. In Monitoring-Untersuchungen des NLWKN wurde sie seit 1993 nicht mehr nachgewiesen (S. TYEDMERS, O.D. FINCH, NLWKN, pers. Mitt. 2020).

In den Niederlanden ist *Victorella pavida* im nicht-tidalen Brackwasser der Delta-Region etabliert und verbreitet (FAASSE & DE BLAUWE 2004, WOLFF 2005) und kommt in Belgien bei Nieuwpoort vor (DE BLAUWE 2009). Von der französischen Kanalküste existieren alte Nachweise aus der Gegend von Dunkerque, nahe der belgischen Grenze (BRATTSTRÖM 1954), die allerdings von DEWARUMEZ et al. (2011) und BAFFREAU et al. (2018) nicht bestätigt werden. Aus Großbritannien ist die Bryozoe nur von einem Standort in Cornwall (Nähe Falmouth) bekannt und steht als seltene Art unter Schutz (CARTER et al. 2010).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: Erstbeschreibung aus London; z. Zt. nur ein bekanntes Vorkommen in Cornwall, nicht für den Bereich der Nordsee (CARTER et al. 2010)

Frankreich: Alte Nachweise aus Dunkerque (BRATTSTRÖM 1954), momentan wahrscheinlich nicht etabliert

Belgien: als *Victorella* sp. (DE BLAUWE 2009)

Niederlande: FAASSE & DE BLAUWE 2004, WOLFF 2005

Deutschland: POST & LANDMANN 1994, aktuelle Situation unklar

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: im NOK und frühe Nachweise aus Greifswald und Rostock (NEHRING & LEUCHS 2000), ZABROCKI et al. 2021

Schweden: Malmö 1947 (BRATTSTRÖM 1954)

Finnland: Tvärminne 1926 (LUTHER 1927)

Polen und Russland: alte Nachweise aus Pillau (1911) und Hel (1930er) (BRATTSTRÖM 1954)

Die aktuelle Situation in den Ostsee-Anrainerstaaten konnte nicht ermittelt werden.

Zur Biologie und Ökologie:

Die Art gehört innerhalb der Bryozoa zur Gruppe der Ctenostomata. Die hellen gelblichen Kolonien setzen sich aus aufrecht wachsenden Zooiden zusammen, die über Stolone miteinander verbunden sind und den *Amathia*-Arten ähneln. Die dichten Netzwerke auf organischen und anorganischen Hartsubstraten bilden nach ULRICH (1926) „...zumeist schöne, gleichmäßige und dichte Rasen, die in ihrer Zartheit und Reinheit einen wundervollen Anblick bieten...“. Die Bryozoen besiedeln vorzugsweise brackisches bis nahezu limnisches Flachwasser (KASAEI et al. 2017), tolerieren aber ein sehr weites Salinitätsspektrum (HAYWARD & RYLAND 1990). Die Autoren beschreiben sie als lokal begrenzte Art, die aber an ihren Standorten häufig sehr dichte Vorkommen in einem weiten Salinitätsspektrum bilden kann. In einer neuen Auflage (HAYWARD & RYLAND 2017) taucht die Art für Nordwesteuropa jedoch nicht mehr auf.

Bei ungünstigen Bedingungen, speziell im Herbst, bildet *Victorella pavida* Überwinterungsstadien (Hibernacula), die das Überdauern bis zum nächsten Jahr gewährleisten. Aus diesen Überlebenskapseln, die am Organismus verbleiben, entwickeln sich bei ansteigenden Temperaturen neue Individuen (CARTER et al. 2010).

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt

Literatur: Ax 1952, BAFFREAU et al. 2018, BOCK & LIEBERUM 2016, BRAEM 1951, BRATTSTRÖM 1954, CARTER et al. 2010, DE BLAUWE 2009, DEWARUMEZ et al. 2011, FAASSE & DE BLAUWE 2004, GONTAR 2020, HAYWARD & RYLAND 1990, 2017, KASAEI et al. 2017, KRAEPELIN 1887, LUTHER 1927, NEHRING & LEUCHS 2000, POST & LANDMANN 1994, ULRICH 1926, WOLFF 2005, ZABROCKI et al. 2021

<https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1302>
(access 27.08.2020)

*Watersipora subatra** (Ortmann, 1890) (*W. subtorquata*)

Abb. in KUHLENKAMP & KIND 2013:
doi:10.1017/S1755267213000481
VIEIRA et al. 2014,
<http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3857.2.1>

Im Sommer **2012** wurden massenhaft losgerissene Thalli der Braunalge *Himanthalia elongata* auf Helgoland angetrieben, die von südeuropäischen oder nordfranzösischen Küsten des Ärmelkanals stammten. Das Vorkommen dieser Alge beschränkt sich auf den westlichen Teil des Ärmelkanals und reicht nicht bis in die Nordsee. Viele ihrer Haftorgane waren mit den orange-roten Kolonien von *Watersipora subtorquata* bewachsen (KUHLENKAMP & KIND 2013). Bisher gibt es jedoch (noch) **keinen Nachweis einer Ansiedlung und Etablierung der Bryozoe auf Helgoland**. Lange Zeit kannte man auch in Belgien und den Niederlanden *Watersipora* nur als Aufwuchs auf Treibgut unterschiedlicher Herkunft (DE BLAUWE 2012, FAASSE et al. 2013). Erst 2018 wurden festgewachsene Kolonien im niederländischen Rheindelta (Grevelinger Meer, Ossenhoek) entdeckt (ALEMAN et al. 2018).

Watersipora subtorquata kam vermutlich in den 1970er Jahren mit Kulturaustern an die französi-

sche Atlantikküste und gilt im britischen und französischen Ärmelkanal als etabliert (MINCHIN et al. 2013). DEWARUMEZ et al. (2011) nehmen an, dass sich die Vorkommen an der nordfranzösischen Küste bis an die belgische Grenze (Region Nord-Pas-de-Calais) erstrecken könnten.

2014 zeigten VIEIRA et al. allerdings, dass das von ihnen untersuchte Material von nordeuropäischen Küsten fehlbestimmt worden war und tatsächlich zur japanischen Art *Watersipora subatra* gehörte, während sich die Verbreitung von *W. subtorquata* in Europa auf das Mittelmeer konzentriert. Entsprechend geht man inzwischen davon aus, dass es sich bei allen Funden von den Kanalküsten, und damit auch aus der Nordsee, sehr wahrscheinlich nicht um *W. subtorquata*, sondern um *W. subatra* gehandelt hat (STATES OF JERSEY 2017, BAFFREAU et al. 2018). Die Art scheint sich inzwischen weiter nach Süden auszubreiten (REVERTER-GIL & SOUTO 2019)

Literatur: ALEMAN et al. 2018, BAFFREAU et al. 2018, DE BLAUWE 2012, DEWARUMEZ et al. 2011, FAASSE et al. 2013, KUHLENKAMP & KIND 2013, MINCHIN et al. 2013, REVERTER-GIL & SOUTO 2019, STATES OF JERSEY 2017, VIEIRA et al. 2014

6.4. Nematoda (Fadenwürmer)

Anguillicoloides (Anguillicola) crassus Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974

Der Aalparasit *Anguillicoloides crassus* breitete sich in den 1980er Jahren vor allem in den Binnengewässern Europas aus, nachdem er mit infizierten Kulturfischen aus Taiwan eingeschleppt worden war. Als Zwischenwirte dienen zunächst Kleinkrebse, anschließend kleine bzw. juvenile Fische. Das freilebende Larvenstadium ist im Süß- und Brackwasser wesentlich vitaler als im marinen Lebensraum. Im Endwirt tolerieren die Nematoden aber auch die hohen Salzgehalte des Meeres. Der Befall der Aale ist vor allem von wirtschaftlicher Bedeutung, da er die Tiere stark schädigen und so ihren Marktwert erheblich schmälern kann. Speziell der europaweite Handel mit lebenden Aalen trägt zur raschen und effektiven Ausbreitung von *Anguillicoloides crassus* bei.

Abb. in faktablad-anguillicola-crassus-simblase-mask.pdf (havochvatten.se)

Deutscher Name: Schwimmblasenwurm
Englischer Name: swim-bladder nematode

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Süßwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Japan), der tatsächliche Ursprung wird jedoch von einigen Autoren diskutiert (LEFEBVRE et al. 2012).

Vektor: Nach Europa eingeschleppt mit infizierten Kulturaalen (*Anguilla japonica*) aus Taiwan (KOOPS & HARTMANN 1989)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1982, Weser-Ems-Region (PETERS & HARTMANN 1986)
Ostsee: 1987 (REIMER et al. 1994)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Anguillicoloides crassus kam sehr wahrscheinlich zu Beginn der 1980er mit infizierten Aalen (*Anguilla japonica*) aus Taiwan nach Europa (KOOPS & HARTMANN 1989, KØIE 1991). 1982 erschien der Parasit erstmals außerhalb Asiens unabhängig voneinander in italienischen Binnengewässern und in der deutschen Weser-Ems-Region (PETERS & HARTMANN 1986). 1985 wurde er sowohl in belgischen Gewässern (KØIE 1991) als auch in den Niederlanden nachgewiesen. Dort hatte er sich aber wahrscheinlich schon seit längerem unentdeckt ausgebreitet, da bereits ein landesweites Vorkommen festgestellt wurde (DEKKER & VAN WILLIGEN 1989). 1987

wurde die Art im Brackwasser des dänischen Ringkøbing-Fjords nachgewiesen (KØIE 1988) und war aus dänischen Binnengewässern sogar schon zwei Jahre früher bekannt (KØIE 1992). Auch an der Küste von Mecklenburg-Vorpommern kam *Anguillicoloides crassus* vor (REIMER et al. 1994). Nachfolgend eroberte der Parasit ganz Europa und kommt inzwischen fast überall dort vor, wo Aale leben. Insbesondere der weltweite Handel mit Kulturaalen und die Vorrathaltung in Freilandteichen tragen zur raschen Ausbreitung bei. Wenige Jahre nach dem Eintrag in die Nordsee wurden auch in vielen Anrainerstaaten der Ostsee infizierte Aale gefunden (KØIE 1991, KIRK 2003).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: KENNEDY & FITCH 1990, ENO et al. 1997

Belgien: BELPAIRE et al. 1989

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: PETERS & HARTMANN 1986, KOOPS & HARTMANN 1989, REIMER et al. 1994

Dänemark: KØIE 1988, 1991, JENSEN & KNUDSEN 2005

Norwegen: MO & STEIEN 1994

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: REIMER et al. 1994, JAKOB et al. 2009

Schweden: WEIDEMA 2000, HÖGLUND et al. 1992 zit. in KIRK 2003

Nach DIŽIULIS (2013) ist der Parasit in allen Ostsee-Anrainerstaaten verbreitet.

Zur Biologie und Ökologie:

Die Nematoden leben in der Schwimmblase der Aale und ernähren sich von deren Blut, worauf ihre braun-schwarze Färbung zurückzuführen ist. Angaben über die Körperlängen variieren für die Männchen zwischen 2 und 6 cm und betragen für die Weibchen etwa 5 - 7 cm (DIŽIULIS 2013, www.havochvatten.se/frammandearter). Die Würmer sind ovovivipar, und das erste Larvenstadium schlüpft innerhalb der Schwimmblase des Endwirtes, wo es sich zum zweiten Larvenstadium entwickelt. Dieses wird über Schwimmblasengang und Darm ins freie Wasser ausgeschieden. Dort können die Larven lange Zeit überleben, wobei ihre Vitalität im Süß- und Brackwasser wesentlich höher ist als im Salzwasser, weshalb Glasaale aus dem Meer kaum befallen sind. Trotz seines exotischen Ursprungs hat *Anguillicoloides* in europäischen Gewässern eine Reihe geeigneter Zwischenwirte, vor allem Kleinkrebse wie Copepoden und Ostracoden. Diese werden entweder direkt von den adulten Aalen als Endwirte gefressen oder von einem zweiten Zwischenwirt (paratenische Wirte), kleineren oder juvenilen Fischen, aufgenommen. Da sich große Aale zunehmend weniger von Kleinkrebsen, sondern eher von kleineren Fischen ernähren, kann die Infektion adulter Aale auch auf diesem Weg erfolgen. Dadurch gelangen Larven und präadulte Nematoden in den Endwirt, wo sie aus dem Verdauungstrakt in die Schwimmblase wandern. In diesem Stadium ertragen die Nematoden auch gut die höheren Salinitäten im Meer. Niedrige Temperaturen beeinträchtigen ihre Verbreitung, weil Aale unterhalb einer gewissen Temperatur die Nahrungsaufnahme einstellen und so einer Infektion entgegenwirken (www.havochvatten.se/frammandearter).

Auswirkungen und invasives Potential:

Anguillicoloides crassus wird als IAS eingestuft wird (invasive alien species which threatens

ecosystems, habitats or native species, GOL-LASCH & NEHRING 2006).

Der Schwimmblasenparasit kann sich im Süßwasser sehr rasch und effektiv ausbreiten, wobei europäische Aale offensichtlich anfälliger für eine Infektion sind als die japanischen Tiere im Ursprungsland (KOOPS & HARTMANN 1989, KØIE 1991). Für Aquakulturen kann der Befall von erheblicher wirtschaftlicher Bedeutung sein, auch wenn die Angaben über das Ausmaß der Schädigung des Endwirtes in der Literatur auseinander gehen (PETERS & HARTMANN 1986). Nach NEUMANN (1985) und KAMSTRA (1990) sind die Auswirkungen auf die Gesundheit der Aale in Wildfischpopulationen eher begrenzt, während es in Aquakulturen zu langsamerem Wachstum und Folgeinfektionen kommen kann, und die Rentabilität aufgrund schwieriger Vermarktung sinkt. Starke Parasitierung kann letztlich zur Funktionsunfähigkeit der Schwimmblase führen. Der Nematode wurde auch in Stinten (*Osmerus eperlanus*), Schwarzgrundeln (*Gobius niger*) und anderen kleinen Fischen nachgewiesen, die als Verbreitungsvektoren (paratenische Wirte) dienen (KØIE 1991, WEIDEMA 2000).

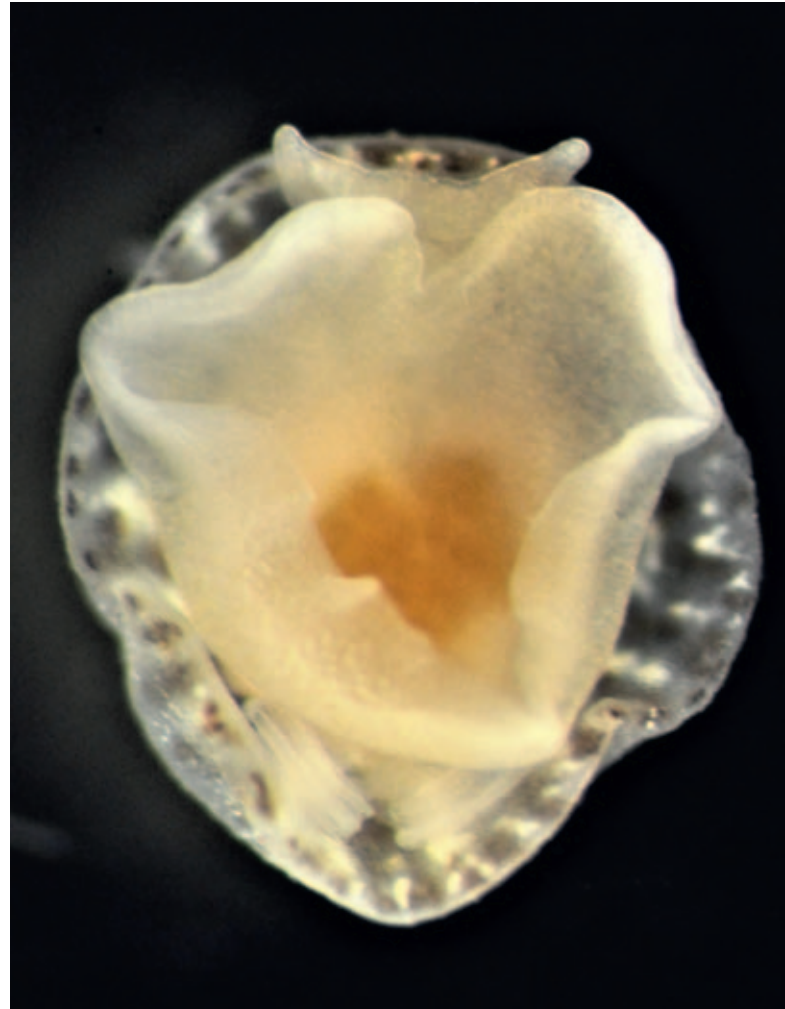
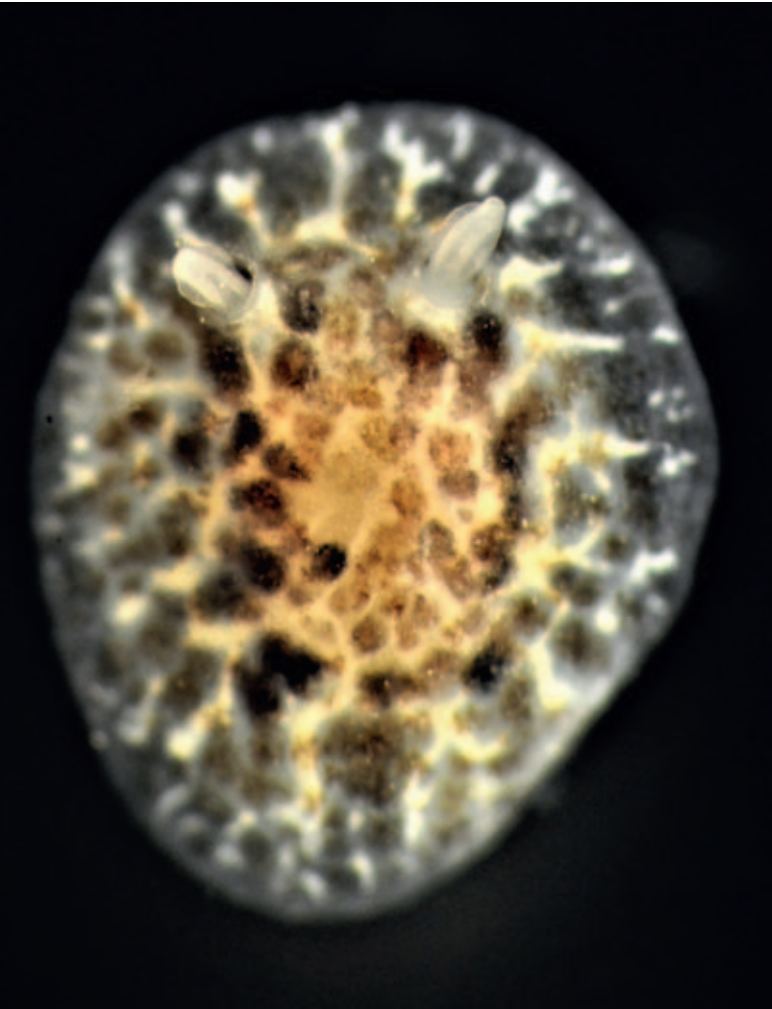
Literatur: BELPAIRE et al. 1989, DEKKER & VAN WIL-LIGEN 1989, DIŽIULIS 2013, ENO et al. 1997, JAKOB et al. 2009, JENSEN & KNUDSEN 2005, KAMSTRA 1990, KENNEDY & FITCH 1990, KIRK 2003, KØIE 1988, 1991, KOOPS & HARTMANN 1989, LEFEBVRE et al. 2012, MO & STEIEN 1994, NEUMANN 1985, PETERS & HARTMANN 1986, REIMER et al. 1994, WEIDEMA 2000, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-anguillicola-crassus-simblasemask.pdf](#) (havochvatten.se) (update 11.12.2006)

6.5. Mollusca (Weichtiere)

6.5.1. Gastropoda (Schnecken)

Corambe obscura (agg.) (A. E. Verrill, 1870)



Ober- (links) und Unterseite (rechts) der opisthobranchen Schnecke *Corambe obscura* (agg.) aus dem Sublitoral des Sylter Wattenmeeres. Auf der Oberseite erkennt man die (retraktile) Rhinophoren in einer häutigen Scheide, auf der Unterseite den vorne tief eingeschnittenen Fuß und die Anordnung der Kiemen im hinteren Bereich. Eine genaue Artbestimmung der Nordsee-Spezies steht noch aus. (Fotos D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Corambe batava Kerbert, 1886

Doridella batava (Kerbert, 1886)

Doridella obscura A. E. Verill, 1870

Die kleine Nacktschnecke (Opisthobranchia) wurde **2019** im Offshore-Bereich der Nordsee (L. SCHÜLER, IfAÖ, pers. Mitt.), im Jade-Weser-Port und in Wilhelmshaven nachgewiesen (IfAÖ 2020b). Im Herbst 2020 fanden Mitarbeiter der Fa. BioConsult Bremen mehrere Tiere im sublitoralen Wattenmeer vor Sylt (P. NEHMER, pers.

Beob.) und stellten rückwirkend Individuen in Proben vom September 2020 fest. Letztere stammten aus Monitoring-Untersuchungen des Niedersächsischen Landesbetriebs f. Wasserwirtschaft, Küsten- u. Naturschutz (NLWKN) im Seegebiet vor den ostfriesischen Inseln (B. LOODEN, BioConsult Bremen, pers. Mitt. 2021). An der schleswig-holsteinischen Küste trat *Corambe* 2020 im Hafen von Büsum auf (J. GEBURZI, AWI Sylt, pers. Mitt.) und 2021 erneut mit zahlreichen Individuen im nördlichen Sylter Wattenmeer (K. REISE, pers. Beobachtung).

Offenbar handelt es sich bei *Corambe obscura* um einen Komplex aus drei sehr ähnlichen Arten, die nur anhand von Radula-Präparationen bestimmt werden können. Eine eindeutige taxonomische Zuordnung der Nordseefunde steht noch aus (L. SCHÜLER, IfAÖ, pers. Mitt. 2020).

Corambe obscura ist im Nordwestatlantik an der amerikanischen Ostküste heimisch (SWENNEN & DEKKER 1995, WOLFF 2005) und ernährt sich von Bryozoen (CABALLER & ORTEGA 2019). Isolierte Populationen sind aus verschiedenen Ländern bekannt, jedoch ist die Historie der Taxonomie in dieser Gruppe äußerst komplex und die Systematik und Phylogenie offenbar nicht abschließend geklärt (MARTINOV & SCHRÖDL 2011, CABALLER & ORTEGA 2019).

Unter dem Namen *C. obscura* wurden in der Vergangenheit verschiedene Arten synonymisiert, was zum Teil wieder rückgängig gemacht wurde (SWENNEN & DEKKER 1995, CABALLER & ORTEGA 2019).

In den Niederlanden war *Corambe obscura* (ursprünglich als *C. batava* bezeichnet) seit 1881 aus dem Brackwasser der Zuiderzee bekannt und wurde zunächst für eine endemische Art gehalten. Sie war lokal bzw. temporär durchaus häufig, aber nach dem Bau des Abschlussdeiches 1932 und dem Niedergang der Brackwasserhabitate verschwand sie von dort und gilt für die Niederlande als vermutlich ausgestorben (WOLFF 2005). 1973 an der französischen Atlantikküste bei La Fumée (Nähe Fouras) gefundene Tiere wurden anfangs *Doridella batava* benannt (die Gattungen *Doridella* und *Corambe* wurden

später synonymisiert) und von SWENNEN & DEKKER (1995) nachfolgend als konspezifisch mit *C. obscura* bewertet. Nach GOULLETQUER et al. (2002) ist eine Etablierung dieser französischen Population fraglich. SWENNEN & DEKKER (1995) nahmen an, dass die europäischen Populationen alle mit Schiffen eingeschleppt wurden, obwohl man auch Tiere auf Algen flottierend auf hoher See angetroffen hat (z. B. die 'type species' *Corambe sargassicola*).

Im Schwarzen Meer wurde die Schnecke als *Doridella obscura* in den 1980er Jahren erstmals nachgewiesen und ebenfalls eine Einschleppung der Larven via Ballastwasser angenommen (ROGINSKAYA & GRINTSOV 1997).

Corambe obscura war in den Niederlanden typischerweise aus dem Brackwasser der ehemaligen Zuiderzee bekannt (wie auch *Doridella obscura* aus dem Brackwasser des Schwarzen Meeres), jedoch kam sie nach Angaben in WOLFF (2005) und DE BRUYNE et al. (2013) bis ins westliche niederländische Wattenmeer vor. DE BRUYNE et al. (2013) geben für die Schnecke einen weiten Salinitätsbereich von 7 bis 32 an. Trotzdem ist ihr Vorkommen im Offshore-Bereich der Nordsee bzw. im euhalinen Wasser des Wattenmeeres eher ungewöhnlich, und die Vermutung, dass es sich um verschiedene Arten handelt, ist naheliegend. Für eine genauere Zuordnung der Nordseefunde bleibt die taxonomische Untersuchung abzuwarten.

Literatur: CABALLER & ORTEGA 2019, DE BRUYNE et al. 2013, GOULLETQUER et al. 2002, IfAÖ 2020b, MARTINOV & SCHRÖDL 2011, ROGINSKAYA & GRINTSOV 1997, SWENNEN & DEKKER 1995, WOLFF 2005

Crepidula fornicata (Linnaeus, 1758)

Die Pantoffelschnecke *Crepidula fornicata* stammt von der nordamerikanischen Atlantikküste und kam mit Kulturaustern Ende des 19. Jh. zunächst nach England, von wo aus sie sich an viele nord-europäische Küsten ausbreitete. Seit 1934 ist sie im deutschen Wattenmeer heimisch, an der deutschen Ostseeküste kommt sie dagegen aufgrund der geringen Salinität nicht vor. Limitierend wirken sich kalte Winter auf die Populationen aus. Ein Rückgang kann jedoch im darauffolgenden Sommer durch Planktonlarven aus tieferen Gewässern kompensiert werden. Verschiedene Interaktionen mit Organismen des Ökosystems wurden nachgewiesen.

Nordamerikanische Pantoffelschnecken (*Crepidula fornicata*) heften sich in Ketten aneinander, wobei die unteren, größeren Individuen Weibchen sind, die oberen, kleineren Tiere Männchen. (Foto K. Reise)



Deutscher Name: Pantoffelschnecke
Englischer Name: (American) slipper limpet

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Atlantikküste Nordamerikas

Vektor: Einschleppung mit Kulturaustern (→ *Crassostrea virginica*) nach England im späten 19. Jh.; die erste Population starb allerdings wieder aus. Ein früher Eintrag erfolgte wohl auch mit der westatlantischen Muschel *Mercentaria mercenaria* (ENO et al. 1997); sekundäre Verbreitung durch Larvendrift, mit Meeresströmungen und/oder an treibendem Material und Schiffsrümpfen festgeheftet (BLANCHARD 1997, WOLFF 2005)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1934, Sylt (NEHRING & LEUCHS 1999a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Schnecke wurde von der amerikanischen Atlantikküste zusammen mit Austern (→ *Crassostrea virginica*) und anfangs wohl auch mit der Muschel *Mercentaria mercenaria* nach Europa eingeschleppt (BLANCHARD 1997, ENO et al. 1997). Ein erstes Vorkommen 1872 bei Liverpool erlosch jedoch wieder (NEHRING & LEUCHS 1999a). Die zweite Einschleppung nach Europa erfolgte zwischen 1887 und 1890 an der britischen Ostküste in Essex (Wolff 2005).

Auf dem Kontinent erschienen Pantoffelschnecken zunächst 1911 in Belgien. 1926 wurden erste lebende Individuen an der niederländischen Küste mit Treibgut angespült gefunden. Ab 1929 besiedelten sie die Oosterschelde (BLANCHARD 1997, WOLFF 2005).

Im deutschen Wattenmeer tauchte *Crepidula* 1934 auf einer Austernbank im Lister Königshafen (Sylt) auf, die in den vorangegangenen Jahren mit Austernsetzlingen aus den Niederlan-

den bestückt worden war. Von dort aus eroberte die Schnecke die nordfriesischen Küstengewässer. Ab 1936 wurde sie auch im ostfriesischen Wattenmeer gefunden. Ursprung dieser Populationen waren möglicherweise Tiere, die mit einem Austertransport aus den Niederlanden kamen (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Ebenfalls seit den 1930er Jahren sind Pantoffelschnecken aus dem dänischen Wattenmeer und dem Limfjord bis zu seinem östlichen Eingang bekannt. Dort scheint die Art aber an ihre Verbreitungsgrenzen in die Ostsee zu stoßen (BLANCHARD 1997, JENSEN & KNUDSEN 2005), jedoch geben andere Quellen Vorkommen bis in die schwedische Beltsee an (www.havochvatten.se/frammandearter).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: MINCHIN et al. 1995, BLANCHARD 1997

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: THIELTGES et al. 2003

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Norwegen: BLANCHARD 1997

Schweden: BLANCHARD 1997,

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: nördl. Kattegat (JENSEN & KNUDSEN 2005)

Schweden: Kattegat und Beltsee

(www.havochvatten.se/frammandearter)

Zur Biologie und Ökologie:

Pantoffelschnecken sind protandrische Hermaphroditen, die sich i. d. R. in Ketten („Türmen“) aufeinanderstapeln, wobei unten die großen Tiere weiblich, oben die kleinen Individuen männlich sind. Bei einer Größe von bis zu 5 cm können die Tiere bis zu 10 Jahren alt werden. Sie besiedeln neben verschiedenen abiotischen Substraten häufig als Epibionten Muscheln oder Schneckengehäuse, insbesondere solche, die von Einsiedlerkrebsen besetzt sind (RAVEN 2019). Zu einer schnellen Ausbreitung trägt bei, dass sie mehr als einen Reproduktionszyklus pro Jahr durchlaufen, eine Planktonlarve besitzen und weitgehend Habitat-unspezifisch sind (GOLLASCH et al. 2009).

Die Schnecken tolerieren ein relativ weites Spektrum an Umweltfaktoren und ertragen Temperaturen zwischen -6 °C und über 25 °C sowie Salinitäten zwischen 25 und 35.

Obwohl kalte Winter die Populationen im Küstenbereich stark dezimieren können (THIELTGES et al. 2004), kann eine Neuansiedlung durch Planktonlarven aus tieferem Wasser erfolgen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Pantoffelschnecken sind marine Filtrierer, die in manchen Küstenabschnitten sehr individuenreiche Populationen ausbilden können und schon früh als ‚oyster pest‘ bezeichnet wurden (REISE et al. 2005). Studien ergaben jedoch kein einheitliches Bild bzgl. negativer Auswirkung auf andere Organismen (GOLLASCH et al. 2009). Speziell ein Zusammenhang mit dem Niedergang der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) konnte aufgrund der zeitlichen Divergenz ausgeschlossen werden (HAYER et al. 2019). Ein komplexes Muster an Interaktionen, wie Nahrungskonkurrenz zu Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) und Austern (→ *Magallana gigas*), aber auch Schutz der Muscheln vor Prädation durch Seesterne und reduzierter Parasitenbefall wurde nachgewiesen (THIELTGES et al. 2003, 2009, THIELTGES 2005, GOLLASCH et al. 2009). GOLLASCH et al. (2009) vermuten, dass hohe Abundanzen der Schnecke im Stande sind, toxische Algenblüten zu reduzieren.

Begünstigt durch mangelnde Fressfeinde und fehlende Parasitierung sowie durch ihren Reproduktionsmodus führten anthropogene Aktivitäten (kommerzielle Austertransporte) zu einer schnellen und erfolgreichen Ansiedlung von *Crepidula* an vielen europäischen Küsten (BLANCHARD 1997). Vor allem kalte Wintertemperaturen stellen einen limitierenden Faktor für die Verbreitung dar (THIELTGES et al. 2004).

Literatur: BLANCHARD 1997, ENO et al. 1997, GOLLASCH et al. 2009, HAYER et al. 2019, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, MINCHIN et al. 1995, NEHRING & LEUCHS 1999a, RAVEN 2019, REISE et al. 2005, THIELTGES 2005, THIELTGES et al. 2003, 2004, 2009, WOLFF 2005

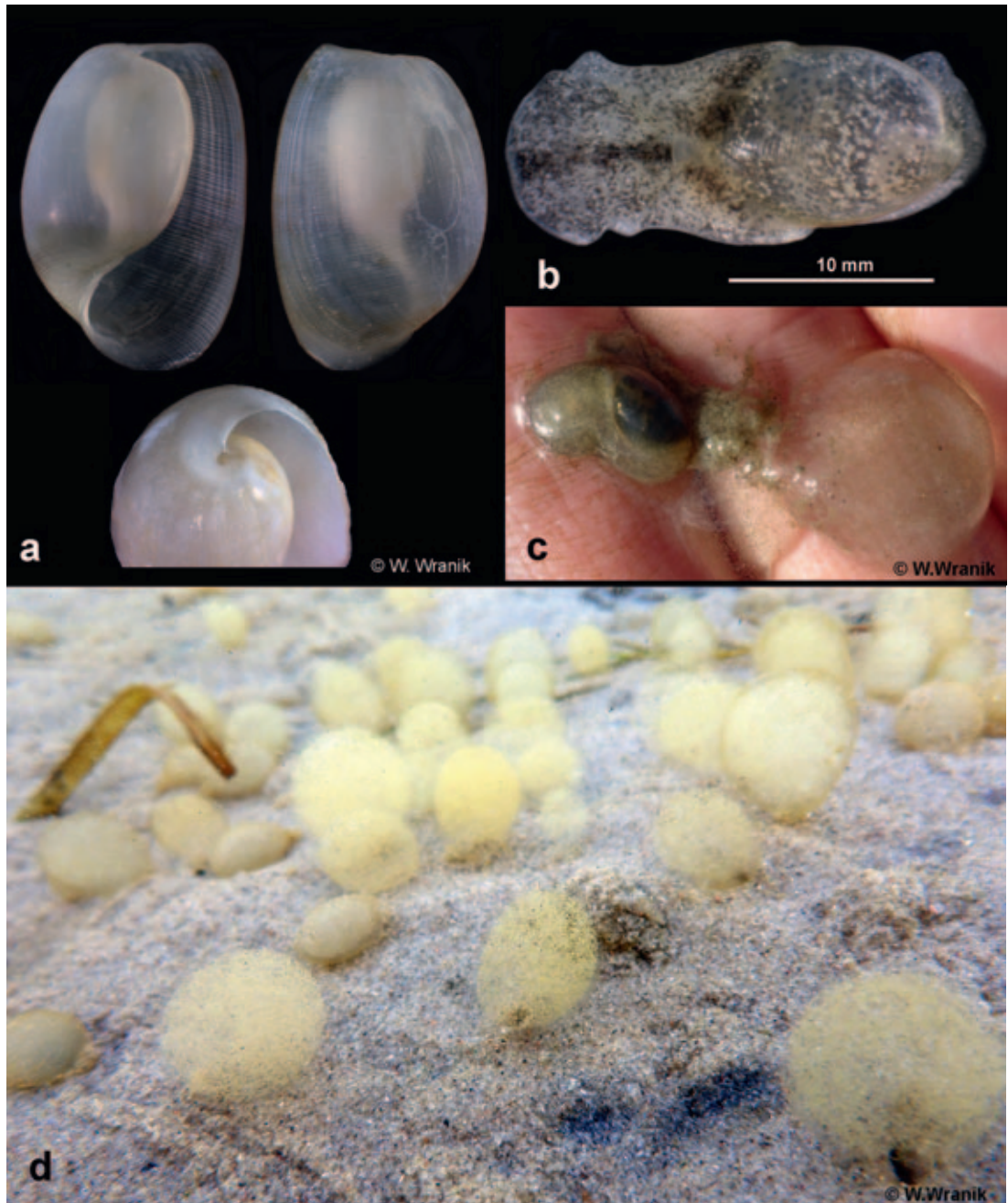
www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-crepidula-fornicata-ostreonpest.pdf](http://www.havochvatten.se/faktablad-crepidula-fornicata-ostreonpest.pdf) (havochvatten.se) (update 11.12.2006)

Haminella (Haminoea) solitaria (Say, 1822)

Im August 2016 wurden erstmals zahlreiche Tiere der Kopfschildschnecke *Haminella solitaria* (ehemals *Haminoea* s.) in der Wismarbucht entdeckt. Es zeigte sich, dass die Schnecken auch an anderen Stellen in der westlichen Ostsee vorkommen. Die Art stammt von der nordamerikanischen Ostküste und lebt halb eingegraben im Sediment. Zur Reproduktion im Spätsommer wandern die Tiere ins Flachwasser der Küsten, wo sie gallertige Eikokons produzieren. Ihr Aufenthaltsort außerhalb der Reproduktionsphase von August bis Oktober ist unklar. Es gibt bisher keine umfassenden Daten über ihre Verbreitung in der Ostsee. Der genaue Zeitpunkt ihrer Einschleppung und der Eintragsvektor sind unbekannt.

Haminella solitaria;

a. Gehäuse,
b. lebendes Tier,
c. Schnecke bei
der Eiablage (aus
dem Sediment ent-
nommen),
d. am Sediment
angeheftete Gele-
ge (Wismarbucht).
(Fotos verwendet,
mit freundlicher
Genehmigung von
W. Wranik)



Andere Namen in der Literatur:
Haminoea solitaria (Say, 1822)

Deutscher Name: 'Blasenschnecke' (dieser Name umfasst verschiedene Arten)
Englischer Name: Say's paper bubble, solitary glassy bubble

Status: Nicht-heimische Art, 2016 i. d. Ostsee nachgewiesen (etabliert)

Lebensraum: Marin bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Westatlantik, nord-amerikanische Ostküste (WRANIK & MALAQUIAS 2018, OSKARS et al. 2019)

Vektor: Unbekannt; möglicherweise über Ballastwasser oder mit Aquakulturorganismen (WRANIK & MALAQUIAS 2018)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: 2016, Wismarbucht (WRANIK & MALAQUIAS 2018)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erste Tiere wurden im August 2016 in der Wismarbucht im Uferbereich der Insel Poel entdeckt. Es besteht der Verdacht, dass die Tiere bereits früher in der westlichen Ostsee vorgekommen sein könnten, jedoch aufgrund ihrer Lebensweise und nur saisonalen Präsenz im Flachwasser unentdeckt geblieben waren (WRANIK & MALAQUIAS 2018). Diesem ersten Fund folgten weitere Nachweise in den Jahren 2016 bis 2020. Zusätzlich zu mehreren Stationen in der Wismarbucht wurden die Schnecken auch in der Flensburger Förde, der Kieler Bucht und vor Travemünde (Priwall), (WRANIK & MALAQUIAS 2018) sowie im Neustadt/Holstein (Binnenwasser) gefunden (WIESE & STORSBERG 2018). An letzterem Standort waren schon zuvor leere Gehäuse gefunden worden. Während die meisten Schnecken im Flachwasser gesammelt wurden, handelte es sich bei den Tieren aus der Flensburger Förde und Kieler Bucht um Nachweise kleinerer, 2 - 4 mm großer Individuen aus 11 - 13 m Wassertiefe, die in Monitoring-Vorhaben erfasst wurden. 2019 wurden in der Kieler Bucht Eigelege auch aus 4 m Wassertiefe bekannt (W. WRANIK, pers. Mitt. 03.2020).

Aufgrund der zahlreichen Funde in einem größeren Gebiet innerhalb vergleichsweise kurzer Zeit sowie dem Auftreten von Eigelegen und Jungtieren über mehrere Jahre, kann die Art für die deutsche Ostseeküste wohl als etabliert eingestuft werden (WRANIK & MALAQUIAS 2018). Außerhalb deutscher Gewässer ist ein Nachweis aus dem Skagerrak bei der schwedischen Insel Tjörnö bekannt (WRANIK & MALAQUIAS 2018)

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Schweden: 2017, Insel Tjörnö, Skagerrak (WRANIK & MALAQUIAS 2018)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: WIESE & STORSBERG 2018, WRANIK & MALAQUIAS 2018

Zur Biologie und Ökologie:

Die zunächst als *Haminoea solitaria* bezeichnete Art wurde nach umfangreichen taxonomischen, genetischen und phylogenetischen Studien der Haminoeidae der Gattung *Haminella* zugeordnet (OSKARS et al. 2019, LOBO-DA-CUNHA et al. 2020).

Haminella solitaria gehört innerhalb der Gruppe der Hinterkiemer (Opisthobranchia) zu den Kopfschildschnecken (Cephalaspidea). Die Gehäuse sind blasenförmig, dünn, zerbrechlich und bei lebenden Tieren durchscheinend (Abb. s. WRANIK & MALAQUIAS 2018). Die Tiere selbst sind gelblich-grün gefärbt, mit dunklen Pigmentflecken und hellen Punkten. Die Länge der in der deutschen Ostsee gefundenen Schnecken betrug 5,5 - 12 mm. Bei einem Leergehäuse wurden 15 mm gemessen und in der Literatur werden aus dem Ursprungsgebiet Größen von bis zu 20 mm genannt.

Die Art ist relativ tolerant gegenüber Temperatur- und Salinitätsänderungen, was die Etablierung in neuen Gebieten erleichtert. In der Ostsee wurde sie bei Salzgehalten zwischen 8 - 16 gefunden, jedoch gilt sie als euryhaline Art, die im Ursprungsgebiet auch bei höheren Salinitäten und bis zu einer Wassertiefe von 30 m im Meer vorkommt.

Die Schnecken leben halb eingegraben, kurz unter der Sedimentoberfläche, wo sie sich als unspezifische Substratfresser von Diatomeen und anderer, am Sediment haftender, organischer Materie ernähren (CHESTER 1993). Auffällig ist die starke Schleimproduktion der Tiere, die dazu führt, dass sie sich in einer Art Schleimhülle fortbewegen.

In größeren Tiefen wurden die Schnecken auf sandigem Untergrund gefunden. Im Spätsommer und Herbst (August bis Oktober/November) erscheinen sie zur Vermehrung im Flachwasser, wo sie auf schlicksandigem Sediment

kugelige, gallertige Eigelege mit einem gelatinösen Fortsatz im Sediment verankern (ähnlich den Laichballen einiger Polychaeten). Die Tiere sind Zwitter, und es ist unklar, ob sie nach der Reproduktion absterben oder sich in tieferes Wasser zurückziehen. In der Wismarbucht fehlen sie dann bis zum nächsten August. Auch in ihrem Ursprungsgebiet an der amerikanischen Ostküste wurde eine solch saisonale Anwesenheit im Küstenbereich von Juni bis November beobachtet (CHESTER 1993). Da genauere Daten zu ihren ökologischen und physiologischen Toleranzen sowie dem Lebenszyklus größtenteils unbekannt sind, kann momentan nicht abgeschätzt werden, wie weit eine potentielle Ausbreitung entlang des Salinitätsgradienten in die

östliche Ostsee zu erwarten ist. (alle Angaben aus WRANIK & MALAQUIAS 2018)

Auswirkungen und invasives Potential:

Negative Effekte sind nicht bekannt. Aufgrund der starken Schleimproduktion können die Schnecken bei hohen Abundanzen zwar die Sedimentstruktur verändern, jedoch sind dadurch keine gravierenden Auswirkungen zu beobachten. Das invasive Potential ist unklar (WRANIK & MALAQUIAS 2018).

Literatur: CHESTER 1993, LOBO-DA-CUNHA et al. 2020, OSKARS et al. 2019, WIESE & STORSBERG 2018, WRANIK & MALAQUIAS 2018

Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843)

Wahrscheinlich gelangte die kleine pazifische Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* im 19. Jh. in Trinkwasserfässern von Segelschiffen nach England. Zu Beginn des nächsten Jahrhunderts war sie in vielen Ländern entlang der Nord- und Ostsee, u. a. an der deutschen Küste vorhanden. Im Süß- und Brackwasser von Flussästuaren, küstennahen Gräben und Kanälen und besonders an der Ostseeküste ist sie verbreitet. Da ihre Populationsdichten im Brackwasser moderat bleiben, sind schwerwiegende Auswirkungen in Küstengewässern nicht bekannt.



Die Gehäuse der neuseeländischen Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* weisen häufig eine dunkle Spirallinie auf; Höhe 5 - 6 mm. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Für eine Liste synonymisierter Namen s.

WoRMS - World Register of Marine Species -
Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843) u. a.
Hydrobia jenkinsi E. A. Smith, 1889
Potamopyrgus jenkinsi (Smith, 1889)

Deutscher Name: Neuseeländische (Zwerg-) Deckelschnecke

Englischer Name: Jenkins' spire snail/shell, New Zealand mud snail

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Limnisch bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifik (Neuseeland); über Australien nach Europa eingeschleppt (ENO et al. 1997)

Vektor: Historisch, mit Segelschiffen in Trinkwasserfässern (ENO et al. 1997); für eine neuere sekundäre Verbreitung werden viele verschiedene Vektoren angeführt: Transport im Ballastwasser, mit Aquakultur- und Aquarienorganismen, durch Wasservögel, mit Sportbooten sowie Fischerei- und Angelausrüstung oder andere anthropogene Aktivitäten; auch durch passive Drift an der Wasseroberfläche oder flottierend auf aquatischen Makrophyten (ALONSO & CASTRO-DÍEZ 2008, www.havochvatten.se/frammandearter)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1900, Nord-Ostsee-Kanal, 12 km von Brunsbüttel entfernt bzw. 1908 in der Weser (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: 1887 in der Wismarbucht (JAECKEL 1962 zit. in GLÖER 2002; die Originalliteratur konnte nicht eingesehen werden.)
1907 (THIENEMANN 1950 zit. in NEHRING 2000a; die Originalquelle konnte nicht eingesehen werden.)
1908 (GOLLASCH & NEHRING 2006, ohne Ortsangabe)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Ihren Ursprung hat *Potamopyrgus antipodarum* in Neuseeland (PONDER 1988), von wo aus sie nach Australien gelangte (ENO et al. 1997). Man geht davon aus, dass sie von dort im 19. Jh. im

Trinkwasservorrat von Segelschiffen nach England kam, und ihr Vorkommen wird für spätestens 1859 angegeben (ENO et al. 19997, MINCHIN et al. 2013). Frühere Einschleppungen, man findet in der Literatur sowohl das Jahr 1837 (NEHRING & LEUCHS 1999a) als auch 1839 (GLÖER 2002), haben sich offenbar nicht etablieren können, und erst die 1883 in der Themsemündung angesiedelten Tiere gelten als der Ursprung der britischen Populationen (ENO et al. 1997).

Für Schweden wird das Jahr 1887 als Erstnachweis angegeben, jedoch ohne Ortsangabe, so dass auch ein Fund aus Binnengewässern gemeint sein könnte (www.havochvatten.se/frammandearter). In Dänemark wurde ihr erster Nachweis nahe dem Kopenhagener Hafen rückwirkend auf 1897 datiert (JENSEN & KNUDSEN 2005).

In Nordfrankreich erscheint sie 1912 (NEHRING & LEUCHS 1999a), in Belgien 1927 (KERCKHOF et al. 2007), in den Niederlanden 1913 (als *Hydrobia jenkinsi*), aber auch dort wird eine frühere Ansiedlung vermutet (WOLFF 2005). (Die Angabe bei NEHRING & LEUCHS (1999a), dass die Schnecke schon 1890 in den Niederlanden vorkam, ist nach WOLFF (2005) falsch.)

In deutschen Küstengewässern wurde *Potamopyrgus antipodarum* nach NEHRING & LEUCHS (1999a) erstmals 1900 im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) in der Nähe von Brunsbüttel entdeckt und eine Einschleppung im Jahr 1899 vermutet. (Darauf bezieht sich wahrscheinlich das bei JENSEN & KNUDSEN (2005) mit 1899 angegebene Datum des deutschen Erstfundes.) GLÖER (2002) gibt dagegen die Wismarbucht und das Jahr 1887 an (Originalquellen ebenda angegeben).

Aus dem NOK heraus breitete sich die Schnecke schnell an den Küsten von Nord- und Ostsee aus und wurde 1908 in der Wesermündung gefunden (NEHRING & LEUCHS 1999a). Abgesehen von einem verbreiteten Vorkommen in Binnengewässern, tritt sie in den Flussästuaren der Nordsee mit mäßigen Abundanzen auf (NEHRING & LEUCHS 1999a). Im Brackwasser der Ostsee ist sie in vielen Ländern ein fester Bestandteil des Fauneninventars und stellenweise sehr häufig (ENO et al. 1997, www.havochvatten.se/frammandearter).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997
Frankreich: NEHRING & LEUCHS (1999a), unklar was genau, Originalquelle wurde nicht geprüft
Belgien: KERCKHOF et al. 2007
Niederlande: WOLFF 2005
Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a, POST & LANDMANN 1994
Schweden:
www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

www.havochvatten.se/frammandearter gibt das Vorkommen von *Potamopyrgus antipodarum* mit 'throughout almost the whole of the Baltic Sea' an.

Zur Biologie und Ökologie:

Potamopyrgus antipodarum ist eine kleine Schnecke aus dem Süß- und Brackwasser mit einer maximalen Gehäuselänge von 11 mm (www.havochvatten.se/frammandearter). Gewöhnlich bleiben die Tiere aber insbesondere im Brackwasser kleiner. Die Schnecken leben als Substratfresser bevorzugt auf schlickigen Böden und können leicht mit ähnlichen Arten der Gruppe *Hydrobia/Peringia* verwechselt werden. Die braune Schalenfärbung variiert stark (FILIPPENKO & SON 2008), wobei manchmal ein auffälliger dunkler Kiel entlang der Umgänge auftritt (s. Foto). Verglichen mit Süßgewässern, in denen die Tiere in sehr hohen Dichten auftreten können, bleiben die Abundanzen im Brackwasser aber eher moderat (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Die schnelle Verbreitung und erfolgreiche Etablierung in neuen Gebieten erfordert eine ausreichend große, reproduzierende Gründerpopulation. Eine weite physiologische Toleranz gegenüber abiotischen Faktoren, wie etwa Temperatur, Salinität und Austrocknung, erlaubt es der Schnecke verschiedene Umweltbedingungen gut zu ertragen. Obwohl vorwiegend ein Süßwasserorganismus, bewegen sich die maximal tolerierten Salinitäten von *Potamopyrgus antipodarum* zwischen 17 (GLÖER 2002) und 26 (www.havochvatten.se/frammandearter), kurzfristig werden offenbar auch 32 ertragen (ALON-

SO & CASTRO-DÍEZ 2008). Die Schnecken vermehren sich in Nordeuropa das ganze Jahr hindurch überwiegend parthenogenetisch und ovovivipar, wodurch die Populationen rasant wachsen können. Vor Prädatoren sind die Schnecken durch eine vergleichsweise harte Schale geschützt, und ihr relativ geringer Nährwert macht sie unattraktiv für Fische (BUTKUS & VIŠINSKIENĖ 2020). Parasiten und Krankheiten scheinen die Schnecken erfolgreich standzuhalten, wobei sie offenbar sogar Parasiten (Trematoden) ihres Ursprungsgebietes verlieren können (GÉRARD et al. 2003 zit. in ALONSO & CASTRO-DÍEZ 2008).

(Angaben aus NEHRING & LEUCHS 1999a, wenn nicht anders angegeben)

Auswirkungen und invasives Potential:

Insbesondere in anthropogen gestörten Lebensräumen sind die Schnecken mit ihren enormen Reproduktionsraten erfolgreiche Erstbesiedler. In Süßgewässern können sie zum dominierenden Element in der Molluskenfauna werden und den heimischen Arten durch hohe Konsumptionsraten Konkurrenz machen (ALONSO & CASTRO-DÍEZ 2008). Entsprechend sind größere negative Auswirkungen bisher eher in limnischen Lebensräumen beobachtet worden. FILIPPENKO (2011) findet im Frischen und Kurischen Haff stellenweise eine verminderte Diversität in der Molluskenfauna nach Invasion von *Potamopyrgus antipodarum*.

ENO et al. (1997) berichten von früheren Problemen mit Wasserleitungen z. B. in London und Australien.

Literatur: ALONSO & CASTRO-DÍEZ 2008, BUTKUS & VIŠINSKIENĖ 2020, ENO et al. 1997, FILIPPENKO 2011, FILIPPENKO & SON 2008, GLÖER 2002, GOLLASCH & NEHRING 2006, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, MINCHIN et al. 2013, NEHRING 2000a, NEHRING & LEUCHS 1999a, PONDER 1988, POST & LANDMANN 1994, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-potamopyrgus-antipodarum-nyzeelandsk-tusensnacka.pdf (havochvatten.se) (update 11.12.2006)

6.5.2. Bivalvia (Muscheln)

Arten, die sich nicht etabliert haben, keine NIS sind oder irrtümlich für deutsche Küsten angegeben wurden, sind mit einem * gekennzeichnet.

Corbicula fluminalis (O. F. Müller, 1774)

Corbicula fluminea (O. F. Müller, 1774)

Nomenklatur und taxonomischer Status der *Corbicula*-Arten waren lange Zeit konfus und scheinen immer noch nicht endgültig geklärt. Dadurch kommt es in der Literatur teilweise zu widersprüchlichen Angaben. In deutschen Gewässern geht man von zwei Arten (oder Morphotypen) aus, die sich morphologisch, biologisch und ökologisch voneinander abgrenzen lassen: *Corbicula fluminalis* und *Corbicula fluminea*. Beide sind ganz überwiegend in limnischen Lebensräumen zu finden, wobei *Corbicula fluminalis* als salztoleranter gilt, mit einer Verbreitung bis in die oligohaline Unterweser. Von dort kam 1984 der Erstnachweis für Deutschland. Jedoch gibt es an den Fundorten häufig auch Nachweise der Schwesterart *C. fluminea*. Die Tiere leben als endobenthische Filtrierer im Sediment. Auswirkungen außerhalb von Süßwasserhabitaten sind unbekannt.



Die deutlich asymmetrische Schale der Feingestreiften Körbchenmuschel *Corbicula fluminalis* (links) ist höher als breit, im Gegensatz zur stärker ovalen Form der Grobgerippten Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (rechts). (Foto links verwendet, mit freundlicher Genehmigung von P. Glöer; Foto rechts K. Reise)

Deutscher Name: Feingestreifte/-gerippte Körbchenmuschel/Grobgerippte Körbchenmuschel

Englischer Name: ‚Asiatic clam‘ (es scheint keinen spezifischen ‚Common Name‘ zu geben)

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Flussästuare Nordsee)

Lebensraum: Limnisch bis oligohalines Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Nach MEISTER (1997, zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a) liegt das Ursprungsgebiet im australasiatischen und afrikanischen Raum. Fossile Funde lassen europäische Vorkommen der *Corbicula*-Arten im Tertiär vermuten, die während der Eiszeiten nach Süden verdrängt wurden. Postglazial breiteten sie sich in neuen Gebieten aus. Durch die ungeklärte Zuordnung aufgrund einer enormen phänotypischen Plastizität in den Schalenformen scheint eine allgemeine Einordnung fossiler und rezenter Funde zu validen Arten nicht abgeschlossen zu sein. In der Literatur werden unterschiedliche Angaben zu Herkunft und Vorkommen von *Corbicula fluminalis* u. a. *Corbicula*-Arten gemacht.

Für *C. fluminalis* gilt nach KARATAYEV et al. (2007) Zentralasien als Ursprungsgebiet, WOLFF (2005) nach GITTENBERGER & JANSSEN (1998) gibt Südostasien an. KINZELBACH (1991) und BERNAUER & JANSEN (2006) vermuten letztlich eine Einschleppung aus Asien via Nordamerika. Allerdings kommt nach anderen Quellen (U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE 2018, www.cabi.org) ausschließlich *C. fluminea* in Nordamerika vor. Da letztere offenbar mit Schiffen nach Nordamerika kam (TITTIZER & TAXACHER 1997) und von dort aus mit demselben Vektor nach Europa gelangte (NEHRING & LEUCHS 1999a), die Muscheln außerdem teilweise als eine Art mit Unterarten/Morphen geführt wurden, könnte dieser Invasionsweg möglicherweise für beide als wahrscheinlich angesehen worden sein.

Vektor: Letztlich unbekannt (CIUTTI & CAPPELLETTI 2009), jedoch vermuten die meisten Autoren den Transport von *Corbicula*-Arten im Bewuchs (für juvenile Muscheln) oder von Larven im Ballastwasser von Schiffen. KARATAYEV et al. (2007) führen eine Liste denkbarer Vektoren auf.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: *C. fluminalis*: 1984, Unterweser (HAESLOOP 1992)
(*C. fluminea*: Anfang der 1990er Jahre in den Hamburger Hafen (GLÖER 2010))
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In den späten 1970ern wurden die Muscheln *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis*, nach Europa eingeschleppt (KARATAYEV et al. 2007) und besiedeln seit den 1980er Jahren sympatrisch deutsche Binnengewässer, insbesondere den Rhein (TITTIZER et al. 2000). Während *C. fluminea* als diejenige gilt, die strenger an limnische Lebensräume gebunden ist, dringt *Corbicula fluminalis* bis in die oligohaline Unterweser vor. HAESLOOP (1992) fand 1984 im Tidebereich der Weser Muscheln, die rückwirkend als *C. fluminalis* erkannt wurden. Da die Populationsdichten zum Zeitpunkt des Erstfundes bereits relativ hoch waren, nahm er eine Ansiedlung spätestens im Jahr 1983 an. Eventuell aus diesem Grund nennt KINZELBACH (1991) das Jahr 1983 für den Erstnachweis (als *C. fluviatilis*?). WITT & KRUMMWIEDE (2006) bestätigen das Vorkommen durch Einzelfunde von *C. fluminalis*, allerdings auch von *C. fluminea* im Weser-Ästuar. Ebenso tritt letztere auch in der Unterelbe auf (K. REISE, eigene Beob. 2014).

In den Niederlanden besiedelt *C. fluminalis* ebenfalls küstennahe Gewässer, wie etwa die Oude Maas südlich Rotterdam (WOLFF 2005). Nachweise aus Belgien in den 1990er Jahren beziehen sich auf Binnengewässer (SWINNEN et al. 1998, NGUYEN & DE PAUW 2002).

In polnischen Küstengewässern wurde *C. fluminalis* 2004 erstmals im künstlich erwärmten Abwasser eines Stettiner Kraftwerks im Gebiet des Oderhaffs gefunden (ŁABĘCKA et al. 2005). Dort war 2003 auch die Schwesterart *Corbicula fluminea* nachgewiesen worden (DOMAGAŁA et al. 2004).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Deutschland: HAESLOOP 1992
Niederlande: WOLFF 2005
Belgien: in Binnengewässern (SWINNEN et al. 1998, NGUYEN & DE PAUW 2002))

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Polen: ŁABĘCKA et al. 2005

Zur Biologie und Ökologie:

Artstatus und Nomenklatur innerhalb der Gattung wurden immer wieder kontrovers diskutiert. Daher wurden *C. fluminalis* und *C. fluminea* zu Beginn ihrer Ausbreitung in der Literatur z. T. nicht unterschieden und gemeinsam als *Corbicula fluminea/fluminalis* bzw. *Corbicula* spp. bezeichnet, mit verschiedenen Morpho- bzw. Ökotypen (TITTIZER & TAXACHER 1997, TITTIZER et al. 2000, PFENNINGER et al. 2002).

In deutschen Gewässern lassen sich beide Arten (bzw. Unterarten oder Morphen) jedoch morphologisch, biologisch und ökologisch voneinander abgrenzen. Die Schalen sind dick, gelblich bis dunkelbraun, mit auffälligen Rippen auf der Oberfläche, die im Fall von *C. fluminalis* schmaler sind und enger zusammenstehen. Im Gegensatz zur stärker ovalen Form von *C. fluminea*, ist die Schale von *C. fluminalis* höher als breit und von asymmetrisch-dreieckiger Erscheinung (s. Abb. oben). Die Tiere leben in langsam fließenden Gewässern als endobenthische Filtrierer, können nach KARATAYEV et al. (2007) aber auch organisches Material von der Sedimentoberfläche mittels ‚pedal feeding‘ aufnehmen (was möglicherweise nur auf Juvenile zutrifft, SCHATUM et al. 2017). Der Reproduktionsmodus beider Spezies unterscheidet sich insofern, als *C. fluminalis* ganz überwiegend zweigeschlechtlich ist, mit einer freischwimmenden Veligerlarve, während *C. fluminea* als Zwitter (simultane Hermaphroditen) mit teilweiser Brutpflege gilt. *C. fluminalis* entlässt im Frühjahr und Herbst bei 6 - 15 °C Gameten ins Wasser, wenn die Chlorophyll a-Konzentration vergleichsweise gering ist. Dieses lässt eine alternative oder zusätzliche, vom Phytoplankton unabhängige Nahrungsquelle vermuten und ist möglicherweise auf eine bakterio- oder detritophage Ernährung der Larven zurückzuführen (RAJAGOPAL et al. 2000). Dagegen ist die Reproduktion von *C. fluminea* mit dem Chlorophyllgehalt positiv korreliert, und Larven erscheinen von Mai bis September bei Temperaturen von über 15 °C.

Beide Arten kommen im Süßwasser sympatrisch vor, differieren aber wohl hinsichtlich ihrer Salinitätstoleranz. *C. fluminalis* gilt als die salztolerantere Spezies, die bei einer Salinität von bis zu 24 vorkommen kann, während für *C. fluminea* 14 - 17 angegeben werden (KARATAYEV et al. 2007). In deutschen Gewässern siedelt *C. flumi-*

nalis bis in die oligohaline Unterweser (HAES-LOOP 1992). Offenbar begrenzte in den 1980er Jahren die industrielle Belastung der Mittel- und Unterweser durch Kali- und Magnesiumsalze ihr Vorkommen, und erst nach deren Reduzierung kam es zu einer stärkeren Ausbreitung im Flusssystem (BÄTHE 1994).

Angaben über Temperaturtoleranzen sind widersprüchlich. Nach TITTIZER et al. (2000), die beide Arten aufgrund der noch unsicheren Taxonomie als *Corbicula* spp. bezeichnen, sind die Muscheln temperaturempfindlich. Dafür spricht, dass sich die Tiere gerne im erwärmten Abwasser von Kraftwerken ansiedeln (ŁABĘCKA et al. 2005). Dagegen gibt VOLKOVA (1962, zit. in KARATAYEV et al. 2007) ein unteres Temperaturlimit von 0 °C an, und es werden Vorkommen in sibirischen Flüssen genannt, die im Winter zufrieren (KINZELBACH 1991, KARATAYEV et al. 2007).

Auswirkungen und invasives Potential:

Bisher sind keine gravierenden negativen Konsequenzen für Deutschland bekannt (NEHRING & LEUCHS 1999a). In artenarmen limnischen Gewässern besetzen die *Corbicula*-Arten eine freie Nische (DEN HARTOG et al. 1992). Effekte sind abundanzabhängig, und Massenvorkommen können sich lokal auf Plankton, Wasserqualität und ökosystemare Prozesse auswirken (KARATAYEV et al. 2007, RABITSCH & NEHRING 2017). Nach CIUTTI & CAPPELLETTI (2009) zeigt *C. fluminalis* ein schwächeres invasives Potential als *C. fluminea*. Für ein nordamerikanisches *Corbicula fluminea*-Vorkommen im Süßwasser stellt RICHARDSON (2020) keinerlei negative ökologische Auswirkungen nach Invasion dieser Muschel fest.

Literatur: BÄTHE 1994, BERNAUER & JANSEN 2006, CIUTTI & CAPPELLETTI 2009, DEN HARTOG et al. 1992, DOMAGAŁA et al. 2004, GLÖER 2010, HAES-LOOP 1992, KARATAYEV et al. 2007, KINZELBACH 1991, ŁABĘCKA et al. 2005, NEHRING & LEUCHS 1999a, NGUYEN & DE PAUW 2002, PFENNINGER et al. 2002, RABITSCH & NEHRING 2017, RAJAGOPAL et al. 2000, RICHARDSON 2020, SCHATUM et al. 2017, SWINNEN et al. 1998, TITTIZER & TAXACHER 1997, TITTIZER et al. 2000, WITT & KRUMMWIEDE 2006, WOLFF 2005

<https://www.cabi.org/isc/datasheet/109136#toriskAndImpactFactors>, Invasive Species Compendium

*Crassostrea virginica** (Gmelin, 1791)

Die von der nordamerikanischen Atlantikküste stammende *Crassostrea virginica* wurde im 19. und 20. Jh. eingeführt, um den Raubbau an der europäischen Auster *Ostrea edulis* zu kompensieren. Obwohl sie in erheblichem Umfang für Kulturzwecke, wie auch für den direkten Konsum importiert wurde, konnte sie sich nach Einstellung der Importe nirgendwo langfristig etablieren. Die Gründe dafür sind unklar.

Deutscher Name: Amerikanische Auster
Englischer Name: American oyster

Status: Nicht-heimische Art, ausgestorben

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordamerikanische Atlantikküste (WOLFF & REISE 2002)

Vektor: Absichtlich zum Besatz von Austernkulturen eingeführt (WOLFF & REISE 2002)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1913, Norddeich, in Kulturen (NEUDECKER 1990, WEHRMANN et al. 2000)
Ostsee: (1880-1884 Kulturen im Gebiet des dänischen Kleinen Belt bei Haderslev, das zu dieser Zeit zum Königreich Preußen gehörte)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Crassostrea virginica wurde nach Europa eingeführt, um die überfischten Bestände der europäischen Auster (*Ostrea edulis*) zu kompensieren. Darüber hinaus wurde sie auch in erheblichem Umfang für den direkten Konsum importiert (WOLFF & REISE 2002).

Erste Importe der amerikanischen Auster nach Frankreich (Baie d'Arcachon) fanden 1861 statt (GOULLETQUER et al. 2002). Nach England kam sie vermutlich 1871 (WOLFF 2005), im 'Gepäck' die Schnecke → *Crepidula fornicata*, später auch die Muschel → *Petricola pholadiformis* (WOLFF & REISE 2002). In den Niederlanden wurden im späten 19. und frühen 20. Jh. Kulturaustern amerikanischen und kanadischen Ursprungs aus Großbritannien eingeführt (WOLFF 2005).

Auch an der deutschen Nordseeküste gab es Versuche *Crassostrea virginica* in Kultur zu neh-

men (1913 - 1914 bei Norddeich, NEUDECKER 1990, WEHRMANN et al. 2000). Sie blieben jedoch ebenso erfolglos wie die im dänischen Kleinen Belt in den frühen 1880er Jahren (bei Haderslev, Insel Aarö, zu jener Zeit preußisch), die Möbius dort aufgrund der relativen Salinitätstoleranz von *C. virginica* angestrengt hatte (NEUDECKER 1990, WOLFF & REISE 2002).

Nachdem die Einfuhren aus Nordamerika eingestellt worden waren, verschwanden die europäischen Bestände der Amerikanischen Auster aus unbekanntem Grund innerhalb weniger Jahre (WOLFF & REISE 2002).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Historische Nachweise aus Austernkulturen
Großbritannien: WOLFF & REISE 2002; unsicher wo genau, die Originalquelle konnte nicht eingesehen werden
Niederlande: WOLFF 2005
Deutschland: NEUDECKER 1990, WOLFF & REISE 2002

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Historische Nachweise aus Austernkulturen
Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Zur Biologie und Ökologie:

Nach NEUDECKER (1990) besitzt *Crassostrea virginica* eine weitere Salinitätstoleranz als die Europäische Auster, weshalb Möbius in den 1880er Jahren für Kulturversuche im Kleinen Belt auch die amerikanische Art einsetzte.

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt

Literatur: GOULLETQUER et al. 2002, JENSEN & KNUDSEN 2005, NEUDECKER 1990, WEHRMANN et al. 2000, WOLFF 2005, WOLFF & REISE 2002

Dreissena bugensis Andrusov, 1897
Dreissena rostriformis bugensis Andrusov, 1897

Die Heimat der ponto-kaspischen Quagga-Muschel ist das Gebiet des nordwestlichen Schwarzen Meeres und seiner Zuflüsse Bug und Dnjepr. Erst in den 1940er Jahren begann ihre Ausbreitung über Flüsse und Kanäle. 2005 (manche Quellen nennen 2007) wurde erstmals ein Individuum im Main gefunden, und genetische Untersuchungen legten 2004 als Datum einer Erstansiedlung fest. Es ist umstritten, ob die Muschel entlang der Donau und durch den 1992 geöffneten Main-Donau-Kanal (southern migration corridor) gekommen ist oder eine Ausbreitung von Norden nach Süden stattgefunden hat. Inzwischen besiedelt sie sympatrisch mit der Zebra-Muschel → *Dreissena polymorpha* viele Binnengewässer, insbesondere die Flüsse Rhein und Main. Während → *D. polymorpha* sich deutlich früher und wesentlich schneller ausgebreitet hat, scheint die Quagga-Muschel langfristig konkurrenzstärker zu sein und die Zebra-Muschel zu verdrängen. Nicht nur → *D. polymorpha*, sondern beiden Muscheln werden starke Auswirkungen in limnischen Lebensräumen zugeschrieben, die in dieser Form in Küstengewässern nicht auftreten.

Eine **Abb.** findet sich am Ende des Textes, die den Vergleich zur verwandten Zebra-Muschel (→ *Dreissena polymorpha*) im nächsten Kapitel verdeutlicht.

Andere Namen in der Literatur:

Da nach [WoRMS - World Register of Marine Species - *Dreissena rostriformis bugensis*](#) [Andrusov, 1897](#) nicht geklärt ist, ob es sich bei *D. rostriformis bugensis* Andrusov um eine Art oder Unterart handelt, sind beide Namen *D. bugensis* Andrusov, 1897 und *D. rostriformis bugensis* Andrusov, 1897 gültig. (November 2021)

Deutscher Name: Quagga-Muschel, Quagga-Dreikantmuschel
Englischer Name: quagga mussel

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee), 2014 i. d. Ostsee nachgewiesen (etabliert)

Lebensraum: Limnisch (toleriert oligohalines Brackwasser, WOŹNICZKA et al. 2015)

Ursprungs-/Donorgebiet: Nördliches Schwarzes Meer und Zuflüsse (WOŹNICZKA et al. 2015)

Vektor: Es wurde eine langsame Wanderung durch die Donau und den Main-Donau-Kanal in den Rhein (southern migration corridor) mittels Larvendrift und Binnenschifffahrt angenommen (MOLLOY et al. 2007, VAN DER VELDE & PLATVOET 2007, MARTENS 2009, MESSNER & ZETTLER 2015, GLÖER & FUHRMANN 2017). Aufgrund der zeitlichen Abfolge von Nachweisen ist BIJ DE VAATE (2010) allerdings der Ansicht, dass die Muschel

durch Schiffe in das Rheindelta eingeschleppt wurde und sich von dort flussaufwärts mit Binnenschiffen nach Süden ausgebreitet hat. Das anfängliche Auftreten besonders in Binnenhäfen spricht für die Flussschifffahrt als entscheidendem Vektor für eine sekundäre Verbreitung (MARTENS 2009).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2010, Unterelbe westlich von Hamburg (PAULUS et al. 2014)
(2017 in der limnischen Unterweser bei Elsfleth, GLÖER & FUHRMANN 2017)
Ostsee: 2014, Oderhaff (IfAÖ zit. in MESSNER & ZETTLER 2015)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Ausbreitung der Quagga-Muschel begann relativ spät in den 1940er Jahren (WOŹNICZKA et al. 2015). Man nahm an, dass sie ihre Verbreitung nach der Öffnung des Main-Donau-Kanals 1992 nach Nordwesten ausgedehnt hatte (VAN DER VELDE & PLATVOET 2007). Ein erstes Individuum wurde 2005 im Main gefunden (IMO et al. 2010), andere Quellen datierten den Erstfund im Main auf 2007 (VAN DER VELDE & PLATVOET 2007). Genetische Untersuchungen eingefrorener Proben zeigten schließlich, dass die Besiedlung des Rheins bereits im Jahr 2004 startete, was auch den frühesten Nachweis in Westeuropa darstellt (PAULUS et al. 2014). Aus dem niederländischen Rheindelta war 2006 erstmals ein Fund bekannt geworden, und aufgrund der Größe der Muscheln ging man von einer Ansiedlung spätestens im Jahr 2004 aus (MOLLOY et al. 2007). BIJ DE VAATE (2010) verortet sogar den Beginn der westeuropäischen Invasion im Rheindelta mit anschließender Ausbreitung

nach Süden durch Binnenschiffe. Damit käme auch eine Einschleppung aus Nordamerika in Frage, wohin die Muschel bereits in den 1990er Jahren gelangt war. Für diese Ausbreitungsrichtung würde sprechen, dass die Muschel erst vergleichsweise spät im Main-Donau-Kanal und im deutschen Abschnitt der Donau nachgewiesen werden konnte (VAN DER VELDE & PLATVOET 2007, BIJ DE VAATE 2010, IMO et al. 2010, BEGGEL et al. 2015). Modellberechnungen von HEILER et al. (2013) postulieren dagegen eine Erstansiedlung 2004 im Main-Donau-Kanal mit nachfolgender Larvendrift und diskontinuierliche Verbreitung durch Binnenschiffe. Alle Funde deuten darauf hin, dass die Quagga-Muschel ab 2003/2004 begann, das Rhein-Main-Gebiet zu besiedeln.

Quagga-Muscheln kommen inzwischen in zahlreichen deutschen Wasserstraßen wie Rhein, Main (VAN DER VELDE & PLATVOET 2007, IMO et al. 2010), Weser (GLÖER & FUHRMANN 2017), Elbe (PAULUS et al. 2014) u. a. Binnengewässern vor (SCHÖLL et al. 2012).

Im Bereich der Mecklenburgischen Seenplatte (Müritz), die über Wasserwege mit der Oder verbunden ist, wurde *D. bugensis* 2014 gefunden. In diesem Jahr hatte die Quagga-Muschel im Oderhaff auch das Gebiet der Ostsee erreicht (MESSNER & ZETTLER 2015). Entsprechend wurde sie 2014 im polnischen Teil des Oderhaffs (Szczecin Lagoon) nachgewiesen, wobei die gezielte Suche in alten Proben zeigte, dass erste Funde bereits von 2013 stammten (WOŹNICZKA et al. 2015).

Vorkommen in Binnengewässern anderer nord-europäischer Länder sollen hier nicht näher ausgeführt werden.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: Rheindelta, limnisch (MOLLOY et al. 2007)

Deutschland: Unterelbe (PAULUS et al. 2014), Unterweser (GLÖER & FUHRMANN 2017)

Nachweise aus Binnengewässern anderer europäischer Länder, wie z. B. Frankreich, Belgien, Großbritannien, werden hier nicht aufgeführt.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: Oderhaff, MESSNER & ZETTLER 2015
Polen: Oderhaff, WOŹNICZKA et al. 2015

Zur Biologie und Ökologie:

Dreissena bugensis ist eine Süßwassermuschel, die aber z. B. in der Oder auch eine mittlere Salinität von 1,4 toleriert (WOŹNICZKA et al. 2015). Färbung und Form der Schalen können beträchtlich variieren und von habitat-spezifischen Parametern beeinflusst werden. Den Adulten fehlt aber häufig das für die Zebra-muschel (→ *D. polymorpha*) charakteristische schwarz-weiße Streifenmuster. Sie wird bis zu 3 cm lang, mit einem eher gerundeten Rücken, im Gegensatz zur Zebra-muschel, die eine deutliche Kante aufweist. Bei sympatrischen Vorkommen kann es zu Hybridbildungen mit weniger ausgeprägten Merkmalen kommen (MARTENS 2009, GLÖER & FUHRMANN 2017). Aufgrund der sehr hohen morphologischen Plastizität können aber letztlich nur genetische Untersuchungen zu einer zweifelsfreien Identifizierung führen (BEGGEL et al. 2015).

Dreissena bugensis heftet sich i. d. R. mit Bysusfäden an Hartsubstraten fest, kann aber anders als die Zebra-muschel auch frei auf dem Sediment und in tieferem Wasser vorkommen (WOŹNICZKA et al. 2015). *D. bugensis* lebt als Filtrierer überall dort, wo auch → *D. polymorpha* zu finden ist.

Da *Dreissena bugensis* erheblich später als die Schwesterart nach Westeuropa einwanderte, waren ihre Abundanzen zunächst gering (MOLLOY et al. 2007). Bei ähnlichen Ansprüchen ist die Quagga-Muschel aber offenbar durch physiologische und ökologische Anpassungen der Schwesterart überlegen und kann die Zebra-muschel verdrängen (SCHÖLL et al. 2012, PAULUS et al. 2014, BEGGEL et al. 2015, WOŹNICZKA et al. 2015, GLÖER & FUHRMANN 2017 und Literatur darin). Welches Ausmaß eine solche Verdrängung über einen langen Zeitraum betrachtet hat, scheint aber noch nicht gesichert zu sein (KARATAYEV et al. 2015, STRAYER et al. 2019).

Auswirkungen und invasives Potential:

Im Zusammenhang mit der Zebra-muschel sind insbesondere aus den USA starke direkte ökologische und ökonomische Auswirkungen für die *Dreissena*-Arten bekannt. Langfristig ergeben sich wohl eher indirekte Effekte durch Habitat-Veränderungen. Hohe Abundanzen können für die heimische Fauna zu einer erheblichen Konkurrenz um Platz und (Plankton-) Nahrung werden. Wirtschaftliche Nachteile re-

sultieren aus Massenvorkommen, die Wassersysteme und Leitungen von Kraftwerken blockieren. Da die Quagga-Muschel aber überwiegend in limnischen Lebensräumen zu finden ist, wurden solche Auswirkungen an Meeresküsten nicht beobachtet.

Literatur: BEGGEL et al. 2015, BIJ DE VAATE 2010, GLÖER & FUHRMANN 2017, HEILER et al. 2013, IMO et al. 2010, KARATAYEV et al. 2015, MARTENS 2009, MESSNER & ZETTLER 2015, MOLLOY et al. 2007, PAULUS et al. 2014, SCHÖLL et al. 2012, STRAYER et al. 2019, VAN DER VELDE & PLATVOET 2007, WOŹNICZKA et al. 2015



Dreissena bugensis (links) und *Dreissena polymorpha* (rechts) besiedeln in erster Linie limnische Binnengewässer, können aber bis in die oligohalinen Küstengewässer vordringen (Maßstab 1 cm). (Fotos verwendet mit freundlicher Genehmigung von P. Glöer)

Dreissena polymorpha (Pallas, 1771)

Die Zebamuschel kam im 19. Jh. aus dem ponto-kaspischen Raum nach Nordwesteuropa. Entscheidend dafür war der Bau von Kanälen, die die Flüsse Osteuropas mit der Ostsee verbanden. Darüber hinaus trugen Handelsbeziehungen mit einem entsprechenden Schiffsverkehr zur Einschleppung bei. Die Muschel besiedelt überwiegend limnische Binnengewässer, kommt gelegentlich aber auch im Brackwasser der Ästuarie, insbesondere in der Ostsee vor. In industriellen Kühlsystemen kann sie durch Massenentwicklung zu erheblichen Schäden führen, die aber in Küstengewässern aufgrund der geringen Siedlungsdichte in höheren Salinitäten noch nicht aufgetreten sind.

Andere Namen in der Literatur:

Für eine Liste synonymisierter Namen s.

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Dreissena polymorpha* \(Pallas, 1771\)](#)

Nord-Ostsee-Kanal bei Rendsburg
(beide Angaben nach NEHRING &
LEUCHS 1999a)

Deutscher Name: Zebamuschel, Dreikant-/Dreiecks-Muschel, Wandermuschel
Englischer Name: zebra mussel, wandering mussel

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Limnisch bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum;

Fossile Funde zeigen, dass die Zebamuschel voreiszeitlich in weiten Teilen Mitteleuropas vorkam, so dass auch das Vorhandensein von Reliktpopulationen diskutiert wird (NEHRING & LEUCHS 1999a). Ihre erneute Einwanderung ist aber mit Sicherheit auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen, und die Art gilt als anthropogen eingeschleppt.

Vektor: Ausbreitung durch anthropogen geschaffene Kanäle und Wasserstraßen (WOLFF 2005), als Bewuchs an Schiffen, Driftmaterial u. a. Hartsubstraten und/oder mittels Larventransporten im Ballastwasser (NEHRING & LEUCHS 1999a). Eine sekundäre Verbreitung wird durch Sportbootaktivitäten unterstützt (RODRIGUEZ-REY et al. 2021).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1835 in der Eider im Bereich der Nordseeküste (nach NEHRING & LEUCHS 1999a; die Originalliteratur konnte nicht eingesehen werden)

Ostsee: 1824 im Frischen und Kurischen Haff. Da beide zu dieser Zeit deutsch waren, taucht dieses Jahr gelegentlich in Listen eingeschleppter Arten für die deutsche Ostsee auf. 1896 im

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Bau von Kanälen in Osteuropa im 18. und 19. Jh. erleichterte und beschleunigte die Ausbreitung der Zebamuschel. Als der wahrscheinlichste Weg wird eine Einwanderung ausgehend vom Schwarzen Meer in die Ostsee angenommen, die durch die Flüsse Dnjepr und Pripjat (Pripet), den Oginsky-Kanal (Fertigstellung 1803/1804) und die Memel ins Kurische Haff erfolgte bzw. über den Dnjepr-Bug-Kanal (1775, endgültige Fertigstellung aber erst 1846-1848) und die Weichsel mit ihren Nebenflüssen ins Frische Haff/Danziger Bucht (Central Invasion Corridor). Aber auch ein Vordringen vom Kaspischen Meer entlang der Wolga und ihrer Nebenflüsse ist denkbar, mit einer Verbindung zur Ostsee über den Onega- und Lagodasee (Northern Invasion Corridor).

1824 hatte *Dreissena* sowohl das Frische als auch das Kurische Haff erreicht. Im selben Jahr wurde sie auch in den Londoner Docks gefunden (NEHRING & LEUCHS 1999a) und tauchte 1826 in der Maas und 1827 im Rheindelta bei Waardenburg auf (WOLFF 2005). JENSEN & KNUDSEN (2005) geben als ersten zentraleuropäischen Nachweis einen Fund im Rhein bei Karlsruhe sogar schon für 1780 an. Die Quelle ist aber unklar.

In jedem Fall kamen bei dieser Invasion nordwesteuropäischer Gewässer neben einer natürlichen Erweiterung des Siedlungsareals unterschiedliche anthropogene Vektoren zum Tragen.

Obwohl die hauptsächliche Ausbreitung in limnischen Binnengewässern stattfand, drang die Zebamuschel bis in die Ästuarie und Brackwasserbereiche der Küsten vor. MINCHIN et al. (2002 nach KERNEY & MORTON 1970) verorten den ers-

ten Nachweis 1826 in Rotterdam im Rheindelta (WOLFF 2005 dagegen in Maaseik, Belgien bzw. 1827 Waardenburg, NL), wohin sie möglicherweise mit Holzlieferungen aus dem Ostseeraum eingeschleppt worden war, da in dieser Zeit Holz häufig zu und von den Handelshäfen geflößt wurde und ein ideales Transportvehikel für Organismen der ‚fouling communities‘ darstellte. Auch Steine, die als fester Schiffsballast mitgeführt wurden, eigneten sich als Substrat zum Anheften für *Dreissena* (MINCHIN et al. 2002).

Im Gebiet der deutschen Nordseeküste tauchte die Zebramuschel erstmals 1835 in der Eider auf, wurde 1865 in der Unterweser und 1888 in der Tideelbe gefunden (NEHRING & LEUCHS 1999a). In jüngerer Vergangenheit fanden POST & LANDMANN (1994) sie vereinzelt in Kanälen und Brackwassergräben bei Emden. In Gewässern höherer Salinität findet ihre Verbreitung aber eine Grenze.

Kurz nach der Eröffnung (1895) erschien *Dreissena* 1896 im Nord-Ostsee-Kanal bei Rendsburg und gehört bis heute zum festen Inventar der Kanalfauna (NEHRING & LEUCHS 1999a). Auch die westliche Ostsee wurde schon sehr früh erobert. So gab es bereits 1843 einen Fund im dänischen Kopenhagen (JENSEN & KNUDSEN 2005).

Aus den 1840er Jahren stammen Nachweise aus der Bucht von Pärna (Estland), aber erst 1995 wurde sie im östlichen Finnischen Meerbusen gefunden (VALOVRTA & PORKKA 1996), und 1996 schien sie sich in der Rigaer Bucht (Lettland) angesiedelt zu haben (MINCHIN et al. 2002).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: MINCHIN et al. 2013

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: POST & LANDMANN 1994, NEHRING & LEUCHS 1999a

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: 1843 Kopenhagen, inzwischen nur im Süßwasser (JENSEN & KNUDSEN 2005)

Schweden: in Binnengewässern, 2012 auch im Breviken Fjord und damit verbundenen Seen (www.havochvatten.se/frammandearter)

Deutschland: NEHRING 2000a, RADZIEJEWSKA et al. 2009

Polen: FENSKE et al. 2013, WOŹNICZKA et al. 2015

Litauen: FENSKE et al. 2013

Lettland: MINCHIN et al. 2002

Estland: KOTTA et al. 1998

Russland/St. Petersburg: ORLOVA & PANOV 2004, FENSKE et al. 2013

Finnland: VALOVRTA & PORKKA 1996

Zur Biologie und Ökologie:

Die Zebramuschel ähnelt einer kleinen Miesmuschel mit dicker Schale, ist aber in der Form dreieckiger und speziell die juvenilen Individuen haben ein auffälliges gezacktes Muster heller und dunkler Streifen (Name). Im Gegensatz zur Schwesterart → *D. bugensis* zeigt der Rücken eine scharfe Kante (GLÖER & FUHRMANN 2017).

Die Art besiedelt limnische bis oligohaline Gewässer, in denen sie sich mit Byssusfäden an Hartsubstrate heftet. Im nordöstlichen finnischen Golf ist sie an ihrer Ausbreitungsgrenze, und eine Reproduktion findet nur in Jahren mit günstigen Umweltbedingungen und bei ausreichender Populationsdichte statt (VALOVRTA & PORKKA 1996)

Neue Lebensräume besiedelt die Muschel sehr effektiv durch hohe Reproduktionsraten und mittels einer planktischen Veligerlarve. Massenvorkommen mit entsprechenden ökologischen wie ökonomischen Auswirkungen sind im Süßwasser häufig.

Auswirkungen und invasives Potential:

Dreissena polymorpha wird als IAS (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) mit hohem invasivem Potential eingestuft (GOLLASCH & NEHRING 2006). Dies beruht vor allem auf ihrem Ausbreitungspotential und der Eigenschaft, durch Massenvorkommen gravierende ökologische wie ökonomische Schäden hervorzurufen. Unter geeigneten Bedingungen bilden Zebramuscheln dicke Polster, die Rohrleitungen verstopfen können, Bojen und Unterwasserschiffe bewachsen und zur Funktionsuntüchtigkeit von Geräten im Unterwasserbereich führen können. In solchen Mengen stehen sie in starker Nahrungs- und Raumkonkurrenz zu anderen Organismen.

Da die Art das Brackwasser nur in moderaten Abundanzen besiedelt, sind in den deutschen Küstengewässern bislang keine schwerwiegenden Probleme aufgetreten.

Literatur: FENSKE et al. 2013, GLÖER & FUHRMANN 2017, GOLLASCH & NEHRING 2006, JENSEN & KNUDSEN 2005, KOTTA et al. 1998, MINCHIN et al. 2002, MINCHIN et al. 2013, NEHRING 2000a, NEHRING & LEUCHS 1999a, ORLOVA & PANOV 2004, POST & LANDMANN 1994, RADZIEJEWSKA et al. 2009, RODRIGUEZ-REY et al. 2021, VALOVIRTA & PORKKA 1996, WOLFF 2005, WOŹNICZKA et al. 2015

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt
<https://www.havochvatten.se/download/18.21aefcd7150f8b6c38f8f76e/1493109700471/faktablad-dreissena-polymorpha-vandarmuss-la.pdf> (update 20.12.2016)

Ensis leei M. Huber, 2015 (*E. directus*, *E. americanus*)

Die Amerikanische Schwertmuschel gelangte Ende der 1970er Jahre sehr wahrscheinlich im Ballastwasser von Schiffen in die Deutsche Bucht. Nachdem 1979 erstmals massenhaft Jungmuscheln zwischen der Elbmündung und Helgoland aufgetaucht waren, erfolgte eine rasche Ausbreitung an den Küsten der übrigen Nordsee-Anrainerstaaten bis in die nordwestliche Ostsee. Inzwischen gehört *Ensis leei* überall in der Nordsee mit teilweise sehr hohen Abundanzen und Biomassen zum festen Fauneninventar des küstennahen Sublitorals. Schwerwiegende negative Auswirkungen sind nicht bekannt.



Links: Leere Schalenklappe und Siedlungslöcher der Amerikanischen Schwertmuschel (*Ensis leei*); die Tiere leben senkrecht im Sediment, man erkennt das Vorderende eines Tieres, das aus dem Sediment ragt (Pfeil). Rechts: Massenhaft angespülte Schalenklappen abgestorbener Tiere; Schalenlänge bis zu 160 mm (Fotos K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Ensis directus (Conrad, 1843)
Ensis americanus (Gould, 1870)

Anmerkung: Nach VAN URK (1964, 1987) bezeichnet *E. directus* eine fossile Form, weshalb zunächst der Name *E. americanus* (BINNEY, 1870) Anwendung fand. Nach WoRMS - World Register of Marine Species - *Ensis leei* M. Huber, 2015 ist der momentan gültige Name *Ensis leei* (Oktober 2021).

Deutscher Name: Amerikanische Schwertmuschel

Englischer Name: American jack knife clam, American razor clam

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestatlantik, nordamerikanische Ostküste

Vektor: Sehr wahrscheinlich im Ballastwasser von Schiffen, sekundäre Verbreitung der Larven mit Meeresströmungen (WOLFF 2005)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1979 zwischen Elbmündung und Helgoland, Erstansiedlung vermutlich 1978 (WOLFF 2005)

Ostsee: 1993, Lübecker Bucht (GÜRS et al. 1993)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erstmals wurden 1979 massenhaft juvenile *Ensis leei* im äußeren Elbe-Ästuar (Deutsche Bucht) festgestellt, die sich vermutlich 1978 dort angesiedelt hatten. In den darauffolgenden Jahren verbreitete sich die Muschel über Larvendrift sehr schnell entlang der Küsten aller Nordsee-Anrainerstaaten (ARMONIES 2001). Inzwischen gehört sie überall zum festen Bestandteil etablierter Benthosgemeinschaften und bildet im flachen Sublitoral der Nordsee Massenvorkommen (ARMONIES & REISE 1999).

Der erste gesicherte Nachweis lebender Individuen in niederländischen Gewässern stammt von 1981 (WOLFF 2005). Allerdings wurde auch der Verdacht geäußert, dass es sich schon bei 1977 gefundenen juvenilen Schwertmuscheln um *E. leei* gehandelt haben könnte (BEUKEMA & DEKKER 1995). Belgien erreichte sie 1986 (KERCKHOF et al. 2007) und die französische Nordseeküste 1991 (LUCZAK et al. 1993). Bereits 1989 war die Art an der englischen Ostküste gefunden worden (ENO et al. 1997).

Ihre Ausbreitung in nördliche Richtung erfolgte ähnlich rasant: 1981 tauchte sie im dänischen Wattenmeer auf. An der dänischen Skagerrakküste fand man 1982 die ersten Schalen und 1984 hatte die Muschel das nordwestliche Kattegat, nahe dem Eingang zum Limfjord erreicht. Den westlichen Limfjord besiedelt sie seit 1988 mit teilweise hohen Abundanzen (JENSEN & KNUDSEN 2005). Die schwedische Westküste meldete 1986 bei Bohuslän (Skagerrak) einen ersten Fund, und seit 2007 gibt es *Ensis leei* in geringen Dichten entlang der schwedischen Kattegatküste bis an den nördlichen Eingang zum Öresund (www.havochvatten.se/frammandearter). Auf norwegischer Seite wurden erste Amerikanische

Schwertmuscheln Ende der 1980er Jahre im südwestlichen Oslofjord gefunden, und der Erstnachweis für 1989 mit dem Fundort Grimsstad angegeben (JELMERT et al. 2018a). Von dort aus haben sich die Vorkommen sowohl weiter in den Fjord als auch nach Südwesten (bis Vest-Agder) ausgedehnt.

An der deutschen Ostseeküste wurden im Frühjahr 1993 einige kleine Individuen (bis 60 mm Schalenlänge) in der Lübecker Bucht bei Grömitz gefunden. Deren genaue Herkunft blieb unklar. Die Schalen zeigten allerdings brackwassertypische Ausprägungen, die auf eine Herkunft aus der Ostsee verweisen. Auch in den folgenden zwei Jahren tauchten Schalen juveniler Muscheln auf, auch solche, die noch Reste von Tieren enthielten, jedoch blieben die Zahlen niedrig (GÜRS et al. 1993, WOUTERS 1994, 1995).

Da *Ensis leei* ein mariner Organismus ist, wird sie in den meso- bis polyhalinen Bereichen der Ostsee nicht die Massenpopulationen bilden, die aus der Nordsee bekannt sind.

Genetische Untersuchungen zur Eingrenzung des Donorgebietes an der amerikanischen Ostküste ergaben ein unerwartetes Bild. Europäische Populationen zeigten z. T. eine höhere genetische Diversität als die amerikanischen, was die Annahme einer einmaligen Einschleppung nach Europa in Frage stellt (VIerna et al. 2012). Andererseits ist die Ausbreitung der Amerikanischen Schwertmuschel an europäischen Küsten sehr gut dokumentiert, und man geht allgemein von einem einmaligen Invasionsereignis aus.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997, MINCHIN et al. 2013

Frankreich: LUCZAK et al. 1993

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: ARMONIES & REISE 1999, KOTTSIEPER et al. 2019

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005, FREUDENDAHL et al. 2010

Norwegen: JELMERT et al. 2018

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: bis nördliche Beltsee

(www.havochvatten.se/frammandearter)

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Deutschland: Lübecker Bucht (GÜRS et al. 1993, WOUTERS 1994, 1995)

Zur Biologie und Ökologie:

Die Amerikanische Schwertmuschel lebt als filternder Organismus senkrecht eingegraben im Sediment. Die langen schmalen Schalen können bis zu 16 cm lang und 2,8 cm breit werden (VON COSEL et al. 1982). Mit Hilfe ihres Fußes ist sie ausgesprochen beweglich und kann sich bei Störungen sehr schnell in größere Tiefen zurückziehen.

Eine generell hohe Reproduktionsrate mit einer planktischen Larve sowie postlarvale Driftstadien begünstigen eine rasche Ausbreitung im flachen Sublitoral, obwohl ihr Reproduktionserfolg von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausfallen kann (REISE et al. 2005).

Bei ihrer Ankunft in europäischen Gewässern fand *Ensis leei* im oberflächennahen Sediment der Nordseeküste eine freie Nische vor, die sie schnell und erfolgreich besetzte. Die Hauptverbreitung liegt im marinen Milieu, jedoch toleriert sie in der westlichen Ostsee bedingt auch herabgesetzte Salinitäten. Kalte Winter können hohe Mortalitätsraten zur Folge haben, wie massenhaft angespülte Schalen an den Stränden belegen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Aufgrund ihres Ausbreitungspotentials und ihren lokal extrem hohen Dichten und Biomassen wird *Ensis leei* nach GOLLASCH & NEHRING (2006) als eingeschleppte Art mit starkem invasiven Potential eingestuft (IAS - invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species).

Trotz dieser Einschätzung sind bisher keine gravierenden negativen Auswirkungen aufgetreten, auch wenn das gelegentlich massenhafte Vorkommen eine Konkurrenz zu heimischen Arten nahelegt. ARMONIES & REISE (1999) finden kaum Interaktionen zu anderen benthischen Organismen und VOIGT (1999) bewertet die Auswirkungen auf Umwelt und kommerzielle Interessen als nur ‚possibly harmful‘. NEHRING & LEUCHS (1999a) vermuten keine interspezifische Konkurrenz zu den heimischen *Ensis*-Arten, die in der Regel in

tieferem Wasser vorkommen. Die Auswirkungen der Amerikanischen Schwertmuschel auf Umwelt (Habitat-Modifizierung durch starke Grabaktivität), Wirtschaft (Fischerei) und Tourismus (Verletzungsgefahr) scheinen ebenfalls moderat zu sein. Während in Schweden negative ökologische Effekte durch die hohen Individuenzahlen durchaus für möglich gehalten werden (www.havochvatten.se/frammandearter), stuft Norwegen das Risiko als gering ein, räumt allerdings Unsicherheiten aufgrund der ungenügenden Datenlage ein. Die Unterschiede in der Bewertung können allerdings auch durch die abweichenden geomorphologischen Strukturen der jeweiligen Küsten bedingt sein (JELMERT et al. 2018a, <https://artskart.artsdatabanken.no>).

Sicherlich stellen Schwertmuscheln durch ihre stellenweise sehr hohen Abundanzen einen nicht unerheblichen neuen Faktor im Wattenmeer dar. Die tatsächliche Verbreitung im flachen Sublitoral ist unbekannt. Ihre lokal erhebliche Biomasse bildet eine wesentliche neue Nahrungsquelle für Küsten- und Meeresvögel (FREUDENDAHL et al. 2010, KOTTSIEPER et al. 2019), wobei eine vergleichsweise geringe Parasitierung der Muscheln von Vorteil für die Vögel ist (REISE et al. 2005).

Literatur: ARMONIES 2001, ARMONIES & REISE 1999, BEUKEMA & DEKKER 1995, ENO et al. 1997, FREUDENDAHL et al. 2010, GOLLASCH & NEHRING 2006, GÜRS et al. 1993, JELMERT et al. 2018a, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, KOTTSIEPER et al. 2019, LUCZAK et al. 1993, MINCHIN et al. 2013, NEHRING & LEUCHS 1999a, REISE et al. 2005, VIerna et al. 2012, VOIGT 1999, VAN URK 1964, 1987, VON COSEL et al. 1982, WOLFF 2005, WOUTERS 1994, 1995

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-ensis-directus-amerikansk-nivmussla.pdf (havochvatten.se) (update 18.02.2013)

<https://artskart.artsdatabanken.no>, norwegische Datenbank, Datenblatt <https://artsdatabanken.no/fremmedarter/2018/N/1051> (access 06.07.2021), Verbreitungskarte [Vis utvalg i kart | Artskart 2](http://Vis%20utvalg%20i%20kart%20Artskart%202) (artsdatabanken.no) (access 06.07.2021)

WoRMS - World Register of Marine Species - *Ensis leei* M. Huber, 2015 (09.07.2021)

Magallana (Crassostrea) angulata* (Lamarck, 1819)

Genetische Untersuchungen legen nahe, dass es sich bei *Magallana (Crassostrea) angulata* um eine geographisch entfernte Unterart der aus Japan stammenden Pazifischen Auster → *M. gigas* handelt. Wahrscheinlich kam diese als Portugiesische Auster bekannte Form zwischen dem 16. und 18. Jh. aus Taiwan nach Südeuropa, wo sie kultiviert und weiterverbreitet wurde. Nach einer verheerenden Austernkrankheit Mitte des 20. Jh. wurde sie von der japanischen → *M. gigas* als Kulturauster abgelöst. Im deutschen Wattenmeer wurden verschiedene, nicht sonderlich erfolgreiche Versuche mit dieser südlichen, wärmeliebenden Art unternommen. Die Portugiesische Auster hat sich unabhängig von Kulturen in deutschen Küstengewässern nie etabliert.

Andere Namen in der Literatur:

2014 schlugen SALVI et al. nach genetischen Untersuchungen vor, die Austern pazifischen Ursprungs unter dem neuen Gattungsnamen *Magallana* zu vereinen. Dieser Vorschlag fand allerdings nicht allgemein Akzeptanz (BAYNE et al. 2017), und es galten beide Namen, *Crassostrea* und *Magallana*, mit einer etwas stärkeren Gewichtung des neuen Gattungsnamens *Magallana*. Inzwischen ist *Magallana* der gültige Gattungsname 11.2021.

Man ging lange davon aus, dass *M. angulata* und → *Magallana (Crassostrea) gigas* konspezifisch sind. Seit kurzem wird *Magallana angulata* (Lamarck, 1819) aber als eigenständige Art geführt ([WoRMS - World Register of Marine Species - Magallana angulata \(Lamarck, 1819\)](#) (11.2021).

Deutscher Name: Portugiesische Auster

Englischer Name: Portuguese oyster

Status: Nicht-heimische Art; in Deutschland sehr wahrscheinlich ausgestorben

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifik (Taiwan); innerhalb Europas sekundär aus Portugal (vgl. deutscher und englischer Name!) eingeführt (WOLFF 2005)

Vektor: Schiffsbewuchs; anschließend als Aquakulturorganismus anthropogen verbreitet

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1913, Kulturen im Jadebusen (NEUDECKER 1990, WEHRMANN et al. 2000)

Für das bei GOLLASCH & NEHRING (2006) angegebene Jahr 1911 wurde keine Quelle gefunden.

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Genetische Studien hatten gezeigt, dass es sich bei *Magallana angulata* und → *M. gigas* um dieselbe Art handelt, sie sich aber durch ihre geographische Herkunft und ihre Invasionsgeschichte unterscheiden (HUVET et al. 2002, WANG et al. 2010).

Aus Lamarcks Beschreibung von 1819 geht hervor, dass die Pazifische Auster im 19. Jh. bereits in Europa ansässig war. Wahrscheinlich wurde die Portugiesische Auster zwischen dem frühen 16. und dem Ende des 18. Jh. im Schiffsbewuchs aus Taiwan nach Portugal eingeschleppt (WOLFF & REISE 2002). Später wurde sie von dort aus als Kulturauster in verschiedene europäische Länder gebracht, insbesondere nach Frankreich, um dort die lokalen Bestände heimischer Austern aufzufüllen. Auch heute noch existieren Populationen dieser aus Taiwan stammenden Auster in Portugal und Spanien (BOUDRY et al. 1998).

Ab dem 19. Jh. wurden Portugiesische Austern auch in die Niederlande importiert, etablierten sich dort aber nicht. Lediglich 1928, noch bevor man zur Kultivierung der japanischen → *Magallana gigas* übergegangen war, wurde eine freilebende Pazifische Auster entdeckt, die offensichtlich niederländischen Ursprungs war (WOLFF 2005). Fortgesetzte Importe portugiesischer Kulturaustern aus Frankreich, England und Portugal in die Niederlande fanden bis in die 1960er Jahre statt. Die Meinungen, ob Reste dieser Populationen noch in den Niederlanden existieren, gehen auseinander (WOLFF 2005), da sie morphologisch nicht von der aus Japan eingeführten → *Magallana gigas* zu trennen sind, die heutzutage die Austernkulturen bildet.

Nach England (Essex) waren erstmals 1926 Austern aus Portugal importiert worden. Jedoch nimmt man an, dass diese Populationen bis auf eine erloschen sind, nachdem die Importe aus Portugal durch → *M. gigas* aus den USA und Kanada abgelöst worden waren (ENO et al. 1997).

In den dänischen Limfjord wurden Portugiesische Austern um 1972 gebracht, die Kulturen jedoch später aufgegeben. Inwieweit Reste dieser Austern noch vorhanden sind, ist unklar (JENSEN & KNUDSEN 2005).

Auch in Deutschland wurden zeitweise Versuche unternommen, *M. angulata* kommerziell zu nutzen (Norddeich 1913/1914; Munkmarsch/Sylt und Jadebusen 1954, 1961, 1964), jedoch ohne großen Erfolg (MEYER-WAARDEN 1964, NEUDECKER 1990, WEHRMANN et al. 2000). Man geht nicht davon aus, dass noch Nachkommen aus diesen Kulturen oder spätere Hybride mit → *M. gigas* im Wattenmeer existieren. Alle Pazifischen Austern in deutschen Gewässern außerhalb von Kulturen gehen auf den Import der japanisch-stämmigen → *Magallana gigas* zurück (NEHRING & LEUCHS 1999a, WOLFF & REISE 2002).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Da die Austern morphologisch nicht von der japanisch-stämmigen *Magallana gigas* unterschieden werden können, ist ein Vorhandensein evtl. noch vorhandener Restpopulationen unklar, für die deutsche Küste jedoch unwahrscheinlich.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Vgl. → *Magallana gigas*

Im Gegensatz zu → *M. gigas* war die hiesige Nordsee für eine unkontrollierte Reproduktion der wärmeliebenden Portugiesischen Auster zu kalt.

In den 1960er und 1970er Jahren fielen insbesondere in Frankreich die meisten Bestände der Portugiesischen Auster einer Seuche zum Opfer, die der nachfolgend kultivierten und robusteren → *M. gigas* keine Probleme bereitete (WOLFF & REISE 2002).

Auswirkungen und invasives Potential:

Anders als → *Magallana gigas* hat sich die Portugiesische Auster nie im Freiland nordeuropäischer Küsten etablieren können (s. o.). Dementsprechend sind negative Auswirkungen nicht bekannt.

Literatur: BAYNE et al. 2017, BOUDRY et al. 1998, ENO et al. 1997, GOLLASCH & NEHRING 2006, HUVET et al. 2002, JENSEN & KNUDSEN 2005, MEYER-WAARDEN 1964, NEHRING & LEUCHS 1999a, NEUDECKER 1990, SALVI et al. 2014, WANG et al. 2010, WEHRMANN et al. 2000, WOLFF 2005, WOLFF & REISE 2002

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Magallana angulata* \(Lamarck, 1819\)](#)

Magallana (Crassostrea) gigas (Thunberg, 1793)

Die Pazifische Auster *Magallana (Crassostrea) gigas* löste Mitte des 20. Jh. die konspezifische Portugiesische Auster (→ *Magallana (Crassostrea) angulata*) als Kulturauster ab. Zunächst von der kanadischen Westküste in die Niederlande importiert, später von diversen geographischen Ursprungsorten in verschiedene nordwesteuropäische Länder gebracht, verwilderte sie und breitete sich explosionsartig an allen europäischen Nordseeküsten aus. Kulturversuche an der deutschen Nordsee begannen in den 1970er Jahren. 1991 wurde ein erstes Exemplar außerhalb der Kulturen auf einer Muschelbank bei Sylt gefunden. Die Pazifische Auster wird als IAS (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) eingestuft, und ihre Ausbreitung ist nicht kontrollierbar. Zu ihrer Invasionsgeschichte und den überwiegend negativen Auswirkungen existiert eine Fülle von Literatur. An der deutschen Ostseeküste kam *M. gigas* aufgrund des geringen Salzgehalts lange nicht vor, wird aber inzwischen zunehmend im westlichsten Teil gefunden. Nach genetischen Untersuchungen wurde 2014 der Gattungsname *Crassostrea* in *Magallana* geändert, was jedoch nicht allgemein Akzeptanz fand, so dass längere Zeit beide Namen parallel gültig waren und verwendet wurden.



Pazifische Austern (*Magallana/Crassostrea gigas*) bilden ausgedehnte Riffe im Wattenmeer. (Foto K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Für eine Liste synonymisierter Namen s.

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Magallana gigas* \(Thunberg, 1793\)](#)

2014 schlugen SALVI et al. nach genetischen Untersuchungen vor, die Austern pazifischen Ursprungs unter dem neuen Gattungsnamen *Magallana* zu vereinen. Dieser Vorschlag fand allerdings nicht allgemein Akzeptanz (BAYNE et al. 2017), und es galten beide Namen, *Crassostrea* und *Magallana*, mit einer etwas stärkeren Gewichtung des neuen Gattungsnamens *Magallana*. Inzwischen ist *Magallana* der gültige Gattungsname (11.2021).

Deutscher Name: Pazifische Auster, Pazifische Felsenauster

Englischer Name: Pacific oyster

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee), inzwischen zunehmend auch in der westlichen Ostsee

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik, (Südostasien, Japan)

Vektor: Besatz von Austernkulturen, sekundäre Verbreitung mit Meeresströmungen, im Schiffsbewuchs und durch weltweiten Handel

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1984, Fund eines Individuums unbekannter Herkunft bei Juist (MEIXNER 1984);

1991 erste *M. gigas* im Freiland auf einer Muschelbank bei Sylt (REISE 1998)

(seit 1971 existieren Aquakulturen bei Sylt, WOLFF & REISE 2002)

Ostsee: in den 1970er Jahren; inzwischen aufgegebene Austernkultur in der Flensburger Förde (WOLFF & REISE 2002); seit kurzem breiten sich wildlebende Austern in geringer Dichte in der westlichen Ostsee (Deutschland, Dänemark) aus: seit 2018 Kieler Förde (BOCK & LIEBERUM 2019, EWERS-SAUCEDO et al. 2020) und Flensburger Förde (M. MOECK, pers. Mitt. 2020), südliche dänische Inselwelt (B. VIS-MANN, pers. Mitt. 03.2020)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Pazifische Auster wurde für Aquakulturen von der amerikanischen und kanadischen Pazifikküste sowie aus Japan in die Niederlande (1964), nach Großbritannien (1965) und Frankreich (1966) importiert (WOLFF & REISE 2002, WOLFF 2005). Ein entscheidender Grund war damals der Niedergang der nordeuropäischen Austernkulturen nach Ausbruch einer Virusepidemie. Inzwischen hat sich *M. gigas* in allen Gebieten unkontrolliert ausgebreitet (NEHRING & LEUCHS 1999a) und bildet stellenweise ausgedehnte, massive Riffe.

In Deutschland wurden 1971 erstmals aus schottischen Zuchtbetrieben stammende Pazifische Austern bei Munkmarsch/Sylt in geringem Umfang ausgebracht. In den darauffolgenden Jahren gab es weitere Kulturversuche bei Nordstrand und Neuharlingersiel (1974), Wilhelmshaven (1976 und 1982), Amrum (1979), Wangerooge (1982) und Norderney (1987) (NEHRING & LEUCHS 1999a, WEHRMANN et al. 2000). 1986 wurde dann die Austernkultur südlich von List/Sylt in Betrieb genommen, in der aus Großbritannien und Irland stammende Jungtiere (britische Setzlinge via Irland) bis zur Verkaufsgröße gemästet werden, und die aktuell die einzige Austernkultur an der deutschen Küste ist.

Zunächst ging man davon aus, dass die Wassertemperaturen eine unkontrollierte Ausbreitung verhindern würden, aber 1991 wurde auf einer Muschelbank nördlich der Sylter Kulturflächen erstmals ein freilebendes Exemplar gefunden (REISE 1998). Ab 1995 wusste man, dass auch südlich des Hindenburgdammes (Sylt) freilebende *M. gigas* existieren. Inzwischen ist die Pazifische Auster im gesamten Wattenmeer verbreitet, bildet dort ausgedehnte Bestände (NEHLS & BÜTTGER 2007) und kommt auch bei Helgoland vor (TESCHKE et al. 2020). Im ostfriesischen Wattenmeer war schon 1984 ein Individuum der Pazifischen Auster von Muschelfischen gefunden worden, dessen Herkunft unklar war und für dessen Ursprung schon damals Larvendrift aus den Niederlanden angenommen wurde (MEIXNER 1984). Ab 1998 wurden dann zunehmend Exemplare im ostfriesischen Wattenmeer gefunden, obwohl dort keine Austernkulturen betrieben werden (WEHRMANN et al. 2000). Die Quelle der ostfriesischen Bestände

ist in niederländischen Populationen zu suchen, deren Larven mit Meeresströmungen verdriften (WEHRMANN et al. 2000, REISE et al. 2005). Genetische Untersuchungen zeigen, dass sie sich offenbar sukzessive bis nach Eiderstedt ausbreiten konnten, während die nördlichen Populationen durch ständigen Neubesatz der Sylter Austernkulturen genetisch uneinheitlich sind (MOEHLER et al. 2011).

Auch in der Ostsee gab es in den 1970er Jahren Versuche einer Austernkultur in der Flensburger Förde (NEUDECKER 1990, WOLFF & REISE 2002), die jedoch wegen der zu geringen Salinität scheiterte. Insbesondere die Larven der Austern sind empfindlich gegenüber niedrigen Salinitäten.

Vermutlich von dort wurden 1979 Austern in den Kleinen Belt (Dänemark) gebracht, wo 1983 dann auch Austern anderer Herkunft angesiedelt wurden (WOLFF & REISE 2002). Im Limfjord (1972) und an der Nordküste der Insel Seeland (Isefjord, um 1987) gab es ebenfalls Bemühungen Austern zu kultivieren, jedoch ohne große Erfolge (JENSEN & KNUDSEN 2005).

Aufgrund sinkender Wassertemperaturen und Salinitäten sowie im westlichen Limfjord möglicherweise auch durch einen zeitweiligen Mangel an Phytoplankton (GROSLIER et al. 2014), blieben die Populationen an skandinavischen Küsten und im Kattegat klein, verglichen mit der massiven Invasion in der südlichen und westlichen Nordsee. Eine Übersicht über die Verbreitung an skandinavischen Küsten geben DOLMER et al. (2014). Inzwischen wurden Pazifische Austern jedoch schon im südlichen Kattegat, an den Küsten der dänischen Inseln Seeland, Falster und Lolland gefunden (B. VISMANN, DK, pers. Mitt. 18.03.2020). Auch in der Flensburger und Kieler Förde (BOCK & LIEBERUM 2019, EWERS-SAUCEDO et al. 2020) konnten Tiere nachgewiesen werden. Ein Einzelindividuum wurde kürzlich in Rostock/Warnemünde entdeckt (A. SCHANZ, IfAÖ, pers. Mitt. 11.2020), so dass trotz geringerer Salinität eine zunehmende Ausbreitung auch in die westliche Ostsee erwartet wird.

Durch den europa- und weltweit operierenden Handel mit Jungaustern ist der Ursprung vieler Bestände inzwischen i. d. R. nicht mehr nachvollziehbar. In den Beständen mischen sich Austern unterschiedlicher Bezugsorte, Larven ver-

driften und Jungaustern werden als Schiffsbewuchs transportiert. Auch scheinen Austern als Begleitfauna von Miesmuschelsaat von Nordfriesland in die Niederlande gekommen zu sein (WOLFF & REISE 2002).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997, MINCHIN et al. 2013, SMITH et al. 2015

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: REISE 1998, MOEHLER et al. 2011, REISE et al. 2017b

Dänemark: REISE et al. 2005, STRAND et al. 2012, DOLMER et al. 2014, HOLM et al. 2015, 2016

Norwegen: WRANGE et al. 2010, DOLMER et al. 2014

Schweden: WRANGE et al. 2010, DOLMER et al. 2014

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: nördl. Kattegat (WRANGE et al. 2010, DOLMER et al. 2014)

Dänemark: Isefjord (STRAND et al. 2012, DOLMER et al. 2014), südliche dänische Inselwelt (B. VISMANN, pers. Mitt. 03.2020)

Deutschland: EWERS-SAUCEDO et al. 2020

Zur Biologie und Ökologie:

Magallana gigas ist deutlich größer und ovaler als die Europäische Auster (*Ostrea edulis*) mit dickerer, stärker skulpturierter Schale. In Ermangelung felsiger Untergründe siedeln die Tiere in der südlichen Nordsee bevorzugt auf Miesmuschelbänken, wo sie inzwischen solide Riffe bilden, sowie auf anthropogenen Hartsubstraten z. B. in Häfen.

Im Gegensatz zur Europäischen Auster (*Ostrea edulis*), die im Wattenmeer ihre Verbreitung im Sublitoral hatte, bevorzugen Pazifische Austern das untere Eulitoral, sind aber auch im flachen Sublitoral zu finden. Sie ertragen Temperaturen von -5 bis 35 °C und können damit auch frostige Winter überstehen (REISE 1998). Ihre Salinitätstoleranz bewegt sich zwischen 10 und 42. Zur Reproduktion im Juli/August sind allerdings Mindesttemperaturen von 18 - 20 °C erforderlich. Die Planktonlarve treibt 3 - 4 Wochen im freien Wasser, bevor sie sich bevorzugt an Orten niedriger Hydrodynamik (TESCHKE et al. 2020) mit ihrer unteren Schalenhälfte festsetzt. Einzelne Individuen werden über

20 Jahre alt und sichern so den Fortbestand der Population trotz Jahren mit Brutausschlag und winterlichen Einbußen auf den Bänken aufgrund des Abriebs durch Eisschollen (REISE et al. 2017a).

Auswirkungen und invasives Potential:

Die Pazifische Auster (*Magallana gigas*) ist an der deutschen Nordseeküste ein augenfälliges Beispiel für einen eingeschleppten Organismus, dessen unerwartete Ausbreitung unvorhersehbare Folgen hat und nicht mehr zu kontrollieren ist.

Sie wird als eingeschleppte Art mit hohem invasivem Potential eingestuft (IAS - invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) (GOLLASCH & NEHRING 2006).

Eine Flut von Untersuchungen befasst sich mit der Ausbreitung von *M. gigas* und deren Folgen auf heimische Lebensräume und Organismen, Auswirkungen auf ökologische und ökonomische Interessen, sekundäre Effekte, durch *M. gigas* bedingte Einschleppungen etc. TROOST (2010) gibt eine Übersicht zu Auswirkungen auf Organismen und Lebensräume. Zusammenfassungen von Teilen der Literatur finden sich z. B. auch bei DIEDERICH et al. (2005), MIOSSEC et al. (2009), ESCHWEILER & CHRISTENSEN (2011) und NEHRING (2011).

Larven der Pazifischen Auster setzen sich etwa auf Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), Strandschnecken (*Littorina littorea*) oder Seepocken, die mit zunehmender Größe der Austern überwachsen werden und sterben. Hat sich eine Miesmuschelbank in ein Austerntümpel gewandelt, auf dem sich immer neue Austerntümpelgenerationen ansiedeln, entstehen komplexe Aggregate, die wiederum Lückensysteme und Anheftungsmöglichkeiten für viele andere Organismen bieten, so auch für kleine Miesmuscheln, Strandschnecken

und Seepocken (REISE et al. 2017b). Im flachen Sublitoral finden sich darunter auch eingeschleppte Arten wie → *Sargassum muticum* und → *Styela clava*, für die die Pazifische Auster als Eintragsvektor fungiert haben könnte. Offenbar können sublitorale Riffe von *M. gigas* sogar die Wiederausbreitung der heimischen Auster *Ostrea edulis* fördern (CHRISTIANEN et al. 2018)

Magallana kann mit anderen Filtrierern um Planktonnahrung konkurrieren und dabei deren Larven dezimieren. Als Nahrung für muschelfressende Arten spielen bestenfalls junge Austern eine Rolle. Für Menschen besteht vornehmlich durch die messerscharfen Schalenränder eine Verletzungsgefahr.

Von Frankreich her breitet sich eine als ‚summer mortality‘ bekannte Erkrankung aus, an der Viren und *Vibrio*-Bakterien beteiligt sind und die Populationen, die aus niederländischen Zuchten an der Nordseeküste stammen, erheblich dezimieren kann (WATERMANN et al. 2008, PERNET et al. 2012, WENDLING & WEGNER 2013, WENDLING et al. 2017).

Literatur: BAYNE et al. 2017, BOCK & LIEBERUM 2019, CHRISTIANEN et al. 2018, DIEDERICH et al. 2005, DOLMER et al. 2014, ENO et al. 1997, ESCHWEILER & CHRISTENSEN 2011, EWERS-SAUCEDO et al. 2020, GOLLASCH & NEHRING 2006, GROSLIER et al. 2014, HOLM et al. 2015, 2016, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, MEIXNER 1984, MINCHIN et al. 2013, MIOSSEC et al. 2009, MOEHLER et al. 2011, NEHLS & BÜTTGER 2007, NEHRING 2011, NEHRING & LEUCHS 1999a, NEUDECKER 1990, PERNET et al. 2012, REISE 1998, REISE et al. 2005, 2017a,b, SALVI et al. 2014, SMITH et al. 2015, STRAND et al. 2012, TESCHKE et al. 2020, TROOST 2010, WATERMANN et al. 2008, WEHRMANN et al. 2000, WENDLING & WEGNER 2013, WENDLING et al. 2017, WOLFF 2005, WOLFF & REISE 2002, WRANGE et al. 2010

Mulinia lateralis (Say, 1822)

Die Muschel *Mulinia lateralis* tauchte im August 2017 zeitgleich im deutschen und niederländischen Wattenmeer auf. Man nahm an, dass sie sich 2016 dort angesiedelt hatte. Parallel dazu wurde sie in den Niederlanden nur wenig später auch seewärts des niederländischen Rheindeltas (Voordelta) und in der Westerschelde nachgewiesen. Als opportunistischer Organismus kann sie gestörte Gebiete sehr schnell besiedeln, wobei ihr eine frühe Geschlechtsreife, hohe Reproduktionsraten und weite Toleranzen bezüglich abiotischer Faktoren zugutekommen. Da sie bevorzugt in schlickigem bis feinsandigem Sediment siedelt, ist das Wattenmeer ein geeigneter Lebensraum, und es wird mit einer Etablierung und schnellen Ausbreitung gerechnet. Ob sie sich zu einer invasiven Art entwickelt, bleibt abzuwarten.



Mulinia lateralis ähnelt der heimischen *Spisula subtruncata* und erschien 2017 zeitgleich an der ostfriesischen und niederländischen Küste im Ems-Dollard-Gebiet. (Foto K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Macra lateralis Say, 1822

Deutscher Name: -

Englischer Name: dwarf surf clam, coot clam

Status: Nicht-heimische Art, 2017 in der Nordsee nachgewiesen

Lebensraum: Brackwasser bis marin (CRAEYMEERSCH et al. 2019, KLUNDER et al. 2019)

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestatlantik, nordamerikanische Ostküste vom St. Lorenz Golf bis zum Golf von Mexiko, weitverbreitet an der US-amerikanischen Atlantikküste (CRAEYMEERSCH et al. 2019)

Vektor: Der Vektor scheint unbekannt zu sein, vermutlich Ballastwasser

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2017, Dollart (KLUNDER et al. 2019)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Mulinia lateral wurde im August 2017 sowohl im deutschen als auch im niederländischen Teil des Ems-Dollart-Ästuars gefunden. Die Identität der Art wurde durch genetische Untersuchungen bestätigt. Damit wurde die westatlantische Muschel erstmals in Europa nachgewiesen. Nur wenige Wochen später fand man im Gebiet seewärts des Rheindelta (Voordelta) ebenfalls Individuen. Warum sie zeitgleich an zwei relativ weit voneinander entfernten Stellen auftrat, ist unklar. Im Jahr 2018 konnte man die Muschel erneut im Wattenmeer beider Länder, im Voordelta sowie in der Westerschelde in teilweise hohen Abundanzen nachweisen, die sich im Voordelta bis auf fast 6000 Ind. m² beliefen (CRAEYMEERSCH et al. 2019, KLUNDER et al. 2019). Im Winter 2019 wurden zusätzlich in Monitoringproben Einzelexemplare im Watt vor Texel erfasst. Aufgrund ihrer 'life-history-traits' nimmt man an, dass die Muscheln im Jahr 2016 eingeschleppt worden waren und die Funde relativ bald danach erfolgten (KLUNDER et al. 2019).

Im August 2020 war sie im Jadebusen angekommen. Bei der Inventarisierung der lokalen Flora und Fauna am 'GEO Tag der Natur 2020' wurde sie aus dem Nationalpark vor dem Sehestedter Moor unter dem deutschen Namen Amerikanische Trogmuschel gemeldet (NATIONALPARK NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER 2020), im September 2020 dann nordöstlich davon im Langwarder Groden (D. HENNING, BioConsult Bremen, pers. Mitt. 04.2021) und im Winter 2021/2022 war sie im Nordsylter Wattenmeer angekommen (K. REISE, pers. Beob.). Mit einer schnellen, weiteren Ausbreitung wird gerechnet.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: CRAEYMEERSCH et al. 2019
Deutschland: KLUNDER et al. 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Im Aussehen ähnelt *Mulinia lateral* der heimischen Art *Spisula subtruncata*. Da diese in den schlickigen Bereichen des Ems-Dollart-Gebietes kaum vorkommt, war früh der Verdacht einer bis dahin im Wattenmeer noch unbekann-

ten Art aufgetaucht. (In den Niederlanden wurde *M. lateral* später allerdings sympatrisch mit *S. subtruncata* im Voordelta gefunden.)

Die Schalen von *Mulinia* sind weiß bis cremefarben, können recht variabel geformt sein, sind aber deutlich konvexer als etwa die von *Macra stultorum*. Sie sind von oval-dreieckiger Gestalt mit einer radialen Kante am Hinterende. Das Ligament ist komplett intern. Die Unterschiede zur Schloßmorphologie ähnlicher Arten werden bei CRAEYMEERSCH et al. (2019) in einem Bestimmungsschlüssel und durch Zeichnungen genauer erläutert.

Mulinia gilt in ihrem Ursprungsgebiet als eine Art, die sehr schnell gestörte Gebiete wiederbesiedeln kann (r-Strategie). Ihre kurze Generationszeit und frühe Geschlechtsreife (ab 3 mm), hohe Reproduktionsraten mit mehr als einem Zyklus pro Jahr und eine Planktonlarve, die bis zu 22 Tagen im Wasser überleben kann, führen zu einer schnellen Ausbreitung mit hohen Abundanzen. Die Muschel toleriert einen weiten Temperaturbereich und schwankende Salinitäten ebenso wie mangelnde Wasserqualität und kann kurzfristige Sauerstoffdefizite überstehen. Sie ist überwiegend aus Ästuaren mit schllickigem bis feinsandigem Sediment und einem Salzgehalt von 18 bis 30 bekannt. Damit sind weite Bereiche des Wattenmeeres ein geeigneter Siedlungsraum für diese Art. In vollmarinen Lebensräumen gehen die Abundanzen stark zurück.

Mulinia lateral ernährt sich als Filtrierer sehr effektiv von Plankton und oberflächennahem Seston. Sie hat aber einen hohen Energiebedarf, und der mangelnde Katabolismus von Proteinen bei knappem Nahrungsangebot kann zu Massensterben führen.

(alle Angaben aus CRAEYMEERSCH et al. 2019 und KLUNDER et al. 2019)

Auswirkungen und invasives Potential:

CRAEYMEERSCH et al. (2019) glauben, dass *Mulinia lateral* aufgrund ihres ökologischen Anspruchs, ihres physiologischen und reproduktiven Potentials sowie der dokumentierten Ausbreitung an der deutschen und niederländischen Küste, sehr schnell das Wattenmeer erobern wird und sich dort zu einer invasiven Art entwickeln könnte. Die teilweise jetzt schon erheblichen Abundanzen sprechen für die er-

folgreiche Etablierung. Obwohl die Dichten in gestörten oder neu besiedelten Lebensräumen sehr hoch sein können, sind die Individuenzahlen von *Mulinia* bei einer höheren Diversität von Bivalvia und unter günstigen Bedingungen eher reduziert, so dass KLUNDER et al. (2019) sie langfristig nicht als sonderlich starken Konkurrenten für die heimischen Arten einschätzen. Selbst bei einer zeitweisen Konkurrenz mit nativen Muscheln ist sie diesen gegenüber durch ihr Unvermögen, längere Phasen der Nahrungsknappheit gut zu überstehen, im Nachteil.

Da die Muscheln dicht unter der Sedimentoberfläche leben, könnten sie durch die hohen Abundanzen auch zu einer zusätzlichen Nahrungsquelle für bodenlebende Fische, Krebse und Watvögel werden. Von der amerikanischen Küste weiß man, dass Prädation in bestimmten Zeiten der Hauptfaktor ist, der die Populationen kontrolliert.

Literatur: CRAEYMEERSCH et al. 2019, KLUNDER et al. 2019, NATIONALPARK NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER, Newsletter August 2020

Mya arenaria Linnaeus, 1758

Die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* kommt sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee vor. Der Beginn einer Besiedlung europäischer Küsten liegt sehr weit zurück, und der angenommene Import aus dem Nordwestatlantik wird den Wikingern zugeschrieben. Die Muschel ist die früheste bekannte, in die Nordsee eingeschleppte Art. Inzwischen ist *Mya arenaria* ein fester Bestandteil küstennaher Benthosgemeinschaften in Nord- und Ostsee und trägt durch ihre Größe erheblich zur Biomasse bei.



Die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* wurde sehr früh nach Europa eingeschleppt. Adulte Tiere leben tief im Sediment eingegraben und strudeln mit langen Siphonen Wasser ein. Schalenlänge bis ca. 150 mm. (Foto K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

für eine Liste synonymisierter Namen s.

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Mya arenaria* Linnaeus, 1758](#)

Deutscher Name: Sandklaffmuschel

Englischer Name: sand gaper, soft shell clam

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Atlantikküste Nordamerikas; der frühe Ursprung liegt wahrscheinlich im nördlichen Pazifik (ESSINK & OOST 2019). Die historische Verbreitung ist unsicher (STRASSER 1999, WOLFF 2005).

Vektor: Unbekannt; verschiedene Mechanismen sind denkbar: Historisch als ‚Reiseproviant‘ oder Angelköder in Wikingerschiffen (ENO et al. 1997, NEHRING & LEUCHS 1999a, ESSINK & OOST 2019), Transport von Larven und/oder Adulten mit Schiffen im Ballast- oder Bilgenwasser, angeheftet an Stein- oder Sedimentballast oder von Juvenilen im Bewuchs des Unterwasserschiffs (STRASSER 1999, ESSINK & OOST 2019). Für eine sekundäre Ausbreitung an europäischen Küsten kommen auch Larvendrift oder auf Treibholz festgeheftete Jungmuscheln in Frage (ESSINK & OOST 2019).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Unbekannt

Ostsee: Unbekannt

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Fossile Funde belegen, dass die Sandklaffmuschel im späten Pliozän in Nordeuropa vorkam, aber während der letzten Eiszeit im Pleistozän wahrscheinlich ausstarb. Eine erneute Besiedlung erfolgte zwischen dem 13. und 17. Jh., ist sehr wahrscheinlich anthropogen bedingt und hat offenbar schon vor der Entdeckung Amerikas durch Columbus (1492) stattgefunden. Altersbestimmungen an fossilen Fundstücken aus Nord-Jütland (DK), den Niederlanden und dem Greifswalder Bodden datieren die Schalen auf eine Zeit zwischen 1240 und der Mitte des 15. Jh. und deuten darauf hin, dass *Mya* bereits im 13. Jh. in Nordwesteuropa vorkam (PETERSEN et al. 1992, BEHRENDSEN et al. 2005, ESSINK et al. 2016, ESSINK & OOST

2019). Über eine Querung des Atlantiks an Bord von Wikingerschiffen wurde daher schon früh spekuliert und kontrovers diskutiert. Nach WOLFF (2005) existierte in dieser Zeit keine direkte Verbindung zwischen der amerikanischen Ostküste und Europa, und es gab für den Transport via Grönland keine fossilen Nachweise. Jedoch lassen sich nach ESSINK & OOST (2019), die verschiedene Szenarien einer transatlantischen Überquerung analysieren, und aus historischen und archäologischen Quellen sehr wohl direkte Kontakte der Wikinger zwischen Amerika und Europa in der Zeit zwischen 1000 und 1350 ableiten. Dieses wäre in Übereinstimmung mit der Datierung fossiler Schalen.

Die enge Verwandtschaft der Nordseebestände zu nordostamerikanischen Vorkommen wird durch genetische Untersuchungen unterstrichen (CROSS et al. 2016), die auf einen ‚founder effect‘ und eine begrenzte Anzahl von Gründer-Individuen in der Nordsee schließen lassen (LASOTA et al. 2016). Auf eine anschließende schnelle Expansion in Europa deutet die weitreichende genetische Homogenität europäischer Populationen (LASOTA et al. 2016), die vermutlich zum großen Teil durch natürliche Larvendrift erfolgte (ESSINK & OOST 2019). Phänotypische Unterschiede zwischen Populationen lassen sich stärker auf die geographische Herkunft an europäischen Küsten zurückführen als auf genetische Heterogenität (DE NOIA et al. 2020).

Erstmals wird ein lebendes Individuum für Westeuropa in Belgien um 1583 erwähnt (RAYMAEKERS 1898 zit. in ESSINK & OOST 2019). Bei Ausgrabungen in der südlichen Ostsee (Stralsund) stieß man auf Schalenhorizonte, die auf das 16. oder 17. Jh. datiert wurden und 1758 beschrieb LINNÉ *Mya arenaria* für das nördliche Westeuropa. Der erste Bericht über ein lebendes Tier im Gebiet der Niederlande stammt von 1765 (BASTER 1765 zit. in WOLFF 2005). Vermutlich war die Muschel da allerdings schon an vielen Küsten Nordwesteuropas heimisch. Heutzutage kommt *Mya arenaria* von Norwegen bis Portugal vor und besiedelt die gesamte Ostsee (STRASSER 1999). Sie ist im Mittelmeer zu finden und seit jüngerer Zeit im Schwarzen Meer. Für die Populationen im Schwarzen Meer vermutet man einen Eintrag mit Ballastwasser aus der Ostsee (LASOTA et al. 2016).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Die Sandklaffmuschel ist in der ganzen Nordsee verbreitet. Sie ist im gesamten Wattenmeer eine häufige Art (STRASSER 1999, JENSEN & KNUDSEN 2005, WOLFF 2005). Explizite Nachweise geben KERCKHOF et al. (2007) für Belgien und ENO et al. (1997) für Großbritannien.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Nach STRASSER (1999) kommt die Muschel überall in der Ostsee bis zum Bothnischen und Finnischen Meerbusen vor.

Zur Biologie und Ökologie:

Mya arenaria ist eine große, ovale Muschel, die ca. 15 cm Schalenlänge erreichen kann, meist jedoch kleiner bleibt. Durch diese Größe tragen Sandklaffmuscheln lokal erheblich zur Biomasse küstennaher Benthosgemeinschaften bei (REISE et al. 1994). Juvenile Individuen sind nach einer freischwimmenden Larvalphase, die 2 - 3 Wochen dauern kann, noch begrenzt mobil und können sich auch mit Byssusfäden an Hartsubstrate festheften und so ggf. verdriften. Mit zunehmendem Alter ziehen sich die Tiere in tiefere Sedimentschichten zurück, wo sie auch strenge Winter gut überstehen. Sie sind dann praktisch immobil, für Fressfeinde unerreichbar und bleiben dort bis zu ihrem Lebensende. *Mya* ist ein endobenthischer Filtrierer, der seine Nahrung durch lange Siphone einstrudelt.

Wie ihre Verbreitung zeigt, toleriert die euryhaline Art einen sehr weiten Salinitätsbereich

und siedelt in sandigen bis schlickigen Böden im Flachwasser.

Auswirkungen und invasives Potential:

Lokal können *Mya*-Populationen ausgedehnte und individuenreiche Vorkommen bilden. Aufgrund ihrer Größe dominieren sie dann die Biomasse mit großem Abstand, tragen erheblich zum organischen wie auch zum Calciumcarbonat-Gehalt des Bodens bei und dienen als juvenile Tiere Küstenvögeln als Nahrung. Adulte Muscheln nutzen allerdings durch ihre Siedlungstiefe im Sediment eine von anderen Makroorganismen weitgehend unbesetzte Nische. Bei hohen Dichten können sie zu Raum- und Nahrungskonkurrenten für andere Filtrierer werden (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Die aufrecht im Sediment stehenden Schalen bergen für barfußgehende Menschen eine Verletzungsgefahr. Da jedoch adulte Individuen sehr tief im Boden leben (bis 40 cm) betrifft dies nur leere *Mya*-Schalen, die auf erodierten Flächen aus dem Boden ragen.

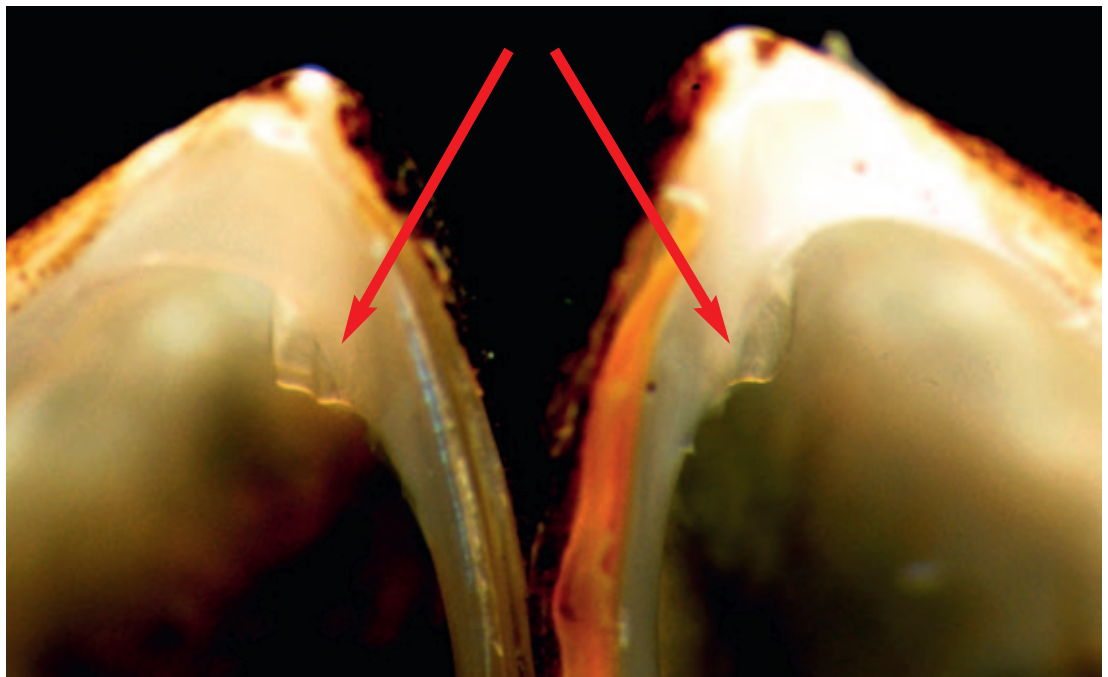
Im Gegensatz zu Europa wird die Sandklaffmuschel an der nordamerikanischen Atlantikküste intensiv für den menschlichen Konsum genutzt.

Literatur: BEHRENDTS et al. 2005, CROSS et al. 2016, DE NOIA et al. 2020, ENO et al. 1997, ESSINK et al. 2016, ESSINK & OOST 2019, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, LASOTA et al. 2016, NEHRING & LEUCHS 1999a, PETERSEN et al. 1992, REISE et al. 1994, STRASSER 1999, WOLFF 2005

Mytilopsis leucophaeata (Conrad, 1831)

Mytilopsis leucophaeata ist eine Brackwassermuschel von der amerikanischen Ostküste. Es ist unklar, wie sie nach Nordwesteuropa gelangte, wo sie 1835 erstmals in Belgien gefunden wurde. In deutschen Gewässern ist sie vornehmlich im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) verbreitet, jedoch gibt es daneben auch Vorkommen an der Nord- und Ostseeküste. Die Abundanzen an der deutschen Küste sind insbesondere in stärker salzhaltigem Wasser gering, so dass bisher keine größeren negativen Auswirkungen bekannt sind.

Die Brackwassermuschel *Mytilopsis leucophaeata* erinnert äußerlich an eine Miesmuschel (*Mytilus edulis*) mit dicker ‚geschuppeter‘ Schale. Im Unterschied zu dieser besitzt sie im Inneren zahnartige Strukturen (Pfeile) an den Spitzen. (Fotos D. Lack-schewitz)



Andere Namen in der Literatur:

Congeria leucophaeta (Conrad, 1831)

Congeria cochleata (Nyst, 1835)

Mytilus leucophaeatus Conrad, 1831

Anmerkung: Die teilweise konfuse Benennung wird bei KENNEDY (2011) diskutiert.

Deutscher Name: Brackwasser Dreiecksmuschel

Englischer Name: dark false mussel, Conrad's false mussel

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser, Ästuar

Ursprungs-/Donorgebiet: Westatlantik, Ostküste der USA, vom Golf von Mexiko bis Neuengland (WOLFF 2005, KENNEDY 2011).

(Die Herkunft galt lange als unsicher, und in der älteren Literatur wird auch Westafrika als Ursprungsgebiet genannt.)

Vektor: Unbekannt; nach WOLFF (2005) ist eine Einschleppung nach Europa im Schiffsbewuchs am wahrscheinlichsten.

Im Ursprungsgebiet wird die Art auch im Ballastwasser und mit Aquakulturorganismen (→ *Crassostrea virginica*) verbreitet (KENNEDY 2011).

Vektoren für sekundäre Ausbreitungen sind Larvendrift durch Meeresströmungen und ein Transport, festgeheftet an Hartsubstraten (KENNEDY 2011).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: um 1930, westlicher Teil des NOK (BOETTGER 1933a); Ende der 1980er/Anfang der 1990er Jahre ist die Muschel im Brackwasser bei Emden etabliert (POST & LANDMANN 1994)
Ostsee: 1928 im östlichen Teil des NOK (BOETTGER 1933a)
2000 in Rostock (DARR & ZETTLER 2000)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der erste Nachweis von *Mytilopsis leucophaea* in Nordwesteuropa stammt von 1835 aus dem Hafen von Antwerpen (Belgien). Diese Population erlosch später wieder, ist nach BOETTGER (1933a) aber sehr wahrscheinlich die Quelle der Ausbreitung ins belgisch-französische Grenzgebiet und in die Niederlande, wo sie 1895 gefunden wurde (WOLFF 2005). An der britischen Ostküste erscheint sie erst 1998 (BAMBER & TAYLOR 2002).

Wann genau die Muschel in deutsche Gewässer gelangte, ist unklar. 1928 wird sie erstmals im NOK nahe Kiel gefunden. NEHRING & LEUCHS (1999a) vermuten, dass sie mit Baugeräten aus den Niederlanden zwischen 1910 und 1914 dorthin verfrachtet wurde. BOETTGER (1933a) hat-

te sie 1921 in diesem Gebiet allerdings nicht nachweisen können. Um 1930 war sie auch im mittleren und westlichen Abschnitt des Nord-Ostsee-Kanals verbreitet (BOETTGER 1933a) und gilt heute als fester Bestandteil der Kanalfauna (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Außerhalb des Kanals ist *M. leucophaea* an der Nordseeküste in Brackwassergräben bei Emden häufig (POST & LANDMANN 1994), kommt im oligo- bis mesohalinen Bereich des Elbe-Ästuars vor (NEHRING 2006) und wird entsprechend auch regelmäßig in Monitoring-Untersuchungen im Brunsbütteler Hafen gefunden (BUSCHBAUM et al. 2012).

An der deutschen Ostseeküste entdeckten DARR & ZETTLER (2000) die Muschel in der Unterwar-now bei Rostock an Steinen und Holzpfehlen und schlussfolgern aus ihrer Abwesenheit in früheren Untersuchungen, dass die Besiedlung des Standortes kurz zuvor erfolgt sein musste.

In den darauffolgenden Jahren wurde die Muschel auch an zahlreichen anderen Ostseeküsten nachgewiesen: 2003 im Finnischen Meerbusen, 2006 im Bottnischen Meerbusen an der finnischen Küste, 2010 in der Danziger Bucht und 2011 im Bottnischen Meerbusen an der schwedischen Küste (Literaturangaben dazu in FORSTRÖM et al. 2016). Während die Funde i. Allg. im künstlich erwärmten Kühlwasser von Kraftwerken erfolgten, fanden FORSTRÖM et al. (2016) zwischen 2011 und 2015 auch Populationen außerhalb solcher Gebiete.

Seit den 2000er Jahren kommt die Muschel auch im Mittelmeer vor und breitet sich im pontokaspischen Raum aus (HEILER et al. 2010, ZHULIDOV et al. 2021).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: Themsemündung (BAMBER & TAYLOR 2002)

Frankreich: im Süßwasser nahe Dunkerque (BOETTGER 1933a)

Belgien: BOETTGER 1933a, VERWEEN et al. 2005, KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: POST & LANDMANN 1994, NEHRING & LEUCHS 1999a, BUSCHBAUM et al. 2012

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: DARR & ZETTLER 2000

Schweden: FLORIN et al. 2013

Polen: DZIUBIŃSKA 2011

Russland/Kaliningrad: HEILER et al. (2010) nach ZILCH & JAECKEL (1962)

Lettland: Vorkommen seit spätestens 2015 (<http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis/introductions/view/id/4695>)

Finnland: LAINE et al. 2006, FORSSTRÖM et al. 2016

Zur Biologie und Ökologie:

Mytilopsis leucophaeata gehört zur Familie der Dreissenidae und ähnelt besonders im juvenilen Stadium der verwandten, ebenfalls eingeschleppten → *Dreissena polymorpha*, da die Jungmuscheln wie diese ein schwarz-weißes Muster zeigen können. *Mytilopsis* besiedelt bevorzugt das Brackwasser von Ästuaren mit unregelmäßigem Süßwasser-Einstrom (ZHULIDOV et al. 2021) und wird manchmal als Equivalent von *Dreissena* in diesem Lebensraum bezeichnet, wobei sich die Habitate der beiden Arten überschneiden. Auch wenn *Mytilopsis* in der Form etwas der heimischen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) gleicht, ist sie mit dieser nicht verwandt. Sie hat eine relativ dicke Schale und besitzt im Gegensatz zur Miesmuschel an der Spitze im Inneren eine zahnartige Struktur (s. Foto). Die Muscheln können eine Länge von etwa 25 mm erreichen (LAINE et al. 2006), bleiben aber i. d. R. kleiner und werden mit bis zu 5 Jahren deutlich älter als Zebrauscheln (VERWEEN et al. 2006a). Sie heften sich mit Byssusfäden an künstliche wie auch biogene Hartsubstrate.

Mytilopsis gilt als euryhalin und eurytherm, bevorzugt aber wärmere Gewässer und kommt häufig im industriell erwärmten Kühlwasser von Kraftwerken vor (VERWEEN et al. 2005, LAINE et al. 2006, FLORIN et al. 2013). Im ponto-kaspischen Raum wurde sie jedoch kürzlich auch an Orten gefunden, wo die Wintertemperaturen unter den Gefrierpunkt fallen können (ZHULIDOV et al. 2021). Inzwischen scheinen sich die Populationen auch in Gebiete außerhalb anthropogen beeinflusster Strukturen auszudehnen (FORSSTRÖM et al. 2016). Während OLIVER et al. (1998) stabile Brackwasserbedingungen für ein Vorkommen voraussetzen, schreiben andere Autoren der Art eine hohe Toleranz hinsichtlich schwankender Salzgehalte zu und das Vermö-

gen, vom Süßwasser bis zu Salinitäten von über 20 zu siedeln (LAINE et al. 2006, WILLING 2015, ZHULIDOV et al. 2021). Das Optimum liegt offenbar im mesohalinen Bereich.

Auswirkungen und invasives Potential:

Mytilopsis leucophaeata bewächst als Bestandteil der sog. 'fouling communities' Hartsubstrate, indem sie sich mit Byssusfäden an entsprechende Untergründe anheftet. Sie ist relativ resistent gegenüber chemischen Kontrollmaßnahmen und daher nur schwer aus industriellen Anlagen zu entfernen (VERWEEN et al. 2006a). Durch ihre relative Langlebigkeit und ihre vermehrte Reproduktion bei erhöhter Temperatur kann es zu langanhaltendem Bewuchs und Massenentwicklungen kommen. Das Verstopfen industrieller Kühlwasserleitungen hat gravierende wirtschaftliche Folgen, wie man sie auch von der verwandten Zebrauschel (→ *Dreissena polymorpha*) kennt (LAINE et al. 2006). VERWEEN et al. (2005) verweisen auf solche Schäden in den 1990er Jahren. Für deutsche Küstengewässer sind schwerwiegende negative Auswirkungen bislang nicht dokumentiert. Allgemein gilt *Mytilopsis* zwar als eine sich langsam ausbreitende Art, aber zumindest in ihrem Ursprungsgebiet Nordamerika ist sie auch zu kurzfristigem, schnellem Populationswachstum in der Lage. Dabei bleiben die Abundanzen aber auch dort i. Allg. moderat (KENNEDY 2011).

Mytilopsis leucophaeata hat sich in ihrer über 170 Jahre dauernden Besiedlungsgeschichte an nordwesteuropäischen Küsten vergleichsweise langsam ausgebreitet, und OLIVER et al. (1998) stufen sie als keinen sonderlich effizienten Kolonisten ein. In industriell genutzten Gewässern kann sie aber durchaus negative ökonomische Auswirkungen haben.

Literatur: BAMBER & TAYLOR 2002, BOETTGER 1933a, BUSCHBAUM et al. 2012, DARR & ZETTLER 2000, DZIUBIŃSKA 2011, FLORIN et al. 2013, FORSSTRÖM et al. 2016, HEILER et al. 2010, KENNEDY 2011, KERCKHOF et al. 2007, LAINE et al. 2006, NEHRING 2006, NEHRING & LEUCHS 1999a, OLIVER et al. 1998, POST & LANDMANN 1994, VERWEEN et al. 2005, 2006a, WILLING 2015, WOLFF 2005, ZHULIDOV et al. 2021

<http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis/introductions/view/id/4695> (AquaNIS-Datenbank, access 30.03.2020)

Petricolaria pholadiformis (Lamarck, 1818)

Die Bohrmuschel *Petricolaria pholadiformis* stammt von der nordamerikanischen Atlantikküste und wurde sehr wahrscheinlich mit amerikanischen Austern (→ *Crassostrea virginica*) Ende des 19. Jh. nach Großbritannien importiert. Von dort aus eroberte sie die Küsten der Nordsee-Anrainerstaaten und drang bis ins nördliche Kattegat vor. Die Muschel bohrt in weichem Material wie Klei, Torf oder Holz. Nach anfänglich starkem Populationswachstum gingen die Bestände an der deutschen Nordseeküste stark zurück, und inzwischen ist sie nur noch selten zu finden. In der deutschen Ostsee existieren keine dauerhaften Populationen.



Die Amerikanische Bohrmuschel *Petricolaria pholadiformis* lebt in relativ weichem Material wie Holz, Torf oder Klei. Im Gegensatz zur heimischen Bohrmuschel *Barnea candida* zeigen die Schalen stärker ausgeprägte radiäre Rippen. Schalenlänge bis 60 mm. (Foto K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Petricola pholadiformis Lamarck, 1818

Deutscher Name: Amerikanische Bohrmuschel, Engelsflügel

Englischer Name: American piddock, false angel wing, American rock-borer

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee, inzwischen selten geworden)

Lebensraum: Marin (die ersten europäischen Individuen wurden allerdings im Brackwasser der Themsemündung (River Crouch) gefunden)

Ursprungs-/Donorgebiet: Atlantikküste von Nordamerika (WOLFF 2005)

Vektor: Wahrscheinlich mit amerikanischen Kulturaustern (→ *Crassostrea virginica*) nach Großbritannien eingeschleppt; sekundäre Verbreitung der Larven mit Meeresströmungen und eventuell adulter Tiere in Treibholz (ENO et al. 1997, NEHRING & LEUCHS 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1896 bei Föhr (SCHLESCH 1932)

Ostsee: - (sehr wahrscheinlich keine Vorkommen, s.u.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Petricolaria pholadiformis wurde in Europa nicht später als 1890 vermutlich mit Setzlingen der Amerikanischen Auster (→ *Crassostrea virginica*) eingeschleppt und zuerst in der Themsemündung (River Crouch) gefunden (ENO et al. 1997). Im Gegensatz zu den meisten Autoren, die dafür das Jahr 1890 angeben (z. B. NEHRING & LEUCHS 1999a, MINCHIN et al. 2013), nennt JENSEN (2010a) für den Erstnachweis 1893, ohne dies näher zu begründen.

Das europäische Festland erreichte die Muschel wahrscheinlich mittels Larvendrift. Erste Nachweise aus Belgien stammen von 1899 nahe der Grenze zu den Niederlanden und 1905 dann von der niederländischen Küste (WOLFF 2005). Nach Literaturangaben in WOLFF (2005) ist sie in den Niederlanden bis in die 1940er Jahre eine weit verbreitete und häufige Art.

NEHRING & LEUCHS (1999a) spekulieren, dass *Petricolaria* mit Importen Europäischer Austern (*Ostrea edulis*) in das nordfriesische Wattenmeer gelangt sein könnte, wo sie bereits 1896 gefunden wurde (SCHLESCH 1932). Dort waren zwischen 1894 und 1896 die überfischten Austernbestände mit Jungmuscheln aus Frankreich bestückt worden. Dies würde voraussetzen, dass *Petricolaria* zu dieser Zeit schon in Frankreich vorkam. Es ist jedoch nicht bekannt, wann genau die Bohrmuschel die französische Küste erreichte. GOULLETQUER et al. (2002) listen sie für französische Gewässer nicht auf, dass sie in Nordfrankreich nahe der belgischen Grenze vorkommt, scheint aber gesichert (z. B. DEWARUMEZ et al. 2011). An der belgisch-niederländischen Grenze wurde sie bereits 1899 gefunden (KERCKHOF et al. 2007).

An der deutschen Nordseeküste hatten sich bis 1906 große Populationen vor Amrum und Sylt, aber auch vor der ostfriesischen Insel Juist entwickelt (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Inzwischen ist die Amerikanische Bohrmuschel im Wattenmeer selten geworden (REISE 1982), und NEHRING & LEUCHS (1999a) geben größere Vorkommen nur noch für die Jade an, wo die Tiere in Klei und Torf geeignete Lebensräume finden. Für das Wattenmeer wurde *Petricolaria*, obwohl eine gebietsfremde Art, inzwischen sogar auf die ‚Rote Liste‘ gesetzt.

Im dänischen Wattenmeer entdeckte man die Bohrmuschel nach SCHLESCH (1932) im Jahr 1907 bei den Inseln Fanø und Mandø, nachdem 1903 leere Schalenklappen bei Esbjerg aufgetaucht waren. Das erste Exemplar wurde bereits 1905 bei Skalling gefunden, und die Muschel war ab 1910 im dänischen Wattenmeer weit verbreitet (JENSEN 1992). Im Verlauf der folgenden Jahre wanderte die Art an der jütländischen Küste nordwärts, erscheint aber nicht vor 1931 im nördlichen Kattegat bei Fredrikshavn. SCHLESCH (1932) vermutet, dass die abnehmende Salinität die Ausbreitung zum Erliegen bringt bzw. dass mit den gängigen Methoden die Art möglicherweise nicht erreicht wird (was aber das Vorhandensein leerer Schalen nicht ausschließen würde). JENSEN & KNUDSEN (2005) geben einen weiteren Nachweis für 1943 aus dem Großen Belt (Ostsee) an.

Auch im dänischen Wattenmeer befanden sich die Bestände schon seit den 1930er Jahren wieder im Niedergang (JENSEN 1992).

Für den norwegischen Oslofjord werden ab 1953 Schalenfunde und seit 1963 lebende Tiere angegeben (<https://artskart.artsdatabanken.no>). Für die schwedische Kattegatküste und Gebiete nördlich davon nennt [www.havochvatten.se/](http://www.havochvatten.se/frammandearter) einen ersten dokumentierten Fund von 1944 sowie mehr als 35 Nachweise in Museumsmaterial.

(Bei der dort aufgeführten Literatur handelt es sich überwiegend um Behördenberichte, die nicht eingesehen werden konnten.)

Für die deutsche Ostsee wird mehrfach das Jahr 1927 mit der Quelle JAGNOW & GOSSELCK (1987) genannt, einem Bestimmungsschlüssel für Muscheln und Schnecken der Ostsee. Neben dem Erstfund von 1927 in der Lübecker Bucht geben die Autoren ohne Quellenangaben seltene Vorkommen in der Kieler und Lübecker Bucht an. GERLACH (2000) bezieht sich für die Kieler Bucht ebenfalls auf JAGNOW & GOSSELCK (1987) sowie WILLMANN (1989), der den Erstnachweis für die Ostsee auf 1930 datiert, wobei der Fundort offenbleibt. Eventuell handelt es sich dabei um den unten näher erläuterten Fund in der Flensburger Förde. Weitere bei GERLACH (2000) angegebene Autoren bezweifeln ein Vorkommen von *Petricolaria pholadiformis*.

mis in der deutschen Ostsee und vermuten einen sporadischen Eintrag der Muscheln mit Sandballast.

SCHLESCH (1932), der für die dänischen Küsten äußerst detailliert alle Nachweise bis 1931 auflistet, gibt an, dass *Petricolaria pholadiformis* trotz intensiver Suche bis dahin weder im südlichen Kattegat noch in der Flensburger Förde gefunden werden konnte. Der Fund einer leeren Schalenklappe unbestimmter Herkunft in der Flensburger Außenförde 1930 wird vom Finder wie vom Autor als nicht ausreichend für das Vorkommen der Muschel angesehen (und mit ‚Eine Schwalbe macht bekanntlich keinen Sommer‘ kommentiert).

JENSEN & KNUDSEN (2005) verweisen ebenfalls auf das Jahr 1927 als Erstnachweis in der westlichen Ostsee und spekulieren, dass die Art durch den Nord-Ostsee-Kanal gewandert sein könnte, was aufgrund der niedrigen Salinität im Kanal zweifelhaft ist.

Größere, etablierte Bestände kommen in der deutschen Ostsee sicherlich nicht vor.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997, MINCHIN et al. 2013

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Norwegen: Literatur in

<https://artskart.artsdatabanken.no>

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: Kattegat

(www.havochvatten.se/frammandearter)

Dänemark: Großer Belt (JENSEN & KNUDSEN 2005)

Deutschland: unklare Einzelfunde (JAGNOW & GOSSELCK 1987, SCHLESCH 1932)

Zur Biologie und Ökologie:

Petricolaria pholadiformis bohrt sich in relativ weiches Material wie Kleie, Torf, Holz oder Kreide ein und filtert durch zwei Siphone, die aus der Öffnung ragen. Sobald sich *Petricolaria* an ihrem Standort etabliert hat, ist sie zu keinem Ortswechsel mehr fähig und stirbt bei ungünstigen Bedingungen ab, etwa wenn sie verschüttet wird (NEHRING & LEUCHS 1999a). Durch ihre Lebensweise ist ihre Ausbreitung stark vom Vorhandensein geeigneter Substrate abhängig.

Die Art scheint auf höhere Salzgehalte angewiesen zu sein, was ihr Fehlen in der Ostsee erklärt. Allerdings wurde sie erstmals im Brackwasser der Themsemündung gefunden, wohin sie wahrscheinlich durch menschliche Aktivitäten gelangte. Ob diese Bestände noch existieren und ggf. florieren, konnte nicht ermittelt werden.

Auswirkungen und invasives Potential:

Es wurde anfangs eine mögliche Konkurrenz zur heimischen Bohrmuschel *Barnea candida* befürchtet. Die Schalen beider Bohrmuscheln sehen sich äußerlich recht ähnlich, und sie besiedeln gleiche Habitate. Die Bedenken, dass die Amerikanische Bohrmuschel die heimische Art verdrängen könnte, erwiesen sich jedoch als unbegründet, und die Arten können auch sympatrisch auftreten. Tatsächlich wurde an nord-europäischen Küsten nirgendwo dokumentiert, dass die amerikanische Einwanderin die heimische Bohrmuschel verdrängen konnte.

Literatur: DEWARUMEZ et al. 2011, ENO et al.

1997, GERLACH 2000, GOULLETQUER et al. 2002, JENSEN 1992, JAGNOW & GOSSELCK 1987, JENSEN 1992, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, MINCHIN et al. 2013, NEHRING & LEUCHS 1999a, REISE 1982, SCHLESCH 1932, WILL-MANN 1989, WOLFF 2005

<https://artskart.artsdatabanken.no>,

norwegische Datenbank, Verbreitungskarte

Vis utvalg i kart | Artskart 2 ([artsdatabanken.no](https://artskart.artsdatabanken.no)) (access 06.07.2021)

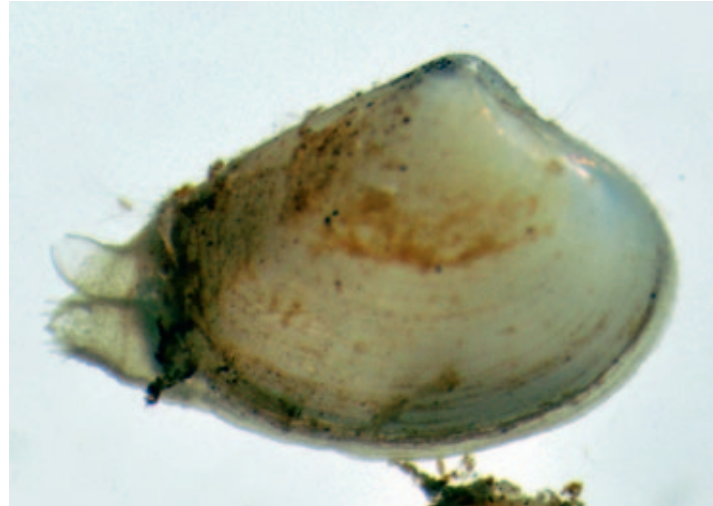
www.havochvatten.se/frammandearter,

schwedische Datenbank, Datenblatt

faktablad-petricolaria-pholadiformis-amerikansk-borrmussla.pdf (havochvatten.se) (update 22.02.2013)

Rangia cuneata (G. B. Sowerby I, 1832)

Rangia cuneata ist eine Brackwassermuschel, die bis in limnische Lebensräume vordringen kann. Sie wurde 2005 erstmals im Hafen von Antwerpen nachgewiesen und sehr bald auch in Kanälen, flachen Buchten oder Gräben mit Verbindung zur Nord- und Ostseeküste gefunden. Wie sie eingeschleppt wurde, ist unklar, und aufgrund des Verbreitungsmusters kann man auch ein mehrfaches Invasionsereignis nicht ausschließen. In deutschen Küstengewässern wurde sie erstmals 2013 in der Elbmündung, am Eingang zum Nord-Ostsee-Kanal (NOK), gefunden. Zahlreiche Schalen an einem Standort in der Lübecker Bucht dokumentierten, dass sie 2015 auch im Bereich der deutschen Ostsee angekommen war. *Rangia cuneata* ist inzwischen aus Brackwasserhabitaten in vielen Ländern der Nord- und Ostseeküsten bekannt.



Die Brackwassermuschel *Rangia cuneata*; Schalen und ein lebendes Individuum (oben); juvenile Tiere aus dem Nord-Ostsee-Kanal bei Brunsbüttel (unten links) und das Schloss eines größeren Individuums (unten rechts).

(oberes linkes Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von J. Prinz, übrige Fotos D. Lackschewitz, K. Reise)

Deutscher Name: Amerikanische Trogmuschel,
Brackwasser-Trogmuschel
Englischer Name: wedge clam, gulf wedge
clam

Status: Nicht-heimische Art, 2013 im Nord-Ost-
see-Kanal nachgewiesen

Lebensraum: Brackwasser (bis ins Süßwasser)

Ursprungs-/Donorgebiet: Amerikanische Atlan-
tikküste; als ursprüngliche Heimat rezenter Po-
pulationen wird der Golf von Mexiko angenom-
men, von wo aus sie in den 1950er Jahren die
amerikanische Ostküste bis nach New York er-
oberte (VERWEEN et al. 2006b).

Vektor: Wahrscheinlich Ballastwasser (VERWEEN et al. 2006b, GITTENBERGER et al. 2015c); dafür würden auch die Funde aus Häfen mit trans-ozeanischem Schiffsverkehr sprechen (Antwerpen, Rotterdam, Brunsbüttel).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2013, NOK, Brunsbüttel (BOCK et al. 2015)
Ostsee: 2015, Schalen im NSG Schellbruch, Lübecker Bucht (WIESE et al. 2016)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erstmalig für Europa wurden Jungtiere der Brackwassermuschel im August 2005 im Hafen von Antwerpen gefunden, wo sie in industriellen Kühlwassersystemen vorkamen. Nachdem vermehrt auch adulte Individuen und höhere Dichten aufgetreten waren, identifizierte man die Muschel als die Amerikanische Trogmuschel *Rangia cuneata* (VERWEEN et al. 2006b). Die Größe der Individuen ließ Rückschlüsse darauf zu, dass die Ansiedlung um die Jahrtausendwende stattgefunden haben musste (KERCKHOF et al. 2007). Zwei Jahre später entdeckte man die Art 2007 im niederländischen Noordzeekanaal, der Amsterdam mit der Nordsee verbindet. Bis 2014 wurden weitere Vorkommen aus den Niederlanden gemeldet, zuletzt 2014 im Hafen von Rotterdam (zusammengefasst bei GITTENBERGER et al. 2015c). In Nordfrankreich wurden erste Funde 2017 im Canal de Caen gemacht (KERCKHOF et al. 2017). Diese Wasserstraße mündet in den Ärmelkanal und liegt außerhalb der von uns festgelegten Grenzen der Nordsee.

Obwohl *Rangia* ein originärer Brackwasserorganismus ist, kann sie offenbar auch bei limnischen Bedingungen existieren, wobei vermutlich die Reproduktion eingeschränkt ist. So trat sie 2015 in England zusammen mit der ebenfalls brackwassertypischen Muschel → *Mytilopsis leucophaeata* in reinem Süßwasser auf (WILLING 2015). In deutschen Gewässern fanden BOCK et al. (2015) erste Exemplare 2013 in Brunsbüttel hinter den Schleusen im Nord-Ostsee-Kanal, wo sie auch in den darauffolgenden Jahren regelmäßig nachgewiesen wurde (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b). Von dort trat sie wahrscheinlich den Weg durch den NOK an, denn 2015 wurde eine größere Anzahl Schalen (offenbar aber keine lebenden Tiere) an einem flachen Gewässer in der Lübecker Bucht ent-

deckt (WIESE et al. 2016). Es ist spekulativ, inwieweit dieses Vorkommen tatsächlich mit denen in der Nordsee im Zusammenhang steht, da *Rangia cuneata* zu diesem Zeitpunkt auch schon an anderen nationalen Küsten in der südöstlichen Ostsee vorkam (s. u.). WIESE & ENGELHARDT (2019) sammelten 2018 Schalen von Jungmuscheln auf Usedom, und im Frühjahr 2021 fand J. PRINZ (pers. Mitt. 04. 2021) mehrjährige frische Tiere an der Ostküste von Rügen.

Ab 2010 wurden relativ schnell aufeinanderfolgend Vorkommen aus weiteren Anrainerstaaten der südlichen Ostsee gemeldet. 2010 war die Muschel im sowjetischen Gebiet des Frischen Haffs (Vistula Lagoon) aufgetaucht (RUDINSKAYA & GUSEV 2012) und 2011 ebenfalls im polnischen Teil (WARZUCHA et al. 2016). Aus dem Kurischen Haff (Litauen) wurden erste Funde von 2013 bekannt (SOLOVJOVA et al. 2019) und 2014 aus der polnischen Danziger Bucht (JANAS et al. 2014). An der estnischen Küste waren schon seit 2014 Schalen gefunden worden, und ab 2016 konnte man auch lebende Tiere nachweisen (MÖLLER & KOTTA 2017). Von der schwedischen Küste wird von einem einzelnen Exemplar berichtet, das 2016 etwa 150 km südlich von Stockholm in der Bucht von Bråviken gefunden wurde (VON PROSCHWITZ 2017). An vielen Fundstellen deuteten größere, ältere Exemplare darauf hin, dass die Erstansiedlung bereits einige Jahre zurückliegen musste.

Das Muster der zeitlichen Ausbreitung legt einen Zusammenhang zwischen den Populationen in der südöstlichen Ostsee nahe. Es ist aber nicht klar, ob diese mit den Vorkommen in der Nordsee in Verbindung stehen oder ob es sich um unabhängig voneinander erfolgte Einschleppungen handelte, die möglicherweise aus verschiedenen Ursprungsgebieten stammen. Genetische Analysen könnten zur Klärung dieser Frage beitragen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: im Süßwasser (WILLING 2015)
Frankreich: im Ärmelkanal (KERCKHOF et al. 2017, FAILLETTAZ et al. 2020)
Belgien: VERWEEN et al. 2006b, KERCKHOF et al. 2007
Niederlande: GITTENBERGER et al. 2015c
Deutschland: Nord-Ostsee-Kanal (BOCK et al. 2015)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: WIESE et al. 2016

Polen: JANAS et al. 2014, WARZOCHA et al. 2016, ŚWIEŻAK et al. 2021

Russland/Kaliningrad: RUDINSKAYA & GUSEV 2012

Litauen: SOLOVJOVA et al. 2019

Estland: MÖLLER & KOTTA 2017

Schweden: VON PROSCHWITZ 2017

Zur Biologie und Ökologie:

Rangia cuneata ist eine dickschalige Muschel aus der Familie der Trogmuscheln (Mactridae). Die durchschnittliche Größe adulter Individuen in europäischen Populationen lag zwischen 30 - 40 mm und war abhängig von den Bedingungen im Lebensraum, insbesondere der Salinität und Temperatur. Größere Tiere werden häufig bei verringerter Salinität beobachtet. Im Ursprungsgebiet, dem Golf von Mexiko, werden die Muscheln deutlich größer, aber auch in Europa sind vereinzelt größere Individuen aufgetaucht (WILLING 2015, WIESE et al. 2016, FAILLETTAZ et al. 2020). Eine detaillierte Beschreibung der Morphologie findet man bei VERWEEN et al. (2006b). Die Muschel besiedelt typischerweise das Brackwasser und verträgt auch starke Salzgehaltsschwankungen in Ästuaren. Allerdings sind auch Vorkommen aus reinem Süßwasser bekannt (WILLING 2015). Da die Art dort aber an ihrem physiologischen Limit siedelt, ist eine langfristige erfolgreiche Reproduktion unter diesen Bedingungen fraglich. Das Optimum für Gametogenese und Embryogenese liegt bei einem Salzgehalt von etwa 5 - 10 und Temperaturen von 18 - 29 °C (VERWEEN et al. 2006b, RUDINSKAYA & GUSEV 2012). Adulte Tiere kommen in der östlichen Ostsee offensichtlich auch mit winterlichem Frost zurecht (MÖLLER & KOTTA 2017), jedoch finden ŚWIEŻAK et al. (2021) im Frischen Haff dann geringe Energiereserven und eine höhere Konzentration pathogener Keime.

Rangia cuneata bevorzugt flache, eher trübe Brackgewässer unter 6 m Tiefe (JANAS et al. 2014), toleriert auch Eutrophierung (MÖLLER & KOTTA 2017) und siedelt in schlickigem oder feinsandigem Weichboden dicht unter der

Oberfläche. Das Vorkommen in den industriellen Kühlwasserleitungen in Antwerpen führen VERWEEN et al. (2006b) darauf zurück, dass sich in den horizontal verlaufenden großen Röhren Schlick auf dem Boden absetzt, der ein ideales Habitat für die Muscheln darstellte. (Erste Individuen waren in Antwerpen bei der Reinigung solcher Rohre entdeckt worden.)

Auswirkungen und invasives Potential:

Obwohl sich *Rangia cuneata* nicht wie die *Dreissena*-Arten mit Byssusfäden festheften und dadurch große Klumpen bilden kann, ist sie bei hohen Dichten in der Lage, Rohrleitungen effektiv zu verstopfen. Zusätzlich kommt es zu verstärkter Sedimentation in den Leitungen, deren Reinigung Kosten verursacht. Daher gilt die Muschel als potentiell invasiver ‚biofouling‘-Organismus (VERWEEN et al. 2006b).

Für die artenarmen Brackgewässer in der estnischen Pärnubucht, in denen filtrierende Mollusken fehlen, erwarten MÖLLER & KOTTA (2017) messbare Auswirkungen auf die Wasserqualität. Deutlich ansteigende Biomassen sehen auch WARZOCHA et al. (2016) für das Frische Haff voraus. Für beide Gebiete erwarten die Autoren auch, dass die Schalen auf den ansonsten reinen Sedimentböden als potentielles Substrat die Ansiedlung der *Dreissena*-Arten begünstigen könnten.

An der amerikanischen und mexikanischen Ostküste werden die Muscheln für den menschlichen Konsum genutzt (RUDINSKAYA & GUSEV 2012), so dass MÖLLER & KOTTA (2017) die Möglichkeit der wirtschaftlichen Nutzung in Muschelkulturen diskutieren.

Literatur: BOCK et al. 2015, FAILLETTAZ et al. 2020, GITTENBERGER et al. 2015c, JANAS et al. 2014, KERKHOF et al. 2007, 2017, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b, MÖLLER & KOTTA 2017, RUDINSKAYA & GUSEV 2012, SOLOVJOVA et al. 2019, ŚWIEŻAK et al. 2021, VERWEEN et al. 2006b, VON PROSCHWITZ 2017, WARZOCHA et al. 2016, WIESE & ENGELHARDT 2019, WIESE et al. 2016, WILLING 2015

Ruditapes philippinarum (A. Adams & Reeve, 1850)

Die Japanische Teppichmuschel *Ruditapes philippinarum* wurde zu Kulturzwecken in den 1970er und 1980er Jahren nach Europa gebracht. Man nahm an, dass die niedrigen Wassertemperaturen im Nordostatlantik keine Reproduktion im Freiland zulassen würden. Aber bereits 1994 gab es in England verwilderte Populationen außerhalb der Kulturen. An der norwegischen Küste wurden wenig erfolgreiche Versuche einer Kultivierung wieder aufgegeben. Inzwischen kommt die Muschel an vielen Nordseeküsten vor. In Deutschland wurden bereits 2016 Schalen bei der Hallig Langeneß gefunden und 2020 ein erstes lebendes Individuum im nördlichen Sylter Wattenmeer. Inzwischen sind zahlreiche Funde aus dem nordfriesischen Wattenmeer bekannt.



Linkes Foto: Der Umriss der Japanischen Teppichmuschel *Ruditapes philippinarum* (Schalenklappen rechts) ist insgesamt runder/rhomboidaler als die länglicher geformten Schalen der heimischen Teppichmuschel *Venerupis corrugata* (Schalenklappen links), deren helle Farbe hier auf das Alter der Schalen zurückzuführen ist. Rechtes Foto: Bei lebenden Japanischen Teppichmuscheln sind die Schalen häufig lebhaft gemustert, die Siphone an ihren unteren Enden zusammengewachsen. (Fotos K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Tapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850)

Venus philippinarum A. Adams & Reeve, 1850

Venerupis philippinarum (Adams & Reeve, 1850)

Deutscher Name: Japanische Teppichmuschel, Manila Teppichmuschel

Englischer Name: Manila clam, Japanese littleneck clam, Japanese carpet shell

Status: Nicht-heimische Art, seit 2016 i. d. Nordsee (Nordfriesland)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Ochotskisches Meer, Japan, China), Indopazifik

Vektor: Für Aquakulturen absichtlich nach Europa eingeführt, sekundär vermutlich mit Austertransporten, im Ballastwasser und durch Larven mit Strömungen verbreitet

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Seit 2016 Schalenfunde im nordfriesischen Wattenmeer

(www.beachexplorer.org)

04.2020, erstes lebendes Individuum im Sylter Wattenmeer (B. NADARZINSKI, Labor f. Meeresbiologie der Werkstätten Materialhof, Rendsburg, pers. Mitt. 03.2021). Seit September 2021 viele Lebendfunde von Hallig Hooge bis Sylt und ab Frühjahr 2022 hohe Mortalität in der Population (K. REISE, eigene Beob.).

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Invasionsgeschichte der Japanischen Teppichmuschel in Europa ist in Teilen gut dokumentiert, da sie absichtlich zu Kulturzwecken eingeführt wurde. Nachdem sie 1930 versehentlich mit Austern an die kanadische Westküste gelangt war, von wo aus sie sich weiter verbreitete, wurde sie in der ersten Hälfte der 1970er Jahre (es werden in der Literatur unterschiedliche Jahreszahlen genannt) von der US-Nordwestküste nach Frankreich und 1980 nach Großbritannien exportiert (JENSEN et al. 2004, HUMPHREYS et al. 2015). HUMPHREYS et al. (2015) datieren erste Einfuhren nach Frankreich schon auf die 1960er Jahre, wo bereits 1988 Wildpopulationen entdeckt wurden. In Südengland (Poole Harbour, Ärmelkanal) entstand 1988 eine kommerzielle Zuchtanlage für Muschelbrut (hatchery), denn man ging davon aus, dass für eine natürliche Reproduktion im Meer die Temperaturen zu niedrig sein würden (HUMPHREYS et al. 2015). Aber schon ab 1994 existierten in Poole Harbour Wildpopulationen, später in weiteren Ästuren an der britischen Küste, die dann auch fischereiwirtschaftlich genutzt wurden (JENSEN et al. 2004, HUMPHREYS et al. 2015). 1983 wurde aus GB erstmals Muschelbrut in den Mittelmeerraum (Venedig) geliefert, wo sich *Ruditapes* stellenweise zur dominanten Art innerhalb benthischer, filtrierender Mollusken entwickelte (PRANOVI et al. 2006).

Von 1987 bis 1991 unternahm Norwegen ebenfalls Versuche einer Zucht und Kultivierung, ausgehend von importierten schottischen Muscheln (MORTENSEN & STRAND 2000). Der Großteil der daraus resultierenden Jungmuscheln wurde nach Spanien und Irland exportiert, aber es wurden auch Tiere an verschiedenen Stellen in norwegischen Gewässern ausgebracht. Diese Versuche waren nicht sonderlich erfolgreich und wurden eingestellt. Obwohl Jahre später kleinere Reste dieser Populationen noch existierten und offenbar auch reproduzierten, wurden keine Jungmuscheln gefunden, und eine Etablierung größerer Populationen in norwegischen Gewässern ist fraglich.

Die Küsten der südlichen Nordsee erreichte *Ruditapes* ohne anthropogenes Zutun und wurde 2014 erstmals für Belgien im Hafen von Zee-

brügge (KERCKHOF 2014) und 2015 in Oostende (KERCKHOF 2016) angetroffen.

In den Niederlanden wurden schon 1994 lebende Tiere in Scheveningen gefunden, die ihren Ursprung aber wohl in den dortigen Fischgeschäften hatten, jedoch das bevorstehende Erscheinen im Freiland ankündigten (DE WOLF 1995). Seit Ende 2007 wurden zunehmend frische Doppelklappen und 2008 erste freilebende Tiere in der Oosterschelde entdeckt. Der Transport mit anderen Kulturmuscheln aus England (Poole Harbour) ist hier sehr wahrscheinlich (FAASSE & LIGTHART 2008, SNEEKES et al. 2015). Im Wattenmeer der Niederlande scheint die Art allerdings noch nicht angekommen zu sein (GITTENBERGER et al. 2017), jedoch wird ihre zukünftige Ansiedlung erwartet (SNEEKES et al. 2015). Neben Importen für Aquakulturen findet eine Verbreitung über Larvendrift mit Strömungen statt. Ob die Teppichmuschel über Planktonlarven, die bei dieser Art bis zu vier Wochen in der Wassersäule überleben können, das nordfriesische Wattenmeer erreichen konnte, ist unklar. Erste Hinweise auf das Vorkommen von *Ruditapes philippinarum* in deutschen Küstengewässern gaben Schalenfunde an der nordfriesischen Küste. 2016 wurde bei Hallig Lange neß erstmals eine Doppelklappe im Watt gesammelt (www.beachexplorer.org). Im Rahmen einer Monitoring-Untersuchung fand man im April 2020 dann ein erstes 40 mm großes lebendes Individuum im Nordsylter Wattenmeer (B. NADARZINSKI, Labor f. Meeresbiologie der Werkstätten Materialhof, Rendsburg, pers. Mitt. 03.2021). Ab 2021 gab es zunehmend Meldungen auch von lebenden Exemplaren (www.beachexplorer.org). Im Herbst 2021 wurde in einer Seegraswiese südwestlich der Insel Föhr eine Dichte von etwa 25 Individuen pro m² festgestellt (K. REISE, eigene Beob. 09.2021). Die Anwesenheit von Tieren unterschiedlicher Generationen deutete auf eine reproduzierende Population und die Etablierung der Art hin. Auch im nördlichen Sylter Wattenmeer (Königshafen) fand K. REISE (eigene Beob.) im Winter 2021/2022 zahlreiche lebende Tiere (1 Ind. m²) und viele frische Schalenklappen. Eine Schalenlänge von teilweise bis zu ca. 6 cm ließ ein ungefähres Alter von 6 Jahren vermuten (K. REISE, eigene Beob. 12.2021/01.2022).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: KAISER et al. 1996, JENSEN et al. 2004, HUMPHREYS et al. 2015
Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011
Belgien: KERCKHOF 2014, 2016
Niederlande: FAASSE & LIGTHART 2008, SNEEKES et al. 2015, BOS et al. 2016
Deutschland: B. NADARZINSKI, Labor f. Meeresbiologie der Werkstätten Materialhof, Rendsburg, pers. Mitt. 03.2021, K. REISE, eigene Beob.
Norwegen: MORTENSEN & STRAND 2000

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjörd):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Schalen lebender Japanischer Teppichmuscheln haben eine geriffelte Oberfläche mit konzentrischen und radialen Leisten und können unterschiedlich intensive braune Muster auf hellem Grund zeigen. Sie haben einen runden Umriss als die heimische Teppichmuschel *Venerupis corrugata*. Auf der Innenseite unterscheidet sie die Form der Mantelbucht (Pallialsinus) von verwandten Teppichmuscheln (DE WOLF 1995). Die Tiere leben als endobenthische Filtrierer bevorzugt auf Sand- und Schlickböden im Tidenbereich und flachen Sublitoral. Sie zeigen relativ hohe Toleranzen bezüglich Salzgehalt, Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration. Bei Salinitäten von 24 bis 35 ist ihr reproduktives Potential beträchtlich. Große Individuen können bis zu 2 Millionen Eier produzieren, und die Reproduktion ist bei 12 – 14 °C mehrmals im Jahr möglich. Die planktische Larvalphase kann bis zu vier Wochen dauern, so dass sich die Muscheln mit Strömungen sehr weit verbreiten können. (Angaben aus: NEDERLANDS SOORTENREGISTER, OVERZICHT VAN DE NEDERLANDSE BIODIVERSITEIT)

Auswirkungen und invasives Potential:

Die Muschel wird weltweit für den menschlichen Konsum kultiviert. Im Mittelmeer, wo *Ruditapes philippinarum* in den Kulturen in sehr hohen Dichten vorkam, führte die starke Dominanz zu einem Rückgang anderer Mollusken, wie etwa der heimischen *R. decussatus* und *Cerastoderma glaucum* (PRANOVI et al. 2006). In der

Bucht von Arcachon stellte *R. philippinarum* 10 Jahre nachdem die Kulturen eingestellt worden waren 98 % der Abundanzen benthischer Makrofauna (TOUPOINT et al. 2008). Auch der kommerziellen Muschelernte wurden erhebliche Schäden im Ökosystems angelastet. Außerhalb der Kulturen kann sich die Muschel aufgrund hoher Reproduktionsraten und der langen Larvalphase effektiv ausbreiten. Für Nordwesteuropa, insbesondere die nördlichen Gebiete, sind bisher allerdings keine gravierenden ökologischen Auswirkungen bekannt, möglicherweise weil die Gewässer für die eher wärmeliebende Art zu kalt sind, um Massenvorkommen zu bilden. Andererseits können die Vorkommen für Krebse oder Watvögel sogar eine zusätzliche neue Nahrungsquelle darstellen (JENSEN et al. 2004, CALDOW et al. 2007). In britischen Gewässern finden HUMPHREYS et al. (2015) keine übermäßige Konkurrenz zu heimischen Muscheln, auch nicht zu der sympatrisch auftretenden *R. decussatus*. Stattdessen scheinen Diversität und Muscheldichten wesentlich von Prädatoren kontrolliert zu werden. *Ruditapes philippinarum* stellt dort kein signifikantes Risiko für die ökosystemaren Funktionen dar. Jedoch könnte es zu unvorhersehbaren negativen Auswirkungen kommen, wenn die Muschel durch die zunehmende Erwärmung der Meere weiter nach Norden vordringt

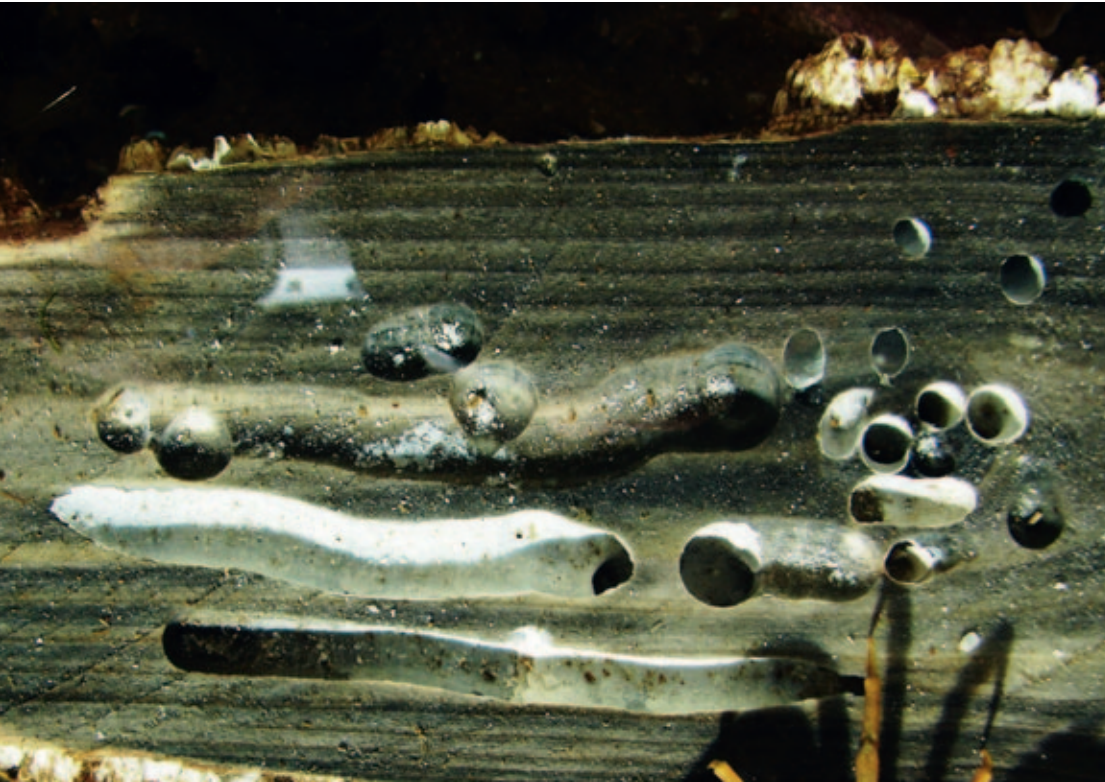
Literatur: BOS et al. 2016, CALDOW et al. 2007, DEWARUMEZ et al. 2011, DE WOLF 1995, FAASSE & LIGTHART 2008, GITTENBERGER et al. 2017, HUMPHREYS et al. 2015, JENSEN et al. 2004, KAISER et al. 1996, KERCKHOF 2014, 2016, MORTENSEN & STRAND 2000, PRANOVI et al. 2006, SNEEKES et al. 2015, TOUPOINT et al. 2008

www.beachexplorer.org/arten/ruditapes-philippinarum/fundmeldungen (access 30.08.2021)

http://www.nederlandsesoorten.nl/linnaeus_ng/app/views/species/nsr_taxon.php?id=174600
Nederlands Soortenregister, Overzicht van de Nederlandse biodiversiteit, Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* (access 23.09.2021)

Teredo navalis Linnaeus, 1758

Schiffsbohrwürmer, bei denen es sich zoologisch um Muscheln handelt, leben schon seit Hunderten von Jahren in europäischen Gewässern. Eine eindeutige Festlegung der Artzugehörigkeit ist für *Teredo navalis* aber erst ab 1730 möglich. Aus der Zeit der Holzschiffe und hölzernen Küstenschutzanlagen sind schwere Zerstörungen mit katastrophalen Folgen überliefert, die heutzutage aufgrund veränderter Baumaterialien in dieser extremen Form nicht mehr auftreten. Die Art kommt an der deutschen Nord- und Ostsee vor, wo sie immer noch zu Schäden an hölzernen Bauwerken führt.



Oben: Gänge von *Teredo navalis*, teilweise sind die Kalkverkleidungen der Wände zu sehen. Unten: Vorder- und Hinterende eines Individuums. Am Vorderende (links) erkennt man Teile der umgebildeten Schalen, mit denen die Tiere Gänge ins Holz bohren, am Hinterende (rechts) befinden sich die beiden Siphone (untere Anhänge) und die verkalkten Paletten (obere Anhänge), mit denen die Tiere ihre Röhren verschließen können. (Fotos D. Lackschewitz, K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Für eine Liste synonymisierter Namen s.

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Teredo navalis* Linnaeus, 1758](#)

Deutscher Name: Schiffsbohrwurm*, Pfahlwurm (* Nach NEHRING & LEUCHS (1999a) bezeichnet der Name ‚Schiffsbohrwurm‘ eigentlich die verwandte Art (*Psilo-*)*Teredo megotara*. Er wird hier aber trotzdem wegen des allgemein üblichen Sprachgebrauchs für *Teredo navalis* verwendet.)

Englischer Name: great shipworm, common (naval, Atlantic) shipworm

Status: Kryptogene Art, etabliert

Lebensraum: Marin bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Die Art ist kosmopolitisch verbreitet, mit unklarem Ursprungsgebiet. Es wird sowohl eine Herkunft aus dem Indopazifik (Chinesisches Meer) und der Karibik als auch aus Nordwesteuropa (Nordsee) oder den Ästuaren der mittel- und nordeuropäischen Flüsse diskutiert (SCHÜTZ 1961, NEHRING & LEUCHS 1999a, HOPPE 2002, WOLFF 2005, GOLLASCH et al. 2009).

Vektor: Historisch in hölzernen Schiffsrümpfen; daneben ist in neuerer Zeit ein Transport von Larven im Ballastwasser denkbar sowie eine sekundäre Ausbreitung in Treibholz oder durch Verdriften der Larven mit Meeresströmungen.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1791, Cuxhaven (WOLTMANN 1791 zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: 1835, Schlei (MEYER & MÖBIUS 1865 zit. in WEIGELT 2018)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Art ist kosmopolitisch verbreitet. Bereits in der Antike waren Schiffsbohrwürmer im Mittelmeer bekannt, jedoch ist deren Artzugehörigkeit nicht mehr nachvollziehbar. Dagegen waren für die Wikinger Schiffsbohrwürmer offenbar kein Problem. Berichte über Massenvorkommen im 16. Jh. in der Karibik und dem atlantischen Europa lassen sich nicht eindeutig ei-

ner speziellen Art zuordnen, ebenso das sporadische Auftreten von unspezifischen Zerstörungen an hölzernen Schutzanlagen und Schiffen in den Niederlanden, deren Gründe nicht genauer erläutert werden. Fossile Funde stammten meist von anderen Arten (WOLFF 2005). Neuere genetische Untersuchungen haben allerdings gezeigt, dass die Populationen der amerikanischen Atlantikküste und die der nordwesteuropäischen Küsten ein und derselben Art angehören und es sich nicht um Geschwisterarten (sibling species) handelt (WEIGELT 2018).

Erst ab 1730 gibt es verlässliche Quellen über Massenvorkommen von *Teredo navalis* in den Niederlanden, mit z. T. katastrophalen Folgen, wie etwa dem Zusammenbrechen von Küstenschutzanlagen aufgrund massiven Befalls mit Schiffsbohrwürmern, 1730 - 1732 (WOLFF 2005). Die Erstbeschreibung durch LINNAEUS 1758 erfolgte anhand des 1730 - 1732 in den Niederlanden gesammelten Materials. Da plötzliche Massenentwicklungen typisch für Invasionsergebnisse sind und häufig erst zu der Entdeckung eingeschleppter Arten führen, gibt es gute Gründe, in *Teredo navalis* eine nicht-heimische Art zu vermuten (GOLLASCH et al. 2009).

Ging man im 18. Jh. noch davon aus, dass der Schiffsbohrwurm aus Ostindien kam, vermuten andere Autoren seinen Ursprung im mittel- und nordatlantischen Europa, speziell auch in der Nordsee (Ref. in NEHRING & LEUCHS 1999a) und den Ästuaren der mittel- und nordeuropäischen Flüsse (SCHÜTZ 1961). Da zu dieser Zeit die Nordsee-Anrainerstaaten aber weltweiten Handel trieben, könnten die Schiffe hier wie dort mit Schiffsbohrwürmern in Kontakt gekommen sein, und der Ursprung von *Teredo* bleibt im Dunkeln.

Der erste Nachweis in deutschen Küstengewässern stammt von 1791, als von zerstörten Holzstegen bei Cuxhaven berichtet wird (NEHRING & LEUCHS 1999a). Aus dem 19. Jh. ist überliefert, dass im Jahr 1860 bei einem Sturm ein von *Teredo* zerstörter Schutzdamm bei Wilhelmshaven brach (GOLLASCH et al. 2009). Offenbar war *Teredo* zu dieser Zeit an der deutschen Nordseeküste allgemein verbreitet.

In den darauffolgenden Jahrzehnten ging das Vorkommen aufgrund veränderter Baumaterialien zurück. Jedoch ist die Art im Wattenmeer der deutschen und niederländischen Küste nach wie vor etabliert, kommt regelmäßig vor und dringt auch ins Brackwasser der Flussästuarie ein (SCHWEIMANN 1993, TUENTE et al. 2002).

Im Gebiet der deutschen Ostsee wird *Teredo navalis* erstmals 1835 für die Schlei erwähnt (MEYER & MÖBIUS 1865 zit. in WEIGELT 2018). MÖBIUS (1872, zit. in SCHÜTZ 1961) berichtet vom Vordringen der Art in den Eiderkanal 1872 (der spätere Nord-Ostsee-Kanal) und stellt fest, dass ‚die Vorkommen jedoch nicht über das Schleusengelände hinaus in den Kanal reichten‘. Und weiter: ‚In jener Zeit lebte *Teredo navalis* im Kieler Fördegebiet und bildete dichte Populationen in dem reichlich vorhandenen Holzwerk‘. Dagegen konstatiert KÜHLMANN (1909, zit. in SORDYL 1998), dass im Gebiet vor Kiel für den Zeitraum Ende des 19. bis Anfang des 20. Jh. kein *Teredo navalis* nachgewiesen wurde.

Für das Jahr 1875 werden erstmals Schäden in Travemünde und Warnemünde erwähnt (KÜHLMANN 1909 zit. in SORDYL et al. 1998). Zu Beginn des 20. Jh. und spätestens seit dem Ende der 1920er Jahre wird immer wieder von episodisch auftretendem Massenbefall hölzerner Strukturen in der westlichen Ostsee und an der mecklenburg-vorpommerschen Küste berichtet. Stärker als in der Nordsee schienen die Ostseebestände erheblichen Schwankungen zu unterliegen. Erst seit 1993 existiert dort eine stabile, selbst reproduzierende Population (SORDYL et al. 1998, LIPPERT et al. 2017, WEIGELT 2018).

Für die Ostsee gilt die Insel Hiddensee und der Nordwesten Rügens als östliche Verbreitungsgrenze (SORDYL et al. 1998, HOPPE 2002, LIPPERT et al. 2017). An der lettischen und finnischen Küste konnten BORGES et al. (2014) in ihren Untersuchungen entsprechend keine Vorkommen von *Teredo navalis* nachweisen.

In Dänemark ist nach JENSEN & KNUDSEN (2005) der Zeitpunkt des Erstnachweises unbekannt. Die Art ist aber im Kattegat und den Belten sowie allgemein in der westlichen Ostsee verbreitet. Sie kommt in westschwedischen Gewässern bis in den Öresund vor (NORMAN 1977, www.havochvatten.se/frammandearter) und auch an der norwegischen Skagerrakküste und im Oslofjord (OUG et al. 2018a).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

An allen Küsten der Nordsee, auch wenn sie hier nicht explizit aufgeführt werden.

Großbritannien: HAYWARD & RYLAND 2017

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a

Norwegen: OUG et al. 2018a

Schweden: NORMAN 1977, SORDYL et al. 1998,

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: NORMAN 1977,

www.havochvatten.se/frammandearter

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Deutschland: SORDYL 1998, LIPPERT et al. 2017, WEIGELT 2018

Zur Biologie und Ökologie:

Der Schiffsbohrwurm *Teredo navalis* lebt im und vom Holz, das er mit Hilfe endosymbiontischer Bakterien aufschließt. Diese einseitige Ernährung durch Zellulose wird wahrscheinlich durch Filtration von Plankton ergänzt. Die Tiere werden in Nord- und Ostsee 10 - 25 cm lang, können aber in wärmeren Gewässern auch größer sein. Ihre wurmförmigen Körper besitzen auf das Vorderende beschränkt kleine Schalen, mit denen sie Gänge raspeln und bohren. Die Wurmrohre, die die Tiere Zeit ihres Lebens nicht mehr verlassen, sind mit einer dünnen Kalkschicht ausgekleidet und können mit verkalkten Strukturen am Hinterende, den sog. Paletten, hermetisch verschlossen werden. In den so abgedichteten Gängen können die Tiere bis zu sechs Wochen ungünstige Phasen überdauern. Die Reproduktion erfolgt über pelagische Larven, wobei geschlechtsreife Individuen als protandrische Hermaphroditen erst als Männchen, dann als Weibchen fungieren (alle Angaben aus SORDYL et al. 1998, TUENTE et al. 2002). Da adulte Tiere aufgrund ihrer verborgenen Lebensweise vor Prädatoren gut geschützt sind, werden die Vorkommen wesentlich durch abiotische Faktoren wie Salinität, Temperatur und Sauerstoffgehalt des Wassers limitiert.

Teredo navalis ist überwiegend im marinen Milieu beheimatet, kommt aber auch im Weser-Ästuar (TUENTE et al. 2002) und in der Ostsee bei Salinitäten unter 18 vor. Entgegen der bisherigen Annahme, dass die Tiere bei weiter sinkendem Salzgehalt zwar noch begrenzt lebens-

fähig, aber nicht mehr reproduktiv tätig sind, belegten Untersuchungen von SORDYL et al. (1998), dass die Art an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns auch bei Salinitäten von 10 bis 12 reife Gonaden und Larven bildete. Ebenso galt die Vitalität der Tiere als stark temperaturabhängig, und man ging davon aus, dass kalte Winter die Bestände auslöschen würden, was aber offensichtlich nur bei extremer Kälte der Fall ist (SORDYL et al. 1998, TUENTE et al. 2002). Andere Autoren zeigten, dass die Würmer ihre Bohraktivitäten erst bei Salinitäten von etwa 7 komplett einstellten, in ihren hermetisch versiegelten Gängen aber bis zu 6 Wochen ohne dauerhafte Schäden überlebten und erst bei einem Salzgehalt von unter 4 – 6 letal geschädigt waren (Literatur in WEIGELT 2018).

Anhand von Modellen zeigten APPELQVIST & HAVENHAND (2015), APPELQVIST et al. (2017) für die Ostsee, dass der Klimawandel die Verbreitung der Art nicht wesentlich verändern wird. Eine durch wärmer werdende Meere verlängerte Brutsaison kann an den Grenzen der möglichen Siedlungsareale zu höheren Dichten führen, wird aber keine Erweiterung in die östliche Ostsee bewirken.

Auswirkungen und invasives Potential:

Teredo navalis gilt als eingeschleppte Art mit hohem invasiven Potential (GOLLASCH & NEHRING 2006).

Aufgrund veränderter Baumaterialien bei Schiffen, Hafen- und Küstenschutzanlagen sind die Auswirkungen heutzutage in gemäßigten

Zonen längst nicht mehr so gravierend wie früher (SCHWEIMANN 1993), jedoch kommt es durch den Befall mit *Teredo* auch heute noch zur Zerstörung hölzerner Hafen- und Küstenkonstruktionen mit erheblichen wirtschaftlichen Schäden. Ebenso können die Tiere ein Problem für die Unterwasser-Archäologie darstellen, wenn sie historische Schiffswracks befallen.

Die pelagische Larvalphase ermöglicht eine Ausbreitung mit Meeresströmungen. Für die Ostsee wird neben der Existenz etablierter Populationen auch diskutiert, ob dortige Vorkommen auf einen Larvenzustrom aus der Nordsee und dem Skagerrak zurückzuführen sind oder alternativ auf Larven aus dem Ballastwasser von Schiffen (SORDYL et al. 1998).

Literatur: APPELQVIST & HAVENHAND (2015), APPELQVIST et al. (2017), BORGES et al. 2014, GOLLASCH & NEHRING 2006, GOLLASCH et al. 2009, HAYWARD & RYLAND 2017, HOPPE 2002, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, LIPPERT et al. 2017, NEHRING & LEUCHS 1999a, NORMAN 1977, OUG et al. 2018a, SCHÜTZ 1961, SCHWEIMANN 1993, SORDYL et al. 1998, TUENTE et al. 2002, WEIGELT 2018, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-teredo-navalis-skeppsmask.pdf (havochvatten.se) (update 26.02.2013)

<https://artskart.artsdatabanken.no>, norwegische Datenbank, Verbreitungskarte [Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](#)

6.6. *Articulata* (Gliedertiere)

6.6.1. *Annelida* (Ringelwürmer)

Oligochaeta (Wenigborster)

Branchiura sowerbyi Beddard, 1892

Abb. in [faktablad-branchiura-sowerbyi-faborst-maskar.pdf](#) ([havochvatten.se](#)) BEDDARD (1892).

Der Schlammröhrenwurm (Kiemenwurm) *Branchiura sowerbyi* ist weltweit verbreitet und kommt in Binnengewässern vieler europäischer Länder vor. Frühe Hinweise aus den 1920er und 1930er Jahren stammen aus Südostasien, weshalb der Ursprung des Oligochaeten überwiegend im indopazifischen Raum gesehen wird (TOBIAS 1972, GRABOWSKI & JABŁOŃSKA 2009). Gestützt wird diese These durch Vorkommen in künstlich erwärmten Gewässern. Jedoch gibt es auch Stimmen, die *Branchiura sowerbyi* für ein autochthones Faunenelement Europas halten, das früh mit Überseeverkehr verbreitet wurde (GEISSEN 1999).

Erstmalig wurde der Oligochaet 1892 aus einem Aquarium im Botanischen Garten der Royal Society in London beschrieben (BEDDARD 1892). Dorthin war er wahrscheinlich mit Aquariumpflanzen gelangt (TOBIAS 1972). In anderen Städten wurde er später ebenfalls in solchen künstlichen Lebensräumen entdeckt, daneben aber auch zunehmend im Freiland in limnischen Gewässern (MANN 1958, TOBIAS 1972).

Seine auffällige Größe bis zu 200 mm (TOBIAS 1972) und ein mit fadenförmigen Kiemenanhängen besetztes Hinterende machen den Oligochaeten unverwechselbar.

Im Freiland besiedelt er ganz überwiegend Süßgewässer und ist in Flüssen und Seen Mit-

teleuropas seit langem weitverbreitet (GEISSEN 1999, TITTIZER et al. 2000, SCHÖLL 2018, BOETS et al. 2016). Außerhalb von Aquarien wurde er erstmals für Deutschland **1959** im Elbe-Lübeck-Kanal entdeckt (KOTHÉ 1961 zit. in TITTIZER et al. 2000). An der Küste hat er neben der oligohalinen Unterelbe (NEHRING 2006) seit den 1990er Jahren auch das Oderhaff erreicht (ZETTLER & RÖHNER 2004), in dessen polnischem Teil er schon 1976 gefunden wurde (GRUSZKA 1999).

Die Art lebt als Substratfresser bevorzugt im Flachwasser von Uferstreifen mit schwacher Strömung in schlammigen Substraten. Obwohl sie als thermophil gilt (GRABOWSKI & JABŁOŃSKA 2009), kommt sie auch mit niedrigen Wintertemperaturen im Freiland gut zurecht (MANN 1958, TOBIAS 1972, GEISSEN 1999). Nach TOBIAS (1972) ist sie als extrem eurytherm einzustufen.

Der Oligochaet wird in Laborexperimenten als Testorganismus für verschiedene toxische Chemikalien eingesetzt.

GEISSEN (1999) diskutiert eine mögliche Bedeutung dieses großen Tubificiden bei ausreichend hohen Dichten als Nahrung für Fische und Vögel. Negative Auswirkungen scheinen nicht bekannt zu sein.

Literatur: BEDDARD 1892, BOETS et al. 2016, GEISSEN 1999, GRABOWSKI & JABŁOŃSKA 2009, GRUSZKA 1999, MANN 1958, NEHRING 2006, SCHÖLL 2018, TITTIZER et al. 2000, TOBIAS 1972, ZETTLER & RÖHNER 2004

Potamothrix spp.

Nach MILBRINK & TIMM (2001) und TIMM (2013) eroberten ponto-kaspische Oligochaeten in drei Wellen Nordwesteuropa, wobei wahrscheinlich der Transport von Tieren und/oder Dauerstadien im Ballastwasser von Schiffen der entscheidende Vektor war. Als euryhaline Süßwasserorganismen können sie vermutlich den Austausch von Ballastwasser gut überstehen und wurden so z. B. auch in die Großen Seen Nordamerikas eingeschleppt.

Obwohl prinzipiell stärker an das Süßwasser gebunden, sind mehrere ponto-kaspische Arten innerhalb der Gattung *Potamothrix* aus den oligohalinen inneren Küstengewässern der deutschen Nord- und Ostsee bekannt.

Nach R. BÖNSCH (IfAÖ, pers. Mitt. 2013, 2014) kommen in der Ostsee drei Arten in der Lübecker Bucht, verschiedenen Boddengewässern, dem Strelasund, Peenestrom, Achterwasser und Oderhaff vor:

P. bavaricus (Oschmann, 1913)

P. hammoniensis (Michaelson, 1901)

P. moldaviensis Vejdovský et Mrázek, 1903

An der Nordseeküste kennt man *P. bavaricus* aus den Niederlanden, hauptsächlich im Brack- oder Süßwasser von Binnendeichgewässern. Er wird von VAN HAAREN (2016) als typische Küstenart bezeichnet. Dagegen scheinen Nachweise für die deutsche Nordseeküste nicht vorzuliegen. Allerdings sollte berücksichtigt werden, dass Oligochaeta, verglichen mit anderen aqua-

tischen Taxa, generell wenig im Fokus von Untersuchungen stehen und eine verstärkte Aufmerksamkeit auf diese Gruppe vermutlich auch zu mehr Nachweisen führen würde.

Potamothrix hammoniensis und *P. moldaviensis* wurden 2017 bei Monitoring-Untersuchungen im Hamburger Hafen gefunden (IfAÖ 2018a).

Für einen weiteren ponto-kaspischen Vertreter dieser Gattung, *P. vej dovski* (Hrabě, 1941), gibt das [Information system on aquatic non-indigenous and cryptogenic species \(ku.lt\)](#) Vorkommen aus den inneren Ästuaren von Elbe, Weser, Ems und Eider bis an die obere Brackwassergrenze an.

Im Wesentlichen sind die Vorkommen aber auf den limnischen Bereich von Flüssen und Seen beschränkt.

Negative Auswirkungen sind nicht bekannt und vermutlich gering (SOORS et al. 2013). Offenbar stimuliert das Vorkommen der Gattung aber die Ansiedlung weiterer Oligochaeten, so auch anderer *Potamothrix*-Arten, und bewirkt höhere Gesamtabundanzen (MILBRINK & TIMM 2001).

Literatur: MILBRINK & TIMM 2001, SOORS et al. 2013, TIMM 2013, VAN HAAREN 2016

[AquaNIS: Information system on aquatic non-indigenous and cryptogenic species \(ku.lt\)](#), AquaNIS-Datenbank (access 22.07.2020)

Tubificoides heterochaetus (Michaelsen, 1926)

Abb. in [faktablad-tubificoides-heterochaetus-faborstmaskar.pdf](#) ([havochvatten.se](#))

Andere Namen in der Literatur:

Peloscolex heterochaetus (Michaelsen, 1926)

Der Oligochaet wurde **1926** aus Gewässern bei Greifswald (Ostsee) beschrieben. Er ist eine amphi-atlantische Art von beiden Seiten des Nordatlantik (BAKER 1981, VAN HAAREN 2016). Darüber hinaus existieren nach MILLIGAN 1996 (in VAN HAAREN 2016) auch Meldungen aus dem Donaudelta. Die ursprüngliche Heimat der Art ist unbekannt, möglicherweise liegt sie aber nicht in Europa. Über den möglichen Verbreitungsmodus herrscht Unklarheit (WOLFF 2005).

Nach VAN HAAREN (2016) ist die Art für das Einzugsgebiet der Nordsee aus Ästuaren entlang der belgischen, niederländischen und deutschen Küste bekannt. In den Niederlanden war sie in den 1920er und 1930er Jahren im Brackwasser der ehemaligen Zuiderzee sehr häufig. Da vorher keine Vorkommen verzeichnet wurden, wird dieses zeitlich begrenzte, massenhafte Auftreten als Indiz für ein Invasionsereignis gewertet (WOLFF 2005). Heutzutage wird *Tubificoides heterochaetus* in den Niederlanden im Brackwasser verschiedener Wasserstraßen, im Noordzeekanaal und im östlichen Teil der Westerschelde bis zu einer Tiefe von 16 m angetroffen (VAN HAAREN 2016). In Belgien kommt der Oligochaet in der Zeeschelde zwischen Antwerpen und der niederländischen Grenze vor (SEYS et al. 1999).

Im Bereich der deutschen Nordsee wurde *Tubificoides heterochaetus* in der Elbe- und Wesermündung nachgewiesen (SCHUCHARDT et al. 1993, SEYS et al. 1999). An der deutschen Ostseeküste, von wo die Art ursprünglich beschrieben wurde, ist sie nach wie vor verbreitet (ZETTLER & RÖHNER 2004, ZETTLER, pers. Mitt. 01.2014).

Daneben sind Vorkommen von der finnischen Küste (SEYS et al. 1999), aus dem dänischen Kattegat (ERSÉUS & KVIST 2007) und dem polnischen Hafen von Gdansk (MARSZEWSKA et al. 2017) dokumentiert.

Die Art gilt als endemische Brackwasserform aus oligo- bis mesohalinen Flussmündungen und Binnengewässern, die mit großen Salinitätsschwankungen zurechtkommt (VAN HAAREN 2016) und mittel bis stark verschmutzte Gewässer toleriert (HARREL 2004, SEYS et al. 1999).

Durch sein Erscheinungsbild mit einem stark angeschwollenen Vorderkörper, der sich hinter dem Clitellum abrupt verschmälert, ist der bis zu 9 mm lange Wurm innerhalb der Gruppe der Oligochaeten relativ auffällig.

Wohl nicht zuletzt aufgrund geringer Vorkommen und der generell anspruchsvollen Taxonomie der Oligochaeten sind keine negativen Auswirkungen bekannt.

Literatur: BAKER 1981, ERSÉUS & KVIST 2007, HARREL 2004, MARSZEWSKA et al. 2017, SCHUCHARDT et al. 1993, SEYS et al. 1999, VAN HAAREN 2016, WOLFF 2005, ZETTLER & RÖHNER 2004

Polychaeta (Vielborster)

Arten, die sich nicht etabliert haben, keine NIS sind oder irrtümlich für deutsche Küsten angegeben wurden, sind mit einem * gekennzeichnet.

*Alitta (Neanthes/Nereis) succinea** (Leuckart, 1847)

Andere Namen in der Literatur:

Neanthes succinea (Leuckart, 1847)

Nereis succinea Leuckart, 1847

Alitta succinea ist ein Kosmopolit, der in gemäßigten bis tropischen Breiten weltweit auftritt (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). SATO (2013) vermutet, dass es sich um eine atlantische Art handeln könnte, mit einem Ursprung an der amerikanischen Ostküste. *Alitta succinea* wurde allerdings 1847 von Helgoland beschrieben (JENSEN & KNUDSEN 2005, SATO 2013), und WOLFF (1973, zit. in NOBANIS) erwähnt für die Niederlande Museumsbelege von 1899 und, dass die Art möglicherweise dort bereits im 18. Jh. vorkam.

In Dänemark gilt die Art als kryptogen (JENSEN & KNUDSEN 2005). Im schwedischen Kattegat wurde der Polychaet erst 1940 gefunden (JENSEN & KNUDSEN 2005, SMITH 1963 zit. in NOBANIS) und 1945 in der Beltsee (JENSEN & KNUDSEN 2005). Rückwirkend wurde ein Vorkommen durch Museumsmaterial in Kopenhagen belegt, das 1949 gesammelt worden war (MUUS 1967 zit. in NOBANIS). Ab 1953 war er im Isefjord (Seeland/Sjælland) sehr häufig (RASMUSSEN 1973), mit späteren Vorkommen in der gesamten Beltsee (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). RASMUSSEN (1973) führt das Erscheinen von *Alitta succi-*

nea u. a. auf die zunehmend höheren Wassertemperaturen zurück, wodurch sich diese südlichere Art weiter nach Norden ausbreiten konnte.

In der NOBANIS-Datenbank wird *Alitta succinea* als kryptogen für Deutschland und die Niederlande bezeichnet. Allerdings findet man in den entsprechenden nationalen Listen keinen Eintrag (WOLFF 2005, GOLLASCH & NEHRING 2006), obwohl der Polychaet an beiden Küsten nicht selten ist. Für schwedische Gewässer gilt er nicht als eingeschleppt oder kryptogen, ebenso wie für Norwegen (OUG et al. 2018b), wo der kryptogenen Status für Dänemark erwähnt wird.

Alitta succinea kommt an der deutschen Nord- und Ostseeküste bis in Brackwasserhabitats vor und ist stellenweise sehr häufig.

Literatur: GOLLASCH & NEHRING 2006, HARTMANN-SCHRÖDER 1996, JENSEN & KNUDSEN 2005, OUG et al. 2018b, RASMUSSEN 1973, SATO 2013, WOLFF 2005

NOBANIS Datenbank

<https://www.nobanis.org/marine-identification-key/introduction-to-polychaetes/>

Alitta (Neanthes/Nereis) virens (M. Sars, 1835)

Ein sehr großer Polychaet, der erst 1835 von europäischen Küsten beschrieben wurde. In den 1920er Jahren tauchte er sowohl an der deutschen Nord- als auch Ostseeküste auf und ist heute eine häufige Art. Die bemerkenswert späte Erwähnung eines so auffälligen Tieres spricht für ein Invasionsereignis. Da sowohl Herkunft als auch Umstände einer möglichen Einwanderung unbekannt sind, wird er von einigen Autoren als kryptogen, von anderen als nicht-heimisch bezeichnet. Trotz seiner Größe werden an deutschen Küsten keine nennenswerten ökologischen Auswirkungen beobachtet.

Alitta (Nereis) virens ist ein großer Polychaet, der im Wattenmeer häufig eine Länge von 20 bis 30 cm erreicht.
(Foto K. Reise)



Andere Namen in der Literatur:

Neanthes virens (M. Sars, 1835)

Nereis virens Sars, 1835

Deutscher Name: Irisierender Seeringelwurm,
Grüner Seeringelwurm

Englischer Name: king ragworm

Status: Nicht-heimische Art (Wolff 2005), kryptogen (NEHRING & LEUCHS 1999a), etabliert

Lebensraum: Marin (bis Brackwasser)

Ursprungs-/Donorgebiet: Unbekannt; NEHRING & LEUCHS (1999a) vermuten den Nordatlantik oder Nordpazifik, BRETON et al. (2003, 2004) dagegen die amerikanische Atlantikküste.

Vektor: Unbekannt; ein Transport adulter, schwärmender Tiere im Ballastwasser von Schiffen ist denkbar (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1923 im nordfriesischen Wattenmeer (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: Seit den 1920er Jahren (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Tatsache, dass dieser große, auffällige Polychaet in Nordeuropa erst 1835 von der norwegischen Atlantikküste beschrieben wurde, legt die Vermutung eines Invasionsereignisses nahe. Im Verlauf des 19. Jh. wird *A. virens* nur aus Skandinavien mehrfach erwähnt (NEHRING & LEUCHS 1999a). Auch der bemerkenswert späte Erstnachweis (1915) in den Niederlanden untermauert den Verdacht einer Einschleppung (WOLFF 2005).

Die ersten Funde aus dem deutschen Wattenmeer datieren von 1923 bis 1926, wo *A. virens*

offensichtlich im 19. Jh. bei der Untersuchung der Austernbänke noch fehlte (NEHRING & LEUCHS 1999a). Etwa zeitgleich taucht die Art an der deutschen Ostseeküste auf (NEHRING & LEUCHS 1999a). REISE et al. (1999) vermuten aufgrund der historischen Funde eine Einschleppung, bezeichnen die Datenlage aber als zu schwach, um sicher von einer nicht-heimischen Art zu sprechen.

Heutzutage gilt *Alitta virens* sowohl an der deutschen als auch an der niederländischen Nordseeküste als ‚common species‘ (WOLFF 2005) und ist in der deutschen Ostsee z. B. in der Kieler Förde verbreitet (GOERKE 1971, HARTMANN-SCHRÖDER 1996).

Genetische Studien belegen, dass die europäischen (wie auch die nordamerikanischen und japanischen) Populationen einander alle sehr ähnlich sind (WOLFF 2005), was einen Hinweis auf ein einmaliges Invasionsereignis darstellen könnte, aber auch die Rückeroberung eines in der Vergangenheit besiedelten Areals durch eine Restpopulation nicht ausschließt.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Der Polychaet kommt nach HARTMANN-SCHRÖDER (1996) und vielen anderen Quellen (z. B. GOERKE 1971, REISE et al. 1999) in der gesamten Nordsee vor.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

HARTMANN-SCHRÖDER (1996) nennt für die Ostsee Kattegat, Belte, Öresund bis Kieler Bucht (für die Kieler Bucht auch GOERKE 1971). ZETTLER & RÖHNER (2004) finden die Art im Untersuchungsgebiet Fehmarnbelt bis Usedom. Es konnten keine Angaben zu kleinräumigeren Verbreitungsgrenzen gefunden werden, so dass den Autoren nicht bekannt ist, wie weit die Vorkommen in die östliche Ostsee reichen oder ob der Polychaet nur im westlichen Teil auftritt.

Zur Biologie und Ökologie:

Die Größe von *Alitta virens* wird bei HARTMANN-SCHRÖDER (1996) sogar mit bis zu 90 cm angegeben, jedoch sind die Tiere in der Regel wesentlich kleiner. DEAN (1978) schätzt das Alter auf mehrere Jahre. Die Art besiedelt eu- bis oligohaline Gewässer, wobei niedrige Salzgehalte wohl nur vorübergehend ertragen werden (HARTMANN-SCHRÖDER 1996).

Alitta virens ist omnivor und kann sich von Algen wie auch von kleineren Invertebraten oder Aas ernähren. Dabei kommen verschiedene Strategien zur Anwendung: Die Tiere kriechen ganz oder teilweise aus ihren Gängen, greifen die Beute mit den Kiefern und ziehen sie in ihre Röhre. Es können aber auch Schleimnetze ausgelegt werden, die dann mitsamt anhaftender Partikel gefressen werden (TITA et al. 2000, HERRINGSHAW et al. 2010). Sie selbst sind Nahrung für benthische Räuber wie Krebse und Fische und werden im Wattenmeer von Watvögel gefressen (HARTMANN-SCHRÖDER 1996, DUIJNS et al. 2013).

Zur Reproduktion im frühen Frühjahr verlassen die Männchen ihre Grabgänge und schwimmen vorzugsweise nachts im freien Wasser. Dieses Verhalten wurde auch außerhalb der Reproduktion beobachtet und steht wahrscheinlich mit Wanderungen im Zusammenhang (GOERKE 1971, DEAN 1978). Die Larven sind wahrscheinlich nicht pelagisch (HARTMANN-SCHRÖDER 1996).

Auswirkungen und invasives Potential:

Auswirkungen von Prädation und Konkurrenz durch ein so großes Faunenelement sind wahrscheinlich, auch wenn von den deutschen Küsten keine starken ökologischen Effekte dokumentiert sind. Nach RASMUSSEN (1973) ging mit der Ausbreitung von *A. virens* in Dänemark eine Abnahme von *Hediste diversicolor*, *Arenicola marina* und kleineren Bodentieren einher. Aus Experimenten weiß man, dass der Wurm die Weichbodenfauna amerikanischer Watten erheblich dezimieren kann (AMBROSE 1984) und konkurrenzstark gegenüber anderen Polychaeten ist (MÜLLER 2007). Beeinträchtigungen der Meiofauna durch Prädation und Bioturbation nennen TITA et al. (2000) und HERRINGSHAW et al. (2010), jedoch bietet das mit Sauerstoff angereicherte Wasser in den Gängen einen Lebensraum für Meiofauna im sonst anoxischen Sediment (REISE 1981a, b). *Alitta virens* ist in vielen Ländern ein begehrter Angelköder (GOERKE 1971, DEAN 1978).

Literatur: AMBROSE 1984, BRETON et al. 2003, 2004, DEAN 1978, DUIJNS et al. 2013, GOERKE 1971, HARTMANN-SCHRÖDER 1996, HERRINGSHAW et al. 2010, MÜLLER 2007, NEHRING UND LEUCHS 1999a, RASMUSSEN 1973, REISE 1981a, b, REISE et al. 1999, TITA et al. 2000, WOLFF 2005, ZETTLER & RÖHNER 2004

Alkmaria romijni Horst, 1919

Der Status des kleinen Polychaeten *Alkmaria romijni* (Ampharetidae) ist unklar, die Art wird nicht einheitlich als kryptogen bewertet. Sie wurde erst spät aus den niederländischen Brackwassergebieten der ehemaligen Zuiderzee beschrieben. Vorkommen sind aus geschützten Lagunen und Ästuaren der Nord- und Ostsee bekannt, in denen das Tier Röhren auf schlickhaltigen Sedimenten baut. In Deutschland kommt *Alkmaria romijni* überwiegend an der Ostseeküste vor.

Abb. in [Alkmaria romijni - Nobanis](#)

Deutscher Name: Brackwasser Ringelwurm
Englischer Name: tentacled lagoon worm

Status: Kryptogen (uneinheitlich, wird z. T. auch als heimische Art betrachtet), etabliert in der Ostsee, für die Nordsee unsicher

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Unbekannt (Erstbeschreibung 1919 aus den Niederlanden)

Vektor: Unbekannt; nach www.havochvatten.se/frammandearter werden Boote und Ballastwasser vermutet

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Unbekannt

Ostsee: Wahrscheinlich in der Schlei vor 1946 (da der Polychaet von THORSON 1946 ohne nähere Angaben erwähnt wird)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Alkmaria romijni kommt in der Ostsee und im Nordostatlantik, von der Nordsee bis zur Küste vor Marokko vor. Aufgrund seiner geringen Größe könnte er oft übersehen worden sein. Allerdings dürfte er z. B. in der Kieler Bucht den intensiven Erfassungen der Meiofauna in den 1930er Jahren nicht entgangen sein, wenn die Art damals dort vorgekommen wäre. Das Ursprungsgebiet ist unklar. Die Erstbeschreibung stammt aus dem Brackwasser der Niederlande, wo er 1914 im Alkmaarder Meer gesammelt wurde (HORST 1919). Dieses Gebiet verlor nach der Eindeichung der Zuiderzee (1932) seinen Brackwassercharakter, und *Alkmaria romijni* verschwand von dort. Für die Niederlande galt der Polychaet lange als ausgestorben (WOLFF 2000), es scheint jedoch weiterhin Vorkommen zu geben (T. VAN HAAREN, pers. Mitt. 08.05.2020). Für deutsche Gewässer verzeichnet HARTMANN-SCHRÖDER (1996) die Art für den Nord-Ostsee-Kanal (NOK). In der trilateralen Roten Liste der

benthischen Wattenmeerfauna (PETERSEN et al. 1996) werden für den deutschen Teil Vorkommen lediglich für den schleswig-holsteinischen Teil angegeben und als ‚susceptible‘ bezeichnet. 1994 wurde *Alkmaria* bei Untersuchungen im Weser-Ästuar gefunden (IfAÖ, pers. Mitt. 05.2020). Im dänischen Wattenmeer scheint *Alkmaria romijni* unbekannt zu sein (PETERSEN et al. 1996). Nördlich davon kamen die ersten Nachweise 1929 aus dem dänischen Ringkøbing Fjord (WESENBERG-LUND 1934). Offenbar besiedelt *Alkmaria romijni* inzwischen ebenfalls den Nissum Fjord (LAURSEN et al. 2004 zit. in [Alkmaria romijni - Nobanis](#)). Im Skagerrak gibt es ein isoliertes Vorkommen am südöstlichen Ausgang des Oslofjords bei Fredrikstad, der Erstnachweis dort scheint aber unbekannt zu sein (www.havochvatten.se/frammandearter). Für Norwegen wird die Art explizit als nicht fremd angegeben (OUG et al. 2018c) und ist in der Roten Liste 2010 aufgeführt. WEIDEMA (2000) und HOPKINS (2002) bewerten sie dagegen als kryptogen und die NOBANIS-Datenbank ([Polychaetes - Nobanis](#)) als Alien für Norwegen. Auch in Großbritannien gilt der Polychaet als seltene, geschützte Art und wird in Lagunen und Ästuaren bis zur Humber-Mündung im Norden gefunden (GILLILAND & SANDERSON 2000).

In der Ostsee existieren Nachweise aus dem dänischen Roskilde Fjord (RASMUSSEN 1989, zit. in [Alkmaria romijni - Nobanis](#)) und von der südschwedischen Küste (Hanöbucht) (www.havochvatten.se/frammandearter). Neben älteren Meldungen aus der Schlei (THORSON 1946, ohne nähere Angaben) kommt die Art offenbar an verschiedenen Küstenabschnitten der deutschen Ostsee vor (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). Im Zuge von Untersuchungen zur Wasserterrahmenrichtlinie (WRRRL) wurde *Alkmaria* in den letzten Jahren in zahlreichen Haffs und Boddengewässern an der mecklenburg-vorpommerschen Küste nachgewiesen (z. B. IfAÖ 2015, 2019). Für die polnischen Küstengewässer gilt 1996 als Datum des Erstnachweises (www.havochvatten.se/frammandearter). KO-

CHESHKOVA & EZHOVA (2018) geben 1997 für einen Erstfund in den russischen Teilen (Oblast Kaliningrad) des Frischen und Kurischen Haffs an.

Außerhalb von Nord- und Ostsee sind Vorkommen aus Portugal (RODRIGUES et al. 2011) und Marokko (CHAOUTI & BAYED 2006) bekannt.

Da der Status von *Alkmaria romijni* nicht einheitlich bewertet wird, finden sich für viele Küsten keine Einträge in den nationalen Listen eingeschleppter und kryptogener Organismen, auch wenn Vorkommen dort belegt sind. Andererseits wird die Art in diversen Neobiotalisten und Datenbanken als kryptogen aufgeführt bzw. ihr Status wird explizit angegeben (z. B. heimisch für Norwegen).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: GILLILAND & SANDERSON 2000

Niederlande: HORST 1919, T. VAN HAAREN, pers. Mitt. 05.2020

Deutschland: NOK (HARTMANN-SCHRÖDER 1996), Weser-Ästuar (IfAÖ, pers. Mitt. 05.2020) Dänemark: WESENBERG-LUND 1934, THORSON 1946, HARTMANN-SCHRÖDER 1996

Norwegen: HOPKINS 2002, OUG et al. 2018c

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: NOBANIS nach RASMUSSEN 1989

Schweden: NOBANIS nach FORSMAN 1972, www.havochvatten.se/frammandearter

Deutschland: THORSON 1946, HARTMANN-SCHRÖDER 1996, IfAÖ 2015, 2019

Polen: www.havochvatten.se/frammandearter, *Polychaetes - Nobanis*

Russland/Kaliningrad: KOCHESHKOVA & EZHOVA 2018

Zur Biologie und Ökologie:

Alkmaria romijni ist ein kleiner, bis 5 mm langer Polychaet aus dem Brackwasser. Er wurde erst sehr spät (1919) aus den Niederlanden beschrieben, und seine verstreuten Vorkommen sind obligat an Schlickflächen in geschützten Lagunen oder Ästuaren gebunden. Da die Fortpflanzung nicht über eine Planktonlarve erfolgt, kann nicht von einer schnellen Ausbreitung auf natürlichem Weg über weite Distanzen ausgegangen werden.

Alkmaria romijni lebt in einer dünnen, halb eingegrabenen Sedimentröhre, deren Ende aus dem Boden ragt und an der zahlreiche längliche Kotpartikel heften. Auch im Umfeld der Röhre ist das Sediment mit dünnen Kotschnüren bedeckt.

Das Vorderende des Polychaeten trägt drei Paar Kiemen und besitzt zwei Augenflecke. Mit acht dünnen, fadenförmigen Tentakeln, die in das Vorderende eingezogen werden können, wird der Boden nach Nahrung abgetastet. Der Körper ist hellbräunlich und kann vier braune Querlinien auf der Ventralseite haben.

Eine Reproduktion findet im Juni/Juli statt (THORSON 1946). Die Tiere sind protandrische Hermaphroditen, möglicherweise auch parthenogenetisch (THORSON 1946), und vivipar ohne Planktonlarve. Die Embryonen entwickeln sich zunächst im Muttertier, später an der Röhre.

Alkmaria romijni gilt als genuine Brackwasserart aus poly- bis oligohalinen Gewässern und kann offenbar einige Schwankungen des Salzgehalts tolerieren (WESENBERG-LUND 1934, HARTMANN-SCHRÖDER 1996, GILLILAND & SANDERSON 2000).

Auswirkungen und invasives Potential:

Aufgrund der geringen Größe und des begrenzten Verbreitungspotentials geht man von keinen nennenswerten Effekten aus. Auch die starke Bindung an einen speziellen Lebensraum machen ausgedehnte Massenvorkommen mit stärkeren Auswirkungen unwahrscheinlich.

Literatur: CHAOUTI & BAYED 2006, GILLILAND & SANDERSON 2000, HARTMANN-SCHRÖDER 1996, HOPKINS 2002, HORST 1919, KOCHESHKOVA & EZHOVA 2018, IfAÖ 2015, 2019, OUG et al. 2018c, PETERSEN et al. 1996, RODRIGUES et al. 2011, THORSON 1946, WEIDEMA 2000, WESENBERG-LUND 1934, WOLFF 2000

[Polychaetes - Nobanis](#), *Alkmaria romijni* - *Nobanis*, NOBANIS Datenbank (06.05.2020)

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-alkmaria-romijni.pdf](#) (havochvatten.se) (update 11.12.2006)

*Ampharetidae indet.**

Mehrere Individuen eines kleinen Polychaeten aus der Gruppe Ampharetidae wurden im November 2018 auf Besiedlungsplatten in Brunsbüttel, direkt hinter der Schleuse in den Nord-Ostsee-Kanal, gefunden. Die Tiere konnten keiner hier bekannten Art zugeordnet werden. Sie waren weniger als 10 mm lang und lebten in Röhren aus feinen Sedimentpartikeln. Im lebenden Zustand erscheinen die Kiemen neongelb geringelt. Merkmale wie das Borstenmuster weichen von denjenigen bekannter Arten ab, wie etwa dem von → *Hypania invalida*. Die taxonomische Bearbeitung ist nicht abgeschlossen.



Dorsale (links) und ventrale (rechts) Ansicht eines Sedimentröhren bewohnenden, noch undeterminierten Ampharetiden. (Fotos D. Lackschewitz)

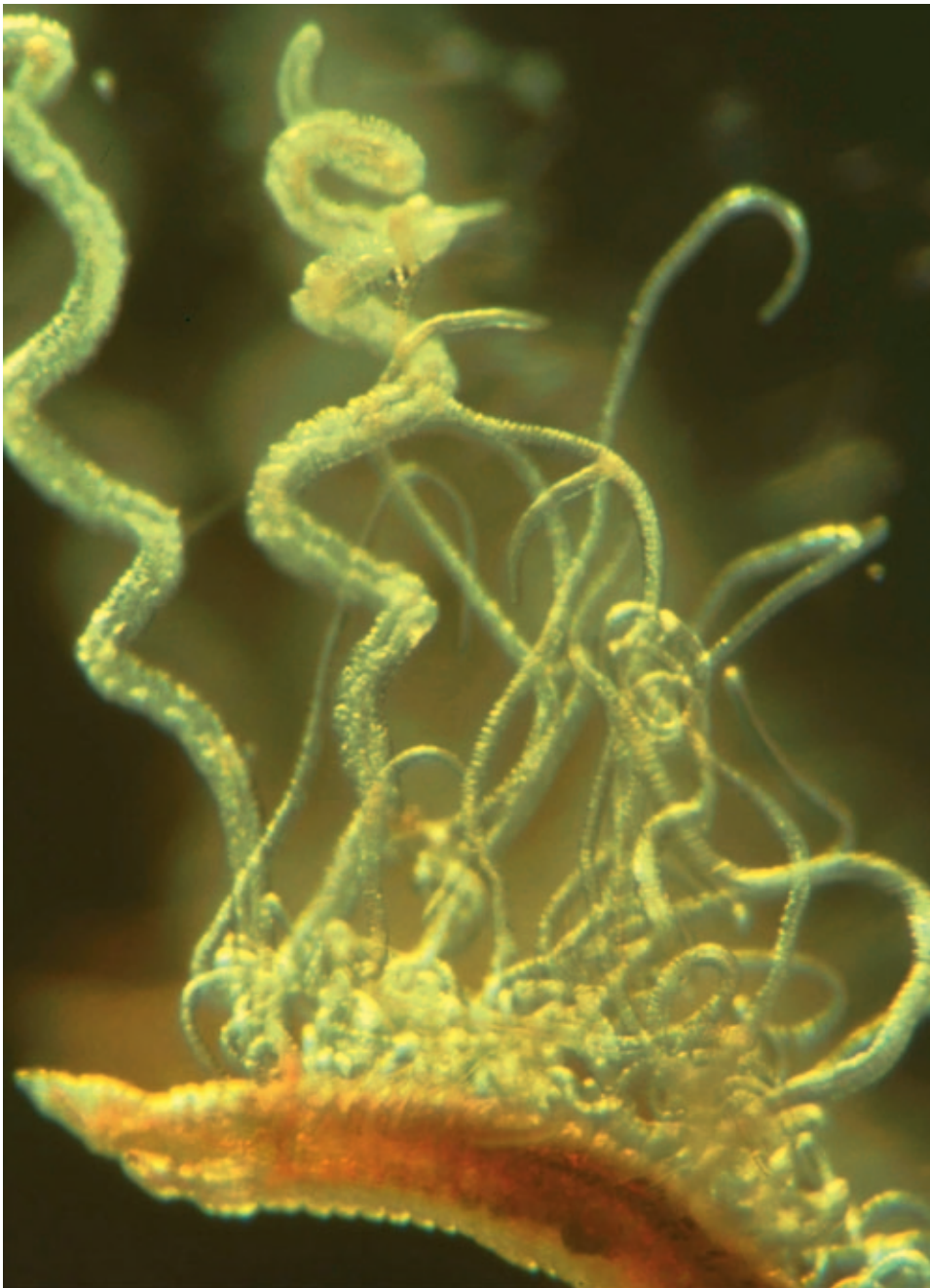
Aphelochaeta marioni (Saint-Joseph, 1894)

Tharyx killariensis (Southern, 1914)

Tharyx maryae Blake & Göransson, 2015

In den 1960er Jahren erschien an der deutschen Nordseeküste erstmals ein Cirratulide, der sich im Laufe der 1970er Jahre schnell und individuenreich ausbreitete und als *Tharyx marioni* identifiziert wurde. Eine solch plötzliche Verbreitung mit hohen Abundanzen deutet typischerweise auf ein Invasionsereignis hin.

Nach Revision einer Teilgruppe der Cirratulidae wurde der Polychaet Anfang der 1990er Jahre der Gattung *Aphelochaeta* zugeordnet und der Name in *Aphelochaeta marioni* geändert. Fast zeitgleich zeigten Untersuchungen aus dem dänischen Wattenmeer, dass es sich dort um die Art *Tharyx killariensis* handelte. Dieser Name wurde größtenteils auch für Individuen aus dem deutschen Wattenmeer übernommen. Im Zuge einer Neubeschreibung von *Tharyx killariensis* (2015) wurden später zwei Arten der Gattung *Tharyx* abgetrennt, von denen eine, die neu benannte Spezies *Tharyx maryae*, im Sylter Wattenmeer vorkommt.



Zwei dickere Tentakel und ein „Lockenkopf“ aus Fadenkiemen sind auffällige Merkmale von *Aphelochaeta marioni*/*Tharyx killariensis*/*T. maryae*.
(Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Für *Aphelochaeta marioni*: *Heterocirrus marioni*
Tharyx marioni

Für *Tharyx killariensis*: *Chaetozone killariensis*
Heterocirrus killariensis
Caulleriella killariensis
Tharyx marioni
Tharyx killariensis

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Kryptogene Art, etabliert (hinter den Angaben zu *T. killariensis*/*Aphelochaeta marioni* verbergen sich möglicherweise verschiedene Arten)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Unklar

Vektor: Unbekannt

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Erste Nachweise in den 1960er Jahren als *Cirratulus filiformis*/*Cirratulus* sp. aus der Jade, bei Helgoland (1966) und vom Knechtsand (1967). Ein früher Einzelfund bei Helgoland von 1938 gilt als unsicher. (Angaben aus DÖRJES et al. 1969, HAUSER & MICHAELIS 1975, FARKE 1979, NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Herkunft von *Aphelochaeta marioni* und *Tharyx* spp. ist unbekannt. Inwieweit sich die Ausbreitung an der europäischen Atlantikküste auf eine anthropogen bedingte Einschleppung zurückführen lässt, ist spekulativ (NEHRING & LEUCHS 1999a).

In den 1960er Jahren wurde in deutschen Küstengewässern ein Cirratulide gefunden, der sich in den 1970er Jahren schnell und mit hohen Abundanzen ausbreitete. Zunächst als *Cirratulus filiformis* Keferstein 1862 (MICHAELIS 1969) festbestimmt bzw. als *Cirratulus* sp. bezeichnet (DÖRJES et al. 1969), wurde er seit Beginn der 1970er Jahre *Tharyx marioni* bzw. *Tharyx* cf. *marioni* genannt (HAUSER & MICHAELIS 1975, REISE 1978, FARKE

1979, NEHRING & LEUCHS 1999a). Diese Spezies war 1894 nach Material von der französischen Atlantikküste als *Heterocirrus marioni* beschrieben worden und war ebenfalls von der britischen Kanalküste und aus der niederländischen Oosterschelde (als *Tharyx multibranchiis*) bekannt (WOLFF 2005).

Unter der Voraussetzung, dass die Art identisch mit dem früher unter dem Namen *Tharyx multibranchiis* bekannten Tier war, gibt WOLFF (2005) den Cirratuliden als häufige Art für das niederländische Deltagebiet zwischen 1959 und 1969 an. Bemerkenswerterweise kannten niederländische Taxonomen zu Beginn des 20. Jh. diesen Polychaeten offenbar noch nicht. Auch FRIEDRICH (1938, zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a) erwähnt ihn in der „Tierwelt der Nord- und Ostsee“ nicht.

Nach einer Revision von BLAKE (1991) wurde *Tharyx marioni* der Gattung *Aphelochaeta* zugeordnet und in *A. marioni* umbenannt. Zeitnah erschien 1992 eine Untersuchung aus dem dänischen Wattenmeer, in der JENSEN (1992) hohe Abundanzen des Cirratuliden auf den eulitoralen Wattflächen bei Skalling feststellte und ihn nach taxonomischer Bearbeitung durch Mary E. Petersen als *Tharyx killariensis* bezeichnete.

Rückwirkend wurde daraufhin die Identität des von FARKE (1979) untersuchten Polychaeten mit der Art *T. killariensis* bestätigt (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). *Tharyx killariensis* war in der ersten Hälfte des 20. Jh. aus Irland unter dem Namen *Chaetozone killariensis* beschrieben worden (NEHRING & LEUCHS 1999a, BLAKE & GÖRANSSON 2015). Der Name *Tharyx killariensis* wurde von vielen Autoren übernommen, und seit den 1990er Jahren tauchen beide Namen, *Tharyx killariensis* und *Aphelochaeta marioni*, in der Literatur für die Küstengewässer auf. Die jeweiligen Benennungen kommen möglicherweise auch dadurch zustande, dass sie aus bekannten Arbeiten im betreffenden Untersuchungsgebiet übernommen wurden. Die anspruchsvolle Identifizierung der Arten ist offenbar auch für erfahrene Bearbeiter schwierig (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Die schnelle, massenhafte Ausbreitung an der deutschen Nordseeküste deutet auf ein Invasionsereignis hin. Gleichzeitig scheinen beide Arten auch früher an europäischen Atlantikküsten aufgetreten zu sein (beide wurden ursprünglich von europäischen Küsten beschrieben). Ob es

sich um eine plötzliche massive Arealerweiterung einer oder beider Arten oder um die Invasion einer weiteren Art handelt, was der Ablauf der Ausbreitung nahelegt, ist ungeklärt.

2015 wurde die Artbeschreibung von *Tharyx killariensis* von BLAKE & GÖRANSSON (2015) überarbeitet. Dabei trennten die Autoren zwei im schwedischen Kattegat gefundene Arten ab. Es zeigte sich, dass eine von ihnen, *Tharyx maryae*, auch im schleswig-holsteinischen Wattenmeer (Sylt), vorkommt (eigene Arbeiten und P. GÖRANSSON, pers. Mitt. 12.2015). Inwieweit sich die Verbreitung auf das gesamte Wattenmeer erstreckt, ob lokal gemischte Populationen auftreten und wie sich die historische und aktuelle Situation darstellt, kann ohne neue Untersuchungen nicht beurteilt werden. Insofern dürften bis zu einer grundlegenden Klärung verschiedene Namen für diesen in den Küstengewässern häufigen Cirratuliden auftauchen. Das macht eine sorgfältige Analyse vorhandenen Materials und genetische Untersuchungen unumgänglich.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

HARTMANN-SCHRÖDER (1996) gibt die gesamte Nordsee als Verbreitungsgebiet für *Aphelochea marioni* wie auch für *Tharyx killariensis* an. Für das schleswig-holsteinische Wattenmeer ist ein Vorkommen von *Tharyx maryae* durch eigene Untersuchungen und nach einer pers. Mitt. von P. GÖRANSSON (12.2015) belegt.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Nach HARTMANN-SCHRÖDER (1996) dringt *Tharyx killariensis* bis in das Kattegat vor. BLAKE & GÖRANSSON (2015) bezeichnen (nach Literatur) die Nordsee und angrenzende Küsten (Irland, England, Frankreich) als Verbreitungsgebiet von *Tharyx killariensis* und finden im schwedischen Kattegat (bei Varberg) zusätzlich die Arten *T. maryae* und *T. robustus*.

Zur Biologie und Ökologie:

Morphologie und Borstenmuster der drei Arten weichen leicht voneinander ab. Nach BLAKE (1991) sind die Kapillaborsten der Gattung

Aphelochea ausschließlich einfach und glatt, während *Tharyx* zusätzlich an den Enden knopfartig verdickte Borsten besitzt. *Tharyx maryae* zeichnet sich durch ein deutlich aufgeblähtes Hinterende und posterior reduzierte Borstensegmenten aus (BLAKE & GÖRANSSON 2015).

Angaben zum Lebensraum der Arten sind widersprüchlich. *Aphelochea marioni* besiedelt nach HARTMANN-SCHRÖDER (1996) schlackige und schlacksandige Böden wie auch Grobsand mit Schill und Steinen, das Substrat von Austernbänken und Zwischenräume von *Laminaria*-Rhizoiden. Die vertikale Verbreitung reicht vom Eulitoral bis in über 5000 m Wassertiefe. Für *Tharyx killariensis* wird Schlicksand oder reiner Schlick erst ab 10 m Wassertiefe angegeben. Danach müssten alle Vorkommen im Wattenmeer *Aphelochea marioni* zugeordnet werden.

Dagegen nennt JENSEN (1992) explizit *T. killariensis* für das dänische eulitorale Wattenmeer, eine Angabe, der auch BLAKE & GÖRANSSON (2015) folgen. Die von ihnen neu beschriebene Art *Tharyx maryae* wurde nahe Seegrasvorkommen und damit im Flachwasser gefunden. Auch die Tiere aus dem Nordsylter Wattenmeer stammen aus schlacksandigen, eulitoralischen Sedimenten.

NEHRING & LEUCHS (1999a) nennen sowohl *Aphelochea marioni* als auch *Tharyx killariensis* (Weser-Ästuar) für das Sublitoral der Flussästuar. Für das Wattenmeer vermuten sie nach Angaben anderer Autoren *Aphelochea marioni*, allerdings ist dieses Material ungeprüft, und die Daten beziehen sich auf einen Zeitraum, als der Cirratulide allgemein als *Tharyx marioni* bezeichnet wurde.

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt

Literatur: BLAKE 1991, BLAKE & GÖRANSSON 2015, DÖRJES et al. 1969, FARKE 1979, HARTMANN-SCHRÖDER 1996, HAUSER & MICHAELIS 1975, JENSEN 1992, MICHAELIS 1969, NEHRING & LEUCHS 1999a, REISE 1978, WOLFF 2005

Boccardia proboscidea Hartman, 1940

Der Spionide *Boccardia proboscidea* hatte im Helgoländer Felswatt im Jahr 2016 eine stabile, individuenreiche Population etabliert. Eine erste Besiedlung wurde allerdings durch Fotoanalyse auf 2008 rückdatiert. Der Polychaet mit weltweitem Vorkommen in gemäßigten Breiten gilt an vielen Küsten als invasiv. Er kann mit unterschiedlichen Strategien recht verschiedene Habitate besiedeln. Alternative Reproduktionsmodi erlauben ihm eine schnelle Ausbreitung und rasche Populationsentwicklung.



Boccardia proboscidea besitzt im modifizierten 5. Segment zwei verschiedene Typen von Hauptborsten (oben). Der Helgoländer Sandstein ist stellenweise dicht mit den Gängen des Spioniden durchsetzt (unten). (Fotos verwendet mit freundlicher Genehmigung von B. Kind & R. Kuhlenkamp)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, lokal etabliert (Helgoland)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordpazifik (RADASHEVSKY et al. 2019)

Vektor: Weltweite Verbreitung z. T. mit Aquakulturorganismen (BAILEY-BROCK 2000, RADASHEVSKY et al. 2019); allerdings wird auch der Transport mit Ballastwasser (HATTON & PEARCE 2013) oder im Schiffsbewuchs (KERCKHOF & FAASSE 2014) für die europäischen Vorkommen nicht ausgeschlossen.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2008, Helgoland (KIND & KUHLENKAMP 2017 zit. in RADASHEVSKY et al. 2019)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Da das Habitat von *Boccardia proboscidea* selten systematisch untersucht wurde und der spezielle Lebensraum mit gängiger Methodik nur unzureichend erfasst wird, halten mehrere Autoren es für möglich, dass der Polychaet schon deutlich vor dem Erstfund in den 1990er Jahren nach Europa kam. Zudem führt die gängige Bestimmungsliteratur leicht zu einem falschen Ergebnis (KERCKHOF & FAASSE 2014, RADASHEVSKY et al. 2019).

Als erster europäischer Nachweis von *B. proboscidea* gilt ein Fund aus dem Jahr 1996 an der nordspanischen Küste (MARTINEZ et al. 2006). In der Folge wurde die Art in verschiedenen nordeuropäischen Ländern nachgewiesen (Frankreich, Großbritannien, Irland, Belgien, Niederlande, Deutschland). Eine umfassende Zusammenstellung der weltweiten Verbreitung findet sich bei RADASHEVSKY et al. (2019).

In den Jahren 2011 und 2013 entdeckten KERCKHOF & FAASSE (2014) an belgischen und niederländischen Küsten z. T. größere Vorkommen an Buhnen und in Vorkommen der Pazifi-

schen Auster (→ *Magallana gigas*). Berichte von früheren Untersuchungen (2000/2001) lassen vermuten, dass *Boccardia proboscidea* an einigen der belgischen Standorte wahrscheinlich schon zu diesem Zeitpunkt vorkam, aber festbestimmt worden war. Von 2014 stammte ein Nachweis von den Orkneyinseln (KAKKONEN et al. 2019).

Im Februar 2016 stellten KIND & KUHLENKAMP (zit. in RADASHEVSKY et al. 2019) im Helgoländer Felswatt einen starken Befall von *Boccardia proboscidea* fest. Dort bildeten die Tiere stellenweise dichte, individuenreiche Populationen, die Gänge im Buntsandstein angelegt (s. Abb.) und die heimische *Polydora ciliata* daraus verdrängt hatten. Die rückwirkende Analyse von Fotos zeigte, dass die Art bereits 2008 dort vorkam, aber nicht erkannt worden war.

Wie die Tiere dorthin gelangten, ist unbekannt. Aus anderen Gegenden weiß man, dass sie mit Mollusken aus Aquakulturen eingeschleppt wurden, so etwa mit Europäischen Austern nach Hawaii (BAILEY-BROCK 2000) oder mit Abalone-Schnecken nach Südafrika (HATTON & PEARCE 2013). Da auf Helgoland keine Aquakulturen existieren, scheidet dieser Vektor für die Helgoländer Population aus.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl.

Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: KAKKONEN et al. 2019
Frankreich: RADASHEVSKY et al. 2019
Belgien: KERCKHOF & FAASSE 2014
Niederlande: KERCKHOF & FAASSE 2014
Deutschland: RADASHEVSKY et al. 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Boccardia proboscidea ist kosmopolitisch verbreitet (z. B. Hawaii, Australien, Neuseeland, Südafrika, Argentinien, USA, Spanien, Großbritannien). Eine Zusammenfassung geben RADASHEVSKY et al. (2019). Genetische Studien belegen, dass die weltweiten Populationen als konspezifisch gelten können.

Die Art besiedelt den Gezeitenbereich. Die Tiere sind bis zu 45 mm lang, mit einer dunklen Pigmentzeichnung am Prostomium und besitzen drei Paar Kiemen vor dem modifizierten 5. Segment. Im Gegensatz zu vielen anderen Polydoriden weist das modifizierte 5. Segment zwei unterschiedliche Formen von verdickten Hauptborsten auf: Einspitzige, schwachgebogene Haken, ähnlich denen bei anderen Polydoriden, sowie abgestumpfte, die am oberen Ende feine Haarborsten tragen (s. Fotos). Einige Autoren bezeichnen *Boccardia proboscidea* als einen nicht-bohrenden Organismus, der sekundär bereits bestehende Gänge und Röhren nutzt bzw. in den schllickgefüllten Zwischenräumen von Gesteinsschichten, zwischen Muschelaggregationen, Seepocken und in den stark skulpturierten Schalen der Austern lebt. Andersorts, wie etwa auf Helgoland, wird durchaus eine eigenständige Bohraktivität der Tiere in Klei, Ton, Sandstein, Kalk oder vulkanischem Gestein beobachtet (HATTON & PEARCE 2013, KERCKHOF & FAASSE 2014, JAUBET et al. 2018, RADASHEVSKY et al. 2019).

Boccardia proboscidea scheint salinitätstolerant zu sein und unempfindlich gegenüber einer Belastung der Gewässer mit organischen Substanzen. Hohe Wassertemperaturen über 24 °C sind aber insbesondere für die Larven letal (RADASHEVSKY et al. 2019). Der poecilogone Reproduktionsmodus mit sowohl planktischen wie auch benthischen adelphophagen Larven (die sich von unbefruchtete Nähreier ernähren) ermöglicht dem Polychaeten sowohl eine weite Verbreitung als auch schnelle Populationsentwicklung vor Ort (GIBSON 1997, KERCKHOF & FAASSE 2014). Dieser genetische Polymorphismus kann nicht nur innerhalb einer Population, sondern sogar innerhalb einer Brut auftreten (RADASHEVSKY et al. 2019).

Auswirkungen und invasives Potential:

Boccardia proboscidea gilt an vielen Küsten als invasiv. Insbesondere in Aquakulturen würde ein Befall ökonomische Folgen nach sich ziehen. Während dies in tropischen Breiten eher landbasierte Kulturen betrifft und die höheren

Wassertemperaturen im Meer wahrscheinlich eine weitere Ausbreitung verhindern würden, können in gemäßigten Breiten eingeschleppte Tiere von den Kulturen ausgehend das Freiland erobern (HATTON & PEARCE 2013, RADASHEVSKY et al. 2019). Die Art wird aufgrund ihrer physiologischen und ökologischen Toleranzen als konkurrenzstark eingestuft, mit Potential zu Strukturveränderungen und Habitatmodifizierung. Dichte Aggregationen von Röhren sind z. B. in der Lage große Matten zu bilden, unter denen die heimische Biodiversität dezimiert wird (KERCKHOF & FAASSE 2014, JAUBET et al. 2018, RADASHEVSKY et al. 2019).

In der deutschen Nordsee beschränkt sich das Habitat der natürlichen Felsküsten auf Helgoland. Ein massiver Befall im Felswatt verringert Festigkeit und Widerstandskraft des Gesteins, und es kann zu Abbrüchen kommen. Über diesen speziellen Lebensraum hinaus zeigen die Untersuchungen von KERCKHOF & FAASSE (2014), dass auch andere Habitate wie etwa Austernaggregationen oder Bereiche im Umfeld sekundärer Hartsubstrate (Buhnen) besiedelt werden können, wie sie auch an der deutschen Küste zahlreich zu finden sind. Bisher ist *Boccardia proboscidea* ausschließlich aus dem Helgoländer Felswatt bekannt, aber die Ausbreitung in andere Gebiete ist nicht auszuschließen. Ein Befall von Austernschalen ist ebenfalls denkbar, demonstriert durch eine Anekdote von der französischen Mittelmeerküste (RADASHEVSKY et al. 2019): Dort wurden 2014 in einem Lokal mutmaßlich zwei Individuen der Art in frischen Austern gefunden. Auch wenn die Morphologie beider Exemplare durch Zitronensaft in Mitleidschaft gezogen worden war, und sich dadurch die Artzugehörigkeit nicht mit letzter Sicherheit diagnostizieren ließ, wurden die charakteristischen zwei Borstentypen im 5. Segment identifiziert.

Literatur: BAILEY-BROCK 2000, GIBSON 1997, HATTON & PEARCE 2013, JAUBET et al. 2018, KAKKONEN et al. 2019, KERCKHOF & FAASSE 2014, MARTINEZ et al. 2006, RADASHEVSKY et al. 2019

Boccardiella ligERICA (Ferronière, 1898)
(*Boccardia redek*, *Polydora ligERICA*)

Eine genuine Brackwasserart unklarer Herkunft, die im 19. Jh. aus der Loire-Mündung an der französischen Atlantikküste beschrieben wurde. Der Spionide kommt an der Nord- und Ostseeküste in meso- und oligohalinen Flussästuaren und Häfen sowie im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) vor.



Im Gegensatz zu den *Polydora*-Arten besitzt *Boccardiella ligERICA* Kiemen am 2. und 3. Segment (Pfeile, linkes Bild). Im hinteren Körperabschnitt befinden sich dicke, hakenförmige Borsten (rechts). (Fotos D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Boccardia ligERICA Ferronière, 1898

Boccardia redeki (Horst, 1920)

Polydora ligERICA (Ferronière, 1898)

Polydora redeki Horst 1920

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Kryptogene Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Unklar; Vorkommen im Nord- und Südatlantik sowie im Pazifik (KRAVITZ 1987, HARTMANN-SCHRÖDER 1996); möglicherweise auch eine heimische Art aus dem

Brackwasser der französischen, niederländischen oder deutschen Küste (WOLFF 2005)

Vektor: Unbekannt; am wahrscheinlichsten ist nach NEHRING & LEUCHS (1999a) ein Transport mit Ballastwasser. Bezüglich der Vorkommen an der deutschen Küste schließen sie eine Arealerweiterung niederländischer Populationen nicht aus. Für die Ostsee vermuten BICK & GOSSELCK (1985) nach BONSDORFF (1981) und LEPPÄKOSKI & OLENIN (2000) ebenfalls eine Verbreitung mit Schiffen.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Unklar

Ostsee: 1932, NOK bei Rendsburg (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Boccardia ligERICA wurde 1898 aus der französischen Loire-Mündung beschrieben (KRAVITZ 1987, BAFFREAU et al. 2018) und später (1920) als *Polydora reDEKI* auch aus niederländischen Brackwassergebieten. Von letzteren Standorten verschwand die Art aufgrund veränderter Umweltbedingungen, sie kommt jedoch im belgisch-niederländischen Grenzgebiet weiterhin vor (WOLFF 2005). In der Zeeschelde bei Antwerpen fanden YSEBAERT et al. (2000) sie Ende der 1990er Jahre in vergleichsweise hohen Abundanzen. Die Art ist auch aus dem französischen Ärmelkanal bekannt (RULLIER 1960, zit. in HARTMANN-SCHRÖDER 1996, DAUVIN et al. 2003, BAFFREAU et al. 2018).

In Deutschland wurden 1932 erste Individuen im NOK nachgewiesen. Dort, wie auch in den brackigen Flussästuaren von Ems, Weser und Elbe tritt der Spionide regelmäßig auf (DITTMER 1981, POST & LANDMANN 1994, NEHRING & LEUCHS 1999a). In Monitoring-Untersuchungen zwischen 2012 und 2019 wurde *B. ligERICA* in den Häfen von Emden und Brunsbüttel gefunden (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, 2019).

Für die deutsche Ostseeküste gibt JAECKEL (1962, zit. in GERLACH 2000) neben Vorkommen aus dem NOK auch solche aus der Schlei-Mündung an. Für weitere Abschnitte der deutschen Ostsee stellen BICK & GOSSELCK (1985) fest, dass sie den Polychaeten trotz intensiver Suche nicht gefunden haben. Jedoch trat er 2016 in den Häfen Flensburg und Kiel und im NOK auf (BOCK & LIEBERUM 2016a, b).

Nach (Literatur in) BICK & GOSSELCK (1985) waren offenbar lange Zeit keine Vorkommen aus der dänischen und schwedischen Ostsee bekannt. (Die in einigen Arbeiten zitierte Liste dänischer Polychaeten von KIRKEGAARD (1996), die offenbar auch *B. ligERICA* enthält, konnte nicht eingesehen werden, und es wurde in der Literatur kein Hinweis auf ein Vorkommen des Polychaeten in Dänemark gefunden). Für die schwedische Küste dokumentierten ADILL et al. (2015) für 2013 Individuen bei Forsmark, im Südwesten des Bothnischen Meerbusen. Im selben Jahr wurde die Art auch im russischen Teil des Frischen und Kurischen Haffs erstmals nachgewiesen (KOCESHKOVA & EZHOVA 2018). Für den polni-

schen Teil des Frischen Haffs geben die Autoren Vorkommen schon seit 2008 an.

An finnischen Küsten trat *Boccardia ligERICA* bereits seit 1963 an verschiedenen und entfernt voneinander liegenden Orten auf (LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000). Die erhebliche Distanz zum nächsten bekannten Vorkommen in der westlichen Ostsee legt einen Transport mit Schiffen nahe.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: RULLIER 1960, zit. in HARTMANN-SCHRÖDER 1996, BAFFREAU et al. 2018

Belgien: YSEBAERT et al. 2000, WOLFF 2005

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: POST & LANDMANN 1994, NEHRING & LEUCHS 1999a, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: ADILL et al. 2015

Deutschland: JAECKEL 1962, zit. in GERLACH 2000, BOCK & LIEBERUM 2016b

Polen: KOCESHKOVA & EZHOVA 2018

Russland/Kaliningrad: KOCESHKOVA & EZHOVA 2018

Finnland: LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000

Zur Biologie und Ökologie:

Nach HARTMANN-SCHRÖDER (1996) ist *Boccardiella ligERICA* eine genuine Brackwasserart aus meso- bis oligohalinen Gewässern, die bevorzugt schlackige bis schlacksandige Böden besiedelt. Dort legt sie U-förmige Bauten an, deren Ausgänge in Schornsteinen aus Tonpartikeln enden. Die vertikale Verteilung reicht nur bis in wenige Meter unterhalb der Wasseroberfläche.

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt und aufgrund der geringen Größe und häufig niedrigen Abundanzen unwahrscheinlich

Literatur: ADILL et al. 2015, BAFFREAU et al. 2018, BICK & GOSSELCK 1985, BOCK & LIEBERUM 2016a, b, DAUVIN et al. 2003, DITTMER 1981, GERLACH 2000, HARTMANN-SCHRÖDER 1996, KOCESHKOVA & EZHOVA 2018, KRAVITZ 1987, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, 2019, LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000, NEHRING & LEUCHS 1999a, POST & LANDMANN 1994, WOLFF 2005, YSEBAERT et al. 2000

Ficopomatus enigmaticus (Fauvel, 1923)

Ein kalkröhrenbauender Polychaet (Serpulidae), der lange Zeit an der deutschen Nordseeküste nur im Hafen von Emden und Umgebung etabliert zu sein schien. In den letzten Jahren wurde er jedoch zunehmend an anderen Standorten gefunden und 2015 erstmals auch in der deutschen Ostsee. Als subtropisch/tropische Art siedelte *Ficopomatus* häufig im künstlich erwärmten Abwasser von Kraftwerken. Möglicherweise profitiert dieser Polychaet inzwischen von den steigenden Meerestemperaturen. Die Tiere bilden dicke Beläge auf Schiffswänden, Bojen und anderen künstlichen Hartsubstraten.



Der Serpulide *Ficopomatus enigmaticus*; links: Einzelindividuum (Operculum fehlend), rechts: Dichte Kolonien der Röhren des Polychaeten besetzen den Durchlass des Bugstrahlruders an einem Behördenschiff. (linkes Foto D. Lackschewitz; rechtes Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von K. Pape, bremenports)

Andere Namen in der Literatur:

Mercierella enigmatica Fauvel, 1923

Deutscher Name: (Tüten-) Kalkröhrenwurm

Englischer Name: Australian tubeworm

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee seit 1975, in der Ostsee seit 2015)

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Südwestpazifik (ENO et al. 1997, WOLFF 2005); der genaue Ursprung ist unklar, liegt aber sehr wahrscheinlich im Indischen Ozean (DITTMANN et al. 2009). Nach genetischen Untersuchungen von STYAN et al. (2017) fasst der Artnamen möglicherweise einen Komplex aus drei Spezies zusammen. Dieses könnte die plötzliche massive Ausbreitung in den letzten Jahren an der deutschen Küste erklären.

Der Polychaet ist kosmopolitisch verbreitet, eine Liste der weltweiten Vorkommen geben DITTMANN et al. (2009). In Europa ist *Ficopomatus* im Mittelmeer, im Kaspischen und Schwarzen Meer, an den atlantischen Küsten von Spanien, Portugal und Irland sowie an Küsten der Nord- und Ostsee etabliert.

Vektor: Im Aufwuchs von Schiffen (KÜHL 1977a, WOLFF 2005); sekundär auch mit Austern verbreitet (LELOUP & LEFEVERE 1952) oder ein Transport der Planktonlarven im Ballastwasser bzw. mit Meeresströmungen (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1975, Emden (KÜHL 1977a)

Ostsee: 2015, Lübeck-Schlutup (BOCK & LIEBERUM 2016b)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In Europa tauchte *Ficopomatus enigmaticus* 1921 zunächst an der französischen Küste des Ärmelkanals bei Caen auf und ein Jahr später, 1922, in den Docks von London (ENO et al. 1997). 1950 wurden in Oostende (Belgien) Kolonien am Rumpf eines Fischerei-Forschungsschiffes entdeckt. Sehr wahrscheinlich waren die Polychaeten schon vor 1940 mit Austern aus Frankreich in den Hafen gelangt (LELOUP & LEFEVERE 1952).

In den Niederlanden wurde *Ficopomatus* erstmals 1968 im Gebiet der Oosterschelde nachgewiesen, wo er sich möglicherweise schon ein Jahr zuvor angesiedelt hatte (WOLFF 2005). Inzwischen kommt er auch in Häfen des niederländischen Wattenmeeres vor (GITTENBERGER et al. 2010). Nachdem *Ficopomatus enigmaticus* aus den Niederlanden bekannt geworden war, kam sein Erscheinen 1975 im Kühlwasser eines Kraftwerks des grenznahen Hafens Emden nicht unerwartet (KÜHL 1977a). Die Erstansiedlung erfolgte möglicherweise bereits 1973, da das Alter der Kolonien auf 1 - 2 Jahre geschätzt wurde, und ein Jahr zuvor die Leistung des Kraftwerkes erhöht worden war, was zu einem Anstieg der Wassertemperatur geführt hatte. In Emden besiedelt der Polychaet zur Zeit Außen- und Binnenhäfen (IfAÖ 2017a) und wurde von POST & LANDMANN (1994) in Brackwasserkanälen der Umgebung nachgewiesen. Lange Zeit schienen die Vorkommen auf dieses Gebiet beschränkt zu sein, aber seit einigen Jahren wird eine zunehmende Ausbreitung in die deutschen Nordseehäfen beobachtet, mit z. T. massiver Besiedlung: Wilhelmshaven 2014 (ROHDE et al. 2017), Bremerhaven 2016, 2020 (K. DAU, NLWKN, pers. Mitt. 11.2016, BROCKMANN 2020), Bülsum 2018 (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob.), Brunsbüttel 2019 (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019). In den Sommern 2020 und 2021 wurde eine deutliche Zunahme im Bewuchs von Unterwasserschiffen festgestellt.

In der Ostsee gab es schon 1939 einen ersten Nachweis in Marstal auf der dänischen Insel Ærø. Dort wurden im Bewuchs eines Schiffes, das sich in einem bretonischen Hafen aufgehalten hatte, erstmals Tiere entdeckt (LELOUP & LEFEVERE 1952, WESENBERG-LUND 1941, zit. in JENSEN & KNUDSEN 2005). Ab 1953 existierte eine Popu-

lation in Kopenhagen im Kühlwasser eines Kraftwerks (JENSEN & KNUDSEN 2005), die nach KÜHL (1977a) 1958 wieder verschwunden war. Jedoch bezeichnen JENSEN & KNUDSEN (2005) dieses Vorkommen als nach wie vor existent und etabliert. Trotz der relativ geringen Distanz zu Kopenhagen erfolgte der Erstnachweis für Schweden erst 2013 aus einem Sportboothafen (Andelshamnen) in Malmö (www.havochvatten.se/frammandearter).

Seit 2015 kennt man *Ficopomatus enigmaticus* auch aus der deutschen Ostsee mit einem Vorkommen in Lübeck-Schlutup (BOCK & LIEBERUM 2016b). Im Sommer 2016 hatte die Verbreitung den Hafen von Rostock erreicht (IfAÖ 2017b, ZABROCKI et al. 2021), und 2020 wurde eine massive Ausbreitung in der Warnow beobachtet (HILLE et al. 2021).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997

Frankreich: Westlicher Ärmelkanal, nicht für den Bereich der Nordsee (CHARLES et al. 2018)

Belgien: LELOUP & LEFEVERE 1952, KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010

Deutschland: KÜHL 1977a, POST & LANDMANN 1994, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Deutschland: BOCK & LIEBERUM 2016b, HILLE et al. 2021

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Zur Biologie und Ökologie:

Ficopomatus enigmaticus stammt aus tropischen und subtropischen Meeren, wo die Tiere große, kreisförmige Riffe mit mehreren Metern Durchmesser bilden können (SCHWINDT et al. 2001, BAZTERRICA et al. 2012, DITTMANN et al. 2009). Als thermophile Art kam der Polychaet in Nordwesteuropa zunächst bevorzugt im künstlich erwärmten Abwasser industrieller Kühlwasseranlagen vor (KÜHL 1977a). Kalte Winter können die Populationen stark dezimieren bis auslöschen.

Die Röhren der Tiere sind dunkel gefärbt, haben in unregelmäßigen Abständen helle Ringe und einen hellen Endabschnitt mit trompetenartig erweiterter Öffnung. Die Länge der Röhren wird mit bis zu 10 cm angegeben, das Tier selbst ist etwa 2 cm lang (www.havochvatten.se/frammandearter).

Ficopomatus enigmaticus ist typischerweise im Brackwasser geschützter Ästuare, in Lagunen, Kanälen oder Häfen zu finden und erträgt starke Salzgehaltsschwankungen (KÜHL 1977a). Die Reproduktion findet bei einer Salinität von 10 bis 30 statt, Angaben zur Mindesttemperatur schwanken zwischen 10 °C und 18 °C (DITTMANN et al. 2009).

Die Art ist widerstandsfähig gegenüber zeitweise ungünstigen Bedingungen und schlechter Wasserqualität (KÜHL 1977a, DITTMANN et al. 2009). Der Polychaet wird vielfach als Modellorganismus für ökotoxikologische Studien eingesetzt (DE MARCHI et al. 2019).

Auswirkungen und invasives Potential:

Die Polychaeten bilden große Kolonien ineinander verschlungener Röhren und können so als dicke Krusten auf Schiffswänden, Bojen, Schleusentoren und anderen künstlichen Hartsubstraten auftreten. Dadurch können Borddurchlässe verstopft (s. Abb.) und Unterwassersysteme lahmgelegt werden (z. B. ein Bericht in der Segelzeitschrift 'Yacht' 19/2020 aus Hooksiel). Ein

massenhafter Befall kann erhebliche Auswirkungen auf die Hafeninfrastruktur haben und teure Reinigungsarbeiten nach sich ziehen.

ENO et al. (1997) führen aber auch an, dass Massenvorkommen nicht nur in Konkurrenz zu anderen Filtrierern stehen, sondern dass sie auch die Wasserqualität für andere Organismen verbessern können. In subtropischen Meeren sind ihre Riffe strukturbildend und verändern und bestimmen Zusammensetzung und Dominanzen in den benthischen Lebensgemeinschaften (SCHWINDT et al. 2001, BAZTERRICA et al. 2012).

Literatur: BAZTERRICA et al. 2012, BOCK & LIEBERUM 2016b, BROCKMANN 2020, CHARLES et al. 2018, DE MARCHI et al. 2019, DITTMANN et al. 2009, ENO et al. 1997, GITTENBERGER et al. 2010, HILLE et al. 2021, IfAÖ 2017a, b, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, KÜHL 1977a, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019, LELOUP & LEFEVERE 1952, NEHRING & LEUCHS 1999a, POST & LANDMANN 1994, ROHDE et al. 2017, SCHWINDT et al. 2001, STYAN et al. 2017, WOLFF 2005, 'Yacht' 2020, ZABROCKI et al. 2021

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt

<https://www.havochvatten.se/download/18.21afcd7150f8b6c38fa442a/1493113354544/fakta-blad-ficopomatus-enigmaticus-australisk-kal-krorsmask.pdf> (update 23.03.2017)

Hydroides elegans* (Haswell, 1883)

Ein kalkröhrenbewohnender Serpulide, der weltweit in tropischen und subtropischen Gewässern vorkommt (BASTIDA-ZAVALA et al. 2017) und vermutlich im Schiffsbewuchs verbreitet wird (WOLFF 2005). In den Niederlanden wurde er einmalig 1973 in einem temporär erwärmten industriellen Gewässer gefunden, gilt aber nicht als dauerhaft etabliert. ENO et al. (1997) bezeichnen den Polychaeten für Großbritannien als ausgestorben, während HAYWARD & RYLAND (2017) und ZIBROWIUS & THORP (1989) Vorkommen für den Süden Großbritanniens angeben.

Die bei GOLLASCH et al. (2009) angegebene Etablierung im Brackwasser deutscher Küsten beruht auf einer Fehlinformation, und es gibt **keine Nachweise** über Vorkommen für hiesige Küstengewässer (S. GOLLASCH, pers. Mitt. 08.2021).

Literatur: BASTIDA-ZAVALA et al. 2017, ENO et al. 1997, GOLLASCH et al. 2009, HAYWARD & RYLAND 2017, WOLFF 2005, ZIBROWIUS & THORP 1989

Hypania invalida (Grube, 1860)



Der Ampharetidae *Hypania invalida* besiedelt in Deutschland Binnengewässer, dringt aber an der Ostseeküste bis ins Oderhaff vor und wird sporadisch im Kleinen Haff gefunden.

(Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von C. Helm, Universität Göttingen)

Hypania invalida (Ampharetidae) war in Deutschland lange Zeit der einzige aus dem Süßwasser bekannte Polychaet. (Seit kurzem kommt mit → *Laonome xeprovala* ein weiterer Polychaet in Binnengewässern vor.) An der Ostsee kann *Hypania* bis in die oligohalinen Küstengewässer des Oderhaffs vordringen. Die Tiere werden bis zu 2 cm lang und leben in Sedimentröhren, die erheblich länger sind als sie selbst (TITTIZER et al. 2000). Sie besiedeln bevorzugt langsam fließende Gewässer mit schlammigem Untergrund, wo sie in Massen auftreten

können, werden aber auch auf sandigen Sedimenten gefunden (WOŹNICZKA et al. 2011), häufig in Gemeinschaft mit Zebrauscheln (*Dreissena* spp.). Da der Polychaet sich teilweise auch stromaufwärts diskontinuierlich ausgebreitet hat, geht man von einem Transport der Larven im Ballastwasser von Schiffen aus (TITTIZER 1997, NORF et al. 2010). Auch wenn *Hypania invalida* keine langlebige Planktonlarve besitzt, bewegen sich die Jungen, nachdem sie die Brutröhre verlassen haben, eine Weile in der Wassersäule, bevor sie zum Bodenleben übergehen. So können sie mit Ballastwasser aufgenommen werden oder mit der Strömung verdriften (WOŹNICZKA et al. 2011).

Die Art stammt aus dem ponto-kaspischen Raum und erreichte deutsche Gewässer über die Donau. 1958 wurden erste Tiere in der Donau bei Passau (Staustufe Kachelet) gefunden. Nach der Öffnung des Main-Donau-Kanals im Jahr 1992 tauchte der Polychaet dort bereits 1993 auf und fand schnell den Weg in den Rhein, wo er schon 1995 nachgewiesen wurde. Er besiedelt nicht nur den gesamten Rhein und Abschnitte von Main und Mosel (TITTIZER et al. 2000), sondern verbreitete sich über den Mittellandkanal und damit verbundene Wasserstraßen bis in die Oder (TITTIZER et al. 2000, NORF et al. 2010, WOŹNICZKA et al. 2011). Im polnischen Teil des Oder-Ästuars wurde er 2010 erstmals in größerer Anzahl gefunden (WOŹNICZKA et al. 2011). Untersuchungen zur Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) deckten **2014** und 2018 Vorkommen auch im Kleinen Haff bei Ückermünde auf (IfAÖ 2019 und M. VON WEBER, LUNG, pers. Mitt. 06.2020). Im Hamburger Hafen wurde die Art 2017 in der Elbe nachgewiesen (IfAÖ 2018a). *Hypania invalida* ist ebenfalls aus den Binnengewässern anderer europäischer Staaten bekannt. In seinem Ursprungsgebiet ist der Polychaet offenbar nicht so stark auf das Süßwasser begrenzt, sondern siedelt auch im mesohalinen Brackwasser (WOŹNICZKA et al. 2011).

Literatur: IfAÖ 2018a, 2019, NORF et al. 2010, TITTIZER 1997, TITTIZER et al. 2000, WOŹNICZKA et al. 2011

Hypereteone (Eteone) lighti (Hartman, 1936)/
Hypereteone heteropoda (Hartman, 1951)

Der Polychaet wurde im Spätsommer **2017** sowohl im niedersächsischen wie auch im schleswig-holsteinischen Wattenmeer gefunden. Mitarbeiter der Fa. BioConsult Bremen wiesen ihn von 2017 bis 2019 mehrfach im Gezeitenbereich der Wesermündung nach (C.-P. GÜNTHER, D. HENNING, BioConsult Bremen, pers. Mitt. 2018 und 2020). Zeitgleich konnte er in Proben aus einer Monitoring-Untersuchung im schleswig-holsteinischen Wattenmeer bei Friedrichskoog vom August 2017 identifiziert werden (F. HOFFMANN, LLUR, pers. Mitt. 06.2021). Ebenfalls wurde er in Wilhelmshaven, dem Jade-Weser-Port und Cuxhaven 2019 gefunden (IfAÖ 2020b).

Eine taxonomische Zuordnung und damit endgültige Artbestimmung gestaltet sich schwierig und ist nicht abgeschlossen. Während morphologische Merkmale den Phyllodociden der pazifischen Art *Hypereteone lighti* zuordnen, verweist die genetische Analyse und der Vergleich

mit Daten von BOLD (Barcode of Life, USA) auf die verwandte Art *Hypereteone heteropoda* (Hartman, 1951) (P. MARTINEZ ARBIZU, K. MEISSNER, Senckenberg; C.-P. GÜNTHER, BioConsult Bremen, pers. Mitt. 2021). Verschiedene Gründe für diese Diskrepanz sind denkbar und werden diskutiert (P. MARTINEZ ARBIZU, Senckenberg, pers. Mitt. 08.2021).

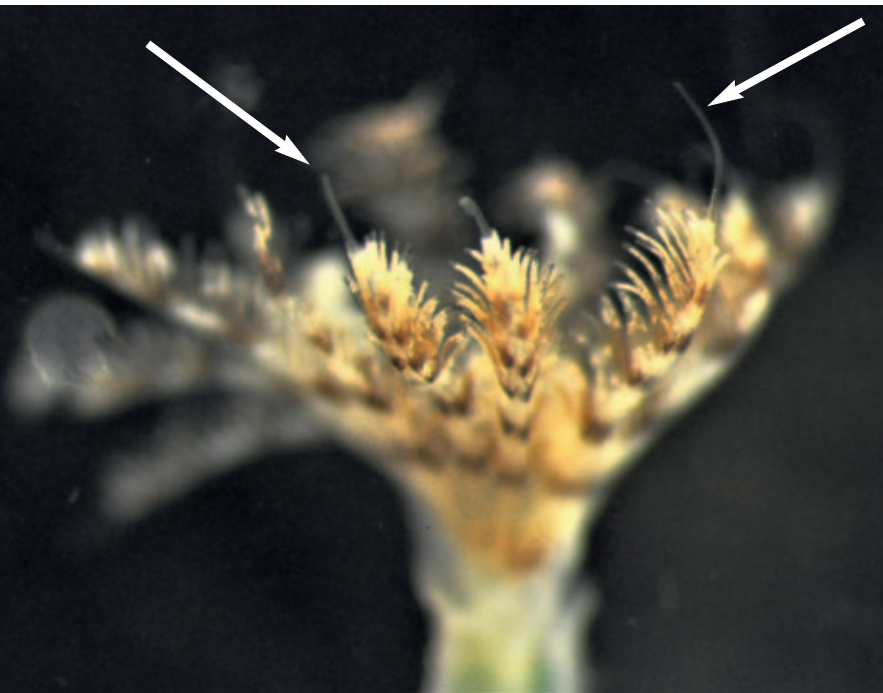
Dass die 2017 im dänischen Hafen Esbjerg gefundenen und als *Eteone heteropoda* bestimmten Tiere (ANDERSEN et al. in prep.) derselben Art angehören, ist wahrscheinlich.

Nach WILSON (1988) wurde (*Hyper-*)*Eteone lighti* aus kalifornischen Gewässern (San Francisco Bay) beschrieben und kommt an der Westküste Nordamerikas vor, *Hypereteone heteropoda* dagegen an der Südküste der USA.

Literatur: ANDERSEN et al. in prep., IfAÖ 2020b, WILSON 1988

Laonome xeprovala Bick & Bastrop, in Bick et al. 2018

Im niederländischen Rheindelta wurde 2009 erstmals für Europa ein Polychaet gefunden, den man zunächst für den australischen Sabelliden *Laonome calida* hielt. Ab 2012 breitete sich im Brackwasser der östlichen Ostsee (Estland) zunehmend eine Art aus, die in ihren Merkmalen von *L. calida* abwich und daher als *Laonome* sp. bezeichnet wurde. Seit 2016/2017 kam diese Art auch im Brackwasser des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) und in Ästuaren der deutschen Nord- und Ostseeküste vor. Dieser Sabellide wurde 2018 als neue Art *Laonome xeprovala* beschrieben. Morphologische und genetische Untersuchungen zeigten, dass alle europäischen Populationen dieser Art zuzuordnen sind.



Der Sabellidae *Laonome xeprovala* lebt in Sedimentröhren (rechts). Die Tentakelkrone besteht aus hell-dunkelbraun gestreiften Radioli, die in fadenförmigen Fortsätzen (Pfeile) enden (links). (Fotos D. Lackschewitz)

Deutscher Name: -
Englischer Name: (feather duster worm; wird allgemein für Sabellidae verwendet)

Status: Nicht-heimische Art, seit 2016 im NOK und deutschen Küstengewässern

Lebensraum: Brackwasser bis limnisch

Ursprungs-/Donorgebiet: Unbekannt

Vektor: Unbekannt; vermutlich Schiffe (CAPA et al. 2014, SCHÖLL & HEIBECK 2019), sekundär durch Larvendrift mit Strömungen

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2017, Brunsbüttel (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017); frühere Vorkommen an der Nordseeküste sind möglich, aber den Autoren nicht bekannt.

Ostsee: 2016, NOK nahe Rendsburg (BICK et al. 2018)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erstmals wurde 2009 im Brack- und Süßwasser des niederländischen Rheindeltas ein bis dahin in Europa unbekannter Polychaet gefunden, den man zunächst für die australische Art *Laonome calida* hielt (CAPA et al. 2014). 2014 trat er ebenfalls in Belgien auf (BOETS et al. 2016). Erste Funde aus der östlichen Ostsee wurden für das Jahr 2012 genannt, wo sich in der Bucht von Pärnu (Estland) ein unbekannter Sabellidae sehr schnell und teilweise mit hohen Abundanzen ausgebreitet hatte. Da einige diagnostische Merkmale nicht mit der Beschreibung für *L. calida* übereinstimmten, wurde er als *Laonome* sp. bezeichnet (KOTTA et al. 2015). Zweifel bestanden nicht nur aufgrund morpho-

logischer Unterschiede, sondern auch hinsichtlich abweichender klimatischer Ansprüche. *L. calida* ist aus tropischen und subtropischen Meeren und Ästuaren beschrieben. Die europäischen Tiere kommen dagegen in kühlgemäßigten Breiten bei stark reduzierter Salinität vor, wo im Winter eine Eisbedeckung der Gewässer nicht selten ist (KOTTA et al. 2015). Der Polychaet breitete sich nach 2012 schnell entlang der Küsten nahezu aller Ostsee-Anrainerstaaten aus: Schweden (2014, pers. Mitt. S. AGRENIUS zit. in www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis), Deutschland (2016, BICK et al. 2018), Polen (2015, pers. Mitt. H. KENDZIERSKA zit. in www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis), Russland/Kaliningrad (2014, Frisches Haff, KOCHESHKOVA & EZHOVA 2018), Lettland (pers. Mitt. S. STRAKE zit. in BICK et al. 2018), St. Petersburg (2018, TAMULYONIS et al. 2020), Finnland (2016, pers. Mitt. M. VIITASALO zit. in BICK et al. 2018). In deutschen Gewässern wurde er erstmals 2016 im Nord-Ostsee-Kanal nahe Rendsburg gefunden (BICK et al. 2018) und besiedelt inzwischen außer dem Kanal auch die Brackgewässer der deutschen Nord- und Ostseeküste (BICK et al. 2018). Ein Vorkommen bis in die Binnengewässer war schon früh aus den Niederlanden beschrieben worden (CAPA et al. 2014) und setzte sich in den folgenden Jahren in verschiedenen europäischen Flüssen fort, wie etwa in Polen (als *L. calida*) im Oberlauf der Oder (2016, PABIS et al. 2017), der Elbe (2017, Hamburger Hafen, IfAÖ 2018a), der Mosel und dem Stichkanal Hildesheim (2018 bzw. 2019, SCHÖLL & HEIBECK 2019).

Anhand morphologischer und genetischer Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass alle europäischen Populationen derselben Art zugeordnet werden müssen, die nicht identisch ist mit der australischen Spezies *Laonome calida*. Daher wurde dieser in Europa vorkommende Polychaet unter dem Namen *Laonome xeprovala* neu beschrieben (BICK et al. 2018).

Da die europäischen Populationen genetisch alle sehr ähnlich sind, geht man von einer singulären Einschleppung mit nachfolgender massiver Ausbreitung innerhalb Europas aus (bottleneck effect). Der Ursprung der europäischen Populationen ist bisher allerdings unbekannt (BICK et al. 2018).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Belgien: BOETS et al. 2016
Niederlande: 2009 als *L. calida* (CAPA et al. 2014)
Deutschland: LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: pers. Mitt. S. AGRENIUS zit. in www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, BICK et al. 2018
Deutschland: BICK et al. 2018
Polen:
www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis
Russland/Kaliningrad: ICES Report 2016, KOCHESHKOVA & EZHOVA 2018
Lettland: pers. Mitt. S. STRAKE zit. in BICK et al. 2018
Estland: KOTTA et al. 2015
Russland/St. Petersburg: TAMULYONIS et al. 2020
Finnland: BICK et al. 2018,
<https://vieraslaajit.fi/fi/lajit/MX.5002298/show>

Zur Biologie und Ökologie:

Laonome xeprovala ist ein kleiner Sabellidae von etwa 10 bis 15 mm Länge (CAPA et al. 2014). Der Polychaet lebt in Sedimentröhren und kommt im Brackwasser vor, dessen Salinität i. d. R. den Wert 5 nicht übersteigt (KOTTA et al. 2015) sowie in Süßgewässern, die gering salzbelastet sind (SCHÖLL & HEIBECK 2019). In der estnischen Bucht von Pärnu trat er 2012 mit hohen Abundanzen in organisch stark angereicherten Weichböden mit geringer Hydrodynamik auf. Die Art überstand in Estland kalte Winter mit Eisbedeckung und zeigte zwischen Juli und November die höchsten Dichten. Mithilfe einer pelagischen Larve kann eine schnelle Ausbreitung erfolgen (KOTTA et al. 2015).

Auswirkungen und invasives Potential:

Da der Polychaet schnell Massenvorkommen bilden und damit das Benthos dominieren kann, werden immer wieder potentielle negative Auswirkungen auf die heimischen Bodengemeinschaften diskutiert. Hohe Dichten können zu Nahrungskonkurrenz mit der nativen Fauna führen, wie auch Sedimenteigenschaften zu Ungunsten der heimischen Gemeinschaften verändern. Andererseits könnten die Tiere aber auch eine neue Nahrungsquelle für andere Invertebraten und Fische darstellen (KOTTA et al. 2015).

Tatsächlich sind gravierende Veränderungen bisher nicht aufgetreten. Inwieweit die Abundanzen möglicherweise zunächst stark ansteigen, bevor sie sich auf einem mittleren Niveau einpendeln, wie man das auch bei anderen Neuankommelingen beobachtet hat (z. B. *Marenzelleria* spp., *Agarophyton vermiculophyllum*), kann noch nicht abschließend beurteilt werden.

Literatur: BICK et al. 2018, BOETS et al. 2016, CAPA et al. 2014, ICES 2016, IfAÖ 2018a, KO-

CHESKOVA & EZHOVA 2018, KOTTA et al. 2015, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017, PABIS et al. 2017, SCHÖLL & HEIBECK 2019, TAMULYONIS et al. 2020

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS-Datenbank (access 10.06.2020)

Kirjoviuhkamato – Invasive Alien Species Portal (vieraslaajit.fi), Finnische Datenbank (access 08.06.2020)

Loimia ramzega* Lavesque, Bonifácio, Londoño-Mesa, Le Garrec & Grall, 2017

Abb. in LAVESQUE et al. 2017

Ein auffallend großer Terebellide (lebend bis 650 mm) der Gattung *Loimia* wurde 2011 im Tidenbereich der bretonischen Ärmelkanalküste gefunden. Da dieser Küstenabschnitt seit Jahrzehnten intensiv untersucht wird, ging man nicht davon aus, dass ein so großer Polychaet in der Vergangenheit übersehen worden war. Aufgrund abweichender Merkmale und auch der Größe der Tiere wurde der Terebellide als neue Art *Loimia ramzega* beschrieben (LAVESQUE et al. 2017).

Die Polychaeten besiedeln bevorzugt Kies- bis grobsandige Sedimente. Im Gegensatz zur heimischen Art *Lanice conchilega* fehlt ihnen Wohnröhren die endständige Krone aus Sand- und Schillpartikeln. Im Mittel- bis Grobsand überschneiden sich die Verbreitungsgebiete beider Spezies. Dort sind Fragmente ihrer Wohnröhren anhand der Bauweisen nicht zu unterscheiden, während sich die Bauten von *Loimia ramzega* in Schill-Grobsandbereichen erkennbar anders aus sehr groben, locker verbundenen Partikeln zusammensetzen.

Erste Funde aus dem Sublitoral der deutschen Nordsee wurden **2016** von der Fa. BioConsult Bremen gemeldet. Jedoch kommt der Polychaet wahrscheinlich schon seit **2007** im Gebiet des Borkum Riffgrunds vor, wurde aber zunächst als *L. medusa* bestimmt (Taxonomischer Workshop 02.2012).

Im Jahr 2019 kam es an der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Küste zu einer Massenentwicklung mit sehr hohen Abundanzen, wobei die Tiere aus dem Sublitoral deut-

lich kleiner waren als die von der bretonischen Küste beschriebenen Individuen. Ob die Art im Tidenbereich generell größer wird oder ob im Sublitoral aufgrund inadäquater Methodik nur juvenile Stadien erfasst wurden, ist unklar. Ein im Eulitoral des niedersächsischen Wattenmeeres gefundenes Tier erwies sich ebenfalls als deutlich größer als Exemplare aus dem nahen Sublitoral (S. TYEDMERS, NLWKN, pers. Mitt.10.2020).

Auch an der belgischen Küste wird der Polychaet seit 2016 in kiesigen, schillhaltigen und grobsandigen Sedimenten gefunden (F. KERKHOF, pers. Mitt. an S. JACKLIN, BioConsult Bremen).

LAVESQUE et al. (2017) schließen einen europäischen Ursprung der Art nicht völlig aus. Dass ein so großer Polychaet an einer seit langem gut untersuchten Küste übersehen wurde, wäre erstaunlich. Die morphologischen Unterschiede zu *Lanice conchilega*, die auffällige Größe der Tiere und ihre abweichende Röhrenbauweise in Grobsand-Schillsedimenten, wären sehr wahrscheinlich in der Vergangenheit nicht unbemerkt geblieben. Insofern liegt die Vermutung nahe, dass es sich um eine kürzlich eingeschleppte Art handelt, die sich nach ihrer Etablierung schnell und effektiv ostwärts an den Nordseeküsten ausgebreitet hat. Da im Gebiet der Erstbeschreibung intensive Austernkulturen (→ *Magallana gigas*) betrieben werden, wäre der Handel mit Saataustern ein naheliegender Eintragsvektor (LAVESQUE et al. 2017).

Allerdings besteht auch die Möglichkeit, dass *Loimia ramzega* der von McIntosh 1922 be-

schriebenen Art *Loimia montagui* entspricht. Dann würde es sich nicht um einen Neueintrag handeln, sondern um einen sporadisch auftauchenden Polychaeten, der bereits vor 100 Jahren aus dem Ärmelkanal bekannt war (A. DIE-TRICH, IfAÖ, pers. Mitt. 10.2020).

(Angaben, sofern nicht anders angegeben, pers. Mitt. S. JAKLIN, BioConsult Bremen, A. DIE-TRICH, IfAÖ, S. TYEDMERS, NLWKN, 10.2020)

Literatur: LAVESQUE et al. 2017

Marenzelleria spp.



Marenzelleria viridis; links: Habitus; den roten Kiemen im vorderen Bereich verdanken die *Marenzelleria*-Arten ihren englischen Namen ‚red-gilled mud worm‘. Rechts: Die *Marenzelleria*-Kotschnüre haben überwiegend lange, gerade Abschnitte, sind 10 - 20 mm lang mit einem Durchmesser von etwa 1 mm. (Fotos K. Reise)

1979 tauchten im schottischen Forth-Ästuar Spoiniden der Gattung *Marenzelleria* auf, die als *M. wireni* bestimmt wurden (ELLIOT & KINGSTON 1987). Bei einer späteren Untersuchung des inneren Ästuars wurde 1982 stellenweise ein Polychaet in hohen Abundanzen gefunden, den man dagegen als → *Marenzelleria viridis* identifizierte und als Erstnachweis für diese nordamerikanische Art in Europa angab (MCLUSKY et al. 1993). Noch vor der Veröffentlichung war jedoch eine Untersuchung von 1984 aus dem nur wenige Kilometer nördlich gelegenen Tay-Ästuar publiziert worden, in der man ebenfalls hohe Dichten von *M. viridis* gefunden hatte (ATKINS et al. 1987). Die Vermutung liegt nahe, dass es sich bereits bei den 1979 im Forth gefundenen Individuen tatsächlich um *M. viridis* gehandelt hatte, und man findet in der Literatur sowohl 1979 als auch 1982 als Datum des Erstnachweises für Europa.

In den folgenden Jahren erschien *Marenzelleria* an zahlreichen Küsten der Nordsee (ESSINK & KLEEF 1988, 1993) und wurde 1985 schließlich auch in der Ostsee nachgewiesen (BICK & BURCKHARDT 1989). Aufgrund der schwierigen Bestim-

mung der morphologisch sehr ähnlichen Arten, herrschte über die Taxonomie lange Zeit Unklarheit, und die Benennung der *Marenzelleria*-Arten in der Literatur ist konfus (vgl. BASTROP & BLANK 2006). Nach genetischen Studien und einer Revision der Gattung (SIKORSKI & BICK 2004) geht man inzwischen von einer parallelen Invasion zweier Schwesterarten in Europa aus, die sich weitgehend durch ihre ökologischen Ansprüche unterscheiden: Während → *Marenzelleria viridis* ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Nordsee hat, besiedelt → *M. neglecta* überwiegend die Ostsee.

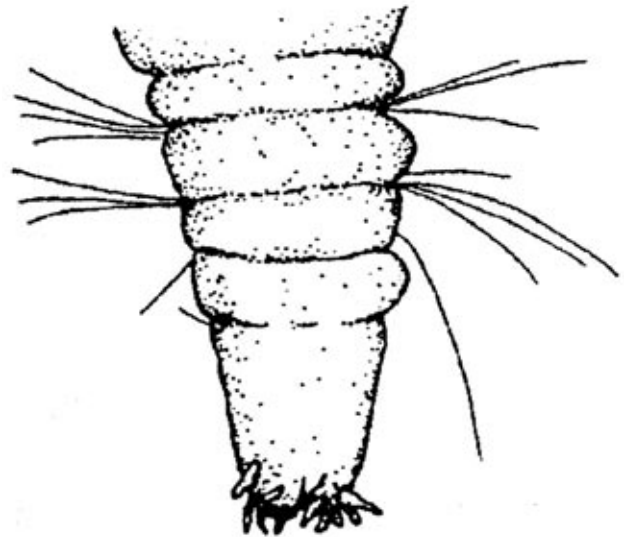
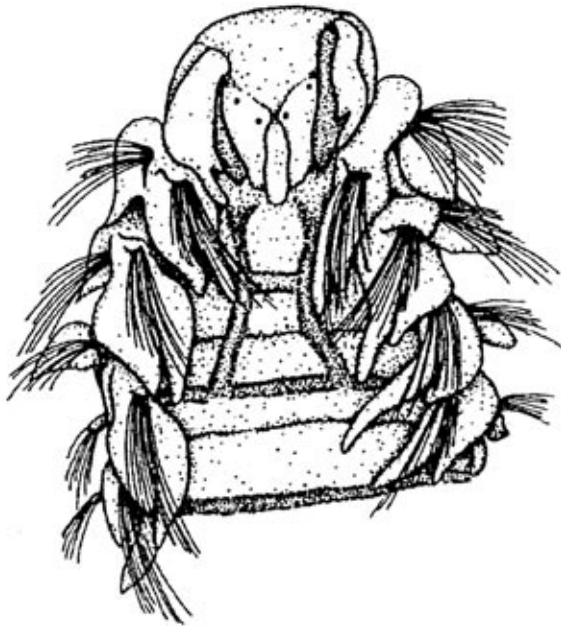
(Eine dritte Art, *M. arctica*, lebt in der nördlichen und östlichen Ostsee (BLANK et al. 2008)).

Wegen der anfänglichen Unklarheiten und verwirrenden Namensgebung sind frühe Angaben über Vorkommen von *Marenzelleria* hinsichtlich der Artbestimmung kritisch zu hinterfragen.

Literatur: ATKINS et al. 1987, BASTROP & BLANK 2006, BICK & BURCKHARDT 1989, BLANK et al. 2008, ELLIOT & KINGSTON 1987, ESSINK & KLEEF 1988, 1993, MCLUSKY et al. 1993, SIKORSKI & BICK 2004

Marenzelleria neglecta SIKORSKI & BICK, 2004

Zu Beginn der 1980er Jahre erschienen an vielen nordeuropäischen Küsten Spioniden der Gattung *Marenzelleria*, die sich schnell und in hohen Abundanzen an den Küsten der Nord- und Ostsee ausbreiteten. Morphologische und genetische Untersuchungen ergaben, dass es sich um die parallele Invasion zweier sehr ähnlicher Schwesterarten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen handelte, die von der nordamerikanischen Atlantikküste stammten. Im Gegensatz zu → *Marenzelleria viridis* (s. u.), die ihren Verbreitungsschwerpunkt in der polyhalinen Nordsee hat, besiedelt *Marenzelleria neglecta* die Ostsee und in geringerem Maße die oligohalinen Flussmündungen der Nordsee.



Marenzelleria neglecta, Vorder- und Hinterende; Länge der Tiere ca. 100 mm (aus SIKORSKI & BICK 2004, Zeichnungen verwendet, mit freundlicher Genehmigung von A. Bick)

Andere Namen in der Literatur:

Marenzelleria Type II

Marenzelleria cf. *viridis*

Deutscher Name: -

Englischer Name: red-gilled mud worm (der Name gilt auch für *M. viridis* (DIŽIULIS 2006))

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestatlantik, Nordamerika (SIKORSKI & BICK 2004)

Vektor: Sehr wahrscheinlich als Larven im Ballastwasser von Schiffen, Weiterverbreitung auch durch Arealerweiterung/Larvendrift

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern: Nordsee: 1997 im Elbe-Ästuar als *Marenzelleria*

Type II (BLANK et al. 2004)

Ostsee: 1985 in der Darß-Zingster Boddenkette als → *M. viridis* (BICK & BURCKHARDT 1989)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erste Individuen der Gattung *Marenzelleria* tauchten 1979 im Forth-Ästuar (westl. Edinburgh) auf und wurden als *Marenzelleria wireni* bestimmt (ELLIOT & KINGSTON 1987), während die 1982 und 1984 an der schottischen Küste gefundenen Tiere → *Marenzelleria viridis* zugeordnet wurden. In der ersten Hälfte der 1980er Jahre breiteten sich die Polychaeten an vielen Küsten der Nordsee aus (ESSINK & KLEEF 1988, 1993) und wurden 1985 schließlich auch in der Ostsee nachgewiesen (BICK & BURCKHARDT 1989). Dabei war die Taxonomie lange Zeit aufgrund der großen Ähnlichkeit der Arten unklar. Nach genetischen Studien und einer Revision der

Gattung (SIKORSKI & BICK 2004) zeigte sich, dass eine parallele Invasion zweier Schwesterarten stattgefunden hatte, wobei die Küste der deutschen Ostsee und die oligohalinen Ästuare von Elbe und Weser überwiegend durch *Marenzelleria neglecta* besiedelt wurden (BLANK et al. 2004, NEHRING et al. 2009).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Da eine klare Benennung der *Marenzelleria*-Arten erst nach der Revision von SIKORSKI & BICK (2004) möglich war, ist für einige Standorte die Artzugehörigkeit nicht zweifelsfrei geklärt.

Für den Bereich der deutschen Nordsee wurde *Marenzelleria neglecta* aus der Elb- und Weser-Mündung beschrieben (BLANK et al. 2004, 2008, NEHRING et al. 2009).

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Die nachfolgenden Angaben über Vorkommen von *M. neglecta* beruhen auf Daten genetischer Untersuchungen von BASTROP & BLANK (2006) und BLANK et al. (2008):

Deutschland, Polen, Litauen, Lettland, Estland, Schweden.

Für Russland (morphologische Daten): MAXIMOV 2010, 2011, KOCHESHKOVA & EZHOVA 2018

Zur Biologie und Ökologie:

Die beiden Schwesterarten *M. neglecta* und → *M. viridis* sind morphologisch sehr ähnlich und im juvenilen Zustand nicht klar zu determinieren, da alle diagnostischen Merkmale variabel und vom Alter der Tiere abhängig sind. Zusätzlich treten Hybridformen auf, die zwar genetisch, aber nicht morphologisch von → *M. viridis* unterschieden werden können (A. BICK, Taxonomischer Workshop Neobiota, Warnemünde, 02.2012).

M. neglecta besiedelt sandige und schlickige Sedimentböden in oligo- bis mesohalinen Gewässern bis zu einer Salinität von etwa 10, selbst unter stark eutrophen Bedingungen und niedrigem Sauerstoffgehalt. Die Tiere leben in vertikalen Grabgängen und ernähren sich als selektive Substratfresser auf der Sedimentoberfläche und als Filtrierer in bodennahem Wasser.

Auswirkungen und invasives Potential:

Marenzelleria sp. wurde als eine eingeschleppte Art mit hohem invasiven Potential eingestuft (GOLLASCH & NEHRING 2006).

Marenzelleria folgte einem für eingeschleppte Arten bekannten sog. ‚boom and bust cycle‘: In der Anfangsphase der Besiedlung stiegen die Abundanzen zunächst exponentiell an, und *M. neglecta* dominierte in einigen Bereichen der Ostsee die Bodenfauna mit bis zu 10.000 Ind./m². Nach einer Phase gleichbleibend hoher Dichten folgte ein Rückgang der Individuenzahlen, die sich auf einem stabilen mittleren Niveau einpendelten (ZETTLER et al. 2002).

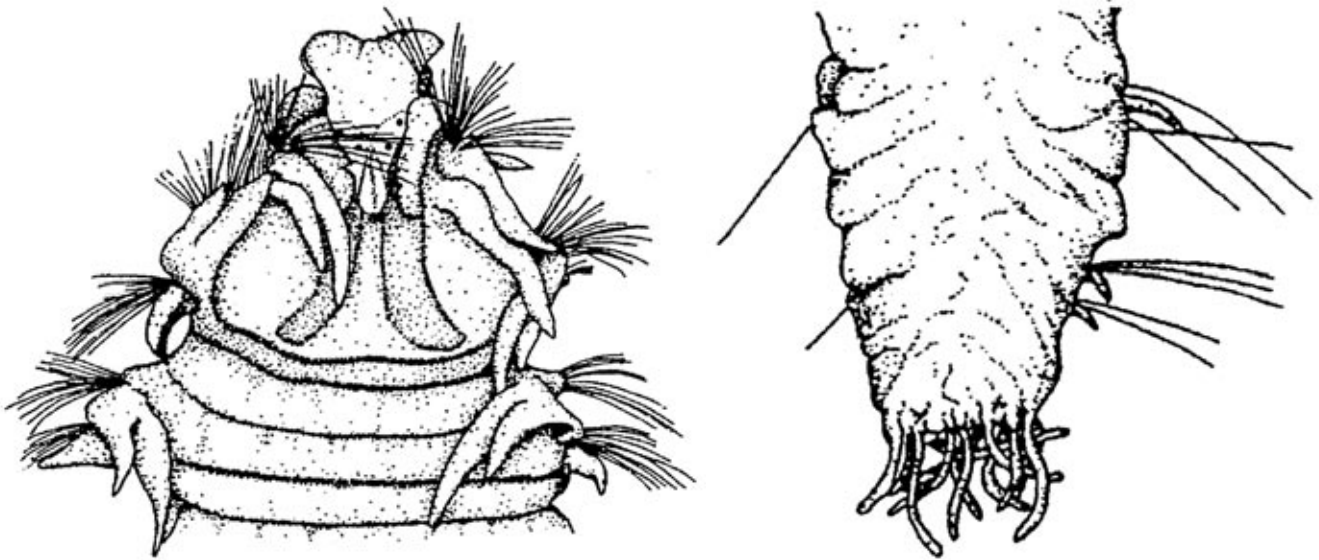
Trotz der anfänglichen Massenentwicklungen wurden bei Untersuchungen im Freiland keine oder nur geringfügige negativen Effekte festgestellt (ZETTLER et al. 2002, NEIDEMAN et al. 2003, ORLOVA et al. 2006, MAXIMOV 2010). BLANK et al. (2008) stellen zur Diskussion, ob die in der östlichen Ostsee beobachteten negativen Auswirkungen auf heimische Amphipoden nicht eher *M. arctica* statt *M. neglecta* zuzuschreiben sind, bedingt durch die schwierige Abgrenzung der Arten.

Die hohen Abundanzen des Spioniden bieten andererseits für benthische Fische und Invertebraten eine neue Nahrungsquelle. Zudem sind die Polychaeten relativ unempfindlich gegenüber kritischen Bodenverhältnissen. Sie können mit ihren vergleichsweise tiefen Grabgängen und aktiven Bioturbation zur Durchlüftung des Bodens beitragen und so das Sediment mit Sauerstoff anreichern. Damit kann die Wiederbesiedlung anoxischer und azoischer Böden durch empfindlicheres Benthos forciert werden. In kontaminierten Sedimenten kann es aber auch zu einer verstärkten Freisetzung und Verteilung partikulärer und löslicher toxischer Substanzen führen (DIŽIULIS 2006, HEDMAN et al. 2011, DAUNYS et al. 2019).

Literatur: BASTROP & BLANK 2006, BICK & BURCKHARDT 1989, BLANK et al. 2004, 2008, DAUNYS et al. 2019, DIŽIULIS 2006, ELLIOT & KINGSTON 1987, ESSINK & KLEEF 1988, 1993, GOLLASCH & NEHRING 2006, HEDMAN et al. 2011, KOCHESHKOVA & EZHOVA 2018, MAXIMOV 2010, 2011, NEHRING et al. 2009, NEIDEMAN et al. 2003, ORLOVA et al. 2006, SIKORSKI & BICK 2004, ZETTLER et al. 2002

Marenzelleria viridis (Verrill, 1873)

Die Schwesterarten *Marenzelleria viridis* und → *M. neglecta* wurden offenbar etwa zeitgleich Ende der 1970er Jahre von der nordamerikanischen Ostküste nach Europa eingeschleppt. *M. viridis* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in der polyhalinen Nordsee, jedoch konnte durch genetische Studien gezeigt werden, dass auch die westliche Ostsee besiedelt wird. Trotz lokaler Massenenwicklung zu Beginn sind keine gravierenden negativen Auswirkungen auf die heimische Fauna bekannt.



Marenzelleria viridis, Vorder- und Hinterende; Länge der Tiere ca. 100 mm (aus SIKORSKI & BICK 2004, Zeichnungen verwendet, mit freundlicher Genehmigung von A. Bick),

Andere Namen in der Literatur:

Scolecopsis viridis Verrill, 1873

Marenzelleria Type I

Marenzelleria cf. *wireni*

Deutscher Name: -

Englischer Name: red-gilled mud worm (gilt auch für *M. neglecta* (DIŽIULIS 2006))

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: (Überwiegend) marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestatlantik, Nordamerika (SIKORSKI & BICK 2004)

Vektor: Sehr wahrscheinlich als Larven im Ballastwasser von Schiffen, Weiterverbreitung auch durch Arealerweiterung/Larvendrift

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1983 im holländisch-deutschen Ems-Ästuar (ESSINK & KLEEF 1988)

Ostsee: 2005 (BASTROP & BLANK 2006)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Zur Invasionsgeschichte vgl. *Marenzelleria* spp. und → *Marenzelleria neglecta*.

Aufgrund der unterschiedlichen ökologischen Ansprüche von → *M. neglecta* und *M. viridis* nahm man zunächst an, dass *M. viridis* ausschließlich in der Nordsee vorkommt. BASTROP & BLANK (2006) und BLANK et al. (2008) konnten jedoch anhand genetischer Studien zeigen, dass *M. viridis*, trotz deutlicher Dominanz von → *M. neglecta*, auch in der westlichen Ostsee verbreitet ist.

Nach dem Erstnachweis im schottischen Forth-Ästuar 1979 und ihrem Auftauchen im deutsch-holländischen Ems-Ästuar 1983 wurden die Tiere in den 1980er und 1990er Jahren an zahlreichen Küsten von Nordsee-Anrainerstaaten gefunden (ESSINK & KLEEF 1993).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Aufgrund genetischer Untersuchungen: Dänemark, Deutschland (BLANK et al. 2008)

Aufgrund morphologischer Bestimmungen: Großbritannien, Niederlande, Belgien (ESSINK & KLEEF 1993, YSEBAERT et al. 1997):

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Aufgrund genetischer Untersuchungen (BLANK et al. 2008): Dänemark, Deutschland, Polen, Lettland, Schweden

Zur Biologie und Ökologie:

Marenzelleria viridis besiedelt überwiegend Gewässer mit einer Salinität über 16 und hat ihren Verbreitungsschwerpunkt entlang der Nordseeküsten. Jedoch existieren auch Populationen in der nordwestlichen Ostsee (BLANK et al. 2008, DELEFOSSE et al. 2012). Während man ursprünglich davon ausging, dass die Arten unterschiedliche Reproduktionszeiten haben, bewies das Vorhandensein von Hybriden, dass die Fortpflanzung zumindest teilweise überlappt (BLANK et al. 2004). Diese Hybride sind morphologisch nicht von *M. viridis* unterscheidbar (BICK, pers. Mitt., Taxonomischer Workshop Neobiota, Warnemünde, 02.2012).

Warum die Art in den niederländischen Watten eine anfängliche Massenentwicklung durchlief, im nördlichen deutschen Wattenmeer jedoch nur sehr vereinzelt auftritt, ist nicht geklärt. Als

mögliche Ursache könnte der höhere Salzgehalt in Frage kommen.

Wie auch die Schwesterart lebt *M. viridis* in vertikalen Grabgängen und ernährt sich als Substratfresser auf der Sedimentoberfläche.

Auswirkungen und invasives Potential:

Marenzelleria spp. wurde als eine eingeschleppte Art mit hohem invasiven Potential eingestuft (GOLLASCH & NEHRING 2006).

Ebenso wie die Schwesterart → *M. neglecta* in der Ostsee trat *M. viridis* anfangs lokal in sehr hohen Dichten auf. Trotz lokaler Dominanzverschiebungen (ESSINK & KLEEF 1993) wurde im niederländischen Dollartgebiet kein zwingender Zusammenhang zwischen der Invasion von *Marenzelleria* und einer langfristigen Abnahme heimischer Arten festgestellt (ESSINK & DEKKER 2002). Am ehesten betroffen waren die Populationen des dominierenden Polychaeten *Hediste diversicolor*. Diese Art reagierte auch im dänischen Odense Fjord (Ostsee) mit einem starken Populationsrückgang auf die massive Ausbreitung von *Marenzelleria*, ohne dass die Art völlig verschwand (DELEFOSSE et al. 2012). Verschiebungen in den Abundanzen und Diversitäten des Benthos können durch direkte Konkurrenz um Raum und Nahrung innerhalb des Benthos bedingt sein, wie auch durch klimatische Effekte oder die veränderte Dichte von Räubern ausgelöst werden (JUNG et al. 2017). Für Fische, Vögel und größere Invertebraten stellen die Polychaeten eine neue und relativ leicht erreichbare Nahrungsquelle dar (ESSINK & KLEEF 1993).

Literatur: BASTROP & BLANK 2006, BLANK et al. 2004, 2008, DELEFOSSE et al. 2012, DIŽIULIS 2006, ESSINK & KLEEF 1988, 1993, ESSINK & DEKKER 2002, GOLLASCH & NEHRING 2006, JUNG et al. 2017, SIKORSKI & BICK 2004, YSEBAERT et al. 1997

Microphthalmus similis Bobretzky, 1870

Ein kleiner Polychaet, der für die deutsche Nordseeküste erstmals 1962 im Elbe-Ästuar nachgewiesen wurde. Seine Herkunft ist unklar, und die näheren Umstände seiner Einwanderung sind unbekannt.

Der Polychaet *Microphthalmus similis* aus dem Sandlückensystem; Habitus eines vollständigen Tieres aus dem Sylter Wattenmeer, Vorder- und Hinterende. (Fotos verwendet, mit freundlicher Genehmigung von G. Purschke)



Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Kryptogene Art, (wahrscheinlich) etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Unklar; vermutet werden wegen früherer Nachweise und dem Ort der Erstbeschreibung das Schwarze Meer oder das Mittelmeer (WESTHEIDE 1967, HARTMANN-SCHRÖDER 1996)

Vektor: Unbekannt; denkbar sind sowohl eine Verbreitung mit Ballastwasser als auch eine natürliche Arealerweiterung (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1962, Neuwerk (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Microphthalmus similis trat in deutschen Küstengewässern erstmals 1962 bei Neuwerk auf (NEHRING & LEUCHS 1999a). In den folgenden Jahren wurde er auch im Nordsylter Wattenmeer gefunden (WESTHEIDE 1967), wo er nach K. REISE (pers. Mitt.) noch in den 1980er Jahren in grobsandigem Sediment vorkam. Ein weiterer Fund 1966 aus dem Sublitoral vor Wangerooge ist ebenso

dokumentiert wie verschiedene Nachweise in den 1990er Jahren aus den Ästuaren von Elbe, Weser und Jade (NEHRING & LEUCHS 1999a).

In den Niederlanden fand WOLFF (1969, 2005) *M. similis* 1962 oder 1963 im Rheindelta und 1966 vor der Küste und bezeichnet sie als zumindest temporär etabliert. Inwieweit die Art noch vorkommt und wo, ist momentan unbekannt.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Deutschland: WESTHEIDE 1967, NEHRING & LEUCHS 1999a

Niederlande: WOLFF 1969

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Wenig bekannt; nach HARTMANN-SCHRÖDER (1996) lebt die Art im Sandlückensystem grobsandiger Sedimente vom oberen Eulitoral bis in ca. 20 m Wassertiefe, mit Vorkommen überwiegend im Sublitoral (G. PURSCHKE, pers. Mitt. 2022).

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt

Literatur: HARTMANN-SCHRÖDER 1996, NEHRING & LEUCHS 1999a, WESTHEIDE 1967, WOLFF 1969, 2005

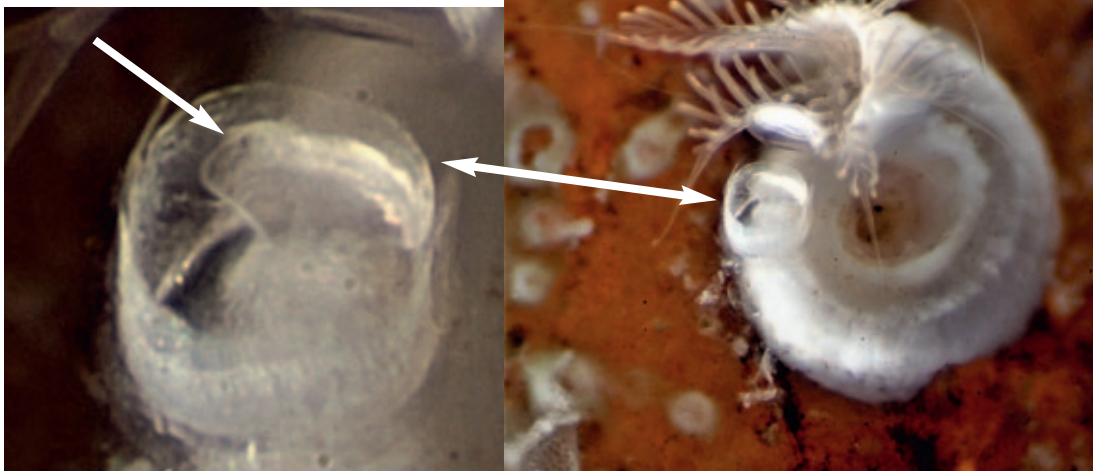
Neodexiospira brasiliensis (Grube, 1872)

Neodexiospira brasiliensis ist ein kleiner Serpulide (Spirorbinae) mit kosmopolitischer Verbreitung in wärmeren Meeren. Das genaue Ursprungsgebiet ist umstritten. In Europa wurde er erstmals 1974 in Portsmouth (Südengland) nachgewiesen, aber bis heute sind nur wenige Fundorte in Nordwesteuropa bekannt, die weit auseinanderliegen. Seit 2014 wird er regelmäßig bei Helgoland auf Makroalgen (*Laminaria hyperborea*) gefunden.

Neodexiospira brasiliensis

Eine axtförmige Struktur (Talon) im Operculum (Pfeil) ist ein diagnostisches Merkmal dieses Spirorbiden.

(Fotos verwendet mit freundlicher Genehmigung von B. Kind & R. Kühlenkamp)



Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, seit 2014 regelmäßig bei Helgoland (B. KIND, pers. Mitt.)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Die Art wurde nach Material aus Brasilien als *Spirorbis brasiliensis* beschrieben (GRUBE 1872), jedoch gibt es nach ROCHA et al. (2013) keine aktuellen Vorkommen in Brasilien. FARRAPEIRA et al. (2011) vermuten dagegen eher einen Ursprung im Ostatlantik. Der Serpulide ist ein Kosmopolit und in tropischen Meeren weitverbreitet (KNIGHT-JONES et al. 1975, ENO et al. 1997). CRITCHLEY & THORPE (1985) geben Vorkommen im Atlantischen, Pazifischen und Indischen Ozean an, und [WoRMS - World Register of Marine Species](#) verzeichnet Vorkommen außerhalb Europas in Südafrika, dem Nordwestpazifik und dem Roten Meer.

Vektor: Da die Art nur eine kurze pelagische Larvalphase besitzt, ist eine selbstständige Aus-

breitung über weite Strecken nicht möglich. Neben dem Bewuchs von Schiffs- und Bootsrümpfen und einem Transport der Larven im Ballastwasser (KNIGHT-JONES et al. 1975), geben FARRAPEIRA et al. (2011) für Brasilien auch Aquakulturorganismen als Vektor an. Bei kürzeren Distanzen kommt auch eine Verdriftung auf pflanzlichem Material in Frage, da der Polychaet epiphytisch Makroalgen und Seegras besiedelt (CRITCHLEY & THORPE 1985, CRITCHLEY et al. 1997).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2014, Helgoland (B. KIND, pers. Mitt. 2016)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In Europa wurde *Neodexiospira brasiliensis* erstmals 1974 in Portsmouth/Südengland im Bewuchs von Schwimmstegen gefunden, zusammen mit der ebenfalls gebietsfremden Art → *Pileolaria berkeleyana*. Der Serpulide besiedelte insbesondere die Thalli von → *Sargassum muticum* (KNIGHT-JONES et al. 1975). Über den Ein-

tragsmodus gibt es unterschiedliche Vermutungen. So wird u. a. spekuliert, dass der Polychaet durch Hochseeyachten einer Regatta eingeschleppt wurde, deren letzte Station vor Portsmouth der brasilianische Hafen Rio de Janeiro (Brasilien) gewesen war (KNIGHT-JONES et al. 1975, ZIBROWIUS & THORP 1989, ENO et al. 1997, WOLFF 2005). Die weitere Verbreitung erfolgte nur sehr langsam und beschränkte sich auf wenige Standorte im Ärmelkanal, an der Küste der Bretagne (BLANCHARD et al. 2010) und in der Nordsee. 1987 wurden Populationen im künstlich erwärmten Abwasser eines Kraftwerkes auf der Insel Jersey entdeckt und eine Einschleppung mit Sportbooten oder Fähren über den Ärmelkanal diskutiert (CRITCHLEY et al. 1997). Jedoch sind aktuelle Funde auf den Kanalinseln offenbar unbekannt (STATES OF JERSEY 2017), und MINCHIN et al. (2013) schließen für britische Küsten generell rezente Vorkommen aus. Außerhalb britischer Gewässer tauchte *Neodexiospira* 1982 in der niederländischen Oosterschelde auf. In einem bei britischen Yachten beliebten Hafen (Goessche Sas) besiedelte der Serpulide epiphytisch neben den Thalli von → *Sargassum muticum* bevorzugt auch die Blätter des Großen Seegrases *Zostera marina* (CRITCHLEY & THORP 1985). In diesem Gebiet ist die Art inzwischen etabliert und wurde später teilweise sehr zahlreich und verbreitet im Rheindelta angetroffen (WOLFF 2005, FAASSE 2011a). GITTENBERGER et al. (2017b) fanden sie 2016 bei Hafenuntersuchungen in Vlissingen an der Mündung der Westerschelde. Im niederländischen Wattenmeer erfolgte ein erster Fund 2009 im Hafen von Texel (GITTENBERGER et al. 2010). Seit 2014 ist die Art aus dem oberen Sublitoral von Helgoland bekannt, wo sie auf den Haftkrallen von *Laminaria hyperborea* vorkommt (B. KIND, pers. Mitt. 2016).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: KNIGHT-JONES et al. 1975, CRITCHLEY et al. 1997 (aktuelle Vorkommen unsicher, s. Text)

Niederlande: CRITCHLEY & THORP 1985, WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010, 2017b

Deutschland: B. KIND, pers. Mitt. 2016

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Neodexiospira brasiliensis ist ein sehr kleiner Ser-

pulide, dessen linksgewundene Kalkröhre nur etwa 2 mm im Durchmesser beträgt (HAYWARD & RYLAND 1990). Die Tiere werden innerhalb einer Saison geschlechtsreif und können bei höheren Temperaturen auch eine verkürzte Brutzeit haben (Eno et al. 1997). Die Art scheint bevorzugt oder ausschließlich auf Makrophyten (Algen und Seegras) vorzukommen, insbesondere auf den Thalli der eingeschleppten Braunalge → *Sargassum muticum* (Portsmouth, Oosterschelde), aber auch auf *Fucus serratus* (Jersey), → *Mastocarpus stellatus* (Texel), *Laminaria hyperborea* (Helgoland) und in der Oosterschelde auf den Blättern des Großen Seegrases *Zostera marina*. Im niederländischen Hafen Vlissingen an der Westerschelde wurde der Polychaet im Rahmen von Monitoring-Untersuchungen auch auf Besiedlungsplatten nachgewiesen. Da Teile von Makrophyten häufig abreißen oder abgestoßen werden und dann mit der Strömung verdriften, können die Epibionten räumlich sehr weit verteilt werden (Eno et al. 1997). Dass sich *Neodexiospira* aber nur an so wenigen Orten etabliert hat, könnte an den spezifischen Ansprüchen des Polychaeten liegen und inwieweit die erreichten Orte diesen genügen (CRITCHLEY et al. 1997). Die Ansiedlung im künstlich erwärmten Abwasser eines Kraftwerkes (Jersey) deutet an, dass die Art wärmeliebend ist, was durch Messungen von CRITCHLEY et al. (1997) bestätigt wird. Dort zeigen die mittleren Wassertemperaturen im Flachwasser des Hafens Goessche Sas deutlich höhere Werte als in der Oosterschelde selbst. Andererseits wird immer wieder über eine wesentlich weitere Verbreitung des Serpuliden spekuliert. Durch die geringe Größe könnte *Neodexiospira brasiliensis* bei niedrigen Abundanzan insbesondere in dichten Algenbeständen leicht übersehen werden (CRITCHLEY & THORPE 1985).

Auswirkungen und invasives Potential:

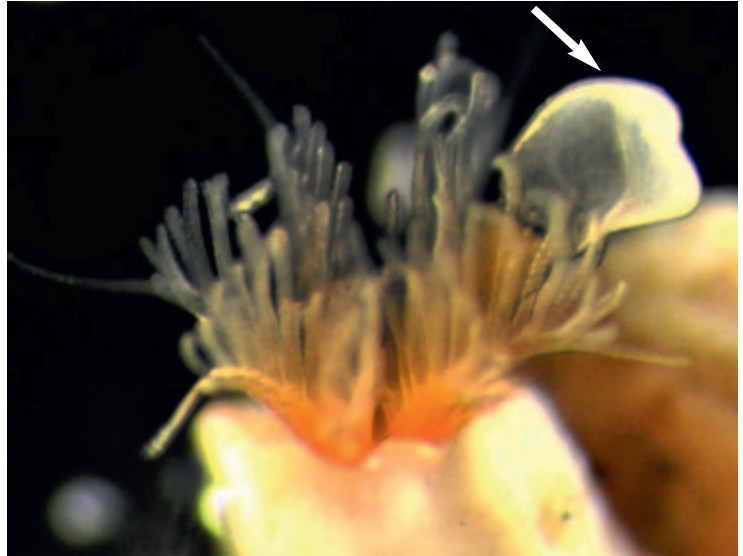
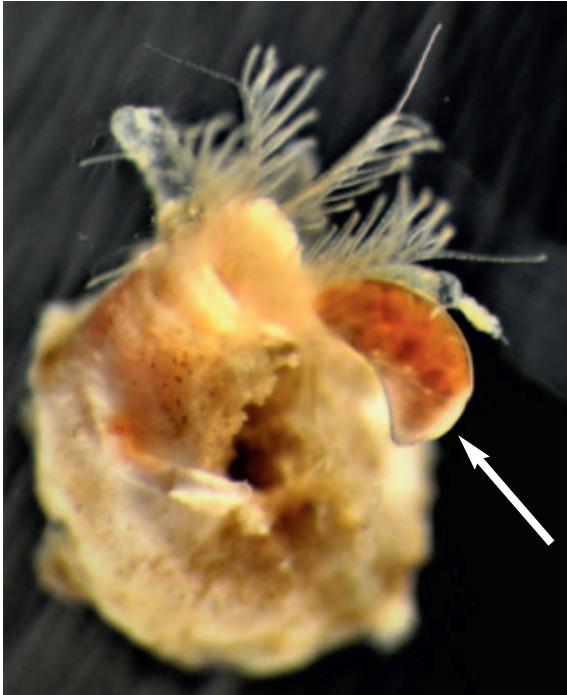
Unbekannt und aufgrund der geringen Größe und begrenzten Verbreitung unwahrscheinlich.

Literatur: BLANCHARD et al. 2010, CRITCHLEY & THORPE 1985, CRITCHLEY et al. 1997, ENO et al. 1997, FAASSE 2011a, FARRAPEIRA et al. 2011, GITTENBERGER et al. 2010, 2017b, GRUBE 1872, KNIGHT-JONES et al. 1975, MINCHIN et al. 2013, ROCHA et al. 2013, STATES OF JERSEY 2017, WOLFF 2005, ZIBROWIUS & THORP 1989

WoRMS - World Register of Marine Species - *Neodexiospira brasiliensis* (Grube, 1872) (16.08.2021)

Pileolaria berkeleyana (Rioja, 1942)

Ein kleiner Serpulide (Sipunculidae) aus dem Pazifik, der Kalkröhren bewohnt. In Nordwesteuropa tauchte er erstmals 1974 in Portsmouth (Südengland) zusammen mit → *Neodexiospira brasiliensis* auf den Thalli des Tangs → *Sargassum muticum* auf. 2010 wurde er in den Niederlanden in der Oosterschelde (Rheindelta) gefunden. Erste Nachweise in deutschen Küstengewässern erfolgten 2013 bei Helgoland und 2019 im Sylter Wattenmeer.



Pileolaria berkeleyana kann im lebenden Zustand an der orange-roten Pigmentierung erkannt werden, die insbesondere bei den Embryonen in der zweilappigen Brutkammer (Pfeile) auffällig ist.

(Fotos D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Pileolaria rosepigmentata (Uchida, 1971)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, seit 2013 im Helgoländer Sublitoral

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifik; Mexiko und Japan (KNIGHT-JONES et al. 1975, ZIBROWIUS & THORP 1989, FAASSE 2011a)

Vektor: Möglicherweise im Ballastwasser oder Schiffsbewuchs (KNIGHT-JONES et al. 1975, ZIBROWIUS & THORP 1989); sekundäre Verbreitung durch Sportboote, eventuell auch mit Kulturaustern in die Niederlande gelangt (FAASSE 2011a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2013, Helgoland (B. KIND & R. KUHNEN-KAMP, pers. Mitt. 2014)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Serpulide wurde von der mexikanischen Pazifikküste beschrieben. Später wurde die aus Japan bekannte Art *Pileolaria rosepigmentata* damit synonymisiert. Es wird vermutet, dass der Polychaet von Japan aus in den südenglischen Hafen Portsmouth kam, möglicherweise durch den Besuch japanischer Kriegsschiffe einige Jahre zuvor (ZIBROWIUS & THORP 1989). *Pileolaria berkeleyana* wurde 1974 in Portsmouth zusammen mit → *Neodexiospira brasiliensis* erstmals für Nordwesteuropa auf den Thalli der ebenfalls eingeschleppten Braunalge → *Sargassum muticum* gefunden (KNIGHT-JONES et al. 1975). Eine unabhängig voneinander erfolgte Eintragung der beiden Polychaeten wird allerdings ebenso wenig ausgeschlossen wie auch ein eventuell früheres Vorkommen, das aufgrund der geringen Größe der Tiere nicht entdeckt worden war (ZIBROWIUS & THORP 1989). Auch auf Jersey (Kanalseln) wurde ein einzelnes Individuum auf → *Sargassum muticum* nachgewiesen (ZIBROWIUS & THORP 1989), ein aktuelles Vorkommen scheint jedoch fraglich. Der Polychaet ist kos-

mopolitisch in allen Ozeanen, ausgenommen der Arktis, verbreitet (THORP et al. 1986, ZIBROWIUS & THORP 1989). Aufgrund der kurzen planktischen Larvalphase werden für die weltweiten Vorkommen anthropogene Verschleppungen verantwortlich gemacht. Allerdings wird alternativ auch die Existenz eines Artenkomplexes mit unterschiedlichen Verbreitungsschwerpunkten erwogen (RZHAVSKY & NISHI 2011).

Im Bereich des Ostatlantik kennt man *Pileolaria berkeleyana* u. a. aus dem Mittelmeer, von der französischen Atlantikküste und den Kanarischen Inseln (KNIGHT-JONES & KNIGHT-JONES 1980, ZIBROWIUS & BIANCHI 1981 zit. in www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, BICK 2006). Im Gebiet der Nordsee wurde der Polychaet erstmals 2010 in der niederländischen Oosterschelde gefunden und angenommen, dass er mit Sportbooten dorthin gelangt war (FAASSE 2011). Wegen der ausgedehnten Muschelzuchten im Rheindelta wird allerdings auch ein Eintrag mit Kulturmuscheln nicht ausgeschlossen. Der Erstnachweis aus deutschen Küstengewässern erfolgte 2013 bei Helgoland, wo der Serpulide Steine im Sublitoral bewuchs (B. KIND & R. KUHLENKAMP, pers. Mitt. 2014). Im Wattenmeer wurde er 2019 im Hafen von Hörnum/Sylt erstmals entdeckt (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019) und kam 2020 auch in einer nahen Austerbank vor (K. REISE, eigene Beob. 03.2020).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: KNIGHT-JONES et al. 1975, THORP et al. 1986, ZIBROWIUS & THORP 1989
Niederlande: FAASSE 2011a
Deutschland: B. KIND & R. KUHLENKAMP, pers. Mitt. 2014, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019

***Pileolaria militaris** Claparède, 1870**

Ein röhrenbauender Polychaet, der aus dem Mittelmeer beschrieben wurde. Im Juli 2012 wurde er als Aufwuchs auf Haftorganen der angespülten Braunalge *Himanthalia elongata* auf Helgoland gefunden (B. KIND, pers. Mitt. 2020). Losgerissene Thalli dieser Alge, die aus dem Ärmelkanal stammen, können mit Strömungen durch die Nordsee driften und treten dann in Massen auch auf Helgoland im Spülsaum auf (KUHLENKAMP & KIND 2013). Die auf den tellerför-

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die im Uhrzeigersinn gewundene Kalkröhre von *Pileolaria berkeleyana* beträgt nur etwa 1 – 2 mm im Durchmesser. Im lebenden Zustand ist die auffällige orange-rote Pigmentierung des Polychaeten unübersehbar, die insbesondere die Larven im Brutraum zeigen. Das Operculum mit der Brutkammer ist am vorderen Rand eingeschnitten-zweilappig, und die stark gefärbten Larven im Brutraum sind gut zu erkennen. Nach einer kurzen pelagischen Planktonphase gehen die Larven schnell zum Bodenleben über. Beim Fehlen von geeignetem Hartsubstrat (z. B. in Proben in einer Petrischale), können sie sich auch auf den Kalkröhren der Elterntiere ansiedeln, wo sie sich als kleine, teilweise orange gefärbte, gerade Röhren anhaften und kurze Zeit später die ersten Windungen der Kalkröhre bilden.

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt und aufgrund der geringen Größe und begrenzten Verbreitung unwahrscheinlich.

Literatur: BICK 2006, FAASSE 2011a, KNIGHT-JONES et al. 1975, KNIGHT-JONES & KNIGHT-JONES 1980, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019, RZHAVSKY & NISHI 2011, THORP et al. 1986, ZIBROWIUS & THORP 1989

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS-Datenbank, Datenblatt

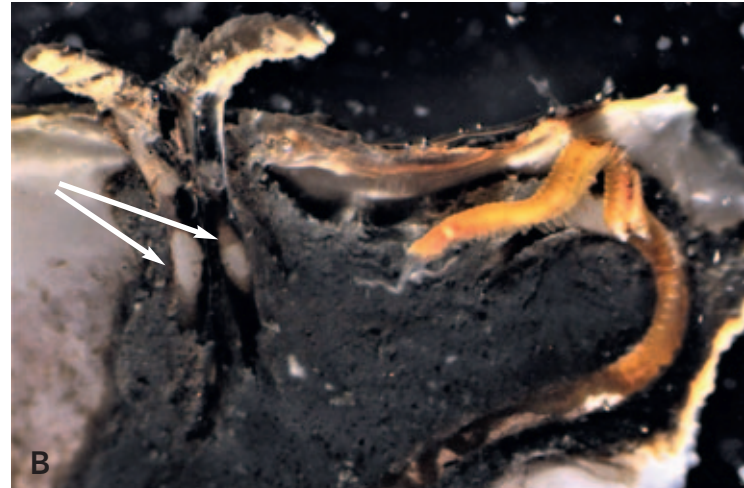
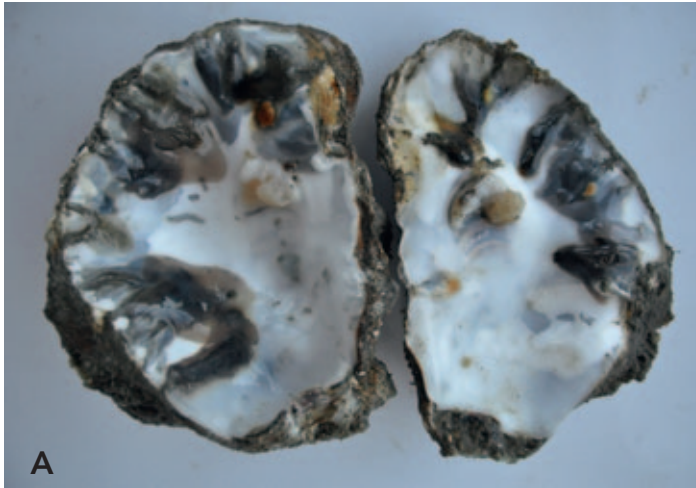
[AquaNIS: Information system on aquatic non-indigenous and cryptogenic species \(ku.lt\)](http://www.aquanis.org/) (access 24.06.2020)

migen Haftorganen angesiedelten Bewuchsorganismen, wie etwa *Pileolaria militaris*, können auf diese Weise weite Strecken zurücklegen. Seit 2012 gab es allerdings keinen weiteren Nachweis von *Pileolaria militaris* auf Helgoland (B. KIND, pers. Mitt. 05.2020), so dass man davon ausgeht, dass sich der Polychaet **nicht etabliert** hat.

Literatur: KUHLENKAMP & KIND 2013

Polydora websteri Hartman in Loosanoff & Engle, 1943

Ein Spionide, der in den Schalen der Pazifischen Auster (→ *Magallana gigas*) Gänge bohrt und seit 2014 im nördlichen Sylter Wattenmeer vorkommt. Anoxisches Sediment, das in den Hohlräumen akkumuliert wird, führt zu auffälligen schwarzen Flecken auf der Innenseite der Austernschalen. *Polydora websteri* wurde 2014 erstmals in verwilderten Kulturaustern bei List/Sylt festgestellt. Inzwischen hat er sich weiter in die Austernbänke im Freiland ausgebreitet.



- A. *Polydora websteri* verursacht auffällige schwarze Flecken („mud blister“) im Inneren von Austernschalen, indem er anoxisches Sediment in seinen Bauten akkumuliert.
 - B. Geöffneter „blister“ mit Eipaketen (Pfeile) an den Seiten der Gänge.
 - C. Dunkle Linien auf den Palpen entlang der Wimpernrinne sind ein typisches Merkmal des Polychaeten.
- (Fotos D. Lackschewitz)

Deutscher Name: Matschblasenwurm
Englischer Name: mud blister worm, mudworm (die Namen werden für verschiedene, in Molluskenschalen bohrende Spioniden verwendet)

Status: Nicht-heimische Art, seit 2014 im Sylter Wattenmeer (WASER et al. 2020)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Möglicherweise Ostasien (RICE et al. 2018), allerdings erstmals von der amerikanischen Ostküste beschrieben (RODEWALD et al. 2021); inzwischen kosmopolitisch weit verbreitet: z. B. Australien (NELL 2007,

SATO-OKOSHI & ABE 2013), Neuseeland (READ 2010), Brasilien (BARROS et al. 2017), West- und Ostküste Nordamerikas (CLEMENTS et al. 2017, MARTINELLI et al. 2020), Südafrika (RODEWALD et al. 2021), Schwarzes Meer (SURUGIU 2012, BOLTACHOVA et al. 2021).

Vektor: Weltweite Verbreitung mit Aquakulturorganismen (Austern); sekundär vermutlich auch in Muscheln im Bewuchs von Booten, durch Transport der Larven mit Strömungen oder in den Federn von Vögeln.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2014 (WASER et al. 2020)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Als ursprüngliche Heimat von *Polydora websteri* werden südostasiatische Gewässer angenommen (RICE et al. 2018), obwohl der Spionide erstmals von der amerikanischen Neuengland-Küste beschrieben wurde (RODEWALD et al. 2021). Durch weltweiten Handel mit Aquakulturorganismen, insbesondere Austern, ist er inzwischen kosmopolitisch verbreitet. In europäischen Gewässern war er spätestens ab 2005 (die Originalliteratur ist in russischer Sprache) im Schwarzen Meer an der rumänischen Küste und der südlichen Krim (SURUGIU 2012) und tritt dort auch weiterhin auf (BOLTACHOVA et al. 2021).

In der deutschen Nordsee wurde er 2014 aus den Schalen verwilderter Pazifischer Austern (→ *Magallana/Crassostrea gigas*) isoliert, die aus einer Kultur im Tidenbereich des Sylter Wattenmeeres (List) stammen. Da die Infektionsrate der Muscheln mit dem Polychaeten zu diesem Zeitpunkt bereits erheblich war, existierte die Population wahrscheinlich schon seit mehreren Jahren. Bis 2020 hatte sich *Polydora websteri* im nördlichen Sylter Wattenmeer erheblich ausgebreitet (WASER et al. 2020). Im niederländischen Wattenmeer bei Texel wurde 2017 ein Befall der dortigen Austernbestände festgestellt, allerdings lag der Anteil der infizierten Austern (Prävalenz) unter dem im Sylter Gebiet (WASER et al. 2020).

Im Herbst 2020 wurde *Polydora websteri* schließlich auch in Austern an der schwedischen Skagerrakküste (Lysekil/Bohuslän) gefunden ([Polydora websteri - Arter och livsmiljöer - Hav- och vattenmyndigheten \(havochvatten.se\)](#)) und die Artzugehörigkeit genetisch bestätigt (OBST et al. 2020).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: WASER et al. 2020

Deutschland: WASER et al. 2020

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Polydora websteri bohrt insbesondere in den Schalen von Austern, in denen er Gänge und

ausgedehnte Hohlräume, z. T. in mehreren Schichten übereinander, anlegt. In diesen akkumuliert er anoxisches Sediment, das als schwarzer Fleck durch die innere Perlmuttertschicht scheint (s. Fotos A, B). Pro Schale können mehrere Individuen leben. Die Tiere sind deutlich größer als die heimische Art *Polydora ciliata*, deren kleine U-förmige Gänge in epibenthischen Molluskenschalen häufig sind. Im Sylter Wattenmeer ist *P. websteri* ausschließlich aus Pazifischen Austern (→ *Magallana gigas*) bekannt. In den Schalen der heimischen Mollusken wurde der Spionide nicht gefunden, was vermutlich mit deren geringerer Schalendicke zusammenhängt.

Viele, aber nicht alle Individuen besitzen zwei auffällige dunkle Längsbänder auf den Palpen entlang der Wimpernrinne (s. Foto C). Diese Streifen können durchgehend, aber auch unterbrochen sein und fehlen bei einigen Individuen ganz.

Zur Reproduktion werden Eipakete an die Innenseite der Gänge geklebt (Pfeile auf Foto B), aus denen sich planktische oder adelphophagische Larven entwickeln. Letztere ernähren sich von unbefruchteten Nähreiern und durchlaufen nur eine kurze oder gar keine pelagische Phase (SURUGIU 2012, SIMON 2015).

Da verwilderte Populationen der Pazifischen Auster inzwischen im gesamten Wattenmeer vorkommen, ist mit einer weiteren Ausbreitung von *Polydora websteri* zu rechnen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Ein Befall mit *Polydora websteri* bedeutet für den Wirtsorganismus (→ *Magallana gigas*) einen zusätzlichen Energieaufwand, um die instabiler gewordenen Schalen zu verstärken und sich durch zusätzliche Schichten gegenüber dem Parasiten zu schützen. Das kann zu erhöhter Stressanfälligkeit gegenüber Umweltfaktoren und Krankheiten führen (CLEMENTS et al. 2017). Im Gebiet der Sylter Austernkultur sind viele Schalen der auf dem Wattboden liegenden Tiere befallen, während die in Netzbeuteln auf Gestellen kultivierten Austern es nicht sind. Sowohl eine höhere Sedimentbelastung der bodenlebenden Tiere als auch die bei Tieren auf den Gestellen stärker einwirkende Hydrodynamik könnten sich auf das Ausmaß der Infektionen mit *P. websteri* auswirken (HANDLEY & BERGQUIST 1997, CLEMENTS et al. 2017).

Wirtschaftliche Einbußen ergeben sich vor allem durch einen niedrigeren Marktwert bis hin zur Unverkäuflichkeit der Austern. Die schwarzen Flecken im Inneren der Schalen oder ggf. sogar das Auftreten von Würmern bzw. Teilen von ihnen beeinträchtigt die Attraktivität der Austern für Konsumenten erheblich.

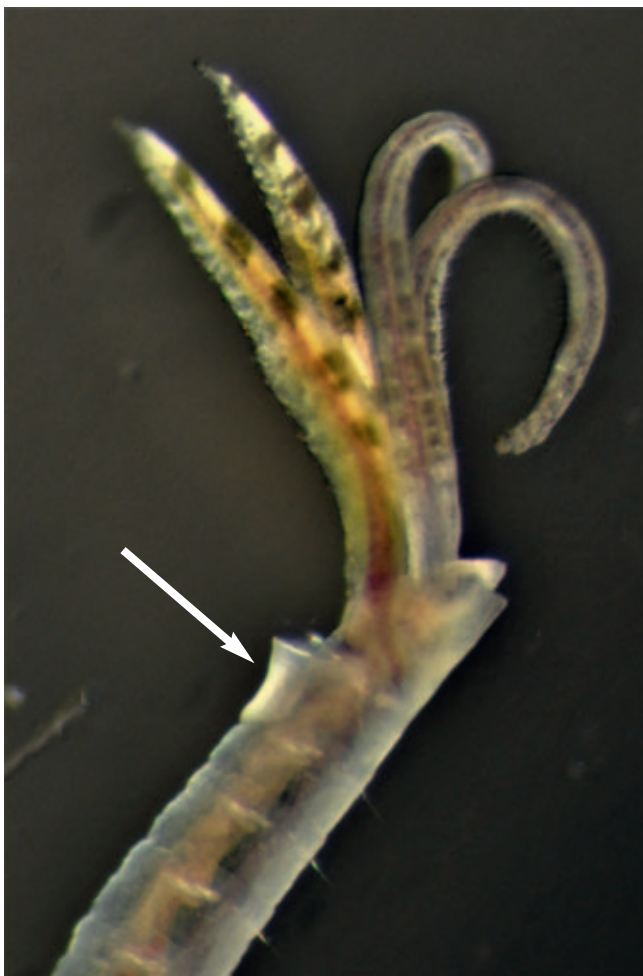
Literatur: BARROS et al. 2017, BOLTACHOVA et al. 2021, CLEMENTS et al. 2017, HANDLEY & BERGQUIST 1997, MARTINELLI et al. 2020, NELL 2007, OBST et

al. 2020, READ 2010, RICE et al. 2018, RODEWALD et al. 2021, SATO-OKOSHI & ABE 2013, SIMON 2015, SURUGIU 2012, WASER et al. 2020

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt (*Polydora websteri* - Arter och livsmiljöer - Havs- och vattenmyndigheten (havochvatten.se)), *Polydora websteri* - Artbestämning från SLU Art-databanken (artfakta.se) (access 06.01.2021)

Streblospio benedicti Webster, 1879

Ein kleiner Spionide von der nordamerikanischen Atlantikküste, der früher mit der heimischen Schwesterart *Streblospio shrubsolii* synonymisiert wurde. Außerhalb der reproduktiven Phase können die Spezies nur durch mikroskopische Analyse abgegrenzt werden. Daher sind für die deutschen Küstengewässer auch ein früheres Vorkommen und eine weitere Verbreitung als bekannt denkbar, und der Zeitpunkt der Einschleppung ist unklar.



Links: Das erste Kiemenpaar ist bei den *Streblospio*-Arten verlängert und ähnelt einem Paar zweiter Palpen. Das 2. Segment trägt dorsal einen häutigen Kragen (Pfeil). Rechts: Im Gegensatz zur heimischen Art *S. shrubsolii* entwickeln sich Eier und Larven bei *S. benedicti* in dorsalen Bruttaschen (Pfeil). (Fotos D. Lackschewitz)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Meso- bis polyhaline Gewässer; überwiegend in Gebieten mit Süßwassereinfluss wie Flussästuare, Verlandungszonen etc. (LEVIN 1984, RADASHEVSKY 2012a, DEWARUMEZ et al. 2011)

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordamerikanische Atlantikküste (LEVIN 1984, MAHON et al. 2009)

Vektor: Unbekannt; da die Art widerstandsfähig gegenüber ungünstigen Umweltbedingungen ist, hält RADASHEVSKY (2012a) den Transport der Larven im Ballastwasser von Schiffen für denkbar.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Der genaue Zeitpunkt ist unklar, da die Art lange mit *S. shrubsolii* synonymisiert wurde. In niedersächsischen Küstengewässern vermutlich spätestens seit der ersten Dekade des 21. Jh., da in Untersuchungen ab 2006 zunehmend *S. benedicti* statt des heimischen *S. shrubsolii* genannt wird (S. TYEDMERS, NLWKN, pers. Mitt. 07.2020).

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Streblospio benedicti gilt für die nordamerikanische Pazifikküste und Europa als eingeschleppt (MAHON et al. 2009, RADASHEVSKY & SELIFONOVA 2013). Nachdem 1982 Individuen in Frankreich in der Mündung der Loire genauer untersucht worden waren, wurde postuliert, dass die als *S. shrubsolii* beschriebene europäische Art kein Juniorsynonym von *S. benedicti* darstellt, sondern dass es sich um zwei getrennte Arten handelt (DA FONSÊCA-GENEVOIS & CAZAUX 1987, MAHON et al. 2009). Für die französische Nordseeküste wurde *S. benedicti* in Dünkirchen im Jahr 2009 nachgewiesen (DEWARUMEZ et al. 2011). Während WOLFF (2005) noch davon ausging, dass die Art neben dem heimischen *S. shrubsolii* in den Niederlanden nicht existiert, gibt es dort inzwischen klare Nachweise aus dem Wattenmeer (GITTENBERGER et al. 2015a) und der Westerschelde (WIJNHOFEN et al. 2017).

Seit wann *S. benedicti* in deutschen Küstengewässern vorkommt, ist unklar. Die Ähnlichkeit zu *S. shrubsolii* und besonders die Tatsache, dass die Schwesterarten lange Zeit synonymisiert wurden (HARTMANN-SCHRÖDER 1996), machen eine eindeutige Datierung problematisch. Obwohl *S. benedicti* für das ostfriesische Wattenmeer schon lange angegeben wurde (SEBESVARI et al. 2006 und Literatur darin), ist unsicher, ab wann die Schwesterarten als eigenständige Spezies klar unterschieden wurden bzw. bis wann man sie nach HARTMANN-SCHRÖDER (1996) als Synonyme betrachtete. Daten des NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) zeigen, dass in Monitoring-Vorhaben ab 2006 für das niedersächsische Wattenmeer ausschließlich *S. benedicti* bestimmt wurde, während zwischen 2000 und 2005 beide Namen parallel erschienen (*S. TYEDMERS, NLWKN, pers. Mitt. 07.2020*).

Spätestens ab 2014 wurden die Arten an der deutschen Nordseeküste allgemein getrennt wahrgenommen. *Streblospio benedicti* trat 2014 im Jade-Weser-Port, Wilhelmshaven und Bremerhaven auf (ROHDE et al. 2017). Nachfolgend wurde er nicht nur dort, sondern zusätzlich auch an anderen Standorten entlang der Nordseeküste dokumentiert, so z. B. 2017 in Norddeich (IfAÖ 2018b), 2018 in Cuxhaven (IfAÖ 2020a), 2019 im Weser-Ästuar (D. HENNING, BioConsult Bremen, pers. Mitt.), wie auch in Büsum (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019).

Im nördlichen Sylter Wattenmeer waren im Sommer 2020 die Sedimentröhren von *S. benedicti* sehr zahlreich in den Algenmatten der nicht-heimischen Schlauchalge → *Vaucheria cf. velutina*, während die heimische Art *S. shrubsolii* andere Habitate besiedelte (K. REISE, eigene Beob. 2020).

Im dänischen Wattenmeer wurde der Spionide 2017 im Hafen von Esbjerg in hohen Abundanz nachgewiesen (ANDERSON et al. in prep.)

Die Verbreitung von *Streblospio benedicti* in der Ostsee scheint (noch) begrenzt zu sein. KOCESKOVA & EZKOVA (2018) geben für russische Gewässer einen ersten Nachweis im Frischen Haff für 1997 und für die Ostsee von 2001 an (dieses ist ein russischer Artikel mit englischer Zusammenfassung. Angaben zu Fundorten und -daten wurden www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis entnommen).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: RADASHEVSKY 2012b

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011

Niederlande: GITTENBERGER et al. 2015a

Deutschland: ROHDE et al. 2017, IfAÖ 2018,

LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019

Dänemark: ANDERSON et al. in prep.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Russland/Kaliningrad: KOCHESKOVA & EZHOVA 2018,

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis

Zur Biologie und Ökologie:

Streblospio benedicti ist ein kleiner Spionide von etwa 1 cm Länge. Das erste Borstensegment trägt ein verlängertes, gebändertes Kiemenpaar, wodurch der Eindruck entsteht, die Tiere verfügten über zwei Paar Palpen (s. Foto). Das zweite Segment besitzt dorsal einen häutigen Kragen (MAHON et al. 2009). Der Spionide wurde lange mit der aus England beschriebenen Art *Streblospio shrubsolii* synonymisiert (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). Die Abgrenzung der Schwesterarten ist nach RADASHEVSKY (2012b) und RADASHEVSKY & SELIFONOVA (2013) außerhalb der Reproduktionsphase abhängig vom Beginn der neuropodalen Hakenborsten (hooded hooks) im 7. (*S. benedicti*) bzw. im 8. (*S. shrubsolii*) Borstensegment. Weitere Merkmalsunterschiede sind im Lichtmikroskop nur schwer oder gar nicht zu erkennen (DAUER et al. 2003).

Im reproduktiven Zustand entwickeln sich bei *S. benedicti* Eier und Larven in auffälligen dorsalen Bruttaschen (s. Foto), die bei der heimischen Art fehlen. Als poecilogone Art kann *S. benedicti* sowohl planktotrophe als auch lecitotrophe Larven bilden (LEVIN 1984).

Die Spioniden bauen zarte Röhren in schllickigen Sedimenten. Typischerweise werden von Süßwasser beeinflusste Gebiete, wie etwa Ästuarie, bevorzugt besiedelt. Dort ernähren sich die Tiere als ‚suspension feeder‘, indem sie mit den Palpen Feinpartikel aus der Wassersäule angeln, oder sie nehmen als ‚surface deposit feeder‘ Nahrung von der Sedimentoberfläche auf. *S. benedicti* gilt als Opportunist, der in organisch belasteten Gewässern sehr häufig sein kann (LEVIN 1984, DEWARUMEZ et al. 2011, https://naturalhistory2.si.edu/smsfp/IRLSpec/Streblospio_benedicti.htm).

Auswirkungen und invasives Potential: Nicht bekannt; Massenvorkommen, wie sie von amerikanischen Küsten bekannt sind, können zu einer Veränderung in der Sedimentstruktur führen, indem die Spioniden durch ihre Ernährungsweise Feinpartikel akkumulieren und auf der Oberfläche ablagern (DEWARUMEZ et al. 2011).

Literatur: ANDERSON et al. in prep., DAUER et al. 2003, DA FONSECA-GENEVOIS & CAZAUX 1987, DEWARUMEZ et al. 2011, GITTENBERGER et al. 2015a, HARTMANN-SCHRÖDER 1996, IfAÖ 2018b, 2020a, KOCHESKOVA & EZKOVA 2018, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019, LEVIN 1984, MAHON et al. 2009, RADASHEVSKY 2012a, b, RADASHEVSKY & SELIFONOVA 2013, ROHDE et al. 2017, SEBESVARI et al. 2006, WIJNHOFEN et al. 2017, WOLFF 2005

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS-Datenbank, Datenblatt
[AquaNIS: Information system on aquatic non-indigenous and cryptogenic species \(ku.lt\)](http://www.aquanis.org/)
(access 06.07.2020)

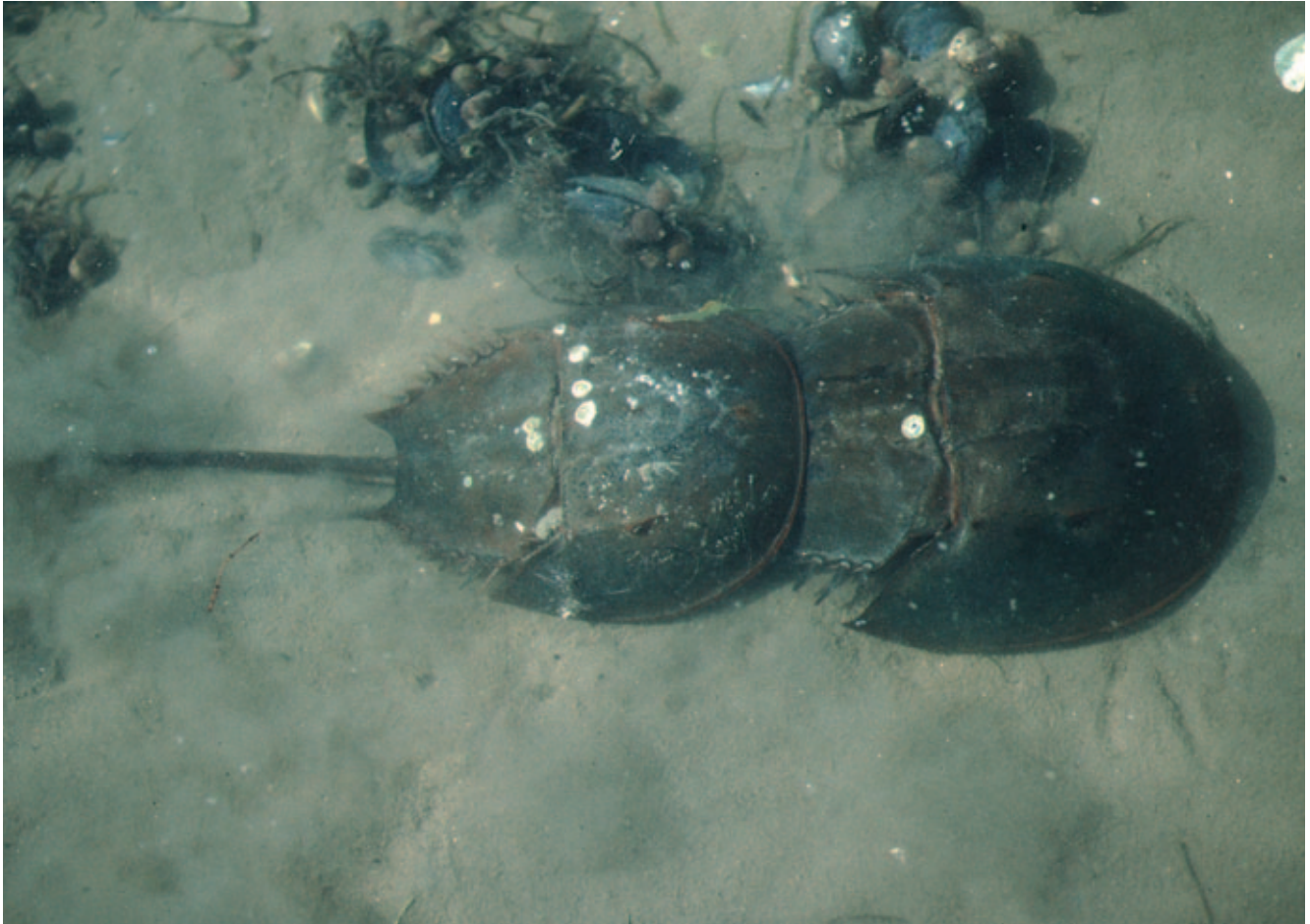
https://naturalhistory2.si.edu/smsfp/IRLSpec/Streblospio_benedicti.htm, Smithsonian Marine Station at Fort Pierce (access 07.07.2020)

6.6.2. *Xiphosura* (Pfeilschwanzkrebse)

Arten, die sich nicht etabliert haben, keine NIS sind oder irrtümlich für deutsche Küsten angegeben wurden, sind mit einem * gekennzeichnet.

*Limulus polyphemus** (Linnaeus, 1758)

Das Ursprungsgebiet von *Limulus polyphemus* ist die nordamerikanische Atlantikküste. Vereinzelt Exemplare in nordeuropäischen Gewässern stammten im 19. Jh. aus Überschüssen des Aquarienhandels, später dann sehr wahrscheinlich von durchfahrenden Schiffen, auf denen sich Seeleute mitgebrachter Exemplare entledigt hatten. Die Art konnte sich weder in der Nord- noch in der Ostsee etablieren.



Im Frühsommer versammeln sich die kleineren Männchen (links) und größeren Weibchen (rechts) der Pfeilschwanzkrebse im Flachwasser der Küsten, wo die Fortpflanzung stattfindet. Die Jungtiere wandern nach ersten Entwicklungsstadien in tieferes Wasser ab. (Foto K. Reise)

Deutscher Name: Pfeilschwanzkrebs
Englischer Name: horseshoe crab

Status: Nicht-heimische Art, nicht etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestatlantik (Atlantikküste von Nordamerika)

Vektor: Durch Aquarienhandel und absichtliches Aussetzen von Einzelindividuen

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1866 bei Helgoland (WOLFF 2005, GOLLASCH & NEHRING 2006)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In den 1860er Jahren importierte die Hamburger Firma Hagenbeck Pfeilschwanzkrebse für den Aquarienhandel. Nicht verkaufte Exemplare wurden 1866 bei Helgoland ausgesetzt, von wo aus sie möglicherweise die holländische Küste erreichten. Dort wurden 1873 vier oder fünf Individuen vor der Insel Terschelling gefangen (WOLFF 2005). Ein lebendes Tier wurde 1970 am Strand von Sylt gefunden (GOLLASCH 2007) und 1972 eines vor Spiekeroog, das mehrere Jahre im Wilhelmshavener Aquarium gehalten wurde und vermutlich ebenfalls ausgesetzt worden war (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Die Art konnte sich weder im deutschen noch im niederländischen Küstengebiet etablieren und trat wahrscheinlich immer nur dann auf, wenn erneut einzelne Individuen ‚entsorgt‘ worden waren.

In der Ostsee wurde 1968 erstmals ein Exemplar im Kattegat, nahe der dänischen Insel Læsø, gefangen. Jedoch wird vermutet, dass dieses, wie auch weitere, die bis 1976 im Gebiet gefunden wurden, von Bord durchfahrender Schiffe stammte, auf denen Seeleute sich mitgebrachter Exemplare entledigt hatten (NEHRING & LEUCHS 1999a, JENSEN & KNUDSEN 2005).

Ebenso wie in der Nordsee existiert keine etablierte Population in der Ostsee.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a
Niederlande: WOLFF 2005

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Zur Biologie und Ökologie:

Pfeilschwanzkrebse gelten als ‚lebende Fossilien‘, die mit den ausgestorbenen Trilobiten verwandt sind.

Sie besiedeln die küstennahen Gewässer in Nordamerika, wo sie sich im Frühsommer in der Gezeitenzone fortpflanzen. Obwohl überwiegend ein mariner Organismus, kann die Art Brackwasser bis zu 11 tolerieren.

Bei einer Lebenserwartung von 40 bis 50 Jahren, sind die Tiere erst nach 9 bis 12 Jahren ausgewachsen und geschlechtsreif. Männchen werden 30 bis 35 cm, Weibchen 40 - 50 cm, maximal 60 cm groß. Die Nahrung besteht aus benthischen Kleinstorganismen, die im Sediment aufgewühlt werden (alle Angaben aus NEHRING & LEUCHS 1999a).

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt.

In der medizinischen und pharmakologischen Forschung spielen die Tiere aufgrund spezieller Eigenschaften ihres Blutes eine große Rolle.

Literatur: GOLLASCH 2007, GOLLASCH & NEHRING 2006, JENSEN & KNUDSEN 2005, NEHRING & LEUCHS 1999a, WOLFF 2005

6.6.3. Crustacea (Krebstiere)

Cladocera (Wasserflöhe)

*Cercopagis pengoi** (Ostroumov, 1891)

Der Kaspische Wasserfloh *Cercopagis pengoi* hat sich seit den 1990er Jahren im zentralen und östlichen Bereich der Ostsee stark ausgebreitet. In deutschen Gewässern wurde er bislang nur sporadisch aus der Pommerschen Bucht gemeldet, und es ist unsicher, ob er sich etablieren kann. Vermutlich wird sein weiteres Vordringen durch den ansteigenden Salzgehalt in der westlichen Ostsee begrenzt.

Abb. in BIRNBAUM 2011 ([Alien Invasive Species Profile \(factsheet\) \(nobanis.org\)](#))

Deutscher Name: Kaspischer Wasserfloh
Englischer Name: fish-hook water flea

Status: Nicht-heimische Art, vermutlich nicht etabliert an der deutschen Ostseeküste

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum (Kaspisches und Azowsches Meer, Aralsee und einmündende Flüsse) (BIRNBAUM 2011); aus dem Aralsee wegen sinkendem Wasserstand und ansteigender Salinität fast verschwunden; seit 1998 auch in den Great Lakes in Nordamerika (BIRNBAUM 2011)

Vektor: Wahrscheinlich über Kanäle sowie im Ballastwasser von Schiffen bzw. mittels Anheftung an den Rumpf oder an Schiffs- und Fischereiausrüstung (GOROKHOVA et al. 2000, BIRNBAUM 2011, GOLLASCH & NEHRING 2006, ANTSULEVICH 2020)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: -

Ostsee: 2004, Pommersche Bucht (GRUZKA, pers. Mitt. ICES WGITMO Report 2005, p. 52)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Wasserfloh *Cercopagis pengoi* wurde 1992 erstmals in der estnischen Ostsee gefunden, wo er zunächst in der Bucht von Pernau (Rigaischer Meerbusen) und Muuga (Finnischer Meerbusen) vorkam (OJAVEER & LUMBERG 1995). Ein multipler Eintrag in die Ostsee wird nicht ausgeschlossen (ANTSULEVICH 2020). Im Verlauf der 1990er Jahre verbreitete sich die Cladocere in der gesamten nordöstlichen und zentralen Ost-

see. Sie wurde im Finnischen und Bothnischen Meerbusen, im Westen an der schwedischen Küste bis in das Stockholm Archipel, südlich bis in das Kurische und Frische Haff sowie die Danziger Bucht und schließlich 2004 im deutschen Teil der Pommerschen Bucht gefunden (GRUZKA, pers. Mitt. zit. in ICES WGITMO Report 2005). Jedoch scheint *Cercopagis pengoi* nicht weiter westlich vorgedrungen zu sein und kommt vermutlich in deutschen Gewässern nicht regelmäßig vor. WASMUND et al. (2007) finden die Art 2006 wie auch in den vorhergehenden Jahren im Rahmen des Ostsee-Monitorings in der Gotlandsee, nicht jedoch an westlicher gelegenen Probestationen im deutschen Seegebiet. Wahrscheinlich begrenzt die in der westlichen Ostsee ansteigende Salinität die Verbreitung dieser überwiegend limnischen Art.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

-

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: GOROKHOVA et al. 2000, BIRNBAUM 2006, ROWE et al. 2016

Deutschland: im Oder-Ästuar (ICES WGITMO Report 2005)

Polen: BIELECKA et al. 2000, JAZDZEWSKI & KONOPACKA 2002, OLSZEWSKA 2006

Russland/Kaliningrad: POLUNINA 2018

Litauen: LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000

Estland: OJAVEER & LUMBERG 1995, KRYLOV et al. 1999, ORLOVA et al. 2006

Russland/St. Petersburg: KRYLOV et al. 1999

Finnland: ANTSULEVICH & VÄLIPAKKA 2000

Zur Biologie und Ökologie:

Die pelagischen Krebse sind 1 - 2 mm groß (im Kaspischen Meer und in den USA bleiben die Tiere kleiner), mit einem langen caudalen Fortsatz, der ein Mehrfaches der Körperlänge aus-

macht. Mit diesem verhaken sich die Individuen untereinander oder am Substrat und können so große Klumpen bilden, die z. B. auch Fischernetze verkleben.

Cercopagis pengoi gehört zum räuberischen Zooplankton. Er ist eurytherm (3 - 38 °C) und euryhalin, mit einem tolerierten Salinitätsbereich vom Süßwasser bis zu 17. Das Optimum liegt offenbar etwa bei 16 - 26 °C und einer Salinität von unter 10. Parthenogenetische Fortpflanzung findet überwiegend in den Sommermonaten statt, sexuelle Reproduktion eher im Herbst, wenn Dauerstadien gebildet werden, die auch lange Transportwege und kalte Winter überstehen und wahrscheinlich hauptsächlich zur Verbreitung der Art beitragen (alle Angaben BIRNBAUM 2011, www.havochvatten.se/frammandearter).

Auswirkungen und invasives Potential:

Massenvorkommen von *Cercopagis pengoi* verschieben die Zusammensetzung des Planktons beträchtlich zu Ungunsten heimischer räuberischer Plankter und kleiner Fische, mit denen *Cercopagis* in starke Konkurrenz tritt (TELESH & OJAVEER 2002). Hohe Dichten der räuberischen Cladocere können darüber hinaus die phytophagen Arten beträchtlich dezimieren und dadurch Algenblüten begünstigen. Da die Art wärmeres Wasser bevorzugt und erst in den Sommermonaten Juli und August massenhaft im Plankton erscheint, unterstützt die Klimaerwärmung wahrscheinlich die Vermehrung von

Cercopagis pengoi. Die Salinität in deutschen Küstengewässern scheint aber eine Barriere für die Art darzustellen.

Dadurch, dass sie zu dicken Aggregaten zusammenklumpen, verstopfen sie Netze und können so zu einer arbeits- und kostenintensiven Plage für die Fischerei werden. Berichten zufolge soll es bei der Säuberung von Netzen und Tauen teilweise auch zu allergischen Reaktionen gekommen sein (BIRNBAUM 2011, www.havochvatten.se/frammandearter).

Auf der anderen Seite stellt *Cercopagis pengoi* eine nicht unerhebliche neue Nahrungsquelle für Fische dar. Insbesondere Heringe, Stichlinge und Stinte nutzen saisonal das zusätzliche Angebot (ANTSULEVICH & VÄLIPAKKA 2000, TELESH & OJAVEER 2002, ROWE et al. 2016).

Literatur: ANTSULEVICH 2020, ANTSULEVICH & VÄLIPAKKA 2000, BIELECKA et al. 2000, BIRNBAUM 2011, GOLLASCH & NEHRING 2006, GOROKHOVA et al. 2000, ICES 2005, JAŹDŹEWSKI & KONOPACKA 2002, KRYLOV et al. 1999, LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000, OJAVEER & LUMBERG 1995, OLSZEWSKA 2006, ORLOVA et al. 2006, POLUNINA 2018, ROWE et al. 2016, TELESH & OJAVEER 2002, WASMUND et al. 2007

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-cercopagis-pengoi-rovvattenloppa.pdf (havochvatten.se) (update 01.11.2012)

Copepoda (Ruderfußkrebse)

Acartia (Acanthacartia) tonsa Dana, 1849

Der planktische Copepode *Acartia tonsa* besiedelt Küstengewässer der deutschen Nord- und Ostsee. Während für den Einzugsbereich der deutschen Nordsee der Erstnachweis 1930 aus der Weser bekannt ist, kann der Beginn einer Ausbreitung in der deutschen Ostsee nicht genau datiert werden. Spätestens seit den 1980er Jahren, wahrscheinlich aber wesentlich früher, trat *Acartia tonsa* dort auf. Gravierende Auswirkungen auf das heimische Ökosystem sind nicht erkennbar.

Abb. In JENSEN 2010a ([NOBANIS - Marine invasive species in Nordic waters - Fact Sheet](#))
POLUNINA 2018

Andere Namen in der Literatur:

Acartia tonsa Dana, 1849

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art (kryptogen, JENSEN 2010a), etabliert (Nord- und Ostsee)

Lebensraum: Süßwasser bis marin, bevorzugt im Brackwasser von Ästuaren

Ursprungs-/Donorgebiet: Der eigentliche Ursprung ist unbekannt. Die ästuarine Art ist kosmopolitisch verbreitet und einer der häufigsten und am besten untersuchten Copepoden weltweit (FIGUEROA et al. 2020). CHEN & HARE (2011) vermuten aufgrund genetischer Analysen eine Einschleppung in den westlichen wie auch in den östlichen Nordatlantik. An der amerikanischen Ostküste handelt es sich dabei offenbar um einen Artenkomplex (FIGUEROA et al. 2020). Möglicherweise gilt dieses auch für Europa (DRILLET et al. 2008).

Bevor *Acartia tonsa* in nordeuropäischen Gewässern auftrat, war sie schon aus dem Indopazifik und Westatlantik (REMY 1927, KLIE 1930, ENO et al. 1997) sowie dem Mittelmeer und ponto-kaspischen Raum (JENSEN 2010a) bekannt.

Vektor: Unbekannt; möglicherweise im Ballastwasser von Schiffen verbreitet (WOLFF 2005), begünstigt durch den Umstand, dass der Copepod mit Dauerstadien (Diapause-Eier) widrige Bedingungen überstehen kann (ENO et al. 1997)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1930, Wesermündung (KLIE 1930)
Ostsee: vor 1981 (ARNDT & SCHNESE 1986)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Als Ort und Datum des publizierten Erstnachweises von *Acartia tonsa* in Nordeuropa wird meist ein Brackwasserkanal bei Caen (Frankreich) im Jahr 1925 angegeben (REMY 1927). Jedoch vermutet der Autor selbst eine deutlich längere Anwesenheit der Art in nordeuropäischen Gewässern. Nach KLIE (1930) wurde das Vorkommen des Copepoden im Ringköbing-Fjord (Dänemark) nachträglich bereits für 1921 festgestellt. WOLFF (2005) sowie BĒRZINŠ (1940) zitieren REDEKE (1934, 1935), dem *Acartia tonsa* aus Planktonproben der Zuiderzee schon zwi-

schen 1912 und 1916 bekannt war. Daher erscheint auch das Jahr 1916 als Datum für den Erstnachweis in der Literatur (z. B. JENSEN 2010a).

ENO et al. (1997) bezeichnen die Spanne zwischen 1916 und 1956 als Zeitraum der Einwanderung in südenenglische Gewässer. An der französischen Nordseeküste wird *A. tonsa* erstmals 1979 im Hafen von Dunkerque gefunden. DEWARUMEZ et al. (2011) und KERCKHOF et al. (2007) geben 1956 (Westerschelde) für Belgien an.

BRYLINSKI (1981) beschreibt die Ausbreitung des Copepoden entlang europäischer Küsten der Nord- und Ostsee, führt allerdings den bei BĒRZINŠ (1940) angegebenen Nachweis von 1924 aus dem Golf von Riga nicht an. Dieser Nachweis beruht, ähnlich wie in der Nordsee, auf der gezielten Suche in alten Planktonproben. Das Vorkommen im Golf von Riga (1924) und Finnland (1934) wird bei mehreren Autoren erwähnt, wohingegen die Besiedlung des Bottischen Meerbusens nur vermutet wird, allerdings aufgrund der ungünstigen Bedingungen (Temperatur/Salinität) offenbar unsicher ist (www.havochvatten.se/frammandearter).

Für deutsche Küsten wird *Acartia tonsa* erstmals 1930 aus dem Plankton der Wesermündung gemeldet (KLIE 1930). Der Zeitpunkt des ersten Auftretens für die deutsche Ostseeküste ist unsicher. Die Angabe ‚vor 1981‘ bei GOLLASCH & NEHRING (2006) beruht auf Studien von ARNDT & SCHNESE (1986) aus der Darß-Zingst Region (Mecklenburger Bucht).

Zwischen 1988 und 1992 finden BEHRENDTS et al. (1997) den Copepoden in der Kieler und Mecklenburger Bucht und im Fehmarn Belt, aber nicht an weiter östlich gelegenen Probeorten. Da jedoch *Acartia tonsa* spätestens 1924 im Golf von Riga auftrat, ist es sehr wahrscheinlich, dass die Art wesentlich früher als 1981 die deutschen Küstengewässer der Ostsee besiedelte.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011, BAFFREAU et al. 2018

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: BARETTA & MALSCHAERT 1988, WOLFF 2005

Deutschland: KLIE 1930, BARETTA & MALSCHAERT 1988

Dänemark: KLIE 1930, ANDERSEN et al. in prep.

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjörd):

Dänemark: JESPERSEN 1949, zit. in BRYLINSKI 1981, DRILLET et al. 2008, TISELIUS et al. 2008

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Deutschland: ARNDT & SCHNESE 1986, BEHRENDTS et al. 1997, DRILLET et al. 2008

Polen: LEPPÄKOSKI 1984

Russland/Kaliningrad: POLUNINA 2018

Litauen: ZAIKO et al. 2015

Lettland: BĒRZINŠ 1940, JENSEN 2010a

Estland:

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis

Finnland: JENSEN 2010a

Zur Biologie und Ökologie:

Der planktische Copepod *Acartia tonsa* nutzt die gesamte Wassersäule, wobei bevorzugt die oberen Schichten besiedelt werden, da für seine Reproduktion eine Mindesttemperatur von 10 °C erforderlich ist. Durch diese Temperaturabhängigkeit ist die geographische Verbreitung der Art limitiert. Massenvorkommen werden in warmen Sommermonaten beobachtet. Dann kann der Copepod zum Hauptkonsument des Phytoplanktons und bedeutende Nahrungsquelle für Fische werden (FIGUEROA et al. 2020). Das Salinitätsoptimum liegt bei 15 - 22, allerdings wird für das Kaspische Meer ein maximales Wachstum bei 7 - 8 angegeben. Generell verfügt *A. tonsa* über eine extrem weite Salinitätstoleranz und übersteht in Laborversuchen

Salzgehalte vom reinen Süßwasser bis zu 70 (www.havochvatten.se/frammandearter). Dadurch können auch Flussästuare oder Kanäle besiedelt werden.

Auswirkungen und invasives Potential:

Über negative Auswirkungen ist wenig bekannt. Es wird angenommen, dass *Acartia tonsa* bei Nahrungsknappheit in Konkurrenz zu anderen, heimischen Planktonorganismen tritt (www.havochvatten.se/frammandearter). So wurde in der Adria eine Zunahme des Copepoden in lokalen Planktongemeinschaften festgestellt, die zur Dezimierung und ggf. Verdrängung heimischer Arten führt (SEI & FERRARI 2008). Der Copepod hat eine hohe Reproduktionsrate, seine Eier sind widerstandsfähig gegenüber Sauerstoffdefiziten und Schwefelgehalt im Wasser (SEI & FERRARI 2008). Unter günstigen Bedingungen bildet er Massenvorkommen, die Planktongemeinschaften dominieren können (GOMOIU et al. 2002). Zusätzlich begünstigt der Klimawandel diese wärmeliebende Art. Andererseits werden die Copepoden von Invertebraten (Schwebegarnelen) und planktivoren Fischen gefressen (ARNDT & SCHNESE 1986) und stellen damit eine zusätzliche Nahrungsquelle für die heimische Fauna dar.

Literatur: ANDERSEN et al. in prep., ARNDT & SCHNESE 1986, BAFFREAU et al. 2018, BARETTA & MALSCHAERT 1988, BEHRENDTS et al. 1997, BĒRZINŠ 1940, BRYLINSKI 1981, CHEN & HARE 2011, DEWARUMEZ et al. 2011, DRILLET et al. 2008, ENO et al. 1997, FIGUEROA et al. 2020, GOLLASCH & NEHRING 2006, GOMOIU et al. 2002, JENSEN 2010a, KERCKHOF et al. 2007, KLIE 1930, LEPPÄKOSKI 1984, POLUNINA 2018, REMY 1927, SEI & FERRARI 2008, TISELIUS et al. 2008, WOLFF 2005, ZAIKO et al. 2015

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (access 13.10.2020)

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-acartia-tonsa.pdf](#) (havochvatten.se) (update 11.12.2006)

Ameira divagans ssp. divagans Nicholls, 1939

Der benthische Harpacticide *Ameira divagans ssp. divagans* wurde Ende der 1960er/Beginn 1970er Jahre in der Kieler Bucht nachgewiesen. Dabei wurden morphologische Abweichungen von der Erstbeschreibung aus Kanada sowie von einer afrikanischen Unterart festgestellt. Über Art und Zeitpunkt einer möglichen Einschleppung wurden keine Informationen gefunden, ebenso wie seine gegenwärtige Verbreitung nicht bekannt zu sein scheint. Größere Auswirkungen auf das Ökosystem sind nicht anzunehmen.

Abb. in SCHEIBEL 1974

Andere Namen in der Literatur:

Ameira divagans Nicholls, 1939

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Evtl. kryptogen; die Art wird als gebietsfremd für die deutsche Küste bezeichnet (GOLLASCH & NEHRING 2006), allerdings halten andere Autoren diesen Status ohne weitergehende Untersuchungen für nicht gesichert (JAŹDŹEWSKI & GRABOWSKI 2011). Wahrscheinlich etabliert in Teilen der deutschen Ostsee (Kieler Bucht)

Lebensraum: Brackwasser bis marin (SCHEIBEL 1973)

Ursprungs-/Donorgebiet: Erstbeschreibung aus dem Westatlantik, Kanada (SCHEIBEL 1974)

Vektor: Unbekannt; GOLLASCH & NEHRING (2006) vermuten Schiffstransport

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: -

Ostsee: Um 1970 in der Kieler Bucht (SCHEIBEL 1973)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Invasionsgeschichte von *Ameira divagans ssp. divagans* ist unbekannt. Die Erstbeschreibung der Art erfolgte 1939 in Kanada (SCHEIBEL 1974). Ob hier auch der Ursprung des Copepoden liegt, ist unklar. Für die süd- und westafrikanische Küste existiert die Beschreibung einer Unterart (SCHEIBEL 1974).

Um 1970 wird der Copepod auf Sandböden der Kieler Bucht gefunden (SCHEIBEL 1973).

(Wann genau bleibt vage, da zu den ausgewerteten Proben von 1969 Material von 1968 und 1970/71 hinzugefügt wurde, ohne dass dieses klar gekennzeichnet ist.) In den 1970er Jahren wird *Ameira divagans ssp. divagans* aus diesem Teil der westlichen Ostsee auf Grobsand und von experimentellen Substraten bestätigt (SCHEIBEL 1976, SCHEIBEL & RUMOHR 1979). Neuere Daten zu Vorkommen und Verbreitung der Art wurden nicht gefunden.

Europäische Nachweise außerhalb der deutschen Ostsee sind rar. An der bretonischen Ärmelkanalküste finden BODIN & GUELLEC (1992) die Art 1988 bei Untersuchungen zur Harpacticidenfauna im Sublitoral.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: Bretagne, nicht für den Bereich der Nordsee (BODIN & GUELLEC 1992)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: SCHEIBEL 1973, 1974, 1976, SCHEIBEL & RUMOHR 1979

Zur Biologie und Ökologie:

Ameira divagans ssp. divagans ist ein benthischer Copepod, der in der Kieler Bucht auf Grobsand in Wassertiefen von 6 bis 15 m vorkommt (SCHEIBEL 1974, 1976, SCHEIBEL & RUMOHR 1979).

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt

Literatur: BODIN & GUELLEC 1992, GOLLASCH & NEHRING 2006, JAŹDŹEWSKI & GRABOWSKI 2011, SCHEIBEL 1973, 1974, 1976, SCHEIBEL & RUMOHR 1979

Mytilicola intestinalis Steuer, 1902

Mytilicola intestinalis ist ein endoparasitischer Copepode in Miesmuscheln (*Mytilus* sp.). In der deutschen Nordsee ist er weit verbreitet. Die Pazifischen Austern (→ *Magallana gigas*) im Wattenmeer werden dagegen nicht befallen. Das Ausmaß der Schädigung im Wirtsorganismus ist abhängig vom Grad des Befalls und der Vitalität der Muscheln.



Der Parasit *Mytilicola intestinalis* ist auffällig rot gefärbt und lebt im Darm der Miesmuschel *Mytilus edulis*. Länge ca. 6 mm. (Foto D. Lackschewitz)

Deutscher Name: Muscheldarmkrebs (WoRMS)
Englischer Name: ‚red worm disease‘ für den Befall von Muscheln mit *Mytilicola* spp.

Status: Nicht-heimische Art, etabliert in der deutschen Nordsee

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Erstmals 1902 aus dem Mittelmeer beschrieben (nördliche Adria, Triest)

Vektor: Sehr wahrscheinlich mit Muschelbewuchs an Schiffsrümpfen verschleppt, in der Folge auch mit kommerziellen Muscheltransporten verbreitet (THEISEN 1966, KORRINGA 1968).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1938 bei Neuwerk/Cuxhaven (CAS-PERS 1939) (1936 aus alten Sammlungen)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Mytilicola intestinalis wurde 1902 aus der nördlichen Adria beschrieben, wo er im Darm von *Mytilus galloprovincialis* vorkam. In den Folgejahren breitete sich der Parasit innerhalb des Mittelmeeres und entlang der ostatlantischen Küste aus und wurde vermutlich 1938 (CASPER 1939 gibt kein genaues Datum an) in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der Elbmündung und dem ostfriesischen Wattenmeer nachgewiesen (CASPER 1939). Bei weiteren Nachforschungen fand CASPER ein Individuum in alten Sammlungen vom November 1936 und vermutete, dass es den Parasiten schon immer in der südlichen Nordsee gegeben hat und er nur übersehen worden war. Auch in England war bereits 1937 ein einzelnes Exemplar in Southampton aufgetaucht (KORRINGA 1968). 1946 stellte ELLENBY (1947) eine starke Parasitierung von Muscheln an der Ostküste Englands fest, und 1950 war der Copepod an der britischen Nordseeküste dann weit verbreitet (MEYER & MANN 1950).

Aus den Niederlanden wurde *Mytilicola intestinalis* 1949 gemeldet, wohin er sehr wahrscheinlich 1948 mit Miesmuscheln aus dem ostfriesischen Watt eingeschleppt worden war (KORRINGA 1968). Starke Parasitierung wird für ein Massensterben von Miesmuscheln in den Kulturen in Zeeland in den Jahren 1949/1950 verantwortlich gemacht (KORRINGA 1968). Gegenwärtig werden die Auswirkungen des Parasiten in den Niederlanden allerdings als eher moderat eingestuft (WOLFF 2005). In belgischen Häfen fanden LELOUP & LEFEVERE (1952) den Copepoden erstmals im Jahr 1950 in Miesmuscheln, im französischen Dunkerque zu Beginn der 1960er Jahre (BRIENNE & PAIRAIN 1966).

Bis 1950 hatte *Mytilicola intestinalis* sich an der deutschen Küste von der niederländischen Grenze bis zur Elbe ausgebreitet (MEYER & MANN 1950, MEYER-WAARDEN & MANN 1954). Erst 1969 wird ein Vorkommen nördlich der Elbe bis zur Eidermündung festgestellt sowie ein sehr geringer Befall von Miesmuscheln im Nordsylter Wattenmeer (DETHLEFSEN 1972). Heutzutage ist der Parasit im Wattenmeer der Insel Sylt etabliert und häufig (THIELTGES et al. 2006, ELSNER et al. 2011, GOEDKNEGT et al. 2017).

In dänischen Küstengewässern beschränken sich die Befunde überwiegend auf den

Limfjord: 1964 fand THEISEN (1966) erstmals mit *Mytilicola* parasitierte Muscheln im westlichen Limfjord und vermutete den Beginn der Invasion des Parasiten nur wenig früher. Er ging von einer anthropogen bedingten Einschleppung aus. Neben parasitierten Muscheln im Schiffsbewuchs vermutete er Austernimporte aus den Niederlanden als Eintragsvektor. Allerdings würde dies der mehrfach geäußerten hohen Wirtsspezifität des Parasiten (s. u.) widersprechen. Im darauffolgenden Jahr 1965 breitete sich *Mytilicola intestinalis* im gesamten Limfjord aus, drang allerdings nicht bis in die Gewässer von Kattegat und Belten vor (THEISEN 1966, 1987). JENSEN (2010b) gibt nach einer pers. Mitt. von THEISEN auch ein erstes Vorkommen im dänischen Wattenmeer für 1994 an.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ELLENBY 1947, GEE & DAVEY 1986

Frankreich: BRIENNE & PAIRAIN 1966, DEWARUMEZ et al. 2011

Belgien: LELOUP & LEFEVERE 1952, KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: KORRINGA 1968, GOEDKNEGT et al. 2018, 2020

Deutschland: CASPER 1939, ELSNER et al. 2011, GOEDKNEGT et al. 2018, 2020

Dänemark: westlicher Limfjord (THEISEN 1966)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: östlicher Limfjord (THEISEN 1987), bisher keine weitere bekannte Ausbreitung in die Ostsee bekannt

Zur Biologie und Ökologie:

Mytilicola intestinalis ist ein Endoparasit im Darm von Muscheln der Gattung *Mytilus* (*M. edulis* und *M. galloprovincialis*). Die auffällige rote Färbung des Copepoden hat im englischen Sprachgebrauch zur Bezeichnung ‚red worm disease‘ bei infizierten Muscheln geführt. Im niederländischen (Texel) und deutschen Wattenmeer (Sylt) wurde er ausschließlich in *Mytilus edulis*, nicht aber in der Pazifischen Auster (→ *Magallana gigas*) gefunden, ebenso zeigten Versuche einer experimentellen Infektion von *Magallana* keinen Erfolg (ELSNER et al. 2011, POGODA et al. 2012, GOEDKNEGT et al. 2017, M. WEGNER, AWI, pers. Mitt. 21.10.2020). Gegenteilige Befunde (AGUIRRE-MACEDO & KENNEDY 1999)

und frühe Nachweise von *M. intestinalis* in der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) (BAIRD et al. 1951) und anderen Mollusken (STOCK 1965) stellen diese hohe Wirtsspezifität in Frage. Durch die Ähnlichkeit insbesondere der männlichen Tiere zur Schwesterart → *Mytilicola orientalis* sind auch Fehlbestimmungen nicht auszuschließen. Die ausgeprägteren Merkmale der Weibchen machen die morphologische Unterscheidung der Arten sicherer (GOEDKNEGT et al. 2018).

DARE (1982) zeigte, dass Jungmuscheln der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) in höherem Maß infiziert werden als diejenigen der Pazifischen Auster (→ *Magallana gigas*). Im Wattenmeer mit seinen ausgedehnten Vorkommen an Pazifischen Austern und Miesmuscheln ist aber ausschließlich die Infektion von *Mytilus edulis* bekannt (STOCK 1993, ELSNER et al. 2011, GOEDKNEGT et al. 2017).

Die Ausbreitung und Etablierung in neuen Gebieten erfolgt direkt ohne Wirtswechsel über ein planktisches Copepoditstadium, dessen Entwicklung temperaturabhängig ist und dessen geringe Schwimmleistung ohne anthropogenes Mitwirken nur eine schleppende geographische Ausbreitung erlauben würde (GEE & DAVEY 1986). Die Larve sinkt zu Boden und wird von Muscheln eingestrudelt (MEYER & MANN 1950). Durch dieses Verhalten kann sich der Parasit besonders in geschützten, strömungsarmen Habitaten rasch und effektiv vermehren (DAVEY & GEE 1976). Dagegen weisen die Miesmuscheln an der hydrodynamisch energiereichen Westseite der Insel Sylt so gut wie keinen Befall auf (ELSNER 2009).

KORRINGA (1968) attestiert dem Parasiten aufgrund verschiedener Untersuchungen eine hohe Toleranz bezüglich Temperatur und Salinität. Allerdings finden DAVEY & GEE (1976) an der südwestlichen Küste Englands durchaus einen Zusammenhang zwischen niedrigem Salzgehalt und geringen Infektionen. Ob die abnehmende Salinität sich limitierend auf eine weitere Ausbreitung des Parasiten in die westliche Ostsee auswirkt oder ob diese zeitlich verzögert zu erwarten ist, bleibt abzuwarten.

Auswirkungen und invasives Potential:

Massive Verluste in der Muschelwirtschaft (*Mytilus edulis*) der Niederlande zwischen 1949 und 1951 wurden auf den starken Befall der Kulturen durch *Mytilicola intestinalis* zurückgeführt (KORRINGA 1968). (Der Autor zeigt allerdings Verständnis für DOLLFUS 1951, dem er als Fürsprecher des Copepoden zugute hält: ‚he was so fond of parasitic copepods that he simply could not bear the thought of their doing serious harm to, or even kill, other creatures‘.) Verschiedene Untersuchungen über die Auswirkungen des Copepoden auf Miesmuscheln kamen zu widersprüchlichen Ergebnissen (MEYER & MANN 1950, DETHLEFSEN 1975, GEE & DAVEY 1986). THEISEN (1987) zeigte schließlich, dass das Ausmaß der Schädigung vom Zustand der Wirtsmuschel abhängt sowie von der Intensität des Befalls, d. h. von der Höhe der Parasitenlast pro Muschel. Negative Auswirkungen in anderen Untersuchungen waren durch die Unterschiede in der Kondition der beprobten Muscheln verwischt worden.

Der Parasit ist aufgrund seiner Biologie nicht in der Lage, selbstständig große Distanzen zu überwinden, kann jedoch, wie Laborversuche zeigen, sehr wirkungsvoll neue Muscheln infizieren (MEYER & MANN 1950, ELSNER et al. 2011) und sich, wenn er z. B. mit Kulturmuscheln in neue Gebiete eingeschleppt wird, unter günstigen Bedingungen schnell ausbreiten (THEISEN 1966, KORRINGA 1968).

Die Auswirkungen auf das Ökosystem sind in deutschen Gewässern eher moderat, und die wirtschaftlichen Folgen für die Muschelfischerei scheinen begrenzt zu sein.

Literatur: AGUIRRE-MACEDO & KENNEDY 1999, BAIRD et al. 1951, BRIENNE & PAIRAIN 1966, CASPERS 1939, DARE 1982, DAVEY & GEE 1976, DETHLEFSEN 1972, 1975, DEWARUMEZ et al. 2011, DOLLFUS 1951, ELLENBY 1947, ELSNER 2009, ELSNER et al. 2011, GEE & DAVEY 1986, GOEDKNEGT et al. 2017, 2018, 2020, JENSEN 2010b, KERCKHOF et al. 2007, KORRINGA 1968, LELOUP & LEFEVERE 1952, MEYER & MANN 1950, MEYER-WAARDEN & MANN 1954, POGODA et al. 2012, STOCK 1965, 1993, THEISEN 1966, 1987, THIELTGES et al. 2006, WOLFF 2005

Mytilicola orientalis Mori, 1935

Mytilicola orientalis ist ein endoparasitischer Copepode aus dem Nordwestpazifik, der mit Pazifischen Austern (*Magallana gigas*) eingeschleppt wurde. In nordeuropäischen Gewässern befällt er neben der Pazifischen Auster auch Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) u. a. Muscheln. Er wurde für deutsche Küstengewässer erstmals 2008 im Wattenmeer bei Sylt identifiziert, 2018 dann auch in der Kieler Förde. Gravierende negative Auswirkungen wurden noch nicht dokumentiert.

Rücken- und Telsonanhänge sind bei *Mytilicola orientalis* deutlich spitzer als bei der Schwesterart *M. intestinalis*. Das Foto zeigt ein Weibchen mit Eiern. (Foto D. Lackschewitz)



Deutscher Name: -

Englischer Name: oyster redworm (WoRMS)

Status: Nicht-heimische Art, etabliert; erstmals 2008 im deutschen Wattenmeer nachgewiesen (ELSNER 2009)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Japan und Korea, STOCK 1993)

Vektor: Mit Pazifischen Austern (→ *Magallana gigas*); aus Japan oder von der Pazifikküste Kanadas nach Europa eingeschleppt und mit Austertransporten weiterverbreitet (His 1977, STOCK 1993, HOLMES & MINCHIN 1995, STEELE & MULCAHY 2001).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2008, Sylt (ELSNER et al. 2011)

Ostsee: 2018, Kiel (F. HOFFMANN, LLUR, pers. Mitt. 2018, BRENNER et al. 2019)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Nachdem der Parasit bereits in den 1930er Jahren an der Pazifikküste Nordamerikas aufge-

taucht war (LAUCKNER 1983, STEELE & MULCAHY 2001), erreichte er im Bassin d'Arcachon (Frankreich) in den 1970er Jahren erstmals europäische Gewässer. Zweifellos war er mit Zuchtaustern aus Japan oder von der kanadischen Pazifikküste dorthin eingeschleppt worden (His 1977, STOCK 1993, STEELE & MULCAHY 2001). Erste Funde im französischen Mittelmeer wurden 1979 bzw. 1988 gemacht (CLANZIG 1989). 1993 gelangte er von der französischen Atlantikküste aus mit kommerziellen Austertransporten nach Irland (HOLMES & MINCHIN 1995). Der Erstnachweis für die Nordsee wird auf 1992 datiert, als STOCK (1993) in einer Bucht der Oosterschelde (Schelphoek) sowohl in der Pazifischen (→ *Magallana gigas*) als auch in der europäischen Auster (*Ostrea edulis*) und der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) parasitische Copepoden beider Schwesterarten → *Mytilicola intestinalis* und *M. orientalis* fand. WOLFF (2005) vermutet, dass *M. orientalis* möglicherweise bereits wesentlich früher eingeschleppt wurde, jedoch unentdeckt blieb, da vorher niemand diese Austerbänke auf Parasiten untersucht hatte.

Einen ersten Nachweis für die deutsche Küste und das gesamte Wattenmeer gab es 2008 von einer gemischten Muschelbank (*Mytilus edulis*

und → *Magallana gigas*) im Süden der Insel Sylt (ELSNER et al. 2011). Dort hatte *M. orientalis* die Pazifische Auster mit geringer Prävalenz (d. h. prozentualer Anteil der Population) und Intensität (Höhe der Parasitenlast pro Muschel) befallen. Obwohl der Copepode dort ausschließlich in Austern vorkam, fanden POGODA et al. (2012) ihn 2011 auch in Miesmuscheln. Im niederländischen Wattenmeer konnten sogar noch weitere Muscheln (*Cerastoderma edule*, *Macoma balthica*) neben den bereits bekannten (*Ostrea edulis*, *Mytilus edulis*) als Wirtsorganismen nachgewiesen werden (GOEDKNEGT et al. 2017).

Generell müssen insbesondere bei älteren Arbeiten auch Fehlbestimmungen in Erwägung gezogen werden, da die taxonomische Abgrenzung der Arten *Mytilicola orientalis* und → *M. intestinalis* insbesondere für die männlichen Tiere schwierig ist (GOEDKNEGT et al. 2018).

In der deutschen Ostsee trat *M. orientalis* 2018 in der Kieler Förde auf (BRENNER et al. 2019). Im Marinehafen von Kiel fand F. HOFFMAN (LLUR, pers. Mitt. 2018) adulte, eiertragende Weibchen, so dass sich dort offensichtlich bereits eine reproduktive Population etabliert hat.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Niederlande: STOCK 1993, GOEDKNEGT et al. 2017, FEIS et al. 2019

Deutschland: ELSNER et al. 2011, FEIS et al. 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: BRENNER et al. 2019

Zur Biologie und Ökologie:

Mytilicola orientalis ist ein Endoparasit in Muscheln. Im Vergleich zu → *Mytilicola intestinalis* ist er weniger wirtsspezifisch. Neben dem hauptsächlichen Wirtsorganismus → *Magallana gigas* wird er in der Nordsee auch in anderen Muscheln wie Europäischen Austern (*Ostrea edulis*), Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), Herzmuscheln (*Cerastoderma edulis*) und Plattmuscheln (*Macoma balthica*) gefunden (LAUCKNER 1983, STOCK 1993, GOEDKNEGT et al. 2017).

Von der verwandten Art → *Mytilicola intestinalis*, die ebenfalls Muscheln im Wattenmeer befällt, lässt er sich morphologisch v. a. durch die Form der dorsalen Thorax-Ausstülpungen abgrenzen

(ELSNER et al. 2011, GOEDKNEGT et al. 2018). Beide Schwesterarten können in ihrer Verbreitung überlappen und sogar im selben Wirt auftreten, scheinen aber nicht zu hybridisieren (GOEDKNEGT et al. 2018).

Die Annahme, dass die *Mytilicola*-Arten an die höhere Salinität in der Nordsee gebunden seien, wurde 2018 durch mehrere Nachweise von *M. orientalis* in Miesmuscheln aus der Ostsee widerlegt (F. HOFFMANN, LLUR, pers. Mitt. 2018, BRENNER et al. 2019). Zusammen mit der bekannten geringen Wirtsspezifität, lässt das Vorkommen auch eiertragender Weibchen bei herabgesetzter Salinität eine weitere Verbreitung von *Mytilicola orientalis* in der westlichen Ostsee erwarten.

Auswirkungen und invasives Potential:

Obwohl auch schwerwiegende Schädigungen von Muscheln durch *Mytilicola orientalis* in der Literatur angegeben werden und HOLMES & MINCHIN (1995) daher eine potentielle Gefahr für Austernkulturen nicht ausschließen, finden weder DE GRAVE et al. (1995) noch STEELE & MULCAHY (2001) bei niedrigen Intensitäten über einen längeren Zeitraum nennenswerte Schädigungen der Pazifischen Auster.

Prinzipiell gilt für *Mytilicola orientalis* vermutlich ebenso wie für → *M. intestinalis*, dass bei den relativ geringen Abundanzen an den hiesigen Küsten gravierende Effekte für die heimischen Benthosgemeinschaften ausbleiben. Hohe Intensitäten (Höhe der Parasitenlast pro Muschel) könnten sich nach BAFFREAU et al. (2018) jedoch auf die Vitalität, Reproduktion und Anfälligkeit der Wirtsmuscheln auswirken. Insbesondere kann aber der Marktwert der Muscheln sinken, da die Copepoden durch ihre auffällige rote Farbe für Konsumenten leicht erkennbar sind und die Muscheln, bedingt durch kulturelle Essgewohnheiten, abgelehnt und unverkäuflich werden. Um die Ausbreitung des Parasiten in Austernkulturen zu begrenzen, ist der Transport zwischen Kulturen in der Normandie reglementiert (BAFFREAU et al. 2018).

Literatur: BAFFREAU et al. 2018, BRENNER et al. 2019, CLANZIG 1989, DE GRAVE et al. 1995, ELSNER 2009, ELSNER et al. 2011, FEIS et al. 2019, GOEDKNEGT et al. 2017, 2018, HIS 1977, HOLMES & MINCHIN 1995, LAUCKNER 1983, POGODA et al. 2012, STEELE & MULCAHY 2001, STOCK 1993, WOLFF 2005

Oithona davisae Ferrari F.D. & Orsi, 1984

Abb. in CORNILS & WENDT-HECKMANN 2015
(<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10152-015-0426-7.pdf>)

Copepoden der Gattung *Oithona* treten regelmäßig im Plankton der Nordsee auf. Im Oktober 2010 wurde im Zuge eines Planktonmonitorings im Nordsylder Wattenmeer die pazifische Art *Oithona davisae* gefunden und ihre Identität mittels morphologischer und genetischer Untersuchungen bestätigt (CORNILS & WENDT-HECKMANN 2015). Nachdem 2014 gezielte Proben die Anwesenheit der Art erneut belegt hatten, wurde Material aus Langzeitserien überprüft, das zeigte, dass der Copepode bereits seit dem Jahr **2008** im Gebiet anwesend war. Auch wenn keine Tiere für 2007 gefunden werden konnten, wird vermutet, dass die Einschleppung in die Nordsee früher als 2008 stattgefunden hat. Ein Eintrag mit Ballastwasser wird angenommen, da *O. davisae* mit diesem Vektor auch in andere Meeresgebiete gelangt war. Die Tatsache, dass er nicht früher und nicht in der Nähe großer Häfen wie etwa Hamburg gefunden worden war, ist wahrscheinlich auf das Fehlen regelmäßiger Zooplanktonuntersuchungen in diesen Gebieten zurückzuführen. Später wiesen GÜNTHER et al. (2018) den Copepoden in einer eDNA-basierten Studie bei Helgoland nach.

Oithona davisae ist eine kleine Art, die in den Küstengewässern von Südwestjapan heimisch ist. In geschützten, eutrophierten Küstengewässern und Ästuaren ist sie häufig. Beschrieben

wurde der Copepode allerdings von der kalifornischen Küste, wohin er wahrscheinlich im Ballastwasser gelangte. Auch für das Schwarze Meer (seit 2001) und Mittelmeer (seit 2003) geht man von einem Eintrag mit Ballastwasser aus (ALTUKHOV et al. 2014, ZAGAMI et al. 2018).

In seinem Ursprungsgebiet liegen die Wassertemperaturen etwas über denen der Nordsee, jedoch könnte ihm die Meereserwärmung im Wattenmeer entgegenkommen. Die Anwesenheit auch eiertragender Weibchen in den Proben von 2014 lässt die Etablierung einer reproduktiven Population zwischen 2008 und 2014 im Wattenmeer vermuten. Inwieweit das heimische Plankton dadurch beeinträchtigt wird, bleibt abzuwarten. Im Schwarzen Meer, wo der Copepode 2001 erstmals nachgewiesen und zunächst als *O. breviscornis* bezeichnet wurde (ALTUKHOV et al. 2014), entwickelte er sich innerhalb von 15 Jahren zu einer der häufigsten Arten. Inwieweit *Oithona davisae* im Wattenmeer mit dem Rückgang einer anderen *Oithona*-Art in Zusammenhang gebracht werden kann oder die etablierten Lebensgemeinschaften verändert, wie etwa im Schwarzen Meer (GUBANOVA et al. 2019), bleibt abzuwarten.

(Wenn nicht anders angegeben alle Angaben aus CORNILS & WENDT-HECKMANN 2015)

Literatur: ALTUKHOV et al. 2014, CORNILS & WENDT-HECKMANN 2015, GUBANOVA et al. 2019, GÜNTHER et al. 2018, ZAGAMI et al. 2018

Pseudodiaptomus marinus Sato, 1913

Abb. in BRYLINSKI et al. 2012

(<http://dx.doi.org/10.3391/ai.2012.7.4.014>)

Der aus dem Nordwestpazifik (Nordjapan) stammende Copepod wurde bereits in den 1980er Jahren an die amerikanische Westküste eingeschleppt (FLEMINGER & HENDRIX KRAMER 1988). Erste Funde aus europäischen Gewässern stammen von 2007 aus der Adria bei Rimini (DE OLAZABAL & TIRELLI 2011), später auch aus dem zentralen Mittelmeer bei Sizilien (2008) und aus dem Schwarzen Meer (2016) (SEREGIN & POPOVA 2020). 2010 wurde *Pseudodiaptomus marinus* dann in der Nordsee, genauer vor der nordfranzösischen Küste (Calais, Gravelines), im Plankton nachgewiesen (BRYLINSKI et al. 2012). Bereits ein Jahr später, **2011**, tauchte die Art im Zuge eines Monitorings, im westlichsten Teil der deutschen Nordsee vor Borkum auf (WASMUND et al. 2012, JHA et al. 2013). In der Region nördlich von Helgoland stellten GÜNTHER et al. (2018) einige Jahre später die Anwesenheit des Copepoden in einer eDNA-basierten Studie fest. Zwischenzeitlich war *P. marinus* in belgischen Gewässern erstmals 2015 gefunden worden (DESCHUTTER et al. 2018), und ein kontinuierliches Planktonmonitoring (CPR - Continuous Plankton Recorder) hatte wiederholte Vorkommen vor der dänischen Nordseeküste dokumentiert (UTTIERI et al. 2020). JHA et al. (2013) erwarteten für die Zukunft eine Ausbreitung des Copepoden bis in die Ostsee. Bisher sind jedoch keine Nachweise von dort bekannt (UTTIERI et al. 2020).

Im Gegensatz zur Einschleppung an die amerikanische Westküste, die auf den Import von Aquakulturorganismen zurückgeführt wird (FLEMINGER & HENDRIX KRAMER 1988), ist die Verfrachtung an die nordeuropäischen Küsten wahrscheinlich eher einem Transport mit Ballastwasser zuzuschreiben (BRYLINSKI et al. 2012).

Zunächst waren sowohl in der Adria, als auch in der Nordsee relativ wenige Individuen gefangen worden. Die Autoren vermuteten aber

schon damals die Existenz wesentlich größerer Populationen, weil die Tiere im Zuge regulärer Monitoring-Programme erfasst worden waren, die nicht explizit auf den Lebensrhythmus dieses suprabenthisch lebenden Copepoden abgestimmt waren. So erfolgten die Fänge tagsüber in bodenfernen Wasserschichten, wenn adulte *P. marinus* sich am Meeresgrund aufhalten (OLAZABAL & TIRELLI 2011, BRYLINSKI et al. 2012, SEREGIN & POPOVA 2020). Copepoditstadien bevorzugten im Schwarzen Meer allerdings das Oberflächenwasser (SEREGIN & POPOVA 2020). Adulte Weibchen wurden in anderen Untersuchungen am ehesten in der Dämmerung oder bei schwachen Lichtverhältnissen gefangen (UTTIERI et al. 2020).

Seine sowohl herbivore wie auch detritivore Ernährung, seine weite Temperatur- und Salinitätstoleranz und Unempfindlichkeit gegenüber Umweltfaktoren wie etwa Gewässerverschmutzung begünstigten die erfolgreiche Ansiedlung des Copepoden an vielen Küsten weltweit (SEREGIN & POPOVA 2020, UTTIERI et al. 2020). Daten zur bekannten Verbreitung in europäischen Gewässern zeigen eine Häufung von Nachweisen am Übergang des Ärmelkanals in die Nordsee und an der nordjütländischen Küste Dänemarks (UTTIERI et al. 2020). Bisher ist aber selbst in Gebieten mit offenbar größeren Vorkommen der Anteil des Copepoden im lokalen Plankton vergleichsweise gering, ausgenommen in kalifornischen Gewässern. Entsprechend sind bisher keine negativen Effekte auf die heimischen Planktongemeinschaften bekannt (UTTIERI et al. 2020). Allerdings geben die Autoren die schnelle Ausbreitung der Art durch die zunehmende Schifffahrt zu bedenken und schließen die Gefahr zukünftiger Auswirkungen nicht völlig aus.

Literatur: BRYLINSKI et al. 2012, DE OLAZABAL & TIRELLI 2011, DESCHUTTER et al. 2018, FLEMINGER & HENDRIX KRAMER 1988, GÜNTHER et al. 2018, JHA et al. 2013, SEREGIN & POPOVA 2020, UTTIERI et al. 2020, WASMUND et al. 2012

Cirripedia (Rankenfußkrebse)

Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)

Amphibalanus improvisus besiedelt einen sehr weiten Salinitätsbereich, der vom marinen Milieu bis nahezu ins Süßwasser reicht. Es ist die einzige regelmäßig vorkommende Seepocke der Ostsee, die aber auch Häfen und Ästuar in der Nordsee besetzt. Ihre Ausbreitung in der Ostsee erfolgte überwiegend in der zweiten Hälfte des 19. Jh., der historische Zeitpunkt ihrer Ansiedlung in der Nordsee und ihr Ursprung sind dagegen unklar. Die Art ist in deutschen Küstengewässern etabliert und speziell in der Ostsee sehr häufig.



Die Brackwasser-Seepocke *Amphibalanus improvisus* ist lebend an dem hell-dunkelviolet gestreiften Mantelsaum gut zu erkennen. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Balanus improvisus Darwin 1854

Deutscher Name: Brackwasser Seepocke, Ostsee-Seepocke

Englischer Name: bay barnacle, acorn barnacle

Status: Kryptogen, etabliert in der deutschen Nord- und Ostsee

Lebensraum: Brackwasser bis marin (sehr weites Salinitätsspektrum)

Ursprungs-/Donorgebiet: Die Herkunft von *Amphibalanus improvisus* wird äußerst kontrovers diskutiert. Die meisten Autoren halten den Nordwestatlantik und die nordamerikanische Küste für das Ursprungsgebiet, während andere die ‚Alte Welt‘ in Betracht ziehen oder den Ursprung in subtropisch-gemäßigten Gewässern und dem Mittelmeerraum suchen (für eine Übersicht s. WEIDEMA 2000 und WOLFF 2005). WOLFF (2005) hält *Amphibalanus improvisus* für eine einheimische europäische Art oder einen sehr frühen Immigranten.

Vektor: Die Ausbreitung im Schiffsbewuchs ist naheliegend. Daneben kann heutzutage auch der Transport mit Kulturmuscheln oder die Verfrachtung der Larven im Schiffs-Ballastwasser eine Rolle spielen. Eine sekundäre Verbreitung auf Driftsubstraten sowie der Larventransport mit Meeresströmungen sind ebenso möglich.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1858, Elbmündung (KIRCHENPAUER

1862 zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: 1867, bei Greifswald (WOLFF 2005)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Zehn Jahre bevor Darwin 1854 die Seepocke aus Großbritannien und von nord- und südamerikanischen Küsten beschrieb, wurde die Art bereits 1844 aus der Ostsee bei Königsberg (Kalininrad) erwähnt (LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000, JENSEN & KNUDSEN 2005, WOLFF 2005, JENSEN 2015a). Man nimmt an, dass sie von dort ausgehend fast alle Küsten der Ostsee schnell eroberte und ihre stärkste Ausbreitung schon in den 1870er Jahren, zumindest aber bis zur Jahrhundertwende erfahren hatte (LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000).

1867 fand man sie in Greifswald (WOLFF 2005), 1868 in Finnland (JENSEN 2015a), 1880 in Kopenhagen (JENSEN & KNUDSEN 2005), und bis Ende des 19. Jh. war sie an der estnischen Küste, für die das genaue Datum und der Ort unbekannt zu sein scheinen. Die AquaNIS-Datenbank gibt für Estland die erste Hälfte des 19. Jh. an.

Im Skagerrak und Oslofjord ist *Amphibalanus improvisus* seit 1900 bekannt (HOPKINS 2002, JENSEN 2015a). An der schwedischen Westküste wurde die Seepocke erstmals 1895 erwähnt (JENSEN 2015a), und es scheint, dass es vor 1920 nur recht wenige Nachweise gab (LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000).

Heutzutage ist *Amphibalanus improvisus* in der gesamten Ostsee vom Skagerrak und Kattegat bis nahezu ins Süßwasser des Bottnischen Meerbusens verbreitet (www.havochvatten.se/frammandearter). Nach LEPPÄKOSKI (1999) und WEIDEMA (2000) erreichte die Art in der Ostsee Mitte des 20. Jh. im Bottischen Meerbusen bei 63 °N ihre nördlichste Ausdehnung und kommt im Osten bis in den russischen Teil des Finnischen Meerbusens (Gulf of Finland) häufig vor (PANOV et al. 2003).

Der historische Beginn einer Besiedlung der Nordsee ist schwieriger zu datieren: Archäologische Funde aus Belgien lassen den Beginn der Siedlungsgeschichte zwischen dem 9. und 17. Jh. vermuten (WOLFF 2005, JENSEN 2015a),

lange bevor Darwin die Seepocke 1854 von britischen Küsten beschrieb. Auch im Brackwasser des Rheins und an der niederländischen Küste kam sie (als *B. ovularis*) offenbar deutlich früher als 1854 vor (WOLFF 2005).

Für die deutsche Nordseeküste stammt der erste gesicherte Nachweis von 1858, als Kirchenpauer im Elbe-Ästuar Seepocken an Fahrwassertonnen untersuchte, die er als *B. crenatus* bezeichnete und von denen einige rückwirkend als *A. improvisus* identifiziert wurden (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Die Seepocke ist in Ästuaren und Häfen der Nordsee nicht selten. Für das deutsche Wattenmeer bezeichnen NEHRING & LEUCHS (1999a) sie als ausgestorben, im niederländischen Wattenmeer tritt sie aber offenbar auch außerhalb der Häfen auf (GITTENBERGER et al. 2010).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: gilt dort als native Art und wird entsprechend bei ENO et al. 1997 und MINCHIN et al. 2013 nicht als Neozoon aufgeführt

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005, GITTENBERGER 2010

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Norwegen: WEIDEMA 2000, HOPKINS 2002, JENSEN 2015a, ESPELIEN 2020

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Deutschland: GERLACH 2000

Polen: OLSZEWSKA 2000

Russland/Kaliningrad: LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000

Litauen:

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aqanis

Lettland:

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aqanis

Estland: LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000

Russland/St. Petersburg: PANOV et al. 2003

Finnland: LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000

Zur Biologie und Ökologie:

Amphibalanus improvisus ist eine kalkweiße Seepocke mit glatten, ungefalteten Gehäuseplatten, deren morphologische Ausprägungen z. B. bei ESPELIEN 2020 dargestellt sind. Sie ist die einzige Seepocke der Ostsee. In lebendem Zustand ist sie leicht an ihrem weiß-violett gestreiften Mantelsaum zu erkennen (s. Abb.). Von den heimischen Seepocken ist sie diejenige mit der weitesten Salinitätstoleranz und einem Vorkommen, das vom Seewasser bis weit in die Flüsse hineinreicht. Sie kann Bedingungen von nahezu Süßwasser bis zu 40 (ZAIKO 2005) überstehen. Das Optimum wird von NEHRING & LEUCHS (1999a) zwischen 5 und 18 angegeben, von ZAIKO (2005) mit 6 - 30. Bevorzugter Lebensraum sind Flussästuare und Brackwasser-Buchten, wobei allerdings die Reproduktion bei zu geringer Salinität ausgesetzt ist. Nach NEHRING & LEUCHS (1999a) findet diese ab 10 °C Wassertemperatur statt, mit einem Optimum für die Larven bei 14 °C. Die Tiere sind Hermaphroditen mit fakultativer Selbstbefruchtung, d. h. isolierte Individuen können durch Selbstbefruchtung neue Populationen initiieren (WEIDEMA 2000). Die vertikale Verbreitung erstreckt sich vom unteren Eulitoral bis in etwa 6 m Wassertiefe, gelegentlich auch tiefer (WEIDEMA 2000). Da *Amphibalanus improvisus* auch mit verunreinigtem Wasser und Eutrophierung gut zurechtkommt, dringt die Seepocke weit in Kanäle, Ästuare und Häfen ein (LUTHER 1987). Neben unbelebtem Untergrund (z. B. an Hafenstrukturen und Schiffen) werden auch biogene Substrate wie etwa Muscheln, Krebspanzer oder Algen (*Fucus vesiculosus*) besiedelt (OLSZEWSKA 2000).

Die Art ist weltweit verbreitet (LEPPÄKOSKI 1999) und fehlt lediglich in den hohen Breiten der Arktis und Antarktis (WEIDEMA 2000, ZAIKO 2005).

Auswirkungen und invasives Potential:

Durch ihr stellenweise massenhaftes Auftreten

begünstigt *A. improvisus* als sekundäres Hartsubstrat die Ansiedlung anderer Organismen (LEPPÄKOSKI 1999). Da sie als relativ konkurrenzschwach gegenüber anderen Cirripedia gilt, kann sie von der später eingeschleppten Australischen Seepocke → *Austrominius modestus* in der Nordsee möglicherweise lokal verdrängt werden (NEHRING & LEUCHS 1999a, WEIDEMA 2000). Für das niederländische Wattenmeer sehen GITTENBERGER et al. (2010) nur begrenzte Auswirkungen auf das Ökosystem.

Amphibalanus improvisus wird häufig wegen ihrer schnellen und flächendeckenden Ausbreitung als invasiv oder potentiell invasiv eingestuft. Ihre beträchtliche Ausdehnung kann in räumlicher Konkurrenz zu anderen Bewuchsarten stehen. Trotzdem scheinen die Vorkommen keine gravierenden ökologischen Auswirkungen auf heimische Lebensgemeinschaften zu haben (JENSEN 2015a, ESPELIEN 2020).

Negative wirtschaftliche Folgen ergeben sich aus dem massiven Bewuchs von Hafenstrukturen, Unterwasserbereichen von Schiffen oder Wasserleitungssystemen, deren Reinigung Kosten verursacht (WEIDEMA 2000).

Literatur: ENO et al. 1997, ESPELIEN 2020, GERLACH 2000, GITTENBERGER et al. 2010, HOPKINS 2002, JENSEN 2015a, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, LEPPÄKOSKI 1999, LEPPÄKOSKI & OLENIN 2000, LUTHER 1987, MINCHIN et al. 2013, NEHRING & LEUCHS 1999a, OLSZEWSKA 2000, PANOV et al. 2003, WEIDEMA 2000, WOLFF 2005, ZAIKO et al. 2005

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (access 04.11.2020)

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-amphibalanus-improvisus-slat-havstulpan.pdf](#) (havochvatten.se) (update 25.04.2013)

Austrominius (Elminius) modestus (Darwin, 1854)

Die südpazifische Seepocke *Austrominius modestus* (vormals *Elminius modestus*) wurde wahrscheinlich während des 2. Weltkrieges nach England eingeschleppt. Von dort breitete sie sich sehr rasch aus. Nach ihrer Entdeckung in der Elbmündung 1953 eroberte sie auch die deutsche Nordseeküste innerhalb weniger Jahre und ist seitdem ein fester Bestandteil der ‚fouling communities‘. Als Warmwasserart werden ihre Populationen durch anhaltenden Frost stark dezimiert, können aber nach einer Reihe milder Winter exponentiell ansteigen und die Abundanzen heimischer Seepockenarten dann übertreffen.



Austrominius modestus besitzt im Gegensatz zu den heimischen Seepocken vier statt sechs Skelettplatten mit je zwei Längswülsten, was besonders den juvenilen Individuen ein sternförmiges Aussehen verleiht. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Elminius modestus Darwin, 1854

(Durch eine Revision der Unterfamilie Elmininae wurde *Elminius* der Gattung *Austrominius* zugeordnet (BUCKERIDGE & NEWMAN 2010)).

Deutscher Name: Australische Seepocke

Englischer Name: Australian barnacle, New Zealand barnacle

Status: Nicht-heimische Art, etabliert in der deutschen Nordsee

Lebensraum: Marin (im Ursprungsgebiet auch im Brackwasser)

Ursprungs-/Donorgebiet: Neuseeland und Südaustralien (BISHOP 1947, CRISP 1958, O'RIORDAN et al. 2020)

Vektor: Schiffsbewuchs (BISHOP 1947); sekundäre Verbreitung der Larven mit Strömungen und im Ballastwasser (ENO et al. 1997, WOLFF 2005), adulte Individuen auch als Bewuchs von Kulturmuscheln (KÜHL 1963), auf treibendem Material oder an Booten

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1953, Cuxhaven (KÜHL 1954)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In Europa wurde *Austrominius modestus* erstmals 1945 in Chichester Harbour (West Sussex, Ärmelkanal) gefunden (BISHOP 1947) und ihre Ansiedlung nach der Kontrolle älterer Proben auf 1943 rückdatiert (STUBBINGS 1950). CRISP (1958) hält eine Einschleppung mit Kriegsschiffen zu Beginn des 2. Weltkrieges in die Gewässer von Southampton für wahrscheinlich. ENO et al. (1997) schließen auch einen Eintrag durch Flugboote nicht aus. Die Seepocke breitete sich im Folgenden sehr schnell an der britischen Küste aus (CRISP 1958) und ist heutzutage fester Bestandteil in marinen 'fouling communities' von den Shetlandinseln und Schottland bis nach Portugal (HARMS 1999, O'RIORDAN et al. 2009).

Bereits 1946 waren auch in den Niederlanden erste Individuen aufgetaucht, und die Erstan-siedlung von *Austrominius modestus* wurde für 1945 postuliert (DEN HARTOG 1953). Bis 1951 hatte sie sich nahezu an der gesamten niederländischen Küste ausgebreitet und ist heutzutage allgegenwärtig (WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010).

In Belgien wird 1950 als Jahr der Erstansiedlung angenommen. Dort ist *A. modestus* inzwischen die häufigste Seepocke (KERCKHOF et al. 2007). Nordfrankreich erreichte sie ebenfalls zu Beginn der 1950er Jahre (BISHOP & CRISP 1958).

In deutschen Küstengewässern fand KÜHL (1954) *Austrominius modestus* erstmals im Dezember 1953 in Cuxhaven und vermutete eine im gleichen Jahr erfolgte Einschleppung im Schiffsbewuchs. KÜHL (1963) gibt eine Übersicht über die rasche Ausbreitung an der deutschen Küste innerhalb der folgenden Jahre und zeigt, dass sich bereits 1955 erste Individuen im Norden von Sylt und auf Helgoland angesiedelt

hatten, auch wenn BARNES & BARNES (1960) in einer Untersuchung von 1959 keine Vorkommen nördlich Dagebüll und in dänischen Gewässern feststellten.

Erst für 1978 geben JENSEN & KNUDSEN (2005) ein Vorkommen der Seepocke auf der dänischen Nordseeinsel Rømø an. Da die Art jedoch mehr als 20 Jahre zuvor schon im Norden Sylts, in unmittelbarer Nachbarschaft zu Rømø, gefunden worden war und dort seitdem regelmäßig, wenn auch zahlenmäßig gering auftrat (WITTE et al. 2010), ist eine frühere, unentdeckte Ansiedlung sehr wahrscheinlich. Eine weitere Verbreitung in dänischen Gewässern schien zu diesem Zeitpunkt, nicht bekannt zu sein (JENSEN & KNUDSEN 2005).

Im Kattegat (HARMS 1999) und an der schwedischen Westküste hatte sich die Art offensichtlich ebenfalls nicht etablieren können. Die abnehmende Salinität in der Ostsee und insbesondere die niedrigen Wintertemperaturen an den skandinavischen Küsten dürften sich hier limitierend auswirken. Die Art gilt als euryhalin und besiedelt in ihrem Ursprungsgebiet auch das Brackwasser und die Ästuare. Da ihre Embryonen sich bis zu einer Salinität von etwa 15 entwickeln können (O'RIORDAN et al. 2020), ist eine Ausbreitung ins Kattegat und die westliche Ostsee bei steigenden Meerestemperaturen nicht generell auszuschließen, und 2021 berichten GLENNER et al. von ersten Vorkommen im nördlichen dänischen Kattegat.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997

Frankreich: BISHOP & CRISP 1958, CRISP 1958

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005

Für Schweden wurden keine Nachweise gefunden. Für die norwegische Küste gibt

<https://artskart.artsdatabanken.no> nur wenige, vereinzelte Funde nahe Bergen und Ålesund an, die nicht geprüft werden können, sich aber möglicherweise auf Funde im Bewuchs von Schiffen beziehen.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: GLENNER et al. 2021

Zur Biologie und Ökologie:

Diese vergleichsweise kleine Art unterscheidet sich von den heimischen Seepocken dadurch, dass sie nur vier statt sechs Skelettplatten besitzt, deren verdickte Längswülste (zwei je Platte) juvenile Individuen sternförmig erscheinen lassen (s. Abb.). *Austrominius modestus* besetzt bevorzugt Gebiete in hydrodynamisch eher geschützten Bereichen wie Buchten oder Häfen (GALLAGHER et al. 2015). Im Eulitoral ist sie in der Lage, sich noch oberhalb der heimischen Seepocke *Semibalanus balanoides* anzusiedeln (KÜHL 1954, WITTE et al. 2010). Trotz daraus resultierender kürzerer Filtrierzeit, ist sie bei günstigen Bedingungen bereits nach 8 Wochen geschlechtsreif und kann mehrere Bruten im Jahr produzieren (HARMS 1999). Im Gegensatz zu den heimischen borealen Kaltwasserarten, deren Fortpflanzung und Larvenfall schon im Frühjahr stattfindet, erfolgt die Hauptphase der Reproduktion bei *A. modestus* erst im Sommer (WITTE et al. 2010).

Bei einem physiologischen Temperaturoptimum von 20 °C (HARMS 1999) ist diese Warmwasserart wesentlich frostempfindlicher als heimische Cirripedia. Kalte Winter dezimieren die Populationen deutlich, während eine Reihe milder Winter zu exponentiell ansteigenden Abundanz führen, so dass die Art langfristig zu den Gewinnern der Klimaerwärmung zählen könnte (FRANKE & GUTOW 2004, O'RIORDAN et al. 2009, WITTE et al. 2010).

Auswirkungen und invasives Potential:

Dank ihrer hohen Reproduktionsrate, Substrat-Unspezifität, Trockenresistenz und Toleranz gegenüber Verunreinigungen (CRISP 1958, WITTE et al. 2010), hat sich die Australische Seepocke in der Vergangenheit an allen europäischen Nordseeküsten etablieren können.

Konkurrenz und mögliche Verdrängung der heimischen borealen Seepocken, insbesondere

der eulitoral *Semibalanus balanoides*, wurden daher bereits früh befürchtet (CRISP 1958) und werden immer wieder diskutiert (NEHRING & LEUCHS 1999a, FRANKE & GUTOW 2004, GITTENBERGER et al. 2010). Jedoch attestierte schon KÜHL (1963) den nativen Arten, dass sie sich trotz starker Ausbreitung von *Austrominius* durchaus behaupten können. WITTE et al. (2010) fanden keine negativen Auswirkungen durch räumliche Konkurrenz und vermuten als Grund ausreichend freie Nischen für Neuankömmlinge. Zusätzlich erfolgt der Larvenfall von *Austrominius modestus* zeitlich versetzt erst, nachdem sich die heimischen Arten angesiedelt haben. Auch wenn in Südirland lokal eine starke Dominanz und die Verdrängung anderer Seepocken beobachtet wurde (LAWSON et al. 2004), könnte dies auch temporär durch ungünstige Bedingungen für die Ansiedlung der Larven verursacht worden sein (GALLAGHER et al. 2015).

Wirtschaftlich negative Auswirkungen ergeben sich aus den Kosten für eine mechanische oder chemische Reinigung bzw. das Vorbeugen von Bewuchs an Unterwasserschiffen, Hafenstrukturen, Wasserleitsystemen etc. (anti-fouling Maßnahmen).

Literatur: BARNES & BARNES 1960, BISHOP 1947, BISHOP & CRISP 1958, BUCKERIDGE & NEWMAN 2010, CRISP 1958, DEN HARTOG 1953, ENO et al. 1997, FRANKE & GUTOW 2004, GALLAGHER et al. 2015, GITTENBERGER et al. 2010, GLENNER et al. 2021, HARMS 1999, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, KÜHL 1954, 1963, LAWSON et al. 2004, NEHRING & LEUCHS 1999a, O'RIORDAN et al. 2009, 2020, STUBBINGS 1950, WITTE et al. 2010, WOLFF 2005

<https://artskart.artsdatabanken.no>,
norwegische Datenbank (access 06.07.2021),
[Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](#)

Cumacea (Kommakrebse)

Nippoleucon hinumensis (Gamo, 1967)

Eine benthische Cumacee aus dem Nordwestpazifik (Japan, Korea), die sich seit den 1970ern an der pazifischen Küste der USA etabliert hat. Im April 2019 tauchte sie erstmals für Europa in der deutschen Ostsee nahe Stralsund auf. Durch ihre Reproduktionsstrategie ist sie heimischen Arten überlegen und kann sich schnell ausbreiten. Von den neubesiedelten Küsten der USA sind keine negativen Auswirkungen bekannt. Inwieweit das zukünftig auch für die artenarme Ostsee zutrifft, bleibt abzuwarten.



Die pazifische Cumacee *Nippoleucon hinumensis* aus dem Brackwasser.
(Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von J. Leitinger, IfAÖ)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, kürzlich nachgewiesen (2019, Ostsee) (SCHÜLER et al. 2020)

Lebensraum: Brackwasser (LEE et al. 2003)

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik, Japan, Korea (LEE & LEE 2003, AKIYAMA & YAMAMOTO 2004)

Vektor: Durch unterschiedliche Lebensstrategien während bzw. außerhalb der Reproduktion sind sowohl ein Transport im Ballastwasser als auch in akkumuliertem Sediment im Bewuchs von Schiffen denkbar (SCHÜLER et al. 2020)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: April 2019, Strelasund (SCHÜLER et al. 2020)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Nippoleucon hinumensis wurde außerhalb ihres asiatischen Ursprungsgebietes erstmals 1977 an der pazifischen Westküste Nordamerikas gefunden (FOFONOFF et al. 2018). Inzwischen ist die Cumacee von British Columbia (GERWING et al. 2020) und Oregon bis nach Kalifornien verbreitet (LEE et al. 2003, FOFONOFF et al. 2018). Weltweit wurden weitere Vorkommen nicht dokumentiert, bis im April 2019 fünf weibliche Tiere an der deutschen Ostseeküste bei Stralsund (im Strelasund) auftauchten (SCHÜLER et al. 2020). Dass drei der fünf Weibchen eiertragend waren, verwies auf die wahrscheinliche Reproduktion einer zukünftigen selbsterhaltenden Population. Der Fund weiterer Individuen im darauffolgenden Sommer 2020 im Hafen von Rostock, ca. 100 km vom Strelasund entfernt (ZETTLER & ZETTLER 2020) sowie 2021 in Lübeck-Schlutup (G. BOCK, GEOMAR, pers. Mitt.) unterstreicht die Wahrscheinlichkeit einer Etablierung und Ausbreitung in diesem Abschnitt der Ostseeküste. Aufgrund ihrer Habitatansprüche wird eine weitere Ansiedlung der Cumacee erwartet. Abiotische Umweltfaktoren in der Ostsee ähneln denen der Ursprungsgebiete, wie auch solchen in den neu besetzten Lebensräumen an der nordamerikanischen Pazifikküste (SCHÜLER et al. 2020).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

-

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: SCHÜLER et al. 2020

Zur Biologie und Ökologie:

Nippoleucon hinumensis ist eine euryhaline und eurytherme Cumacea, die im Benthos von Sand- und Schlickböden lebt. Das Vorkommen erstreckt sich vor allem auf Brackwasserbereiche in Buchten und Ästuaren, auf anthropogen gestörte und eutrophierte Lebensräume wie

etwa Häfen (LEE & LEE 2003, LEE et al. 2013, FOFONOFF et al. 2018). Nur zur Reproduktion steigen die Tiere in die Wassersäule auf und bilden dann Schwärme im Plankton (FOFONOFF et al. 2018), weshalb sie in dieser Zeit mit Ballastwasser aufgenommen werden können. Während die Männchen anschließend verschwinden, produzieren die Weibchen zwei, teilweise bis zu vier Bruten im Jahr mittels eingelagerter Spermien. Damit sind sie den meisten heimischen Arten überlegen, die nur ein bis zwei Bruten pro Jahr erzeugen. Im Ursprungsgebiet verharren die im April geschlüpften Larven während der Sommermonate in einer ungewöhnlich langen Diapause (AKIYAMA & YAMAMOTO 2004).

Auch wenn die Gruppe der Cumacea in erster Linie marine Lebensräume besiedelt, kann *Nippoleucon hinumensis* bei oligohalinen Bedingungen in Ästuaren bis nahezu ins Süßwasser vorkommen und besitzt großes Potential, sich weiter in den brackigen Küstengewässern auszubreiten (LEE et al. 2003, AKIYAMA & YAMAMOTO 2004, SCHÜLER et al. 2020).

Auswirkungen und invasives Potential:

Geschwindigkeit und Ausdehnung der Verbreitung an amerikanischen Küsten verweisen auf die potentielle Invasivität der Cumacee.

Negative Auswirkungen wurden aber an der amerikanischen Pazifikküste nicht beobachtet, allerdings auch nicht explizit untersucht. Es wird darauf hingewiesen, dass die Cumaceen eine neue Nahrungsquelle für Fische und andere Invertebraten bilden könnten (FOFONOFF et al. 2018). Inwieweit größere Bestände in der artenarmen Ostsee ohne messbaren Einfluss auf das ökologische Gefüge bleiben, muss beobachtet werden (SCHÜLER et al. 2020).

Literatur: AKIYAMA & YAMAMOTO 2004, FOFONOFF et al. 2018, GERWING et al. 2020, LEE & LEE 2003, LEE et al. 2003, SCHÜLER et al. 2020, ZETTLER & ZETTLER 2020

Tanaidacea (Scherenasseln)

Sinelobus vanhaareni Bamber, 2014 (*S. stanfordi*)

Sinelobus vanhaareni ist ein kleines Tier von wenigen Millimetern Länge, dessen Vorkommen 2006 unter dem Namen *Sinelobus stanfordi* erstmals für Nordeuropa aus den Niederlanden und Belgien bekannt wurde. Seit 2009 wurde die Scherenassel auch in mehreren Häfen an der deutschen Nordseeküste gefunden und 2012 ebenfalls in der Ostsee. Nach einer taxonomischen Revision wurden 2014 die Tiere aus den Niederlanden als neue Art *Sinelobus vanhaareni* beschrieben. *Sinelobus vanhaareni* besiedelt überwiegend das Brackwasser, wo er aus Kleinalgen und Sedimentpartikeln Wohnröhren an Hartsubstraten und Algen baut. Die Tanaidacea hat sich seit dem europäischen Erstnachweis 2006 an zahlreichen Küsten der Nord- und Ostsee verbreitet.



Die Männchen der nur wenige Millimeter großen Scherenassel *Sinelobus vanhaareni* zeichnen sich durch auffallend große Chelipeden (Scheren) aus. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Sinelobus stanfordi (Richardson, 1901)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art (BAMBER 2014, BRZANA et al. 2019), etabliert (Nordsee, Ostsee)

Lebensraum: Brackwasser (bis polyhalin)

Ursprungs-/Donorgebiet: Unbekannt

Vektor: Wahrscheinlich Schiffs-/Bootsbewuchs (BRZANA et al. 2019, GAGNON et al. 2022)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2009, Brunsbüttel (LACKSCHEWITZ et al. 2009)

Ostsee: 2012, Greifswalder Bodden (A. SCHANZ, IfAÖ, pers. Mitt. 2013)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In Europa wurde die Tanaidacee erstmals 2006 in den Niederlanden und Belgien gefunden und als *Sinelobus stanfordi* bestimmt (VAN HAAREN & SOORS 2009). Diese kosmopolitisch verbreitete Art ist ursprünglich aus dem Pazifik beschrieben. Man ging zunächst davon aus, dass die Gattung monotypisch ist, und weltweite Funde wurden *S. stanfordi* zugeschrieben, wobei man eine hohe morphologische Plastizität unterstellte. Später vermutete man einen Artenkomplex, vorhandenes Material wurde erneut geprüft, und für die europäischen Vorkommen wurde die Spezies *Sinelobus vanhaareni* neu beschrieben (BAMBER 2014). *Sinelobus stanfordi* kommt in Europa dagegen nicht vor (T. VAN HAAREN, pers. Mitt. 2018).

Bei den ersten europäischen Nachweisen in den Niederlanden und Belgien besiedelten die Tanaidaceen in hohen Dichten das Brackwasser von Kanälen und in Teilen des Rheindeltas. Da einige der Stationen regelmäßig beprobt wurden, konnte eine Erstansiedlung nicht viel früher erfolgt sein. An allen Fundorten registrierten VAN HAAREN & SOORS (2009) ästuarine Bedingungen mit Salinitäten zwischen 3,1 und 13,2. Die Autoren hielten eine weitere Ausbreitung dieser kleinen Scherenassel für sehr wahrscheinlich, und 2010 wurde *Sinelobus vanhaareni* im Hafen von Harlingen bei einer Salinität von 20 gefunden (GITTENBERGER et al. 2010). Dies verweist auf den weiten Salinitätsbereich, den diese Tanaidaceen besiedeln können. 2008 wurden in einer Werft in Speyer sogar Tiere an Binnenschiffen entdeckt, die den Rhein zwischen Deutschland, Belgien und den Niederlanden befahren hatten. Die Tanaidaceen wurden zunächst als *Tanais dulongii* bestimmt (RANDER et al. 2009), jedoch handelte es sich nach T. VAN HAAREN (pers. Mitt. 2018) um *S. vanhaareni*.

Innerhalb weniger Jahre eroberte die opportunistische Scherenassel die Küsten der Nord- und Ostsee. An der deutschen Nordseeküste wurde sie erstmals 2009 in Brunsbüttel in direkter Nachbarschaft zur Schleuse in den Nord-Ostsee-Kanal (NOK) gefunden (LACKSCHEWITZ et al. 2009) und wird dort seitdem regelmäßig angetroffen. Aufgrund ihrer Brackwasserpräferenz und ihrer offensichtlich erheblichen physiologischen Toleranz war eine Ausbreitung durch den NOK in die Ostsee erwartet worden, und eine

erste Meldung erfolgte im Jahr 2012 aus dem Greifswalder Bodden (A. SCHANZ, IfaÖ, pers. Mitt. 2013).

Nach 2010 wurde eine Vielzahl neuer Fundorte aus der deutschen und europäischen Nord- und Ostsee bekannt: Emden 2010 (LACKSCHEWITZ et al. 2011), Cuxhaven 2013 (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2013), Bülsum, Flensburg, Kiel, Lübeck 2014 (LIEBERUM & BOCK 2015), im gesamten Nord-Ostsee-Kanal 2015 (BOCK & LIEBERUM 2016b) sowie aus verschiedenen Häfen an der mecklenburg-vorpommerschen Küste zwischen 2013 und 2014 (BIOCONSULT/LUNG 2014).

Sequenzvergleiche bestätigten die genetische Identität der Tiere aus Brunsbüttel, Emden und Cuxhaven mit denen aus der niederländischen ‚type locality‘ (P. MARTINEZ ARBIZU, pers. Mitt. 2018).

Außerhalb deutscher Gewässer wurde *Sinelobus vanhaareni* 2014 in Polen nachgewiesen, wo er in hohen Dichten in der Danziger Bucht auftrat (BRZANA et al. 2019), 2013 in Estland und 2016 in Finnland (GAGNON et al. 2022). Innerhalb weniger Jahre hatte er die Küsten der östlichen Ostsee besetzt (Estland, Finnland, Lettland; GAGNON et al. 2022, AquaNIS Datenbank). Die als *S. stanfordi* bei FOVEAU & DAUVIN (2017) publizierten Nachweise von der französischen Küste der Normandie und in der AquaNIS Datenbank für Lettland sind sehr wahrscheinlich ebenfalls *S. vanhaareni* zuzurechnen (BRZANA et al. 2019).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Belgien: VAN HAAREN & SOORS 2009

Niederlande: VAN HAAREN & SOORS 2009, GITTENBERGER et al. 2010

Deutschland: LACKSCHEWITZ et al. 2009

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: BIOCONSULT/LUNG 2014

Polen: BRZANA et al. 2019

Lettland: die bei AquaNIS: [Information system on aquatic non-indigenous and cryptogenic species \(ku.lt\)](https://aquadis.org/) als *Sinelobus stanfordi* angegebene Art entspricht wahrscheinlich *Sinelobus vanhaareni*

Estland: GAGNON et al. 2022

Finnland: GAGNON et al. 2022

Zur Biologie und Ökologie:

Die Scherenassel *Sinelobus vanhaareni* ist nur wenige Millimeter lang und Bestandteil der sog. ‚fouling communities‘. Die Tiere zeigen einen ausgeprägten Sexualdimorphismus, bei dem sich der Cephalothorax der Männchen, anders als bei den weiblichen Tieren, stark verjüngt und auffällig große Chelipeden trägt (s. Abb.). Die Art lebt bevorzugt in Ästuaren und Brackgewässern (VAN HAAREN & SOORS 2009), wo sie starke Schwankungen in der Salinität toleriert. Ihre aus fädigen Kleinalgen und Sedimentpartikeln zusammengesetzten Wohnröhren baut sie bevorzugt an künstlichen wie natürlichen Hartsubstraten, in der Vegetation (GAGNON et al. 2022), aber auch auf Sedimentböden (BRZANA et al. 2019). Da planktische Larven fehlen und die Tiere häufig in der Nähe von Hafenstrukturen auftreten, geht man von einer Verbreitung im Bewuchs von Schiffen und Sportbooten aus.

Auswirkungen und invasives Potential:

Es sind bisher keine negativen Auswirkungen auf andere Organismen der ‚fouling communities‘ bekannt geworden (VAN HAAREN & SOORS 2009), auch wenn GITTENBERGER et al. (2010) zu bedenken geben, dass *Sinelobus* die gleichen Lebensräume besetzt wie andere röhrenbauende Kleinkrebse. Insofern bestände die Möglichkeit einer Konkurrenz zu heimischen Corophii-

den oder der heimischen Tanaidacee *Heterotais oerstedii* (BRZANA et al. 2019). Andererseits könnten die stellenweise sehr hohen Dichten von *Sinelobus vanhaareni* auch als neue Nahrungsquelle von räuberischen Invertebraten und juvenilen Fischen genutzt werden (BRZANA et al. 2019).

Aufgrund der hohen Salinitätstoleranz ist eine weitere Ausbreitung von *Sinelobus* wahrscheinlich, sofern entsprechende Substrate für ihre Ansiedlung zur Verfügung stehen. Besonders an den Nordseeküsten mit ihren vorherrschenden Sedimentböden kommen geeignete Hartsubstrate insbesondere in Hafenanlagen und an künstlichen Wasserbauwerken vor. Diese würden eine Neuansiedlung von *Sinelobus* begünstigen, der vermutlich im Bewuchs von Schiffen und Booten verbreitet wird.

Literatur: BAMBER 2014, BIOCONSULT/LUNG 2014, BOCK & LIEBERUM 2016b, BRZANA et al. 2019, FOVEAU & DAUVIN 2017, GAGNON et al. 2022, GITTENBERGER et al. 2010, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2013, LACKSCHEWITZ et al. 2009, 2011, LIEBERUM & BOCK 2015, RANDER et al. 2009, VAN HAAREN & SOORS 2009

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (access 11.11.2020)

Mysida (Schwebegarnelen)

Hemimysis anomala G.O. Sars, 1907

Hemimysis anomala ist eine Schwebegarnele aus dem ponto-kaspischen Raum, die durch eine teilweise Rotfärbung des Körpers im englischen Sprachgebrauch als ‚bloody red shrimp‘ bezeichnet wird. Obwohl überwiegend limnisch, kann sie als euryhaline Art auch in Ästuaren und dem Brackwasser der Küste vorkommen. In den 1960er Jahren wurde sie in Osteuropa als Fischnahrung in Binnengewässern ausgesetzt. Von dort aus verbreitete sie sich entlang von Flüssen und Kanälen, aber auch im Ballastwasser von Schiffen an viele Küsten der Ostsee. Gleichzeitig wanderte sie durch Donau, Rhein u. a. Wasserstraßen bis an die Nordseeküste. Nach der Besiedlung deutscher Binnengewässer hatte sie 1999 die Nordsee im Weser-Ästuar erreicht. An der Ostseeküste war sie im polnischen Teil des Oder-Ästuars 2002 erstmals beobachtet worden. Insofern ist ihre Anwesenheit auch im deutschen Teil des Stettiner Haffs zu diesem Zeitpunkt sehr wahrscheinlich. Aber erst 2018 gab es von dort einen ersten Beleg, und 2019 zeigten Funde im Strelasund (Stralsund) die weitere Verbreitung an diesem Küstenabschnitt der deutschen Ostsee.

Abb. in ROTH & ZETTLER 2015
(<https://www.researchgate.net/publication/290955439>)

Deutscher Name: Rotfleck-Schwebegarnele
(nach WoRMS)

Englischer Name: bloody red shrimp

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Überwiegend limnisch, bis ins Brackwasser von Ästuaren und Küstengewässern vorkommend

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum (Schwarzes, Asowsches und Kaspisches Meer) (JANAS & WYSOCKI 2005, ROTH & ZETTLER 2015)

Vektor: Absichtlicher Besatz von osteuropäischen Binnengewässern als Fischfutter, von dort durch natürliche Ausbreitung entlang von Wasserstraßen und wohl auch im Ballastwasser von Schiffen an die Ostseeküste (KETELAARS et al. 1999). An die Nordsee durch Donau, Rhein und künstliche Wasserstraßen gelangt, wobei vermutlich ebenfalls der Transport mit Schiffen eine Rolle spielte (AUDZIJONYTE et al. 2008)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1999, Wesermündung (HAESLOOP 2001)

Ostsee: 2018, Oderhaff (ZETTLER & ZETTLER 2020) und 2019 in Stralsund (L. SCHÜLER, IfAÖ, pers. Mitt. 01.2020)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die ponto-kaspische Schwebegarnele erreichte die europäischen Gewässer über zwei Wege (AUDZIJONYTE et al. 2008). Ein Ausbreitungsweg erstreckte sich über den ‚southern migration corridor‘ vom Donaudelta ausgehend entlang der Donau, dem Rhein und entlang künstlicher Wasserstraßen bis ins Rheindelta und in die Ästuarie der Flüsse, wobei insbesondere die Öffnung des Main-Donau-Kanals 1992 entscheidend war (TITTIZER et al. 2000, WOLFF 2005). Eine zweite Ausbreitungswelle hatte ihren Ursprung in litauischen Gewässern, die in den 1960er Jahren absichtlich mit verschiedenen Kleinkrebsen als Fischnahrung besetzt worden waren (ARBACIAUSKAS 2002, ARBACIAUSKAS et al. 2010). Von dort aus gelangte *H. anomala* in die Ostsee, wo sie erstmals 1992 an der finnischen Küste gefunden wurde (SALEMAA & HIETALAHTI 1993). In vielen Ostsee-Anrainerstaaten ist die Schwebegarnele inzwischen sowohl in Binnengewässern als auch im oligo- bis mesohalinen Küstenwasser und in Ästuaren verbreitet. Da ihre Anwesenheit im polnischen Oderhaff rückwirkend bereits für das Jahr 2002 festgestellt wurde (P. GRUSZKA, pers. Mitt. zit. in JANAS & WYSOCKI 2005), ist ein Vorkommen zu diesem Zeitpunkt auch für den deutschen Abschnitt des Haffs anzunehmen. Allerdings wurde sie erst 2018 für das Kleine Haff der Odermündung explizit erwähnt (ZETTLER & ZETTLER 2020) und 2019 dokumentierten Funde aus dem Strelasund (Stralsund) eine weitere Verbreitung an der östlichen deutschen Ostseeküste (L. SCHÜLER, IfAÖ, pers. Mitt. 2019).

Stromaufwärts, über die Donau, den Rhein und Kanäle gelangte *Hemimysis anomala* ins Rheindelta und an die Nordseeküste (AUDZIJONYTE et al. 2008). FAASSE (1998) entdeckte 1997 zahlreiche Tiere in einem Amsterdamer Gewässer, und 1999 besiedelte die Schwebegarnele die Westerschelde nahe dem belgischen Hafen Antwerpen (VERSLYCKE et al. 2000). Seit 1997 ist sie aus deutschen Binnengewässern bekannt (SCHLEUTER et al. 1998) und wurde 1999 schließlich auch aus der Wesermündung bei Bremerhaven gemeldet (HAESLOOP 2001).

In Großbritannien wurde die Art 2004 erstmals in Binnengewässern nachgewiesen (HOLDITCH et al. 2006), über Küstenvorkommen konnten keine Angaben gefunden werden.

Vermutlich kam *Hemimysis anomala* an den meisten Fundorten schon einige Zeit vor ihrer Entdeckung vor und ist weiter verbreitet als bekannt. Aufgrund ihrer nachtaktiven Lebensweise wird sie jedoch leicht übersehen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: in Binnengewässern (HOLDITCH et al. 2006, STUBBINGTON et al. 2008)

Frankreich: Vorkommen sehr wahrscheinlich, da die Art auch im benachbarten Belgien verbreitet ist (DEWARUMEZ et al. 2011)

Belgien: VERSLYCKE et al. 2000

Niederlande: FAASSE 1998, WOLFF 2005

Deutschland: HAESLOOP 2001

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjörd):

Schweden: 1995 im Gebiet von Stockholm (www.havochvatten.se/frammandearter)

Deutschland: L. SCHÜLER, IfAÖ, pers. Mitt. 2019; wahrscheinlich erheblich früher im Oderhaff (JANAS & WYSOCKI 2005)

Polen: JANAS & WYSOCKI 2005

Russland/Kaliningrad: AquaNIS Datenbank, nach russischer Literatur

Litauen: Klaipeda und zentraler Teil des Kurischen Haffs (AquaNIS Datenbank)

Estland: KOTTA & KOTTA 2010

Russland/St. Petersburg: BEREZINA & PETRIASHEV 2012

Finnland: SALEMAA & HIETALAHTI 1993

Zur Biologie und Ökologie:

Die Tiere sind 8 - 14 mm groß (KETELAARS et al. 1999, ROTH & ZETTLER 2015). Teile des hellen Körpers sind durch Pigmente rot gefärbt, wobei sich die Färbung mit zunehmendem Alter intensiviert (SALEMAA & HIETALAHTI 1993). Daher werden die Schwebegarnelen im englischen Sprachgebrauch als ‚bloody red shrimp‘ bezeichnet. Während der hintere Rand des Telsons bei anderen Arten eingeschnitten, rund oder geschwungen ist, verläuft er bei *Hemimysis anomala* als gerade, mit Dornen besetzte Kante (FAASSE 1998).

Die Schwebegarnelen sind nachtaktive omnivore Räuber in Süß- und Brackgewässern. Tagsüber verbergen sie sich zwischen Steinen und Muscheln oder in Höhlen und verteilen sich nachts im freien Wasser oder zwischen Algen (SALEMAA & HIETALAHTI 1993, FAASSE 1998). Sie können in Wassertiefen bis zu 60 m auftreten und führen abhängig von den Lichtverhältnissen vertikale Wanderungen durch (SALEMAA & HIETALAHTI 1993, ROTH & ZETTLER 2015).

Auswirkungen und invasives Potential:

Da die Garnelen in großen Schwärmen auftreten können, befürchten KETELAARS et al. (1999) einen erhöhten Fraßdruck auf kleinere Beutegorganismen, und DEWARUMEZ et al. (2011) geben Nahrungskonkurrenz zu juvenilen Fischen zu bedenken. Bisher sind negative Auswirkungen von deutschen Küsten allerdings nicht dokumentiert.

Literatur: ARBACIAUSKAS 2002, ARBACIAUSKAS et al. 2010, AUDZIJONYTE et al. 2008, BEREZINA & PETRIASHEV 2012, DEWARUMEZ et al. 2011, FAASSE 1998, HAESLOOP 2001, HOLDITCH et al. 2006, JANAS & WYSOCKI 2005, KETELAARS et al. 1999, KOTTA & KOTTA 2010, ROTH & ZETTLER 2015, SALEMAA & HIETALAHTI 1993, SCHLEUTER et al. 1998, STUBBINGTON et al. 2008, TITTIZER et al. 2000, VERSLYCKE et al. 2000, WOLFF 2005, ZETTLER & ZETTLER 2020

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-hemimysis-anomala-rod-pungraka.pdf (havochvatten.se) (update 13.03.2013)

Limnomysis benedeni Czerniavsky, 1882

Eine ponto-kaspische Schwebegarnele, die ebenso wie → *Hemimysis anomala* über Flüsse und Wasserstraßen, unterstützt durch Schiffstransporte, westwärts wanderte. Daneben gelangte sie in die Küstengewässer der Ostsee durch den Besatz osteuropäischer Stauseen mit Kleinkrebsen in den 1950er und 1960er Jahren. Von dort aus erreichte sie über Wasserwege die Ostseeküste im Kurischen Haff, verbreitete sich aber offenbar nicht weiter. Genetische Untersuchungen lassen vermuten, dass die westeuropäischen Populationen dagegen alle der Einwanderung über den 'southern migration corridor' zuzuschreiben sind. Da *Limnomysis benedeni* eine vorwiegend limnische Art ist, ist sie von der deutschen Küste nur mit wenigen Funden aus dem Oderhaff dokumentiert.

Abb. in ROTH & ZETTLER 2015 (<https://www.researchgate.net/publication/290955439>)

Deutscher Name: Donau-Schwebegarnele
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art; unsicher, ob im Oderhaff etabliert

Lebensraum: Süßwasser bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum: Schwarzes, Asowsches und Kaspisches Meer und einmündende Flüsse

Vektor: Die vom Donaudelta ausgehende Einwanderung erfolgte durch den 'southern migration corridor'. Eine stromaufwärts gerichtete Wanderung in der Donau wurde durch den Transport mit Schiffen erleichtert und beschleunigt, und eine weitere Ausbreitung über den Rhein wurde durch die Öffnung des Main-Donau-Kanals 1992 ermöglicht. Vorkommen an Ostseeküsten hatten ihren Ursprung in litauischen Stauseen, in denen in den 1960er Jahren Kleinkrebse ausgesetzt worden waren, die sich anschließend über Wasserwege verbreiteten. Tiere aus diesen Populationen blieben an der Küste aber vermutlich auf das Kurische Haff begrenzt (AUDZIJONYTE et al. 2009).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: Juli 2010, Oderhaff (ZETTLER 2015)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* ist eine ponto-kaspische Art, die überwiegend in Flüssen und Seen vorkommt, aber auch in oligo- bis mesohaline Bereiche vordringen kann. Die Binnengewässer Deutschlands erreichte sie vom Donaudelta ausgehend in mehreren Wellen über den 'southern migration corridor'

(AUDZIJONYTE et al. 2009). Die Verbreitung in der Donau geht wahrscheinlich größtenteils auf einen passiven Transport mit Schiffen zurück, in deren Bilgenwasser und Bewuchs sie stromaufwärts verfrachtet wurden (REINHOLD & TITTIZER 1998, WITTMANN 2007). 1992 hatte sie im Hafen von Linz erstmals die Grenze nach Deutschland überquert, und 1994 wurde sie in Passau nachgewiesen. Der 1992 geöffnete Main-Donau-Kanal beschleunigte ihre Ausbreitung in den Rhein, wo die Art 1997 auftauchte (REINHOLD & TITTIZER 1998). Im niederländischen Rheindelta drang sie bis an die Nordseeküste vor (KELLEHER et al. 1999). Von der deutschen Nordseeküste liegen keine Nachweise vor.

Die Herkunft von Ostseepopulationen wurde auf den Besatz litauischer Stauseen, wie etwa dem Kaunas Reservoir, mit Kleinkrebsen in den 1960er Jahren zurückgeführt. Damit sollten Nahrungsangebot und Produktion der Fischfauna erhöht werden (ARBAČIAUSKAS 2002). Von dort aus erreichten die Schwebegarnelen die Ostseeküste im Kurischen Haff. Nach verschiedenen russischen Artikeln, die nicht eingesehen werden konnten (angegeben in der AquaNIS Datenbank), werden erste Nachweise aus dem Kurischen Haff von der Küste Litauens, wie auch aus dem Gebiet der Exklave Kaliningrad auf 1962 datiert und für Lettland auf 1966 (AquaNIS Datenbank). Diese osteuropäischen Populationen blieben aber von den westlichen getrennt, und genetische Studien zeigten, dass sich die individuenreichen Vorkommen im Kurischen Haff nicht weiter in die Küstengewässer der Ostsee ausgebreitet haben (AUDZIJONYTE et al. 2009). 2004 wurden erstmals Tiere in der unteren Oder gefunden, und es stellte sich die Frage nach ihrer Herkunft, da eine Etablierung von *Limnomysis benedeni* in polnischen Gewässern bis dahin nicht bekannt war (MICHELS 2005). Wasserwege von der Oder zu den westlichen wie auch östlichen Vorkommen existieren, und die Distanz zu beiden ist etwa gleich groß

(*Limnomysis benedeni* (cabi.org)). Allerdings fehlten Nachweise aus den verbindenden Gewässern.

Aber auch ein Neueintrag mit Schiffen/Booten etwa aus dem Kurischen Haff in die Oder kann nicht ausgeschlossen werden.

Ein erster Fund in deutschen Küstengewässern der Ostsee erfolgte 2010 im Kleinen Haff, Oderhaff (ZETTLER 2015). In den darauffolgenden Jahren wurde die Schwebegarnele mehrfach im Stettiner Haff gefangen (ZETTLER & ZETTLER 2020). Ihr unregelmäßiges Auftreten dort lässt vermuten, dass sie dort (noch?) eher selten ist. Ob bereits eine permanente Etablierung vorliegt, scheint unklar.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Limnomysis benedeni kommt in zahlreichen europäischen Ländern in binnenländischen Süßwasserhabitaten vor (für Belgien etwa VERCAUTEREN & WOUTERS 2008, BOETS et al. 2016). In den Niederlanden wurde sie auch im Haringvliet am Übergang zur Nordsee gefunden (KELLEHER et al. 1999).

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: ZETTLER 2015
Polen: Untere Oder, im Süßwasser (MICHELS 2005)
Russland/Kaliningrad:
www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis
Litauen: ZETTLER & DAUNYS 2007, ARBAČIAUSKAS et al. 2010
Lettland:
www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis

Zur Biologie und Ökologie:

Die Schwebegarnelen werden etwa 6 - 9 mm lang, wobei die Weibchen etwas größer als die Männchen sind (GERGS et al. 2008). Sie besiedeln im Wesentlichen Binnengewässer, können als euryhaline Art aber auch noch bei Salinitäten bis zu 14 vorkommen und offenbar auch noch einen Salzgehalt von bis zu 23 überstehen (WITTMANN 2007). Die Tiere leben in strukturreichen benthischen Habitaten, häufig im strömungsberuhigten Makrophytensaum der Uferbereiche oder über steinigem Untergrund und ernähren sich hauptsächlich herbivor oder detritivor (WITTMANN 2007, GERGS et al. 2008). Die Reproduktion findet im Frühjahr und Sommer statt.

Auswirkungen und invasives Potential:

Da *Limnomysis benedeni* überwiegend Binnengewässer besiedelt, sind Auswirkungen auf marine Küsten-Lebensräume nicht zu erwarten.

Literatur: ARBAČIAUSKAS 2002, ARBAČIAUSKAS et al. 2010, AUDZIJONYTE et al. 2009, BOETS et al. 2016, GERGS et al. 2008, KELLEHER et al. 1999, MICHELS 2005, REINHOLD & TITTIZER 1998, ROTH & ZETTLER 2015, VERCAUTEREN & WOUTERS 2008, WITTMANN 2007, ZETTLER 2015, ZETTLER & DAUNYS 2007, ZETTLER & ZETTLER 2020

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (access 17.11.2020)

[Search Results \(cabi.org\), Limnomysis benedeni \(cabi.org\) Invasive Species Compendium](http://Search Results (cabi.org), Limnomysis benedeni (cabi.org) Invasive Species Compendium) (access 05.08.2021)

***Paramysis (Serrapalpis) lacustris* (Czerniavsky, 1882)**

Eine ponto-kaspische Schwebegarnele, die in den 1960er Jahren zusammen mit anderen Kleinkrebsen in litauischen Gewässern als Fischfutter ausgesetzt worden war. Die Tiere eroberten Zuflüsse und Wasserwege und erreichten die Ostseeküste im Kurischen Haff. Dort bildeten sie dichte Populationen. 2013 wurden sie erstmals auch außerhalb Osteuropas im Oderhaff gefunden. Auf welchem Weg sie dorthin gelangten, ist unklar.

Abb. in ROTH & ZETTLER 2015
(<https://www.researchgate.net/publication/290955439>)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art; möglicherweise im Oderhaff etabliert

Lebensraum: Süßwasser bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum: Schwarzes, Asowsches und Kaspisches Meer und Einzugsgebiet (WITTMANN 2007)

Vektor: Besatz von osteuropäischen Binnengewässern als Fischnahrung und nachfolgende Ausbreitung über Flüsse und Wasserwege

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: -

Ostsee: 09.2013, Oderhaff (ZETTLER 2015)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Schwebegarnele wurde in den 1960er Jahren zusammen mit anderen Kleinkrebsen aus dem Schwarzen Meer und dem Dnjepr (AUDZIJONYTE et al. 2017) in litauischen Gewässern eingebracht, mit dem Ziel, die Bestände der Fischnahrung aufzustocken, um die Fischereierträge zu steigern. Schon nach wenigen Jahren hatten sich die meisten Arten etabliert, wobei *Paramysis lacustris* die stärksten Ausbreitungstendenzen innerhalb der Gewässer zeigte und über die Memel das Kurische Haff erreichte (ARBAČIAUSKAS 2002, ARBAČIAUSKAS et al. 2010). Dort bildeten sich individuenreiche Populationen (OVČARENKO et al. 2006, ZETTLER & DAUNYS 2007, ZETTLER 2015). Lange blieben die Populationen aber auf osteuropäische Wasserkörper beschränkt (ARBAČIAUSKAS et al. 2010). Erst 2013 wurden Tiere im deutschen Teil des Oderhaffs, dem Kleinen Haff, nachgewiesen (ZETTLER 2015) und seitdem wiederholt angetroffen (ZETTLER & ZETTLER 2020). Der Eintragsweg ist unklar. Da die Art den gesamten litauischen Abschnitt der Memel (Nemunas) besiedelt (ARBAČIAUSKAS et al. 2010) ist eine Einwanderung über Memel (Nemunas), Weichsel (Vistula) und verbindende Wasserwege in die Oder denkbar. Allerdings fehlen entsprechende Nachweise aus polnischen Gewässern. Aber auch ein direkter anthropogen unterstützter Eintrag in die Oder, etwa mit Booten, Fischereiausrüstung o. ä., ist nicht auszuschließen (ZETTLER 2015).

Die Art kommt überwiegend in limnischen bzw. schwach brackigen Gewässern vor (OVČARENKO et al. 2006), so dass mit einer ausgedehnten Verbreitung in die westliche Ostsee nicht zu rechnen ist. Dagegen kann eine Einwanderung in die inneren Bereiche der Flussmündungen nicht ausgeschlossen werden.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

-

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: ZETTLER 2015

Russland/Kaliningrad:

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis nach einem russischen Artikel

Litauen: ZETTLER & DAUNYS 2007, ARBAČIAUSKAS et al. 2010

Lettland:

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis

nach einer russischen Originalquelle; nach ARBAČIAUSKAS et al. (2010) absichtlich ausgesetzt, unklar, ob ausschließlich in Binnengewässern
Estland: HERKÜL et al. 2009: Süßwasser mit einem frühen Nachweis (1963) von der Küste (entsprechende Literatur in russischer Sprache)
Russland: ein Nachweis aus der Nähe des Ladogasees mit russischer Originalquelle (in WITTMANN 2007 und ROTH & ZETTLER 2015) konnte nicht verfolgt werden

Finnland: WITTMANN 2007 nach JANSSON 1994: im Finnischen Meerbusen, genauere Angaben zum Fundort fehlen

Zur Biologie und Ökologie:

Paramysis lacustris besiedelt in ihrem Ursprungsgebiet limnische und schwach brackige Gewässer bis zu einer Salinität von etwa 3. Ein Anstieg des Salzgehalts auf etwa 15 führt aber zu erheblicher Mortalität (OVČARENKO et al. 2006). Die Schwebegarnele gilt als eurytherm und kann auch in kälteren Gewässern mit winterlicher Eisbedeckung überleben (ROTH & ZETTLER 2015). Sie besiedelt bevorzugt Gewässer mit steinigem Untergründen und Muschelvorkommen (ZETTLER & DAUNYS 2007) und ernährt sich omnivor, mit einer Präferenz für planktische Crustaceen (ROTH & ZETTLER 2015).

Auswirkungen und invasives Potential:

Da *Paramysis lacustris* ganz überwiegend limnische bis schwach brackige Gewässer besiedelt, sind Auswirkungen auf marine Lebensräume an den deutschen Küsten nicht zu erwarten.

Literatur: ARBAČIAUSKAS 2002, ARBAČIAUSKAS et al. 2010, AUDZIJONYTE et al. 2017, HERKÜL et al. 2009, OVČARENKO et al. 2006, ROTH & ZETTLER 2015, WITTMANN 2007, ZETTLER 2015, ZETTLER & DAUNYS 2007, ZETTLER & ZETTLER 2020

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (access 19.11.2020)

Isopoda (Asseln)

Proasellus coxalis (Dollfus, 1892)

***Proasellus coxalis* ist eine Brackwasser-Assel aus dem Mittelmeerraum, die in Flüssen, Kanälen und Ästuaren vorkommt. Durch den Bau künstlicher Wasserstraßen, die heutzutage ehemals getrennte Flusssysteme verbinden, verbreitete sie sich wahrscheinlich sowohl durch eigenständige Wanderungen als auch im Bewuchs von Schiffen.**

Abb. in KEMP et al. 2020 (doi: 10.5324/fn.v40i0.3353)
WOUTERS & VERCAUTEREN 2009

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert in Flussästuaren

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Mittelmeerraum (NEHRING & LEUCHS 1999a, TITTIZER et al. 2000)

Vektor: Im Schiffsbewuchs, Ballastwasser und durch Migration entlang von Flüssen und künstlichen Wasserwegen (NEHRING & LEUCHS 1999a); KEMP et al. (2020) geben nach einem norwegischen Artikel (der nicht eingesehen werden konnte) zusätzlich Wasservögel als mögliche Überträger an sowie den Handel mit lebenden Angelködern, mit denen unbeabsichtigt Begleitorganismen eingeführt werden.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Spätestens seit 1987 im Ems-Ästuar (NEHRING & LEUCHS 1999a)
Ostsee: 2011, Oderhaff (WITTFOTH & ZETTLER 2013)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Assel erreichte Norddeutschland wahrscheinlich aus dem Mittelmeer durch die Rhône und Nebenflüsse, den Rhein-Rhône-Kanal und Rhein (TITTIZER et al. 2000) sowie den Dortmund-Ems-Kanal (NEHRING & LEUCHS 1999a). Nach TITTIZER (2000) wurde die Art erstmals in den 1930er Jahren im linken Niederrheingebiet bei Straelen in deutschen Gewässern gefunden. Jedoch verweist die Originalquelle (STAMMER 1932) lediglich auf Vorkommen der nicht-heimischen Art (*Pro-Asellus meridianus*). Wahrscheinlicher

sind erste Vorkommen in den 1950er Jahren in verschiedenen deutschen Flüssen nachgewiesen worden (TITTIZER et al. 2000 und NEHRING & LEUCHS 1999a nach verschiedenen Quellen). Spätestens seit dem Beginn regelmäßiger Beprobungen im Jahr 1987 besiedelt die Assel das Ästuar der Ems (NEHRING & LEUCHS 1999a). Einzelnachweise sind auch aus den oligohalinen Unterläufen von Weser und Elbe bekannt (NEHRING & LEUCHS 1999a, OSTERKAMP & SCHIRMER 2000).

Großbritannien hat die Assel offenbar noch nicht erreicht (DOBSON 2013). In Belgien und den Niederlanden scheint sie nur in Binnengewässern aufzutreten (WOUTERS & VERCAUTEREN 2009), ebenso vermutlich in Schweden, wo *Proasellus coxalis* schon Mitte der 1970er Jahre gefunden wurde (KEMP et al. 2020). Die genauen Fundorte konnten nicht ermittelt werden. Aus Süd- und Südwestnorwegen sind isolierte Nachweise seit 2012 bekannt, z. T. auch aus küstennahen Gewässern (KEMP et al. 2020). Der dänische Erstnachweis stammt von 2017 aus dem Limfjord (SIEGEL 2019).

In den Küstengewässern der deutschen Ostsee fanden Mitarbeiter des IOW (Institut für Ostseeforschung Warnemünde) *Proasellus coxalis* erstmals im April 2011 im Stettiner Haff (WITTFOTH & ZETTLER 2013). Vorher waren in Mecklenburg-Vorpommern nur Vorkommen aus Binnengewässern bekannt (ZETTLER 1998).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Belgien und Niederlande: vermutlich nur Binnengewässer (WOUTERS & VERCAUTEREN 2009)
Deutschland: POST & LANDMANN 1994, NEHRING & LEUCHS 1999a
Norwegen: küstennahe Binnengewässer (KEMP et al. 2020)
Dänemark: Limfjord, geographisch etwa in der Mitte des Fjords (SIEGEL 2019)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: ZETTLER & WITTFOTH 2013

Schweden: küstennahe Binnengewässer (KEMP et al. 2020)

Zur Biologie und Ökologie:

Im Gegensatz zur heimischen Art *Asellus aquaticus*, bei der die Zeichnung auf dem Kopfschild (Cephalon) die Form zweier deutlich voneinander abgegrenzten hellen Flecken hat, besteht sie bei *Proasellus aquaticus* aus einem durchgehenden hellen Bereich mit diffusem Rand. Dieses Merkmal sowie weitere mikroskopische Unterschiede sind bei WOUTERS & VERCAUTEREN (2009) und KEMP et al. (2020) fotografisch abgebildet.

Die Assel ist eine brackwassertolerante Süßwasserart, die sich detriti- und herbivor ernährt. Sie besiedelt alle Arten stehender und fließender

Gewässer bis in den oligohalinen Bereich (TITTIZER et al. 2000).

Auswirkungen und invasives Potential:

Für Küstengewässer sind bisher keine negativen Auswirkungen bekannt. Die Art gilt i. Allg. nicht als invasiv, auch wenn ihr von einigen Quellen ein hohes Ausbreitungspotential bescheinigt wird. Es existieren auch Meldungen, wonach sie lokal die heimische Art *Asellus aquaticus* verdrängt haben soll. Möglicherweise begünstigt die Klimaerwärmung die Ausbreitung der Art (alle Angaben aus KEMP et al. 2020 und Literatur darin).

Literatur: DOBSON 2013, KEMP et al. 2020, NEHRING & LEUCHS 1999a, OSTERKAMP & SCHIRMER 2000, POST & LANDMANN 1994, SIEGEL 2019, STAMMER 1932, TITTIZER et al. 2000, WITTFOTH & ZETTLER 2013, WOUTERS & VERCAUTEREN 2009, ZETTLER 1998

Synidotea laticauda Benedict, 1897

Eine Assel von der amerikanischen Pazifikküste, die zunächst wegen unklarer Taxonomie als *S. laevidorsalis* bezeichnet wurde. Später wurden alle europäischen Funde der Art *Synidotea laticauda* zugeordnet. Offenbar kam sie bereits seit spätestens 1975 unerkannt in der Gironde (Frankreich) vor. Im Gebiet der Nordsee wurde sie 2005 erstmals in der belgischen Zeeschelde nahe Antwerpen gefunden. An der Nordsee breitete sie sich in die Niederlande und an die deutsche Küste aus und wurde später auch im französischen Ärmelkanal gefunden. *Synidotea laticauda* lebt bevorzugt im oligo- bis mesohalinen Brackwasser von Ästuaren.



Die pazifische Assel *Synidotea laticauda* besiedelt die Brackwässerästuare von Nordseeküsten. (Hier fixiertes Material; die langen Antennen sind bei lebenden Tieren in der Regel nach vorne gerichtet.)
(Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Atlantische Vorkommen wurden zunächst als *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881) bezeichnet (MEES & FOCKEY 1993), die fälschlicherweise mit *Synidotea laticauda* synonymisiert worden war (CHAPMAN & CARLTON 1994), was von POORE (1996) revidiert wird.

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordostpazifik (San Francisco Bay) (FAASSE 2011b)

Vektor: Im Schiffsbewuchs oder Ballastwasser; viele Fundorte in Europa befinden sich in der Nähe großer Häfen (FAASSE 2011b).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2011, Weser-Ästuar bei Bremerhaven
(A. KRUMWIEDE, KÜFOG, pers. Mitt.)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Nach MEES & FOCKEY (1993) kam *Synidotea laticauda* schon vor 1975 im französischen Gironde-Ästuar vor, war aber als eine heimische Art fehlbestimmt worden. Erst ab 1991 wurde sie als Neozoon in der Gironde (MEES & FOCKEY 1993) und in der Mündung des spanischen Guadalquivir (CUESTA et al. 1996) erkannt. Zunächst wurde sie als *Synidotea laevidorsalis* identifiziert, einer nordwestpazifischen Art. Mit dieser wurde die von der amerikanischen Westküste beschriebene *S. laticauda* synonymisiert (CHAPMAN & CARLTON 1994). Allerdings zeigte POORE (1996), dass es sich um getrennte Arten handelt, und die europäischen Funde wurden *Synidotea laticauda* zugeordnet (FAASSE 2011b). Auch an der amerikanischen Atlantikküste tauchte die Assel 1999 als *S. laevidorsalis* auf (BUSHEK & BOYD 2006). Später wurde der Name ebenfalls revidiert (BOYD 2008 zit. in FAASSE 2011b).

Ein erster Nachweis von der Nordseeküste erfolgte 2005 unter dem Namen *S. laevidorsalis* aus dem belgischen Teil der Westerschelde (Zeeschelde) zwischen Antwerpen und der niederländischen Grenze (SOORS et al. 2010). Auch hier vermuteten die Autoren, dass die Tiere sich möglicherweise deutlich früher angesiedelt hatten und als eine heimische Art fehlbestimmt worden waren. Im niederländischen Bereich der Westerschelde fand FAASSE (2011b) die Assel 2009 und weist anhand der Merkmale die Zugehörigkeit der Tiere zur Art *S. laticauda* nach. Auch die belgischen Funde wurden später umbenannt (vgl. WoRMS).

Eine Ansiedlung im südspanischen Guadiana-Ästuar 2009 war offenbar nicht sonderlich erfolgreich (NUÑO et al. 2018). An der französischen Ärmelkanal-Küste wurden erste Tiere 2017 im Seine-Ästuar bei Le Havre nachgewiesen (MASSÉ et al. 2020).

An der deutschen Küste fand man die Assel 2011 in der Wesermündung bei Bremerhaven (A. KRUMWIEDE, KÜFOG, pers. Mitt.). Ab 2014 besiedelte sie in Brunsbüttel den Eingang des Nord-Ostsee-Kanals (LIEBERUM & BOCK 2015), ebenso die Häfen von Emden und Cuxhaven ab 2017 (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017). Insbesondere in Brunsbüttel nahmen die Bestände in den folgenden Jahren stark zu (pers. Beob. bis 2018). Und bis 2016 war *S. laticauda* in den Nord-Ostsee-Kanal bis nach Kudentsee eingedrungen (BOCK & LIEBERUM 2016b). Eine eventuelle weitere Ausbreitung in die westliche Ostsee bleibt abzuwarten.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: Ärmelkanal, Seine-Ästuar bei Le Havre, nicht für den Bereich der Nordsee (MASSÉ et al. 2020)

Belgien: SOORS et al. 2010

Niederlande: FAASSE 2011b

Deutschland: LIEBERUM & BOCK 2015, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Synidotea laticauda ist eine relativ große Assel, die nahezu 30 mm lang werden kann (BUSHEK & BOYD 2006). Charakteristisch ist der eingekerbte

hintere Rand des Pleotelsons (vgl. Abb.), der mit bloßem Auge gut zu erkennen ist. Andere Merkmale bedürfen einer mikroskopischen Betrachtung.

Die Art besiedelt das oligo- bis mesohaline Brackwasser von Ästuaren mit schwankendem Salzgehalt. Es werden Salinitäten von 0,1 bis 25 angegeben (MEES & FOCKEY 1993, MASSÉ et al. 2020). In der Delaware Bay, an der amerikanischen Ostküste, fanden BUSHEK & BOYD (2006) die Asseln bei einem Salzgehalt von 4 bis 22, aber nicht bei höheren Werten im marinen Bereich. Die höchsten Dichten werden für den Spätsommer bei einem Salzgehalt bis 13 und einer Temperatur von 10 - 25 °C angegeben (NUÑO et al. 2018, MASSÉ et al. 2020). Zwischen Dezember und März wurden in der Delaware Bay keine Asseln angetroffen.

Die Abundanzen an einem Standort können sehr hoch sein, wobei sich die Tiere überwiegend an Schwimmstegen, Bojen, Leinen u. a. anthropogenen Hartsubstraten zwischen dichtem Bewuchs von Hydrozoen, Bryozoen und Algen aufhalten (BUSHEK & BOYD 2006). Allerdings fanden MEES & FOCKEY (1993) auch Tiere auf dem Boden kriechend in Benthosproben.

Im Nord-Ostsee-Kanal in Brunsbüttel hat sich innerhalb weniger Jahre eine individuenreiche Population im Bewuchs von Hafensubstraten entwickelt. Da die Asseln stellenweise sehr zahlreich sein können, ist eine weitere Verbreitung im Bewuchs von Schiffen naheliegend.

Auswirkungen und invasives Potential:

Bisher sind keine gravierenden Effekte bekannt. BUSHEK & BOYD (2006) halten Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften bei großen Dichten nicht für ausgeschlossen. In der Delaware Bay wurde bei hohem Aufkommen von Asseln beobachtet, dass die Abundanzen von Flohkrebse und der decapoden Krabbe *Rhithropanopeus harrisii* stark zurückgingen und nur die Flohkrebse sich erholten, nachdem die Dichte der Asseln wieder abgenommen hatte.

Literatur: BOCK & LIEBERUM 2016b, BUSHEK & BOYD 2006, CHAPMAN & CARLTON 1994, CUESTA et al. 1996, FAASSE 2011b, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017, LIEBERUM & BOCK 2015, MASSÉ et al. 2020, MEES & FOCKEY 1993, NUÑO et al. 2018, POORE 1996, SOORS et al. 2010

Amphipoda (Flohkrebse)

Aoroides semicurvatus Ariyama, 2004

Aoroides semicurvatus ist ein Amphipode aus dem Nordwestpazifik, dessen Vorkommen seit 2009 von nordwesteuropäischen Küstenabschnitten bekannt ist. Die Art lebt im Eulitoral zwischen Steinen, Austern und Algen. Nachdem sie an der französischen Atlantikküste (2009), in der niederländischen Oosterschelde (2017) und an der Küste der Normandie (2019) nachgewiesen worden war, wurde sie 2019 erstmals auch in deutschen Gewässern im Nordsylter Wattenmeer auf einer Austernbank gefunden.



Männchen (oben) und Weibchen (unten) des Amphipoden *Aoroides semicurvatus*. Die Männchen sind an ihrem charakteristischen 1. Gnathopod zu erkennen (Antennen und Pereopoden größtenteils fehlend). (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von B. Nadarzinski, Lab. f. Meeresbiol. d. Werkstätten Materialhof, Rendsburg)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, kürzlich (2019) nachgewiesen (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik, Japan (ARIYAMA 2004), Korea (JUNG et al. 2016)

Vektor: Austertransporte, Schiffs-/Bootsbewuchs (FAASSE et al. 2018, GOUILLIEUX et al. 2016a, DAUVIN et al. 2020)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 09.2019, Nordsylter Wattenmeer (B. NADARZINSKI, Labor f. Meeresbiologie der Werkstätten Materialhof, Rendsburg, pers. Mitt. 2020)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Aoroides semicurvatus wurde 2004 anhand von Tieren beschrieben, die zwischen 1985 und 1998 in der Bucht von Osaka gesammelt worden waren (ARIYAMA 2004). Auch in koreanischen Gewässern wurde 2009 ein Vorkommen aus eulitoralischen Algenbeständen dokumentiert (JUNG et al. 2016). In Europa trat *A. semicurvatus* erstmals 2009 an der französischen Atlantikküste auf, wo er bei Arcachon in Austernbänken entdeckt wurde (GOUILLIEUX et al. 2016a). Im Anschluss verbreitete er sich schnell, aber diskontinuierlich weiter. 2017 fanden FAASSE et al. (2018) ihn in der niederländischen Oosterschelde zwischen Rotalgen und vermuteten, dass der Amphipode dort bereits seit längerem vorkam. Im Frühjahr 2019 wurde er in Häfen der Normandie an der französischen Ärmelkanalküste nachgewiesen (DAUVIN et al. 2020). Etwa zeitgleich, im September 2019, wurden etwa 100 Tiere in Proben einer Austernbank im Nordsylter Wattenmeer gefunden (B. NADARZINSKI, Labor f. Meeresbiologie der Werkstätten Materialhof, Rendsburg, pers. Mitt. 10.2020).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: GOUILLIEUX et al. 2016a, DAUVIN et al. 2020

Niederlande: FAASSE et al. 2018

Deutschland: B. NADARZINSKI, Labor f. Meeresbiologie der Werkstätten Materialhof, Rendsburg, pers. Mitt. 2020

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Aoroides semicurvatus ist ein kleiner Amphipode von 3 bis 4 mm Länge (ARIYAMA 2004, DAUVIN et al. 2020), der im Eulitoral zwischen Steinen, Austern sowie assoziiert mit Algen vorkommt (ARIYAMA 2004, JUNG et al. 2016, FAASSE et al. 2018, DAUVIN et al. 2020). Da er in Europa meist in der Nähe von Austernkulturen (→ *Magallana gigas*) auftrat (GOUILLIEUX et al. 2016a, FAASSE et al. 2018, B. NADARZINSKI, pers. Mitt. 2020), wird der Aquakulturhandel in erster Linie für die Verbreitung des Amphipoden verantwortlich gemacht. Allerdings findet man in der Nähe der Fundorte i. d. R. auch Sportboothäfen und Marinas, so dass auch die Verbreitung im Bootsbewuchs als potentieller Vektor in Frage kommt (FAASSE et al. 2018).

Die Männchen von *Aoroides semicurvatus* sind vor allem an ihren auffälligen 1. Gnathopoden zu erkennen (s. Abb.), während die Weibchen sich anhand morphologischer Merkmale nur schwer identifizieren lassen. Jedoch zeichnen sich lebende Individuen durch ein charakteristisches braun-weißes Farbmuster aus (FAASSE et al. 2018).

Auswirkungen und invasives Potential:

Nach FAASSE et al. (2018) sind keine Auswirkungen bekannt.

Literatur: ARIYAMA 2004, DAUVIN et al. 2020, FAASSE et al. 2018, GOUILLIEUX et al. 2016a, JUNG et al. 2016

Caprella mutica Schurin, 1935

Der Gespensterkrebs (*Caprella mutica*) wurde 2004 erstmals an der deutschen Nordseeküste aus den Häfen von List und Helgoland bestimmt. Sein Ursprung liegt im Japanischen Meer, von wo aus er sich weltweit ausgebreitet hat. *Caprella mutica* kann in Massen den Bewuchs künstlicher Hartstrukturen, wie etwa Schwimmstege oder Seezeichen, besiedeln. Inzwischen tritt die Caprellide auch außerhalb der anthropogen geschaffenen Naturräume auf und kommt in Beständen des eingeschleppten Japanischen Beerentangs (→ *Sargassum muticum*) vor.



Starke Beborstung des Vorderkörpers, insbesondere bei den Männchen, und stachelige Rücken-Fortsätze sind Merkmale des Gespensterkrebses *Caprella mutica*. Größe bis zu 50 mm. (Foto K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Caprella macho Platvoet, De Bruyne & Gmelig Meyling, 1995

Deutscher Name: Asiatischer Gespensterkrebs
Englischer Name: (Japanese) skeleton shrimp

Status: Nicht-heimische Art, etabliert an der deutschen Nordseeküste

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik, sibirische Küste des Japanischen Meeres (BUSCHBAUM & GUTOW 2005, WOLFF 2005, COOK et al.

2007, ASHTON et al. 2008). Inzwischen ist die Art vor allem in der nördlichen Hemisphäre weit verbreitet (COOK et al. 2007).

Vektor: Letztlich unbekannt (WOLFF 2005); eine Einschleppung im Bewuchs von Schiffen und evtl. mit Aquakulturorganismen (COOK et al. 2007) ist aufgrund der Lebensweise sehr wahrscheinlich. Innerhalb Europas ist eine Weiterverbreitung mit Sportbooten anzunehmen (BUSCHBAUM & GUTOW 2005), während eine sekundäre Ausbreitung an driftenden Makroalgen nur für kurze Distanzen denkbar ist. Genetische Studien legen verschiedene Einschleppungen in den Ostatlantik nahe (ASHTON et al. 2008).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Oktober 2004, List/Sylt (BUSCHBAUM & GUTOW 2005). Später stellte sich anhand von Fotos heraus, dass die Art bereits 1999 im Hafen von List vorkam (D. LACKSCHEWITZ, pers. Mitt. 2022)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Gespensterkrebs war seit 1993 vom Eingang der niederländischen Oosterschelde bekannt (FAASSE pers. Mitt. zit. in WOLFF 2005), von wo er 1995 als neue Art *Caprella macho* beschrieben wurde (PLATVOET et al. 1995). Im Nachhinein stellte sich heraus, dass die Art identisch mit dem Asiatischen Gespensterkrebs *Caprella mutica* war. Im Gebiet der Oosterschelde befinden sich ausgedehnte Aquakulturen, jedoch vermuten COOK et al. (2007) aufgrund des Fundortes außerhalb der Muschelkulturen, dass *Caprella* nicht mit Aquakulturorganismen, sondern durch Schiffe eingeschleppt wurde.

Inzwischen ist sie in den Niederlanden nicht nur im Gebiet der Oosterschelde, sondern auch im Wattenmeer weit verbreitet und etabliert (GITTENBERGER et al. 2010).

Von der Küste Belgiens wurde *Caprella mutica* erstmals 1998 bei Zeebrügge gemeldet (KERCKHOF et al. 2007). Spätere Untersuchungen in belgischen Häfen (2009) bestätigten belgische Vorkommen (BOETS et al. 2012a)

Relativ früh, 1999, wurde die Caprellide auch an der norwegischen Westküste bei Bergen festgestellt (COOK et al. 2007, ESPELIEN 2020). Inzwischen tritt der Gespensterkrebs an der gesamten Küste Norwegens bis hoch in den Norden auf (ESPELIEN 2020, <https://artskart.artsdatabanken.no>).

Der erste Nachweis aus Großbritannien erfolgte im Juli 2000 von einer Lachsfarm an der schottischen Westküste (WILLIS et al. 2004). Inzwischen hat *Caprella mutica* auch den Ärmelkanal, die britische Nordseeküste vom Südosten bis in den Norden zu den Orkneyinseln erobert (ASHELBY 2005, COOK et al. 2007, WOOD et al. 2016, KAKKONEN et al. 2019).

Auf der französischen Seite des Ärmelkanals trat die Art 2004 in Le Havre auf (COOK et al.

2007). DEWARUMEZ et al. (2011) gehen auch ohne explizite Nachweise von Vorkommen im französischen Bereich der Nordsee aus, da *Caprella mutica* sowohl aus dem Ärmelkanal als auch aus Belgien bekannt ist.

Das erste Mal als *Caprella mutica* identifiziert wurde der Krebs an der deutschen Küste 2004 in List/Sylt und Helgoland (BUSCHBAUM & GUTOW 2005), auch wenn sich später herausstellte, dass er spätestens seit 1999 im Hafen von List vorkam. Eine gezielte Suche entlang der Küste im Jahr 2005 zeigte, dass Populationen an Fahrwassertonnen und in Inselhäfen existierten (SCHREY 2006), jedoch keine an der Festlandsküste oder außerhalb der Häfen. Ab 2010 tauchte der Krebs auch im Sportboothafen von Büsum auf, wo er in manchen Jahren große Populationen bildete (LACKSCHEWITZ et al. 2011), in anderen Jahren aber nicht angetroffen wurde.

SCHÜCKEL et al. (2010) fanden 2009 eine hohe Siedlungsdichte auf künstlichen Bewuchsplatten in der Jade. Wenig später wurden im Nordsylter Wattenmeer erstmals Vorkommen im Freiland außerhalb der Häfen dokumentiert. Dort besiedelten die Krebse die dichten Bestände des eingeschleppten japanischen Beerentangs (→ *Sargassum muticum*) (FLECKENSTEIN 2011). Nach anfänglich sehr hohen Abundanz sind die Populationen in den schleswig-holsteinischen Häfen inzwischen auf ein moderateres Maß zurückgegangen, und die Individuen bleiben vergleichsweise klein (D. LACKSCHEWITZ, K. REISE, pers. Beob. 2020).

In der dänischen Nordsee wurde *C. mutica* 2005 bei der regelmäßigen Untersuchung von Sockeln der Offshore-Windkraftanlagen Horns Rev vor der Westküste von Jütland gefunden (COOK et al. 2007; eine entsprechende Internetseite der Fa. Vattenfall wurde inzwischen aus dem Netz genommen). Im Sommer 2010 konnte C. BUSCHBAUM individuenreiche Vorkommen im Hafen der Insel Fanø beobachten, und bei einer Untersuchung dänischer Häfen im Jahr 2017 trat *Caprella mutica* in Esbjerg auf (ANDERSEN et al. in prep).

Ein Erstnachweis von der schwedischen Skagerrak-Küste bei Lysekil stammt von 2011 (DANELIYA & LAAKKONEN 2012). ANDERSEN et al. (in prep.) fanden *Caprella mutica* 2017 auch im Hafen von Aarhus. Auch wenn der geringe

Salzgehalt die weitere Ausbreitung in die Ostsee begrenzen wird, bleibt abzuwarten, ob und wie weit die Art in die Ostsee vordringen kann.

COOK et al. (2007) listen 121 Fundorte aus acht nordeuropäischen Staaten auf, in denen *Caprella mutica* bis zum August 2007 gefunden wurde. Genetische Studien zeigen eine hohe Diversität des Krebses in seinem Ursprungsgebiet und verweisen darauf, dass mehrfache unabhängige Einträge für die globale Verbreitung verantwortlich sind (ASHTON et al. 2008).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ASHELBY 2005, COOK et al. 2007, WOOD et al. 2016, KAKKONEN et al. 2019
Frankreich: Ärmelkanal (COOK et al. 2007), DEWARUMEZ et al. 2011 ohne expliziten Nachweis für die französische Nordseeküste
Belgien: KERCKHOF et al. 2007, BOETS et al. 2012a
Niederlande: PLATVOET et al. 1995, WOLFF 2005
Deutschland: BUSCHBAUM & GUTOW 2005
Dänemark: COOK et al. 2007, ANDERSEN et al. in prep. für Esbjerg
Norwegen: COOK et al. 2007, ESPELIEN 2020, <https://artskart.artsdatabanken.no>
Schweden: DANELIYA & LAAKKONEN 2012

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: ANDERSEN et al. in prep. für Aarhus

Zur Biologie und Ökologie:

Caprella mutica ist eine langgestreckte Caprellide der sub-borealen Klimazone, deren Männchen bis zu 50 mm erreichen können, die Weibchen dagegen nur etwa 35 mm (SCHREY 2006, COOK et al. 2007). Während die adulten Tiere relativ gut von den heimischen Arten zu unterscheiden sind, lassen sich die juvenilen nur sehr schwer abgrenzen (ESPELIEN 2020).

Die Caprelliden kommen im Flachwasser der Küsten vor (COOLEN et al. 2016), wo sie sich mit den Pereopoden am Bewuchs von Hartstrukturen festklammern. Der Körper mit den vorderen Extremitäten ist sehr beweglich und angelt in der Wassersäule nach Feinpartikeln oder sucht das Wirtssubstrat nach Nahrung ab. Durch diese Lebensweise und ihre physiologischen Toleranzen können sie leicht im Schiffsbewuchs verfrachtet werden.

Nach COOK et al. (2007) tolerieren die Tiere ein recht breites Temperatur- und Salinitätsspektrum. Die Abwesenheit der Art im Mittelmeer führen die Autoren jedoch auf die hohen sommerlichen Wassertemperaturen zurück, und eine Salinität unter 16 erwies sich im Labor als letal (ASHTON et al. 2007).

Bei *C. mutica* entwickeln sich die Jungen in einer Bruttasche (Marsupium) des Weibchens und bleiben nach dem Schlüpfen einige Tage am Muttertier. Durch das Fehlen einer Planktonlarve und eine vergleichsweise geringe Mobilität ist das Ausbreitungspotential über größere Distanzen beschränkt. Durch die Brutpflege sowie kurze Brutabstände kann die Art schnell Massenvorkommen mit bis zu 300.000 Individuen pro m² bilden. Solch hohe Dichten finden sich bevorzugt an schwimmenden Objekten, die eine räumliche Distanz zu benthischen Prädatoren schaffen (COOK et al. 2007). Kaimauern, die räuberischen Strandkrabben leichter zugänglich sind, sind weniger dicht besiedelt als schwimmende Objekte wie Bootsstege oder Bojen. Für Prädatoren aus dem Nekton, wie Fische oder Schwimmkrebse, ergibt sich dagegen möglicherweise eine neue Nahrungsquelle.

Auswirkungen und invasives Potential:

Der Gespensterkrebs hat sich innerhalb eines Jahrzehntes in nordeuropäischen Häfen ausgebreitet und etabliert. COOK et al. (2007) schließen bei hohen Dichten von *Caprella mutica* einen erheblichen Einfluss auf benthische Gemeinschaften nicht aus.

Aufgrund ihrer Körpergröße und ihres aggressiven Verhaltens kann sich *C. mutica* in Küstengewässern zu einer starken Konkurrenz für die heimische *Caprella linearis* entwickeln. Detaillierte Freiland-Untersuchungen dazu liegen nicht vor. SCHREY (2006) zeigte aber in Laborversuchen, dass die eingeschleppte Caprellide die kleinere, heimische Art verdrängte und *C. linearis* sich insgesamt als empfindlicher gegenüber veränderten Umweltfaktoren erwies. Auch SHUCKSMITH et al. (2009) stellten im Labor eine effektive Verdrängung kleinerer heimischer Caprelliden durch *C. mutica* fest.

Allerdings unterscheiden sich nach COOLEN et al. (2016) die Ansprüche von *Caprella linearis* und *C. mutica* an den Lebensraum. Während die nicht-heimische Art das küstennahe, nährstoffreiche Flachwasser der Häfen dominiert,

bildet das tiefere, oligotrophe Sublitoral eine Nische, die von *C. linearis* genutzt wird. Damit ergibt sich die Möglichkeit der Coexistenz bei den Arten.

Im Flachwasser der Küste verfügt *Caprella mutica* aber offensichtlich über ein erhebliches invasives Potential, und die weitere Entwicklung sollte beobachtet werden. In den letzten Jahren wurden geringere Abundanzen mit deutlich kleineren Tieren in den Häfen beobachtet, jedoch ist unklar, ob es sich um eine Momentaufnahme oder eine längerfristige Entwicklung handelt.

Literatur: ANDERSEN et al. in prep., ASHELBY 2005, ASHTON et al. 2007, 2008, BOETS et al. 2012a, BUSCHBAUM & GUTOW 2005, COOK et al. 2007, COOLEN et al. 2016, DANELIYA & LAAKKONEN 2012, DEWARUMEZ et al. 2011, ESPELIEN 2020, FLECKENSTEIN 2011, GITTENBERGER et al. 2010, KAKKONEN et al. 2019, KERCKHOF et al. 2007, LACKSCHEWITZ et al. 2011, PLATVOET et al. 1995, SCHREY 2006, SCHÜCKEL et al. 2010, SHUCKSMITH et al. 2009, WILLIS et al. 2004, WOLFF 2005, WOOD et al. 2016

<https://artskart.artsdatabanken.no>,
norwegische Datenbank (access 06.07.2021),
[Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](#)

Chelicorophium curvispinum (G.O. Sars, 1895)

Der aus dem ponto-kaspischen Raum stammende Amphipode *Chelicorophium curvispinum* erreichte die deutschen Gewässer zunächst über die osteuropäischen Flüsse und Wasserwege des ‚central migration corridor‘, später, nach Öffnung des Main-Donau-Kanals, auch über den ‚southern migration corridor‘. Inzwischen ist der Corophiide in nahezu allen Binnengewässern Deutschlands verbreitet, dringt aber auch vereinzelt in ästuarine Brackwassergebiete vor (Unterelbe, Oderhaff). Der Krebs besiedelt z. T. mit Massenvorkommen die großen Flüsse Deutschlands (Rhein, Donau u. a.), wo seine Wohnröhren einen dichten Überzug auf Muscheln, Holz, Pflanzenteilen etc. bilden. Im Brackwasser bleiben die Bestandsdichten dagegen gering.



Die Männchen von *Chelicorophium curvispinum* zeigen den typischen Habitus eines Corophiiden mit auffälligen, großen 2. Antennen. Antennen und Gnathopoden sind mit langen Borsten besetzt. (Foto D. Lackschewitz; fixiertes Material IOW)

Andere Namen in der Literatur:

Corophium curvispinum G.O. Sars, 1895

Deutscher Name: Süßwasser-Röhren-/Schlickkrebs

Englischer Name: Caspian mud shrimp

Status: Nicht-heimische Art, etabliert in Binnengewässern, im Elbe-Ästuar (NEHRING & LEUCHS 1999a) sowie in der Oder- und Warnowmündung (ZETTLER & RÖHNER 2004)

Lebensraum: Limnisch bis oligohalin (schwach brackig)

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum; eingeschleppt auch in die Großen Seen der USA und Kanadas

Vektor: Durch Migration entlang von Flüssen und künstlichen Wasserwegen (TITTIZER et al. 2000) sowie wohl auch durch den Transport im Aufwuchs und Ballastwasser von Schiffen (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1990, Brackwasser der Unterelbe (NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: 1932, Stettiner Haff (NEUHAUS 1933)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Chelicorophium curvispinum wanderte zu Beginn des 20. Jh. aus dem ponto-kaspischen Raum nach Mitteleuropa ein. Die erste Invasion erfolgte entlang des sog. ‚central migration corridor‘ über Dnjeper, Pripjet, Weichsel und Warthe. Der älteste Nachweis in deutschen Gewässern stammt aus dem Müggelsee bei Berlin von 1912 (NEHRING & LEUCHS 1999a, TITTIZER et al. 2000). Nachfolgend verbreitete sich der Amphipode über norddeutsche Kanäle weiter und erreichte 1987 schließlich den Rhein, wo sich die Populationen explosionsartig entwickelten (TITTIZER 1997). Gleichzeitig wanderte eine zweite Welle über den ‚southern migration corridor‘ die Donau stromaufwärts, und 1959 wurden erste Individuen im deutschen Abschnitt des Flusses gefunden. Nach Öffnung des Main-Donau-Kanals 1992 vermischten sich beide Populationen (TITTIZER 1997). Inzwischen lebt *C. curvispinum* in Deutschland in nahezu allen Bundeswasserstraßen, vor allem in Rhein und Donau (TITTIZER et al. 2000).

Obwohl in vielen mitteleuropäischen Süßgewässern stark verbreitet, dringt die Art nur gele-

gentlich entlang der Flüsse in ästuarine Brackgewässer vor.

In der Elbe bei Harburg wurde *C. curvispinum* erstmals um 1920 im limnischen Abschnitt der Tideelbe gefunden und 1990 dann auch im Brackwasserbereich der Unterelbe (NEHRING & LEUCHS 1999a). Die Autoren vermuten, dass er sich hier mit geringer Dichte etablieren konnte und möglicherweise die Elbe weiter hinab wandern wird.

An der Ostseeküste stellte NEUHAUS (1933) diesen Amphipoden schon 1932 im gesamten Oder-Ästuar in teilweise hohen Dichten fest und erwähnt, dass diese Art 1915 bei Untersuchungen noch nicht gefunden worden war. Die Verbreitung reichte bis in die oligohalinen Bereiche des Peenestromes, und in Swinemünde wurden einzelne Exemplare an den steinernen Leitdämmen in die Ostsee festgestellt. Gegenwärtig wird das Vorkommen im Oder-Ästuar sowohl von polnischer (GRUSZKA 1999) als auch von deutscher Seite (ZETTLER & RÖHNER 2004) bestätigt, ebenso ein Vorkommen im ausgesüßten Bereich des Warnow-Ästuars.

Im östlichen Ostseeraum tritt *C. curvispinum* im polnischen Oderhaff und Frischen Haff auf (JAŹDŹEWSKI & KONOPACKA 2002), in Litauen im Kurischen Haff (ZETTLER & DAUNYS 2007) sowie in estnischen und russischen Küstengewässern (HERKÜL et al. 2009, BEREZINA & PETRYASHEV 2012).

In England wurde *C. curvispinum* erstmals 1935 im Süßwasser gefunden und seine Einschleppung mit Schiffen aus der Ostsee oder dem Schwarzen Meer diskutiert (CRAWFORD 1935). Im Binnenland ist er stellenweise häufig (DOBSON 2013), wird aber für den marinen Bereich nicht erwähnt (ENO et al. 1997). DEWARUMEZ et al. (2011) führen für die Mündung der Somme in den Ärmelkanal ein Vorkommen im Jahr 2006 an. WOUTERS (2002) datiert den belgischen Erstnachweis in der Maas auf 1981, BOETS et al. (2016, Suppl) nennen nach VERCAUTEREN et al. (2006) das Jahr 1990 mit Vorkommen im Süß- und Brackwasser. Diese Originalquelle konnte nicht eingesehen werden. Der Corophiide wurde in Untersuchungen belgischer Häfen jedoch nicht nachgewiesen (BOETS et al. 2012a), und KERCKHOF et al. (2007) führen ihn für belgische Gewässer in ihrer Liste eingeschleppter mariner und Brackwasserarten nicht auf. WOLFF (2005) gibt für die Niederlande nur ein gelegentliches

Auftreten in oligohalinen Gewässern an, und im Rheindeltagebiet beschränken sich die Vorkommen auf das Süßwasser (FAASSE & VAN MOORSEL 2000).

Trotz gelegentlicher Hinweise zu Vorkommen in Kattegat und Beltsee, wurden dafür keine belastbaren Quellen gefunden.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: im Ärmelkanal (DEWARUMEZ et al. 2011)

Belgien: Vorkommen an der Küste unklar (VERCAUTEREN 2006, zit. in BOETS et al. 2016)

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: ZETTLER & ZETTLER 2020

Polen: JAŹDŹEWSKI & KONOPACKA 2002, JAŹDŹEWSKI et al. 2005, GRABOWSKI et al. 2007a

Russland/Kaliningrad: SZIDAT 1926 zit. in www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis

Litauen: ZETTLER & DAUNYS 2007

Estland: HERKÜL et al. 2009

Russland/St. Petersburg: HERKÜL et al. 2009, BEREZINA & PETRYASHEV 2012

Zur Biologie und Ökologie:

Chelicorophium curvispinum ist vorwiegend ein Süßwasser-Amphipode von 6 bis 8 mm Länge. Die Segmente des Urosoms sind nicht verschmolzen, und die Männchen haben die für *Corophium*-Arten typischen auffälligen großen 2. Antennen, die ebenso wie die Gnathopoden lange Borsten tragen. Eine genaue Artbestimmung erfordert allerdings optische Hilfsmittel.

Wegen seiner Salztoleranz, nach TITTIZER (1997) bis zu 6, kann er auch in ästuarine Brackwassergebiete vordringen. Die Krebse leben bevorzugt in strömungsberuhigten Zonen, wo sie Schlickröhren an Hartsubstraten wie Muscheln, Holz, untergetauchten Teilen von Pflanzen etc. bauen (TITTIZER 1997), die bei hohen Populationsdichten die Substrate vollständig überziehen können. Häufig bilden die Wohnröhren ein dichtes Geflecht auf Schalen der ebenfalls eingeschleppten Muschel → *Dreissena polymorpha* (GRABOWSKI et al. 2007a). Als Filtrierer ernährt sich *C. curvispinum* von Algen, Plankton und Detritus und ist durch seine Reproduktionsfähigkeit von bis zu drei Generationen im Jahr ausgesprochen konkurrenzstark (TITTIZER et al. 2000). Die Art gilt als relativ unempfindlich gegenüber Gewässerverschmutzung.

Nach anfänglich explosionsartiger Ausbreitung in einigen deutschen Flüssen (Rhein, Donau), pendelten sich die Dichten in der Folge auf moderatem Niveau ein (TITTIZER 1997).

Im Brackwasser von Flussästuaren siedelt *C. curvispinum* nur mit geringen Abundanzen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Der Amphipode hat sich in mitteleuropäischen Binnengewässern schnell ausgebreitet und bildet teilweise Massenvorkommen mit bis zu mehreren Hunderttausend Ind. pro m² (TITTIZER 1997, TITTIZER et al. 2000). Da er im Wesentlichen eine limnische Form ist, die nur gelegentlich im Brackwasser mit reduzierter Populationsstärke auftritt, ist für die Küstengewässer mit keinen gravierenden Folgen zu rechnen. Im Oderhaff sanken die Abundanzen mit Auftreten weiterer eingeschleppter Amphipoden (→ *Dikerogammarus* spp.) drastisch ab (ZETTLER 2008). Anders verhält es sich im Süßwasser bei extrem hohen Dichten. Ein Geflecht von Wohnröhren dieses Amphipoden kann andere Organismen vollständig überziehen. Als dominante und konkurrenzstarke Art kann er in Raum- und Nahrungskonkurrenz zu anderen Benthosorganismen treten (z. B. NOORDHUIS et al. 2009). Daher wird die Art nach GOLLASCH & NEHRING (2006) als IAS angesehen (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species). Auf der anderen Seite hat sich *C. curvispinum* zu einer wichtigen Nahrungsquelle für Fische entwickelt (NEUHAUS 1933, TITTIZER 1997, GRABOWSKI et al. 2007a).

Literatur: BEREZINA & PETRYASHEV 2012, BOETS et al. 2012a, 2016, CRAWFORD 1935, DEWARUMEZ et al. 2011, DOBSON 2013, ENO et al. 1997, FAASSE & VAN MOORSEL 2000, GOLLASCH & NEHRING 2006, GRABOWSKI et al. 2007a, GRUSZKA 1999, HERKÜL et al. 2009, JAŹDŹEWSKI & KONOPACKA 2002, JAŹDŹEWSKI et al. 2005, KERCKHOF et al. 2007, NEHRING & LEUCHS 1999a, NEUHAUS 1933, NOORDHUIS et al. 2009, TITTIZER 1997, TITTIZER et al. 2000, WOLFF 2005, WOUTERS 2002, ZETTLER 2008, ZETTLER & DAUNYS 2007, ZETTLER & RÖHNER 2004, ZETTLER & ZETTLER 2020

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (access 03.12.2020)

Cryptorchestia (Orchestia) cavimana (Heller, 1865)

Cryptorchestia cavimana ist ein semiterrestrischer Amphipode, der in Ufernähe von oligohalinen Gewässern lebt, wo er sich im Strandanwurf, unter Steinen oder in geeignetem Untergrund verbirgt. Neben Fundorten aus dem Binnenland ist er von der deutschen Küste aus dem Oderhaff bekannt. An der Nordseeküste dringt er bis an die Brackwassergrenze der Flussästuar vor.

Abb. in RUFFO et al. 2014
ZETTLER & ZETTLER 2017

Andere Namen in der Literatur:
Orchestia cavimana Heller, 1865

Nach RUFFO et al. 2014 bezeichnet der Name *Cryptorchestia cavimana* nur die auf Zypern vorkommende Art. Für die in Zentraleuropa und im ponto-kaspischen Raum verbreitete Spezies (REWICZ et al. 2020) wurde der Name *Cryptorchestia garbinii* Ruffo, Tarocco & Latella, 2014 eingeführt. Wir führen hier den gebräuchlicheren alten Namen *Cryptorchestia cavimana* weiter.

Deutscher Name: Süßwasser-Strandfloh
Englischer Name: (sand hopper; dies ist ein Sammelname für Talitriden)

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (überwiegend an Flüssen und Kanälen)

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser, ästuarin, semiterrestrisch

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer und ost-mediterraner Raum (KINZELBACH 1972, WOUTERS 2002, REWICZ et al. 2020)

Vektor: Vermutlich mit festem Schiffsballast entlang von Flüssen und Kanälen. Weitere Ausbreitung auf Driftalgen möglich und evtl. mit Wasservögeln (KINZELBACH 1972, HERKÜL et al. 2006, DEWARUMEZ et al. 2011)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1965, Unterweser bei Elsfleth (KLEIN 1969)

Ostsee: 1920, Oderhaff (HEROLD 1925)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Cryptorchestia cavimana ist in Europa weitverbreitet. Über die Herkunft aus dem ponto-kaspischen Raum herrscht weitgehende Einigkeit (KINZELBACH 1972, REWICZ et al. 2020). Vermutlich wurde die Art aus dem östlichen Mittel-

meerraum in das west-mediterrane Gebiet und in französische Flusssysteme eingeschleppt. Wie sie nach Nordwesteuropa in den Niederrhein gelangte, ist unbekannt. 1878 wurde der Amphipode erstmals in einem Garten im holländischen Zaltbommel nahe dem Fluss Waal gefunden (die Angabe des Ortes Tiel bei KINZELBACH 1972 ist nach WOLFF 2005 falsch). In der Folgezeit breitete er sich in das gesamte Rhein-Maas-Schelde-Delta aus (KINZELBACH 1972). Heutzutage ist er an Ufern brackiger und limnischer Gewässer in den Niederlanden stellenweise zahlreich (WOLFF 2005). Auch für Belgien vermutet WOUTERS (2002) eine relativ weite Verbreitung und eine Einwanderung etwa um 1900, da die Art bereits 1906 in Nordfrankreich im Canal de St.-Quentin bei Cambrai festgestellt wurde. Dieser Kanal ist mit der Schelde verbunden, was eine Ausbreitung von *C. cavimana* über die Niederlande, Belgien und Nordfrankreich erklären würde. Der erste sichere Nachweis für Belgien stammt allerdings erst von 1927 aus einer Sammlung vom Ufer der Schelde in Antwerpen. Für 1945 listet WOUTERS (2002) neben Standorten im Binnenland auch Funde von der belgischen Küste auf (Oostende und Nieuwpoort).

Nach BAFFREAU et al. (2018) werden die Flüsse im Nordosten Frankreichs besiedelt, und 1959 wurde der Amphipode im Ästuar der Seine gefunden.

Für Großbritannien geben CURRY et al. (1972) und LINCOLN (1979) Vorkommen an Binnengewässern an. Lokale Vorkommen werden auch von DOBSON (2013) genannt, mit einem Erstnachweis im Jahr 1942.

Für Norddeutschland stammen erste Nachweise aus den 1920er Jahren, überwiegend von Binnengewässern wie der Außenalster bei Hamburg und der Saale, einem Nebenfluss der Elbe. Aber auch im westlichen und östlichen Teil des Oderhaffs (Usedom und Wollin) wird (*Crypt-*)*Orchestia cavimana* schon 1920 gefunden (HEROLD 1925). Wie der Amphipode die Odermündung erreichte, ist unklar. KINZELBACH

(1972) hält eine Verbreitung aus der Saale über die Elbe, Berliner Seen und letztlich in die Oder für möglich. An der deutschen Ostseeküste ist *C. cavimana* inzwischen von verschiedenen Stellen bekannt (Achterwasser, Kleines Haff, Breitling bei Rostock) (ZETTLER 1998, 1999).

Aus dem marinen Milieu sind keine Funde dokumentiert. KLEIN (1969) fand den Amphipoden 1965 bei Elsfléth an der oligohalinen Unterweser im Strandanwurf. Nach WITT & KRUMWIEDE (2006) kommt er auch noch etwas weiter stromabwärts in brackigen Vorlandgewässern des mesohalinen Abschnitts vor, wohingegen der polyhaline Bereich der Weser nicht mehr genutzt wird. DEN HARTOG (1963) führt dieses auf eine zunehmende Konkurrenz durch *Orchestia gamarella* im stärker salzhaltigen Milieu zurück. POST & LANDMANN (1994) stellen eine Besiedlung des Brack- und Süßwassers bei Emden fest. Neben anderen Vorkommen aus dem Binnenland (TITTIZER et al. 2000, MÜLLER & PESCHEL 2007, EGGERS & MARTENS 2008) gibt BRACHT (1980, zit. in TITTIZER et al. 2000) für Nordwestdeutschland eine weite Verbreitung entlang von Flüssen und Kanälen an.

In Polen besiedelt *C. cavimana* das Frische Haff und die Küste, wanderte aber lange Zeit nicht weiter flussaufwärts in die Weichsel (KONOPACKA et al. 2009). REWICZ et al. (2020) fanden 2018/2019 jedoch Individuen (als *Cryptorchestia garbinii*) nicht nur im Weichsel-Ästuar, sondern auch im Oberlauf der Oder. SPICER & JANAS (2006) geben den Fund eines Exemplars in der Danziger Bucht an. Auf der estnischen Insel Saaremaa erschien (*Crypt-*) *Orchestia cavimana* erstmals 1999 und breitete sich nachfolgend, möglicherweise mit driftenden Algen, entlang der Küste aus (HERKÜL et al. 2006). Nach anfänglich hohen Abundanzen etablierte sich die Art dort auf vergleichsweise niedrigem Niveau.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl.

Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: im Nordosten Frankreichs und im Ästuar der Seine (DEWARUMEZ et al. 2011, BAFFREAU et al. 2018)

Belgien: KINZELBACH 1972, WOUTERS 2002, BOETS et al. 2012a

Niederlande: DEN HARTOG 1963, KINZELBACH 1972, WOLFF 2005

Deutschland: KLEIN 1969, WITT & KRUMWIEDE 2006

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: KINZELBACH 1972, ZETTLER 1998, 1999

Polen: KONOPACKA et al. 2009, REWICZ et al. 2020

Estland: HERKÜL et al. 2006

Zur Biologie und Ökologie:

An der Küste lebt *C. cavimana* von Pflanzenmaterial und toter organischer Substanz semiterrestrisch im Strandanwurf der Küste (HERKÜL et al. 2006). Der Amphipode siedelt auf Kiesbänken und schlickigem Sediment an Binnengewässern oder unter Steinen und sogar unter Kuhmist. In geeigneten Böden leben die Tiere in Tunnelsystemen, von denen aus sie nachtaktiv agieren (CURRY et al. 1972). Die Art ist überwiegend unabhängig vom Wasser und kann sich vergleichsweise weit davon entfernen (DEN HARTOG 1963, KINZELBACH 1972). Zwar sind die Tiere schwimmfähig, halten sich aber in der Regel nicht direkt im Wasser auf.

Obwohl eine Verbreitung im ponto-kaspischen und ost-mediterranen Raum auch an stark salzhaltigen Gewässern bekannt ist, besiedelt die Art in Nordwesteuropa limnische bis brackige Lebensräume (KINZELBACH 1972). Nach DEN HARTOG (1963) und KINZELBACH (1972) reagiert der Amphipode empfindlich auf Gewässerverunreinigung durch industrielle Einleitungen, während organische Abfälle keinen nennenswerten negativen Einfluss haben.

Aufgrund der semiterrestrischen Lebensweise wird *C. cavimana* bei Benthosuntersuchungen häufig nicht erfasst (TITTIZER et al. 2000). Wie auch die anderen Arten dieser Krebsgruppe kann *C. cavimana* mehr oder minder unabhängig vom Wasser leben. Trotzdem sieht DEN HARTOG (1963) keinen Grund, den Flohkrebs als terrestrisch einzustufen.

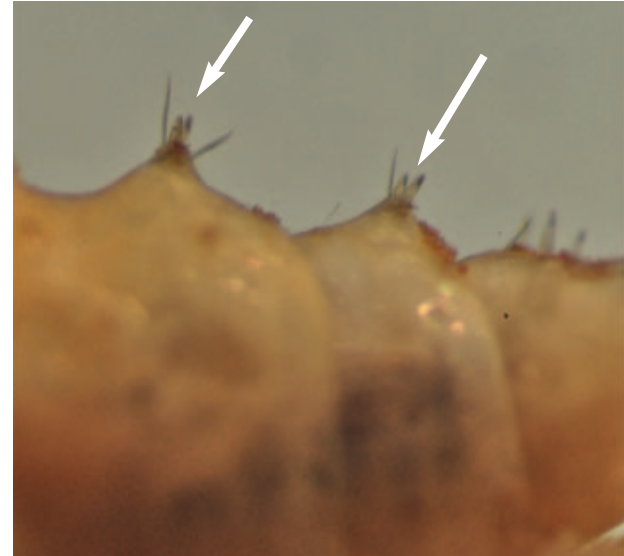
Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt

Literatur: BAFFREAU et al. 2018, BOETS et al. 2012a, CURRY et al. 1972, DEN HARTOG 1963, DEWARUMEZ et al. 2011, DOBSON 2013, EGGERS & MARTENS 2008, HERKÜL et al. 2006, HEROLD 1925, KINZELBACH 1972, KLEIN 1969, KONOPACKA et al. 2009, LINCOLN 1979, MÜLLER & PESCHEL 2007, POST & LANDMANN 1994, REWICZ et al. 2020, RUFFO et al. 2014, SPICER & JANAS 2006, TITTIZER et al. 2000, WITT & KRUMWIEDE 2006, WOLFF 2005, WOUTERS 2002, ZETTLER 1998, 1999, ZETTLER & ZETTLER 2017

Dikerogammarus haemobaphes (Eichwald, 1841)

Dikerogammarus haemobaphes ist ein ponto-kaspischer Amphipode aus dem Süßwasser, der sein einziges Vorkommen an der deutschen Küste im Oderhaff hat. Seine Einwanderung und Ausbreitung entlang von Flüssen und künstlichen Wasserwegen fand in den 1990er Jahren sowohl über die Donau im Süden als auch über osteuropäische Wasserwege im Osten statt. Da er im Wesentlichen im Süßwasser vorkommt, sind keine Auswirkungen auf Küstenökosysteme zu erwarten.



Im Gegensatz zu dem abgebildeten fixierten Individuum sind lebende oder frisch tote Individuen des Kleinen Höckerflohkrebses *Dikerogammarus haemobaphes* im Bereich der Antennen deutlich rot gefärbt. Wie bei anderen Vertretern der Gattung *Dikerogammarus* laufen die Urosomsegmente nach oben spitz zu (rechts) und tragen bei dieser Art zwei Stacheln sowie Borsten (die hier größtenteils fehlen). (Fotos D. Lackschewitz; fixiertes Material IOW)

Deutscher Name: Kleiner Höckerflohkrebs
Englischer Name: demon shrimp

Status: Nicht-heimische Art, etabliert im Oderhaff (Ostsee)

Lebensraum: Limnisch bis oligohalines Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum (GRABOWSKI et al. 2007a)

Vektor: Durch Migration und Schiffstransporte entlang von Flüssen und künstlichen Wasserwegen sowohl über den ‚southern migration corridor‘ als auch über den ‚central migration corridor‘ (TITTIZER et al. 2000, BIJ DE VAATE et al. 2002, WAWRZYNIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005, GRABOWSKI et al. 2007a, JAZDZEWSKA et al. 2020)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: (2017, bei Salinitäten unter 0,5 in der Alten Süderelbe, Hamburg, IfAÖ 2018a)
Ostsee: 2005, Oderhaff (ZETTLER 2008)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Amphipode gilt als euryök, und schon in den 1960er Jahren war seine Ausbreitung auch außerhalb des ponto-kaspischen Raumes vorausgesagt worden (BIJ DE VAATE et al. 2002).

1976 wurde *D. haemobaphes* im deutschen Abschnitt der Donau nachgewiesen und kam bereits 1993, ein Jahr nach Öffnung des Main-Donau-Kanals, dort vor. Vermutlich war der Krebs damit das erste Neozoon, das über diesen Weg (‚southern migration corridor‘) in den Rhein gelangte (TITTIZER et al. 2000). Im Laufe der 1990er Jahre eroberte der Amphipode den Main und Rhein bis nach Belgien (SCHÖLL et al. 1995), jedoch scheint er die Nordseeküste nicht erreicht zu haben (keine Erwähnung bei WOLFF 2005). Das Verteilungsmuster im Rhein legt dabei eine Verbreitung mit Schiffen nahe (TITTIZER et al. 2000). Eine Einwanderung in salzhaltigere Küstengewässer der Nordsee ist aufgrund seiner Präferenz für limnische Fließgewässer (GRABOWSKI et al. 2006) recht unwahrscheinlich, jedoch berichten WOOD et al.

(2016) von einem Fund an der britischen Westküste, nördlich der bis dahin bekannten Ausbreitungsgrenze.

Die Einwanderung an die deutsche Ostseeküste erfolgte dagegen durch den ‚central migration corridor‘, über osteuropäische Flüsse und Kanäle bis in die Weichsel (JAZDZEWSKA et al. 2020), das Frische Haff (EZHova et al. 2005) und in die Oder (BIJ DE VAATE et al. 2002, GRABOWSKI et al. 2007a). Ende der 1990er Jahre wurde *D. haemobaphes* im oberen und mittleren Abschnitt des Flusses sowie im südlichen Oder-Ästuar angetroffen (MÜLLER et al. 2001, WAWRZYNIAK-WYDROWSKA & GRUSKA 2005). ZETTLER (2008) nennt 2004 als Datum eines Erstnachweises im polnischen Teil des Oderhaffs und 2005 für den deutschen Bereich.

JAZDZEWSKA et al. (2020) zeigten durch genetische Untersuchungen, dass zwei unterschiedliche Populationen durch den ‚central‘ bzw. ‚southern migration corridor‘ eingewandert sind. Dabei wurden die nordeuropäischen Länder wie auch die Binnengewässer Großbritanniens durch Tiere besiedelt, die durch den ‚central migration corridor‘ gekommen waren.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Vorkommen überwiegend in Binnengewässern der Nordsee-Anrainerstaaten

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: ZETTLER 2008

Polen: JAZDZEWSKA et al. 2005, GRABOWSKI et al. 2007a, DOBRZYCKA-KRAHEL et al. 2016

Russland/Kaliningrad: EZHOVA et al. 2005

Zur Biologie und Ökologie:

Dikerogammarus haemobaphes erreicht eine Körperlänge von 18 mm (MÜLLER & PESCHEL 2007). Lebend ist der Vorderkörper und besonders der Bereich der Antennen auffallend rot gefärbt (MÜLLER & PESCHEL 2007, DOBSON 2013). Die Urosomsegmente bilden dorsal deutliche Höcker, die mit Stacheln und Borsten besetzt sind. Der Amphipode siedelt im Ufer-

bereich der Gewässer bevorzugt an der Unterseite von Steinen, zwischen Algen und anderen biogenen Strukturen (MÜLLER et al. 2001) und ernährt sich räuberisch von anderen Kleinlebewesen, einschließlich anderer Amphipoden. Die Reproduktion findet von April bis Oktober, in künstlich erwärmten Gewässern aber auch ganzjährig statt (BIJ DE VAATE 2002, BAĆELA et al. 2009).

Die Art gilt als euryök, temperatur- und salztolerant bis zu einer Salinität von 8 und Temperaturen zwischen 6 und 30 °C (BIJ DE VAATE et al. 2002). Jedoch bezeichnen GRABOWSKI et al. (2006) ihn als einen überwiegend ans Süßwasser gebundenen ponto-kaspischen Amphipoden und finden ihn im Frischen Haff nur in den am stärksten ausgesüßten Abschnitten und nicht über 1,5.

Auswirkungen und invasives Potential:

Seine frühe Geschlechtsreife, hohe Fruchtbarkeit sowie kurze Generationszeiten machen diesen Amphipoden zu einem erfolgreichen Einwanderer in Gewässern (BAĆELA et al. 2009). Trotzdem konstatieren TITTIZER et al. (2000), dass die Bestandszahlen von *Dikerogammarus haemobaphes*, keine zehn Jahre nach seinem Erscheinen in Main und Donau, wieder rückläufig sind, möglicherweise als Folge der Ausbreitung der größeren Schwesterart → *D. villosus*. ZETTLER (2008) gibt für das Oderhaff an, dass *Dikerogammarus*-Arten zwar die Abundanzen des ebenfalls eingeschleppten → *Chelicorophium curvispinum* dezimieren, aber die heimischen Arten offenbar nicht verdrängt haben. Da die *Dikerogammarus*-Arten nur wenig ins Brackwasser vordringen, haben sie auf die Lebensgemeinschaften der Küsten kaum Auswirkungen.

Literatur: BAĆELA et al. 2009, BIJ DE VAATE et al. 2002, DOBRZYCKA-KRAHEL et al. 2016, DOBSON 2013, EZHOVA et al. 2005, GRABOWSKI et al. 2006, 2007a, IfAÖ 2018a, JAZDZEWSKA et al. 2005, 2020, MÜLLER & PESCHEL 2007, MÜLLER et al. 2001, SCHÖLL et al. 1995, TITTIZER et al. 2000, WAWRZYNIAK-WYDROWSKA & GRUSKA 2005, WOLFF 2005, WOOD et al. 2016, ZETTLER 2008

Dikerogammarus villosus (Sowinsky, 1894)

Dikerogammarus villosus ist ein großer ponto-kaspischer Amphipode aus limnisch bis oligohalinen Gewässern. In Deutschland trat er erstmals 1992 in der Donau auf, breitete sich schnell in allen großen Flüssen aus und dominiert vielerorts die Gammaridenfauna, die er räuberisch dezimieren kann. Ab 2005 wird er im deutschen Teil des Oderhaffs nachgewiesen, das er über westliche Binnengewässer erreichte. In den Flussästuaren zur Nordsee scheint er sich bisher nicht etabliert zu haben. Aufgrund seines geringen Vorkommens in Küstengewässern sind Auswirkungen auf marine Lebensgemeinschaften kaum zu erwarten.

Der ponto-kaspische Flohkrebs *Dikerogammarus villosus* (hier fixiertes Material) besiedelt überwiegend das Süßwasser, dringt aber stellenweise bis ins oligohaline Brackwasser vor. Länge bis 30 mm. (Foto D. Lackschewitz)



Deutscher Name: Großer Höckerflohkrebs
Englischer Name: killer shrimp

Status: Nicht-heimische Art, etabliert im Süß- und oligohalinen Brackwasser

Lebensraum: Süßwasser bis oligohalines Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum

Vektor: Verbreitung in Schiffsaufwuchs und Ballastwasser, durch Migration entlang von Flüssen und künstlich geschaffenen Wasserwegen, durch Transport mit Fischerei-, Angel- und Tauchausrüstung oder driftenden Algen (ŠIDA-GYTĚ et al. 2017, MINCHIN et al. 2019).

MÜLLER et al. (2001) geben schwerpunktmäßige Vorkommen in der Nähe von Häfen an, was auf die primäre Verbreitung durch Schiffe verweist.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 09.2012, Brunsbüttel (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012)

Ostsee: 01.2005, Oderhaff (ZETTLER 2008 und M. ZETTLER, pers. Mitt. 11.2012)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Große Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* begann vor fast 100 Jahren, ausgehend vom Schwarzen Meer, die Donau aufwärts zu wandern. Über den ‚southern migration corridor‘ erreichte er die Binnengewässer Mitteleuropas (BIJ DE VAATE et al. 2002, REWICZ et al. 2014). Im deutschen Abschnitt der Donau fand man ihn erstmals 1991 (TITTIZER et al. 2000), und nach der Öffnung des Main-Donau-Kanals 1992 eroberte er durch den Main und Rhein innerhalb eines Jahrzehnts die Gewässer Frankreichs, Belgiens und der Niederlande (REWICZ et al. 2015). Ostwärts gelangte er über Mittelland-Kanal, Weser, Elbe und das Havel-Spree-System

schließlich bis in die Oder (GRABOWSKI et al. 2007a, REWICZ et al. 2015), wo er 1999 erstmals auftrat (MÜLLER et al. 2001). Noch im Jahr 2000 war *Dikerogammarus villosus* im oligohalinen Brackwasser des Oderhaffs nicht nachweisbar (MÜLLER et al. 2001), mit seiner baldigen Einwanderung wurde aber gerechnet. Zwei Jahre später, 2002, besiedelte er die Eintrittsstelle der Oder ins Haff, und seine Ausbreitung im polnischen Bereich wurde von GRUSZKA & WOŹNICZKA (2008) bis 2004 verfolgt. Im Januar 2005 fanden Mitarbeiter des IOW (Institut für Ostseeforschung Warnemünde) *Dikerogammarus villosus* erstmals auch im deutschen Teil des Haffs (M. ZETTLER, pers. Mitt. 11.2012, ZETTLER (2008) gibt 2004 an). Ab Mitte 2005 stellt ZETTLER (2008) eine Zunahme der Abundanzen im westlichen Kleinen Haff fest.

In einer zweiten Ausbreitungswelle durch den ‚central migration corridor‘ erreichte der Amphipode über die Flüsse und Wasserstraßen Osteuropas bis 2007 die Weichsel in Polen (GRABOWSKI et al. 2007a, BAĆELA et al. 2008, PÖCKL 2009, REWICZ et al. 2014, 2015). Seine Ankunft in der Oder aus östlicher Richtung scheint eine Frage der Zeit zu sein.

Bis zum Jahr 2016 waren auch das Frische und Kurische Haff mit den Küsten Kaliningrads (Russland) und Litauens erobert, und *D. villosus* hatte sich bis nach Lettland ausgebreitet (ŠIDAGYTĖ et al. 2017, MINCHIN et al. 2019). Eine zukünftige Besiedlung der gesamten Bucht von Riga und des Finnischen Meerbusens sowie der einmündenden Flüsse wird vorausgesagt (MINCHIN et al. 2019).

In den Brackwasserästuaren der Nordsee scheint sich der Amphipode allerdings nicht etablieren zu können. Bestände aus Binnengewässern, einschließlich der seit 2010 bekannten Populationen in England, lassen sich genetisch auf die Einwanderung durch den ‚southern migration corridor‘ zurückführen (REWICZ et al. 2015). KRIEG (2002) stellt in der Elbe *Dikerogammarus villosus* nur bis in die limnische Tideelbe bei Zollenspieker fest und bezeichnet die Brackwasserzone der Unterelbe als Barriere. 2012 wurden Einzelindividuen in Brunsbüttel an der Schleuse in den Nord-Ostsee-Kanal (NOK) festgestellt, wo die Salinität durch den Einfluss der Elbe stark schwanken kann (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012). Dass der Amphipode dort größere Bestände bildet, ist unwahrscheinlich.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Deutschland: Brunsbüttel, NOK (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012)

Für andere Nordsee-Anrainerstaaten wurden Nachweise lediglich aus dem Binnenland gefunden, nicht aber aus Küstengewässern.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: ZETTLER 2008

Polen: WAWRZYŃIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005, GRUSZKA & WOŹNICZKA 2008

Russland/Kaliningrad: MINCHIN et al. 2019

Litauen: ŠIDAGYTĖ et al. 2017

Lettland: MINCHIN et al. 2019

Zur Biologie und Ökologie:

Dikerogammarus villosus ist ein großer, 2 – 3 cm langer, omnivorer und konkurrenzstarker Süßwasser-Amphipode (gelegentlich auch als ‚freshwater jaws‘ bezeichnet). Wie auch bei anderen Arten dieser Gattung bilden die Urosomsegmente zwei dorsale Höcker mit Stacheln und (wenigen) Borsten (DOBSON 2013). Die Krebse fressen nahezu alles Erreichbare und machen auch vor Kannibalismus nicht halt (PLATVOET et al. 2009). Damit sind sie in der Lage innerhalb kurzer Zeit die heimische Amphipodenfauna zu dezimieren und, insbesondere wenn die Population in Ausbreitung begriffen ist, zur dominanten Art zu werden (PÖCKL 2009). Die Weibchen werden nach 4 – 8 Wochen geschlechtsreif (RABITSCH & NEHRING 2017) und können sich 9 bis 10 Monate des Jahres fortpflanzen (PÖCKL 2009). Die Tiere adaptieren sich schnell an gegebene Umweltbedingungen und siedeln in strömungsberuhigten Uferzonen unter Steinen und zwischen biogenen Substraten (MÜLLER et al. 2001).

Dikerogammarus villosus gilt als euryhaline Süßwasserart, die Salinitäten zwischen 0,3 und 10 toleriert (JAŹDŹEWSKI et al. 2005, MINCHIN et al. 2019), jedoch sind Nachweise aus dem mesohalinen Brackwasser selten.

Auswirkungen und invasives Potential:

Bei *Dikerogammarus villosus* handelt es sich um einen konkurrenzstarken Amphipoden mit hohem invasiven Potential (GOLLASCH & NEHRING 2006). Innerhalb von 10 Jahren breitete er sich in weiten Teilen Mitteleuropas aus. In einigen Wasserstraßen war er der dominante Gammaride und neben dem manchmal noch vorkommenden ponto-kaspischen *Echinogam-*

marus ischnus der einzige Flohkrebs (MÜLLER et al. 2001, KLEY & MAIER 2003). Insbesondere den deutlich früher eingeschleppten → *Chelicorophium curvispinum* kann er räuberisch stark dezimieren (KRIEG 2002, VAN RIEL et al. 2006, ZETTLER 2008). In manchen Abschnitten des Mains und des Main-Donau-Kanals waren heimische Arten nach der Einwanderung der ponto-kaspischen Krebse verschwunden (KLEY & MAIER 2003). Für das Oderhaff stellt ZETTLER (2008) fest, dass die Amphipodenfauna sich durch eingewanderte Flohkrebse (u. a. *Dikergammarus villosus*) verändert hat, jedoch die heimischen Arten nicht komplett verdrängt wurden.

In den Küstengewässern der Nordsee kommt *Dikergammarus villosus* von gelegentlichen Einzelfunden abgesehen so gut wie nicht vor.

Die eingewanderten Amphipoden stellen eine neue Nahrungsquelle für Fische und größere Invertebraten wie eingeschleppte Süßwasserkrebse (*Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus virginalis*) dar. Von letzteren werden sie nicht nur gefressen, sondern können sich umgekehrt auch räuberisch von deren Eiern und Juvenilen ernähren (ROJE et al. 2020).

Literatur: BAĆELA et al. 2008, BIJ DE VAATE et al. 2002, DOBSON 2013, GRABOWSKI et al. 2007a, GRUSZKA & WOŹNICZKA 2008, JAŹDŹEWSKI et al. 2005, KLEY & MAIER 2003, KRIEG 2002, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, MINCHIN et al. 2019, MÜLLER et al. 2001, PLATVOET et al. 2009, PÖCKL 2009, RABITSCH & NEHRING 2017, REWICZ et al. 2014, 2015, ROJE et al. 2020, ŠIDAGYTĖ et al. 2017, TITTLER et al. 2000, VAN RIEL et al. 2006, WAWRZYŃIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005, ZETTLER 2008

***Echinogammarus (Chaetogammarus) ischnus* (Stebbing, 1899)**

Abb. in ZETTLER & ZETTLER 2017
WITT et al. 1997

Andere Namen in der Literatur:

Chaetogammarus ischnus (Stebbing, 1899)

Ein ponto-kaspischer Gammaride, der limnische bis oligohaline Gewässer besiedelt. Er kommt in europäischen Flüssen, Seen und Wasserwegen vor und erreichte im Kleinen Haff der Odermündung **2020** erstmals die Ostseeküste (ZETTLER & ZETTLER 2020).

Lange Zeit galt ein Fund von 1977 im Dortmund-Ems-Kanal als Erstnachweis für Deutschland (HERHAUS 1978, zit. in RABITSCH & NEHRING 2017). Aus alten Sammlungen wurde dann aber rückwirkend ein Vorkommen in deutschen Gewässern für 1946 im Müggelsee bei Berlin nachgewiesen (RUDOLPH & COLEMAN 2017). Insofern hatte die Einwanderung des Amphipoden offenbar deutlich früher stattgefunden und war vermutlich über die polnische Weichsel erfolgt, wo *E. ischnus* schon in den 1920er und 1930er Jahren häufig war (BIJ DE VAATE et al. 2002, GRABOWSKI et al. 2007a, RUDOLPH & COLEMAN 2017). Zweifel an diesem Weg hatte es insofern gegeben, als es keine Nachweise aus dazwischenliegenden Gewässern gab. RUDOLPH & COLEMAN (2017) nehmen an, dass dieser unauffällige, kleine Gammaride früher übersehen worden war und es in dem entsprechenden Zeitraum auch wenig heimische Ex-

pertise hinsichtlich dieser Krebsgruppe gab. Eine zweite Einwanderung erfolgte später über die Donau und den Main-Donau-Kanal in die Flusssysteme Westdeutschlands (KLEY & MAIER 2003).

Heutzutage ist *Echinogammarus ischnus* in deutschen Binnengewässern weit verbreitet, und Vorkommen sind aus zahlreichen Flüssen und Seen dokumentiert (ZETTLER 1998, EGGERS & MARTENS 2008, RUDOLPH & COLEMAN 2017).

Der Gammaride ist mit etwas unter 10 mm vergleichsweise klein und tritt häufig zusammen mit den ebenfalls ponto-kaspischen Arten → *Chelicorophium curvispinum* und → *Dreissena polymorpha* auf. Die Reproduktion findet im Frühsommer von April bis Juni statt. Diagnostische morphologische Merkmale zur Abgrenzung gegenüber verwandten Arten beschreiben RUDOLPH & COLEMAN (2017), die Identifizierung bedarf jedoch optischer Hilfsmittel.

E. ischnus wurde in den 1990er Jahren auch in die Großen Seen Nordamerikas und die angrenzenden Flüsse eingeschleppt (WITT et al. 1997, DERMOTT et al. 1998).

Literatur: BIJ DE VAATE et al. 2002, DERMOTT et al. 1998, EGGERS & MARTENS 2008, GRABOWSKI et al. 2007a, KLEY & MAIER 2003, RABITSCH & NEHRING 2017, RUDOLPH & COLEMAN 2017, WITT et al. 1997, ZETTLER 1998, ZETTLER & ZETTLER 2017, 2020

Echinogammarus (Chaetogammarus) trichiatus (Martynov, 1932)

Abb. in ZETTLER & ZETTLER 2017

Andere Namen in der Literatur:

Chaetogammarus trichiatus Martynov, 1932

Echinogammarus trichiatus ist ein ponto-kaspi-scher Gammaride, der seit den 1990er Jahren mitteleuropäische limnische Binnengewässer besiedelt und im Oderhaff die deutsche Ostseeküste erreichte.

Die Art wanderte durch den ‚southern migration corridor‘ über die Donau (WEINZIERL et al. 1997) und den Main-Donau-Kanal in den Rhein, die Elbe und Nebenflüsse. Über den Mittellandkanal, Havel und Spree gelangte der Krebs ostwärts bis in das Einzugsgebiet der Oder (EGGERS & MARTENS 2008, 2009). **2014** wurde er erstmals im Oderhaff bei Kamminke und damit im Küstenbereich der Ostsee nachgewiesen (ZETTLER 2015), wo er seitdem in unregelmäßigen Abständen auftritt (ZETTLER & ZETTLER 2020).

Aus den westlichen Nachbarländern sind Vorkommen aus den Niederlanden (seit 2010) und Belgien (seit 2009) bekannt, jedoch beziehen sich diese Nachweise auf limnische Binnengewässer (BOETS et al. 2012b).

Echinogammarus trichiatus unterscheidet sich von verwandten Arten durch ein abweichendes Borstenmuster auf dem Urosom (DOBSON 2013). Die Identifizierung erfordert optische Hilfsmittel.

Mit bereits im Gebiet vorkommenden Gammariden scheint der Krebs koexistieren zu können, negative Auswirkungen auf die ansässigen Lebensgemeinschaften sind nicht bekannt (BOETS et al. 2012b).

Ob sich *Echinogammarus trichiatus* in Küstengewässern außerhalb des oligohalinen Oderhaffs ansiedeln kann, ist unsicher.

Literatur: BOETS et al. 2012b, DOBSON 2013, EGGERS & MARTENS 2008, 2009, WEINZIERL et al. 1997, ZETTLER 2015, ZETTLER & ZETTLER 2017, 2020

Gammarus tigrinus Sexton, 1939

Gammarus tigrinus ist ein nordamerikanischer Amphipode, der zu Beginn der 1930er Jahre erstmals auf den britischen Inseln im Brackwasser auftauchte. In Deutschland wurde er 1957 in der Werra als Fischfutter ausgesetzt und erreichte schließlich im Weser-Ästuar die Küste. Inzwischen ist er ein häufiger Bewohner vieler Binnengewässer und besiedelt die Küstenzone der Ostsee wie auch Ästuar der Nordseeküste. Die Art ist durch ihre Toleranz gegenüber Umweltbedingungen, ihr schnelles Populationswachstum und räuberisches Verhalten sehr konkurrenzstark, und ihre Ausbreitung führte teilweise zum Rückgang heimischer Gammaridenarten.

Abb. in STRODE et al. 2013

SPIKKELAND et al. 2020

Deutscher Name: Gefleckter Flussflohkrebs, Gertigerter Bachflohkrebs

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert im Süß- und Brackwasser

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Flussmündungen der nordamerikanischen Atlantikküste (NEHRING & LEUCHS 1999a, WOLFF 2005) vom südlichen Labrador bis Florida (GRABOWSKI et al. 2007a)

Vektor: Gelangte vermutlich um 1930 im Ballastwasser von Schiffen auf die britischen Inseln (NEHRING & LEUCHS 1999a). Auf dem europäischen Festland wurde der Flohkrebs dagegen in den Niederlanden im IJsselmeer (WOLFF 2005) und in den damals stark versalzten deutschen Flüssen Weser und Werra (NEHRING & LEUCHS 1999a) als Fischfutter ausgesetzt. Die weitere Ausbreitung erfolgte durch Migration, unterstützt durch Schiffstransporte.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1965, Weser-Ästuar (KLEIN 1969)

Ostsee: 1975, Schlei (BULNHEIM 1976)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

In Europa wurde *Gammarus tigrinus* erstmals 1931 auf den britischen Inseln in brackigen Binnengewässern nachgewiesen. Schon damals wurde eine transatlantische Passage im Ballastwasser vermutet (HYNES 1955). In Binnengewässern ist er dort weit verbreitet (DOBSON 2013), allerdings ist unklar, ob auch an den Küsten.

Offenbar wurde der Amphipode mehrfach nach Europa eingeschleppt (JENSEN 2010c).

In Deutschland wurden 1957 etwa 1000 Tiere aus einer britischen Population in die Werra eingebracht (SCHMITZ 1960), deren Crustaceenfauna aufgrund der starken Versalzung durch Kaliabwässer erheblich dezimiert war (TITTIZER et al. 2000). In den folgenden Jahren breitete sich *Gammarus tigrinus* sowohl in Kanälen als auch in der Weser aus und erreichte 1965 im Weser-Ästuar die Küste (KLEIN 1969). Anfang der 1980er Jahre wurde eine zweite Population in der Elbe bei Geesthacht ausgesetzt (NEHRING & LEUCHS 1999a). Inzwischen ist der Gammaride in den brackigen Küstengewässern der Nordsee bis zum westlichen Eingang des Nord-Ostsee-Kanals hinein verbreitet (LACKSCHEWITZ et al. 2009).

Zeitgleich fand eine starke Ausbreitung in den Niederlanden vom IJsselmeer ausgehend statt, in das der Amphipode 1960 für wissenschaftliche Versuche eingebracht worden war. Bis Anfang der 1990er Jahre hatte er neben den Binnengewässern auch nahezu die gesamte niederländische Festlandsküste erobert (WOLFF 2005).

Eine nördliche Ausbreitung bewies der erste Fund des Gammariden 2018 in küstennahen norwegischen Gewässern an der Grenze zu Schweden (SPIKKELAND et al. 2020). Im selben Jahr wurde *G. tigrinus* auch erstmals auf der dänischen Ostseeinsel Bornholm nachgewiesen (REWICZ et al. 2019).

Aus dem Einzugsbereich der deutschen Ostsee stammt der erste Nachweis von 1975 aus der Schlei bei Schleswig (BULNHEIM 1976), die er möglicherweise über den Nord-Ostsee-Kanal

erreicht hatte (DAUNYS & ZETTLER 2006). Allerdings schließt BULNHEIM (1976) auch eine gezielte Aussetzung nicht aus.

Weiter östlich wurden erste Individuen im polnischen Oderhaff nachträglich in Proben von 1988 und 1991 identifiziert (WAWRZYŃIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005), und 1992 tauchte *Gammarus tigrinus* dann auch auf deutschem Gebiet im nahen Peenestrom auf (ZETTLER 2008). Wie der Amphipode ins Oderhaff gelangte, ist offenbar nicht bekannt, der Transport mit Schiffen ist naheliegend. Von dort ausgehend erfolgte in den 1990er Jahren eine stetige Ausbreitung westwärts entlang der Küste von Mecklenburg-Vorpommern (ZETTLER 1998).

Inzwischen ist *Gammarus tigrinus* an allen Küsten der Ostsee-Anrainerstaaten verbreitet. In Polen besiedelt er das Oderhaff (WAWRZYŃIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005), die Danziger Bucht (Puck Bay) (SZANIAWSKA et al. 2003) und das Brackwasser der Weichselmündung (GRABOWSKI et al. 2007a). Er kommt im russischen Teil des Frischen Haffs (EZHOVA et al. 2005), im litauischen Kurischen Haff (DAUNYS & ZETTLER 2006), an der Küste Lettlands (STRODE et al. 2013) und im Finnischen Meerbusen (KOTTA et al. 2013) vor. 2003 wurde er in Estland (HERKÜL et al. 2009) und Finnland (PIENIMÄKI et al. 2004) gefunden sowie 2005 im russischen Neva-Ästuar (BEREZINA 2007a). Vorkommen für Küstengewässer um Stockholm in den Jahren 2010 und 2011 werden bei www.havochvatten.se/frammandearter angegeben, und es wird eine deutlich frühere Einwanderung vermutet.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: im Binnenland (DOBSON 2013), Vorkommen an der Küste sind unklar

Frankreich: Für Nordostfrankreich werden Vorkommen wegen der Verbreitung in den Niederlanden und Belgien vermutet (DEWARUMEZ et al. 2011).

Belgien: KERCKHOF et al. 2007, BOETS et al. 2012a
Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a

Norwegen: SPIKKELAND et al. 2020

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: REWICZ et al. 2019

Deutschland: ZETTLER 1998

Polen: GRABOWSKI et al. 2007a

Russland/Kaliningrad: EZHOVA et al. 2005

Litauen: DAUNYS & ZETTLER 2006

Lettland: STRODE et al. 2013

Estland: HERKÜL et al. 2009

Russland/St. Petersburg: BEREZINA 2007a

Finnland: PIENIMÄKI et al. 2004, PACKALÉN et al. 2008

Schweden:

www.havochvatten.se/frammandearter

Zur Biologie und Ökologie:

Gammarus tigrinus gilt in europäischen Binnengewässern als eine der erfolgreichsten invasiven Arten. Angaben zur maximalen Größe der Tiere variieren zwischen 11, 14 und 20 mm, und der helle Körper erscheint durch dunklen Streifen oder Flecken getigert. Der benthische Amphipode besiedelt Flüsse und geschützte küstennahe, flache Brackgewässer. Im Gegensatz zum größeren → *Dikerogammarus villosus*, der meist an und unter Steinen lebt, bevorzugt *Gammarus tigrinus* Sedimentböden. Er ernährt sich omnivor, wobei er auch ein erfolgreicher Räuber anderer Crustaceen ist. Er ist unempfindlich gegenüber Umweltveränderungen und Wasserverschmutzung und nicht zuletzt aufgrund seiner Reproduktionskapazität vielerorts der heimischen Amphipodenfauna überlegen. Seine Salinitätstoleranz reicht vom Süßwasser bis zu einem Salzgehalt von 25, wodurch er in der Lage war, die stark versalzten Flüsse Weser und Werra zu besiedeln. Die Reproduktion von mindestens zwei Generationen jährlich findet das ganze Jahr über ab einer Temperatur von 5 °C statt, wodurch er einheimischen Arten überlegen ist. Im Süßwasser spielt er als Fischnahrung eine nicht unerhebliche Rolle.

(alle Angaben aus NIJSSEN & STOCK 1966, NEHRING & LEUCHS 1999a, TITTIZER et al. 2000, GRABOWSKI et al. 2007a, PACKALÉN et al. 2008, PLATVOET et al. 2009, DOBSON 2013).

Auswirkungen und invasives Potential:

Gammarus tigrinus ist konkurrenzstark und in der Lage aufgrund oben genannter Eigenschaften sowohl einheimische als auch eingeschleppte Amphipoden ganz oder teilweise zu verdrängen. Dabei sind speziell heimische Gammariden-Arten betroffen (GRABOWSKI et al. 2007a, PACKALÉN et al. 2008, ORAV-KOTTA et al. 2009). In der Ostsee dominiert der Flohkrebs insbesondere in geschützten Ästuaren und flachen Küstengewässern die Amphipodenfauna, während er in exponierten Lagen oder im tieferen, salzhaltigeren Wasser seltener auftritt und in der Nordsee kaum eine Rolle spielt (GRABOWSKI et al. 2007a, PACKALÉN et al. 2008).

In den deutschen Binnengewässern gehen die Bestände inzwischen zurück, was neben der abnehmenden Salzbelastung der Flüsse auf die Einwanderung des ponto-kaspischen Gammariden → *Dikerogammarus villosus* (killer shrimp) in den 1990er Jahren zurückgeführt wird (TITTIZER et al. 2000).

SPIKKELAND et al. (2020) geben *Gammarus tigrinus* als einzigen bekannten Zwischenwirt des amerikanischen acanthocephalen Parasiten *Paratenuisentis ambiguus* an, dessen Endwirt auch europäische Aale sein können.

Literatur: BEREZINA 2007a, BOETS et al. 2012a, BULNHEIM 1976, DAUNYS & ZETTLER 2006, DEWARUMEZ et al. 2011, DOBSON 2013, EZHOVA et al. 2005, GRABOWSKI et al. 2007a, HERKÜL et al. 2009, HYNES 1955, JENSEN 2010c, KERCKHOF et al. 2007, KLEIN 1969, KOTTA et al. 2013, LACKSCHEWITZ et al. 2009, NEHRING & LEUCHS 1999a, NIJSSEN & STOCK 1966, ORAV-KOTTA et al. 2009, PACKALÉN et al. 2008, PIENIMÄKI et al. 2004, PLATVOET et al. 2009, REWICZ et al. 2019, SCHMITZ 1960, SPIKKELAND et al. 2020, STRODE et al. 2013, SZANIAWSKA et al. 2003, TITTIZER et al. 2000, WAWRZYNIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005, WOLFF 2005, ZETTLER 1998, 2008

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-gammarus-tigrinus-tigermarla.pdf (havochvatten.se) (update 26.04.2013)

Grandidierella japonica Stephensen, 1938

Ein ursprünglich aus Japan stammender Amphipode, der im pazifischen Raum inzwischen weit verbreitet ist. In Europa wurde er 1997 erstmals in Großbritannien festgestellt. Mehrfach wurde vermutet, dass er bereits früher eingeschleppt wurde, jedoch fehlbestimmt worden war. Seit 2015 ist er aus der deutschen Ostsee bekannt und wird seitdem regelmäßig in der Wismarbucht angetroffen, 2017 auch im Hafen von Kiel. Er besiedelt vorzugsweise ästuarine Brackwassergebiete, wo er in sehr unterschiedlichen Habitaten auftreten kann.

Abb. in JOURDE et al. 2013 (doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2013.2.1.09>)

DROUAL et al. 2017, TROTT et al. 2020
(<https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.2.05>)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, seit 2015 aus der Wismarbucht (Ostsee) bekannt (IfAÖ 2015)

Lebensraum: Brackwasser bis marin; häufig in ästuarinen Brackwassergebieten; die Art besiedelt eine Vielzahl unterschiedlicher Lebensräume wie etwa Muschelbänke und Seegraswiesen, aber auch künstliche Hartsubstrate in Häfen (ASHELBY 2006, MARCHINI et al. 2016, MUNARI et al. 2016).

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik, Japan (JOURDE et al. 2013, DROUAL et al. 2017); im pazifischen Raum an verschiedenen Küsten eingeschleppt (ASHELBY 2006, JOURDE et al. 2013, MARCHINI et al. 2016), ebenso in den Nordwestatlantik (TROTT et al. 2020). Der Ursprung der europäischen Populationen ist unbekannt (MARCHINI et al. 2016, DROUAL et al. 2017).

Vektor: Es werden verschiedene Vektoren angenommen: Mehrfach wurden Populationen zunächst in Muschelzuchtgebieten festgestellt (Pazifische Auster, Miesmuschel) und ein Eintrag aus pazifischen oder sekundär aus europäischen Aquakulturen vermutet (JOURDE et al. 2013, DROUAL et al. 2017). Nachweise stammen aber auch aus der Nähe großer Häfen, was den Eintrag im Ballastwasser oder im Bewuchs transozeanischer Schiffe nahelegt. Funde in Marinas deuten speziell auf die sekundäre Verbreitung mit Sportbooten (JOURDE et al. 2013, MARCHINI et al. 2016, DROUAL et al. 2017, TROTT et al. 2020).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: -

Ostsee: 2015, Wismarbucht (IfAÖ 2015)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Als europäischer Erstnachweis gelten Funde von 1997 aus Southampton an der britischen Ärmelkanalküste (SMITH et al. 1999). 2004/2005 fand ASHELBY (2006) *Grandidierella japonica* bei seinen Untersuchungen auch im Orwell-Ästuar an der britischen Nordseeküste. Mehrfach wurde die Vermutung geäußert, dass der Amphipode möglicherweise schon deutlich früher als bekannt nach Europa eingeschleppt worden war und auch weiter verbreitet sein könnte, jedoch mit ähnlichen Arten, insbesondere *Microdeutopus gryllotalpa*, verwechselt wurde (ASHELBY 2006, DROUAL et al. 2017).

Von der europäischen Festlandsküste kamen erste Nachweise 2010 aus der französischen Biskaya (JOURDE et al. 2013) und 2015 aus der Bretagne (DROUAL et al. 2017). An beiden Standorten hatten sich reproduktive Populationen des Amphipoden in Gebieten mit kommerziellen Muschelkulturen (→ *Magallana gigas*, *Mytilus edulis*) angesiedelt.

Auch aus dem Mittelmeer sind Vorkommen seit 2013 von der Küste der Toskana (MARCHINI et al. 2016) und 2015 aus der Adria bekannt (MUNARI et al. 2016).

Im schwedischen Öresund fand BERGGREN (2015) *Grandidierella* südlich von Malmö (Skåne) und gibt 2010 als Jahr des Erstnachweises an (M. BERGGREN, pers. Mitt. 2020). Es besteht die Möglichkeit, dass der Amphipode bereits seit den frühen 2000er Jahren im Öresund vorkam, aber in Ermangelung geeigneter Bestimmungsliteratur als *Microdeutopus* fehlbestimmt wurde (GÖRANSSON in BERGGREN 2015).

An der deutschen Ostseeküste wurde *Grandidierella japonica* 2015 erstmals bei Untersuchungen im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie in der Wismarbucht nachgewiesen (IfAÖ 2015) und wird dort seitdem regelmäßig gefunden (ZETTLER & ZETTLER 2020). In einem Monitoringvorhaben 2017 im Hafen von Kiel konnte ebenfalls ein Vorkommen belegt werden (IfAÖ 2018a).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ASHELBY 2006

Frankreich: Nicht für den Bereich der Nordsee (JOURDE et al. 2013, DROUAL et al. 2017)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: BERGGREN 2015

Deutschland: IfAÖ 2015, IfAÖ 2018a

Zur Biologie und Ökologie:

Für europäische Individuen wird eine Länge von 6 bis 8 mm angegeben (MARCHINI et al. 2016, DROUAL et al. 2017), jedoch sind nach MARCHINI et al. (2016) wesentlich größere Tiere von anderen Küsten beschrieben. BERGGREN (2015) verzeichnet für die skandinavischen Tiere bis zu 13 (Weibchen) bzw. 22 mm (Männchen). Aufgrund morphologischer Unterschiede nicht nur zwischen Altersklassen (TROTT et al. 2020), sondern auch innerhalb der weltweiten Populationen sowie starker Abweichungen in den ökologischen Ansprüchen wird die Möglichkeit eines Artenkomplexes nicht ausgeschlossen (MARCHINI et al. 2016). Eine noch ausstehende genetische Analyse könnte auch den Ursprung der europäischen Populationen klären.

Die Tiere besiedeln überwiegend Brackwassergebiete, wo sie U-förmige Bauten in schlicksartigen Sedimenten anlegen (MUNARI et al. 2016).

Sie zeigen eine weite Toleranz gegenüber höheren Salinitäten und ertragen Wassertemperaturen bis 25 °C (MARCHINI et al. 2016). Das Spektrum der besiedelten Substrate reicht von Sediment- und Hartböden im Tidenbereich über Muschelkulturen, Algen und Seegrasbestände bis zu künstlichen Substraten in Häfen (JOURDE et al. 2013, MARCHINI et al. 2016, DROUAL et al. 2017, TROTT et al. 2020). Da die Art keine Planktonlarven besitzt, geht eine natürliche Ausbreitung nur langsam vonstatten (ASHELBY 2006, DROUAL et al. 2017), und die Verbreitung über größere Distanzen wird einer anthropogenen Verschleppung zugeschrieben. Einmal etabliert, scheinen die Populationen schnell anzuwachsen (TROTT et al. 2020).

Früh wurde die Vermutung geäußert, dass *Grandidierella japonica* wesentlich früher als bekannt nach Europa eingeschleppt worden war, jedoch fehlbestimmt und mit der Gattung *Microdeutopus* verwechselt wurde (ASHELBY 2006, BERGGREN 2015, DROUAL et al. 2017). Die notwendige mikroskopische Analyse wird dadurch erschwert, dass die fixierten Individuen sehr fragil sind und in vielen Fällen die Extremitäten verlieren.

Da sich *Grandidierella japonica* als sensitiv gegenüber Wasserverschmutzung durch Öl und hohe Metallkonzentrationen erwiesen hat, wird die Art häufig in Toxizitätstests eingesetzt (ASHELBY 2006, MUNARI et al. 2016).

Auswirkungen und invasives Potential: Unbekannt (MINCHIN et al. 2013)

Literatur: ASHELBY 2006, BERGGREN 2015, DROUAL et al. 2017, IfAÖ 2018a, JOURDE et al. 2013, IfAÖ 2015, MARCHINI et al. 2016, MINCHIN et al. 2013, MUNARI et al. 2016, SMITH et al. 1999, TROTT et al. 2020, ZETTLER & ZETTLER 2020

Incisocalloipe aestuarius (Watling & Maurer, 1973)



Durch seine lebhaft gefärbte Färbung ist der kleine Amphipode *Incisocalloipe aestuarius* lebend nur schwer auf Hydrozoenstöcken zu entdecken (linkes Foto, verwendet mit freundlicher Genehmigung von M. Faasse, [acteon.nl](https://www.acteon.nl)).

Eine eindeutige Identifizierung erfordert die mikroskopische Analyse an fixierten Tieren (rechtes Foto, verwendet mit freundlicher Genehmigung von J. Leitingner, IfAÖ; Maßstab 500 µm).

Incisocalloipe aestuarius besiedelt die nord-amerikanische Atlantikküste von Delaware bis Georgia. 2003 publizierten FAASSE & VAN MOORSEL erstmals Vorkommen aus der Westerschelde. Nach Überprüfung alten Materials stellte sich heraus, dass der Amphipode bereits seit 1991 an verschiedenen Standorten im niederländisch-belgischen Grenzgebiet gesammelt, aber den Gattungen *Pleusymptes* bzw. *Parapleustes* zugeordnet worden war (YSEBAERT et al. 2000, FAASSE & VAN MOORSEL 2003, WOLFF 2005). Insofern muss seine Einschleppung schon vor diesem Zeitpunkt stattgefunden haben. Für die französische Nordseeküste vermuten DEWARUMEZ et al. (2011) ebenfalls Vorkommen, ohne jedoch konkrete Nachweise anzugeben.

Seit **2016** ist *Incisocalloipe aestuarius* auch von der deutschen Küste bekannt und wurde im Rahmen von Monitoring-Untersuchungen in mehreren niedersächsischen Häfen gefunden

(LEITINGER et al. 2021). Eine Übersicht diagnostischer Merkmale der Art wird bei LEITINGER et al. (2021) gezeigt.

Der Amphipode lebt im mesohalinen Wasser der Westerschelde auf Hydrozoen und wurde vorwiegend auf Pazifischen Austern (→ *Magallana gigas*) zwischen Kolonien von *Hartlaubella gelatinosa* gefunden (FAASSE & VAN MOORSEL 2003, VLIZ 2020a). *Incisocalloipe aestuarius* gilt als euryhalin und eurotherm, wodurch seine Begrenzung auf mesohaline Gewässer in Frage steht. Durch das Fehlen einer Planktonlarve vermuten FAASSE & VAN MOORSEL (2003) eine Verbreitung mit Hydrozoen im Bewuchs von Schiffsrümpfen.

Literatur: DEWARUMEZ et al. 2011, FAASSE & VAN MOORSEL 2003, LEITINGER et al. 2021, VLIZ 2020a, WOLFF 2005, YSEBAERT et al. 2000

Jassa marmorata Holmes, 1905

Ein hemisessiler, röhrenbewohnender Amphipode, der vermutlich von der nordamerikanischen Ostküste stammt. Seine kosmopolitische Verbreitung scheint die Folge weit zurückliegender Transporte im Schiffsbewuchs zu sein. Die Einschleppung nach Europa und Verbreitungsgeschichte ist kaum nachvollziehbar, da in der Vergangenheit alle hier vorkommenden *Jassa*-Arten unter dem Namen *Jassa falcata* synonymisiert worden waren. Der Amphipode tritt insbesondere an der Nordseeküste auf, wo er stellenweise Massenvorkommen auf künstlichen Hartsubstraten bilden kann.



Der Marmorkrebs *Jassa marmorata* ist durch ein auffälliges braun-weißes Muster leicht zu erkennen, das zunächst auch bei fixierten Tieren erhalten bleibt (hier fixiertes Material). Länge bis 10 mm. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Jassa falcata Chevreux & Fage, 1925

Deutscher Name: Marmorkrebs

Englischer Name: -

Status: Kryptogen (NALL et al. 2015, Suppl); eingeschleppt (BEERMANN et al. 2020), etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Sehr wahrscheinlich der Nordwestatlantik (CONLAN 1990, BEERMANN et al. 2020)

Vektor: Im Schiffsbewuchs (BEERMANN et al. 2020)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: vor 1979 (NAIR & ANGER 1979, 1980, CONLAN 1990); evtl. sogar schon vor 1893 (BEERMANN & FRANKE 2011)

Ostsee: 2010 (SCHÜLER et al. 2013)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Einschleppung und Verbreitungsgeschichte von *Jassa marmorata* nach Europa ist kaum nachvollziehbar, da sie weit zurückliegen muss und lange Zeit alle hier vorkommenden *Jassa*-Arten unter dem Namen *Jassa falcata* synonymisiert worden waren (CONLAN 1990, BEERMANN & FRANKE 2012).

Nach einer Revision von CONLAN (1990) wurde *Jassa falcata* in mehrere Arten aufgetrennt. Die von CONLAN (1990) untersuchten Individuen von der deutschen Küste stammten von Helgoland (NAIR & ANGER 1979, 1980) und wurden rückwirkend als eine Mischung aus *J. falcata* und *J. marmorata* bestimmt. Insofern muss letztgenannte Art schon vor 1979 an der deutschen Küste vorgekommen sein. BEERMANN & FRANKE (2011) konnten *Jassa marmorata* sogar in einer schon 1893 auf Helgoland gesammelten Probe identifizieren.

Genetische Untersuchungen (BEERMANN et al. 2020) weisen auf einen nordwestatlantischen Ursprung der Art hin und eine weit in der Vergangenheit liegende kosmopolitische Ausbreitung.

In Nordfrankreich gibt MÜLLER (2004) den Amphipoden für den nordöstlichen Ausgang des Ärmelkanals an. An der belgischen Küste war die Art ebenfalls lange fehlbestimmt worden. Eine gezielte Suche von D'UDEKEM D'ACQZ (1993) führte aber 1993 zu Nachweisen in Zeebrügge und Oostende. In den Niederlanden kommt *Jassa marmorata* im gesamten Deltagebiet vor (FAASSE & VAN MOORSEL 2000, 2003), wobei das Jahr des Erstnachweises nach GITTENBERGER et al. (2017a) als unbekannt gilt.

An der britischen Nordseeküste weisen NALL et al. (2015, Suppl) *Jassa marmorata* im Norden Schottlands und auf den Shetlandinseln nach und bezeichnen 2012 als Jahr des Erstfundes. Angaben zur genauen geographischen Herkunft der bei PILGRIM & DARLING (2010) aufgelisteten Individuen von der britischen Küste sind unklar.

An der deutschen Ostseeküste geben SCHÜLER et al. (2013) den Nachweis von *Jassa marmorata* in der Mecklenburger Bucht für 2010 an. 2017 trat die Art auch im Hafen von Sassnitz auf (IfAÖ 2018c), der Amphipode ist aber überwiegend im marinen Milieu anzutreffen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: NALL et al. 2015 (Suppl)

Frankreich: Östlicher Ausgang des Ärmelkanals (MÜLLER 2004)

Belgien: D'UDEKEM D'ACQZ 1993

Niederlande: FAASSE & VAN MOORSEL 2000, 2003, GITTENBERGER et al. 2010

Deutschland: BEERMANN & FRANKE 2012, BEERMANN et al. 2020

Dänemark: Material aus Hirtshals (CONLAN 1990)

Norwegen: <https://artskart.artsdatabanken.no>

Schweden: Material aus Tjörn (CONLAN 1990)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: SCHÜLER et al. 2013, IfAÖ 2018c

Zur Biologie und Ökologie:

Der hemisessile Flohkrebs baut Röhren aus Feinpartikeln, die er an biogene wie künstliche Untergründe heftet. Er kann stellenweise sehr häufig sein und besiedelt schnell und in hohen Dichten Substrate (BEERMANN & FRANKE 2012). An den Sockeln von Offshore-Windanlagen können die Abundanzen z. B. bis zu 1 Mio Ind. pro m² betragen.

Die Verbreitung in gemäßigten und warmen Meeren ist ursprünglich wohl auf einen Transport im Schiffsbewuchs zurückzuführen (BEERMANN et al. 2020). Für eine sekundäre Ausbreitung kommt dieser Vektor ebenso in Frage wie auch eine Verdriftung mobiler Tiere (HAVERMANS et al. 2007), da keine Planktonlarve existiert. Die unspezifische omnivore Ernährung (NAIR & ANGER 1979) erlaubt Vorkommen in verschiedenen marinen Habitaten.

Auswirkungen und invasives Potential:

Bei sehr hohen Dichten ist von einer Konkurrenz um Raum und Nahrung zu Arten mit ähnlicher Lebensweise auszugehen, wie etwa heimischen Corophiiden.

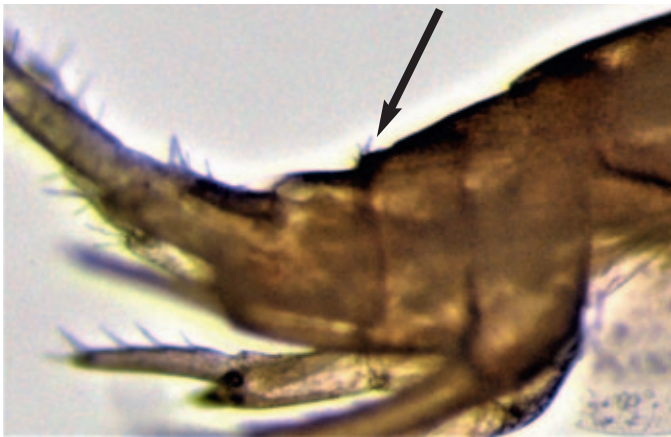
Literatur: BEERMANN & FRANKE 2011, 2012, BEERMANN et al. 2020, CONLAN 1990, D'UDEKEM D'ACQZ 1993, FAASSE & VAN MOORSEL 2000, 2003, GITTENBERGER et al. 2010, 2017a, HAVERMANS et al. 2007, IfAÖ 2018c, MÜLLER 2004, NAIR & ANGER 1979, 1980, NALL et al. 2015, PILGRIM & DARLING 2010, SCHÜLER et al. 2013

<https://artskart.artsdatabanken.no>, norwegische Datenbank (access 06.07.2021),

[Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](https://artskart.artsdatabanken.no)

Melita nitida S.I. Smith in Verrill, 1873

Ein westatlantischer Amphipode von der Küste Nordamerikas, dessen erstes Vorkommen in deutschen Gewässern für 2008 im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) angegeben wurde. In Europa war er im niederländischen Teil der Westerschelde 1998 nachgewiesen worden, und rückwirkend stellte man sein Vorkommen in belgischen Gewässern bereits für 1996 fest. Er besiedelt mesohaline Gewässer der Nord- und Ostsee und ist inzwischen verbreitet und stellenweise häufig.



Melita nitida besiedelt überwiegend mesohaline Gewässer (hier fixiertes Material). Auffällige Merkmale sind die stark beborsteten Endglieder der 2. Antennen („Flaschenbürste“) bei den Männchen (A), ein Flagellum an der 1. Antenne (B) und Stacheln am 2. Urosomsegment (C). (Fotos D. Lackschewitz)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert, Nord- und Ostsee

Lebensraum: Meso- bis polyhaline Gewässer, Ästuare (FAASSE & VAN MOORSEL 2003, GOUILLEUX et al. 2016)

Ursprungs-/Donorgebiet: Westatlantik, Nordamerika (WOLFF 2005); eine Verbreitung an der nordamerikanischen Pazifikküste ist möglicherweise auf eine Einschleppung mit Austern (→ *Crassostrea virginica*) zurückzuführen (FAASSE & VAN MOORSEL 2003).

Vektor: Wahrscheinlich überwiegend im Bewuchs von Schiffen, aber auch Ballastwasser

und der Transport mit Austern sind mögliche Vektoren (FAASSE & VAN MOORSEL 2003, NORMANT-SAREMBA et al. 2017)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2011, Wesermündung (HENNING et al. 2012), evtl. schon 2007, s. Text

Ostsee: 2008, Nord-Ostsee-Kanal bei Kiel (REICHERT & BEERMANN 2011)
2013 in verschiedenen Häfen der Ostseeküste (BIOCONSULT/LUNG 2014)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Lange galten Funde aus der niederländischen Westerschelde im Jahr 1998 als erste bekannte Nachweise von *Melita nitida* in Europa (FAASSE & VAN MOORSEL 2003). Rückwirkend wurde 2011 jedoch festgestellt, dass der Amphipode bereits

1996 im belgischen Abschnitt der Westerschelde vorgekommen, aber als *Melita palmata* fehlbestimmt worden war (NORMANT-SAREMBA et al. 2017, BOETS et al. 2016, Suppl). Spätere Untersuchungen weisen ihn auch im Hafen von Zeebrügge nach (BOETS et al. 2012a).

Aufgrund belgischer Vorkommen ist auch von einer Besiedlung der französischen Nordseeküste auszugehen (DEWARUMEZ et al. 2011). In Ästuaren und Strandlagunen der französischen Biskaya finden GOUILLIEUX et al. (2016b) *Melita nitida* zwischen 2013 und 2016 im Gironde-Ästuar, in der Bucht von Arcachon und dem Lac d'Hossegor.

In deutschen Küstengewässern wurde die Art rückwirkend für 2008 erstmals festgestellt, als man den Amphipoden in alten Proben aus dem Nord-Ostsee-Kanal bei Kiel identifizierte (REICHERT & BEERMANN 2011). Durch das hohe Schiffsaufkommen gilt der Kanal als hotspot für Einträge nicht-heimischer Arten. In der Nordsee gelten die Nachweise von HENNING et al. (2012) aus der Wesermündung bei Blexen im Jahr 2011 als Erstfunde. Allerdings kann man auch hier wahrscheinlich von einem früheren Eintrag ausgehen, da ein Individuum bereits 2007 in der Geeste bei Bremerhaven gefunden wurde (D. HENNING, Bio-Consult Bremen, pers. Mitt 01.2021). Aufgrund der Ähnlichkeit zu verwandten Arten wurde der Amphipode mehrfach fehlbestimmt. 2012 konnte *Melita nitida* dann in Cuxhaven in der Elbmündung nachgewiesen werden (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012) und wird inzwischen regelmäßig in Nordseehäfen angetroffen (IfAÖ 2020a, b).

Untersuchungen in Mecklenburg-Vorpommern deckten 2013 seine Anwesenheit in mehreren Häfen der Ostseeküste auf (BIOCONSULT/LUNG 2014), wo er bis in den Greifswalder Bodden vorkommt (MESSNER & ZETTLER 2018). Gegenwärtig ist *Melita nitida* besonders in den Ästuaren und mesohalinen Küstengewässern der deutschen Nord- und Ostsee verbreitet.

Im polnischen Hafen Gdynia (Danziger Bucht) fanden NORMANT-SAREMBA et al. (2017) den Amphipoden 2014. Sie vermuteten eine frühere Einschleppung mit Schiffen aus den Niederlanden oder Deutschland und erwarten aufgrund seiner hohen Salinitätstoleranz zukünftig eine weitere Ausbreitung entlang der Ostseeküsten.

Überraschend tauchte *Melita nitida* 2019 an der georgischen Schwarzmeerküste auf (COPILAS-

CIOCIANU et al. 2020). Dieses isolierte Vorkommen stützt die Annahme einer Verbreitung über weite Distanzen durch Schiffe.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: Wahrscheinlich, aufgrund der Vorkommen in Belgien (DEWARUMEZ et al. 2011)

Belgien: BOETS et al. 2012a, 2016

Niederlande: FAASSE & VAN MOORSEL 2003, WOLFF 2005

Deutschland: HENNING et al. 2012, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: REICHERT & BEERMANN 2011 (NOK), MESSNER & ZETTLER 2018

Polen: NORMANT-SAREMBA et al. 2017

Zur Biologie und Ökologie:

Als auffällige Merkmale von *Melita nitida* nennen REICHERT & BEERMANN (2011), GOUILLIEUX et al. (2016b) und NORMANT-SAREMBA et al. (2017) die stark beborsteten Endglieder der 2. Antenne bei den Männchen, ein Flagellum an der 1. Antenne mit mindestens zwei Segmenten sowie dorsolaterale Stacheln ausschließlich am 2. Segment des Urosoms.

Der Amphipode besiedelt bevorzugt Ästuar- und mesohaline Gewässer mit eher schlickigen Sedimenten, wo er sich auf strukturreichen Untergründen, etwa zwischen Steinen und Austern, aufhält (FAASSE & VAN MOORSEL 2003, GOUILLIEUX et al. 2016b, NORMANT-SAREMBA et al. 2017). Er ernährt sich detritivor bzw. herbivor, und seine hohe Salinitäts- und Temperaturltoleranz (euryhalin, eurytherm) (FAASSE & VAN MOORSEL 2003, GOUILLIEUX et al. 2016b) erlaubt generell Vorkommen in vielen Teilen der Küstengewässer.

Auswirkungen und invasives Potential:

Der Amphipode hat sich schnell in mesohalinen Lebensräumen ausgebreitet, negative Auswirkungen sind bisher unbekannt.

Literatur: BIOCONSULT/LUNG 2014, BOETS et al. 2012a, 2016, COPILAS-CIOCIANU et al. 2020, DEWARUMEZ et al. 2011, FAASSE & VAN MOORSEL 2003, GOUILLIEUX et al. 2016b, HENNING et al. 2012, IfAÖ 2020a, b, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, MESSNER & ZETTLER 2018, NORMANT-SAREMBA et al. 2017, REICHERT & BEERMANN 2011, WOLFF 2005

Monocorophium sextonae (Crawford, 1937)

Monocorophium sextonae (*Corophium* s.) ist seit den 1930er Jahren von verschiedenen nordwest-europäischen Küsten bekannt. Für die deutsche Nordsee wurde er 1997 aus dem Hafen von List (Sylt) erstmals identifiziert. Der Amphipode erscheint vereinzelt in Proben aus dem flachen Sublitoral und der tieferen Nordsee. In welchem Umfang die Art an der deutschen Nordseeküste etabliert ist, ist unklar.

Abb. in LINCOLN 1979

Andere Namen in der Literatur:

Corophium sextonae Crawford, 1937

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Kryptogen; etabliert in der deutschen Nordsee (wahrscheinlich in geringen Dichten)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Diskutiert wird Neuseeland, wo es schon Nachweise vor 1921 gab, letztendlich ist der Ursprung aber unbekannt (WOLFF 2005). Umgekehrt wird auch nicht ausgeschlossen, dass es sich um eine nordatlantische Art handelt, die nach Neuseeland eingeschleppt wurde (NEHRING & LEUCHS 1999a).

Vektor: Unbekannt, vermutlich mit Schiffen (WOLFF 2005); eine sekundäre Verbreitung ist auch durch Strömungen und/oder mit Austertransporten denkbar (NEHRING & LEUCHS 1999a, BAFFREAU et al. 2018)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1997, List/Sylt (K. REISE, pers. Mitt. zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Monocorophium sextonae wurde in europäischen Gewässern erstmals 1934 in Plymouth (Südengland) gefunden (WOLFF 2005). Da die Art bei früheren Probenahmen (1895 – 1911) nicht aufgetreten war, vermutete man, dass es sich um einen eingeschleppten Organismus handelte, mit dem Ursprungsgebiet Neuseeland (ENO et al. 1997, JENSEN 2015). Nach WOLFF (2005) ist der alleinige Grund für diese Annahme, dass der Amphipode dort schon vor 1921 auftrat. Inzwischen ist die Art im Nordatlantik nicht nur an europäischen Festlandsküsten etabliert, sondern wird z. B. auch auf der Insel

Madeira (GESTOSO et al. 2018) sowie an der nordamerikanischen Küste (PEMBROKE et al. 2016) gefunden.

In Europa sind neben den Vorkommen von den britischen Inseln (ENO et al. 1997) auch solche aus Frankreich (BAFFREAU et al. 2018), Belgien (KERCKHOF et al. 2007), den Niederlanden (FAASSE & VAN MOORSEL 2000), Deutschland (NEHRING & LEUCHS 1999a) und Norwegen (JENSEN 2015) bekannt. LINCOLN (1979) gibt die Verbreitung für die gesamte europäische Atlantikküste bis ins Mittelmeer an, wo der Amphipode nach verschiedenen Quellen (zitiert in JENSEN 2015) häufig ist.

Im Einzugsbereich der Nordsee wurde *Monocorophium sextonae* erstmals 1952 in den Niederlanden nachgewiesen. Er gilt dort inzwischen als etabliert und ist im Deltagebiet, insbesondere in der Oosterschelde, verbreitet und lokal häufig (FAASSE & VAN MOORSEL 2000, WOLFF 2005). Erste Funde in belgischen Gewässern erfolgten vor dem Jahr 2000 (KERCKHOF et al. 2007), und nach Angaben des belgischen Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ 2020b) datiert der Erstnachweis auf 1993. Von dänischen oder schwedischen Küsten ist *M. sextonae* nicht bekannt, jedoch erwähnt JENSEN (2015b) nach einem Bericht, der jedoch nicht eingesehen werden konnte, Funde an der norwegischen Skagerrakküste von 1985. Zusätzlich gibt <https://artskart.artsdatabanken.no> Fundorte an der westnorwegischen Nordseeküste an.

An der deutschen Nordseeküste wurde *Monocorophium sextonae* erstmals 1997 im Hafen von List/Sylt gefunden (K. REISE, pers. Mitt. zit. in NEHRING & LEUCHS 1999a), wohin er möglicherweise mit Sportbooten oder Austertransporten gelangt war. Dort konnte er allerdings in den folgenden Jahren nicht mehr nachgewiesen werden, und die rezente Verbreitung ist unklar. Vereinzelt tauchen Individuen jedoch in sublitoralen Proben aus den Gewässern um Sylt und Helgoland auf (W. ARMONIES, AWI, pers. Mitt. 2013).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011, BAFFREAU et al. 2018

Belgien: KERCKHOF et al. 2007, VLIZ 2020b, BOETS et al. 2012a

Niederlande: FAASSE & VAN MOORSEL 2000, WOLFF 2005

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999a

Norwegen: JENSEN 2015b,

<https://artskart.artsdatabanken.no>

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Krebse werden bis zu 5 mm lang und bauen Schlickröhren an Makroalgen, sessilen Benthos-Organismen (LINCOLN 1979) oder künstlichen Hartsubstraten (JENSEN 2015b). Da eine

große morphologische Ähnlichkeit zu anderen Corophiiden besteht, z. B. der in Häfen häufigen Art *M. acherusicum*, sind Fehlbestimmungen nicht auszuschließen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt; eine Konkurrenz zu einheimischen *Corophium*-Arten (ENO et al. 1997) ist für die deutsche Küste aufgrund der geringen Abundanz nicht wahrscheinlich.

Literatur: BAFFREAU et al. 2018, BOETS et al.

2012a, DEWARUMEZ et al. 2011, ENO et al. 1997,

FAASSE & VAN MOORSEL 2000, GESTOSO et al.

2018, JENSEN 2015b, KERCKHOF et al. 2007, LIN-

COLN 1979, NEHRING & LEUCHS 1999a, PEMBROKE

et al. 2016, VLIZ 2020b, WOLFF 2005

<https://artskart.artsdatabanken.no>, norwegische Datenbank (access 06.07.2021),

Vis utvalg i kart | Artskart 2 ([artsdatabanken.no](https://artskart.artsdatabanken.no))

Monocorophium uenoi (Stephensen, 1932)

Ein japanischer Amphipode mit nur wenigen Nachweisen in europäischen Gewässern, die z. T. mit kommerzieller Austerzucht in Zusammenhang stehen. Die frühesten bekannten Vorkommen in Europa wurden rückwirkend für die südliche französische Biskaya festgestellt. Spätere Funde in der Nordsee kamen von der niederländischen Oosterschelde und der ostfriesischen Küste.

Abb. in FAASSE 2014 (doi:
<http://dx.doi.org/10.3391/bir.2014.3.1.05>)
GOUILLIEUX & MASSÉ 2019
(<https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.1.09>)

Andere Namen in der Literatur:

Corophium uenoi Stephensen, 1932

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, Verbreitung in der Nordsee unklar

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik, Japan; sekundär an der amerikanischen Pazifikküste und der nordamerikanischen Atlantikküste (FAASSE 2014, GOUILLIEUX & MASSÉ 2019)

Vektor: Unbekannt; sekundär wahrscheinlich mit Austertransporten bzw. damit zusammenhängender Ausrüstung, aber auch Sportboote kommen als Vektoren in Frage (FAASSE 2014, GOUILLIEUX & MASSÉ 2019)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2016, Benseniel (IfAÖ 2017a)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erstmals wurde ein Vorkommen von *Monocorophium uenoi* in europäischen Gewässern 2013 aus der niederländischen Oosterschelde bei Yerseke gemeldet (FAASSE 2014), einem Zentrum kommerzieller Muschelzucht. Die Tiere wurden zwischen Pazifischen Austern (→ *Magallana gigas*) gesammelt, die sich nahe dem Wasserabfluss aus Halterungsbecken angesiedelt hatten. Rückwirkend stellte sich allerdings heraus, dass der Amphipode bereits seit 2007 aus der französischen Biskaya bei Arcachon bekannt war, einem ebenfalls bedeutenden Austerzuchtgebiet (GOUILLIEUX & MASSÉ 2019). Ein weiterer Nachweis von 2015 aus dem südlichen Bidosoa-Ästuar lässt sich allerdings nicht

mit Austertransporten oder internationaler Berufsschifffahrt in Verbindung bringen, so dass hier auch die Verbreitung mit Sportbooten denkbar ist. Die französischen Vorkommen werden auch als Quelle für die niederländischen Populationen nicht ausgeschlossen (GOUILLIEUX & MASSÉ 2019).

In einer Monitoring-Untersuchung 2016 wurde der Amphipode schließlich auch an der deutschen Nordseeküste im Hafen von Benseniel gefunden (IfAÖ 2017a), konnte jedoch in den darauffolgenden Jahren bisher nicht erneut nachgewiesen werden. Auch für diesen Hafen käme ein Eintrag mit Sportbooten am ehesten in Betracht.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Frankreich: GOUILLIEUX & MASSÉ 2019

Niederlande: FAASSE 2014

Deutschland: IfAÖ 2017a

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Monocorophium uenoi ist ein röhrenbauender Amphipode, der etwa 6 mm lang wird (GOUILLIEUX & MASSÉ 2019). Durch seine Ähnlichkeit zu anderen Corophiiden (*M. insidiosum*, *M. sextonae*) sind Verwechselungen nicht ausgeschlossen. Bestimmungsschlüssel geben FAASSE (2014) und GOUILLIEUX & MASSÉ (2019). Die Art wird weltweit aus unterschiedlichen Flachwasser-Habitaten wie Ästuaren, Austerrieffen, Sandböden, Seegraswiesen, Algenbeständen und Gezeitentümpeln beschrieben und toleriert ein weites Spektrum an Umweltparametern wie Temperatur und Salinität (GOUILLIEUX & MASSÉ 2019).

Auswirkungen und invasives Potential:

Unbekannt und aufgrund des geringen Vorkommens hier nicht wahrscheinlich

Literatur: FAASSE 2014, GOUILLIEUX & MASSÉ 2019, IfAÖ 2017a

Obesogammarus crassus (G.O. Sars, 1894)

Der ponto-kaspische Flohkreb *Obesogammarus crassus* wurde zu Beginn der 1960er Jahre als zusätzliches Nahrungsangebot für Fische in litauischen Stauseen und anderen Gewässern ausgesetzt. Von dort breitete er sich entlang von Wasserwegen nach Südwesten aus. 1998 hatte er das Brackwasser des polnischen Oderhaffs erreicht. Seit 2005 tritt er regelmäßig auch im deutschen Teil auf und wurde später im Greifswalder Bodden gefunden. Weiter westlich hat er sich in Binnengewässern etabliert und konnte 2017 sogar im Hamburger Hafen nachgewiesen werden.

Im Gegensatz zu verwandten Arten besitzt der ponto-kaspische *Amphipode Obesogammarus crassus* (A) auf dem 2. Urosomsegment nur ein Paar Stacheln (B). Die Basis des letzten Pereopoden ist posterior lappenförmig erweitert, mit 10 – 20 Stacheln besetzt und zieht sich weit nach unten (C). (Fotos D. Lackshewitz; fixiertes Material IOW)



Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Ostsee, im Oderhaff)

Lebensraum: Flussunterläufe, Binnen- und Küstengewässer von Süß- bis Brackwasser (EGGERS & ANLAUF 2005, GRABOWSKI et al. 2007a)

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum (GRABOWSKI et al. 2007a)

Vektor: Absichtlicher Besatz von litauischen Stauseen in den 1960er Jahren und nachfolgende Ausbreitung durch Migration, vermutlich unterstützt durch Schiffstransporte (BIJ DE VAATE et al. 2002, ARBAČIAUSKAS 2002, ARBAČIAUSKAS et al. 2017).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2017 im Hamburger Hafen, IfAÖ
2018a

Ostsee: 01.2005, Oderhaff (ZETTLER 2008)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der ponto-kaspische Amphipode *Obesogammarus crassus* wurde zu Beginn der 1960er Jahre zusammen mit weiteren Crustaceen in litauischen Stauseen (Kaunas Reservoir u. a.) als Fischfutter ausgesetzt. Von dort aus wanderte er entlang von Binnen- und sehr wahrscheinlich auch Küstengewässern west- und südwestwärts in die Brackgewässer des Kurischen und Frischen Haffs ein. Zusätzlich wurden wiederholt verschiedene Wasserkörper in Lettland, Estland und Russland mit ponto-kaspischen Amphipoden bestückt, die sich allerdings nicht überall etablierten (ARBAČIAUSKAS et al. 2017). *Obesogammarus crassus* wurde 1998 und 1999 im Frischen Haff und im polnischen Teil des Stettiner Haffs gefunden (KONOPACKA 2003). Noch 2005 konstatierten EGGERS & ANLAUF, die die Art 2003 in der mittleren Elbe nachwiesen, dass Vorkommen des Amphipoden in deutschen küstennahen Gewässern unbekannt sind, aber schon zu diesem Zeitpunkt (Januar 2005) hatte sich der Krebs im deutschen Teil des Oderhaffs angesiedelt (ZETTLER 2008). Seitdem wird *O. crassus* dort regelmäßig an verschiedenen Standorten angetroffen, wie auch inzwischen im Greifswalder Bodden, wo er bis in den mesohalinen Bereich vordringt (MESSNER & ZETTLER 2018, ZETTLER & ZETTLER 2020). Für deutsche Binnengewässer werden Vorkommen in Havel, Elbe, Oder und Warnow angegeben (EGGERS & ANLAUF 2005, EGGERS & MARTENS 2008). 2017 wurde *Obesogammarus crassus* im Hamburger Hafen bei einem Salzgehalt von 0,5 gefunden (IfAÖ 2018). Eine Ausbreitung entlang der Nordseeküste ist wegen der höheren Salinität unwahrscheinlich.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Deutschland: Hamburger Hafen 2017, IfAÖ 2018

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: ZETTLER 2008, MESSNER & ZETTLER 2018
Polen: KONOPACKA 2003, GRABOWSKI et al. 2007a, EZHOVA et al. 2005, JADZEWSKI et al. 2005, DOBRZYCKA-KRAHER et al. 2019
Russland/Kaliningrad: BEREZINA et al. 2017
Litauen: ARBAČIAUSKAS et al. 2017, GRABOWSKI et al. 2007a

Zur Biologie und Ökologie:

Obesogammarus crassus ist dem größeren ponto-kaspischen Amphipoden → *Pontogam-*

marus robustoides sehr ähnlich, unterscheidet sich jedoch vor allem durch die Bestachelung des Urosoms und die Form des letzten Pereopoden (DOBSON 2013, ZETTLER & ZETTLER 2017).

Obesogammarus crassus besiedelt neben Binnengewässern das Brackwasser von Flussmündungen und küstennahen Gewässern, und es wird nicht ausgeschlossen, dass er sich aufgrund seiner Brackwassertoleranz entlang der mesohalinen Ostseeküste weiter ausbreiten kann (KONOPACKA 2003, DOBRZYCKA-KRAHER et al. 2019). Im Frischen Haff und in der Weichselmündung kommt er bei einem Salzgehalt von 1 – 6 vor (GRABOWSKI et al. 2007a). Die phenotypische Plastizität hinsichtlich der Umweltfaktoren erleichtern es vielen ponto-kaspischen Gammariden größere Areale zu besetzen als die heimischen Krebse. DOBRZYCKA-KRAHER et al. (2019) bescheinigen ihnen eine deutlich höhere Salinitätstoleranz und, dass der Salzgehalt nicht der primär limitierende Faktor für die Ausbreitung ist. MESSNER & ZETTLER (2018) finden *Obesogammarus crassus* 2016 im Greifswalder Bodden bei Salzgehalten von 7 – 8.

Auswirkungen und invasives Potential:

Auch wenn eine starke Konkurrenz eingeschleppter Amphipoden zu den heimischen Arten vielfach dokumentiert wurde (KONOPACKA 2003, GRABOWSKI et al. 2006, ARBAČIAUSKAS et al. 2017) scheint *O. crassus* verglichen mit stärker invasiven Spezies, wie etwa → *Gammarus tigrinus* und → *Dikerogammarus villosus*, daran weniger Anteil zu haben. An osteuropäischen Küsten wird der Rückgang heimischer Amphipoden nicht nur der Einwanderung gebietsfremder Arten zugeschrieben, sondern vor allem auch zunehmender Eutrophierung und Gewässerverschmutzung, mit der die eingeschleppten Arten besser zurechtkommen (GRABOWSKI et al. 2006). Für *Obesogammarus crassus* dürfte die höhere Salinität der westlichen Ostsee eine Hürde sein, eine Besiedlung küstennaher schwach-brackiger Gewässer wäre aber möglich.

Literatur: ARBAČIAUSKAS 2002, ARBAČIAUSKAS et al. 2017, BEREZINA et al. 2017, BIJ DE VAATE et al. 2002, DOBRZYCKA-KRAHER et al. 2019, DOBSON 2013, EGGERS & ANLAUF 2005, EGGERS & MARTENS 2008, EZHOVA et al. 2005, GRABOWSKI et al. 2006, 2007a, IfAÖ 2018a, JADZEWSKI et al. 2005, KONOPACKA 2003, MESSNER & ZETTLER 2018, ZETTLER 2008, ZETTLER & ZETTLER 2017, 2020

Platorchestia platensis (Krøyer, 1845)

Der semiterrestrische Amphipode *Platorchestia platensis* ist weltweit verbreitet. Er lebt in Salzwiesen und im Strandanwurf und kommt seit langem sowohl an der deutschen Nordsee- wie auch an der Ostseeküste vor. Er gilt als Konkurrent zur heimischen Art *Orchestia gammarellus*, die denselben Lebensraum besiedelt.



Weibchen (oben) und Männchen (unten) des semiterrestrischen Amphipoden *Platorchestia platensis* (fixiertes Material). Im Unterschied zu nah verwandten Arten tragen die äußeren Äste des 1. Uropoden nur endständige Stacheln, nicht aber an den Rändern (Pfeile). (Fotos D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Orchestia platensis Krøyer, 1845

Deutscher Name: -

Englischer Name: („beach flea“ als Sammelname für Talitriden)

Status: Nicht-heimische Art (WOLFF 2005), kryptogen (HUPAŁO & GRABOWSKI 2018), etabliert in Nord- und Ostsee

Lebensraum: Brackwasser, semiterrestrisch (unter Strandanwurf und in der Salzwiese)

Ursprungs-/Donorgebiet: Der Amphipode wurde aus dem südamerikanischen La Plata-Ästuar (Uruguay) erstmals beschrieben, jedoch ist dies möglicherweise nicht sein Ursprungsgebiet (HUPAŁO & GRABOWSKI 2018). Er ist weltweit verbreitet, und es wird auch ein Artenkomplex vermutet. Erste genetische Untersuchungen verweisen allerdings auf die Konspezifität transatlantischer Populationen (HUPAŁO & GRABOWSKI 2018). Der eigentliche Ursprung ist unbekannt, es ist aber vermutlich nicht der Nordostatlantik (JENSEN 2010d).

Vektor: Eventuell mit Schiffsballast (WOLFF 2005); Verdriftungen mit Treibholz bzw. -algen sind im Atlantik strömungsbedingt nur von

West nach Ost denkbar und wären ein eher langsamer Prozess, kommen aber als Vektoren für eine sekundäre Verbreitung in Frage (HUPAŁO & GRABOWSKI 2018, TYKARSKA et al. 2019)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1931, Amrum (DAHL 1946 zit. in WOLFF 2005)

Ostsee: Vor den 1940er Jahren (SCHELLENBERG 1942 gibt Vorkommen in der Kieler- und Lübecker Bucht, Fehmarn und Hiddensee an. Schon damals scheint die Art dort häufig zu sein.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Platorchestia platensis wurde in Nordwesteuropa erstmals 1860 im nördlichen Öresund an der Küste der dänischen Insel Seeland gefunden und war in den 1940er Jahren bis an die schwedische Westküste verbreitet (DAHL 1946 zit. in SPICER & JANAS 2006 und JENSEN 2010d). 1980 wurde der Amphipode im norwegischen Oslofjord gefunden (TEIGSMARK 1981) und bei <https://artskart.artsdatabanken.no> werden für Südnorwegen Funde zwischen 2005 und 2009 angegeben. Für die südschwedische Küste beschreibt PERSSON (2001) die fortschreitende Ausbreitung seit den 1960er Jahren. SPICER & JANAS (2006) finden die Art 2005 erstmals in der Danzi-

ger Bucht (Polen), wohin sie wahrscheinlich durch anthropogenen Eintrag gelangt war und sich seitdem ausgebreitet hat (TYKARSKA et al. 2019).

Für die Niederlande wird *P. platensis* nach WOLFF (2005) erstmals in einem Bestimmungsbuch von 1950 genannt. DEN HARTOG (1963) findet den Amphipoden in Salzwiesen, jedoch fehlt er offenbar im Deltagebiet (WOLFF 2005).

In Großbritannien wurden erste Individuen 1978 an der Themse entdeckt (WILDISH & LINCOLN 1979), die Art scheint dort aber eher selten zu sein (LINCOLN 1979).

Über die Verbreitung an deutschen Küsten liegen vergleichsweise wenige aktuelle Daten vor, eventuell bedingt durch den semiterrestrischen Lebensraum. In der Ostsee hatte der Amphipode spätestens zu Beginn der 1940er Jahre deutsche Gewässer erreicht: SCHELLENBERG (1942) nennt Vorkommen an der Kieler- und Lübecker Bucht, auf Fehmarn und Hiddensee. Für die 1960er Jahre berichtet BOCK (1967) von der Flensburger Bucht, dass die Art auf Salzwiesen und an Stränden überall häufig ist, und nach RÜPPELL (1967) kommt sie ebenfalls in Schleimünde vor. ZETTLER (1999) findet *P. platensis* in hohen Abundanzen im Gebiet um Rostock, und Monitoring-Untersuchungen im Jahr 2011 weisen den Amphipoden in der Flensburger- und Kieler Bucht, bei Wismar, Rostock und Greifswald nach (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2011).

Von der Nordseeküste ist nach WOLFF (2005) bereits 1931 ein Fund aus Amrum bekannt (die Quelle DAHL 1946 konnte nicht eingesehen werden), der auch bei SCHELLENBERG (1942) erwähnt wird. HEYDEMANN gibt in RÜPPELL (1967) das Vorkommen von *Platorchestia platensis* in Salzwiesen der schleswig-holsteinischen Westküste an. Neuere Angaben liegen von der Unterweser vor, wo die Art oligohaline Brackwasserbereiche des Vorlandes besiedelt (WITT & KRUMWIEDE 2006). Monitoring-Untersuchungen weisen den Amphipoden auf Strandabschnitten z. B. in Cuxhaven, Brunsbüttel und List nach (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, 2017).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: WILDISH & LINCOLN 1979
Niederlande: DEN HARTOG 1963, WOLFF 2005
Deutschland: WITT & KRUMWIEDE 2006, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017

Norwegen: TEIGSMARK 1981,
<https://artskart.artsdatabanken.no>

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: PERSSON 2001
Dänemark: JENSEN 2010d
Deutschland: ZETTLER 1999
Polen: SPICER & JANAS 2006, HUPAŁO & GRABOWSKI 2018, TYKARSKA et al. 2019

Zur Biologie und Ökologie:

Platorchestia platensis besiedelt als semiterrestrischer Destruent von Pflanzenmaterial die Salzwiesen und den Strandanwurf, aber auch Treibholz, Tang oder den Algenbewuchs auf anthropogenen Hartsubstraten wie Steinen und Geröll. Im Gegensatz zu den meisten anderen Talitriden, die auf sandige Sedimentböden angewiesen sind, kann er so vielfältigere Habitate nutzen (TYKARSKA et al. 2019). In lebendem Zustand sind die Tiere unterschiedlich dunkel olivbräunlich gefärbt und haben die für diese Gruppe charakteristische kurze 1. Antenne. Wie andere Talitriden ist die Art überwiegend dunkelaktiv, was aber durch Umweltfaktoren überlagert werden kann (RÜPPELL 1967). Trotz seines guten Schwimmvermögens meidet *P. platensis* das Wasser und weicht Überflutungen durch Wanderungen aus, kommt jedoch bei ausreichender Sauerstoffversorgung auch gut mit Dauerüberflutung zurecht (BOCK 1967). Nach diesem Autor ist der Amphipode dem Brackwasserbereich zuzuordnen, mit einem Optimum bei 20, toleriert aber ein weites Salinitätsspektrum. Dabei erträgt er niedrige Salzgehalte besser als die heimische Art *Orchestia gammarellus*, die denselben Lebensraum besiedelt. PERSSON (2001) schließt eine weitere Ausbreitung in die Ostsee selbst bei widrigen Strömungsverhältnissen nicht aus. Extrem hohe Temperaturen, wie sie im Sommer im Strandanwurf auftreten können, werden kurzfristig offenbar ebenso mühelos überstanden wie Frost (BOCK 1967).

DEN HARTOG (1963) beschreibt den Amphipoden im Vergleich zur heimischen Art *Orchestia gammarellus* als weniger trockenresistent. Jedoch ist *Platorchestia* diesem durch 3 statt 2 Bruten, eine verlängerte Reproduktionsperiode bis in den Spätherbst hinein und eine höhere Nachkommenschaft per Brut überlegen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Verschiedene Autoren geben die Konkurrenz zwischen *Platorchestia platensis* und *Orchestia gammarellus* an und vermuten eine weitgehende Verdrängung des heimischen Talitriden. Beide Arten besiedeln denselben Lebensraum, in dem sich die eingeschleppte Art wohl aufgrund ihrer Verhaltensweise und effektiveren Reproduktion als überlegen erweist (SCHELLENBERG 1942, DEN HARTOG 1963, TEIGSMARK 1981, TYKARSKA et al. 2019). Bei Koexistenz innerhalb sympatrischer Populationen fand PERSSON (2001) eine deutliche Dominanz von *P. platensis* nach wenigen Jahren. Jedoch ermöglicht die höhere Trockenresistenz es *O. gammarellus* offenbar, andere Mikrohabitate zu nutzen, die für *Platorchestia* unzugänglich sind (DEN HARTOG 1963).

In der jüngeren Vergangenheit ist der Lebensraum beider Flohkrebse aufgrund der starken Beanspruchung von Stränden durch den Tourismus erheblich eingeschränkt worden.

Literatur: BOCK 1967, DEN HARTOG 1963, HUPAŁO & GRABOWSKI 2018, JENSEN 2010d, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2011, 2012, 2017, LINCOLN 1979, PERSSON 2001, RÜPPELL 1967, SCHELLENBERG 1942, SPICER & JANAS 2006, TEIGSMARK 1981, TYKARSKA et al. 2019, WILDISH & LINCOLN 1979, WITT & KRUMWIEDE 2006, WOLFF 2005, ZETTLER 1999

<https://artskart.artsdatabanken.no>,
norwegische Datenbank (access 06.07.2021),
[Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](#)

Pontogammarus robustoides (Sars, 1894)

Der Gammaride stammt aus dem ponto-kaspischen Raum und wurde in den 1960er Jahren als Fischfutter zusammen mit anderen Kleinkrebsen in verschiedenen litauischen Gewässern ausgesetzt. Über Flüsse und Kanäle gelangte er an die Küsten des Kurischen Haffs, der Weichselmündung (Frisches Haff) und ins Oderhaff und erreichte über nicht näher bekannte Wege die östliche Ostsee. Nach einem ersten Fund 1988 im polnischen Teil des Oderhaffs konnte er 1994 auch auf deutscher Seite im Peenestrom nachgewiesen werden. Aufgrund seiner Größe, seiner Unempfindlichkeit gegenüber Umweltbedingungen und seiner schnellen Reproduktion ist er heimischen Gammariden vielfach überlegen.



Pontogammarus robustoides (A) ist dem Gammariden → *Obesogammarus crassus* sehr ähnlich, trägt jedoch auf dem 2. Urosomsegment nicht nur 2, sondern 4 oder mehr Stacheln (B). Die blattförmig erweiterte Basis des letzten Pereopoden ist am Ansatz sowie posterior mit zahlreichen Borsten besetzt (C). (Fotos D. Lackschewitz; fixiertes Material IOW)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Ostsee)

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum (GRABOWSKI et al. 2007a)

Vektor: Der Amphipode wurde Anfang der 1960er Jahre zusammen mit weiteren peracari-den Krebsen in Litauen zunächst im Kaunas Reservoir und später auch in anderen Gewässern ausgesetzt, um das Nahrungsangebot für Fische zu verbessern (GUMULIAUSKAITE & ARBAČIAUSKAS 2008, ARBAČIAUSKAS et al. 2017). Dem schloss sich eine Ausbreitung durch eigenständige Migration entlang von Kanälen und Flüssen bis an die Ostseeküste an. Parallel dazu ist auch ein Transport im Bewuchs von Schiffen oder mit Ballastwasser denkbar und teilweise naheliegend (RUDOLPH 1997, WAWRZYNIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005, GRUDULE et al. 2007, ARBAČIAUSKAS et al. 2017).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: -

Ostsee: 1994, Peenemündung (RUDOLPH 1997)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Pontogammarus robustoides wurde zu Beginn der 1960er Jahre zusammen mit anderen Kleinkrebsen im litauischen Kaunas Reservoir, dem Neman Drainage-System und weiteren Gewässern ausgesetzt, um das Futterangebot für die Fischfauna zu erhöhen (GUMULIAUSKAITE & ARBAČIAUSKAS 2008). Von dort aus verbreitete er sich über Flüsse und Kanäle bis ins Kurische Haff. Der früheste Nachweis aus der Ostsee stammt von 1962 (die russische Quelle GASIUNAS 1963, zit. u. a. in

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, konnte nicht eingesehen werden). Es wird angenommen, dass der Amphipode von dort aus sowohl das Frische Haff und die Weichsel als auch das Oderhaff eroberte. Über die Verbreitungswege wird spekuliert. RUDOLPH (1997) geht davon aus, dass er entlang der Ostseeküste westwärts wanderte, alternativ könnte er vom Kurischen ins Frische Haff durch das Pregel-Flusssystem gelangt sein (GRABOWSKI et al. 2007a). Eine unabhängige Einwanderung durch

den ‚central migration corridor‘ in Oder und Weichsel und nachfolgend in den Mittellandkanal wird ebenfalls diskutiert (BIJ DE VAATE et al. 2002, BAČELA & KONOPACKA 2005). Die östliche Ostsee hat er möglicherweise auch mittels Schiffstransporten im Bewuchs oder Ballastwasser erreicht (GRUDULE et al. 2007).

1988 wird er erstmals im polnischen Teil des Oderhaffs nachgewiesen (WAWRZYNIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005). 1994 findet RUDOLPH (1997) ihn dann in der Mündung des Flusses Peene in die Küstengewässer (Peenestrom) im Pflanzenbewuchs der Uferzone. Eine bereits früher erfolgte Ansiedlung ist nicht auszuschließen (ZETTLER 1998). Abgesehen von Binnengewässern (ZETTLER 1998, MARTENS et al. 1999, TITTIZER et al. 2000) bleibt die Verbreitung von *Pontogammarus robustoides* an der deutschen Küste auf das Gebiet des Oderhaffs beschränkt (MESSNER & ZETTLER 2018).

An den Küsten nordosteuropäischer Länder wurde die Art, abgesehen von litauischen und polnischen Vorkommen, erstmals 1999 im russischen Neva-Ästuar (BEREZINA 2007b), 2006 in Estland (HERKÜL et al. 2009) und 2009 in Lettland (KALINKINA & BERZINA 2010, STRODE et al. 2013) gefunden. Für die skandinavischen Länder sowie Großbritannien scheinen dagegen keine Nachweise vorzuliegen (GRABOWSKI 2011, DOBSON 2013).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

In den Niederlanden ist ein Fund im Süßwasser des Rheindeltas bekannt (MOEDT & VAN HAAREN 2018), darüber hinaus gibt es keine Vorkommen im Bereich der Nordseeküsten.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: ZETTLER 1998, 2008, MESSNER & ZETTLER 2018

Polen: GRABOWSKI et al. 2007a, DOBRZYKA-KRAHEL et al. 2016

Russland/Kaliningrad: EZHOVA et al. 2005, BERZINA et al. 2017

Litauen: ARBAČIAUSKAS et al. 2017

Lettland: KALINKINA & BERZINA 2010, STRODE et al. 2013

Estland: HERKÜL et al. 2009

Russland/St. Petersburg: ORLOVA et al. 2006, BERZINA 2007b, 2017

Zur Biologie und Ökologie:

Pontogammarus robustoides ist ein großer Amphipode, bei dem die Männchen bis zu 21 mm messen können (RUDOLPH 1997). Er bevorzugt stehende oder langsam fließende, nährstoffreiche Gewässer, in denen er sich im Pflanzenbewuchs versteckt (GRABOWSKI et al. 2007a, ARBAČIAUSKAS et al. 2017). RUDOLPH (1997) fand ihn in der Peenemündung unter nahezu limnischen Bedingungen auch auf pflanzlichem Driftmaterial, was zu seiner Ausbreitung beitragen könnte. Wegen seiner relativ hohen Toleranz gegenüber erhöhten Salinitäten wird auch eine Ausbreitung entlang der Küste im mesohalinen Ostseewasser nicht ausgeschlossen. GRABOWSKI et al. (2006) gingen davon aus, dass der Amphipode höhere Salinitäten zwar toleriert, stabile Populationen aber nur ausbildet, wenn ein Salzgehalt von 3 - 4 nicht überschritten wird. Inzwischen bildet er jedoch stabile Populationen in der Danziger Bucht (Puck Bay) bei Salzgehalten bis 8 (DOBRZYKA-KRAHEL et al. 2016).

Aufgrund seiner Größe und Reproduktion mit drei Generationen pro Jahr, früher Geschlechtsreife und Unempfindlichkeit gegenüber schwankenden Umweltbedingungen (GRABOWSKI et al. 2007b) ist dieser ponto-kaspische Amphipode vielen heimischen Arten überlegen.

Auswirkungen und invasives Potential:

Pontogammarus robustoides gilt als opportunistisch omnivor (ARBAČIAUSKAS et al. 2017). Im juvenilen Stadium eher detritophag (ORLOVA et al. 2006) bzw. phytophag (MARTENS et al. 1999), verschiebt sich die Lebensweise im Verlauf der

ontogenetischen Entwicklung zu einer carnivoren Ernährung (GRABOWSKI et al. 2007a, BEREZINA 2007b, 2017). Er ist dann ein effektiver Räuber, der durch seine Unempfindlichkeit und hohe Reproduktionsrate lokal für einen massiven Rückgang bis hin zur Verdrängung heimischer Arten verantwortlich gemacht wird (ORLOVA et al. 2006, BEREZINA 2007, GUMULIAUSKAITE & ARBAČIAUSKAS 2008, ARBAČIAUSKAS et al. 2017).

Andererseits erweitert dieser Amphipode das Nahrungsangebot für Fische dort, wo Umweltverschmutzung die lokalen heimischen Gammaridenbestände dezimiert hat (GRABOWSKI 2011). ARBAČIAUSKAS et al. (2017) bemerken, dass nur bestimmte Fischarten davon profitieren. Die Gesamtproduktion hat aber durch die Ausbringung ponto-kaspischer Crustaceen in den 1960er Jahren in litauischen Gewässern nicht zugenommen.

Literatur: ARBAČIAUSKAS et al. 2017, BAČELA & KONOPACKA 2005, BEREZINA 2007b, 2017, BIJ DE VAAE et al. 2002, DOBRZYKA-KRAHEL et al. 2016, DOBSON 2013, EZHOVA et al. 2005, GRABOWSKI 2011, GRABOWSKI et al. 2006, 2007a, b, GRUDULE et al. 2007, GUMULIAUSKAITE & ARBAČIAUSKAS 2008, HERKÜL et al. 2009, KALINKINA & BEREZINA 2010, MARTENS et al. 1999, MESSNER & ZETTLER 2018, MOEDT & VAN HAAREN 2018, ORLOVA et al. 2006, RUDOLPH 1997, STRODE et al. 2013, TITTIZER et al. 2000, WAWRZYŃIAK-WYDROWSKA & GRUSZKA 2005, ZETTLER 1998, 2008

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (access 20.02.2021)

Decapoda (Zehnfüßige Krebse)

Callinectes sapidus Rathbun, 1896

Von der amerikanischen Blaukrabbe *Callinectes sapidus* tauchten an der deutschen Nordseeküste seit den 1960er Jahren mehrfach Einzelindividuen unbestimmter Herkunft auf. Im Gegensatz zu den Niederlanden, wo inzwischen von einer selbsterhaltenden Population in der Westerschelde ausgegangen wird, ist der Krebs an anderen nordwesteuropäischen Küsten nicht etabliert, im Mittelmeer jedoch weit verbreitet. Von einer erwarteten Erwärmung der Nordsee könnte die Krabbe insofern profitieren, als sie zur Fortpflanzung Temperaturen um 20 °C braucht, womit eine zukünftige Ansiedlung nicht auszuschließen ist.

Abb. in CULURGIONI et al. 2020
(<https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.1.09>)
NOBANIS Datenbank
(<https://www.NOBANIS.org/>)

Deutscher Name: Blaukrabbe
Englischer Name: blue crab

Status: Nicht-heimische Art, (an der deutschen Küste) nicht etabliert

Lebensraum: (Süßwasser bis) marin (NEHRING & VAN DER MEER 2010)

Ursprungs-/Donorgebiet: Amerikanische Atlantikküste, Nova Scotia bis Uruguay (WOLFF 2005)

Vektor: Unbekannt; vermutlich Transport von Eiern und Larven im Ballastwasser, evtl. auch im Bewuchs von Schiffen (NEHRING & LEUCHS 1999a, WOLFF 2005, SHAIK et al. 2021). Auch der Aquarienhandel und die Einfuhr von Tieren für den menschlichen Konsum sind denkbar.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1964, Elbe bei Cuxhaven (NEHRING et al. 2008)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der erste Nachweis in Europa stammt von 1900 aus Rochefort an der französischen Atlantikküste (BOUVIER 1901). Seitdem gab es immer wieder Funde in nordwesteuropäischen Küstengewässern (NEHRING et al. 2008). Seit den 1930er Jahren wurden Einzelindividuen an niederländischen Küsten registriert. Inzwischen vermutet man, dass sich reproduzierende Populationen im Noordzeekanaal (Amsterdam) und im niederländisch-belgischen Grenzgebiet der Westerschelde etabliert haben (WOLFF 2005).

Über den Transportvektor gibt es dabei unterschiedliche Spekulationen. Da viele Funde in der Nähe großer Überseehäfen gemacht wurden, liegt ein Transport von Larven im Ballastwasser oder postlarvaler Individuen/adulter Tiere im Bewuchs von Schiffen nah. Zudem wurden an niederländischen Küsten häufig gekochte Individuen oder Teile davon angespült, und man vermutet, dass lebende Blaukrabben auf einigen Schiffen als exotischer Proviant mitgeführt und möglicherweise vor den Zielhäfen über Bord ‚entsorgt‘ wurden (WOLFF 2005). Eine weitere Quelle könnte nach NEHRING et al. (2008) der Import von Tieren für Konsum oder Aquarienhandel sein, wobei Krabben unbeabsichtigt aus Transportbehältern entkommen konnten.

Der erste Nachweis an der deutschen Nordseeküste erfolgte 1964 im Elbe-Ästuar. Eine Chronologie sich anschließender Einzelfunde an nordwesteuropäischen Küsten findet sich bei NEHRING et al. (2008) und NEHRING & VAN DER MEER (2010). Obwohl auch in der Vergangenheit adulte, geschlechtsreife Tiere aufgetaucht waren, wurde 2008 erstmals für Deutschland ein Weibchen im ostfriesischen Wattenmeer gefangen, das im Aquarium Eier und nachfolgend Larven produzierte (NEHRING & VAN DER MEER 2010). Zur Herkunft dieses Individuums spekulieren die Autoren, dass für dieses Gebiet auch ein niederländischer oder belgischer Ursprung in Betracht gezogen werden müsse, da die Krabben ausgezeichnete Schwimmer sind. Alle bis dato gefundenen Exemplare schienen sich eine Weile in der Nordsee aufgehalten zu haben, und das Überleben in nordeuropäischen Küstengewässern liegt durchaus im Bereich des Möglichen.

In der Ostsee wurde *Callinectes sapidus* 1951 im dänischen Öresund gefunden (JENSEN &

KNUDSEN 2005). 2007 wurde ein Individuum im Seegebiet vor Skagen (Nord-Jütland), am Übergang vom Skagerrak ins Kattegat gefangen (TENDAL & FLINTEGAARD 2007). Die vorerst letzte Meldung aus der Ostsee kam aus dem polnische Oder-Ästuar, wo 2018 ein juveniles Tier in einem Fischernetz aufgetaucht war (CZERNIEJEWSKI et al. 2020).

An griechischen und italienischen Küstenabschnitten erschien *Callinectes sapidus* Ende der 1940er Jahre (JENSEN 2010e, CULURGIONI et al. 2020). Inzwischen ist die Krabbe im gesamten Mittelmeer wie auch im Schwarzen Meer und an den Küsten der Iberischen Halbinsel weit verbreitet und etabliert (FUENTES et al. 2019, LABRUNE et al. 2019, MORAIS et al. 2019, CULURGIONI et al. 2020, SHAIK et al. 2021).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: NEHRING & LEUCHS 1999a
Belgien: WOUTERS 2002, KERCKHOF & HAELTERS 2006, KERCKHOF et al. 2007
Niederlande: WOLFF 2005
Deutschland: NEHRING et al. 2008

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005, TENDAL & FLINTEGAARD 2007
Polen: CZERNIEJEWSKI et al. 2020

Zur Biologie und Ökologie:

Da die Krabbe an der ostamerikanischen Küste ein bedeutender Wirtschaftsfaktor ist, ist ihre Biologie und Ökologie gut untersucht. *Callinectes sapidus* bewohnt sandige und schlackige Böden bis in eine Tiefe von 35 m, wobei die Spanne vom vollmarinen Milieu bis ins Süßwasser der Flussmündungen reicht. Dabei bevorzugen adulte Männchen die brackigen Bereiche, während sich die Weibchen in Gebieten höherer Salinität aufhalten, zur Paarung und Larvenfreisetzung allerdings ins Brackwasser wandern (JENSEN 2010e). Entsprechend wurden an der deutschen Küste die weiblichen Tiere in marinen Lebensräumen gefunden, die männlichen dagegen in den Flussästuaren (NEHRING & VAN DER MEER 2010).

Adulte Individuen überstehen Kälteperioden durch Eingraben ins Sediment, und die Reproduktion findet erst bei Temperaturen um 20 °C statt. Eine zunehmende Erwärmung des Mee-

res könnte daher eine erfolgreiche Reproduktion von *Callinectes sapidus* auch in der Nordsee begünstigen.

Zwischen der einmaligen Kopulation der Weibchen und der dann mehrfach möglichen Produktion befruchteter Eier kann ein langer Zeitraum liegen, so dass sich Weibchen möglicherweise auch erst sehr viel später und räumlich weit entfernt fortpflanzen können (JENSEN 2010e, NEHRING & VAN DER MEER 2010).

Blaukrabben haben blaue Beine und die Männchen auch blaue Scheren-Endglieder, die bei den Weibchen orange sind. Der grau, grün oder braun gefärbte Carapax kann 17 - 20 cm und in Ausnahmefällen auch bis 27 cm breit sein (JENSEN 2010e). Die Tiere werden nicht älter als 4 Jahre. Neben der Ernährung von lebenden und toten Benthosorganismen ist Kannibalismus verbreitet. Ein in Fedderwardsiel im Aquarium gehaltenes Individuum erwies sich als überwiegend nachtaktiv, und NEHRING et al. (2008) attestierten ihm auffällig aggressives Verhalten auch größeren Organismen gegenüber.

Auswirkungen und invasives Potential:

Dadurch, dass *Callinectes sapidus* bislang nur in geringer Abundanz bzw. nur mit Einzelindividuen an nordwesteuropäischen Küsten aufgetaucht ist, sind keine negativen Auswirkungen bekannt. Trotz ihrer überlegenen Größe erwiesen sich juvenile Blaukrabben in Laborexperimenten der in Westeuropa heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas* hinsichtlich Nahrungskonkurrenz, Carapaxstärke und Lernfähigkeit als unterlegen (MACDONALD et al. 2007, ROUDEZ et al. 2008). Aus dem Mittelmeer, wo vielerorts etablierte Populationen existieren, weiß man, dass sie sich an den in Netzen gefangenen Fischen vergreifen und Fischereiausrüstung beschädigen (LABRUNE et al. 2019). Inzwischen sind dort lokale Populationen z. T. stark angewachsen, so dass die Tiere auch auf den Seefischmärkten auftauchen und eine reguläre Vermarktung dieser nicht-heimischen Art empfohlen wird (MANCHINELLI et al. 2017).

Trotz der langen Zeitspanne, innerhalb derer immer wieder Individuen von *Callinectes* an der deutschen Nordseeküste gefunden wurden, hat sich die Art hier nicht etabliert. Dass dieses nicht per se ausgeschlossen ist, zeigt

die Situation in den Niederlanden und Belgien. Das Auftauchen geschlechtsreifer Weibchen ist insofern bemerkenswert, als eine Befruchtung lange vor der mehrmaligen Produktion von Eiern, an einem weit entfernten Ort stattgefunden haben kann. So könnten vorteilhaftere Umweltbedingungen, wie eine wärmere Nordsee, schließlich zur Reproduktion und Etablierung der Art führen.

Literatur: BOUVIER 1901, CULURGIONI et al. 2020, CZERNIEJEWSKI et al. 2020, FUENTES et al. 2019, JENSEN & KNUDSEN 2005, JENSEN 2010e, KERCKHOF & HAELTERS 2006, KERCKHOF et al. 2007, LABRUNE et al. 2019, MACDONALD et al. 2007, MANCHINELLI et al. 2017, MORAIS et al. 2019, NEHRING & LEUCHS 1999a, NEHRING & VAN DER MEER 2010, NEHRING et al. 2008, ROUDEZ et al. 2008, SHAIK et al. 2021, TENDAL & FLINTEGAARD 2007, WOLFF 2005, WOUTERS 2002

Eriocheir sinensis H. Milne Edwards, 1853

Die Wollhandkrabbe wurde in Europa erstmals 1912 in der Aller gefunden und hat sich seitdem im gesamten Nordwesten des Kontinents ausgebreitet. Als katadrome Organismen wandern die Adulten zur Eiablage und Larvalentwicklung aus den Flüssen ins Meer und kehren als ca. 2-jährige Tiere wieder ins Süßwasser des Binnenlandes zurück. Dadurch, dass die Krebse bei ihren Wanderungen in Massen auftreten können, ist Konkurrenz zu heimischer Fauna möglich. Verschiedene negative wirtschaftliche Auswirkungen aus dem Süßwasser sind bekannt. In Deutschland ist *Eriocheir sinensis* insbesondere in Elbe und Weser verbreitet.



Die Chinesische Wollhandkrabbe verdankt ihren Namen der, speziell bei großen Männchen, starken Behaarung der vorderen Scherenabschnitte. Carapaxbreite 50 - 70 mm. (Foto C. Buschbaum)

Deutscher Name: Chinesische Wollhandkrabbe

Englischer Name: Chinese mitten crab

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Süßwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Gelbes Meer, Nordchina, Korea), auch in die USA eingeschleppt

Vektor: Am wahrscheinlichsten ist eine Einschleppung im Ballastwasser, über das ausreichend Larven für eine selbsterhaltende Population freigesetzt wurden (FLADUNG 2000, WOLFF 2005). Durch den früh einsetzenden Warenaustausch mit Ostasien per Schiff werden auch der Transport im Aufwuchs von Schiffen sowie entkommene Tiere, die für Konsum und Aquarienhandel importiert wurden, als Vektoren diskutiert (GOLLASCH 2011).

Sekundäre Verbreitungen erfolgen durch Migration, Larvendrift und/oder Schiffstransport (BOETTGER 1933b).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Spätestens seit 1915 in der Tideelbe (BOETTGER 1933b, NEHRING & LEUCHS 1999a)

Ostsee: Über das erste Auftreten von *Eriocheir* in der deutschen Ostsee gehen die Angaben in der Literatur auseinander. Häufig wird 1926 genannt. Dieses Datum bezieht sich auf einen Fund im Wittensee bei Rendsburg, einem mit dem Nord-Ostsee-Kanal (NOK) verbundenen Gewässer (PETERS & PANNING 1933). In jedem Fall begann die Besiedlung der deutschen Ostseeküste in der zweiten Hälfte der 1920er Jahre.

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erstmals wurde die Wollhandkrabbe in Europa in der Aller, einem Nebenfluss der Weser, im Jahr 1912 gefunden. In den darauffolgenden Jahrzehnten breitete sie sich sehr schnell über den gesamten Nord- und Ostseeraum sowie die französische Atlantikküste aus (PETERS

1938, ANGER 1990, HERBORG et al. 2003). Ob die Besiedlung dabei tatsächlich von der Weser ausging, ist unsicher. Schon BOETTGER (1933b) vermutete eine mehrfache Einschleppung durch den bis zum 1. Weltkrieg lebhaften Ostasienhandel. Inzwischen haben genetische Untersuchungen die multiple Einschleppung der Krabbe nach Europa bestätigt (NEHRING & LEUCHS 1999a, HÄNFLING et al. 2002)

Neben anthropogenen Transportmechanismen spielten sekundär auch Larvendrift und Wanderungen bei der rasanten Ausbreitung entlang von Flüssen und Kanälen eine entscheidende Rolle.

Schon 1915 wurden gelegentlich Wollhandkrabben in der unteren Elbe gefangen (BOETTGER 1933b), und spätestens seit 1923 besiedelte die Krabbe die schleswig-holsteinische Westküste bis Eiderstedt. Wegen fehlender Süßwasserzuflüsse waren nördlich davon nur Einzelfunde bekannt (PETERS & PANNING 1933). In den 1920er und 1930er Jahren kam es in den Flüssen Weser und Elbe zu Massenentwicklungen, und es erfolgte die Besiedlung großer Flusssysteme wie Oder (1928), Weichsel, Ems (1929) und Rhein (1930/31) (FLADUNG 2000). Der nachfolgende deutliche Rückgang der Populationen ist wahrscheinlich der zunehmenden Gewässerverschmutzung zuzuschreiben (ANGER 1990). Nach periodisch auftretenden Schwankungen war erst in den 1990er Jahren erneut ein starker Anstieg der Bestände zu verzeichnen (FLADUNG 2000).

Für den Bereich der deutschen Nordsee ist nach wie vor das Hauptverbreitungsgebiet in den Ästuaren und Einzugsgebieten von Elbe und Weser zu sehen (FLADUNG 2000).

In unterschiedlicher Populationsstärke lebt die Wollhandkrabbe auch an den Küsten anderer Nordsee-Anrainerstaaten wie den Niederlanden, Belgien und Nordfrankreich (Ärmelkanal), in englischen Flussmündungen und in dänischen Gewässern (ANGER 1990, ENO et al. 1997, FLADUNG 2000, HERBORG et al. 2003, 2005, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, WOLFF 2005, GOLLASCH 2011, PEZY et al. 2015).

Den deutschen Ostseeraum eroberte *Eriocheir* in den 1920er und 1930er Jahren. Erste Funde im NOK bzw. damit verbundenen Gewässern (Wittensee), die wahrscheinlich Einwanderungen aus der Elbe zuzuschreiben sind, stammen von 1926 und 1927. Etwa zu dieser Zeit scheinen die Krabben auch in der Kieler Förde, Eckernförder Bucht und Schlei aufgetaucht zu sein (BOETTGER 1933b, PETERS & PANNING 1933). Bereits zu Beginn der 1930er Jahre gab es zusätzliche Nachweise aus der offenen Ostsee nahe Fehmarn (PETERS et al. 1933) und aus der Lübecker Bucht (BOETTGER 1933b). Aber auch im Stettiner Haff wurde schon 1928 ein Exemplar gefangen (PETERS & PANNING 1933). Bei den in der östlichen deutschen Ostsee in frühen Jahren gefangenen Exemplaren vermuteten PETERS & PANNING (1933), dass es sich um durchziehende Individuen handelte, die über das Elbe-System in Oder und Weichsel gelangt waren und zur Reproduktion westwärts in stärker salzhaltige Gewässer wanderten.

Neuere Nachweise für die deutsche Ostseeküste geben ZETTLER (1998) und FLADUNG (2000).

Nach ihrem ersten Auftauchen kamen außerordentlich schnell Meldungen von allen Ostseeküsten. Inzwischen ist *Eriocheir sinensis* in sämtlichen Ostsee-Anrainerstaaten bis in den äußersten Bothnischen und Finnischen Meerbusen gefunden worden. Ebenso wurde die Krabbe in verschiedenen Seen und Flüssen nachgewiesen, wenn auch teilweise in niedrigen Bestandsdichten oder durch Einzelindividuen (OJAVEER et al. 2007, DROTZ et al. 2010). Aufgrund der geringen Salinität hielt man eine Reproduktion dieser katadromen Art speziell in der östlichen Ostsee für unmöglich und ging von verdrifteten, durch Schiffe oder mit Besatzfischen verschleppten oder sehr weit gewanderten Einzelindividuen aus. Da jedoch gelegentlich auch eiertragende Weibchen auftraten, wird inzwischen die Frage nach einer Adaptierung der Tiere an die Bedingungen in der Ostsee aufgeworfen (OJAVEER et al. 2007). Für die westliche Ostsee wiesen bereits PETERS & PANNING (1933) auf das Vorkommen eiertragender Weibchen in der Kieler Förde hin, was durch OTTO & BRANDIS (2011) bestätigt wurde, die auch Larven im Wasser der Kieler Förde nachweisen konnten.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ENO et al. 1997, HERBORG et al. 2005, YEOMANS & CLARK 2016
Frankreich: östlicher Ärmelkanal (DEWARUMEZ et al. 2011), Le Havre (PEZY et al. 2015)
Belgien: WOUTERS 2002, KERCKHOF et al. 2007, BOETS et al. 2012a
Niederlande: WOLFF 2005
Deutschland: ANGER 1990, NEHRING & LEUCHS 1999a
Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005
Norwegen: GOLLASCH 2011, www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis
Schweden: Lake Vänern, mit Abflüssen in den Skagerrak bei Göteborg (DROTZ et al. 2010)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005
Deutschland: ZETTLER 1998, FLADUNG 2000
Polen: NORMANT et al. 2002, GOLLASCH et al. 2009
Russland/Kaliningrad: PETERS & PANNING 1933, OJAVEER et al. 2007
Litauen: BACEVIČIUS & GASIŪNAITĖ 2008
Lettland: OJAVEER et al. 2007
Estland: OJAVEER et al. 2007
Russland/St. Petersburg: PANOV 2006, OJAVEER et al. 2007, BEREZINA & PETRYASHEV 2012
Finnland: OJAVEER et al. 2007
Schweden: DROTZ et al. 2010

Zur Biologie und Ökologie:

Die Krabbe ist durch die charakteristische Behaarung an den weißspitzigen Scheren unverwechselbar. Diese Behaarung bildet sich mit zunehmendem Alter und kann besonders bei den Männchen sehr ausgeprägt sein. Die Tiere haben einen runderen Carapax und längere Beine als die heimische Strandkrabbe *Carcinus maenas* und können eine Carapaxbreite von 50 – 70 mm, in Einzelfällen auch bis zu 10 cm, erreichen.

Die Krabben sind omnivor und wenig spezialisiert, wobei pflanzliche Nahrung überwiegt. Sie tolerieren ein sehr weites Salinitäts-, Sauerstoff- und Temperaturspektrum und können auch in belastetem Wasser leben (alle Angaben aus FLADUNG 2000, GOLLASCH 2011, VEILLEUX & DE LA-FONTAINE 2007).

Die Chinesische Wollhandkrabbe verbringt ihr Leben auf der Wanderschaft und bewältigt auch weite Strecken über Land. Zur Reproduktion beginnen adulte Krabben mit ca. 5 - 6 Jahren aus dem Süßwasser stromabwärts in die Flussmündungsgebiete zu ziehen, wo die wanderfreudigeren Männchen zuerst eintreffen. Während dieser Zeit reifen die Gonaden der Tiere, die bis zu einer vollständigen Ausbildung Salinitäten von > 6 benötigen. Nach der Befruchtung im Brackwasser ziehen die Weibchen weiter in salzhaltigeres Wasser, wo die Eiablage und einige Monate später das Schlüpfen der Larven stattfindet. Danach sterben die meisten adulten Krabben ab. Die Larvalentwicklung ist an spezifische Salzgehalte des Meereswassers gebunden. Im Alter von etwa 2 Jahren beginnen sich die juvenilen Krabben in den Flussmündungen zu sammeln und in Massen ins Süßwasser der Flüsse aufzusteigen, wo sie sich verteilen (alle Angaben aus ANGER 1990, FLADUNG 2000).

Auswirkungen und invasives Potential:

Insbesondere Massenvorkommen von Wollhandkrabben können zu Problemen führen. In der Binnenfischerei bedeuten große Mengen gefangener Krabben, die Netze und Reusen verstopfen und ggf. fischereiwirtschaftliche Ausrüstung beschädigen, zeitlichen Mehraufwand und wirtschaftlichen Schaden. Zudem werden Fische in Netzen und Reusen angefressen, wodurch es zu Umsatzeinbußen kommt. Gesunde lebendige Fische können dagegen von den Krabben nicht erbeutet werden (FLADUNG 2000).

Uferböschungen, in die die Tiere Gänge graben, müssen bei starkem Befall ggf. repariert werden (HERBORG et al. 2003), und auf ihren Wanderungen können Massenaufkommen der Krebse industrielle Kühlsysteme und Wasserleitungen verstopfen (GOLLASCH et al. 2009).

In ihren Ursprungsländern sind sie auch Zwischenwirte für Parasiten, die jedoch in Europa nicht auftreten (GOLLASCH et al. 2009). Jedoch wiesen SCHRIMPF et al. (2014) nach, dass Wollhandkrabben den Erreger der Krebspest (*Apha-*

nomycetes astaci) nicht nur in sich tragen, sondern ihn auch auf den europäischen Edelkrebs (*Astacus astacus*) übertragen können. Auch für eine Vielzahl anderer Mikroorganismen können die Krabben einen Verbreitungsvektor darstellen (ZATÓN et al. 2019).

Bei hoher Bestandsdichte können die Wollhandkrabben zu einer Raum- und Nahrungskonkurrenz für heimische Fische und Invertebraten werden. Verstärkter Fraßdruck auf das Benthos spielt aber nur in nahrungsarmen Gewässern eine Rolle (FLADUNG 2000). In Laborversuchen konnte *Eriocheir* die heimische Strandkrabbe *Carcinus maenas* erfolgreich verdrängen (GILBEY et al. 2008).

Trotz all dieser Probleme treten die Krebse an den Küsten nicht auffallend in Erscheinung, da sie nicht ansatzweise die Dichten wie in Binnengewässern erreichen.

Daneben bieten die Krabben für eine Reihe von Fischen, speziell Aale und Barsche, eine zusätzliche Nahrungsquelle (FLADUNG 2000). Für den menschlichen Konsum spielen sie hierzulande keine Rolle, wobei sich allerdings ein kleiner Markt für Wollhandkrabben bei der asiatischstämmigen Bevölkerung gebildet hat, da die Tiere in China als Delikatesse gelten.

Literatur: ANGER 1990, BACEVIČIUS & GASIŪNAITĖ 2008, BEREZINA & PETRYASHEV 2012, BOETS et al. 2012a, BOETTGER 1933b, DEWARUMEZ et al. 2011, DROTZ et al. 2010, ENO et al. 1997, FLADUNG 2000, GILBEY et al. 2008, GOLLASCH 2011, GOLLASCH et al. 2009, HÄNFLING et al. 2002, HERBORG et al. 2003, 2005, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, NEHRING & LEUCHS 1999a, NORMANT et al. 2002, OJAVEER et al. 2007, OTTO & BRANDIS 2011, PANOV 2006, PETERS 1938, PETERS & PANNING 1933, PEZY et al. 2015, SCHRIMPF et al. 2014, VEILLEUX & DE LAFONTAINE 2007, WOLFF 2005, WOUTERS 2002, YEOMANS & CLARK 2016, ZATÓN et al. 2019, ZETTLER 1998

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (access 01.03.2021)

Faxonius (Orconectes) limosus (Raphinesque, 1817)

Abb. in NOBANIS Datenbank
([orconectes-limosus.pdf \(nobanis.org\)](http://orconectes-limosus.pdf(nobanis.org)))

Andere Namen in der Literatur:

Orconectes limosus (Raphinesque, 1817)

Deutscher Name: Amerikanischer Flusskrebs,
Kamberkrebs

Englischer Name: spinycheek crayfish

Der Amerikanische Flusskrebs oder Kamberkrebs stammt aus dem Osten der USA/Kanada und hat seine Hauptverbreitung im Süßwasser. In Europa dringt er an der Ostsee allerdings auch bis in die Küstengewässer vor (GRUSZKA 1999, ZETTLER 2001, BIOCONSULT/LUNG 2014, SZANIAWSKA et al. 2017).

Die Besiedlung europäischer Gewässer begann im Dezember 1890 mit dem Aussetzen von etwa 100 Individuen in einen Fischteich nahe der ehemals deutschen, heute polnischen Stadt Stettin/Szczecin durch den Fischereibiologen Max von dem Borne. Aus dem Bestand entkamen Krebse später in die Oder, und nach SCHULZ & SMETANA (2001) stammen von diesen Tieren vermutlich alle in Europa vorkommenden Kamberkrebse ab. Diese Annahme wird durch genetische Untersuchungen von FILIPOVÁ et al. (2011) gestützt. Dagegen wurden nach WESTMAN (2002) und SZANIAWSKA et al. (2017) auch später, zu Beginn des 20. Jh., noch Krebse in Polen (Weichsel) und Frankreich ausgebracht. Inzwischen dürften auch freigelassene Tiere aus Angler- und Aquarienbeständen eine erhebliche Rolle spielen (HOLDICH & BLACK 2007).

Vereinzelt werden Kamberkrebse im oligohalinen Oderhaff an der deutsch-polnischen Grenze gefunden sowie im Mündungsbereich der Barthe in den Boddengewässern (ZETTLER 1998, 2001, GRUSZKA 1999, BIOCONSULT/LUNG 2014). In Polen kennt man darüber hinaus auch Vorkommen vom Oderhaff, der Danziger Bucht und der Weichselmündung bis hin zum Frischen Haff (SZANIAWSKA et al. 2017). Auch im Kurischen Haff (Litauen) und an den Küsten Lettlands und zuletzt Estlands wurde *Faxonius limosus* nachgewiesen (RAKAUSKAS et al. 2010, KALDRE et al. 2020).

Für deutsche Küstengewässer geben NEHRING & LEUCHS (1999a) Funde von ungeklärter Herkunft

im Nord-Ostsee-Kanal an. Während *Faxonius limosus* alle größeren deutschen Flusssysteme erobert hat (HOLDICH & BLACK 2007), scheint er nicht bis in die Ästuar der Nordseeküste vorgedrungen zu sein.

Von anderen Nordsee-Anrainerstaaten kennt man Vorkommen in küstennahen Gewässern, wie etwa in Belgien (WOUTERS 2002), den Niederlanden (LEMMERS et al. 2021) und Großbritannien (KOUBA et al. 2014). Dagegen ist er in den skandinavischen Ländern noch nicht angekommen (KOUBA et al. 2014).

Auf seinem Siegeszug durch Europa verdrängte *Faxonius (Orconectes)* in weiten Bereichen den europäischen Edelkrebs *Astacus astacus*. Wesentlich trug dazu bei, dass gleichzeitig die aus Amerika stammende Krebspest (*Aphanomyces astaci*) eingeschleppt wurde. Während *Faxonius limosus* gegen diese Pilzkrankheit immun ist, wurden die Bestände von *Astacus astacus* vielerorts nahezu ausgerottet.

Mit nur etwas mehr als 10 cm Carapaxlänge gehört der Kamberkrebs zu den kleinsten Süßwasserkrebsen Europas (SZANIAWSKA et al. 2017), ist jedoch dem heimischen Flusskrebs durch eine Reihe von Eigenschaften überlegen. Er toleriert ein weites Spektrum an Lebensraum- und Umweltbedingungen und ist auch gegen Gewässerbelaastungen mit Pestiziden und Abwässern weitgehend unempfindlich (WESTMAN 2002). Zudem weist er ein schnelleres Wachstum und eine höhere Fruchtbarkeit auf.

Indem er Wohnhöhlen anlegt, destabilisiert er Grund und Böschungen von Gewässern (HOLDICH & BLACK 2007). Andererseits ist er eine begehrte Beute für Vögel und Fische.

Nach SZANIAWSKA et al. (2017) kann der Krebs bis zu einer Salinität von mindestens 7 vorkommen und auch reproduzieren, was ihm eine Ausbreitung in den Küstengewässern der östlichen deutschen Ostsee prinzipiell ermöglichen würde.

Literatur: BIOCONSULT/LUNG 2014, FILIPOVÁ et al. 2011, GRUSZKA 1999, HOLDICH & BLACK 2007, KALDRE et al. 2020, KOUBA et al. 2014, LEMMERS et al. 2021, NEHRING & LEUCHS 1999a, RAKAUSKAS et al. 2010, SCHULZ & SMETANA 2001, SZANIAWSKA et al. 2017, WESTMAN 2002, WOUTERS 2002, ZETTLER 1998, 2001

Hemigrapsus sanguineus (De Haan, 1835)

Erste Individuen der Japanischen Felsenkrabbe *Hemigrapsus sanguineus* wurden 2006 in Schleswig-Holstein gefunden. Seitdem hat sich die Art rasant über das gesamte deutsche Wattenmeer ausgebreitet. Es wird angenommen, dass die Krabben mit der heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas* um Nahrung und Lebensraum konkurrieren und diese von steinernen Uferbefestigungen verdrängen können.



Männliche Tiere der Japanischen Felsenkrabbe *Hemigrapsus sanguineus* sind an der Blase zwischen den Scheren gut zu erkennen. Carapaxbreite 30 - 40 mm. (Foto K. Reise)

Deutscher Name: Japanische Felsenkrabbe
Englischer Name: Japanese shore crab, Asian shore crab

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Sachalin bis Taiwan) (WOLFF 2005).

An der US-amerikanischen Ostküste ebenfalls eingeschleppt und von North Carolina bis Maine verbreitet (DAUVIN et al. 2009)

Vektor: Unbekannt; vermutlich im Bewuchs von Schiffen oder Larven wurden im Ballastwasser transportiert. Auch eine Verfrachtung mit Aquakulturorganismen kann nicht ausgeschlossen werden. Larvendrift spielt wohl nur über kurze Distanzen eine Rolle (GOLLASCH 1999, BRETON et al. 2002, LANDSCHOFF et al. 2013).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2006, Holmer Siel, Schleswig-Holstein, 2007 sicher identifizierte Funde bei Norderney (OBERT et al. 2007, LANDSCHOFF et al. 2013)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erstmals außerhalb seines pazifischen Ursprungsgebietes tauchte *Hemigrapsus sanguineus* in den 1980er Jahren an der amerikanischen Ostküste (New Jersey) auf, wo die Art inzwischen von Maine bis North Carolina verbreitet und etabliert ist (DAUVIN et al. 2009, O'CONNOR 2014).

Erste europäische Funde datieren vom August 1999, als bereits etablierte Populationen in Le Havre (Frankreich, Ärmelkanal) entdeckt wurden, die sich wahrscheinlich 1998 dort angesiedelt hatten (BRETON et al. 2002). Zur gleichen Zeit wurden auch in der Oosterschelde (Niederlande) Individuen gefunden (WOLFF 2005), und spätestens 2004 erschien die Art im niederländischen Wattenmeer (GITTENBERGER et al. 2010). An beiden Orten, wie auch in Belgien (seit 2006) sind die Krebse inzwischen stellenweise sehr zahlreich (KERCKHOF et al. 2007, GITTENBERGER et al. 2010, DAUVIN & DUFOSSÉ 2011, SEELEY et al. 2015). Nachdem Einzelfunde auf den Kanalinseln 2009 (STATES OF JERSEY 2017) die zu erwartende Besiedlung britischer Küsten bereits angedeutet hatten, wurden im Frühjahr 2014 erste Individuen sowohl an der West- als auch an der Ostküste Großbritanniens gefunden (SEELEY et al. 2015).

An der deutschen Nordseeküste wurden bereits 2006 Tiere im schleswig-holsteinischen Wattenmeer gefunden (Holmer Siel; LANDSCHOFF et al. 2013). Diese konnten aber erst 2007 sicher bestimmt werden, als man Felsenkrabben auf Amrum und nach gezielter Suche im niedersächsischen Wattenmeer bei Norderney nachwies (OBERT et al. 2007, LANDSCHOFF et al. 2013). 2008 wurde *Hemigrapsus sanguineus* von weiteren Küstenabschnitten, einschließlich Helgoland, gemeldet (LANDSCHOFF et al. 2013), und seit 2009 kommt die Krabbe im Nordsylter Wattenmeer vor (H. BÜTTGER, BioConsult Husum, pers. Mitt., D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob.). Inzwischen hat die Japanische Felsenkrabbe die gesamte deutsche Nordseeküste von Ost- bis Nordfriesland erobert (LANDSCHOFF et al. 2013) und ist darüber hinaus in dänische Gewässer vorgedrungen. Individuen, die 2008 an der dänischen Høyer Schleuse und 2010 im Hafen von Rømø beobachtet wurden (K. REISE und C. BUSCHBAUM, eigene Beob.), konnten im Nachhi-

nein nicht sicher einer der beiden *Hemigrapsus*-Schwesterarten zugeordnet werden. Aufgrund des massenhaften Vorkommens von *H. sanguineus* auf Sylt war jedoch ihre Anwesenheit in nahegelegenen dänischen Häfen mehr als wahrscheinlich und wurde durch gezielte Suche im Hafen von Havneby, Rømø (K. REISE, März 2012) und Fanø (C. BUSCHBAUM, Juli 2012) bestätigt.

Ob die Erstbesiedlung deutscher Küsten dabei von den Niederlanden ausging oder durch Direktimporte mit Schiffen aus Asien oder den USA erfolgte, ist unbekannt. GOLLASCH (1999) fand mehrere Exemplare der Schwesterart → *H. takanoi* im Bewuchs eines aus Asien kommenden Autotransporters in Bremerhaven, was die schnelle Ausbreitung beider *Hemigrapsus*-Arten entlang europäischer Küsten erklären könnte.

Ebenso ist unbekannt, ob es sich um eine einmalige Invasion oder um mehrmalige, unabhängig voneinander erfolgte Einschleppungen, u. U. aus verschiedenen Quellen, handelt. Molekulargenetische Analysen, wie für die amerikanische Ostküste durchgeführt (BLAKESLEE et al. 2017 und ansatzweise bei SCHUBART 2003), könnten zur Beantwortung dieser Fragen beitragen.

Im schwedischen Skagerrak und Kattegat wurde *H. sanguineus* allerdings schon 2012 erstmals gefunden (BERGGREN & KARLSSON 2017, KARLSSON et al. 2019).

Für die norwegische Küste liegen dagegen (noch) keine Nachweise vor.

Eine Einwanderung in die zentrale Ostsee ist unwahrscheinlich. Zwar ist die Salinitätstoleranz adulter Tiere ausgesprochen hoch, aber die Larven benötigen für eine vollständige Entwicklung einen Mindestsalzgehalt von 25 (MICU et al. 2010).

Adulte Individuen in der Adria (2001) und im Schwarzen Meer (2008) werden auf einen Eintrag im Bewuchs von Sportbooten aus der Nordsee zurückgeführt (SCHUBART 2003, MICU et al. 2010) und stützen damit die Annahme, dass dieser Transfer ein entscheidender Vektor sein kann.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: SEELEY et al. 2015, KARLSSON et al. 2019
Frankreich: DAUVIN et al. 2009, DAUVIN & DUFOSSÉ 2011, GOTHLAND et al. 2013
Belgien: KERCKHOF et al. 2007, DAUVIN et al. 2009, BOETS et al. 2012a
Niederlande: WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010
Deutschland: OBERT et al. 2007, LANDSCHOFF et al. 2013
Dänemark: LANDSCHOFF et al. 2013, K. REISE, C. BUSCHBAUM pers. Beobachtungen
Schweden: BERGGREN & KARLSSON 2017, KARLSSON et al. 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: ANDERSEN et al. in prep.
Schweden: BERGGREN & KARLSSON 2017, KARLSSON et al. 2019

Zur Biologie und Ökologie:

Der quadratisch erscheinende Carapax von *Hemigrapsus sanguineus* besitzt drei Zähne an jeder Seite und ist meist dunkel gefleckt. Bei adulten Tieren kann er 30 - 40 mm breit werden. Die Schreitbeine wirken durch eine Hell-Dunkel-Färbung geringelt. Auffälliges Merkmal an den Scheren adulter Männchen ist ein blasenförmiges Vesikel an der Basis des Dactylus. Juvenile Tiere und Weibchen sind schwer von der Schwesterart → *Hemigrapsus takanoi* zu unterscheiden. Sie besitzen aber im Gegensatz zu letzterer einen durchgehenden ‚infraorbital ridge‘, einen scharfen Kamm unterhalb der Augenstiele, der bei → *H. takanoi* unterbrochen ist (BRETON et al. 2002, GITTENBERGER et al. 2010).

Die Felsenkrabben sind flinke und gute Kletterer und leben häufig unter Steinen, versteckt auf felsigen und algenbedeckten Untergründen und in stärker exponierten Habitaten mit höherer Salinität und sandigerem Sediment als die Schwesterart → *H. takanoi* (DAUVIN et al. 2009, LANDSCHOFF et al. 2013, O’CONNOR 2014). Ihre Ansiedlung an den Sedimentküsten der Nordsee wird durch künstliche Hartsubstrate in Häfen, durch Wasserbau und Küstenschutz ermöglicht (LANDSCHOFF et al. 2013).

Die Tiere sind omnivore Opportunisten und sind bezüglich ihrer Umweltansprüche sehr anpassungsfähig. Die Weibchen reproduzieren im

Sommer 3 - 4 mal mit mehreren zehntausend Eiern je Brut. Die Hauptphase der Reproduktion ist im Spätsommer, setzt sich aber auf niedrigem Niveau nahezu den gesamten Winter hindurch fort (GEBURZI et al. 2018). Nach etwa einem Monat in der Wassersäule gehen die Larven zum Bodenleben über. Während die adulten Krabben auch bei Salinitäten von nur 10 überleben können, erfordert die Entwicklung der Larven eine höhere Salinität (MICU et al. 2010).

Auswirkungen und invasives Potential:

Hemigrapsus sanguineus wird ein erhebliches invasives Potential zugeschrieben. An der amerikanischen Atlantikküste kam es zu einer rasanten Ausbreitung bei hohen Abundanzen (LORD & WILLIAMS 2017). Insgesamt ergab sich aber das Bild eines ‚boom and bust‘-Geschehens (DAUVIN et al. 2009). In Nordfrankreich ließ die Überprüfung der Bestände zwischen 2008 und 2010 vermuten, dass hier das Maximum noch nicht erreicht war (DAUVIN 2009a, b, DAUVIN & DUFOSSÉ 2011), und auch für die deutsche Nordseeküste (Helgoland) erwarteten JUNGBLUTH et al. (2017) eine weitere Zunahme.

Sowohl *H. sanguineus* als auch die Schwesterart → *H. takanoi* konkurrieren sehr erfolgreich um Raum und Nahrung mit der heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas* (DAUVIN 2009a, HOBBS et al. 2017, VAN DEN BRINK & HUTTING 2017, BOUWMEESTER et al. 2020). Wie die Strandkrabbe fressen die Felsenkrabben zu einem großen Anteil Mollusken wie juvenile *Mytilus edulis* oder *Littorina littorea* (GERARD et al. 1999, DAUVIN 2009a). Die weiblichen Tiere ernähren sich offenbar stärker von Algen (KARLSSON et al. 2019). Bei moderaten Dichten ist Kannibalismus bei beiden *Hemigrapsus*-Arten gering, ebenso die Prädation an Jungtieren der Schwesterart, wohingegen die Prädation an juvenilen *Carcinus maenas* ausgeprägt ist (GRIFFEN et al. 2015, GEBURZI et al. 2018).

In Nordfrankreich wurden bei hohem Aufkommen von *H. sanguineus* geringe Dichten der Strandkrabbe festgestellt (DAUVIN & DUFOSSÉ 2011). Im deutschen Wattenmeer konnten LANDSCHOFF et al. (2013) zeigen, dass juvenile *C. maenas* Steinschüttungen meiden, unter denen sich *H. sanguineus* aufhält. An der amerikanischen Ostküste hatte *H. sanguineus* den dort eingeschleppten *C. maenas* von einigen Küstenabschnitten und in einigen Habitaten weit-

gehend verdrängt (LOHRER & WHITLATCH 2002, O'CONNOR 2014). Über einen längeren Zeitraum betrachtet kann sich jedoch die Populationsdynamik von Neuankömmlingen und Alteingesessenen lokal auch entgegen den Erwartungen entwickeln (O'CONNOR 2018). Mechanismen, die bei Nahrungsknappheit zwischen reproduktivem Erfolg und individuellem Wachstum entscheiden, werden diskutiert und sind nicht vollständig verstanden (GRIFFEN et al. 2015, 2020).

Ein kontinuierliches Monitoring der Bestände wird empfohlen (DAUVIN 2009b, O'CONNOR 2018).

Literatur: ANDERSEN et al. in prep., BERGGREN & KARLSSON 2017, BLAKESLEE et al. 2017, BOETS et al. 2012a, BOUWMEESTER et al. 2020, BRETON et al. 2002, DAUVIN 2009a, b, DAUVIN et al. 2009, DAUVIN & DUFOSSÉ 2011, GEBURZI et al. 2018, GERARD et al. 1999, GITTENBERGER et al. 2010, GOLLASCH 1999, GOTHLAND et al. 2013, GRIFFEN et al. 2015, 2020, HOBBS et al. 2017, JUNGBLUTH et al. 2017, KARLSSON et al. 2019, KERCKHOF et al. 2007, LANDSCHOFF et al. 2013, LOHRER & WHITLATCH 2002, LORD & WILLIAMS 2017, MICU et al. 2010, OBERT et al. 2007, O'CONNOR 2014, 2018, SCHUBART 2003, SEELEY et al. 2015, STATES OF JERSEY 2017, VAN DEN BRINK & HUTTING 2017, WOLFF 2005

Hemigrapsus takanoi Asakura and Watanabe, 2005

(H. penicillatus (De Haan, 1835))

Erstmals für Deutschland wurden 1993 mehrere Individuen der Art *Hemigrapsus takanoi* in Bremerhaven im Bewuchs eines Schiffes entdeckt. Der Fund blieb aber isoliert von einer späteren Ausbreitung. Diese begann 2007 im niedersächsischen Wattenmeer vor Norddeich. Seitdem haben sich die Krabben an der gesamten deutschen Nordseeküste angesiedelt. Aufgrund der ungeklärten Taxonomie wurden zunächst die Namen *Hemigrapsus takanoi* und *Hemigrapsus penicillatus* synonym verwendet. Genetische Studien zeigten dann aber, dass es sich bei allen europäischen Tieren um die Art *H. takanoi* handelt. Wie für → *H. sanguineus* wird eine Konkurrenz zu *Carcinus maenas* durch räumliche Verdrängung und Nahrungskonkurrenz angenommen.



Die männlichen Pinsel-Felsenkrabben *Hemigrapsus takanoi* zeichnen sich durch ein Haarpolster an der Basis der Scheren-Englieder aus, hier als dunkle Flecken (Pfeile) zu erkennen. Carapaxbreite ca. 30 mm. (Foto K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Zunächst war die Artzugehörigkeit der europäischen Populationen unsicher, und es wurden die Namen *Hemigrapsus penicillatus* (DE HAAN,

1835) und *Hemigrapsus takanoi* (ASAKURA and WATANABE, 2005) synonym verwendet. ASAKURA & WATANABE (2005) sowie MARKERT et al. (2014) zeigten, dass es sich um unterschiedliche Spe-

zies handelt und die europäischen Tiere der Art *H. takanoi* zuzurechnen sind.

Deutscher Name: Pinsel-Scherenkrabbe/-Felsenkrabbe

Englischer Name: brush-clawed shore crab

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Marin (bis mesohalin; NOUR et al. 2020)

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Japan, Korea, China)

Vektor: Im Bewuchs von Schiffen gefunden, eventuell auch durch Ballastwasser verbreitet (GOLLASCH 1999). Austernimporte (WOLFF 2005, DAUVIN & DELHAY 2010) sind weniger wahrscheinlich (MAKINO et al. 2018). Genetische Untersuchungen deuten auf mehrfache Einschleppungen hin (MAKINO et al. 2018).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1993, sechs Einzelindividuen im Schiffsbewuchs (GOLLASCH 1999)
2007, erste Population im Wattenmeer bei Norddeich (OBERT et al. 2007)

Ostsee: 2014, Kieler Förde (GEBURZI et al. 2015)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Im August 1993 zeigte der Fund von sechs juvenilen *Hemigrapsus takanoi* im Bewuchs eines Autotransporters, der von Japan über Korea kommend Bremerhaven anlief, dass Felsenkrabben über diesen Weg eingetragen werden können (GOLLASCH 1999). Im darauffolgenden Jahr 1994 fand man an der französischen Atlantikküste bei La Rochelle erste europäische Populationen, die sich wahrscheinlich schon 1993 dort angesiedelt hatten (NOËL et al. 1997). Innerhalb weniger Jahre erschienen die Krabben in Nordspanien (1996), an der französischen Kanalküste (Le Havre, 1997), in Belgien (2003), in der Oosterschelde (2000) und im niederländischen Wattenmeer (BRETON et al. 2002, WOLFF 2005, DAUVIN et al. 2009, GITTENBERGER et al. 2010, SOORS et al. 2010). Dort sind sie inzwischen überall verbreitet und zahlreich. Die Besiedlung der britischen Küste erfolgte verzögert. 2014 fand man erste lebende Tiere, und bei Durchsicht alter Sammlungen zeigte sich rückwirkend, dass *Hemigrapsus takanoi* bereits 2013 im Südosten Englands vorgekommen war (WOOD et al. 2015).

In Deutschland etablierten sich die Krabben ab 2007 erfolgreich im Watt vor Norddeich (OBERT et al. 2007). 2008 meldete die ‚Schutzstation Wattenmeer‘ bereits Vorkommen bei Büsum, und 2009 hatte *H. takanoi* das Nordsylter Watt bei List erreicht (LACKSCHEWITZ et al. 2009). Seit 2010 besiedelte die Art die gesamte deutsche Nordseeküste (LANDSCHOFF et al. 2013).

Einzelne Felsenkrabben, die rückwirkend nicht sicher einer der beiden *Hemigrapsus*-Arten zugeordnet werden konnten, wurden 2008 an der dänischen Høyer Schleuse und 2010 im Hafen von Rømø beobachtet (K. REISE, C. BUSCHBAUM, pers. Beob.). Dagegen wurden beide *Hemigrapsus*-Arten im März 2012 im Hafen der dänischen Insel Rømø sicher identifiziert (K. REISE, pers. Beob.).

Für den Oslofjord werden bei <https://artskart.artsdatabanken.no> zwei Nachweise aus dem Jahr 2020 genannt, und für das Gebiet von Skagerrak und Kattegat geben KARLSSON et al. (2019) sowie www.havochvatten.se/frammandearter zahlreiche Funde seit 2016 an. Bei der dänischen Insel Seeland sammelten KNUDSEN et al. (2020) Tiere zur Entwicklung genetischer Sonden für ein standardisiertes Neobiota-Monitoring.

An der deutschen Ostseeküste wurden erste Tiere bereits 2014 in der Kieler Förde entdeckt (GEBURZI et al. 2015), für die ein Eintrag aus der Nordsee über den Nord-Ostsee-Kanal (NOK) vermutet wird. Die Tiere bildeten schon bald ausgedehnte Populationen, die sogar bei der vergleichsweise niedrigen Salinität reproduktiv waren (NOUR et al. 2020). Bis 2016 hatte *Hemigrapsus takanoi* sich südostwärts bis in die Wismarbucht ausgebreitet (WRANIK 2017) und wurde 2017 an mehreren Abschnitten der westlichen Ostseeküste gefunden (GEBURZI et al. 2020).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl.

Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: WOOD et al. 2015

Frankreich: DAUVIN et al. 2009

Belgien: KERCKHOF et al. 2007, DAUVIN et al. 2009, SOORS et al. 2010, BOETS et al. 2012a

Niederlande: WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010

Deutschland: OBERT et al. 2007, LANDSCHOFF et al. 2013, CORNELIUS et al. 2021

Dänemark: K. REISE, pers. Beob.

Norwegen: <https://artskart.artsdatabanken.no>

Schweden: KARLSSON et al. 2019,

www.havochvatten.se/frammandearter

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: KARLSSON et al. 2019

Dänemark: KNUDSEN et al. 2020

Deutschland: GEBURZI et al. 2015, 2020, WRANIK 2017, NOUR et al. 2020

Zur Biologie und Ökologie:

Die japanische Pinsel-Felsenkrabbe *Hemigrapsus penicillatus* wurde von ASAKURA & WATANABE (2005) aufgrund morphologischer und gelektrophoretischer Unterschiede (M. TAKANO) in die Arten *H. penicillatus* und *H. takanoi* aufgetrennt. Letztere wurde als die nach Europa eingeschleppte Spezies angesehen, was später durch genetische Untersuchungen von MARKERT et al. (2014) bestätigt wurde. Vorher tauchten in der Literatur beide Namen für europäische Bestände auf.

Wie auch die Schwesterart → *H. sanguineus* erscheint *H. takanoi* aufgrund der Carapaxform quadratisch. Die auffällige Farbringelung der Beine bei → *H. sanguineus* ist bei *H. takanoi* nicht so stark ausgeprägt, und mit einer Carapaxbreite unter 30 mm bleiben sie ausgewachsen etwas kleiner. Adulte Männchen besitzen an den Scheren ein Haarpolster (Pinsel-Scherenkrabbe) in einem begrenzten Areal. Die Unterscheidung von Weibchen und Juvenilen zur Schwesterart ist schwieriger. Jedoch ist der ‚infraorbital ridge‘, eine Leiste unterhalb der Augentiele, unterbrochen und nicht durchgehend wie bei → *H. sanguineus* (BRETON et al. 2002, GITTENBERGER et al. 2010).

Verglichen mit → *H. sanguineus* kommt *H. takanoi* auch bei niedrigeren Salzgehalten in der westlichen Ostsee vor. Während die adulten Krebse ein sehr weites Spektrum an Salinität tolerieren, erfordert die Larvalentwicklung eine Salinität von mindestens 20 (NOUR et al. 2021). Die Art bevorzugt schlackigere Sedimente mit geringerer Hydrodynamik und ist häufig in geschützteren Habitaten, unter Steinen und auf eulitoralen Muschelbänken zu finden (DAUVIN et al. 2009, LANDSCHOFF et al. 2013). Dort ernähren sich die Männchen bevorzugt von juvenilen Muscheln, die Weibchen eher von Amphipoden (CORNELIUS et al. 2021). Die Weibchen können im Verlauf des Sommers 3 - 4 Bruten mit bis zu 50.000 Eiern (DAUVIN et al. 2009) produzieren. Während die Krabben im Ursprungsgebiet Salinitäten um 25 für eine erfolgreiche Larvalentwicklung brauchen, wurden in der westlichen Ostsee eiertragende Weibchen noch bei Salzgehalten um 15 beobachtet (NOUR et al. 2020).

Auswirkungen und invasives Potential:

Aufgrund vergleichbarer Klima- und Umweltbedingungen in ihrer asiatischen Heimat wird der Pinsel-Scherenkrabbe ein erhebliches Potential für eine weitere Kolonisierung europäischer Küsten zugeschrieben, begünstigt durch eine hohe Reproduktionsrate sowie ihre Salinitäts- und Temperaturtoleranz.

Eine Konkurrenz beider *Hemigrapsus*-Arten zur heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas* ist insofern gegeben, als sich ihre Habitate und Nahrungsansprüche überschneiden. Dabei ist *H. takanoi* aggressiver und der heimischen Strandkrabbe bezüglich Nahrung und dem Besetzen von Verstecken überlegen (VAN DEN BRINK & HUTTING 2017). Unter geeigneten Bedingungen vervielfachen sich die Abundanzen der Felsenkrabben innerhalb weniger Jahre und können dann im Verhältnis der Arten deutlich dominieren (DAUVIN et al. 2009, CORNELIUS et al. 2021). Obwohl die Konsumptionsrate einzelner *Hemigrapsus*-Individuen die der heimischen Krabbe nicht übersteigt, dezimieren allein die hohen Dichten der fremden Felsenkrabben das Vorkommen von Beuteorganismen (CORNELIUS et al. 2021). Prädation zwischen beiden *Hemigrapsus*-Arten oder innerhalb einer Spezies scheint nur nachgeordnet eine Rolle zu spielen, ist aber ausgeprägt gegenüber juvenilen *Carcinus maenas* (GEBURZI et al. 2018). In Gebieten mit kommerzieller Muschelzucht befürchtet man, ebenso wie durch die Schwesterart → *H. sanguineus*, negative Auswirkungen auf die Muschelbrut (DAUVIN 2009b).

Literatur: ASAKURA & WATANABE 2005, BOETS et al. 2012a, BRETON et al. 2002, CORNELIUS et al. 2021, DAUVIN 2009b, DAUVIN et al. 2009, DAUVIN & DELHAY 2010, GEBURZI et al. 2015, 2018, 2020, GITTENBERGER et al. 2010, GOLLASCH 1999, KARLSSON et al. 2019, KERCKHOF et al. 2007, KNUDSEN et al. 2020, LACKSCHEWITZ et al. 2009, LANDSCHOFF et al. 2013, MAKINO et al. 2018, MARKERT et al. 2014, NOËL et al. 1997, NOUR et al. 2020, 2021, OBERT et al. 2007, SOORS et al. 2010, VAN DEN BRINK & HUTTING 2017, WOLFF 2005, WOOD et al. 2015, WRANIK 2017
<https://artskart.artsdatabanken.no>,
norwegische Datenbank (access 14.05.21),
[Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](#)

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt <https://www.havochvatten.se/download/18.471ba8c1159651a345be529d/1484212192881/faktablad-hemigrapsus-takanoi.docx> (update 07.12.2016)

Homarus americanus* H. Milne Edwards, 1837

Abb. in STEBBING et al. 2012 (doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2012.1.1.04>)
NOBANIS Datenbank (Alien Invasive Species Profile (factsheet) (nobanis.org))
KAMPOURIS et al. 2021
(<https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.1.18>)

Deutscher Name: Amerikanischer Hummer
Englischer Name: American lobster

Status: Nicht-etabliert in deutschen Gewässern

Homarus americanus ist an der amerikanischen und kanadischen Ostküste beheimatet und wird von dort als hochpreisiges Nahrungsmittel lebend auch nach Europa exportiert. Seit den 1960er Jahren wurden an europäischen Küsten immer wieder Tiere gefangen, die offenbar unbeabsichtigt oder beabsichtigt aus dieser Quelle freigesetzt worden waren.

Amerikanische Hummer sind größer als ihre europäischen Verwandten und unterscheiden sich von diesen morphologisch, insbesondere durch ventrale Zähne am Rostrum. Letztlich sind die äußeren Merkmale aber nicht ausreichend für eine eindeutige Diagnose, für die eine genetische Untersuchung unumgänglich ist (JØRSTAD et al. 2007, STEBBING et al. 2012). Insofern wird angenommen, dass amerikanische Tiere vielfach unerkannt geblieben sind und ihre Anzahl in europäischen Gewässern höher ist als dokumentiert (BARRETT et al. 2020).

Anders als in der Ostsee, wo die Art aufgrund niedriger Salzgehalte nicht längerfristig überleben kann, ist die Etablierung des Amerikanischen Hummers in der Nordsee durchaus möglich. Noch fehlen dafür Nachweise, jedoch ist bekannt, dass Tiere auch in deutschen Gewässern ausgesetzt wurden und werden, so dass mit Funden dieser Art bzw. Hybriden zukünftig durchaus gerechnet werden kann (H.-D. FRANKE, pers. Mitt. 07.2014). **Bis jetzt gibt es von deutschen Küsten nur einen Nachweis unbekannter Herkunft aus der Ostsee**, Lübecker Bucht (RABITSCH & NEHRING 2017).

Der zahlenmäßig begrenzten Population des Europäischen Hummers (*Homarus gammarus*) in deutschen Gewässern kann durch die Ausbreitung der größeren amerikanischen Art eine

ernstzunehmende Bedrohung erwachsen, direkt durch Prädation (ØRESLAND et al. 2017) oder indirekt durch Nahrungs- und Raumkonkurrenz (BARRETT et al. 2020). Ein weiteres Risiko stellen Hybridisierungen mit dem Europäischen Hummer dar, die bei den Weibchen von *H. americanus* zu vitaler Nachkommenschaft führen (VAN DER MEEREN et al. 2010, STEBBING et al. 2012). Eiertragende Weibchen mit Hybrideiern wurden an der schwedischen Westküste bereits nachgewiesen (ØRESLAND et al. 2017).

Auch die Einschleppung von Krankheiten gefährdet die europäischen Bestände, etwa die für europäische Hummer letal verlaufende Krankheit Gaffkemia, die vom Bakterium *Aerococcus viridans* var. *homari* ausgelöst wird, oder die ‚Epizootic shell disease‘ (STEBBING et al. 2012).

Insbesondere Länder wie Großbritannien (STEBBING et al. 2012, BARRETT et al. 2020), Schweden (ØRESLAND et al. 2017) und Norwegen (JØRSTAD et al. 2007) verzeichneten in der Vergangenheit Fänge von *H. americanus*. In Schweden versuchte man, den Import lebender Tiere zu unterbinden und initiierte Untersuchungen zum Vorkommen und zu einer Risikoabschätzung für die heimischen Hummer (SWEDISH AGENCY FOR MARINE AND WATER MANAGEMENT REPORT 2016, BARRETT et al. 2020). Einzelnachweise wurden auch aus den Niederlanden und Dänemark bekannt (AquaNIS Datenbank). Inzwischen sind lebende Amerikanische Hummer, die vermutlich dem kommerziellen Handel mit Meerestieren entstammen, auch im östlichen Mittelmeer gefangen worden (PAVIČIĆ et al. 2020, KAMPOURIS et al. 2021).

Teilweise gibt es deutliche Hinweise, dass die Tiere direkt aus dem Lebendtierhandel stammen (die Scheren sind durch Gummimanschetten fixiert), in anderen Fällen war die Herkunft und Aufenthaltsdauer in den europäischen Gewässern nicht festzustellen (ØRESLAND et al. 2017).

Literatur: BARRETT et al. 2020, JØRSTAD et al. 2007, KAMPOURIS et al. 2021, ØRESLAND et al. 2017, PAVIČIĆ et al. 2020, RABITSCH & NEHRING 2017, STEBBING et al. 2012, SWEDISH AGENCY FOR MARINE AND WATER MANAGEMENT REPORT 2016, VAN DER MEEREN et al. 2010

Pacifastacus leniusculus (Dana, 1852)

Abb. in [Flusskrebse \(av-ostritz.de\)](#)

Deutscher Name: Signalkrebs

Englischer Name: signal crayfish

An der schleswig-holsteinischen Ostküste wurden verschiedenen Medienberichten zufolge im Spätsommer/Herbst 2021 vermehrt nordamerikanische Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus*) in der Schlei gefangen. Da sich parallel in jüngster Vergangenheit dort auch der heimische Edelkrebs (*Astacus astacus*) angesiedelt hatte, wird befürchtet, dass der Signalkrebs die heimische Spezies verdrängt. Beide Arten sind ganz überwiegend im Süßwasser zuhause, können aber offensichtlich mit den Brackwasserbedingungen der Schlei zurechtkommen. Wie auch der amerikanische Kamberkrebs → *Faxonius limosus* überträgt der Signalkrebs die Krebspest (*Aphanomyces astaci*), gegen die er selbst immun ist. *Astacus astacus* und *Pacifastacus leniusculus* ähneln sich in ihren Nahrungs- und Habitatansprüchen (WESTMAN 2002), generell gilt der Signalkrebs aber als konkurrenzstärker und ist anspruchslos bezüglich der Wasserqualität. *Pacifastacus leniusculus* zeichnet sich äußerlich durch einen weißen Fleck auf den Scheren an der Basis des Dactylus aus ([Flusskrebse \(av-ostritz.de\)](#)).

In europäischen Binnengewässern kennt man den Signalkrebs bereits seit den 1960er und 1970er Jahren. In einigen Ländern wurde er ab-

sichtlich ausgesetzt, um den Rückgang des heimischen *Astacus astacus* zu kompensieren, aber es etablierten sich auch freigelassene Aquarientiere. Seit 1960 importierte Schweden große Mengen der nordamerikanischen Krebse, und in den 1970er Jahren betrugen die Einfuhren bis zu 2.000 t jährlich. Damit wurden die durch die Krebspest extrem dezimierten Bestände heimischer Krebse in den schwedischen Binnengewässern aufgestockt bzw. ersetzt (WESTMAN 2002).

Nach WESTMAN (2002) gab es in Österreich erste Vorkommen 1969, in Polen 1971, in Deutschland und Frankreich 1972 und in den späteren 1970er Jahren in weiteren Ländern. Inzwischen kommt *Pacifastacus leniusculus* in 27 europäischen Ländern vor (ROSEWARNE et al. 2013) und tritt auch in küstennahen Gebieten wie dem belgisch-niederländischen Rheindelta auf (LEMMERS et al. 2021).

Für deutsche Gewässer scheint es nicht gesichert zu sein, ob die hiesigen Populationen letztlich auf die massiven schwedischen Importe oder eher auf das Aussetzen von Aquarientieren zurückzuführen sind ([Flusskrebse \(av-ostritz.de\)](#)).

Literatur: LEMMERS et al. 2021, ROSEWARNE et al. 2013, WESTMAN 2002

[Flusskrebse \(av-ostritz.de\)](#)

Pagurus longicarpus Say, 1817

Das Ursprungsgebiet dieses Einsiedlerkrebses ist der Westatlantik. An der nordamerikanischen Ostküste kommt er vom St.-Lorenz-Golf bis zum Golf von Mexiko vor. Bei einer Monitoring-Untersuchung im August 2020 wurden an der deutschen Nordseeküste erstmals zahlreiche Individuen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer (Meldorfer Bucht) gefangen. 2021 konnte das Vorkommen erneut belegt und eine weitere Ausbreitung festgestellt werden (NEUMANN et al. 2022). Die Artzugehörigkeit der Tiere wurde über ein DNA-Barcoding bestätigt. Verschiedene Altersklassen und eiertragende Weibchen deuteten auf eine reproduktive Population hin. Funde aus dem Jadebusen von **2018** konnten rückwirkend als *P. longicarpus* diagnostiziert werden. Inzwischen sind weitere Funde aus dem Wattenmeer von Langeoog bis Hallig Langeness bekannt geworden (T. DOLCH und eigene Beobachtungen).



Der amerikanische Einsiedlerkrebs ist am langen rechten Scherenarm vom heimischen *Pagurus bernhardus* leicht zu unterscheiden. (Foto: K. Reise)

Literatur: NEUMANN et al. (2022)

Palaemon elegans Rathke, 1836



Im lebenden Zustand sind die leuchtend blauen Bereiche an den Extremitäten von *Palaemon elegans* sehr auffällig. Eine schwarz-gelbe Pigmentierung verleiht den Felsengarnelen ein getigertes Aussehen. (Foto K. Reise)

Abb. in JANAS et al. 2004
Schwedische Datenbank
faktablad-palaemon-elegans-elegant-tangraka.pdf
(havochvatten.se) (update 04.11.2014)

Deutscher Name: Kleine Felsengarnele
Englischer Name: grass prawn, rockpool shrimp

Die Garnele *Palaemon elegans* ist im Nordostatlantik, einschließlich des Mittelmeeres, Schwarzen Meeres und der Nordsee heimisch (HOLT-HUIS 1961, HAYWARD & RYLAND 2017, CAMPBELL 1994 zit. in KOTTA & KURPRIJANOV 2012, D'UDEKEM D'ACQZ 1999 zit. in DELI et al. 2018). Sie gilt für die Nordsee als heimisch, für die östliche Ostsee als kryptogen bzw. eingeschleppt. In den 1950er Jahren wurde sie unbeabsichtigt in den Aralsee und das Kaspische Meer eingetragen (D'UDEKEM D'ACQZ, 1999 zit. in DELI et al. 2018). Um die Jahrtausendwende kamen sehr wahr-

scheinlich Larven im Ballastwasser von Schiffen in die östliche Ostsee (GRABOWSKI 2006, REUSCHEL et al. 2010), und die Art ist daher in diesem Gebiet als Neozoon anzusehen. Genetische Studien belegen, dass im Nordostatlantik drei Haplotypen auftreten (REUSCHEL et al. 2010), mit einer klaren Trennung zwischen den atlantischen und den Mittelmeer-Populationen. Ob diese hybridisieren ist unsicher (GONZALEZ CASTELLANO et al. 2020). Geographisch getrennt von der atlantischen Population (Typ I) existieren eine Mittelmeer-Populationen (Typ II) sowie ein im östlichen Mittelmeer sowie ponto-kaspischen Raum vorkommender Haplotyp (Typ III). Während in der Nordsee und westlichen Ostsee der Typ I vorherrscht, findet sich in der östlichen Ostsee die aus dem östlichen Mittelmeer und dem ponto-kaspischen Raum stammende Variante Typ III (REUSCHEL et al. 2010).

Mit Beginn der 2000er Jahre beobachtete man eine schnelle und effektive Ausbreitung von *Palaemon elegans* in der östlichen Ostsee, die sich wahrscheinlich nicht primär von den Populationen aus der Nordsee ableitet. Während die schwedische Datenbank (www.havochvatten.se/frammandearter) die Art für die schwedische Westküste als heimisch betrachtet, bezeichnen STÆHR et al. (2020) sie im Kattegat als kryptogen. Genetische Analysen von REUSCHEL et al. (2010) zeigen, dass in der südwestlichen Ostsee (Kiel) die Haplotypen I und III auftreten. Dagegen finden die Autoren in der Danziger Bucht (Polen) nur die ponto-kaspische Variante Typ III.

Im polnischen Weichseldelta bildete *Palaemon elegans* spätestens seit dem Jahr 2000 eine stabile, reproduzierende Population und hat im Frischen Haff inzwischen die heimische *Palaemon adspersus* verdrängt (GRABOWSKI 2006). Für die südfinnische Küste konnten KATAJISTO et al. (2013) dieses allerdings nicht bestätigen. Auch in den Häfen der Danziger Bucht beobachteten JANAS et al. (2004) in den Jahren 2002 und 2003 große Schwärme. An der Küste Litauens trat *Palaemon elegans* erstmals 2002 auf (LESUTIENĖ et al. 2014) und in Finnland 2003 (KATAJISTO et al. 2013). Seit 2011 breitete sich die Garnele sehr schnell an den estnischen Küsten aus, wo sie vermutlich schon im Jahr 2010 vorkam (KOTTA & KUPRIJANOV 2012). Dagegen wurden im östlichen, russischen Teil des Finnischen Meerbusens mit seinen niedrigen Salinitäten keine Tiere gefunden (KATAJISTO et al. 2013).

In der deutschen Ostsee wird der Status von *Palaemon elegans* diskutiert und ist möglicherweise uneinheitlich und auch abhängig von der genauen geographischen Lage. Während eini-

ge Autoren davon ausgehen, dass die Garnele im Bereich östlich der Darßer Schwelle als Neozoon anzusehen ist (IfAÖ 2017b für Wismar, Rostock, Sassnitz), betrachten andere sie als heimisch (ZETTLER & ZETTLER 2020).

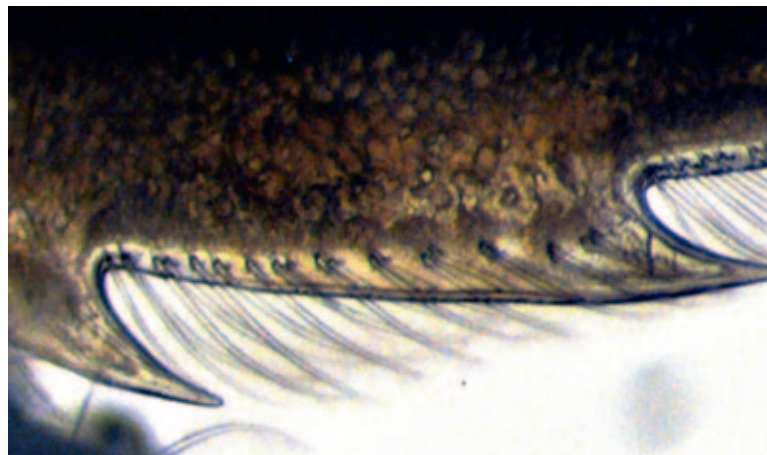
Durch ihr charakteristisches Aussehen sind die lebenden Tiere in den meisten Fällen unverkennbar. Der Körper wirkt durch dunkelbraune und gelbliche Querbänder getigert, und leuchtend hellblaue und gelbe Abschnitte an den vorderen Extremitäten verleihen den Garnelen ein auffälliges Erscheinungsbild (schwedische Datenbank, JANAS et al. 2004). Das Rostrum trägt 7 - 9 dorsale und größtenteils 3 ventrale Zähne (GONZALES-ORTEGON & CUESTA 2006). Die Vorkommen sind in der Regel an Makrophytenbestände wie Seegraswiesen und Algen im Flachwasser gebunden oder sie halten sich in Häfen an und im Bewuchs von algenbesetzten Hartsubstraten wie etwa Schwimmpontons auf. Die Art gilt als omnivor und ernährt sich überwiegend von filamentösen Algen, kann aber situationsbedingt auch räuberisch leben (KOTTA & KUPRIJANOV 2012).

Literatur: DELI et al. 2018, GONZALES-ORTEGON & CUESTA 2006, GONZALES CASTELLANO et al. 2020, GRABOWSKI 2006, HAYWARD & RYLAND 2017, HOLT-HUIS 1961, IfAÖ 2017b, JANAS et al. 2004, KATAJISTO et al. 2013, KOTTA & KUPRIJANOV 2012, LESUTIENĖ et al. 2014, REUSCHEL et al. 2010, STÆHR et al. 2020, ZETTLER & ZETTLER 2020

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, [Datenblatt faktablad-palaemon-elegans-elegant-tangraka.pdf](#) (havochvatten.se)

Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902

Palaemon macrodactylus stammt aus dem Nordwestpazifik und ist weltweit verbreitet. Durch die Ähnlichkeit zu heimischen *Palaemon*-Arten wurde ihre Anwesenheit erst verspätet an europäischen Küsten entdeckt. Der erste Nachweis aus der deutschen Nordsee, wo die Garnele inzwischen stabile Bestände bildet, stammt von 2004. Durch ihre hohe Salinitätstoleranz konnte sie auch den Nord-Ostsee-Kanal (NOK) besiedeln und hatte 2019 in Kiel die schleswig-holsteinische Ostseeküste erreicht.



Palaemon macrodactylus (fixiertes Material); der obere Rand des Rostrums ist mit mehr Zähnen besetzt (hier 11) als bei den heimischen Arten, der untere Rand weist eine Doppelreihe gefiederter Borsten auf.

Größe der Garnele lt. Literatur bis 70 mm, i. d. R. kleiner, 30 - 40 mm (Fotos D. Lackschewitz)

Deutscher Name: Wander-Felsengarnele
Englischer Name: oriental shrimp

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (China, Korea, Japan). Inzwischen weltweit verbreitet (ASHELBY et al. 2004, 2013, D'UDEKEM D'ACÓZ et al. 2005, SPIVAK et al. 2006, GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007, CHÍCARO et al. 2009, MICU & NIȚĂ 2009 u. a. m.)

Vektor: Unbekannt; wahrscheinlich als Larven im Ballastwasser, sekundär vermutlich durch eine Kombination aus natürlicher Verbreitung der Larven mit Strömungen und Küstenschiffahrt (GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007, LAVESQUE et al. 2010, ASHELBY et al. 2013). Ob eine primäre Einschleppung nach Europa ein oder mehrmals erfolgte, ist unbekannt (ASHELBY et al. 2013). ASHELBY et al. (2004, 2013) verweisen auch auf die Möglichkeit freigesetzter Aquarientiere und den Handel mit Garnelen für den Restaurantbedarf oder als Angelköder. Dieses kann für Deutschland ausgeschlossen werden. Viele Funde stammten zunächst aus der Nähe großer, inter-

nationaler Häfen, was die Annahme einer Einschleppung mit Schiffen stützt.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2004, Geeste-Mündung, Weser-Ästuar (GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007)

Ostsee: 2009 NOK (DÜRR 2010), 2019 Kiel (BOCK & LIEBERUM 2019)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der genaue Zeitpunkt der Einschleppung von *Palaemon macrodactylus* nach Europa ist unbekannt, liegt aber vermutlich zu Beginn der 1990er Jahre. Da die Art offenbar lange Zeit mit der sehr ähnlichen *Palaemon longirostris* verwechselt worden war, blieb sie lange unentdeckt. Ein erster europäischer Fund von 1999 wurde aus der Mündung des Guadalquivir (Spanien) bekannt, und man nimmt an, dass sich die Garnele dort zwischen 1997 und 1999 angesiedelt hat (CUESTA et al. 2004, GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007).

Im westfranzösischen Gironde-Ästuar wurde ihre Anwesenheit rückwirkend für 1998 festgestellt (BÉGUER et al. 2007). Dort gilt sie inzwischen als etabliert (BÉGUER et al. 2011) und hat

ebenso die französische Ärmelkanalküste mit dem Ästuar der Seine erobert (BAFFREAU et al. 2018). In Großbritannien ergab die Kontrolle aller Proben, dass die Garnele bereits 1992 in der Themsemündung unerkannt vorgekommen war. Dieser Fund gilt als der früheste europäische Nachweis (ASHELBY et al. 2004, WORSFOLD & ASHELBY 2008).

Erste Individuen aus dem niederländisch-belgischen Grenzgebiet wurden 1999 in der Westerschelde bei Walsoorden gesammelt (D'UDEKEM D'ACOEZ et al. 2005), und 2003 fanden SOORS et al. (2010) *Palaemon macrodactylus* auch in Antwerpen. In den darauffolgenden Jahren wurde die Garnele von zahlreichen Küsten und Häfen entlang der belgischen und niederländischen Küste, einschließlich des niederländischen Wattenmeeres, gemeldet (FAASSE 2005, DE BLAUWE 2006b, TULP 2006, VLIZ 2020c).

An der deutschen Nordseeküste fand man im Juli 2004 erste Exemplare in der Geeste-Mündung (Weser-Ästuar) und im darauffolgenden Jahr weitere in Ostfriesland (GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007). Die erwartete zügige Ausbreitung von *P. macrodactylus* entlang der gesamten deutschen Nordseeküste wird durch zahlreiche Fänge in Häfen wie etwa Emden, Wilhelmshaven, Cuxhaven, Brunsbüttel und Büsum im Rahmen von Monitoring-Untersuchungen bestätigt (z. B. LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b, LIEBERUM & BOCK 2016). SCHÜCKEL et al. (2013) geben Funde aus der Jade sowie aus der offenen Nordsee an. Die prognostizierte Einwanderung in die Ostsee deutete sich schon 2009 durch Individuen im Nord-Ostsee-Kanal an (DÜRR 2010), aber erst 2019 konnten BOCK & LIEBERUM (2019) die Art im Hafen von Kiel nachweisen.

Bis jetzt wurde nur ein weiterer Fund aus der Ostsee publiziert. Im Sommer 2014 fanden JANAS & TUTAK (2014) Individuen in der Mündung des Flusses Wisła Śmiała bei Danzig, Polen. Die große Distanz zum nächsten bekannten Vorkommen in Kiel deutet auf einen Eintrag mit Schiffen hin.

Für skandinavische Küsten gibt die schwedische Datenbank

www.havochvatten.se/frammandearter im März 2021 keine Funde an, allerdings könnte die zunehmende Erwärmung des Meeres die Ausbreitung der Garnele begünstigen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: ASHELBY et al. 2004, WORSFOLD & ASHELBY 2008

Frankreich: östlicher Ärmelkanal (DEWARUMEZ et al. 2011, BAFFREAU et al. 2018)

Belgien: D'UDEKEM D'ACOEZ et al. 2005, SOORS et al. 2010, DE BLAUWE 2006b

Niederlande: D'UDEKEM D'ACOEZ et al. 2005, FAASSE 2005, TULP 2006,

Deutschland: GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: DÜRR 2010, BOCK & LIEBERUM 2019

Polen: JANAS & TUTAK 2014

Zur Biologie und Ökologie:

Die Länge von *Palaemon macrodactylus* wird mit bis zu 70 mm angegeben (ASHELBY et al. 2004), jedoch werden meist mittlere Größen von 30 - 45 mm gemessen. Abhängig von Umweltbedingungen kann die Färbung stark variieren (BÉGUER et al. 2007), wobei häufig ein heller Rückenstreifen auftritt. Von anderen Palaemoniden unterscheidet sich *P. macrodactylus* durch das Rostrum mit einer höheren Anzahl von Zähnen (bis zu 15) und einer ventralen Doppelreihe gefiederter Borsten sowie weiteren nur mikroskopisch erkennbaren Strukturen (ASHELBY et al. 2004, GONZÁLEZ-ORTEGÓN & CUESTA 2006).

Die Tiere leben überwiegend räuberisch, sind aber prinzipiell omnivor (ASHELBY et al. 2013, JANAS & TUTAK 2014). Sie produzieren im Freiland mindestens zwei Bruten pro Saison (ASHELBY et al. 2004) und sind an ein weites Spektrum von Umweltbedingungen angepasst. Da sie auch mit erhöhten Schadstoffmengen zurechtkommen, ist ein Transport im Ballastwasser möglich. Neben niedrigen Sauerstoffgehalten tolerieren sie einen breiten Temperatur- und Salinitätsbereich, der fast vom Süßwasser bis ins marine Milieu reichen kann (DÜRR 2010). Typischerweise sind sie in Ästuaren mit herabgesetzter Salinität, geschützten Häfen, Buchten oder Prielen verbreitet (ASHELBY et al. 2004, 2013, GONZÁLEZ-ORTEGÓN & CUESTA 2006).

Auswirkungen und invasives Potential:

Der Art wird ein hohes invasives Potential bescheinigt (LAVESQUE et al. 2010, BÉGUER et al. 2011), und eine fortschreitende Ausbreitung an

nordeuropäischen Küsten wird prognostiziert (BÉGUER et al. 2007, GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007, ASHELBY et al. 2013).

Starke Auswirkungen sind bisher in europäischen Gewässern nicht nachgewiesen worden (LAVESQUE et al. 2010). Eine signifikante Nahrungskonkurrenz zu heimischen Garnelen wie *Crangon crangon* oder *Palaemon longirostris* kann bei ansteigenden Abundanzen jedoch nicht ausgeschlossen werden (CHÍCARO et al. 2009, GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2010, SOORS et al. 2010). Mehrere Autoren (ASHELBY et al. 2004, BÉGUER et al. 2007 nach GIL-TURNES et al. 1989) weisen auch auf eine potentielle Gefährdung einheimischer Garnelenbestände durch die Einschleppung von Krankheiten hin. So sind z. B. die Eier von *P. macrodactylus* im Gegensatz zu den nativen Arten durch symbiontische Bakterien gegen eine Pilzinfektion resistent.

Andererseits stellt die Garnele für viele Vögel und Küstenfische ein zusätzliches Nahrungsangebot dar (ASHELBY et al. 2004, LAVESQUE et al. 2010).

Literatur: ASHELBY et al. 2004, 2013, BAFFREAU et al. 2018, BÉGUER et al. 2007, 2011, BOCK & LIEBERUM 2019, CHÍCARO et al. 2009, CUESTA et al. 2004, DE BLAUWE 2006b, DEWARUMEZ et al. 2011, D'UDEKEM D'ACÓZ et al. 2005, DÜRR 2010, FAASSE 2005, GONZÁLEZ-ORTEGÓN & CUESTA 2006, GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007, 2010, JANAS & TUTAK 2014, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b, LAVESQUE et al. 2010, LIEBERUM & BOCK 2016, MICU & NIȚĂ 2009, SCHÜCKEL et al. 2013, SOORS et al. 2010, SPIVAK et al. 2006, TULP 2006, VLIZ 2020c, WORSFOLD & ASHELBY 2008

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-palaemon-macrodactylus-rakor.pdf (havochvatten.se) (update 25.10.2010)

Rhithropanopeus harrisii (Gould, 1841)

Die kleine decapode Krabbe *Rhithropanopeus harrisii* stammt von der amerikanischen Atlantikküste und gilt als genuine Brackwasserart. In der zweiten Hälfte des 19. Jh. wurde ihr Vorkommen in Europa erstmals aus der niederländischen Zuiderzee (heute IJsselmeer) beschrieben. In Deutschland tauchte sie 1936 im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) und damit verbundenen Gewässern auf. Inzwischen kommt *Rhithropanopeus harrisii* in vielen Flussästuaren der deutschen Nord- und Ostsee vor, wo sie versteckt in strömungsberuhigten Zonen zwischen Steinen und Pflanzen lebt. Ihre sukzessive Ausbreitung scheint langsam vonstatten zu gehen, und bisher sind bemerkenswerte Auswirkungen in deutschen Gewässern ausgeblieben.



Die Carapaxbreite von *Rhithropanopeus harrisii* beträgt etwa 20 mm. Die Scheren, von denen eine etwas größer ist als die andere, sind an den Spitzen hell gefärbt, worauf etwa der englische oder schwedische Name ‚White-fingered mud crab‘ bzw. ‚Vitfingrad brackvatenskabbba‘ Bezug nimmt. (Fotos D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Pilumnus harrisii Gould, 1841

Pilumnus tridentatus Maitland, 1874

Heteropanope tridentatus Maitland (Es wird auch *Heteropanope tridentata* De Man, 1892 angegeben.)

Deutscher Name: Brackwasserkrabbe, Rundkrabbe, Zuiderzeekrabbe

Englischer Name: Harris mud crab, Zuiderzee crab, white-fingered mud crab, dwarf crab

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (in Brackwassergebieten der Nord- und Ostsee)

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Amerikanische Atlantikküste (CHRISTIANSEN 1969, zit. in ENO et al. 1997 und WOLFF 2005). Inzwischen in zahlreiche Länder eingeschleppt (ROCHE & TORCHIN 2007).

Vektor: Eine Verbreitung durch Schiffsverkehr wird allgemein angenommen, wobei der Larventransport im Ballastwasser bezweifelt wird (ENO et al. 1997, WOLFF 2005). Vielmehr wird vermutet, dass die Art durch ihre geringe Größe und gute osmoregulatorische Fähigkeiten für eine transozeanische Passage im Aufwuchs von Schiffen prädestiniert ist (NEHRING 2000b).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1975, Emden Hafen (KÜHL 1977a, b)

Ostsee: 1948, Schlei bei Lindaunis (KINNE & ROTTHAUWE 1952)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Erstmals wurde die Krabbe in Europa 1874 aus der Zuiderzee beschrieben, wo sie zu diesem Zeitpunkt allerdings in einigen Abschnitten schon sehr zahlreich war. Nach der Schließung dieser Meeresbucht im Jahr 1932 kam es zwischen 1933 und 1936 im jetzigen IJsselmeer zu einem Populationspeak (WOLFF 2005), gefolgt von einem Niedergang der Bestände (NEHRING 2000b). Der letzte Nachweis aus dem IJsselmeer stammt von 1943 (WOLFF 2005).

In Belgien wurde 1991 eine erste lebende Krabbe in der Westerschelde gefunden, nachdem

Totfunde bereits seit 1985 auf ein Vorkommen hingedeutet hatten (VAN DAMME et al. 1992).

An der französischen Ärmelkanalküste sind Populationen aus dem Seine-Ästuar bekannt (BAFFREAU et al. 2018), und DEWARUMEZ et al. (2011) vermuten die Besiedlung geeigneter Gewässer auch östlich davon an der französischen Nordseeküste.

An der britischen Westküste tauchte die Krabbe erstmals 1996 im Hafen von Cardiff auf (ENO et al. 1997) und schien sich lange nicht weiter auszubreiten (VLIZ 2020d, [A-Z of Invasive Marine Species: Rhithropanopeus harrisii - Conservation Articles & Blogs - CJ \(conservationjobs.co.uk\)](#)). 2019 wurden dann aber Individuen in London in der Themse gefunden (JARVIS & CLARK 2021).

Erste Funde von *Rhithropanopeus* in Deutschland stammen vom September 1936 aus dem NOK und dem damit verbundenen Flemhuder See (als *Heteropanope tridentatus*, KINNE & ROTTHAUWE 1952). Es wird vermutet, dass die Art bei der Erweiterung des Kanals 1910 - 1914 mit niederländischen Kähnen eingeschleppt wurde (NEHRING & LEUCHS 1999b). Inzwischen besiedeln Brackwasserkrabben dauerhaft den gesamten Nord-Ostsee-Kanal und sind weiterhin in Ausbreitung begriffen (NEHRING 2000b, BOCK & LIEBERUM 2016b).

An der deutschen Nordseeküste wurde 1975 ein erstes Individuum im Emden Hafen entdeckt (KÜHL 1977a), das sich zwischen den Kalkröhren des ebenfalls eingeschleppten Polychaeten → *Ficopomatus enigmaticus* versteckte (KÜHL 1977b). Zwischen 1987 und 1993 tauchten in der Gegend um Emden regelmäßig Tiere im Brackwasser und gelegentlich auch im reinen Süßwasser von Gräben auf (POST & LANDMANN 1994).

Fänge in den Ästuaren von Elbe, Weser und Eider gelangen in den 1990er Jahren. NEHRING (2000b) nimmt für die meisten Gewässer eigenständige Einschleppungen an, wohingegen Tiere aus dem Elbe-Ästuar wahrscheinlich der Kanalpopulation entstammen, da frühe Fundstellen sich nahe der westlichen Einfahrt in den NOK befanden (NEHRING & LEUCHS 1999b).

An der deutschen Ostseeküste wurden zwischen 1948 und 1950 größere Individuendichten bei Lindaunis an der Schlei festgestellt, die mit den Populationen im NOK offenbar nicht in ursächlichem Zusammenhang standen (KINNE & ROTHHAUWE 1952). Zeitnah erschien *Rhithropanopeus* in Polen im Weichseldelta (1951) und in der Danziger Bucht (1954). Da von den dazwischenliegenden Küstenabschnitten keine Vorkommen bekannt waren, ist wahrscheinlich von eigenständigen, voneinander unabhängigen Einschleppungen auszugehen (NEHRING 2000b). Von Polen aus wanderten die Krabben westwärts und erreichten in den 1980er Jahren das Achterwasser der Wolin-Usedomer Boddenkette (NEHRING 2000b). Seit den 1990ern besiedeln sie den Greifswalder Bodden, Strelasund und die Küsten von Rügen sowie die westlicher gelegenen Boddengewässer (ZETTLER & RÖHNER 2004, BIOCONSULT/LUNG 2014). 1998 wurden sie an der offenen Ostseeküste bei Warnemünde, Kühlungsborn, Kągdorf und Rerik nachgewiesen (NEHRING 2000b) und 2008 in der Unterwar-now bei Rostock (WITTFOTH & ZETTLER 2013).

Vorkommen von 1997 aus der Kieler Förde am Eingang des Nord-Ostsee-Kanals (BOTHMANN 1998 in NEHRING 2000b) sind wahrscheinlich der Kanalpopulation zuzurechnen.

Von den skandinavischen Küsten existieren nur wenige Nachweise. Neben frühen Einzelfunden aus dem Hafen von Kopenhagen 1953 und 1954 scheint sich die Krabbe in jüngerer Vergangenheit in Südost-Dänemark angesiedelt zu haben (JENSEN 2010f, der Originalbericht dazu konnte nicht eingesehen werden; STÆHR et al. 2020). An der schwedischen Küste wurde 2014 ein juveniles Individuum im Oxelösund, südlich Stockholm, entdeckt (BERGGREN 2015).

In der südlichen Ostsee findet man Vorkommen von Brackwasserkrabben entlang der Küsten von Polen (HEGELE-DRYWA & NORMANT 2014), Litauen (BAČEVICIUS & GASIŪNAITĖ 2008), Estland (KOTTA & OJAVEER 2012, KOTTA et al. 2018) und Südfinnland (FOWLER et al. 2013, GAGNON & BOSTRÖM 2016, LEHTINIEMI et al. 2020). Für die russische Enklave Kaliningrad geben OLENIN & LEPPÄKOSKI (1999) die Besiedlung des Frischen und Kurischen Haffs an, was jedoch durch BEREZINA &

PETRYASHEV (2012) nicht bestätigt wird. Allerdings werden für dieses Gebiet, wie auch für Lettland, Vorkommen in der AquaNIS-Datenbank aufgeführt. Für den russischen Teil des Finnischen Meerbusens bei St. Petersburg erwarteten BEREZINA & PETRYASHEV (2012) eine Einwanderung von *Rhithropanopeus* in absehbarer Zeit.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl.

Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: Wales, Cardiff (ENO et al. 1997), JARVIS & CLARK 2021

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011, Normandie (BAFFREAU et al. 2018)

Belgien: VAN DAMME et al. 1992, WOUTERS 2002, VLIZ 2020d

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: NEHRING & LEUCHS 1999b, NEHRING 2000b

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: JENSEN & KNUDSEN 2005, JENSEN 2010f, STÆHR et al. 2020

Schweden: BERGGREN 2015

Deutschland: NEHRING 2000b

Polen: HEGELE-DRYWA & NORMANT 2014

Russland/Kaliningrad: OLENIN & LEPPÄKOSKI 1999, www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis

Litauen: BAČEVICIUS & GASIŪNAITĖ 2008

Lettland:

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis

Estland: KOTTA & OJAVEER 2012, KOTTA et al. 2018

Finnland: FOWLER et al. 2013, GAGNON & BOSTRÖM 2016, LEHTINIEMI et al. 2020

Zur Biologie und Ökologie:

Rhithropanopeus harrisi ist ein braun- bis olivgrüner, decapoder Krebs von ca. 20 - 25 mm Carapaxbreite, der durch Algenbewuchs auch schwarz erscheinen kann (VLIZ 2020d). Von den weißspitzigen Scheren ist eine etwas größer ist als die andere (JENSEN 2010f). Die Krabbe ist eine genuine Brackwasserart des oligo- und mesohalinen Bereichs. Sie bevorzugt strömungsberuhigte Gewässer, wie Kanäle und Gräben, wo sie versteckt an sekundären Hartstrukturen und häufig in Lebensräumen mit hohem pflanzlichen Anteil lebt. In den USA besie-

delt sie offenbar ein breiteres Salinitätsspektrum (0,5 – 25) als in Europa und kommt auch in Austernbänken und Seegraswiesen (GAGNON & BOSTRÖM 2016) vor. Zwar toleriert *Rhithropanopeus harrisii* dank guter osmoregulatorischer Fähigkeiten sowohl Süß- als auch Meerwasser, das Salinitätsoptimum liegt aber etwa bei 5, und mit 16 scheint eine Obergrenze für die Etablierung einer fortpflanzungsfähigen Population erreicht zu sein.

Aufgrund physiologischer Eigenschaften ist die Art besser in der Lage Sauerstoffmangel und Gewässerbelastungen zu ertragen als heimische Krabben wie etwa die Strandkrabbe *Carcinus maenas* (soweit nicht anders vermerkt Angaben aus NEHRING 2000b).

Auswirkungen und invasives Potential:

Der Krebs besiedelt im Brackwasser eine weitgehend unbesetzte ökologische Nische, und NEHRING (2000b) vermutet, dass die Art aufgrund ihrer geringen Größe und versteckten Lebensweise in biologisch meist nicht intensiv untersuchten Gewässern häufig unentdeckt bleibt. Zudem werden die Tiere relativ leicht mit juvenilen Strandkrabben (*Carcinus maenas*) oder Wollhandkrabben (*Eriocheir sinensis*) verwechselt. Dadurch sind eine frühere Ansiedlung und weitere Verbreitung als dokumentiert nicht auszuschließen.

Durch die Besiedlung eines Naturraumes von geringer autochthoner Artendichte ist die Einschleppung von *Rhithropanopeus harrisii* bisher ohne gravierende ökologische Folgen für die heimische Fauna an Nordseeküsten geblieben (NEHRING 2000b). Auch ENO et al. (1997) bescheinigen das Fehlen negativer Auswirkungen, wobei sich das Vorkommen in Großbritannien auf einen geografisch sehr kleinen Raum beschränkt.

Anders stellt sich die Situation an den Küsten Estlands und Finnlands in der östlichen Ostsee dar, wo natürlicherweise keine heimischen Krabben vorkommen. Dort übt *Rhithropanopeus harrisii* in *Fucus*- und Seegrasbeständen einen erheblichen Fraßdruck auf Primärkonsumen-

ten ('grazer') wie Amphipoden und Isopoden aus (FORSSTRÖM et al. 2015, GAGNON & BOSTRÖM 2016, JORMALAINEN et al. 2016). KOTTA et al. (2018) stellen eine erhebliche Abnahme von Diversität und Biomasse bei gleichzeitigem Anstieg von Nährstoffen und Chlorophyll a in den untersuchten Gebieten fest. Die dadurch bewirkten Veränderungen in den Nahrungsnetzen können das System von einer bottom-up bestimmten Gemeinschaft in top-down kontrollierte Verhältnisse wandeln. Nach FORSSTRÖM et al. (2015) sind dabei die Effekte im Freiland allerdings geringer als Laborexperimente erwarten ließen.

Für Fische und Vögel stellen die Krabben ein zusätzliches Nahrungsangebot dar (FORSSTRÖM et al. 2015, PUNTILA-DODD et al. 2019)

Literatur: BAČEVICIUS & GASIŪNAITĖ 2008, BAFFREAU et al. 2018, BEREZINA & PETRYASHEV 2012, BERGGREN 2015, BIOCONSULT/LUNG 2014, BOCK & LIEBERUM 2016b, DEWARUMEZ et al. 2011, ENO et al. 1997, FORSSTRÖM et al. 2015, FOWLER et al. 2013, GAGNON & BOSTRÖM 2016, HEGELE-DRYWA & NORMANT 2014, JARVIS & CLARK 2021, JENSEN 2010f, JENSEN & KNUDSEN 2005, JORMALAINEN et al. 2016, KINNE & ROTTHAUWE 1952, KOTTA & OJAVEER 2012, KOTTA et al. 2018, KÜHL 1977a, b, LEHTINIEMI et al. 2020, NEHRING 2000b, NEHRING & LEUCHS 1999b, OLENIN & LEPPÄKOSKI 1999, POST & LANDMANN 1994, PUNTILA-DODD et al. 2019, ROCHE & TORCHIN 2007, STÆHR et al. 2020, VAN DAMME et al. 1992, VLIZ 2020d, WITTFOTH & ZETTLER 2013, WOLFF 2005, WOUTERS 2002, ZETTLER & RÖHNER 2004

[A-Z of Invasive Marine Species: Rhithropanopeus harrisii - Conservation Articles & Blogs - CJ \(conservationjobs.co.uk\)](#) (access 29.03.2021)

www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis, AquaNIS Datenbank (accessed 29.03.2021)

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt [faktablad-rhithropanopeus-harrisii-vitfingrad-brackvatenskkrabba.pdf](#) (havochvatten.se) (update 22.09.2014)

6.6.4. Insecta (Insekten)

Telmatogeton japonicus Tokunaga, 1933

Die Chironomide *Telmatogeton japonicus* wurde wohl schon Anfang der 1960er Jahre in die deutsche Ostsee (Kiel) eingeschleppt und besiedelt inzwischen viele Ufer der Nord- und Ostseeküste, wo sie bevorzugt an künstlichen Hartsubstraten vorkommt. Durch ihren Lebensraum in der Spritzwasserzone findet sie häufig keinen Eingang in Listen aquatischer Neobiota.



Imago, leere Puppenhülle, Puppe und Larve der Diptere *Telmatogeton japonicus* (v. o. n. u.). (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Telmatogeton remanei Remmert 1963
Telmatogeton gedanensis syn. *T. remanei* (in KRONBERG 1986)

Deutscher Name: -

Englischer Name: marine splash midge

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik, ursprünglich aus Japan und Hawaii bekannt, inzwischen kosmopolitisch

Vektor: Unbekannt, wahrscheinlich an der Außenhaut von Schiffen transportiert (REMMERT 1963, KERCKHOF et al. 2007, BRODIN & ANDERSSON 2009)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1979 bei Brunsbüttel im Nord-Ostsee-Kanal (NOK), 1982 auf Helgoland (KRONBERG 1988)

Ostsee: 1962, Kieler Förde (REMMERT 1963)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Eine Erstansiedlung in der Nähe von Kiel hat wohl frühestens 1961 stattgefunden (REMMERT 1963). Vorher gab es keinen Nachweis für dieses Insekt in Nordwesteuropa, dessen Imagines durch ihre auffällig taumelnden Bewegungen leicht zu erkennen sind. 1963 wurde die Diptere als neue Art *Telmatogeton remanei* vom Ufer der Kieler Außenförde beschrieben (REMMERT 1963), wobei der Autor schon damals die Möglichkeit einer Einschleppung aus dem pazifischen Raum in Betracht zog. Ebenso wie bei der in den 1970er Jahren von der polnischen Küste als *T. gedanensis* beschriebenen Art, handelt es sich aber in beiden Fällen um Synonyme von *Telmatogeton japonicus* (KRONBERG 1986, BRODIN & ANDERSSON 2009).

Für die Annahme einer Einschleppung durch Schiffe spricht, dass alle frühen Fundorte in der Nähe größerer Seehäfen liegen und die Chironomide über Eigenschaften verfügt, die sie zu

einem Transport über weite Distanzen prädestiniert (REMMERT 1963, BRODIN & ANDERSSON 2009).

KRONBERG (1986, 1988) findet die Art in den 1980er Jahren an weiten Teilen der norddeutschen Ostseeküste und im NOK, aber auch auf Helgoland und prognostiziert eine weitere Ausdehnung des Verbreitungsareals.

Inzwischen werden alle Entwicklungsstadien im Rahmen von Monitoring-Untersuchungen regelmäßig in Häfen der deutschen Nord- und Ostseeküste gefunden (z. B. BUSCHBAUM et al. 2012, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2013)

Aus der britischen Nordsee wurde die Diptere erstmals 2015 von den Orkneyinseln gemeldet (KAKKONEN et al. 2019). Belgische Küstengewässer besiedelte sie dagegen schon vor 2005 (nach VLIZ 2020e im Jahr 2004). Dort wurde sie zunächst an Seetonnen gefunden (KERCKHOF et al. 2007, VLIZ 2020e). Später entdeckte man die Tiere auch sehr zahlreich an den Sockeln von Offshore-Windkraftanlagen (DE MESEL et al. 2015). Für die Niederlande geben GITTENBERGER et al. (2017a) Vorkommen von *Telmatogeton japonicus* für verschiedene niederländische Küstenabschnitte an, etwa für Vlissingen an der Mündung der Westerschelde (WIJNHOFEN et al. 2017). DEWARUMEZ et al. (2011) nennen Dunkerque an der französischen Nordseeküste als Fundort.

In der dänischen Nord- und Ostsee besiedelt *Telmatogeton* den Bewuchs künstlicher Substrate in Häfen, wurde aber auch an Sockeln von Offshore-Windkraftanlagen gefunden (NIELSEN et al. 2016, JAK & GLORIUS 2017).

Neben Nachweisen aus dem Skagerrak (Kristineberg, Gullmarsfjord) kennt man frühe Vorkommen aus der Ostsee von der deutschen Küste (KRONBERG 1986, 1988). 2007 entdeckte man Larven, Puppen und Imagines an den Sockeln von Offshore-Windmühlen an der schwedischen Südküste bei Kalmar (BRODIN & ANDERSSON 2009), und 2008 fanden RAUNIO et al. (2009) vitale Populationen im Finnischen Golf bei nahezu Süßwasser-Bedingungen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: KAKKONEN et al. 2019

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011

Belgien: KERCKHOF et al. 2007, VLIZ 2020e, DE MESEL et al. 2015

Niederlande: GITTENBERGER et al. 2017, WIJNHOFEN et al. 2017

Deutschland: KRONBERG 1988, BUSCHBAUM et al. 2012

Dänemark: NIELSEN et al. 2016, JAK & GLORIUS 2017

Schweden: KRONBERG 1988

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: REMMERT 1963, KRONBERG 1986, 1988

Polen: KRONBERG 1986

Schweden: BRODIN & ANDERSSON 2009

Finnland: RAUNIO et al. 2009

Zur Biologie und Ökologie:

Telmatogeton japonicus besiedelt die Spritzwasserzone („black zone“) an Molen und Dämmen, Bojen, Pontons und Offshore-Anlagen (BRODIN & ANDERSSON 2009). Die einige Millimeter großen Imagines leben nur wenige Tage (JENSEN 2010g) und sind durch ihre taumelnde Fortbewegung entlang der Wasserlinie künstlicher Hartsubstrate, wie etwa Schwimmstegen, leicht zu entdecken. Larven und Puppen siedeln i. d. R. unterhalb der Wasserlinie in Röhren aus Sekret und Feinpartikeln, die sie sehr fest an den Untergrund heften. Dadurch bieten sie Schutz vor Strömungen und Wellen, wie auch vor Fressfeinden (REMMERT 1963, BRODIN & ANDERSSON 2009). Die Larven ernähren sich von fädigen Grünalgen und Cyanobakte-

rien (BRODIN & ANDERSSON 2009). Aufgrund der kurzen Lebensdauer der Imagines, geht man davon aus, dass eine Verbreitung der Larven und Puppen im Schiffsbewuchs erfolgt (KAKKONEN et al. 2019).

Die hohe Toleranz bezüglich Umweltbedingungen wie Salinität, Temperatur und Eutrophierung sowie die Fähigkeit neue Lebensräume schnell und effektiv zu besiedeln, machen *Telmatogeton japonicus* zu einem erfolgreichen Einwanderer. Inwieweit sie auch in der Lage sind, reines Süßwasser zu besiedeln, ist allerdings nicht bekannt (FAILLA et al. 2015).

Auswirkungen und invasives Potential:

Bisher sind keine gravierenden negativen Auswirkungen bekannt. In den Niederlanden wurde die Chironomide als Nahrungsquelle durchziehender Limicolen festgestellt, weil *Telmatogeton japonicus* auch in der kalten Jahreszeit vorkommt, wenn Futter rar ist. Mit der Zunahme von Offshore-Anlagen erweitert sich das potentielle Verbreitungsareal. Da die Spezies eine hohe Dominanz in diesem Lebensraum erreichen kann, liegt eine Konkurrenz um Siedlungsraum zu heimischen Arten zumindest im Bereich des Möglichen (BRODIN & ANDERSSON 2009).

Literatur: BRODIN & ANDERSSON 2009, BUSCHBAUM et al. 2012, DE MESEL et al. 2015, DEWARUMEZ et al. 2011, FAILLA et al. 2015, GITTENBERGER et al. 2017, JAK & GLORIUS 2017, JENSEN 2010g, KAKKONEN et al. 2019, KERCKHOF et al. 2007, KRONBERG 1986, 1988, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2013, NIELSEN et al. 2016, RAUNIO et al. 2009, REMMERT 1963, VLIZ 2020e, WIJNHOFEN et al. 2017

6.7. Tunicata (Manteltiere)

Aplidium glabrum (Verrill, 1871)

Wegen anfänglicher Fehlbestimmung wurde diese Art in der Literatur für die deutsche Nordsee (speziell für das Gebiet des Sylter Wattenmeeres) als *Aplidium nordmanni* bezeichnet. Taxonomische Untersuchungen haben jedoch die Zugehörigkeit der Kolonien zu *A. glabrum* gezeigt, einer arktisch-borealen Art mit Verbreitung im Nordatlantik. In das Sylter Wattenmeer wurde die Ascidie sehr wahrscheinlich mit Kulturaustern eingeschleppt.

Die koloniale Tunicate *Aplidium glabrum* überwächst großflächig Hartsubstrate (hier eine Pazifische Auster). (Foto K. Reise)



Andere Namen in der Literatur:

Für das deutsche Wattenmeer lange Zeit fälschlicherweise als *Aplidium nordmanni* (Milne Edwards, 1841) angegeben

Deutscher Name: Glänzende Seescheide

Englischer Name: -

Status: An der deutschen Küste sehr wahrscheinlich mit Pazifischen Austern (→ *Magallana gigas*) eingeschleppt, lokal etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nord- und Nordostatlantik, Nordpolarmeer, Nordwestpazifik (MILLAR 1970, GROEPLER 2016); ins deutsche Wattenmeer sind die Tiere eventuell aus den Niederlanden eingeschleppt worden (GROEPLER 2016).

Vektor: Vermutlich mit Kulturaustern und Schiffen (GROEPLER 2016)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 1992, Sylter Wattenmeer (REISE 1998)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Aplidium glabrum wurde an der deutschen Küste erstmals 1992 im Nordsylter Wattenmeer in der Nähe von Austernkulturen entdeckt (REISE 1998) und als *A. nordmanni* fehlbestimmt. Taxonomische Untersuchungen zeigten später die Zugehörigkeit der Kolonien zur Art *Aplidium glabrum* (LIEBICH 2007, GROEPLER 2016). Im Sylter Wattenmeer breitete sich die Ascidie nördlich und südlich des Bahndamms zum Festland (Hindenburgdamm) aus und ist inzwischen in beiden Gebieten nicht selten. Seit 2009 konnte GROEPLER (2016) sie auch auf Helgoland an verschiedenen Stellen nachweisen, und für 2013 gab KUHLENKAMP (pers. Mitt. 04.2014) auch Vorkommen an Fahrwassertonnen an. In anderen Abschnitten der deutschen

Nordseeküste scheint sie bisher nicht bekannt zu sein.

In den Niederlanden wurde *A. glabrum* schon 1977 in der Oosterschelde (Yerseke) gefunden (BUIZER 1983 in WOLFF 2005), einem Gebiet mit ausgedehnten Muschelkulturen. Da die Ascidie vorher in der südlichen Nordsee nicht bekannt war, legen die deutschen und niederländischen Nachweise eine anthropogen bedingte Einschleppung mit Kulturmuscheln nahe. Dies rechtfertigt ihren Status als gebietsfremde Art, deren Vorkommen nicht auf natürliche Arealerweiterung zurückzuführen ist.

Für die Niederlande bezeichnet WOLFF (2005) das Vorkommen der Tunikate als lokal häufig im Delta-Gebiet, oft in der Nähe von Austernkulturen. Im Wattenmeer trafen GITTENBERGER et al. (2015a) die Art in den Häfen von drei Inseln an.

Im belgischen Hafen Zeebrugge fanden DE BLAUWE & DUMOULIN (2009) *Aplidium glabrum* erstmals im Jahr 2000.

Für Norwegen werden zahlreiche Fundorte angegeben ([Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](#)).

Eine zwischenzeitliche Benennung als *A. cf. glabrum* resultierte aus der unsicheren Herkunft der bei Sylt gefundenen Kolonien. Für Sylter Kulturaustern wird als Ursprungsgebiet von Besatzmuscheln meist Irland angegeben, während die am ehesten in Frage kommenden Verbreitungsgebiete von *Aplidium glabrum* das nördliche und nordwestliche Schottland wären (MILLAR 1970, GROEPLER 2016). Hinweise in Internet-Datenbanken lassen jedoch ein Vorkommen der Ascidie auch an irischen Küsten vermuten. Andererseits ist auch ein sekundärer Eintrag von der niederländischen Küste mit Kulturmuscheln nicht unwahrscheinlich (GROEPLER 2016), und die Wege und Zwischenstationen einzelner Chargen von Aquakulturorganismen sind im intensiven internationalen Handel kaum rekonstruierbar.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: [Aplidium glabrum | NBN Atlas](#)
Frankreich: Seit 2005 in Le Havre, nicht im Bereich der Nordsee (BAFFREAU et al. 2018)

Belgien: DE BLAUWE & DUMOULIN 2009

Niederlande: WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2015a

Deutschland: REISE 1998, LIEBICH 2007

Norwegen: <https://artskart.artsdatabanken.no>

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Aplidium glabrum ist eine koloniebildende Tunikate, deren Einzelzooide in eine feste Matrix eingebettet sind und die in dieser Form Muscheln, Tang und Hartsubstrate überwächst. Die Kolonien erscheinen, je nach Reifegrad der Tiere, graublau bis rosa oder gelblich. Bei reifen Einzelzoiden scheinen die orangefarbenen Embryonen durch die Matrix. Die vertikale Verbreitung reicht vom Flachwasser bis in etwa 400 m Tiefe, und die Art ist häufig mit anderen Ascidien assoziiert (MILLAR 1970).

Aplidium glabrum ist eine arktische circumboreale Spezies mit Verbreitung im Nord- und Nordostatlantik, Nordpolarmeer und Nordpazifik (MILLAR 1970, LOCKE 2009, GROEPLER 2016). GROEPLER (2016) verweist auf die erhebliche Toleranz dieser Art auch gegenüber höheren Wassertemperaturen.

Wie bei allen Ascidien ist die Larvalphase der Tiere zu kurz, um auf natürlichem Wege weit entfernte neue Lebensräume erreichen zu können.

Auswirkungen und invasives Potential:

Aufgrund des lokal begrenzten Vorkommens und der relativ geringen Dichte sind folgeschwere Auswirkungen an der deutschen Küste nicht bekannt. Die Kolonien von *Aplidium glabrum* können andere festsitzende Organismen wie Muscheln, Schwämme, andere Tunikaten (z. B. → *Styela clava*) etc. überwachsen. Gravierende Effekte sind jedoch nicht zu erwarten (GITTENBERGER et al. 2015a).

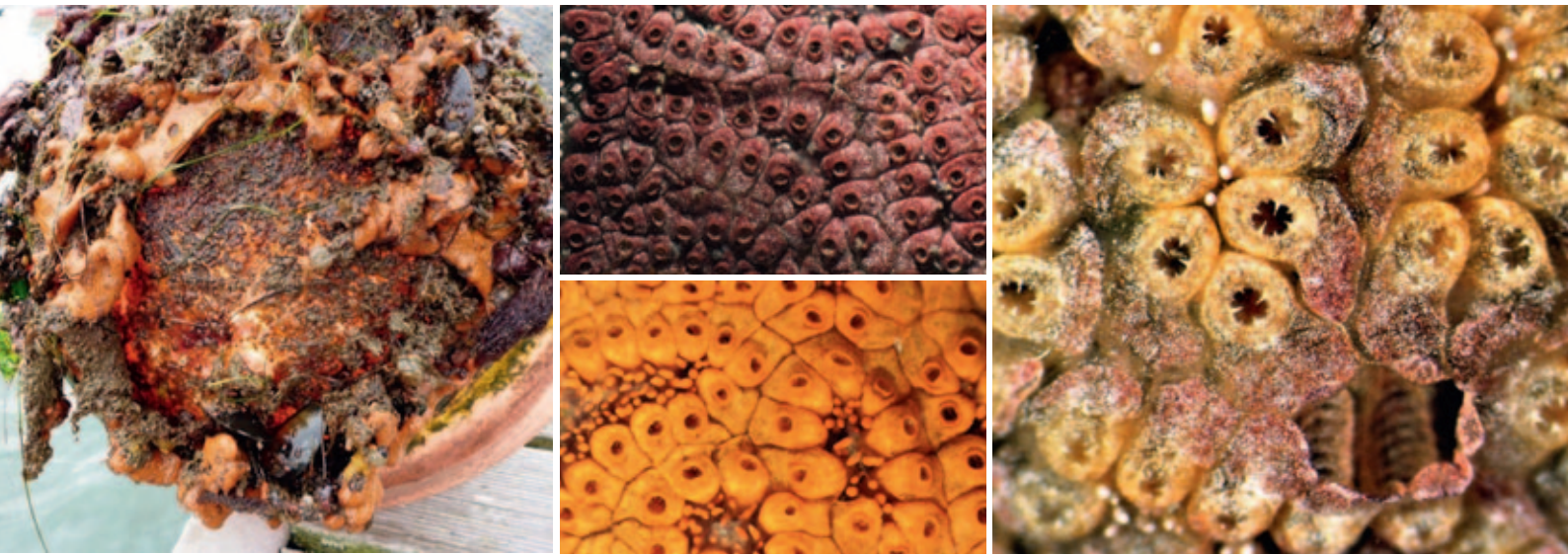
Literatur: BAFFREAU et al. 2018, DE BLAUWE & DUMOULIN 2009, GITTENBERGER et al. 2015a, GROEPLER 2016, LIEBICH 2007, LOCKE 2009, MILLAR 1970, REISE 1998, WOLFF 2005

<https://artskart.artsdatabanken.no>, norwegische Datenbank,

Verbreitungskarte [Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](#) (access 16.07.2021)

Botrylloides violaceus Oka, 1927

Eine koloniale Tunicate aus dem Nordwestpazifik, die in unterschiedlichen Farbvarianten auftreten kann. Sie gilt als invasiv und kann sich schnell großflächig ausbreiten. Insbesondere auf anthropogenen Hartsubstraten in Häfen und Marinas überwächst sie die heimische Fauna und Flora. Seit 2011 kennt man sie von Helgoland, und seit 2013 besiedelt sie zunehmend Häfen an der deutschen Nordseeküste.



Die Kolonien von *Botrylloides violaceus* überwachsen großflächig Hartsubstrate wie z. B. Fender (links) und können in verschiedenen Farbvarianten vorkommen (Mitte). Die Ingestionsöffnungen der Einzelzooiden sind innen mit zahnförmigen Strukturen (Tentakeln) besetzt. Durch gemeinsame Kloakalöffnungen werden die Ausscheidungen der Tiere nach außen befördert (rechts). (Fotos D. Lackschewitz)

Deutscher Name: -

Englischer Name: violet tunicate, orange cloak sea squirt

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: *Botrylloides violaceus* ist in Japan (Hokkaido), Südsibirien und China beheimatet (GROEPLER 2016, www.exoticguide.org/botrylloides_violaceus). Spätestens seit den 1970er Jahren an der nord-amerikanischen Westküste (LAMBERT & LAMBERT 2003) und seit den 1980ern auch an der Ostküste und in Australien vorkommend, tritt die Ascidie inzwischen weltweit auf. 1993 erreichte sie Europa mit einem ersten Nachweis im Mittelmeer, in der Lagune von Venedig (LAMBERT & LAMBERT 2003, DEWARUMEZ et al. 2011). Nach LAMBERT (pers. Mitt. zit. in FAASSE & DE BLAUWE 2002) wurden lokale Vorkommen häufig nicht publiziert. Dadurch sind die Ausbreitungswege und Donorgebiete für neue Populationen schwer nachvollziehbar.

Vektor: Schiffsbewuchs/Sportboote und Austern (FAASSE & DE BLAUWE 2002, DEWARUMEZ et al. 2011, GROEPLER 2016, WAGSTAFF 2017); aufgrund der kurzen freien Larvalphase ist ein längerer Transport im Ballastwasser unwahrscheinlich.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2011, Helgoland (GROEPLER 2016)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Von der europäischen Atlantikküste gab es einen ersten Nachweis im Jahr 2000 aus der niederländischen Westerschelde (Breskens) (FAASSE & DE BLAUWE 2002), auch wenn GITTENBERGER (2007) ein früheres Datum für möglich hält. Offenbar wurde *Botrylloides violaceus* im selben Jahr auch in der nördlichen Bretagne gefunden (BAFFREAU et al. 2018, die Originalquelle konnte nicht eingesehen werden). Im Rheindelta, wie auch im niederländischen Wattenmeer, ist die Ascidie inzwischen weit verbreitet (GITTENBERGER & MOONS 2011, GITTENBERGER et al. 2015a).

2004 gab es erste Meldungen von der Südwestküste Großbritanniens und dem Ärmelkanal (ARENAS et al. 2006, MINCHIN et al. 2013). In den darauffolgenden Jahren dehnte sich die Verbreitung auch auf zahlreiche britische Nordseehäfen aus, und *Botrylloides violaceus* ist nach WOOD et al. (2016) eine der häufigsten nicht-heimischen Arten in den Marinas.

An der französischen Kanalküste reicht die Verbreitung mit einem Vorkommen in Dunkerque bis in das Gebiet der Nordsee (DEWARUMEZ et al. 2011). Im belgischen Hafen Zeebrugge wurde die Ascidie erstmals 2004 entdeckt (KERCKHOF et al. 2007).

Für Südnorwegen wird ein Fund von 2007 angegeben (JELMERT et al. 2018b).

In deutschen Gewässern fand GROEPLER (2016) erste Kolonien 2011 auf Helgoland, deren Ansiedlung aber mindestens ein Jahr zurückliegen musste. Ein Jahr später tauchte *Botrylloides violaceus* an Schwimmstegen in Hörnum/Sylt auf (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012) und wird seitdem in mehreren Häfen an der deutschen Nordseeküste bei Monitoring-Untersuchungen regelmäßig nachgewiesen, wo sie großflächige Beläge auf biogenen wie anthropogenen Substraten bildet: 2013 Wyk/Föhr (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob. 2013), 2015 Wilhelmshaven (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016a), 2017 List/Sylt (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2017) und Norddeich (IfAÖ 2018b).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: WOOD et al. 2016

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: FAASSE & DE BLAUWE 2002, GITTENBERGER 2007, GITTENBERGER et al. 2015a

Deutschland: LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, GROEPLER 2016

Dänemark: Hafen Esbjerg (C. BUSCHBAUM, eigene Beob. 08.2020)

Norwegen: JELMERT et al. 2018b

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Kolonien von *Botrylloides violaceus* können in verschiedenen Farbvarianten von bei-

ge, gelb, orange und rot auftreten. Unregelmäßig geformte Beläge in kräftigen Rottönen sind sehr auffällig im Bewuchs von Schwimmstegen, die in Häfen die bevorzugten Besiedlungsorte darstellen. Allerdings kann die Art in geringerem Maße auch im Freiland auftreten (WAGSTAFF 2017), mit negativen Auswirkungen z. B. auf das Wachstum und Überleben von Seegras (WONG & VERCAEMER 2012). Die Einzelzoide sind in eine weiche, durchsichtige Matrix eingebettet, die von gemeinsamen Kloakalöffnungen durchbrochen wird. Die Ingestionsöffnungen der Tiere sind mit einer Reihe von ‚Zähnen‘ (Tentakeln) besetzt.

Botrylloides violaceus ist eine marine Tunikate. Ihr Wachstum bei Salinitäten unter 30 oder stark fluktuierendem Salzgehalt ist äußerst begrenzt (GITTENBERGER & MOONS 2011). Entsprechend wurde sie in Neobiota-Untersuchungen an der deutschen Nordseeküste nur unter marinen Bedingungen angetroffen. Dagegen scheint sie temperaturtolerant zu sein und wurde auch an der Küste von Alaska (JURGENS et al. 2018) und vereinzelt auch in Island (RAMOS-ESPLÁ et al. 2020) gefunden.

Die Tiere sind Hermaphroditen. In den Helgoländer Kolonien fand GROEPLER (2016) von Anfang Juli bis Ende Oktober Larven. Das Verbreitungspotential ist durch eine freie Larvalphase von nur vier bis zehn Stunden begrenzt, so dass sich die Tunikate eigenständig nicht über weite Distanzen ausbreiten kann.

Auswirkungen und invasives Potential:

Botrylloides violaceus gilt als invasiv und kann sich sehr schnell und effektiv ausbreiten. Die Kolonien überwachsen großflächig künstliche wie biogene Substrate. Allerdings konzentriert sich die Art im Wesentlichen auf geschützte Standorte wie Häfen (GITTENBERGER et al. 2015a). Dort ist sie sehr konkurrenzstark und überzieht die Organismen der Bewuchsgemeinschaften. Auf experimentellen Besiedlungsplatten bildet sie häufig die dominante Art. Da sie aber in erster Linie auf Häfen begrenzt zu sein scheint, wird ihr negativer Einfluss auf die Lebensgemeinschaften der Nordseeküste insgesamt als gering eingeschätzt (GITTENBERGER et al. 2015a). Negative Auswirkungen in Häfen und an Fischereiausrüstung sind aber von anderen Küsten bekannt (CARVER et al. 2006, GITTENBERGER 2009).

Literatur: ARENAS et al. 2006, BAFFREAU et al. 2018, CARVER et al. 2006, DEWARUMEZ et al. 2011, FAASSE & DE BLAUWE 2002, GITTENBERGER 2007, 2009, GITTENBERGER & MOONS 2011, GITTENBERGER et al. 2015a, GROEPLER 2016, IfAÖ 2018b, JEL-MERT et al. 2018b, JURGENS et al. 2018, KERCKHOF et al. 2007, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2012, 2016a, 2017, LAMBERT & LAMBERT 2003, MINCHIN et al. 2013, RAMOS-ESPLÁ et al. 2020, WAGSTAFF

2017, WONG & VERCAEMER 2012, WOOD et al. 2016

www.exoticsguide.org/botrylloides_violaceus

<https://artskart.artsdatabanken.no>, norwegische Datenbank, Verbreitungskarte

Vis utvalg i kart | Artskart 2 (artsdatabanken.no) (access 08.09.2020)

Botryllus schlosseri (Pallas, 1766)

Der Status der Stern-Seescheide *Botryllus schlosseri* ist umstritten. Vielfach wird sie als heimisch für die europäischen Atlantikküsten angesehen, wohingegen andere Quellen sie außerhalb des mediterranen Raumes als nicht-heimisch einstufen und eine postglaziale, anthropogen begünstigte Ausbreitung vermuten, die weit in die Vergangenheit reicht. Auch die Möglichkeit eines sehr frühen pazifischen Imports wird nicht ausgeschlossen. Die Kolonien bewachsen natürliche und künstliche Hartsubstrate und sind in vielen Häfen der deutschen Nordseeküste etabliert.



Sternförmig um eine gemeinsame Kloakalöffnung angeordnete Einzelzooide geben den Kolonien von *Botryllus schlosseri* ein charakteristisches Aussehen. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Für eine Liste synonymisierter Namen s.

WoRMS - World Register of Marine Species -
Botryllus schlosseri (Pallas, 1766)

Deutscher Name: Stern-Seescheide

Englischer Name: golden star tunicate, star ascidian, star sea squirt

Status: Umstritten, kryptogen

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Wahrscheinlich der Mittelmeerraum (BEN-SHLOMO et al. 2006); kosmopolitisch verbreitet; auch eine mögliche pazifische Herkunft und historisch frühe Verbreitung durch Schiffe wird von LÓPEZ-LEGENTIL et al. (2006) erwogen.

Vektor: Vermutlich als Schiffsaufwuchs und/oder mit Austern (BEN-SHLOMO et al. 2006, GROEPLER 2016, LAMBERT & LAMBERT 1998)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Unklar

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Stern-Ascidie *Botryllus schlosseri* wurde 1766 in England beschrieben. Jedoch wird ein mediterraner Ursprung angenommen (BERILL 1950 zit. in BEN-SHLOMO et al. 2006) und eine wahrscheinlich weit in die Vergangenheit zurückreichende Verbreitung durch Schiffe (VAN NAME 1945 zit. in LAMBERT & LAMBERT 1998).

Aufgrund genetischer Unterschiede vermuten BEN-SHLOMO et al. (2006), dass *B. schlosseri* nach der letzten Eiszeit die nordeuropäischen Küsten von südlichen, eisfreien Gewässern ausgehend besiedelte, wo die Populationen unter starken selektiven Druck durch Umweltbedingungen und Konkurrenz gerieten.

HAYDAR (2010) bezeichnet die Phylogeographie von *Botryllus schlosseri* im Nordatlantik und Mittelmeer als 'blurred', und LÓPEZ-LEGENTIL et al. (2006) diskutieren die Möglichkeit, dass die niedrige genetische Variabilität der atlantischen Populationen auf einen pazifischen Ursprung mit einer Einschleppung

schon um 1500 (nach CARLTON 2005) zurückzuführen sei.

GOLLASCH et al. (2009) bewerten die Ascidie für die Nordsee als kryptogen, ebenso wie KAKKONEN et al. (2019) für die britischen Orkneyinseln, wohingegen andere Autoren sie als heimisch einstufen (etwa für die Niederlande, GITTENBERGER 2009, GITTENBERGER & MOONS 2011).

Die koloniebildende Ascidie ist heutzutage weltweit anzutreffen (LOCKE 2009), und ihre kosmopolitische Ausbreitung ist vielfach dokumentiert (LAMBERT & LAMBERT 1998, Angaben in <http://www.exoticguide.org/node/186>). In Europa kommt sie von Island und Norwegen bis ins Mittelmeer und Schwarze Meer vor (HAYDAR 2010, GROEPLER 2016) und besiedelt an der deutschen Nordseeküste natürliche wie auch künstliche Hartsubstrate in Häfen (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019) und im Freiland (GROEPLER 2016, HARMS 1993).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Von Norwegen bis zum Mittelmeer (HAYDAR 2010)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Eine koloniebildende Ascidie, bei der die Einzelzoide sternförmig (deutscher Name) in einer weichen Matrix um eine gemeinsame Kloakalöffnung arrangiert sind. Die Kolonien sind variabel in der Färbung, meist aber schwarzblau, und bilden große, flache Polster (LAMBERT & LAMBERT 1998), die als solche natürliche und künstliche Hartsubstrate überwachsen. Ihre Verbreitung reicht vom Flachwasser bis zu etwa 200 m Tiefe.

Bei der sexuellen Reproduktion entwickeln sich die Eier innerhalb der Kolonie, und die freigesetzten planktischen Larven verbringen weniger als einen Tag in der Wassersäule, bevor sie sich ansiedeln. Unter 3 °C und unterhalb einer Salinität von 16 treten hohe Mortalitätsraten auf (<http://www.exoticguide.org/node/186>). Vorkommen auch in Island und Alaska verweisen auf eine relativ weite physiologische Toleranz (JURGENS et al. 2018, RAMOS-ESPLÁ et al. 2020).

Auswirkungen und invasives Potential:

Invasive Tunikaten können in der Muschelzucht erheblichen wirtschaftlichen Schaden bewirken (RAMSAY et al. 2008) und durch massives Bewachsen von Schiffsrümpfen bedeutende Kosten verursachen. GITTENBERGER (2009) bezeichnet den Schaden, der durch *Botryllus schlosseri* für die Muschelzucht an Leinen entsteht, allerdings als eher moderat.

Negative Auswirkungen im Ökosystem sind durch das Überwachsen von anderen Organismen, z. B. von Seegras, bekannt (WONG & VERCAEMER 2012). Da *B. schlosseri* hierzulande jedoch kaum in außergewöhnlich hoher Dichte auftritt, sind solche gravierenden Beeinträchtigungen an der deutschen Nordseeküste bislang unbekannt.

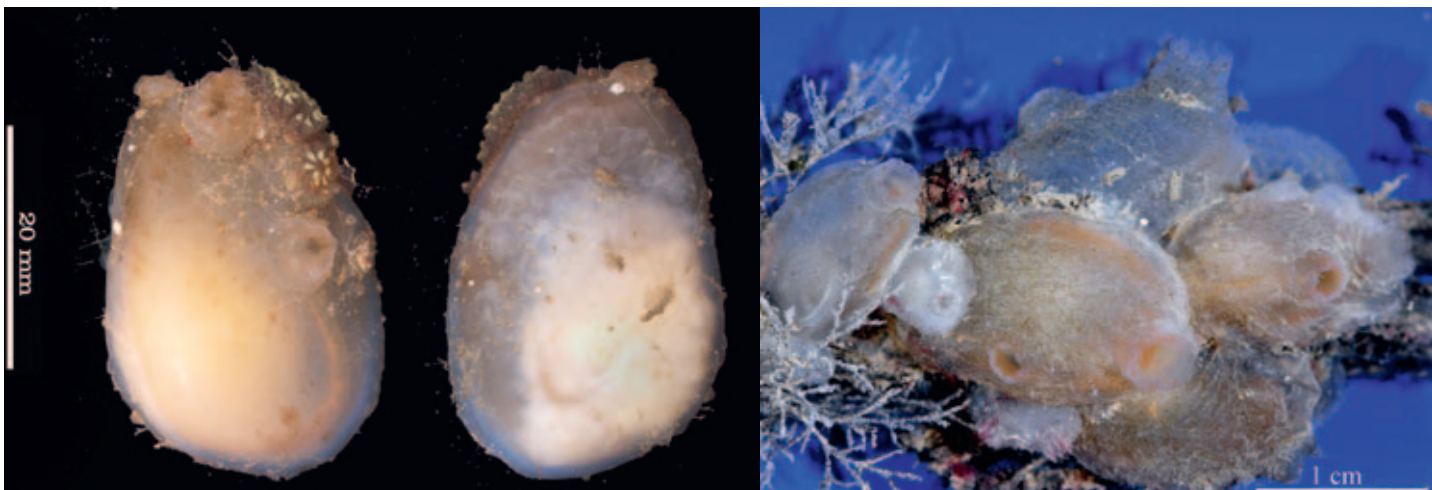
Die offenbar historisch früh einsetzende weltweite Ausbreitung der Art ist sehr wahrscheinlich auf Schiffsbewuchs und kommerzielle Muscheltransporte zurückzuführen, da die planktische Larvalphase zu kurz ist, um eigenständig weit entfernte neue Lebensräume erreichen zu können.

Literatur: BEN-SHLOMO et al. 2006, GITTENBERGER 2009, GITTENBERGER & MOONS 2011, GOLLASCH et al. 2009, GROEPLER 2016, HARMS 1993, HAYDAR 2010, JURGENS et al. 2018, KAKKONEN et al. 2019, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2019, LAMBERT & LAMBERT 1998, LOCKE 2009, LÓPEZ-LEGENTIL et al. 2006, RAMOS-ESPLÁ et al. 2020, RAMSAY et al. 2008, WONG & VERCAEMER 2012

<http://www.exoticguide.org/node/186> The exotics guide, non-native marine species of the North American Pacific coast (access 08.09.2020)

Corella eumyota Traustedt, 1882

Corella eumyota ist eine solitäre Ascidie aus eher kühlen Gewässern der Südhalbkugel. Die Individuen sind mit der rechten Körperseite festgewachsen und haften in großen Klumpen zusammen. Erstmals 2002 für Europa in Nordfrankreich nachgewiesen, ist sie inzwischen besonders an britischen Küsten weit verbreitet. An der deutschen Küste wurde die Art 2016 im Jade-Weser-Port gefunden.



Beide Seiten eines Individuums von *Corella eumyota* (links); eine Kolonie der solitären Ascidie, bestehend aus unterschiedlich großen Individuen (s. Text). (Fotos verwendet, mit freundlicher Genehmigung von J. Ryland, Swansea University)

Deutscher Name: -

Englischer Name: orange-tipped sea squirt

Status: Nicht-heimische Art (Nordsee; bisher selten nachgewiesen)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Kühlere Gewässer der Südhalbkugel, an den Küsten von Südamerika, Südafrika, Australien, Neuseeland und der Antarktis weit verbreitet (LAMBERT 2004)

Vektor: Unbekannt; LAMBERT (2004) vermutet primär Schiffsbewuchs oder auf Driftsubstrat wachsende Populationen im Ballastwasser. Sekundär sind Sportboote offensichtlich ein entscheidender Vektor, da die Ascidie überwiegend in Häfen und Marinas auftritt und z. T. sogar an den Bootswänden haftet (LAMBERT 2004, COLLIN et al. 2010). Die von LAMBERT (2004) geäußerte Vermutung einer Verfrachtung mit Kulturen nach Europa ist unwahrscheinlich, da es keinen Import aus den Ursprungsgebieten der Ascidie nach Europa gab.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2016, Jade-Weser-Port (IfAÖ 2017a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die ersten europäischen Nachweise von *Corella eumyota* datieren vom Juli und August 2002 aus Nordfrankreich. In zwei kleinen bretonischen Häfen wurden Populationen der Ascidie gefunden. Da die Häfen nur lokal von Bedeutung sind, vermutete LAMBERT (2004), dass es sich nicht um den primären Eintrag nach Europa handelte und prognostizierte eine rasche Ausbreitung eventuell von einem anderen Ort ausgehend. Ab 2004 besiedelte *Corella* zunehmend die Küste Südenglands im zentralen (ARENAS et al. 2006) und ab 2005 im westlichen Teil des Ärmelkanals. Vorher war sie bereits in Spanien, später auch in Irland und Wales entdeckt worden (COLLIN et al. 2010). Ab 2007 wurde sie auch auf den Kanalinseln gefunden (STATES OF JERSEY 2017). Zehn Jahre nach dem ersten Nachweis in Großbritannien hatte die Ascidie ihre Vorkommen im Norden bis Schottland zu den Orkney- und Shetlandinseln ausgedehnt (BISHOP et al. 2015, COLLIN et al. 2015, NALL et al. 2015, KAKKONEN et al. 2019) und wurde von WOOD et al. (2016) als weitverbreitet für britische Küsten angegeben. Das betrifft auch Abschnitte der britischen Nordseeküste (BISHOP et al. 2015).

Dagegen sind die Vorkommen in Nordfrankreich offenbar auf den zentralen und westlichen Teil des Ärmelkanals beschränkt (BAFFREAU et al. 2018), Vorkommen von der französischen Nordseeküste scheinen nicht bekannt zu sein (DEWARUMEZ et al. 2011).

Für die Niederlande geben GITTENBERGER et al. (2017a) Nachweise nur für die Oosterschelde an.

Der erste Fund an der deutschen Küste erfolgte 2016 im Jade-Weser-Port. Im Rahmen eines Neobiota-Monitorings wurde die Ascidie an einem Schwimmponton entdeckt (IfAÖ 2017a). Der zweite Nachweis betraf ein Einzelindividuum aus dem Helgoländer Sublitoral im Juli 2018 (F. HOFFMANN, LLUR, pers. Mitt 03.2019).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: BISHOP et al. 2015, NALL et al. 2015, KAKKONEN et al. 2019
Frankreich: LAMBERT 2004, BAFFREAU et al. 2018; außerhalb der Nordsee
Niederlande: GITTENBERGER et al. 2017
Deutschland: IfAÖ 2017a

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Corella eumyota ist eine solitäre Ascidie bis etwa 40 mm Länge (HAYWARD & RYLAND 2017). Die Populationen bestehen häufig aus zahlreichen aneinanderhaftenden Einzelindividuen und können so große Aggregate bilden. Die Tiere sind mit der rechten Körperseite weitgehend festgewachsen. Eine Reproduktion scheint überwiegend durch Selbstbefruchtung der Individuen zu erfolgen, so dass der Eintrag eines Einzeltiers die Besiedlung neuer Gebiete initiieren kann. Larven bleiben im Muttertier bis sie bereit zur Ansiedlung sind, wodurch das freie Stadium im Wesentlichen entfällt und sie sich i. d. R. direkt auf der Mutterkolonie festsetzen. Daraus resultierende Populationen aus großen und kleinen Tieren verschiedener Generationen bilden größere Klumpen. Die natürliche Ausbreitung der Art ist damit stark limitiert, so dass eine schnelle Verbreitung über weite Distanzen nur anthropogen unterstützt stattfinden kann. (Angaben aus LAMBERT 2004 und COLLIN et al. 2010)

Die Ascidie wurde vorwiegend in Häfen und Marinas gefunden, wo sie bevorzugt Schwimmpontons oder künstliche Substrate im Flachwasser besiedelte. Allerdings entdeckten COLLIN et al. (2015) auch reproduktive Populationen außerhalb der Häfen in natürlichen, geschützten Lebensräumen an Steinen und Austernaggregaten im Flachwasser. Im Gegensatz zu Großbritannien, wo sich die Vorkommen auf das Eulitoral und Flachwasser beschränken, fand man

an spanischen Küsten auch Tiere im tieferen Sublitoral, was der Verbreitung in den Ursprungsgebieten entspricht (COLLIN et al. 2010).

Auswirkungen und invasives Potential:

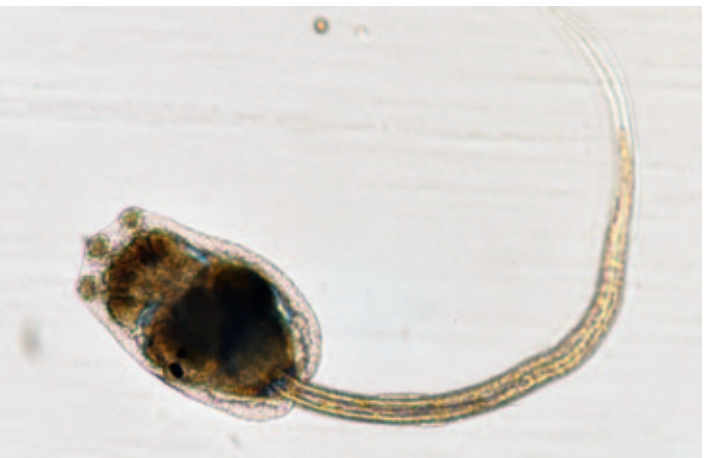
Mehrere Autoren halten wirtschaftliche Schäden durch einen massiven Bewuchs von Muschelkulturen und Fischereiausrüstung für möglich (LAMBERT 2004, WOODS et al. 2016). Bisher scheinen aber keine ernsthaften Probleme aufgetreten zu sein, auch wenn ein potentiell Risiko bleibt (BISHOP et al. 2015). Da die Art sich auch in natürlichen Lebensräumen außerhalb von Häfen ansiedelt, spekulieren COLLIN et al. (2010), dass *Corella eumyota* sich auf der Nordhalbkugel zu

einer bedeutenden Komponente in geschützten Küstenlebensräumen entwickeln könnte. Jedoch ist aufgrund ihrer reproduktiven Eigenschaften eine eigenständige schnelle Ausbreitung nicht zu erwarten, so dass eine Kontrolle der anthropogenen Vektoren die weitere Ausdehnung begrenzen könnte.

Literatur: ARENAS et al. 2006, BAFFREAU et al. 2018, BISHOP et al. 2015, COLLIN et al. 2010, 2015, DEWARUMEZ et al. 2011, GITTENBERGER et al. 2017, HAYWARD & RYLAND 2017, IfAÖ 2017a, KAKKONEN et al. 2019, LAMBERT 2004, NALL et al. 2015, STATES OF JERSEY 2017, WOOD et al. 2016

Didemnum vexillum Kott, 2002

Eine kosmopolitisch verbreitete koloniale Tunikate, die sehr wahrscheinlich ihren Ursprung im Nordwestpazifik (Japan) hat. Weltweites Vorkommen wurde zunächst unter verschiedenen Namen angegeben, bevor eine eindeutige Artbeschreibung aus Neuseeland vorlag. *Didemnum vexillum* gilt als hochgradig invasiv. Sie breitet sich schnell und großflächig auf natürlichen wie künstlichen Hartsubstraten aus, wobei sie den Lebensraum erheblich modifizieren kann und andere sessile Organismen überwächst. 2016 wurde die Art erstmals an der deutschen Nordseeküste nachgewiesen.



Didemnum vexillum wächst auch an den Unterseiten natürlicher und künstlicher Hartsubstrate, wobei Teile der Kolonien stalaktitenförmig herabhängen und abreißen können (links). Drei Haftpapillen am Vorderende sind ein diagnostisches Merkmal der Larven (rechts). (Fotos D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

Didemnum vestum Kott, 2004 (als nordwestatlantische Form (MINCHIN & SIDES 2006))
Didemnum lahillei (= *Didemnum helgolandicum*) = *D. maculosum* (Milne Edwards, 1841)

Deutscher Name: -

Englischer Name: carpet sea squirt, compound sea squirt, sea vomit

Status: Nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik; sehr wahrscheinlich Japan, auch wenn die Artbeschreibung in Neuseeland erfolgte (LAMBERT 2009)

Vektor: Eine primäre transozeanische Verbreitung ist offenbar eher auf Schiffsverkehr als auf den weltweiten Handel mit Aquakulturorganismen, wie etwa Austern, zurückzuführen (LAMBERT 2009). Da die Kolonien sich im Unterwasserbereich schnell fahrender, großer Schiffe nicht längerfristig halten können, ist ihre Ansiedlung in den Durchlässen für Kühl- und Ballastwasser oder an der Schiffsschraube wahrscheinlicher. Auch der Transport von Fragmenten im Ballastwasser ist nicht auszuschließen. Für eine sekundäre Verbreitung spielen Sportboote vermutlich die größte Rolle. Bei kürzeren Distanzen kann auch der Transport mit Aquakulturorganismen oder -ausrüstung zu einer Weiterverbreitung beitragen (FERGUSON et al. 2017) sowie die Verdriftung von Teilen der Kolonien für Neuansiedlungen verantwortlich sein. (Angaben aus LAMBERT 2009, GRIFFITH et al. 2009)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 08.2016, Hörnum/Sylt (LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Didemnum vexillum ist weltweit von vielen Küsten bekannt (kanadische und US-amerikanische Atlantik- und Pazifikküste, Neuseeland, Japan, Europa). Bis zu einer detaillierten Artbeschreibung aus Neuseeland (2002), wo sie ebenfalls nicht-heimisch ist, war die Namensgebung konfus. Zwischenzeitlich wurde die Art als *Didemnum* sp. A bezeichnet, und rückwirkend sind publizierte Vorkommen nur bedingt zuzuordnen. Erst genetische Untersuchungen an Material von Küsten weltweit stellten klar, dass es sich mit großer Wahrscheinlichkeit in allen Fällen um dieselbe Art handelte, deren Ursprung vermutlich in Japan zu suchen ist (LAMBERT 2009, STEFANIAK et al. 2009).

Ein erstes europäisches Vorkommen wurde wahrscheinlich schon 1991 unter dem Namen *Didemnum lahillei* für die Oosterschelde, Niederlande, dokumentiert (LAMBERT 2009, GITTENBERGER 2010). Spätestens seit 1996 und 1997 gilt die Tunikate in Teilen des Rheindeltas als häufig (LAMBERT 2009), und seit 2008 tritt *Didemnum vexillum* auch im niederländischen Wattenmeer auf (GITTENBERGER 2010).

Erste Nachweise in Großbritannien erfolgten 2008 von der walisischen Küste und aus Plymouth (GRIFFITH et al. 2009, BISHOP et al. 2015). Da die Abundanzen relativ gering waren, ging man von einer zeitnah zurückliegenden Ansiedlung aus. Hinweise auf ein Vorkommen in Devon gab es allerdings bereits 2005. In einer zusammenfassenden Auflistung aus Monitoring-Untersuchungen bis 2015 dokumentieren BISHOP et al. (2015) die Besiedlung der Südwestküste Englands, ohne jedoch Nachweise für die britische Nordseeküste anzugeben. 2015 fanden WOOD et al. (2016) *Didemnum vexillum* allerdings auch in Essex, nördlich der Straße von Dover.

An der französischen Küste des Ärmelkanals wurde die Tunikate erstmals 1998 im Hafen von Le Havre gefunden. LAMBERT (2009) nennt 2002 für die Bretagne. BAFFREAU et al. (2018) geben Vorkommen für die Normandie und Bretagne an, jedoch scheint die Tunikate zumindest bis 2011 nicht im Gebiet der französischen Nordsee oder an der belgischen Küste vorgekommen zu sein (DEWARUMEZ et al. 2011).

An der deutschen Nordseeküste wurde *Didemnum vexillum* erstmals sicher im August 2016 bestimmt. Im Rahmen eines Neobiota-Monitorings fanden LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM (2016b) Kolonien in der Nähe des Hafens von Hörnum/Sylt. Spätestens seit 2018 kommt die Art auch im Hafen der niedersächsischen Insel Langeoog vor (D. LACKSCHEWITZ, eigene Beob.) und 2020 im Seglerhafen von Wyk/Föhr (K. REISE, eigene Beob.). Außer in Häfen kommt die Art auch auf tiefliegenden Austern- und Muschelbänken im Sylter Wattenmeer vor. Insgesamt muss von einer ausgedehnten Verbreitung als z. Zt. bekannt ausgegangen werden.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: WOOD et al. 2016

Frankreich: nicht für den Bereich der Nordsee (LAMBERT 2009, BAFFREAU et al. 2018)

Niederlande: GITTENBERGER et al. 2017

Deutschland: LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Didemnum vexillum wurde weltweit in gemäßigten kühlen Gewässern eingeschleppt (BISHOP et al. 2015). GITTENBERGER (2007) gibt ein Optimum von 14 - 18 °C an, jedoch scheint die Art nach LAMBERT (2009) Temperaturen von 0 - 28 °C zu tolerieren. Mit beginnendem Winter degradieren die Kolonien zu kleineren Flecken, um im Frühjahr bei Wassertemperaturen von 8 - 12 °C erneut auszuwachsen (GRIFFITH et al. 2009). *Didemnum vexillum* ist eine marine Art, die aber kurzfristig niedrige Salinitäten erträgt (GITTENBERGER 2010).

Die Kolonien treten als beige, bräunliche oder gelblich bis rosafarbene unregelmäßige Matten auf, deren Oberflächenstruktur teilweise vom überwachsenen Substrat geprägt ist. In die Tunica eingelagert sind charakteristische Nadeln in Form von kleinen Morgensternen. Teile der Kolonien können als überlappende Falten auftreten und auf Unterseiten oder vertikalen Flächen lange, herunterhängende Strukturen ausbilden, die abreißen, verdriften und andernorts neue Kolonien initiieren (LAMBERT 2009).

Während der langen Reproduktionsperiode von mehreren Monaten werden Larven freigesetzt, die im vorderen Bereich drei Haftpapillen besitzen. Damit unterscheiden sie sich von der heimischen *Didemnum maculosum* (= *D. helgolandicum*), deren Larven zwei Haftpapillen aufweisen (LAMBERT 2009). Da *D. vexillum* nur eine kurze freie Larvalphase von wenigen Stunden hat (GRIFFITH et al. 2009), kann die Art auf diesem Weg nicht selbstständig große Distanzen überwinden.

Eine Kontrolle durch Prädatoren scheint nicht stattzufinden, allerdings gibt es Hinweise, dass

die Kolonien von einigen Gastropoden und Echinodermen konsumiert werden (LAMBERT 2009, GITTENBERGER 2010).

Auswirkungen und invasives Potential:

Didemnum vexillum gilt weltweit als eine Art mit hohem invasiven Potential und negativen Effekten auf die befallenen Lebensräume und erheblichen ökonomischen Auswirkungen. Daher wurden in Großbritannien zunächst Anstrengungen unternommen, die Art aus den Häfen zu entfernen (SAMBROOK et al. 2014).

Durch ihr rasches Wachstum überziehen die Kolonien sehr schnell großflächig und z. T. in dreidimensionalen, überlappenden Matten Hartsubstrate, einschließlich der dort vorkommenden Bewuchsarten. Allerdings gibt es auch Hinweise, dass die Art nach anfänglicher Dominanz langfristig auf ein mittleres Niveau zurückfällt (AUKER 2019).

Der starke Bewuchs erfordert z. B. von Bootsbesitzern kostspielige Reinigungsarbeiten. In Aquakulturen können die Tunikaten-Kolonien Muschelkulturen vollständig überdecken und dadurch hohe Mortalitätsraten bewirken (GRIFFITH et al. 2009). Aus den Häfen heraus verbreitet sich *Didemnum* auch ins Freiland, wo sie ggf. Kies- und Steingründe deutlich modifiziert (STEFANIAK et al. 2009). Instabiles Sediment wie Sand oder Schlick vermag die Ascidie jedoch nicht zu besiedeln (LAMBERT 2009).

Literatur: AUKER 2019, BAFFREAU et al. 2018, BISHOP et al. 2015, DEWARUMEZ et al. 2011, FERGUSON et al. 2017, GITTENBERGER 2007, 2010, GITTENBERGER et al. 2017, GRIFFITH et al. 2009, LACKSCHEWITZ & BUSCHBAUM 2016b, LAMBERT 2009, MINCHIN & SIDES 2006, SAMBROOK et al. 2014, STEFANIAK et al. 2009, WOOD et al. 2016

Diplosoma listerianum (Milne Edwards, 1841)

Die Kolonien von *Diplosoma listerianum* überziehen als dünne gelatinöse Beläge biogene und künstliche Hartsubstrate. Die Art ist kosmopolitisch verbreitet und kommt auf beiden Seiten des Atlantiks vor. Ihr Ursprung ist unbekannt, ebenso, seit wann sie die deutschen Küstengewässer besiedelt. Auf Helgoland ist sie verbreitet und wird vereinzelt auch an anderen Standorten gefunden. Aus der deutschen Ostsee ist nur ein älterer Nachweis aus der Lübecker Bucht publiziert.



Aggregate von Granulocyten konzentrieren sich als weiße Pünktchen auf der Oberfläche von *Diplosoma listerianum* um die Ingestions- und Kloakenöffnungen. (Foto D. Lackschewitz)

Andere Namen in der Literatur:

für eine Liste synonymisierter Namen s.

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Diplosoma listerianum* \(Milne Edwards, 1841\)](#)

Deutscher Name: Krusten-Seescheide (ein unpassender Name für die gelatinösen Kolonien)

Englischer Name: -

Status: Kryptogen; auch wenn von einigen Autoren ein europäischer Ursprung vermutet wurde, gilt die Art in den meisten Ländern als kryptogen (oder auch als eingeschleppt).

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Das Ursprungsgebiet ist unbekannt; die Art ist weltweit verbreitet, kommt sowohl im Atlantik als auch im Pazifik vor und wird von einigen Autoren für eine ursprünglich nordeuropäische Art gehalten (MOORE et al. 2014). Es wird auch die Möglichkeit eines kryptogenen Artkomplexes diskutiert (PÉREZ-ORTELA et al. 2013, LAMBERT 2019). In Nordeuropa kennt man *Diplosoma listerianum* von den Küsten Großbritanniens, aus dem Ärmelkanal, den Niederlanden, Belgien, Deutschland, aus dem Skagerrak und Kattegat und bis zu den Färöern und Trondheim (DE BLAUWE & DUMOULIN 2009, GROEPLER 2016).

Vektor: Es werden Schiffsbewuchs oder bewachsenes Material im Ballastwasser von Schiffen wie auch der Transport mit Austern genannt (LAMBERT & LAMBERT 1998, VLIZ 2011).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Offenbar unbekannt; vor 1967 auf Helgoland (LÜTZEN 1967)

Ostsee: Vor 1974 (GULLIKSEN 1977)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der Erstnachweis für Europa ist unsicher. Für die Nordsee existiert eine unbestimmte Angabe von 1956, nach der die Art bereits zu diesem Zeitpunkt im belgisch-niederländischen Grenzgebiet vorkam (VLIZ 2011). Allerdings gehen andere Quellen von einem gesicherten Nachweis an der niederländischen Küste erst 1977 aus (WOLFF 2005). Später wurde *Diplosoma listerianum* auch an weiteren niederländi-

schen Küstenabschnitten entdeckt. Derzeit ist sie im gesamten Rheindelta weit verbreitet (VLIZ 2011, WOLFF 2005). In Belgien wurde sie erstmals 2002 im Hafen Zeebrugge gefunden (DE BLAUWE & DUMOULIN 2009). Für die nordost-französische Küste gibt DEWARUMEZ et al. (2011) Vorkommen an.

Die Ascidie ist an der Süd- und Westküste Großbritanniens im Flachwasser verbreitet. Spätestens seit 2006 kommt sie auch an der englischen Nordseeküste vor (VANCE et al. 2009). Auf den Orkneyinseln wurde sie erstmals 1997 nachgewiesen (MURRAY 1999, zit. in KAKKONEN et al. 2019).

Für die deutsche Nordseeküste konnte kein konkretes Datum eines Erstfundes ermittelt werden. Da LÜTZEN sie 1967 bereits für Helgoland erwähnt, ist von einem vergleichsweise frühen Vorkommen auszugehen. HARMS (1993) führt sie in der Liste der marinen Helgoländer Flora und Fauna auf (die Originalquelle dieser Angaben konnte nicht eingesehen werden). Abgesehen von wenigen anderen Nachweisen, z. B. im Hafen von Hörnum, wo sie 2010 zusammen mit den Bryozoen → *Bugula neritina* und → *Bugulina stolonifera* vorkam (LACKSCHEWITZ et al. 2011) und 2020 sehr häufig war, scheint *Diplosoma* an der deutschen Küste ihren Verbreitungsschwerpunkt vor allem in den Gewässern um Helgoland zu haben (GROEPLER 2016).

Der einzige Nachweis aus der deutschen Ostsee stammt von GULLIKSEN (1977), der sie 1974 und 1975 in der Lübecker Bucht dokumentierte.

Für die norwegische Südküste gibt LÜTZEN schon 1967 Vorkommen bei Egersund und Arendal an, und die norwegische Datenbank verzeichnet zahlreiche Funde für die Süd- und Westküste. Im dänischen Kattegat existierten nach LÜTZEN (1967) Vorkommen in den Gewässern um die Insel Læsø in 8 - 19 m Tiefe, die an Algen und Seegras wuchsen. Zusätzlich wird Material aus dem Museum in Kopenhagen erwähnt, das im Öresund gesammelt wurde. Die aktuelle Situation in dänischen Gewässern ist uns nicht bekannt.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: VANCE et al. 2009

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011

Belgien: DE BLAUWE & DUMOULIN 2009

Niederlande: WOLFF 2005, LINDEYER & GITTENBERGER 2011

Deutschland: GROEPLER 2016

Norwegen: LÜTZEN 1967,

<https://artskart.artsdatabanken.no>

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Deutschland: GULLIKSEN 1977

Dänemark: LÜTZEN 1967

Zur Biologie und Ökologie:

Die Kolonien von *Diplosoma listerianum* bilden dünne, gelatinöse Belege von etwa 2 mm Dicke. Die Form der Kolonie passt sich den bewachsenen Substraten an. Die Oberfläche ist mit Ansammlungen von Granulocyten besetzt, die sich als weiße Pünktchen insbesondere um die Ingestions- und Kloakenöffnungen konzentrieren. Die Anzahl der Granulocyten kann mit dem Alter der Kolonie zunehmen, wodurch die Oberfläche der Kolonie an Transparenz verliert (GROEPLER 2016).

Diplosoma listerianum ist aus dem Flachwasser bis in eine Tiefe von 90 m bekannt. Die Reproduktion findet bei Temperaturen zwischen 10 und 25 °C statt (LÜTZEN 1967, VLIZ 2011). In der Lübecker Bucht beobachtete GULLIKSEN (1977) sexuelle Reproduktion von Mai bis Oktober, während sich asexuell vermehrende Kolonien den ganzen Herbst über vorkamen. Die Larven setzen sich nach 2 - 6 Stunden fest (LÜTZEN 1967).

An der britischen Nordseeküste wurde ab Oktober ein Rückgang und nachfolgend die Fragmentierung der Kolonien beobachtet, bevor sie im Winter verschwanden (VANCE et al. 2009).

Auswirkungen und invasives Potential:

Die Kolonien von *Diplosoma listerianum* können sich sehr schnell ausbreiten. Als dominante Art konkurriert sie in den Bewuchsgemeinschaften um Raum und überwächst die meisten anderen Organismen (VANCE et al. 2009), kann andererseits zunächst auch Ansiedlung und Wachstum von Arten begünstigen (KRÜGER et al. 2018). LAMBERT & LAMBERT (1998) halten die Auswirkungen auf andere Organismen für gering, da *Diplosoma* offenbar nicht die Einstromöffnungen anderer Arten verschließt.

Da die Verbreitung von *Diplosoma listerianum* an der deutschen Nordseeküste begrenzt ist, sind bisher keine Probleme bekannt.

Literatur: DE BLAUWE & DUMOULIN 2009, DEWARUMEZ et al. 2011, GROEPLER 2016, GULLIKSEN 1977, HARMS 1993, KAKKONEN et al. 2019, KRÜGER et al. 2018, LACKSCHEWITZ et al. 2011, LAMBERT 2019, LAMBERT & LAMBERT 1998, LINDEYER & GITTENBERGER 2011, LÜTZEN 1967, MOORE et al. 2014, PÉREZ-ORTELA et al. 2013, VANCE et al. 2009, VLIZ 2011, WOLFF 2005

<https://artskart.artsdatabanken.no>, norwegische Datenbank, Verbreitungskarte

[https://www.biodiversity.no/Taxon/Diplosoma listerianum/107663](https://www.biodiversity.no/Taxon/Diplosoma%20listerianum/107663) (access 11.09.2020)

Molgula manhattensis (De Kay, 1843)

Eine solitäre Ascidie, die auf beiden Seiten des Atlantiks heimisch ist und auch im Pazifik vorkommt. Eine nordwestatlantische Herkunft wird angenommen, scheint aber nach wie vor in der Diskussion zu sein. Manche Quellen halten sie für identisch mit *Molgula tubifera*, während andere von zwei getrennten Arten ausgehen, ohne Vorkommen von *M. manhattensis* in Europa. *Molgula manhattensis* ist im Freiland makroskopisch nicht von der Schwesterart *M. socialis* zu unterscheiden.



Einzelindividuen der solitären Ascidie *Molgula manhattensis*, auf deren Ein- und Ausstromöffnung die Pfeile hinweisen. Außerhalb des Wassers fallen die ballonförmigen Körper teilweise zusammen. (Foto K. Reise)

Andere Namen in der Literatur:

Ascidea manhattensis De Kay, 1843

für eine Liste synonymisierter Namen s.

[WoRMS - World Register of Marine Species - *Molgula manhattensis* \(De Kay, 1843\)](#)

Deutscher Name: Meertraube

Englischer Name: sea grape

Status: Kryptogen (HAYDAR et al. 2011)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Unsicher; die Art wurde aus dem Hafen von New York beschrieben (PYO et al. 2012), jedoch wird auch nicht gänzlich ausgeschlossen, dass es sich um eine euro-

päische Art handeln könnte (WOLFF 2005, HAYDAR et al. 2011). Einige Quellen vermuten, dass *M. manhattensis* auf den Westatlantik begrenzt ist, während es sich bei europäischen Vorkommen um *M. tubifera* handelt (PYO et al. 2012, STAMP 2016).

Die Tunikate kommt an der amerikanischen Ostküste von Maine bis Texas und in Europa von Norwegen bis Portugal vor (PYO et al. 2012, STAMP 2016, FOFONOFF et al. 2018) und wurde kürzlich auch in Island nachgewiesen (RAMOS-ESPLÁ et al. 2020). In den 1940er Jahren wurde sie an die amerikanische Westküste eingeschleppt und besiedelt zusätzlich weitere pazifische Küsten (LAMBERT & LAMBERT 1998, WOLFF 2005, JENSEN 2010h).

Vektor: Unbekannt; wahrscheinlich als Schiffsbewuchs (WOLFF 2005), auch mit Kulturaustern (sekundär in Europa) oder in Ballastwasser (COHEN & CARLTON 1995)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: Unklar

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Taxonomie und Ursprung der atlantischen *Molgula*-Arten wurden und werden kontrovers diskutiert und beurteilt. Die Namen *Molgula tubifera* (Oersted, 1844) und *M. manhattensis* gelten z. T. als Synonyme, andere Autoren hielten beide für getrennte Arten und gaben an, dass die europäischen Populationen *M. tubifera* zuzuordnen und nicht als eingeschleppt zu betrachten sind (JENSEN 2010h). Genetische Studien an neuerem Material belegen jedoch explizit das Vorkommen von *Molgula manhattensis* für Europa (HAYDAR et al. 2011).

Auch frühere Studien finden keine Unterschiede zwischen den amphi-atlantischen Populationen und halten den Nordwestatlantik als Ursprungsgebiet für das Wahrscheinlichste (WOLFF 2005 nach MONIOT 1969, RAMOS-ESPLÁ et al. 2020). Folgt man dieser Sichtweise, ist der Zeitpunkt der Einwanderung nach Europa unbekannt. Für die Niederlande besteht aufgrund einer alten Arbeit die Vermutung, dass *M. manhattensis* dort bereits im 18. Jh. vorkam und zu dieser Zeit nur durch Schiffe eingeschleppt sein konnte. Da die Identifizierung auf einer groben Skizze sowie der Ähnlichkeit von Lokalität und Habitat beruht (WOLFF 2005), ist dieser Nachweis nicht belastbar. Neuere genetische Untersuchungen an niederländischem Museumsmaterial von 1878 haben allerdings gezeigt, dass es sich bei diesen Exemplaren um *M. manhattensis* handelt, ohne dass dies eine eindeutige Aussage über ihren Ursprung zulassen würde (HAYDAR et al. 2011).

Angaben über die gegenwärtige Verbreitung von *M. manhattensis* an nordeuropäischen Küsten werden zusätzlich dadurch erschwert, dass die Ascidie ohne detaillierte Untersuchung im Freiland mit der Schwesterart *M. socialis* verwechselt werden kann. *Molgula manhattensis* ist offenbar euryhaliner als *M. socialis*, aber beide Arten können sympatrisch im selben Gebiet auftreten (HAYDAR et al. 2011).

Aufgrund der schwierigen Identifizierung und unklaren Taxonomie sind Fehlbestimmungen und -benennungen vorgegeben, mit der Konsequenz ungenauer Kenntnisse über die tatsächlichen Verbreitungsareale der *Molgula*-Arten im Nordostatlantik.

Bei synonyme Bezeichnung von *Molgula manhattensis* und *M. tubifera* und unter Nichtberücksichtigung einer möglichen Verwechslung mit *M. socialis*, wird eine Verbreitung von *Molgula manhattensis* in Nordeuropa von Island (RAMOS-ESPLÁ et al. 2020) und dem nördlichen Norwegen bis Portugal angenommen (MILLAR 1970, PYO et al. 2012, STAMP 2016).

Für Großbritannien attestieren HAYWARD & RYLAND (1990) *Molgula manhattensis* in 'The Marine Fauna of the British Isles and North-West Europe' eine weite Verbreitung. In der Ausgabe von 1995 wird jedoch nur *M. tubifera* für Europa genannt und als nicht-identisch mit der amerikanischen *M. manhattensis* bezeichnet. In der neuesten Fassung dieses Kompendiums von 2017 wird lediglich angemerkt, dass '*M. manhattensis* (De Kay) and *M. tubifera* (Oerstedt) are somewhat similar species', ohne näher auf Unterschiede einzugehen. STAMP (2016) schreibt: 'the Species Directory (HOWSON & PICTON 1997) lists *Molgula manhattensis* for Britain and Ireland and so no change in name is suggested here'.

Ebenso wie ARENAS et al. (2006) für die englische Südküste geben GITTENBERGER et al. (2010) für das niederländische Wattenmeer ausschließlich *Molgula socialis* an. Andererseits erscheint *M. manhattensis* für verschiedene Abschnitte der niederländischen Küste in einer Übersicht der eingeschleppten Arten (GITTENBERGER et al. 2017), und die Vorkommen sind zumindest für die Ems- und Rheinmündung durch genetische Studien belegt (HAYDAR et al. 2011). Auch für das belgische Oostende und das deutsche Wattenmeer bei Sylt bestätigen HAYDAR et al. (2011) mittels genetischer Analysen *M. manhattensis*. Inwieweit dieses für die *Molgula*-Populationen an der gesamten deutschen Nordseeküste zutrifft, ist aus oben angeführten Gründen unklar. GROEPLER (2019) gibt *M. manhattensis* für die deutsche Küste für Sylt, Bütting, Cuxhaven, Wilhelmshaven und die Ostsee an. Bei Helgoland findet GROEPLER (2016) *Molgula complanata* und *M. citrina*, nicht aber *M. manhattensis*.

Für die Ostsee werden Nachweise im Skagerrak genannt (www.havochvatten.se/frammandearter).

STÆHR et al. (2020) bewerten die Art für Dänemark als nicht-heimisch, mit Vorkommen seit 1973 in der dänischen Beltsee. Vermutlich stößt die Tunikate in diesem Gebiet bei abnehmendem Salzgehalt an ihre Verbreitungsgrenze, da sie aus der zentralen Ostsee nicht bekannt ist (JENSEN 2010h).

Im nordfriesischen Wattenmeer fand LIEBICH (2007) die Ascidie nördlich und südlich des Hindenburgdammes, und in Monitoring-Untersuchungen wurde die Art mit teilweise hohen Abundanz in verschiedenen Häfen an der deutschen Nordseeküste angetroffen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Norwegen: Skagerrak, Westküste

(<https://artskart.artsdatabanken.no>)

Schweden: Gullmarsfjord, Bohuslän (PETERSEN & SVANE 2002,

www.havochvatten.se/frammandearter)

Dänemark: Esbjerg (ANDERSEN et al. in prep.), Limfjord (RANDLØV & RIISGÅRD 1979)

Deutschland: LIEBICH 2007, HAYDAR et al. 2011, GROEPLER 2019

Niederlande: WOLFF 2005, HAYDAR et al. 2011, GITTENBERGER et al. 2017

Belgien: HAYDAR et al. 2011

Großbritannien: HOWSON & PICTON 1997 zit. in STAMP 2016, MURRAY 1999 zit. in KAKKONEN et al. 2019

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Schweden: Kattegat, Öresund (www.havochvatten.se/frammandearter)

Dänemark: Öresund (STÆHR et al. 2020)

Zur Biologie und Ökologie:

M. manhattensis ist eine solitäre Ascidie von grauer oder grünlicher Färbung, die mit einem kleinen Teil ihrer Unterseite am Substrat befestigt ist, wofür sie kleine Haftpapillen ausbilden kann. Neben allen Arten von Hartsubstraten be-

siedelt sie als Epibiont auch Algen oder kann locker im Sediment verhaftet vorkommen (MILLAR 1970). Die Art toleriert einen weiten Temperatur- und Salinitätsbereich und ist relativ unempfindlich gegenüber Wasserverschmutzung, so dass sie häufig in Häfen auftritt (GITTENBERGER et al. 2010, STAMP 2016). Eutrophierung, die mit einem Anstieg von Phyto- und Zooplankton einhergeht, kann sich für filtrierende Tunikaten eher positiv auswirken, und erhöhte Wassertrübung scheint *Molgula* nicht zu beeinträchtigen (STAMP 2016).

Wie bei allen Ascidien ist die Larvalphase zu kurz, als dass sich die Art selbstständig über weite Entfernungen ausbreiten könnte.

Auswirkungen und invasives Potential:

Aufwuchsorganismen der ‚fouling communities‘ können bei dichtem Bewuchs von anthropogen genutzten Strukturen generell zu mehr oder weniger gravierenden wirtschaftlichen Schäden führen, z. B. in Muschelkulturen (GITTENBERGER 2009). Jedoch sind für die deutsche Nordsee keine schwerwiegenden negativen Auswirkungen von *Molgula manhattensis* bekannt.

Literatur: ANDERSEN et al. in prep., ARENAS et al. 2006, COHEN & CARLTON 1995, FOFONOFF et al. 2018, GITTENBERGER 2009, GITTENBERGER et al. 2010, 2017a, GROEPLER 2016, 2019, HAYDAR et al. 2011, HAYWARD & RYLAND 1990, 1995, 2017, JENSEN 2010h, KAKKONEN et al. 2019, LAMBERT & LAMBERT 1998, LIEBICH 2007, MILLAR 1970, PETERSEN & SVANE 2002, PYO et al. 2012, RAMOS-ESPLÁ et al. 2020, RANDLØV & RIISGÅRD 1979, STÆHR et al. 2020, STAMP 2016, WOLFF 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt faktablad-molgula-manhattensis-luddsjopung.pdf (havochvatten.se) (update 22.05.2012)

<https://artskart.artsdatabanken.no>, norwegische Datenbank, Verbreitungskarte [Vis utvalg i kart | Artskart 2 \(artsdatabanken.no\)](http://Vis%20utvalg%20i%20kart%20Artskart%202%20(artsdatabanken.no)) (access 06.07.2021)

Perophora japonica Oka, 1927

Eine nordwestpazifische solitäre Ascidie, bei der die Einzelzooide über Stolone miteinander verbunden sind. In der deutschen Nordsee scheint sie nur im Gebiet von Helgoland etabliert zu sein, wo sie 2007 erstmals gefunden wurde.

Abb. in MINCHIN et al. 2016
(<http://dx.doi.org/10.3391/bir.2016.5.3.03>)

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: Nicht-heimische Art (GROEPLER 2016)

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik (Japan, Korea) (BISHOP et al. 2015, GROEPLER 2016)

Vektor: Schiffsverkehr (GROEPLER 2016), möglicherweise auch mit Kulturaustern (MINCHIN et al. 2016, GITTENBERGER et al. 2017)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2007 (GROEPLER 2016)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Ein erster europäischer Fund erfolgte 1982 in Nordfrankreich, wo *Perophora japonica* an der Küste der Normandie (Saint-Vaast-la Hogue) auftrat (BAFFREAU et al. 2018). Dort breitete sie sich nach BISHOP et al. (2015) im Flachwasser der Küsten und in den Häfen aus. Ostwärts schien die Ausdehnung allerdings langsam zu verlaufen. DEWARUMEZ et al. (2011) geben für die französische Nordseeküste an der Grenze zu Belgien (noch) keine Vorkommen an.

Im britischen Ärmelkanal war *Perophora* bereits 1999 im Plymouth Sound aufgetaucht (NISHIKAWA et al. 2000). Obwohl sich ihre Verbreitung inzwischen überwiegend auf die englische Süd- und Südwestküste und die Gewässer um die Kanalinseln konzentriert (ARENAS et al. 2006, MINCHIN et al. 2013, 2016, STATES OF JERSEY 2017), existieren auch Nachweise von der Nordseeküste. Dort wurde die Art offenbar außerhalb der Häfen im Freiland gefunden (BISHOP et al. 2015, WOOD et al. 2015).

In den Niederlanden tauchte sie erstmals 2004 an verschiedenen Orten in der Oosterschelde auf (FAASSE 2004). Im Rheindelta mit seinen ausgedehnten Aquakulturen kommt auch eine Einschleppung mit Austern in Frage (GITTENBERGER et al. 2017).

An der deutschen Küste wurde sie 2007 erstmals bei Helgoland nachgewiesen, wo sie sich wahrscheinlich mindestens ein Jahr früher angesiedelt hatte (GROEPLER 2016). Dort breitete sie sich innerhalb der folgenden Jahre aus (KUHLENKAMP, pers. Mitt. 04.2014, GROEPLER 2016). Bisher ist dieses der einzige bekannte Ort an der deutschen Nordseeküste, an dem die Art vorkommt. Mehrere Autoren verweisen allerdings auf die Möglichkeit, dass die Art aufgrund ihrer geringen Größe übersehen wird.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: BISHOP et al. 2015, WOODS et al. 2015

Frankreich: nicht für den Bereich der Nordsee (BAFFREAU et al. 2018 GOULLETQUER et al. 2002)

Niederlande: FAASSE 2004

Deutschland: GROEPLER 2016

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

-

Zur Biologie und Ökologie:

Die Kolonien von *Perophora japonica* setzen sich aus kleinen (4 - 6 mm), gelbgrünen Einzelzoiden zusammen, die über Stolone miteinander verbunden sind. Eine Besonderheit der Art ist ihre ungeschlechtliche Vermehrung, die neben stoloniale Wachstum auch mittels sternförmiger, terminaler, leuchtend gelber Knospen möglich ist. Diese können abbrechen, verdriften und neue Kolonien initiieren (LAMBERT 2005).

Perophora japonica ist ein Flachwasserbewohner, der in den Gewässern um Helgoland auf Makroalgen siedelt (GROEPLER 2016).

Auswirkungen und invasives Potential:

Bisher wurden keine schwerwiegenden negativen Auswirkungen bekannt

(<https://invasions.si.edu/nemesis/>), auch wenn die Ascidie in Japan als Bewuchsart in Austernkulturen auftritt. In Deutschland sind starke Auswirkungen aufgrund des geringen und lokal begrenzten Vorkommens nicht zu erwarten.

FAASSE 2004, GITTENBERGER et al. 2017, GOULLET-QUER et al. 2002, GROEPLER 2016, LAMBERT 2005, MINCHIN et al. 2013, 2016, NISHIKAWA et al. 2000,

<https://invasions.si.edu/nemesis/>, Smithsonian environmental research center's national estuarine and marine exotic species information system (NEMESIS), Datenblatt

Literatur: ARENAS et al. 2006, BAFFREAU et al. 2018, BISHOP et al. 2015, DEWARUMEZ et al. 2011,

https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/206908 (access 18.09.2020)

Styela clava Herdman, 1881

Eine große, solitäre Ascidie aus dem Westpazifik, die wahrscheinlich im Schiffsbewuchs und mit Zuchtaustern weltweit verbreitet wurde. In Deutschland erstmals 1997 gefunden, hat *Styela clava* sich inzwischen an der gesamten deutschen Nordseeküste etabliert und bildet stellenweise dichte Bestände in Häfen, auf Muschelbänken und in strömungsberuhigten Zonen. Aus anderen Ländern sind erhebliche wirtschaftliche Schäden durch Massenvorkommen der Tunikate bekannt, die jedoch an europäischen Küsten bisher in dieser Ausprägung nicht beobachtet wurden. Eine Konkurrenz zu heimischen, filtrierenden Arten ist nicht auszuschließen.



Die Einzeltiere der solitären Keulenascidie *Styela clava* können als ganze Trauben auf Austernbänken vorkommen. (Foto K. Reise)

Deutscher Name: Keulenascidie, Faltenascidie, Warzige Seescheide
Englischer Name: leathery sea squirt, clubbed tunicate

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwestpazifik: Japan, Korea, Ochotskisches Meer, Sibirien, Japanisches und Gelbes Meer bis Shanghai (MILLAR 1970, LÜTZEN 1999)

Im Laufe der letzten Jahrzehnte weltweit in Küstengewässer eingeschleppt, u. a. West- und Ostküste der USA und Kanadas, Südastralien, Neuseeland und Europa (MILLAR 1970, LAMBERT & LAMBERT 1998, LÜTZEN 1999, WOLFF 2005, CLARKE & THERIAULT 2007, DAVIS & DAVIS 2008, BRUNETTI & CUOMO 2014).

Vektor: Wahrscheinlich mit Schiffen; als rheophober Organismus kann *Styela clava* die Außenwand schnell fahrender Handelsschiffe kaum erfolgreich besiedeln, so dass eher langsamere Sportboote in Frage kommen. DAVIS et al. (2007) halten die Möglichkeit einer Verschleppung über kurze Distanzen im Ballasttank regionaler Fähren, etwa zwischen England und Frankreich, für denkbar sowie die Ansiedlung der Ascidie in den tunnelartigen Durchlässen in der Außenwand großer Schiffe, durch die Kühl-, Lösch- oder Ballastwasser aufgenommen wird. Ein Larventransport im Ballastwasser über weite Strecken ist aufgrund der kurzen Larvalphase von 1 bis 2 Tagen zu bezweifeln (DAVIS et al. 2007, BRUNETTI & CUOMO 2014).

Eine Verbreitung erfolgt auch mit Austern, deren Kultivierung Anfang der 1970er Jahre begann. Lokal kann eine Verdriftung, z. B. als Epibiont auf → *Sargassum muticum*, und die natürliche Verbreitung durch Eier und Larven eine Rolle spielen (LÜTZEN 1999, WOLFF 2005). Da die Tiere auch zwei Tage außerhalb des Wassers überstehen, können sie entlang von Küsten auch mit kleinen trailerbaren Fischerbooten in nicht infizierte Gebiete verschleppt werden (DARBYSON et al. 2009).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1997, Hafen von List/Sylt (REISE 1998)
Ostsee: 2017, Kiel (BOCK & LIEBERUM 2017)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Der erste Nachweis von *Styela clava* in Nordeuropa kam 1953 aus Plymouth (GB), und aufgrund der Größe der Individuen wurde angenommen, dass sich die Tiere spätestens 1952 dort angesiedelt hatten. Dabei wurde vermutet, dass die Ascidien mit Schiffen eingeschleppt wurden, die aus dem Koreakrieg zurückgekehrt waren (LÜTZEN 1999).

Da die Tunikate auch im weiteren Verlauf ihrer Ausbreitung entlang der Küsten bevorzugt in Häfen, an Pontonanlagen, Dalben etc. gefunden wurde, ist die Annahme naheliegend, dass der Hauptverbreitungsmechanismus der Transport mit Schiffen ist.

Aus dem nordfranzösischen Ärmelkanal wurden erste Funde 1968 bekannt. Im Verlauf der weiteren Ausbreitung entlang der Kanalküste erreichte *Styela clava* 1980 bei Dunkerque auch das Gebiet der französischen Nordsee (LÜTZEN 1999, DEWARUMEZ et al. 2011). In Belgien kam sie vermutlich erst zu Beginn der 1980er Jahre vor (LÜTZEN 1999, KERCKHOF et al. 2007). Vorher war sie 1974 aber schon in den Niederlanden erstmals gefunden worden, wo die Art heute verbreitet und häufig ist (WOLFF 2005).

Die Angabe, dass schon Mitte der 1960er Jahre eine kleine Population im westlichen Limfjord (Dänemark) existierte, wo Besatzaustern von der englischen Kanalküste ‚zwischengelagert‘ (had been relaid) worden waren (LÜTZEN 1999), ist relativ unsicher (DUPONT et al. 2010). Zuverlässig ist *Styela clava* ab 1980 im Limfjord (Ansiedlung vermutlich 1978) (LÜTZEN 1999, DUPONT et al. 2010). Neuere genetische Untersuchungen zeigten die Ähnlichkeit der Populationen im Limfjord mit solchen aus Japan und von der amerikanischen Pazifikküste, wohingegen englische und französische Vorkommen denen der amerikanischen Atlantikküste gleichen (DUPONT et al. 2010). BERMAN et al. (1992 nach pers. Mitt. CARLTON) gehen von einer Besiedlung der amerikanischen Ostküste durch europäische Bestände Ende der 1960er Jahre aus.

Die genetischen Daten legen nahe, dass die Tunikate mindestens zweimal (eventuell dreimal) unabhängig voneinander nach Europa gelangte, wobei die Limfjord-Populationen ihren Ursprung offenbar nicht in England haben (DU-

PONT et al. 2010). Inzwischen kommt *Styela clava* im gesamten Limfjord von der Nordsee bis zum Kattegat vor (DAVIS et al. 2007) und wurde an der dänischen Westküste in Esbjerg (ANDERSEN et al. in prep.), wie auch auf der Insel Rømø gefunden.

Von der Küste Südnorwegens kennt man *Styela clava* seit dem Erstfund 1990 aus der Nähe von Stavanger. Inzwischen ist sie offenbar zwischen Bergen (Nordsee) und Grimstad (Skagerrak) etabliert (HUSA et al. 2012, ESPELIEN 2020). Auch auf den Orkneyinseln tauchte 2018 ein einzelnes Individuum in einer Monitoring-Untersuchung auf einer Bewuchsplatte auf (WANT & KAKKONEN 2021).

Noch 1995 war die Tunikate an der deutschen Nordseeküste unbekannt (Probeorte Langeoog, Wilhelmshaven, Cuxhaven, Helgoland), doch bei einer erneuten Untersuchung 1998 traf LÜTZEN (1999) bereits erhebliche Abundanzen in Wilhelmshaven an.

Dazwischen war im Herbst 1997 ein erster Fund an der deutschen Küste aus dem Hafen von List/Sylt bekannt geworden, und im darauffolgenden Sommer 1998 wurden dichte Bestände im Hafen der benachbarten dänischen Insel Rømø festgestellt (REISE 1998).

Aufgrund der Fundorte liegt eine Einschleppung und Weiterverbreitung mit Booten/Schiffen nahe. Gleiches gilt für Helgoland, wo die Ascidie 2007 entdeckt wurde (KRONE et al. 2007). Am Standort List wäre allerdings auch ein Eintrag mit importierten pazifischen Kulturaustern plausibel und wahrscheinlich.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien: DUPONT et al. 2010, MINCHIN et al. 2013

Frankreich: DEWARUMEZ et al. 2011

Belgien: KERCKHOF et al. 2007

Niederlande: WOLFF 2005

Deutschland: REISE 1998, LÜTZEN 1999, KRONE et al. 2007

Dänemark: LÜTZEN 1999, JENSEN & KNUDSEN 2005

Norwegen: HUSA et al. 2012, ESPELIEN 2020

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Bis 2005 hatte *Styela clava* den dänischen Limfjord von der Nordsee bis zum Übergang ins Kattegat besetzt (DAVIS et al. 2007). Der abnehmende Salzgehalt im Kattegat setzt ihrem Vorkommen dann allerdings wohl eine Grenze.

Für das schwedische Kattegat konnte kein Nachweis gefunden werden.

Aus der deutschen Ostsee ist ein Nachweis von 2017 aus dem Hafen von Kiel dokumentiert (BOCK & LIEBERUM 2017), der jedoch ein singuläres Ereignis blieb (G. BOCK, pers. Mitt. 09.2020). Vermutlich verhinderte die niedrige Salinität eine erfolgreiche Reproduktion (s. u.).

Zur Biologie und Ökologie:

Die solitäre, keulenförmige Ascidie besiedelt als sessiler Filtrierer natürliche wie künstliche Hartsubstrate im Flachwasser und kann über 10 cm groß und bis zu 3 Jahren alt werden. Ihr Toleranzbereich bezüglich Salinität und Temperatur ist relativ weit und ihre derbe Außenhülle sowie ihre Fähigkeit, die Siphone über einen längeren Zeitraum geschlossen zu halten, schützen sie vorübergehend gegen Austrocknung und plötzlichen Salinitätsabfall. Dauerhaft niedrigen Salzgehalt wie etwa in Flussästuaren verträgt sie jedoch nicht, da auch die Reproduktion unterhalb 15 - 20 nicht erfolgreich verläuft (LÜTZEN 1999, CLARKE & THERRIAULT 2007). Auch für Norwegen vermutet ESPELIEN (2020), dass abnehmende Temperaturen und Salinitäten eine weitere Ausbreitung in den Nordatlantik bzw. nach Osten ins Kattegat nicht zulassen.

Höhere Temperaturen erträgt die Ascidie jedoch besser als etwa die heimische *Ciona intestinalis*, was ihr einen Vorteil bei zunehmender Meereserwärmung verschaffen könnte. Ob sie sich langfristig an niedrigere Salinitäten adaptieren kann, ist dagegen unsicher (KENWORTHY et al. 2018), und das Vorkommen im Hafen von Kiel muss in diesem Licht betrachtet werden.

In geschützten Bereichen von Häfen, an Pontons, Pollern und Kaimauern sowie auf Muschelbänken kann sie Massenvorkommen bilden. Als

Epibiont bewächst sie die Haftorgane von Makroalgen oder den Stiel größerer Artgenossen und bildet dadurch traubenförmige Kolonien (LÜTZEN 1999, LIEBICH 2007). Die Tiere werden aber auch selbst durch andere Organismen, z. B. Seepocken oder Algen, bewachsen, haben jedoch als adulte Tiere in hiesigen Gewässern keine natürlichen Feinde (LÜTZEN 1999). In Korea gelten sie unter dem Namen mee duh duck/mideuduck als Delikatesse (CLARKE & THERRIAULT 2007, KARNEY & RHEE 2009).

Auswirkungen und invasives Potential:

In allen Gebieten, in die *Styela clava* eingeschleppt wurde, wird ihre Ausbreitung als schnell, teilweise als explosiv bezeichnet, die Vorkommen treten allerdings häufig als ‚patchy distribution‘ nicht durchgängig entlang der Küste auf (CLARKE & THERRIAULT 2007, BRUNETTI & CUOMO 2014). Die Ascidie kann hohe Siedlungsdichten erreichen (über 1000 Ind./m²) und dann mit anderen filtrierenden Arten um Nahrung und Raum konkurrieren. Im deutschen Wattenmeer hat sich *Styela clava* innerhalb des letzten Jahrzehnts etabliert, so fand LIEBICH (2007) auf Muschelbänken bei Sylt z. B. bis zu 232 Ind./m².

Aufgrund ihrer Größe und ihres aufrechten Wachstums ist *Styela* imstande, durch Filtration die Ansiedlung von Larven anderer Arten zu reduzieren. Andererseits benachteiligt ihre eigene vergleichsweise späte Reproduktion sie bei der Besetzung von Lebensräumen. Trotzdem scheint sie in England und den USA einheimische Arten verdrängt zu haben (LÜTZEN 1999, CLARKE & THERRIAULT 2007), und BERMAN et al. (1992) erwarten für die amerikani-

sche Ostküste bei hohen Dichten auch Auswirkungen auf *Mytilus edulis* und *Metridium senile*, hatten aber zum Zeitpunkt ihrer Untersuchungen keine alarmierenden Hinweise.

Abgesehen von Konkurrenz mit heimischen Arten können dichte Populationen in Muschelzuchten zu erheblichen finanziellen Einbußen durch Überwachsen von Kulturen führen: An Leinen reißen Muschelklumpen durch das zusätzliche Gewicht ab, oder Muscheln werden durch vollständiges Überwachsen unverkäuflich. Solche Effekte sind besonders aus dem atlantischen Kanada bekannt (CLARKE & THERRIAULT 2007, GITTENBERGER 2009).

Während ein Bewuchs von Schiffswänden, Böjen, Fischereizubehör, Pontons u. a. Hafenstrukturen ernstzunehmende Kosten verursachen kann (CLARKE & THERRIAULT 2007), scheinen die Ascidien im Ökosystem, sofern sie in moderaten Dichten auftreten, keine gravierenden negativen Folgen zu haben, sondern lediglich das Arteninventar zu erweitern (BERMAN et al. 1992).

Literatur: ANDERSEN et al. in prep., BERMAN et al. 1992, BOCK & LIEBERUM 2017, BRUNETTI & CUOMO 2014, CLARKE & THERRIAULT 2007, DARBYSON et al. 2009, DAVIS & DAVIS 2008, DAVIS et al. 2007, DEWARUMEZ et al. 2011, DUPONT et al. 2010, ESPELIEN 2020, GITTENBERGER 2009, HUSA et al. 2012, JENSEN & KNUDSEN 2005, KARNEY & RHEE 2009, KENWORTHY et al. 2018, KERCKHOF et al. 2007, KRONE et al. 2007, LAMBERT & LAMBERT 1998, LIEBICH 2007, LÜTZEN 1999, MILLAR 1970, MINCHIN et al. 2013, REISE 1998, WANT & KAKKONEN 2021, WOLFF 2005

7. Vertebrata (Wirbeltiere)

7.1. Pisces (Fische)

Acipenser spp. (Störe)



Acipenser baerii aus dem russischen Lena-Delta; Sibirische Störe können 1 bis 2 Meter lang werden, fangen aber auch klein an. (Foto K. Reise)

Abb. in BfN SPRATTE (2014) und zahlreiche Abb. bei Wikipedia

Im Bereich der deutschen Nord- und Ostseeküste treten verschiedene allochthone Störe und deren Hybride auf, die gelegentlich Fischern ins Netz gehen oder geangelt werden.

In der Nordsee gelten der Europäische Stör (*Acipenser sturio*) und in der Ostsee der Baltische, Atlantische oder Ostseestör (*Acipenser oxyrinchus*) als heimisch. Ursprüngliche, reproduktive Bestände waren aber spätestens seit

den 1970er Jahren erloschen. Gründe dafür waren Überfischung und das Abdämmen der Laichgebiete. Aufgrund von Besatzmaßnahmen mit Stören unterschiedlicher Herkunft und entkommenen Tieren aus Fischzuchten fangen Küstenfischer sowie Hobby-Angler aber auch heute immer wieder Störe.

Anders als der Europäische Stör (*Acipenser sturio*), von dem eine wildlebende Restpopulation nur noch in Westfrankreich (Garonne, Gironde) existiert, ist der Ostseestör (*Acipenser oxyrinchus*) identisch mit dem Atlantischen Stör, der

ebenfalls in Nordamerika vorkommt. Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass er spätestens seit dem Mittelalter, möglicherweise aber schon viel früher in Europa vorkam (LUDWIG et al. 2009, NIKULINA & SCHMÖLCKE 2016). In der Ostsee wurden zu Beginn der 1960er Jahre die letzten Exemplare gefangen, und seitdem galt diese Art dort als ausgestorben. Inzwischen gibt es in der Ostsee Wiederansiedlungsversuche mit kanadischen Tieren. Bemühungen zur Wiedereinbürgerung des Europäischen Störs (*A. sturio*) im Elbegebiet mit Jungfischen aus Frankreich finden seit 2008 statt (BFN, SPRATTE 2014).

Erste Versuche, die einbrechenden Störbestände mit Sterlets (*Acipenser ruthenus*) aus der jugoslawischen Donau aufzustocken, wurden bereits in den 1950er Jahren unternommen, blieben aber zunächst erfolglos. In den darauffolgenden Jahrzehnten wurden Tiere verschiedenen Ursprungs, absichtlich oder unbeabsichtigt freigesetzt. Neben zu groß gewordenen und dann freigelassenen Tieren aus Aquarienhaltung und Hobbyteichen, handelt es sich um Störe aus Besatzmaßnahmen und entkommene Exemplare aus Fischzuchten. SPRATTE (2014) konstatiert, dass „die Herkunft der nicht einheimischen (allochthonen) Störe in vielen Fällen nicht eindeutig zurückverfolgt werden kann“ und dass „davon auszugehen ist, dass nicht einheimische Störe und Störhybride über Besatz, als aus Fischzuchten entwichenen Exemplare oder bei „Aquakulturhavarien“ in offene Gewässer gelangen“.

Mit Ausnahme des Weißen Störs (*Acipenser transmontanus*) von der amerikanischen Pazifikküste tauchten in deutschen Gewässern neben dem Europäischen Stör (*A. sturio*) und dem Ostseestör (*A. oxyrinchus*) im Wesentlichen Arten aus dem ponto-kaspischen Raum und Nordrussland/Sibirien auf:

Acipenser baerii (Sibirischer Stör; Russland, Kasachstan, Mongolei, alle Fluss-Systeme, die in die Karastraße, die Laptewsee oder die Ostsibirische See münden, Baikalsee)

Acipenser gueldenstaedtii (Russischer Stör, Waxdick; ponto-kaspischer Raum und Zuflüsse der Donau bis Don)

Acipenser ruthenus (Sterlet; Flüsse im Einzugsgebiet des ponto-kaspischen Raums und Nordpolarmeeres, Nordrusslands, einige Zuflüsse der Ostsee, Donau bis Bayern)

Acipenser stellatus (Sternhausen; ponto-kaspischer Raum und Zuflüsse)

Acipenser transmontanus (Weißer Stör; Pazifikküste Nordamerikas, Alaska bis Kalifornien)

Huso huso (Europäischer Hausen, Beluga Stör; ponto-kaspischer Raum und Adria, vielerorts ausgestorben)

Da viele allochthone Störe untereinander hybridisieren, ist auch eine Hybridisierung mit den heimischen Arten nicht auszuschließen und würde die Wiederansiedlungsbemühungen mit heimischen Stören konterkarieren.

Die aufgeführten nicht-heimischen Arten können über das Internet für den Hobbybedarf erworben werden.

(alle Angaben, soweit nicht anders angegeben, aus SPRATTE 2014. Angaben zu den Ursprungsgebieten der Arten aus Wikipedia)

Literatur: LUDWIG et al. 2009, NIKULINA & SCHMÖLCKE 2016, SPRATTE 2014

BfN: [Acipenser sturio Linnaeus, 1758](#) (access 21.04.2021)

Gobiosoma bosc (Lacepède, 1800)

Abb. in VERREYCKEN et al. (2019),

DOI: 10.3750/AIEP/02688

THIEL et al. (2012)

<http://dx.doi.org/10.3391/bir.2012.1.4.09>

Der englische Name ‚naked goby‘ verweist darauf, dass *Gobiosoma bosc* keine Schuppen besitzt. Vertikale Streifen auf den Körperseiten sind charakteristische Merkmale der Art, die an der nordamerikanischen Küste heimisch ist (VERREYCKEN et al. 2019). Obwohl dem Fisch eine weite Salinitätstoleranz bescheinigt wird, bevorzugt er ästuarine Bedingungen, wo er häufig in Austernriffen, aber auch anderen Flachwasserhabitaten zu finden ist. Vermutlich wurde die Art mit Ballastwasser eingeschleppt, da alle europäischen Fundorte in der Nähe großer Häfen liegen und die Planktonlarven leicht mit Ballastwasser aufgenommen werden können.

Der erste europäische Nachweis erfolgte **2009** aus dem Brackwasser des Weser-Ästuars (Salinität 0,8 - 3,5), wo sieben Individuen etwa in

Höhe der Stadt Brake in einem Fischmonitoring auftauchten (THIEL et al. 2012).

In den Niederlanden wurden 2017 und 2018 Tiere im Noordzeekanaal, der Wasserstrasse nach Amsterdam, gefangen (VERREYCKEN et al. 2019, [Nature Today | Primeur: naakte grondel gevangen in het Noordzeekanaal](#)). 2018 erfolgte ebenfalls ein Nachweis in der belgischen Zeeschelde (VERREYCKEN et al. 2019).

Die Etablierung der Art halten sowohl THIEL et al. (2012) als auch VERREYCKEN et al. (2019) aufgrund der Präferenz des Fisches für wärmeres Wasser für fraglich, und die spärlichen Nachweise in Nordeuropa lassen nicht auf reproduktive Populationen schließen.

Literatur: THIEL et al. 2012, VERREYCKEN et al. 2019

[Nature Today | Primeur: naakte grondel gevangen in het Noordzeekanaal](#) (access 12.04.2021)

Neogobius melanostomus (Pallas, 1814)

Die Schwarzmaulgrundel *Neogobius melanostomus* wurde in der Ostsee erstmals 1990 in der Danziger Bucht (Polen) nachgewiesen. Wie sie dorthin gelangte, ist unbekannt. Seit 1999 kommt sie auch an der deutschen Ostseeküste vor. Im Nord-Ostsee-Kanal ist sie stellenweise häufig und besiedelt an der Nordsee die inneren Ästuarie von Elbe und Weser.



Die Schwarzmaulgrundel *Neogobius melanostomus*; Länge des abgebildeten Individuums 105 mm. (aus VERREYCKEN et al. 2011; Foto verwendet, mit freundlicher Genehmigung von H. Verreycken)

Andere Namen in der Literatur:

Gobius melanostomus Pallas, 1814

Für eine Liste synonymisierter Namen s.

WoRMS - World Register of Marine Species -
[Neogobius melanostomus \(Pallas, 1814\)](#)

Deutscher Name: Schwarzmaul/-mundgrundel

Englischer Name: round goby

Status: Nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Ponto-kaspischer Raum, für europäische Populationen speziell nördliches Schwarzes Meer (MOMBAERTS et al. 2014); seit 1990 auch in den Großen Seen Nordamerikas (CORKUM et al. 2004, KORNIS et al. 2012, SAPOTA 2012)

Vektor: Unbekannt; ein Transport von Eiern, Larven und Juvenilen im Ballastwasser von Schiffen wird allgemein als am wahrscheinlichsten angenommen (SAPOTA 2004, KOTTA et al. 2016). Sekundäre Verbreitung über Fischerei- und Angelausrüstung (als Köderfische), aber streckenweise auch an der Außenhaut von Sportbooten ist möglich (BUSSMANN & BURKHARDT-HOLM 2020) sowie passive Verdriftung von Jugendstadien (JANÁČ et al. 2019).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: 2008, Tideelbe bei Hamburg (HEMPEL & THIEL 2013)

Ostsee: 1999, Rügen (CORKUM et al. 2004); WINKLER (2006) zit. in SCHOMAKER & WOLTER (2014) gibt 1998 an.

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Die Schwarzmaulgrundel wurde in der Ostsee erstmals 1990 in den polnischen Häfen Hel und Gdynia in der Danziger Bucht gefunden. Dort besetzte sie innerhalb eines Jahrzehnts individuenreich ein großes Areal (SAPOTA 2004), und es wird angenommen, dass diese Tiere die Ausgangspopulation für die Besiedlung der Ostsee bildeten (BJÖRKLUND & ALMQVIST 2010, SAPOTA 2012).

Wie die Grundeln in die Ostsee gelangten, ist unklar. Für SAPOTA (2004) u. a. ist ein Eintrag von Eiern und/oder Jugendstadien im Ballastwasser von Schiffen über den ‚northern migrati-

on corridor‘ oder den ‚central migration corridor‘ am wahrscheinlichsten. Mehrfache Einschleppungen sind nicht auszuschließen.

1999 wurden Vorkommen sowohl aus dem Frischen Haff als auch aus dem deutschen Ostseeraum bei Rügen bekannt (CORKUM et al. 2004). Bis 2003 hatte sich die Grundel im Kleinen Haff der Odermündung angesiedelt (CZUGAŁA & WOŹNICZKA 2010), begann aber erst 10 Jahre später die Oder aufwärts zu wandern (SCHOMAKER & WOLTER 2014). In Rostock war sie bereits 2003 angekommen (CORKUM et al. 2004, SAPOTA 2012) und wurde 2010 auch im Hafen von Wismar nachgewiesen (LACKSCHEWITZ et al. 2011).

In der Ostsee ist die Grundel inzwischen von den Küsten sämtlicher Anrainerstaaten bekannt (SAPOTA 2012). Neben dem Schwerpunkt in Polen hat *Neogobius* sich teilweise in rasantem Tempo an vielen Küsten skandinavischer und baltischer Staaten ausgebreitet (OJAVEER 2006, AZOUR et al. 2015, KOTTA et al. 2016, SCHRANDT et al. 2016, SKABEIKIS et al. 2018, DEMCHUK et al. 2021).

Für den Beginn einer Besiedlung des Nord-Ostsee-Kanals werden unterschiedliche Daten genannt. Wahrscheinlich kam der Fisch aber schon 2006 im östlichen Teil der Wasserstraße vor, und seit 2009 gilt er im mittleren Abschnitt als sehr zahlreich (HEMPEL et al. 2016). *Neogobius* durchquerte den Kanal in westliche Richtung, und 2008 meldete der Landessportfischerverband Schleswig-Holstein einen ersten Fang an der Brunsbütteler Schleuse. Im selben Jahr 2008 wurde auch ein erstes Individuum in der Tideelbe bei Hamburg gefangen (HEMPEL & THIEL 2013). Aus der Weser bei Bremen stammt der erste Nachweis von 2012 (BRUNKEN et al. 2012) und aus dem Emdener Hafen von 2014 (ROHDE et al. 2017).

Im Einzugsbereich der Nordsee kennt man die Schwarzmaulgrundel auch aus den Niederlanden und Belgien. 2004 tauchte *Neogobius* erstmals in den Niederlanden in der Nähe von Rotterdam im Lek auf (VAN BEEK 2006) und 2010 im Hafen von Antwerpen (VERREYCKEN et al. 2011). Im niederländischen Wattenmeer gelang 2015 ein Netzfang bei Den Oever, am Abschlussdeich des IJsselmeeres (waddenresearch@nioz.nl). In küstenferneren Flussabschnitten sind die Fische inzwischen stellenweise sehr zahlreich in Rhein, Maas und

Mosel, seit 2011 auch im französischen Gebiet sowie damit verbundenen Gewässern (MANNÉ et al. 2013, MOMBAERTS et al. 2014, VAN KESSEL et al. 2016, VERSTIJNEN et al. 2019).

Neben dem Eintrag in große Seehäfen hat sich die Grundel auch über Flüsse und Kanäle durch den ‚southern migration corridor‘ ausgebreitet (COPP et al. 2005, VERREYCKEN et al. 2011). Bis zur Jahrtausendwende war *Neogobius* in der Donau bis nach Österreich vorgedrungen, wo der Fisch in stark frequentierten Industriehäfen erschien (WIESNER 2005). Die Öffnung des Main-Donau-Kanals 1992 machte den Weg in den Rhein und seine Nebenflüsse und letztlich ins Rheindelta frei (MANNÉ et al. 2013). Da die geografische Ausbreitung häufig nicht kontinuierlich und oft schneller verlief als die natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit erwarten ließ, ging man auch in den Flüssen von einem Transport in Ballastwasser oder Schiffsbewuchs aus (MANNÉ et al. 2013, SCHOMAKER & WOLTER 2014).

Auch ein Rücktransport nach Europa aus den Großen Seen Amerikas, die von der Grundel seit den 1990er Jahren besiedelt werden, kann nach MOMBAERTS et al. (2014) nicht ausgeschlossen werden.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Deutschland: BRUNKEN et al. 2012, HEMPEL & THIEL 2013, ROHDE et al. 2017
Belgien: VERREYCKEN et al. 2011
Niederlande: VAN BEEK 2006,
waddenresearch@nioz.nl

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark: AZOUR et al. 2015
Deutschland: CORKUM et al. 2004, SCHOMAKER & WOLTER 2014, MATERN et al. 2021
Polen: CORKUM et al. 2004, SAPOTA 2004, CZUGAŁA & WOŹNICZKA 2010
Russland/Kaliningrad: KOTTA et al. 2016
Litauen: SAPOTA 2012, RAKAUSKAS et al. 2013, SKABEIKIS et al. 2018
Lettland: OJAVEER 2006, SAPOTA 2012
Estland: OJAVEER 2006, KOTTA et al. 2016
Russland/St. Petersburg: KOTTA et al. 2016, DEMCHUK et al. 2021
Finnland: OJAVEER 2006, KOTTA et al. 2016
Schweden: KOTTA et al. 2016,
www.havochvatten.se/frammandearter

Zur Biologie und Ökologie:

Neogobius melanostomus ist ein euryöker, bodenlebender Fisch aus dem Süß- und Brackwasser, dessen Bauchflossen, wie bei anderen Grundeln auch, zu einer Saugscheibe verwachsen sind. Die Tiere können eine Länge von etwa 20 cm erreichen (SAPOTA 2012), bleiben aber in der Regel kleiner (CORKUM et al. 2004). In neu besiedelten Gebieten wachsen sie schneller als in etablierten, dichten Populationen (AZOUR et al. 2015). Juvenile Individuen ernähren sich überwiegend von kleinen Arthropoden und Anneliden, erweitern aber mit zunehmendem Alter ihr Nahrungsspektrum hin zu Mollusken und zu einem geringeren Teil zu kleinen Fischen (POULOS et al. 2012, HEMPEL et al. 2018, SKABEIKIS et al. 2018). In der Donau fressen sie z. B. größtenteils die ebenfalls eingeschleppte Muschel → *Dreissena polymorpha* (CORKUM et al. 2004).

Ihre Toleranz gegenüber Umweltveränderungen macht die Fische zu erfolgreichen Neuankömmlingen, ebenso ihr aggressives Revierverhalten und die mehrfache Reproduktion vom Frühjahr bis zum Herbst mit Brutpflege durch männliche Tiere (CORKUM et al. 2004, POULOS et al. 2012). Im Nord-Ostsee-Kanal findet die Reproduktion hauptsächlich zwischen Mai und Ende Juni statt, ist aber von Umweltparametern wie etwa der Wassertemperatur abhängig (HEMPEL et al. 2018). Die Vorkommen scheinen relativ eng an Kies-, Fels- oder Steinuntergrund gebunden zu sein, auf denen die Tiere bevorzugt laichen (BRUNKEN et al. 2012, KORNIS et al. 2012).

Auswirkungen und invasives Potential:

Eine ernsthafte Konkurrenz zu anderen Kleinfischen ist an der deutschen Ostseeküste bisher nicht nachgewiesen worden. Unterschiedliche Raum- und Nahrungsansprüche trennen sie von pelagischen, omnivoren Fischen wie Stichlingen (SAPOTA 2012). Überschneidungen im Lebensraum, etwa bezüglich limitierter Laichplätze, und mögliche Nahrungskonkurrenz werden am ehesten innerhalb der Gobiiden und mit anderen bodenlebenden Arten wie Flundern (*Platichthys flesus*) gesehen (CORKUM et al. 2004, KORNIS et al. 2012, HEMPEL et al. 2018). An der schleswig-holsteinischen Ostküste stellen MATERN et al. (2021) allerdings wenig Überschneidung im Nahrungsspektrum mit *Gobius niger* fest.

Anders scheint es sich in Binnengewässern und in der östlichen Ostsee zu verhalten. Auswirkungen durch Konkurrenz um Raum und Nahrung werden hier überwiegend angenommen. Für Fischbestände in der Maas beobachten etwa VAN KESSEL et al. (2016) substantielle Auswirkungen auf die Groppenpopulation. RAKAUSKAS et al. (2013) und VERSTIJNEN et al. (2019) stellen indirekte Auswirkungen auf Kaulbarsche durch Nahrungskonkurrenz im Kurischen Haff bzw. in niederländischen Speicherbecken fest. Jedoch beobachten JÜZA et al. (2021) nach einem nahezu völligen Einbruch der Kaulbarschpopulation in einem der niederländischen Speicherbecken eine schnelle Erholung der Bestände innerhalb weniger Jahre gepaart mit einem deutlichen Rückgang der Grundeln. Auch für die heimische Fischfauna der Weser sehen BRUNKEN et al. (2012) durchaus ein Gefährdungspotential.

Unter geeigneten Bedingungen wachsen die Populationen von *Neogobius melanostomus* sehr rasch an. In einem neu besiedelten Abschnitt der Oberelbe entwickelte sich *Neogobius* innerhalb nur weniger Jahre zur dominierenden Fischart des ufernahen Bereichs (JANÁČ et al. 2019), und an der offenen Küste Litauens vermehrten sich die Populationen innerhalb von neun Jahren auf das 23fache ihres Ursprungs. Dies führte zu einer starken Abnahme juveniler Miesmuscheln (*Mytilus trossulus*). In der Folge brachen die ohnehin rückläufigen Bestände überwinternder Eisenten (*Clangula hyemalis*) nahezu zusammen, und die verbliebenen Vögel ernährten sich vermehrt von Jungfischen (SKABEIKIS et al. 2018).

In den Großen Seen Amerikas dominiert *Neogobius melanostomus* stellenweise die heimische Fischfauna, mit der er offenbar in beträcht-

liche Konkurrenz tritt (KORNIS et al. 2012). Neben der Prädation an Eiern und Larven anderer Fische gibt es Hinweise auf eine Verdrängung syntopischer Arten in tiefere Wasserschichten (CORKUM et al. 2004, KORNIS et al. 2012). Darüberhinaus werden eine Anreicherung von Schadstoffen innerhalb der Nahrungskette und ein Zusammenhang mit Botulismus bei Wasservögeln diskutiert, da die Grundeln von Raubfischen und verschiedenen Vögeln gefressen werden, für die sie eine nicht unbedeutende neue Nahrungsquelle darstellen (KORNIS et al. 2012, SAPOTA 2012, HEMPEL et al. 2016).

Literatur: AZOUR et al. 2015, BJÖRKLUND & ALMQVIST 2010, BRUNKEN et al. 2012, BUSSMANN & BURKHARDT-HOLM 2020, COPP et al. 2005, CORKUM et al. 2004, CZUGAŁA & WOŹNICZKA 2010, DEMCHUK et al. 2021, HEMPEL & THIEL 2013, HEMPEL et al. 2016, 2018, JANÁČ et al. 2019, JÜZA et al. 2021, KORNIS et al. 2012, KOTTA et al. 2016, LACKSCHEWITZ et al. 2011, MANNÉ et al. 2013, MATERN et al. 2021, MOMBAERTS et al. 2014, OJAVEER 2006, POULOS et al. 2012, RAKAUSKAS et al. 2013, ROHDE et al. 2017, SAPOTA 2004, 2012, SCHOMAKER & WOLTER 2014, SCHRANDT et al. 2016, SKABEIKIS et al. 2018, VAN BEEK 2006, VAN KESSEL et al. 2016, VERREYCKEN et al. 2011, VERSTIJNEN et al. 2019, WIESNER 2005

www.havochvatten.se/frammandearter, schwedische Datenbank, Datenblatt

<https://www.havochvatten.se/download/18.21aefcd7150f8b6c38f8f77d/1493109949968/faktablad-neogobius-melanostomus-svartmunnad-smorbult.pdf> (update 18.12.2016)

NIOZ - Wadden Systems Research Centre
<waddenresearch@nioz.nl>

8. Mikroorganismen

8.1. Mikroplankton in der deutschen Nordsee (zusammengestellt nach Angaben von J. RICK, AWI Wattenmeerstation)

Mikrophytoplankton:

Alexandrium tamarense (Lebour) Balech, 1995 (RICK et al. 2018)

Alexandrium pseudogonyaulax (Biecheler) Horiguchi ex K.Yuki & Y.Fukuyo, 1992 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Bellerochea horologicalis Stosch, 1980 (RICK 2021)

Biddulphia sinensis Greville, 1866 (syn. *Odontella sinensis*) (RICK & WILTSHIRE 2016)

Chaetoceros peruvianus Brightwell, 1856 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Chattonella antiqua (Y.Hada) C.Ono, 1980 (RICK et al. 2018)

Coscinodiscus wailiesii Gran & Angst, 1931 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Dinophysis tripos Gourret, 1883 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Eucampia cornuta (Cleve) Grunow, 1883 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Fibrocapsa japonica S.Toriumi & H.Takano, 1973 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Heterosigma akashiwo (Y.Hada) Y.Hada ex Y.Hara & M.Chihara, 1987 (RICK et al. 2018)

Hobaniella longicruris (Greville) P.A. Sims & D.M. Williams in Sims et al., 2018 (syn. *Odontella l.*) (RICK & WILTSHIRE 2016)

Karenia mikimotoi (Miyake & Kominami ex Oda) Gert Hansen & Moestrup, 2000 (syn. *Gymnodinium m.*) (RICK et al. 2018)

Mediopyxis helysia Kühn, Hargreaves & Halliger, 2006 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Plagiolemma distortum Nézan in Nézan et al., 2018 (CASTILLO-RAMÍREZ et al. 2021)

Prorocentrum triestinum J.Schiller, 1918 (RICK et al. 2018)

Rhizosolenia indica H.Peragallo, 1892 (syn. *Proboscia i.*) (RICK & WILTSHIRE 2016)

Rhizosolenia robusta var. *robusta* Norman ex Ralfs in Pritchard, 1861 (syn. *Neocalyptrella r.*) (RICK & WILTSHIRE 2016)

Rhizosolenia semispina Hensen, 1887 (syn. *R. hebetata f. semispina*) (RICK & WILTSHIRE 2016)

Thalassiosira hendeyi Hasle & G.Fryxell, 1977 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Thalassiosira punctigera (Castracane) Hasle, 1983 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Thalassiosira tenera Proschkina-Lavrenko, 1961 (RICK & WILTSHIRE 2016)

Acantharia:

Acanthometron sp. Haeckel, 1887 (RICK 2021)

8.2. Fungi:

Claviceps purpurea (Fr.:Fr.)Tul., 1883 (NEHRING et al. 2012)

9. Literatur

- ADILL A, HEIMBRAND Y, MO K, BERGSTRÖM L (2015) Undersökning av hårbottenfauna vid Forsmarks kärnkraftverk - Metodikutveckling av artificiella substrat för övervakning av bottenfaunasamhällen på områden som saknar sediment. Aqua reports 2015:10. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 35 pp
- AGUIRRE-MACEDO ML & KENNEDY CR (1999) Diversity of metazoan parasites of the introduced oyster species *Crassostrea gigas* in the Exe Estuary. J Mar Biol Ass UK 79:57-63
- AKIYAMA T & YAMAMOTO M (2004) Life history of *Nippoleucon hinumensis* (Crustacea: Cumacea: Leuconidae) in Seto Inland Sea of Japan. I. Summer diapause and molt cycle. Mar Ecol Prog Ser 284:211-225
- ALBRECHT A & REISE K (1994) Effects of *Fucus vesiculosus* covering intertidal mussel beds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters 48:243-256
- ALEMAN A, FAASSE M & DE BLAUWE H (2018) Het exotische bloedrode mosdiertje *Watersipora subatra* gevestigd in de Grevelingen. Het Zeepaard 78(4):50-54
- ALONSO A & CASTRO-DÍEZ P (2008) What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarium* (Hydrobiidae, Mollusca)? Hydrobiologia 614:107-116
- ALTHUKHOV DA, GUBANOVA AD & MUKHANOV VS (2014) New invasive copepod *Oithona davisae* Ferrari and Orsi, 1984: seasonal dynamics in Sevastopol Bay and expansion along the Black Sea coasts. Mar Ecol 35, Suppl 1:28-34
- AMBROSE WG (1984) Influences of predatory polychaetes and epibenthic predators on the structure of a soft-bottom community in a Maine estuary. J Exp Mar Biol Ecol 81:115-145
- ANDERSEN JH, KALLENBACH E, KJELDGAARD MB, KNUDSEN SW, EIKREM W, FAGERLI C, OUG E, DAHLE T, THAULOW J, GITMARK J, HOBÆK A, GREEN N, HESSELSØE M, STØTTRUP J, KUHN J, BEKKEVOLD D, JACOBSEN LMW, MØLLER PR, OLESEN CA, CARL H & STUER-LAURIDSEN F (in prep) A baseline study of the occurrence of non-indigenous species in Danish harbours. NIVA Denmark Water Research. Draft Report, 159 pp
- ANGER K (1990) Der Lebenszyklus der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in Norddeutschland: Gegenwärtiger Stand des Wissens und neue Untersuchungen. Seevögel 11:32-37
- ANTAJAN E, BASTIAN T, RAUD T, BRYLINSKI J-M, HOFFMANN S, BRETON G, CORNILLE V, DELEGRANGE A & VINCENT D (2014) The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 along the English Channel and the North Sea French coasts: another introduction pathway in northern European waters? Aquatic Invasions 9:167-173
- ANTON A, GERALDI NR, LOVELOCK CE, BENNETT S, CEBRIAN J, KRAUSE-JENSEN D, MARBA N, MARTINETTO P, PANDOLFI JM, SANTANA-GARCON J & DUARTE CM (2019) Global ecological impacts of marine exotic species. Nat Ecol Evol 3, 787-800. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0851-0>
- ANTSULEVICH A (2020) Monitoring of alien species *Cercopagis pengoi* in the Hanko area in 1998 - 2005. Centre for Economic Development, Transport and the Environment for Uusimaa, 18 pp
- ANTSULEVICH A & VÄLIPAKKA P (2000) New important food object of the Baltic herring in the Gulf of Finland. Internat Rev Hydrobiol 85:605-615
- APPELGREN K, SNICKARS M & MATTILA J (2004) *Chara connivens* Salzm. Ex. A. Braun 1835 found in the Åland archipelago - a new species to Finland. Mem Soc Fauna Flora Fenn 80:11-13
- APPELQVIST C, AL-HAMDANI ZK, JONSSON PR & HAVENHAND JN (2015) Climate envelope modeling and dispersal simulations show little risk of range extension of the shipworm, *Teredo navalis* (L.), in the Baltic Sea. PLOS ONE 10(3):e0119217. doi:10.1371/journal.pone.0119217
- APPELQVIST C & HAVENHAND JN (2017) Data from: A phenological shift in the time of recruitment of the shipworm, *Teredo navalis* L., mirrors marine climate change, Dataset, <https://doi.org/10.5061/dryad.1781h>
- ARBAČIAUSKAS K (2002) Ponto-Caspian amphipods and mysids in the inland waters of Lithuania: history of introduction, current distribution and relations with native Malacostracans. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 104-115
- ARBAČIAUSKAS K, RAKAUSKAS V & VIRBICKAS T (2010) Initial and long-term consequences of attempts to improve fish-food resources in Lithuanian waters by introducing alien peracaridan species: a retrospective overview. J Appl Ichthyol 26, Suppl 2:28-37, doi: 10.1111/j.1439-0426.2010.01492.x
- ARBAČIAUSKAS K, SEMENCHENKO V, GRABOWSKI M, LEUVEN RSEW, PAUNOVIC M, SON MO, CSANYI B, GUMULIAUSKAITE S, KONOPACKA A, NEHRING S, VAN DER VELDE G, VEZHNIVETZ V & PANOV VE (2008) Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. Aquatic Invasions 3:211-230
- ARBAČIAUSKAS K, ŠIDAGYTĖ E, ŠNIAUKŠTAITĖ V & LESUTIENĖ J (2017) Range expansion of Ponto-Caspian peracaridan crustaceans in the Baltic Sea basin and its aftermath: lessons from Lithuania. Aquat Ecosyst Health Manag 20 (4):393-401, <https://doi.org/10.1080/14634988.2017.1328229>
- ARENAS F, BISHOP JDD, CARLTON JT, DYRYNDA PJ, FARNHAM WF, GONZALEZ DJ, JACOBS MW, LAMBERT C, LAMBERT G, NIELSEN SE, PEDERSON JA, PORTER JS, WARD S & WOOD CA (2006) Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. J Mar Biol Ass UK 86:1329-1337

- ARIYAMA H (2004) Nine species of the genus *Aoroides* (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) from Osaka Bay, central Japan. *Publ Seto Mar Biol Lab* 40 (1/2):1-66
- ARMITAGE CS & SJØTUN K (2016) *Codium fragile* in Norway: subspecies identity and morphology. *Bot Mar* 59:439-450
- ARMITAGE CS, SJØTUN K & Jensen H (2014) Correlative evidence for competition between *Fucus serratus* and the introduced chlorophyte *Codium fragile* subsp. *fragile* on the southwest coast of Norway. *Bot Mar* 57:85-97
- ARMONIES W (2001) What an introduced species can tell us about the spatial extension of benthic populations. *Mar Ecol Prog Ser* 209:289-294
- ARMONIES W & REISE K (1999) On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea). *Helgoländer Meeresunters* 52:291-300
- ARNDT EA (1984) The ecological niche of *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771). *Limnologica* (Berlin) 15(2):469-477
- ARNDT H & SCHNESE W (1986) Population dynamics and production of *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoida) in the Darss-Zingst estuary, southern Baltic. *Ophelia, Suppl* 4:329-334
- ARNOLD M, TEAGLE H, BROWN MP & SMALE DA (2016) The structure of biogenic habitat and epibiotic assemblages associated with the global invasive kelp *Undaria pinnatifida* in comparison to native macroalgae. *Biol Invasions* 18:661-676
- ASAKURA A & WATANABE S (2005) *Hemigrapsus takanoi*, new species, a sibling species of the common Japanese intertidal crab *H. penicillatus* (Decapoda: Brachyura: Grapsoidea). *J Crust Biol* 25:279-292
- ASHELBY CW (2005) The occurrence and distribution of non-native fauna in Harwich Harbour and the Stour and Orwell estuaries, including new records of *Caprella mutica* Schurin 1935 and *Bugula stolonifera* Ryland 1960. *Essex Naturalist* (New Series) 22:103-116
- ASHELBY CW (2006) Records of the introduced Amphipod *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Crustacea: Amphipoda: Gammaridae: Aoridae) from the Orwell estuary, Suffolk. *Trans Suffolk Nat Soc* 42:48-54
- ASHELBY CW, DE GRAVE S & JOHNSON ML (2013) The global invader *Palaemon macrodactylus* (Decapoda, Palaemonidae): an interrogation of records and synthesis of data. *Crustaceana* 86:594-624
- ASHELBY CW, WORSFOLD TM & FRANSEN HJM (2004) First records of the oriental prawn *Palaemon macrodactylus* (Decapoda: Caridea), an alien species in European waters, with a revised key to British Palaemonidae. *J Mar Biol Ass UK* 84:1041-1050
- ASHTON GV, BOOS K, SHUCKSMITH R & COOK E (2006) Rapid assessment of the distribution of marine non-native species in marinas in Scotland. *Aquatic Invasions* 1:209-213
- ASHTON GV, STEVENS MI, HART MC, GREEN DH, BURROWS MT, COOK EJ & WILLIS KJ (2008) Mitochondrial DNA reveals multiple northern hemisphere introductions of *Caprella mutica* (Crustacea, Amphipoda). *Mol Ecol* 17:1293-1303, doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03668.x
- ASHTON GV, WILLIS KJ, BURROWS MT & COOK EJ (2007) Environmental tolerance of *Caprella mutica*: implications for its distribution as a marine non-native species. *Mar Environment Res* 64:305-312, doi: 10.1016/j.marenvres
- ATES RML (2006) De golfbrekeranemoon, *Diadumene cincta* Stephenson, 1925, is geen recente immigrant. *Het Zeepaard* 66(2):52-60
- ATHANASIADIS A (2009) Typification of *Antithamnion nipponicum* Yamada et Inagaki (Antithamnieae, Ceramioideae, Ceramiaceae, Ceramiales, Rhodophyta). *Bot Mar* 52:256-261, DOI 10.1515/BOT.2009.038
- ATKINS SM, JONES A & GARWOOD PR (1987) The ecology and reproductive cycle of a population of *Marenzelleria viridis* (Annelida: Polychaeta: Spionidae) in the Tay Estuary. *Proc Royal Soc Edinburgh*, 92B:311-322
- AUDZIŲONYTE A, BALTRŪNAITE L, VÄINÖLÄ R & ARBAČIAUSKAS K (2017) Human-mediated lineage admixture in an expanding Ponto-Caspian crustacean species *Paramysis lacustris* created a novel genetic stock that now occupies European waters. *Biol Invasions*, published online, DOI 10.1007/s10530-017-1454-9
- AUDZIŲONYTE A, WITTMANN KJ, OVCARENKO I & VÄINÖLÄ R (2009) Invasion phylogeography of the Ponto-Caspian crustacean *Limnomysis benedeni* dispersing across Europe. *Diversity Distrib* 15:346-355, DOI: 10.1111/j.1472-4642.2008.00541.x
- AUDZIŲONYTE A, WITTMANN KJ & VÄINÖLÄ R (2008) Tracing recent invasions of the Ponto-Caspian mysid shrimp *Hemimysis anomala* across Europe and to North America with mitochondrial DNA. *Diversity Distrib* 14:179-186, DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00434.x
- AUKER LA (2019) A decade of invasion: changes in the distribution of *Didemnum vexillum* Kott, 2002 in Narragansett Bay, Rhode Island, USA, between 2005 and 2015. *BiolInvasions Rec* 8(2):230-241, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.2.04>
- AX P (1952) Eine Brackwasser-Lebensgemeinschaft an Holzpfehlen des Nord-Ostsee-Kanals. *Kieler Meeresforsch* 9:229-243
- AXELIUS B & KARLSSON J (2004) Japanplym, ny rödalg för Sverige. *Svensk Botanisk Tidskrift* 98:268-273
- AZOUR F, VAN DEURS M, BEHRENS J, CARL H, HÜSSY K, GREISEN K, EBERT R & MØLLER PR (2015) Invasion rate and population characteristics of the round goby *Neogobius melanostomus*: effects of density and invasion history. *Aquat Biol* 24:41-52, doi: 10.3354/ab00634
- BAAMONDE LOPEZ S, BASPINO FERNANDEZ I, BARREIRO LOZANO R & CREMADES UGARTE J (2007) Is the cryptic alien seaweed *Ulva pertusa* (Ulvales, Chlorophyta) widely distributed along European Atlantic coasts? *Bot Mar* 50:267-274

- BAĆELA K, GRABOWSKI M & KONOPACKA A (2008) *Dikerogammarus villosus* (Sowinski, 1894) (Crustacea, Amphipoda) enters Vistula – the biggest river in the Baltic basin. *Aquatic Invasions* 3:95-98
- BAĆELA K & KONOPACKA A (2005) The life history of *Pontogammarus robustoides*, an alien amphipod species in Polish waters. *J Crust Biol* 25:190-195
- BAĆELA K, KONOPACKA A & GRABOWSKI M (2009) Reproductive biology of *Dikerogammarus haemobaphes*: an invasive gammarid (Crustacea: Amphipoda) colonizing running waters in central Europe. *Biol Invasions* 11:2055-2066, DOI 10.1007/s10530-009-9496-2
- BACEVIČIUS E & GASIŪNAITĖ ZR (2008) Two crab species – Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* Edw.) and mud crab (*Rhitropanopeus harrisii* (Gould) ssp. *tridentatus* (Maitland)) in the Lithuanian coastal waters, Baltic Sea. *Transit Waters Bull* 2:63-68
- BAFFREAU A, PEZY JP, RUSIG AM, MUSSIO I & DAUVIN JC (2018) Les Espèces Marines Animales et Végétales Introduites en Normandie, 350 pp
- BAILEY SA, BROWN L, CAMPBELL ML, CANNING-CLODE J, CARLTON JT, CASTRO N, CHAINHO P, CHAN FT, CREED JC, CURD A, DARLING J, FOFONOFF P, GALIL BS, HEWITT CL, INGLIS GJ, KEITH I, MANDRAK NE, MARCHINI A, MCKENZIE CH, OCCHIPINTI-AMROGI A, OJAVEER H, PIRES-TEIXEIRA LM, ROBINSON TB, RUIZ GM, SEAWARD K, SCHWINDT E, SON MO, THERRIAULT TW & ZHAN A (2020) Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems: A 50-year perspective. *Diversity & Distribution* 26:1780-1797
- BAILEY-BROCK JH (2000) A new record of the polychaete *Boccardia proboscidea* (family Spionidae), imported to Hawai'i with oysters. *Pacific Science* 54(1):27-30
- BAIRD RH, BOLSTER GC & COLE HA (1951): *Mytilicola intestinalis*, Steuer, in the European Flat Oyster (*Ostrea edulis*). *Nature* 168:560
- BAKER HR (1981) A redescription of *Tubificoides heterochaetus* (Michaelsen) (Oligochaeta: Tubificidae). *Proc Biol Soc Wash* 94(2):564-568
- BAKKER C (1980) On the distribution of *Gonionemus vertens* A. Agassiz (Hydrozoa, Limnomedusae), a new species in the eelgrass beds of Lake Grevelingen (S. W. Netherlands). *Aquatic Ecology* 14:186-195
- BAMBER RN (2014) Two new species of *Sinelobus* Sieg, 1980 (Crustacea: Tanaidacea: Tanaididae), and a correction to the higher taxonomic nomenclature. *J Nat Hist* 48:2049-2068
- BAMBER RN & TAYLOR JD (2002) The brackish water mussel *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) (Bivalvia: Dreissenidae) in the river Thames. *J Conch* 37:403-404
- BARDI J & MARQUES AC (2009) The invasive hydromedusae *Blackfordia virginica* Mayer, 1910 (Cnidaria: Blackfordiidae) in southern Brazil, with comments on taxonomy and distribution of the genus *Blackfordia*. *Zootaxa* 2198:41-50
- BARETTA JW & MALSCHAERT J F P (1988) Distribution and abundance of the zooplankton of the Ems estuary (North Sea). *Neth J Sea Res* 22:69-81
- BARNES H & BARNES M (1960) Recent spread and present distribution of the barnacle *Elminius modestus* Darwin in North-West Europe. *Proc Zool Soc London* 135:137-145
- BARNES RSK (1994) The Brackish-water Fauna of Northwestern Europe – an Identification Guide to Brackish-water Habitats, Ecology and Macrofauna for Field Workers, Naturalists and Students. Cambridge University Press, 287 pp
- BARRETT CJ, COOK A, STONE D, EVANS C, MURPHY D, JOHNSON P, THAIN M, WYN G, GREY M, EDWARDS H, QUIGLEY D & STEBBING PD (2020) A review of American lobster (*Homarus americanus*) records around the British Isles: 2012 to 2018. *Hydrobiologia* 847:3247-3255, <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04326-7>
- BARROS TL, SANTOS CSG, DE ASSIS JE & DE SOUZA (2017) Morphology and larval development of *Polydora* cf. *websteri* (Polychaeta: Spionidae) in a tropical region of north-eastern Brazil. *J Nat Hist* 51:1169-1181, <http://dx.doi.org/10.1080/00222933.2017.1316426>
- BARTSCH I & KUHLENKAMP R (2000) The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgol Mar Res* 54:160-189
- BARTSCH I & KUHLENKAMP R (2009) Entwicklung der Makrophytenvegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee* 1:1-8
- BASTIDA-ZAVALA JR, MCCANN L, KEPPEL E & RUIZ GM (2017) The fouling serpulids (Polychaeta: Serpulidae) from United States coastal waters: an overview. *Eur J Taxonomy* 344:1-76
- BASTROP R & BLANK M (2006) Multiple invasions – a polychaete genus enters the Baltic Sea. *Biol Invasions* 8:1195-1200
- BÄTHE J (1994) Die Verbreitung von *Corbicula fluminalis* (O.F. Müller 1774) (Bivalvia, Corbiculidae) in der Weser. *Lauterbornia* 15:17-21
- BAYNE BL, AHRENS M, ALLEN SK, ANGLÈS D'AURIAC M, BACKELJAU T, BENINGER P, BOHN R, BOUDRY P, DAVIS J, GREEN T, GUO X, HEDGECOCK D, IBARRA A, KINGSLEY-SMITH P, KRAUSE M, LANGDON C, LAPÈGUE S, LI C, MANAHAN D, MANN R, PEREZ-PARALLE L, POWELL EN, RAWSON PD, SPEISER D, SANCHEZ J-L, SHUMWAY S & WANG H (2017) The proposed dropping of the genus *Crassostrea* for all Pacific Cupped Oysters and its replacement by a new genus *Magallana*: a dissenting view. *J Shellfish Res* 36:545-547
- BAZTERRICA MC, BOTTO F & IRIBARNE O (2012) Effects of an invasive reef-building polychaete on the biomass and composition of estuarine macroalgal assemblages. *Biol Invasions* 14:765-777
- BECKER LR, KRÖNCKE I, EHRENBURG A, FELDRAPPE V & BISCHOF K (2021) Benthic community establishment on different concrete mixtures introduced to a German deep-water port. *Helgol Mar Res* 75:5, <https://doi.org/10.1186/s10152-021-00550-3>

- BEDDARD FE (1892) A new branchiate oligochaete (*Branchiura sowerbyi*). Quart J microl Sci 33:325-341 + Tafel 19
- BEERMANN J & FRANKE H-D (2011) A supplement to the amphipod (Crustacea) species inventory of Helgoland (German Bight, North Sea): indication of rapid recent change. Mar Biodiv Rec 4:1-15, doi:10.1017/S1755267211000388
- BEERMANN J & FRANKE H-D (2012) Differences in resource utilization and behavior between coexisting *Jassa* species (Crustacea, Amphipoda). Mar Biol 159:951-957, DOI 10.1007/s00227-011-1872-7
- BEERMANN J, HALL-MULLEN AK, HAVERMANS C, COOLEN JWP, CROOIJMANS RPMA, DIBBITS B, HELD C & DESIDERATO A (2020) Ancient globetrotters – connectivity and putative native ranges of two cosmopolitan biofouling amphipods. PeerJ 8:e9613, DOI 10.7717/peerj.9613
- BEGGEL S, CERWENKA AF, BRANDNER J & GEIST J (2015) Shell morphological versus genetic identification of quagga mussel (*Dreissena bugensis*) and zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Aquatic Invasions 10:93-99, doi:<http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.1.09>
- BÉGUER M, BÉRGÉ J, MARTIN J, MARTINET J, PAULIAC G, GIRARDIN M & BOËT P (2011) Presence of *Palaemon macrodactylus* in a European estuary: evidence for a successful invasion of the Gironde (SW France). Aquatic Invasions 6:301-318
- BÉGUER M, GIRARDIN M & BOËT P (2007) First record of the invasive oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 in France (Gironde Estuary). Aquatic Invasions 2:132-136
- BEHREND S, HERTWECK G, LIEBEZEIT G & GOODFRIEND G (2005) Earliest holocene occurrence of the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in the Greifswalder Bodden, Southern Baltic. Mar Geol 216:79-82
- BEHREND S, KORSHENKO A & VIITASALO M (1997) Morphological aberrations in females of the genus *Acartia* (Copepoda, Calanoida) in the Baltic Sea. Crustaceana 70:594-607
- BELPAIRE C, DE CHARLEROY D, THOMAS K, VAN DAMME P & OLLEVIER F (1989) Effects of eel restocking on the distribution of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. J Appl Ichthyol 5:151-153
- BEN-SHLOMO R, PAZ G & RINKEVICH B (2006) Postglacial-period and recent invasions shape the population genetics of Botryllid ascidians along European Atlantic coasts. Ecosystems 9:1118-1127
- BEREZINA NA (2007) Expansion of the North American amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 to the Neva Estuary (easternmost Baltic Sea). Oceanologia 49:129-135
- BEREZINA NA & PETRYASHEV VV (2012) Invasions of higher crustaceans (Crustacea: Malacostraca) in waters of the Gulf of Finland (Baltic Sea). Russ J Biol Invasions 3(2):81-91
- BEREZINA NA, RAZINOVAS-BAZIUKAS A & TIUNOV A (2017) Non-indigenous amphipods and mysids in coastal food webs of eastern Baltic Sea estuaries. J Mar Biol Ass UK 97(3):581-590, doi:10.1017/S0025315416000643
- BERG C & BARTH H (2008) Does the inner Baltic Sea coast provide a habitat for invasive neophytes? In: RABITSCH W, ESSL F & KLINGENSTEIN F (eds) Biological Invasions – from Ecology to Conservation. NEOBIOTA 7:218-223
- BERGGREN M (2015) Nya kräftdjur påträffande i Sverige – *Grandidierella japonica* och *Rhithropanopeus harrisii*. Fauna & Flora 110(1):20-23
- BERGGREN M, KARLSSON R (2017) Invasiva, asiatiska krabbor längs Västkusten. Fauna & Flora 112:22-26
- BERMAN J, HARRIS L, LAMBERT W, BUTTRICK M & DUFRESNE M (1992) Recent invasions of the Gulf of Maine: three contrasting ecological histories. Conservation Biology 6(3):435-441, <http://www.jstor.org/stable/2386044>
- BERNAUER D & JANSEN W (2006) Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine River, Germany. Aquatic Invasions 1:55-71
- BĒRZIŅŠ B (1940) *Acartia tonsa* in the Gulf of Riga. Folia Zoologica et Hydrobiologica 10:484-486
- BEUKEMA JJ & DEKKER R (1995) Dynamics and growth of a recent invader into European coastal waters: the American razor clam, *Ensis directus*. J mar biol Ass UK 75:351-362
- BICK A (2006) Polychaete communities associated with gastropod shells inhabited by the hermit crabs *Clibanarius erythropus* and *Calcinus tubularis* from Ibiza, Mediterranean Sea. J Mar Biol Ass UK 86:83-92
- BICK A, BASTROP R, KOTTA J, MEISSNER K, MEYER M & SYOMIN V (2018) Description of a new species of Sabellidae (Polychaeta, Annelida) from fresh and brackish waters in Europe, with some remarks on the branchial crown of *Laonome*. Zootaxa 4483(2):349-364, <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4483.2.7>
- BICK A & BURCKHARDT R (1989) Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitt Zool Mus Berl 65:237-247
- BICK A & GOSSELCK F (1985) Arbeitsschlüssel zur Bestimmung der Polychaeten der Ostsee. Mitt Zool Mus Berl 61:171-272
- BIELECKA L, ZMIJEWSKA M I & SZYMBORSKA A (2000) A new predatory cladoceran *Cercopagis (Cercopagis) pengoi* (Ostroumov 1891) in the Gulf of Gdansk. Oceanologia 42:371-374
- BIJ DE VAATE A (2010) Some evidence for ballast water transport being the vector of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis* Andrusov, 1897) introduction into Western Europe and subsequent upstream dispersal in the River Rhine. Aquatic Invasions 5:207-209, doi: 10.3391/ai.2010.5.2.13
- BIJ DE VAATE A, JAZDZEWSKI K, KETELAARS HAM, GOLLASCH S & VAN DER VELDE G (2002) Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. Can J Fish Aquat 59:1159-1174
- BILIO M & NIERMANN U (2004) Is the comb jelly really to blame for it all? *Mnemiopsis leidyi* and the ecological concerns about the Caspian Sea. Mar Ecol Prog Ser 269:173-183

- BIOCONSULT/LUNG (2014) Pilotstudie zur Erfassung und Bewertung von nicht-einheimischen Arten (Neobiota) nach den Vorgaben der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und der HELCOM in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Endbericht Methodenevaluation 2013 und 2014. Landesamt f. Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern Güstrow, 63 pp
- BIRNBAUM C (2011) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Cercopagis pengoi*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (access 30.07.2021), Datenblatt [Alien Invasive Species Profile \(factsheet\) \(nobanis.org\)](http://www.nobanis.org)
- BISHOP JDD, WOOD CA, YUNNIE ALE & GRIFFITHS CA (2015) Unheralded arrivals: non-native sessile invertebrates in marinas on the English coast. *Aquatic Invasions* 10(3): 249-264, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.3.01>
- BISHOP MWH (1947) Establishment of an immigrant barnacle in British coastal waters. *Nature* 159:501-502
- BISHOP MWH & CRISP DJ (1958) The distribution of the barnacle *Elminius modestus* Darwin in France. *Proc Zool Soc London* 131:109-134
- BJÆRKE MR & RUENESS J (2004) Effects of temperature and salinity on growth, reproduction and survival in the introduced red alga *Heterosiphonia japonica* (Ceramiaceae, Rhodophyta). *Bot Mar* 47:373-380
- BJÖRKLUND M & ALMQVIST G (2010): Rapid spatial genetic differentiation in an invasive species, the round goby *Neogobius melanostomus* in the Baltic Sea. *Biol Invasions* 12:2609-2618
- BLACKLER H (1967) The occurrence of *Colpomenia peregrina* (Sauv.) Hamel in the Mediterranean (Phaeophyta, Scytosiphonales). *Blumea* 15:5-8
- BLAKE JA (1991) Revision of some genera and species of Cirratulidae (Polychaeta) from the Western North Atlantic. *Ophelia*, Suppl 5:17-30
- BLAKE JA & GÖRANSSON P (2015) Redescription of *Tharyx killariensis* (Southern) from Ireland and description of two new species of *Tharyx* from the Kattegat, Sweden (Polychaeta, Cirratulidae). *Zootaxa* 4039(4):501-515
- BLAKESLEE AMH, KAMAKURA Y, ONUFREY J, MAKINO W, URABE J, PARK S, KEOGH CL, MILLER AW, MINTON MS, CARLTON JT & MIURA O (2017) Reconstructing the invasion history of the Asian shorecrab, *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan 1835) in the Western Atlantic. *Mar Biol* 164:47, doi:10.1007/s00227-017-3069-1
- BLANCHARD M (1997) Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* (L. 1758) in Europe. Current state and consequences. *Sci Mar* 61, Suppl 2:109-118
- BLANCHARD M, GOULLETQUER P, HAMON D, LE MAO P, NÉZAN E, GENTIL F, SIMON N, VIARD F, GALL EA, GRALL J, HILY C, LE DUFF M, STIGER-POUVREAU V, ACOU A, DERRIEN-COURTEL S, FEUNTEUN E, D'HONDT J-L, CANARD A, YSNEL F, PERRIN B, CABIOC'H J, GRUET Y & LE ROUX A (2010) Les espèces marines invasives en Bretagne. Observatoire de la biodiversité et du patrimoine naturel en Bretagne. GIP Bretagne environnement, 45 pp
- BLANK M, BASTROP R, RÖHNER M & JÜRSS K (2004) Effect of salinity on spatial distribution and cell volume regulation in two sibling species of *Marenzelleria* (Polychaeta: Spionidae). *Mar Ecol Prog Ser* 271:193-205
- BLANK M, LAINE AO, JÜRSS K & BASTROP R (2008) Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species' current distribution in the Baltic Sea. *Helgol Mar Res* 62:129-141
- BLINDOW I (2008) Schwedische Artenschutzprogramme für bedrohte Characeen. *Rostock Meeresbiol Beitr* 19:23-28
- BLÜMEL C & RAABE U (2004) Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands. *Rostock Meeresbiol Beitr* 13:9-26
- BOCK G & LIEBERUM C (2016a) Neobiota in schleswig-holsteinischen Ostsee-Häfen. Zwischenbericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), 43 pp
- BOCK G & LIEBERUM C (2016b) Neobiota in ausgewählten Häfen der schleswig-holsteinischen Ostsee und im Nord-Ostsee-Kanal. Zwischen- und Abschlussbericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), 66 pp
- BOCK G & LIEBERUM C (2017) Neobiota in ausgewählten Häfen der schleswig-holsteinischen Ostsee. Status report (Zwischenbericht)
- BOCK G & LIEBERUM C (2019) Neobiota in ausgewählten Häfen der schleswig-holsteinischen Ostsee. Zwischenbericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR)
- BOCK G, LIEBERUM C, SCHÜTT R & WIESE V (2015) Erstfund der Brackwassermuschel *Rangia cuneata* in Deutschland (Bivalvia: Mactridae). *Schr Malakozool* 28:13-16
- BOCK KD (1967) Experimente zur Ökologie von *Orchestia platensis* Kröyer. *Z Morph Ökol Tiere* 58:405-428
- BODIN P & LE GUELLEC C (1992) Meiobenthos of the Bay of Saint-Brieuc (North Brittany, France). II: Harpacticoid copepod diversity and species assemblages. *Oceanologica Acta* 15(6):673-686
- BOERSMA M, MALZAHN AM, GREVE W & JAVIDPOUR J (2007) The first occurrence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Sea. *Helgol Mar Res* 61:153-155
- BOESTFLEISCH C, DROTTLEFF AM, TERNES W, NEHRING S, PAŽOUTOVÁ S & PAPENBROCK J (2015) The invasive ergot *Claviceps purpurea* var. *spartinae* recently established in the European Wadden Sea on common cord grass is genetically homogeneous and the sclerotia contain high amounts of ergot alkaloids. *Eur J Plant Pathol* 141:445-461

- BOETS P, BROSENS D, LOCK K, ADRIAENS T, AELTERMAN B, MERTENS J & GOETHALS PLM (2016) Alien macroinvertebrates in Flanders (Belgium). *Aquatic Invasions* 11(2):131-144, Suppl
- BOETS P, LOCK K & GOETHALS LM (2012a) Assessing the importance of alien macro-crustacea (Malacostraca) within macroinvertebrate assemblages in Belgian coastal harbours. *Helgol Mar Res* 66:175-187
- BOETS P, LOCK K, TEMPELMAN D, VAN HAAREN T, PLATVOET D & GOETHALS LM (2012b) First occurrence of the Ponto-Caspian amphipod *Echinogammarus trichiatus* (Marty-nov, 1932) (Crustacea: Gammaridae) in Belgium. *Biolnvasions Rec* 1(2):115-120, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2012.1.2.06>
- BOETTGER CR (1933a) Über die Ausbreitung der Muschel *Congerina cochleata* Nyst in europäischen Gewässern und ihr Auftreten im Nordostseekanal. *Zool Anz* 101:43-48
- BOETTGER CR (1933b) Die Ausbreitung der Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* Milne Edw.) in Europa. *Sitzungsber Ges naturforsch Freunde v Berlin*:399-415
- BOLLEN M, BATTERSHILL CN, PILDITCH CA & BISCHOF K (2017) Desiccation tolerance of different life stages of the invasive marine kelp *Undaria pinnatifida*: potential for overland transport as invasion corridor. *J Exp Mar Biol Ecol* 496:1-8
- BOLTACHOVA NA, LISITSKAYA EV & PODZOROVA DV (2021) Distribution of alien polychaetes in biotopes of the northern part of the Black Sea. *Russ J Biol Invasions* 12(1):11-26
- BOLTON JJ, GERMANN I & LÜNING K (1983) Hybridization between Atlantic and Pacific representatives of the Simplicies section of *Laminaria* (Phaeophyta). *Phycologia* 22(2):133-140
- BORGES LMS, MERCKELBACH LM, SAMPAIO I & CRAGG SM (2014) Diversity, environmental requirements, and biogeography of bivalve wood-borers (Teredinidae) in European coastal waters. *Frontiers in Zoology* 11:13 <http://www.frontiersinzoology.com/content/11/1/13>
- BOS OG, GITTENBERGER A, DE BOOIS IJ, VAN ASCH M, VAN DER WAL JT, CREMER J, VAN DER HOORN B, PIETERSE S & BAKKER PAJ (2016) Soortenlijst Nederlandse Noordzee. Wageningen University & Research, Research Rapport C125/16A, <https://doi.org/10.18174/401117>
- BOUDRY P, HEURTEBISE S, COLLET B, CORNETTE F & GERARD A (1998) Differentiation between populations of the Portuguese oyster, *Crassostrea angulata* (Lamarck) and the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), revealed by mtDNA RFLP analysis. *J Exp Mar Biol Ecol* 226:279-291
- BOUILLON J, BAZIN F & CLERET JJ (1969) Une limnoméduse: *Ostroumovia inkermanica* dans le Canal de Caen (Calvados, France). *Bulletin de la Société Linnéenne de Normandie* 10:75-79
- BOUVIER EL (1901) Sur un *Callinectes sapidus* M. Rathbun trouvé à Rochefort. *Bulletin du Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris* 7:16-17, <https://doi.org/10.5962/bhl.part.1625>
- BOUWMEESTER MM, WASER AM, VAN DER MEER J & THIELTGES DW (2020) Prey size selection in invasive (*Hemigrapsus sanguineus* and *H. takanoi*) compared with native (*Carcinus maenas*) marine crabs. *J Mar Biol Ass UK* 100:73-77, <https://doi.org/10.1017/S0025315419000985>
- BRAARUD T (1950) The immigration of *Colpomenia peregrina* in Norwegian waters. *Blyttia* 8:125-126
- BRAEM F (1951) Über *Victorella* und einige ihrer nächsten Verwandten sowie über die Bryozoenfauna des Ryck bei Greifswald. *Zoologica* 102:1-59
- BRAATTSTRÖM H (1954): Notes on *Victorella pavid* KENT. *Lunds Universitets Årsskrift. N F Avd 2, Bd. 50*:1-30
- BREEMAN AM, MEULENHOF EJS & GUIR, MD (1988) Life history regulation and phenology of the red alga *Bonnemaisonia hamifera*. *Helgol Meeresunters* 42:535-551
- BRENNER M, SCHULZE J, FISCHER J & WEGNER KM (2019) First record of the parasitic copepod (*Mytilicola orientalis* Mori, 1935) in blue mussels (*Mytilus* spp.) of the Baltic Sea. *BiolInvasions Rec* 8(3):623-632, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.3.19>
- BRETON G (2014) Espèces introduites ou invasives des ports du Havre, d'Antifer et de Rouen (Normandie, France). *Hydroécol. Appl. Tome 18*:23-65, <http://dx.doi.org/10.1051/hydro/2014003>
- BRETON G & D'HONT J-L (2005) *Tricellaria inopinata* d'Hondt and Occhipinti Ambrogi, 1985 (Bryozoa: Cheilostomati-da) dans le port du Havre (Manche Orientale). *Bulletin de la Société géologique de Normandie et des Amis du Muséum du Havre* 91:67-72
- BRETON G, FAASSE M, NOË L P & VINCENT T (2002) A new alien crab in Europe: *Hemigrapsus sanguineus* (Decapoda: Brachyura: Grapsidae). *J Crust Biol* 22:184-189
- BRETON S, DUFRESNE F, DESROSIERES G & BLIER PU (2003) Population structure of two northern hemisphere polychaetes, *Neanthes virens* and *Hediste diversicolor* (Nereidi-dae), with different life-history traits. *Mar Biol* 142:707-715
- BRETON S, DUFRESNE F, DESROSIERES G & BLIER P (2004) Morphological variation in *Nereis* (*Neanthes*) *virens* (Polychaeta: Nereididae) populations. *J Mar Biol Ass UK* 84:983-985
- BRIENNE H & PAIRAIN R (1966) Distribution de *Mytilicola intestinalis* Steuer le long de cotes Françaises. *Science ef Pêche, Bull Insf Pêches marit* 149:1-6
- BRITTON-SIMMONS KH (2004) Direct and indirect effects of the introduced alga *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Mar Ecol Prog Ser* 277:61-78
- BROCKMANN T (2020) Wurm breitet sich im Hafen aus. *Pressemitteilung BRH_NZ* 26.09.2020:9
- BRODIN Y & ANDERSSON MH (2009) The marine splash midge *Telmatogeton japonicus* (Diptera; Chironomidae) - extreme and alien? *Biol Invasions* 11:1311-1317
- BRUNETTI N & CUOMO C (2014) Distribution of the invasive tunicate *Styela clava* in Long Island Sound, New England, USA. *BiolInvasions Rec* 3:13-19

- BRUNKEN H, CASTRO JF, HEIN M, VERWOLD A & WINKLER M (2012) Erstnachweis der Schwarzmund-Grundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in der Weser. *Lauterbornia* 75:31-37
- BRYLINSKI JM (1981) Report on the presence of *Acartia tonsa* Dana (Copepoda) in the harbour of Dunkirk (France) and its geographical distribution in Europe. *J Plankton Res* 3:255-260
- BRYLINSKI JM, ANTAJAN E, RAUD T & VINCENT D (2012) First record of the Asian copepod *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913 (Copepoda: Calanoida: Pseudodiaptomidae) in the southern bight of the North Sea along the coast of France. *Aquatic Invasions* 7(4):577-584, <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2012.7.4.014>
- BRZANA R, MARSZEWSKA L, NORMANT-SAREMBA M & BŁĄZEWICZ M (2019) Non-indigenous tanaid *Sinelobus vanhaareni* Bamber, 2014 in the Polish coastal waters – an example of a successful invader. *Oceanol Hydrobiol Stud* 48(1):76-84
- BRZESKA P, WOŹNICZKA A, PEŁECHATY M & BLINDOW I (2015) New records of *Chara connivens* P. Salzmann ex A. Braun 1835 – an extremely rare and protected species in Polish brackish waters. *Acta Soc Bot Pol* 84:143-146
- BUCKERIDGE JS & NEWMAN WA (2010) A review of the subfamily Elimiiniinae (Cirripedia: Thoracica: Austrobalanidae), including a new genus, *Protelminius* nov., from the Oligocene of New Zealand. *Zootaxa* 2349:39-54
- BULNHEIM H-P (1976) *Gammarus tigrinus*, ein neues Faunenelement der Ostseeförde Schlei. *Schr Naturw Ver Schlesw-Holst* 46:79-84
- BUSCHBAUM C (2005) Pest oder Bereicherung? Der eingeschleppte Japanische Beerentang an der deutschen Nordseeküste. *Nat Mus* 135:216-221
- BUSCHBAUM C & GUTOW L (2005) Mass occurrence of an introduced crustacean (*Caprella* cf. *mutica*) in the southeastern North Sea. *Helgol Mar Res* 59:252-253
- BUSCHBAUM C & LACKSCHEWITZ D (2013) Bewertung von Neobiota-Vorkommen im Rahmen der EU-MSRL mittels eines Trendindikators. *Schriftenreihe BfN, Habitat Mare*
- BUSCHBAUM C, LACKSCHEWITZ D & REISE K (2012) Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast Manag* 68:89-101
- BUSCHBAUM C, MAYR T & SCHEUER K (2008) Vorkommen der invasiven Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* und ihre ökologischen Effekte im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. *Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek*, 1-50
- BUSHEK D & BOYD S (2006) Seasonal abundance and occurrence of the Asian isopod *Synidotea laevidorsalis* in Delaware Bay, USA. *Biol Invasions* 8:697-702
- BUSSMANN K & BURKHARDT-HOLM P (2020) Round gobies in the third dimension – use of vertical walls as habitat enables vector contact in a bottom-dwelling invasive fish. *Aquatic Invasions* 15(4):683-699, <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.4.09>
- BUTKUS R & VIŠINSKIENĖ G (2020) The aquatic invader *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) is a poorer food item for benthivorous fishes than native snails. *Aquatic Invasions* 15(3):473-481, <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.3.07>
- CABALLER M & ORTEGA J (2019) A rare new species of *Corambe* Bergh, 1869 (Mollusca: Gastropoda: Nudibranchia) from the Caribbean Sea. With a review of the taxonomical history of the Corambidae Bergh, 1871. *Mar Biodiv* 49:1371-1383
- CABIOCH J, CASTRIC-FEY A, L'HARDY-HALOS M-T & RIO A (1997) *Grateloupia doryphora* et *Grateloupia filicina* var. *luxurians* (Rhodophyta, Halymeniaceae) sur les côtes de Bretagne (France). *Cryptogamie, Algol* 18(2):117-137
- CALDER DR (2012) On a collection of hydroids (Cnidaria, Hydrozoa, Hydroidolina) from the west coast of Sweden, with a checklist of species from the region. *Zootaxa* 3171:1-77
- CALDOW RWG, STILLMAN RA, DURELL SEALEV DIT, WEST AD, MCGRORTY S, GOSS-CUSTARD JD, WOOD PJ & HUMPHREYS J (2007) Benefits to shorebirds from invasion of a non-native shellfish. *Proc R Soc B* 274:1449-1455
- CAPA M, VAN MOORSEL G & TEMPELMAN D (2014) The Australian feather-duster worm *Laonome calida* Capa, 2007 (Annelida: Sabellidae) introduced into European inland waters? *Biol Invasions Records* 3(1):1-11, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2014.3.1.01>
- CARLTON JT (1996) Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77:1653-1655
- CARLTON JT & GELLER JB (1993) Ecological roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261:78-82
- CARMAN MR, GRUNDEN DW & GOVINDARAJAN AF (2017) Species-specific crab predation on the hydrozoan clinging jellyfish *Gonionemus* sp. (Cnidaria, Hydrozoa), subsequent crab mortality, and possible ecological consequences. *PeerJ* 5:e3966; DOI 10.7717/peerj.3966
- CARMAN MR, GRUNDEN DW, REDDINGTON E & GOVINDARAJAN AF (2019) Distribution of the highly toxic clinging jellyfish *Gonionemus* sp. around the island of Martha's Vineyard, Massachusetts, USA. *Mar Biodiv Rec* 12:8
- CARTER MC, BISHOP JDD, EVANS NJ, WOOD CA (2010) Environmental influences on the formation and germination of hibernacula in the brackish-water bryozoan *Victorella pavid* Saville Kent, 1870 (Ctenostomata: Victorellidae). *J Exp Mar Biol Ecol* 383:89-95
- CARVER CE, MALLET AL & VERCAEMER B (2006) Biological synopsis of the colonial tunicates, *Botryllus schlosseri* and *Botrylloides violaceus*. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2747, 50 pp
- CASAS G, SCROSATI R & PIRIZ ML (2004) The invasive kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae: Laminariales) reduces native seaweed diversity in Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Biol Invasions* 6:411-416

- CASPERS H (1939) Über Vorkommen und Metamorphose von *Mytilicola intestinalis* Steuer (Copepoda paras.) in der südlichen Nordsee. Zool Anz 126:161-171
- CASTILLO-RAMÍREZ A, CLAUSSEN M, RICK J, ELBRÄCHTER M & WILTSHIRE K (2021) Semi-quantitative microplankton analysis (Sylt Roads Time Series) – Wadden Sea off Sylt, North Sea in 2020. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.937748>
- CHAOUTI A & BAYED A (2006) First record of *Alkmaria romijni* Horst, 1919 (Polychaeta: Ampharetidae) from the Mediterranean coast (Smir Lagoon, Morocco). Mar Life 16:15-19
- CHAPMAN AS (1999) From introduced species to invader: what determines variation in the success of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean? Helgoländer Meeresunters 52:277-289
- CHAPMAN JW & CARLTON T (1994) Predicted discoveries of the introduced isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). J Crust Biol 14(4):700-714
- CHARLES M, FAILLETTAZ R, DESROY N, FOURNIER J & COSTIL K (2018) Distribution, associated species and extent of biofouling “reefs” formed by the alien species *Ficopomatus enigmaticus* (Annelida, Polychaeta) in marinas. Estuar Coast Shelf Sci 212:164-175, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.007>
- CHEN G & HARE MP (2011) Cryptic diversity and comparative phylogeography of the estuarine copepod *Acartia tonsa* on the US Atlantic coast. Mol Ecol 20:2425-2441, doi: 10.1111/j.1365-294X.2011.05079.x
- CHESTER CM (1993) Comparative feeding biology of *Acteocina canaliculata* (Say, 1826) and *Haminoea solitaria* (Say, 1822) (Opisthobranchia: Cephalaspidea). American Malacol Bull 10:93-101
- CHÍCARO MA, LEITÃO T, RANGE P, GUTIERREZ C, MORALES J, MORAIS P & CHÍCARO L (2009) Alien species in the Guadiana Estuary (SE-Portugal/SW-Spain): *Blackfordia virginica* (Cnidaria, Hydrozoa) and *Palaemon macrodactylus* (Crustacea, Decapoda): potential impacts and mitigation measures. Aquatic Invasions 4:501-506
- CHO TO, WON BY & FREDERICQ S (2005) *Antithamnion nipponicum* (Ceramiaceae, Rhodophyta), incorrectly known as *A. pectinatum* in western Europe, is a recent introduction along the North Carolina and Pacific coasts of North America. Eur J Phycol 40:323-335
- CHRISTENSEN T (1987) Seaweeds of the British Isles. Volume 4 *Tribophyceae* (*Xanthophyceae*). British Museum (Natural History), London, 36 pp
- CHRISTENSEN T (1996) Variation within the *Vaucheria longicaulis* complex (Tribophyceae), including previously unknown representatives from the northern Atlantic. Eur J Phycol 31:49-52
- CHRISTIANEN MJA, LENGKEEK W, BERGSMAN JH, COOLEN JWP, DIDEREN K, DORENBOSCH M, DRIESSEN FMF, KAMERMANS P, REUCHLIN-HUGENHOLTZ E, SAS H, SMAAL A, VAN DEN WIJNGAARD KA & VAN DER HAVE TM (2018) Return of the native facilitated by the invasive? Population composition, substrate preferences and epibenthic species richness of a recently discovered shellfish reef with native European flat oysters (*Ostrea edulis*) in the North Sea. Mar Biol Res 14(6): 590-597, <https://doi.org/10.1080/17451000.2018.1498520>
- CIUTTI F & CAPPELLETTI C (2009) First record of *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) in Lake Garda (Italy), living in sympatry with *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). J Limnol 68:162-165
- CLANZIG S (1989) Invertebres d'introduction recente dans les lagunes mediterraneennes du Languedoc-Roussillon (France). Bull Soc Zool France 114:151-152
- CLARKE CL & THERIAULT TW (2007) Biological synopsis of the invasive tunicate *Styela clava* (Herdman 1881). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2807, 23 pp
- CLEMENTS JC, BOURQUE D, MCLAUGHLIN J, STEPHENSON M & COMEAU LA (2017) Siltation increases the susceptibility of surface-cultured eastern oysters (*Crassostrea virginica*) to parasitism by the mudworm *Polydora websteri*. Aquaculture Res:1-11, doi:10.1111/are.13292
- COHEN AN & CARLTON JT (1995) Nonindigenous aquatic species in a United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta. Report for the US Fish and Wildlife Service, Washington D.C. and the National Sea Grant College Program, Connecticut Sea Grant (NOAA Grant No. NA36RG0467), 246 pp
- COHEN AN, HARRIS LH, BINGHAM BL, CARLTON JT, CHAPMAN JW, LAMBERT CC, LAMBERT G, LJUBENKOV JC, MURRAY SN, RAO LC, REARDON K & SCHWINDT E (2005) Rapid Assessment survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas. Biol Invasions 7:995-1002
- COLLIN SB, OAKLEY JA, SEWELL J & BISHOP JDD (2010) Widespread occurrence of the non-indigenous ascidian *Corella eumyota* Traustedt, 1882 on the shores of Plymouth Sound and Estuaries Special Area of Conservation, UK. Aquatic Invasions 5(2):175-179, doi: 10.3391/ai.2010.5.2.07
- COLLIN SB, TWEDDLE JF & SHUCKSMITH RJ (2015) Rapid assessment of marine non-native species in the Shetland Islands, Scotland. BioInvasions Rec 4(3):147-155, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2015.4.3.01>
- CONLAN KE (1990) Revision of the crustacean amphipod genus *Jassa* Leach (Corophioidea: Ischyroceridae). Can J Zool 68:2031-2075
- COOK EJ, JAHNKE M, KERCKHOF F, MINCHIN D, FAASSE M, BOOS K & ASHTON G (2007) European expansion of the introduced amphipod *Caprella mutica* Schurin 1935. Aquatic Invasions 2:411-421

- COOK EJ, STEHLÍKOVÁ J, BEVERIDGE CM, BURROWS MT, DE BLAUWE H & FAASSE M (2013) Distribution of the invasive bryozoan *Tricellaria inopinata* in Scotland and a review of its European expansion. *Aquatic Invasions* 8(3):281-288, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2013.8.3.04>
- COOLEN JWP, LENGKEEK W, DEGRAER S, KERCKHOF F, KIRKWOOD RJ & LINDEBOOM HJ (2016) Distribution of the invasive *Caprella mutica* Schurin, 1935 and native *Caprella linearis* (Linnaeus, 1767) on artificial hard substrates in the North Sea: separation by habitat. *Aquatic Invasions* 11(4):437-449, DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2016.11.4.08>
- COOLEN JWP, VAN DER WEIDE B, CUPERUS J, BLOMBERG M, VAN MOORSEL GWNM, FAASSE MA, BOS OG, DEGRAER S & LINDEBOOM HJ (2020) Benthic biodiversity on old platforms, young wind farms, and rocky reefs. *ICES Journal of Marine Science* 77(3):1250-1265, doi:10.1093/icesjms/fsy092
- COPILAŞ-CIOCIANU D, BERCHI GM, MUMLADZE L (2020) First survey of shallow-water Amphipoda along the Georgian Black Sea coast reveals new faunistic records and the unexpected Atlantic invader *Melita nitida*. *Mediterranean Mar Sci* 21(2):460-463, doi: <https://doi.org/10.12681/mms.22844>
- COPP GH, BIANCO PG, BOGUTSKAYA NG, ERŐS, T, FALKA I, FERREIRA MT, FOX MG, FREYHOF J, GOZLAN RE, GRABOWSKA J, KOVÁČ V, MORENO-AMICH R, NASEKA AM, PEÑÁZ M, POVŽ M, PRZYBYLSKI M, ROBILLARD M, RUSSELL IC, STAKÉNAS S, ŠUMER S, VILA-GISPET A & WIESNER C (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *J Appl Ichthyol* 21:242-262
- CORKUM LD, SAPOTA MR & SKORA KE (2004) The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. *Biol Invasions* 6:173-181
- CORNELIUS A, WAGNER K & BUSCHBAUM C (2021) Prey preferences, consumption rates and predation effects of Asian shore crabs (*Hemigrapsus takanoi*) in comparison to native shore crabs (*Carcinus maenas*) in northwestern Europe. *Mar Biodiv* 51:75, <https://doi.org/10.1007/s12526-021-01207-7>
- CORNILS A & WENDT-HECKMANN B (2015) First report of the planktonic copepod *Oithona davisae* in the northern Wadden Sea (North Sea): Evidence for recent invasion? *Helgol Mar Res* 69:243-248, DOI 10.1007/s10152-015-0426-7
- COTTON AD (1908) The appearance of *Colpomenia sinuosa* in Britain. *Bulletin of Miscellaneous Information, Royal Botanic Gardens, Kew* 2:73-77
- COUCEIRO L, CREMADES J & BARREIRO R (2011) Evidence for multiple introductions of the Pacific green alga *Ulva australis* Areschoug (Ulvales, Chlorophyta) to the Iberian Peninsula. *Bot Mar* 54:391-402
- COYER JA, PETERS AF, HOARAU G, STAM WT & OLSEN JL (2002) Hybridization of the marine seaweeds, *Fucus serratus* and *Fucus evanescens* (Heterokontophyta: Phaeophyceae) in a 100-year-old zone of secondary contact. *Proc R Soc Lond B* 269:1829-1834
- CRAEYMEERSCH JA, FAASSE MA, GHEERARDYN H, TROOST K, NIJLAND R, ENGELBERTS A, PERDON KJ, VAN DEN ENDE D & VAN ZWOL J (2019) First records of the dwarf surf clam *Mulinia lateralis* (Say, 1822) in Europe. *Mar Biodiv Rec* 12:5 <https://doi.org/10.1186/s41200-019-0164-7>
- CRAWFORD GI (1935) *Corophium curvispinum*, G.O. Sars, var. *devium*, Wundsch, in England. *Nature* 136:685-686
- CRISP DJ (1958) The spread of *Elminius modestus* Darwin in North-West Europe. *J Mar Biol Ass UK* 37:483-520
- CRITCHLEY A, FARNHAM WF & MORRELL SL (1983) A chronology of new European sites of attachment for the invasive brown alga, *Sargassum muticum*. *J mar biol Ass UK* 63:799-811
- CRITCHLEY AT, FARNHAM WF & THORP CH (1997) On the co-occurrence of two exotic, invasive marine organisms: the brown seaweed *Sargassum muticum* (Vendo) Fensholt and the spirorbid tube worm *Janua* (*Neodexiospira*) *brasiliensis* (Grube), in association with the indigenous eelgrass, *Zostera marina* L. and wrack, *Fucus serratus* L. in the south-west Netherlands and the Channel Islands, Europe. *S Afr J Bot*, 63(6):474-479
- CRITCHLEY AT & THORP CH (1985) *Janua* (*Dexiospira*) *brasiliensis* (Grube) (Polychaeta: Spirorbidae): a new record from the south-west Netherlands: *Zool Bijdrag, Leiden* 31:1-8
- CROSS ME, BRADLEY CR, CROSS TF, CULLOTY S, LYNCH S, MCGINNITY P, O'RIORDAN RM, VARTIA S & PRODÖHL PA (2016) Genetic evidence supports recolonization by *Mya arenaria* of western Europe from North America. *Mar Ecol Prog Ser* 549:99-112
- CUESTA JA, GONZÁLEZ-ORTEGÓN E, DRAKE P & RODRÍGUEZ A (2004) First record of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from European waters. *Crustaceana* 77:377-380
- CUESTA JA, SERRANO L, BRAVO MR & TOJA J (1996) Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species. *Limnética* 12:41-45
- CULURGIONI J, DICIOTTI R, SATTÀ CT, CAMEDDA A, DE LUCIA GA, PULINA S, LUGLIÈ A, BRUNDU R & FOIS N (2020) Distribution of the alien species *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in Sardinian waters (western Mediterranean). *BiolInvasions Rec* 9(1):65-73, <https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.1.09>
- CURRY A, GRAYSON RF & MILLIGAN TD (1972) New British records of the semi-terrestrial amphipod *Orchestia cavi-mana*. *Freshwat Biol* 2:55-56
- CZERNIEJEWSKI P, KASOWSKA N, LINOWSKA A & RYBCZYK A (2020) A new record of the invasive blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) and his parasite from the Baltic basin. *Oceanologia* 62:111-115, <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2019.06.004>
- CZUGAŁA A & WOŹNICZKA A (2010) The River Odra estuary - another Baltic Sea area colonized by the round goby *Neogobius melanostomus* Pallas, 1811. *Aquatic Invasions* 5, Suppl 1:61-65

- DANELIYA ME & LAAKKONEN H (2012) The Japanese skeleton shrimp *Caprella mutica* (Amphipoda: Caprellidae) in Sweden (Eastern Skagerrak). *Mar Biodiv Rec* 5; e36; 6 pp, <http://dx.doi.org/10.1017/S1755267212000243>, published online: 25. April 2012
- DARBYSON EA, HANSON JM, LOCKE A & WILLISON JHM (2009) Settlement and potential for transport of clubbed tunicate (*Styela clava*) on boat hulls. *Aquatic Invasions* 4(1):95-103, doi: 10.3391/ai. 2009.4.1.10
- DARE PJ (1982) The susceptibility of seed oysters of *Ostrea edulis* L. and *Crassostrea gigas* Thunberg to natural infestation by the copepod *Mytilicola intestinalis* Steuer. *Aquaculture* 26:201-211
- DARR A & ZETTLER ML (2000) Erstnachweis von *Congerius leuco-phaeta* (Conrad, 1831) in Mecklenburg-Vorpommern (Bivalvia: Dreissenidae). *Malakologische Abhandlungen* 20:197-200
- DAUER DM, MAHON HK & SARDÁ (2003) Functional morphology and feeding behavior of *Streblospio benedicti* and *S. shrubsolei* (Polychaeta: Spionidae). *Hydrobiologia* 496:207-213
- DAUNYS D, FORSTER S, SCHIEDEK D, OLENIN S & ZETTLER ML (2019) Effect of species invasion on transport of solutes at different levels of soft sediment macrofauna diversity: results from an experimental approach. *Water*, 11, 1544, doi:10.3390/w11081544
- DAUNYS D & ZETTLER ML (2006) Invasion of the North American amphipod (*Gammarus tigrinus* Sexton, 1939) into the Curonian Lagoon, South Eastern Baltic Sea. *Acta Zoologica Lituanica* 16:20-26
- DAUVIN JC (2009a) Establishment of the invasive Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) (Crustacea: Brachyura: Grapsoidea) from the Cotentin Peninsula, Normandy, France. *Aquatic Invasions* 4:467-472
- DAUVIN JC (2009b) Asian shore crabs *Hemigrapsus* spp. (Crustacea: Brachyura: Grapsoidea) continue their invasion around the Cotentin Peninsula, Normandy, France: status of the *Hemigrapsus* population in 2009. *Aquatic Invasions* 4:605-611
- DAUVIN JC & DELHAY JB (2010) First record of *Hemigrapsus takanoi* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) on the western coast of northern Cotentin, Normandy, western English Channel. *Mar Biodiv Rec* 3:1-3
- DAUVIN JC, DEWARUMEZ JM & GENTIL F (2003) Liste actualisée des espèces d'annélides polychètes présentes en Manche. *Cah Biol Mar* 44:67-95
- DAUVIN JC & DUFOSSÉ F (2011) *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) (Crustacea: Brachyura: Grapsoidea) a new invasive species in European waters: the case of the French English Channel coast (2008-2010). *Aquatic Invasions* 6:429-438
- DAUVIN JC, PEZY JP & RAOUX A (2020) First records of *Aoroides longimerus* Ren and Zheng, 1996, and *A. semicurvatus* Ariyama, 2004 (Crustacea, Amphipoda), in the English Channel, France. *BiolInvasions Rec* 9(4):753-762
- DAUVIN JC, RIUS AT & RUELLET T (2009) Recent expansion of two invasive crab species *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) and *H. takanoi* Asakura and Watanabe 2005 along the Opal Coast, France. *Aquatic Invasions* 4:451-465
- DAVEY JT & GEE JM (1976) The occurrence of *Mytilicola intestinalis* Steuer, an intestinal copepod parasite of *Mytilus*, in the south-west of England. *J Mar Biol Ass UK* 56:85-94
- DAVIS MH & DAVIS ME (2008) First record of *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) in the Mediterranean region. *Aquatic Invasions* 3:125-132
- DAVIS MH, LÜTZEN J & DAVIS M (2007) The spread of *Styela clava* Herdman, 1882 (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. *Aquatic Invasions* 2:378-390
- DEAN D (1978) Migration of the sandworm *Nereis virens* during winter nights. *Mar Biol* 45:165-173
- DE BLAUWE H (2006a) Bryozoa on shells from the Kwindebank, Southern bight of the North Sea (Belgium). *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Biologie* 767:125-138
- DE BLAUWE H (2006b) De rugstreepteurgarnaal *Palaemon macrodactylus* in België. *De Strandvlo* 26(1):22-23
- DE BLAUWE H (2008) *Fenestulina delicia* Winston, Hayward & Craig 2000, een nieuw mosdier (Cheilostomata, Bryozoa) in Europa. *De Strandvlo* 28(4):154-157
- DE BLAUWE H (2009) Mosdierjes van de zuidelijke bocht van de Noordzee. - Determinatiewerk voor België en Nederland, Vlaams Instituut voor de Zee, 445 pp
- DE BLAUWE H (2012) Riemwervvoetjes en hun begroeiing, een vergelijking. - Influx van de invasieve exoot *Watersipora subtorquata* (Bryozoa, Cheilostomatida) op drijvende wieren. *De Strandvlo* 32(4):145-148
- DE BLAUWE H & DUMOULIN E (2009) De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. *De Strandvlo* 29(2):41-63
- DE BLAUWE H & FAASSE MA (2001) Extension of the range of the bryozoans *Tricellaria inopinata* and *Bugula simplex* in the north-east Atlantic Ocean (Bryozoa: Cheilostomatida). *Ned Faun Meded* 14:103-112
- DE BLAUWE H & FAASSE M (2004) *Smittoidea prolifica* Osburn, 1952 (Bryozoa, Cheilostomatida), a Pacific bryozoan introduced to The Netherlands (Northeast Atlantic). *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Biologie* 74:33-39
- DE BLAUWE H, KIND B, KUHLENKAMP R, CUPERUS J, VAN DER WEIDE B & KERCKHOF F (2014) Recent observations of the introduced *Fenestulina delicia* Winston, Hayward & Craig, 2000 (Bryozoa) in Western Europe. *Studi Trent Sci Nat* 94:45-51
- DE BRUYNE R, VAN LEEUWEN S, MEYLING AG & ROGIER D (eds) (2013) Schelpdieren van het Nederlandse Noordzeegebied. *Ecologische Atlas van de marine Weekdieren* (Mollusca), 416 pp

- DE GRAVE S, XIE Q & CASEY D (1995) The intensity of infestation by the intestinal copepod, *Mytilicola orientalis*, does not affect the condition of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*). Bull Eur Ass Fish Pathol 15(4):129-131
- DEKKER R & DRENT J (2013) The macrozoobenthos in the sublittoral of the western Dutch Wadden Sea in 2008 and a comparison with 1981-1982. NIOZ-Report 2013-5, 98 pp
- DEKKER W & VAN WILLIGEN J (1989) Short note on the distribution and abundance of *Anguillicola* in the Netherlands. J Appl Ichthyol 5:46-47
- DE KLUIJVER MJ (1991) Sublittoral hard substrate communities off Helgoland. Helgoländer Meeresunters 45:317-344
- DELEFOSSE M, BANTA GT, CANAL-VERGÉS P, PENHA-LOPES G, QUINTANA CO, VALDEMAREN T & KRISTENSEN E (2012) Macro-benthic community response to the *Marenzelleria viridis* (Polychaeta) invasion of a Danish estuary. Mar Ecol Prog Ser 461:83-94, doi: 10.3354/meps09821
- DELI T, PFALLER M & SCHUBART C (2018) Phylogeography of the littoral prawn species *Palaemon elegans* (Crustacea: Caridea: Palaemonidae) across the Mediterranean Sea unveils disparate patterns of population genetic structure and demographic history in the two sympatric genetic types II and III. Mar Biodiv 48:1979-2001, DOI 10.1007/s12526-017-0711-6
- DE MARCHI L, OLIVA M, FREITAS R, NETO V, FIGUEIRA E, CHIELLINI F, MORELLI A, SOARES AMVM & PRETTI C (2019) Toxicity evaluation of carboxylated carbon nanotubes to the reef-forming tubeworm *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923). Mar Environment Res 143:1-9, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.10.015>
- DEMCHUK AS, USPENSKIY AA & GOLUBKOV SM (2021) Abundance and feeding of fish in the coastal zone of the Neva Estuary, eastern Gulf of Finland. Boreal Env Res 26:1-16
- DE MESEL I, KERCKHOF F, NORRO A, RUMES B & DEGRAER S (2015) Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. Hydrobiologia 756:37-50, DOI 10.1007/s10750-014-2157-1
- DEN HARTOG C (1953) Immigration, dissemination and ecology of *Elminius modestus* Darwin in the North Sea, especially along the Dutch coast. Beaufortia 4:1-20
- DEN HARTOG C (1963) The amphipods of the Deltaic region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area, Part II. The Talitridae. Neth J Sea Res 2:40-67
- DEN HARTOG C (1964) Ecology of *Dasya pedicellata* in the Netherlands. Proc Int Seaweed Symp 4:197-201
- DEN HARTOG C, VAN DEN BRINK FWB & VAN DER VELDE G (1992) Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? J Nat Hist 26:1121-1129
- DEN HARTOG JC & ATEs RML (2011) Actiniaria from Ria de Arosa, Galicia, northwestern Spain, in the Netherlands. Centre for Biodiversity Naturalis, Leiden. Zool Med Leiden 85(2):11-53
- DE NOIA M, TELESKA L, VENDRAMI DLJ, GOKALB HK, CHARRIER G, HARPER EM & HOFFMANN JI (2020) Population genetic structure is unrelated to shell shape, thickness and organic content in European populations of the soft-shell clam *Mya arenaria*. Genes 11(3): 298, <https://doi.org/10.3390/genes11030298>
- DE OLAZABAL A & TIRELLI V (2011) First record of the egg-carrying calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinus* in the Adriatic Sea. Mar Biodiv Rec 4, e85:1-4
- DERMOTT R, WITT J, UM YM & GONZÁLEZ M (1998) Distribution of the Ponto-Caspian amphipod *Echinogammarus ischnus* in the Great Lakes and replacement of native *Gammarus fasciatus*. J Great Lakes Res 24(2):442-452
- DE RUIJTER R (2008) cs-verslag, Het Zeepaard 68:2-7
- DESCHUTTER Y, VERGARA G, MORTELMANS J, DENEUDT K, DE SCHAMPHELAERE K & DE TROCH M (2018) Distribution of the invasive calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinus* (Sato, 1913) in the Belgian part of the North Sea. Biol Invasions Rec 7(1):33-41
- DETHLEFSEN V (1972) Zur Parasitologie der Miesmuschel (*Mytilus edulis* L., 1758). Ber dt wiss Kommn Meeresforsch 22:344-371
- DETHLEFSEN V (1975) The influence of *Mytilicola intestinalis* Steuer on the meat content of the mussel *Mytilus edulis* L. Aquaculture 6:83-97
- DEWARUMEZ JM, GEVAERT F, MASSÉ C, FOVEAU A, DESROY N & GRULLOIS D (2011) Les Espèces Marines Animales et Végétales Introduites dans le Bassin Artois-Picardie. UMR CNRS 8187 LOG et Agence de l'Eau Artois-Picardie, 132 pp
- DE WEERDT WH (1986) A systematic revision of the North-Eastern Atlantic shallow-water Haplosclerida (Porifera, Demospongiae), Part II: Chalinidae. Beaufortia 36:81-165
- DE WOLF P (1995) *Venerupis philippinarum* op de Dr. Lelykade; een nieuwe immigrant? Het Zeepaard 55(4):85-88
- D'HONDT J-L & FAASSE M (2006) A new *Arachnidium* species, *Arachnidium lacourti* spec. nov. (Bryozoa: Ctenostomata), from the coast of the Netherlands. Zool Med Leiden 80:87-90
- D'HONDT J-L & OCCHIPINTI-AMBROGI A (1985) *Tricellaria inopinata*, n. sp. un nouveau Bryzoaire Cheilostome de la faune méditerranéenne. PSZNI: Mar Ecol 6:35-46
- DICK MH, GRISCHENKO AV & MAWATARI SF (2005) Intertidal Bryozoa (Cheilostomata) of Ketchikan, Alaska. Journal of Natural History 39:3687-3784
- DIDŽIULIS V (2006) NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Marenzelleria neglecta*. From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org (29.05.2012)

- DIDŽIULIS V (2013) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Anguillicola crassus*. From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (10.09.2019)
- DIEDERICH S, NEHLS G, VAN BEUSEKOM JEE & REISE K (2005) Introduced Pacific Oysters (*Crassostrea gigas*) in the northern Wadden Sea: invasion accelerated by warm summers? *Helgol Mar Res* 59:97-106
- DIETRICH A & SCHUBERT H (2017) *Fucus evanescens* or *Fucus edentatus*? Taxonomic problems with a non-indigenous species, which arrived at the coast of Mecklenburg-Vorpommern. *Rostock Meeresbiolog Beitr* 27:117-125
- DITTMANN S, ROLSTON A, BENDER SN & KUPRIYANOVA EK (2009) Habitat requirements, distribution and colonisation of the tubeworm *Ficopomatus enigmaticus* in the Lower Lakes and Coorong. Report for the South Australian Murray-Darling Basin Natural Resources Management Board, 103 pp
- DITTMER JD (1981) The distribution of subtidal macrobenthos in the estuaries of the rivers Ems and Weser. In: DANKERS N, KÜHL H & WOLFF W (eds) *Invertebrates of the Wadden Sea, Report 4*. Balkema Rotterdam, 188-206
- DOBRYZKA-KRAHEL A, MAJKOWSKI W & MELZER M (2016) Length-weight relationships of Ponto-Caspian gammarids that have overcome the salinity barrier of the southern Baltic Sea coastal waters. *Mar Freshwater Behav Physiol* 49(6):407-413, <http://dx.doi.org/10.1080/10236244.2016.1244948>
- DOBRYZKA-KRAHEL A, TARAŁA A & MAJKOWSKI W (2019) Size structure and body condition of Ponto-Caspian gammarids in the Vistula estuary (Poland). *Oceanol Hydrobiol Stud* 48(1):23-30
- DOBSON M (2013) Identifying invasive freshwater shrimps and isopods (revised edition). Freshwater Biological Association, Department for Environment Food and Rural Affairs, 30 pp
- DOLMER P, HOLM MW, STRAND Å, LINDEGARTH S, BODVIN T, NORLING P & MORTENSEN S (eds) (2014) The invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavian coastal waters: a risk assessment on the impact in different habitats and climate conditions. *Fiske og Havet*, Havforskningsinstituttet, nr. 2/2014, 67 pp
- DOMAGAŁA J, ŁABĘCKA AM, MIGDAŁSKA B & PILECKA-RAPACZ M (2004) *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) a species new to the Polish malacofauna. *Folia Malacol* 12:145-148
- DÖRJE SJ, GADOW S, REINECK H-E & BIR SINGH I (1969) Die Rinnen der Jade (Südliche Nordsee). Sedimente und Makrobenthos. *Senckenberg maritim* 50:5-62
- DRILLET G, GOETZE E, JEPSEN PM, HØJGAARD JK & HANSEN BW (2008) Strain-specific vital rates in four *Acartia tonsa* cultures, I: Strain origin, genetic differentiation and egg survivorship. *Aquaculture* 280:109-116
- DROTZ MK, BERGGREN M, LUNDBERG S, LUNDIN K & VON PROSCHWITZ T (2010) Invasion routes, current and historical distribution of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853) in Sweden. *Aquatic Invasions* 5(4):387-396, doi: 10.3391/ai.2010.5.4.08
- DROUAL G, LE GARREC V, CABELGUEN J, GÉLINAUD G & GRALL J (2017) The spread goes on: the non-indigenous species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) has reached Brittany (Gulf of Morbihan). *Annales des cahiers naturalistes de l'Observatoire marin* 5(1):21-29
- D'UDEKEM D'ACQZ C (1993) Présence et abondance de *Jassa hardmanni* (Walker, 1893) sur la côte belge (Crustacea, Amphipoda, Ischyroceridae). *De Strandvlo* 13(4):134-138
- D'UDEKEM D'ACQZ C, FAASSE M, DUMOULIN E & DE BLAUWE H (2005) Occurrence of the Asian shrimp *Palaemon macrodactylus* in the southern bight of the North Sea, with a key to the Palaemonidae of north-western Europe (Crustacea: Decapoda: Caridea). *Ned Faun Meded* 22:95-112
- DUIJNS S, HIDAYATI NA & PIERSMA T (2013) Bar-tailed godwits *Limosa l. lapponica* eat polychaete worms wherever they winter in Europe. *Bird Study* 60(4):509-517, DOI: 10.1080/00063657.2013.836153
- DUMOULIN E & DE BLAUWE H (1999) Het bruinwier *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, (Phaeophyta: Laminariales) aangetroffen in de jachthaven van Zeebrugge met gegevens over het voorkomen in Europa en de wijze van verspreiding. *De Strandvlo* 19:182-188
- DUPONT L, VIARD F, DAVIS MH, NISHIKAWA T & BISHOP JDD (2010) Pathways of spread of the introduced ascidian *Styela clava* (Tunicata) in Northern Europe, as revealed by microsatellite markers. *Biol Invasions* 12:2707-2721
- DÜRR A (2010) Untersuchungen zur Populations- und Fortpflanzungsbiologie von Garnelen in der westlichen Ostsee. Diploma Thesis, Kiel University, 160 pp
- DYRYNDA PEJ, FAIRALL VR, OCCIPINTI-AMBROGI A & D'HONDT J-L (2000) The distribution, origins and taxonomy of *Tricel-laria inopinata* d'Hondt and Occipinti Ambrogi, 1985, an invasive bryozoan new to the Atlantic. *J Nat Hist* 34:1993-2006
- DZIUBIŃSKA A (2011) *Mytilopsis leucophaea*, an alien dreissenid bivalve discovered in the Gulf of Gdansk (southern Baltic Sea). *Oceanologia* 53:651-655
- EDWARDS C (1976) A study in erratic distribution: The occurrence of the medusa *Gonionemus* in relation to the distribution of oysters. *Adv Mar Biol* 14:251-284
- EGGERS TO & ANLAUF A (2005) *Obesogammarus crassus* (G.O. Sars, 1894) (Crustacea: Amphipoda) erreicht die Elbe. *Lauterbornia* 55:125-128
- EGGERS TO & MARTENS A (2008) Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht. DLG, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2007 (Münster), Werder 2008:176-180

- EGGERS TO & MARTENS A (2009) Limnische Neozoa in Deutschland: Verbreitungsmuster und Ausbreitungstrends. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardegsen 2009:378-381
- ELLENBY C (1947) A copepod parasite of the mussel new to the British fauna. *Nature* 159:645-646
- ELLIOT M & KINGSTON PF (1987) The sublittoral benthic fauna of the estuary and Firth of Forth, Scotland. *Proc Royal Soc Edinburgh*, 93B:449-465
- ELSNER NO (2009) Eingeschleppte Copepoden der Gattung *Mytilicola* im Darm von Miesmuscheln und Austern im Seegebiet der Nordseeinsel Sylt. Diploma Thesis, Marburg University, 65 pp
- ELSNER NO, JACOBSEN S, THIELTGES DW & REISE K (2011) Alien parasitic copepods in mussels and oysters of the Wadden Sea. *Helgol Mar Res* 65:299-307
- ELVIN DW, CARLTON JT, GELLER JB, CHAPMAN JW & MILLER JA (2018) Porifera (Sponges) from Japanese Tsunami marine debris arriving in the Hawaiian Islands and on the Pacific coast of North America. *Aquatic Invasions* 13:31-41
- EMMERSON M (2000) Remedial habitat creation: does *Nereis diversicolor* play a confounding role in the colonisation and establishment of the pioneering saltmarsh plant, *Spartina anglica*? *Helgol Mar Res* 54:110-116
- ENO NC, CLARK RA & SANDERSON WG (eds) (1997) Non-native Marine Species in British Waters: a Review and Directory. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 152 pp
- EPSTEIN G & SMALE DA (2017) *Undaria pinnatifida*: a case study to highlight challenges in marine invasion ecology and management. *Ecology & Evolution* 7:8624-8642, DOI: 10.1002/ece3.3430
- EPSTEIN G & SMALE DA (2018) Environmental and ecological factors influencing the spillover of the non-native kelp, *Undaria pinnatifida*, from marinas into natural rocky reef communities. *Biol Invasions* 20:1049-1072
- ERSÉUS C & KVIST S (2007) COI variation in Scandinavian marine species of *Tubificoides* (Annelida: Clitellata: Tubificidae). *J Mar Biol Ass UK* 87:1121-1126
- ESCHWEILER N & CHRISTENSEN HT (2011) Trade-off between increased survival and reduced growth for blue mussels living on Pacific oyster Reefs. *J Exp Mar Biol Ecol* 403:90-95
- ESPELIEN MS (2020) Looking for alien invertebrates in Norwegian ports, extensive sampling, and precise identification. Master's thesis, Norwegian University of Science and Technology, Faculty of Natural Sciences, Department of Biology, 59 pp
- ESSINK K & DEKKER R (2002) General patterns in invasion ecology tested in the Dutch Wadden Sea: the case of a brackish-marine polychaetous worm. *Biol Invasions* 4:359-368
- ESSINK K & KLEEF HL (1988) *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae): a new record from the Ems estuary (The Netherlands/Federal Republic of Germany). *Zool Bijdr Leiden* 38:1-13
- ESSINK K & KLEEF HL (1993) Distribution and life cycle of the North American spionid *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) in the Ems estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27:237-246
- ESSINK K & OOST AP (2019) How did *Mya arenaria* (Mollusca; Bivalvia) repopulate European waters in mediaeval times? *Mar Biodiv* (2019) 49:1-10
<https://doi.org/10.1007/s12526-017-0816-y>
- ESSINK K, OOST AP, STREURMAN HJ & J. VAN DER PLICHT J (2016) Are medieval *Mya arenaria* (Mollusca; Bivalvia) in the Netherlands also clams before Columbus? *Neth J Geosci*: 1-8, doi:10.1017/njg.2016.17
- EWERS-SAUCEDIO C, HEUER N, MOESGES Z, OVENBECK K, SCHRÖTER N & BRANDIS D (2020) First record of the Pacific oyster *Magallana gigas* (Thunberg, 1793) in the Baltic Sea proper. *Mar Biodiv Rec* 13:9
- EZHOVA E, ZMUDZINSKI L & MACIEJEWSKA (2005) Long-term trends in the macrozoobenthos of the Vistula Lagoon, southeastern Baltic Sea. Species composition and biomass distribution. *Bull Sea Fish Inst* 1(164):55-73
- FAASSE MA (1998) The Pontocaspian mysid *Hemimysis anomala* Sars, 1907, new to the fauna of the Netherlands. *Bull Zool Mus* 16(10):73-76
- FAASSE MA (2004) De Aziatische zakpijp *Perophora japonica* Oka, 1927 in Nederland. *Het Zeepaard* 64:179-181
- FAASSE M (2005) Een aziatische Steurgarnaal in Nederland: *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Crustacea: Decapoda: Caridea) *Het Zeepaard* 65(6):193-195
- FAASSE M (2011a) *Pileolaria berkeleyana*, a spirorbin polychaete worm introduced to The Netherlands (Polychaeta: Serpulidae: Spirorbinae). *Ned Faun Meded* 36: 99-102
- FAASSE M (2011b) The exotic isopod *Synidotea* in the Netherlands and Europe, a Japanese or American invasion (Pancrustacea: Isopoda)? *Ned Faun Meded* 36:103-106
- FAASSE M (2014) The Pacific amphipod *Monocorophium ue-noi* (Stephensen, 1932) introduced to The Netherlands (NE Atlantic). *BiolInvasions Rec* 3(1):29-33, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2014.3.1.05>
- FAASSE M & ATEs RML (1998) Het Kwalletje *Nemopsis bachei* (L. Agassiz, 1849), terug van (nooit?) weggeweest. *Het Zeepaard* 58:72-81
- FAASSE M & BAYHA KM (2006) The ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in coastal waters of the Netherlands: an unrecognized invasion? *Aquatic Invasions* 1:270-277
- FAASSE M & DE BLAUWE H (2002) De exotische samengestelde zakpijp *Botrylloides violaceus* Oka, 1927 in Nederland (Ascidacea: Pleurogona: Styelidae). *Het Zeepaard* 62:136-141

- FAASSE M & DE BLAUWE H (2004) Faunistisch overzicht van de mariene mosdiertjes van Nederland (Bryozoa: Stenolaemata, Gymnolaemata). Ned Faun Meded 21:17-54
- FAASSE M & LIGTHART M (2008) De exotische tapijtscelp *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) vestigt zich in Nederland. Het Zeepaard 68:175-179.
- FAASSE M & MELCHERS M (2014) The exotic jellyfish *Blackfordia virginica* introduced into the Netherlands. Ned Faun Meded 43:103-109
- FAASSE M & VAN MOORSEL G (2000) Nieuwe en minder bekende Vlokreeftjes van sublitorale harde bodems in het Delta gebied (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea). Ned Faun Meded 11:19-44
- FAASSE M & VAN MOORSEL G (2003) The North-American amphipods, *Melita nitida* Smith, 1873 and *Inci-socalliope aestuarius* (Watling and Maurer, 1973) (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea), introduced to the Western Scheldt estuary (The Netherlands). Aquat Ecol 37:13-22
- FAASSE M, VAN MOORSEL G & TEMPELMAN D (2013) Moss animals of the Dutch part of the North Sea and coastal waters of the Netherlands (Bryozoa). Ned Faun Meded 41:1-14
- FAASSE M, VERBOOM L & VAN DER LOOS L (2018) De Pacificse vlokreeft *Aoroides semicurvatus* in Nederland. Het Zeepaard 78:51-56
- FAASSE M & VERVOORT W (2001) Een nieuwe brakwater poliep, *Thieliana navis* (Millard, 1959), uit het Gat van Ouwkerk, het Goesse Meer en de Westkapelse Kreek. Het Zeepaard 61(6):181-190
- FAASSE M & WAAJEN S (2011) De Steelwallen van Nederland (Cnidaria: Staurozoa). Ned Faun Meded 35:61-67
- FAILLA AJ, VASQUEZ AA, FUJIMOTO M & RAM JL (2015) The ecological, economic and public health impacts of nuisance chironomids and their potential as aquatic invaders. Aquatic Invasions 10(1):1-15, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.1.01>
- FAILLET AZ R, ROGER C, MATHIEU M, ROBIN JP & COSTIL K (2020) Establishment and population features of the non-native Atlantic rangia, *Rangia cuneata* (Mollusca: Bivalvia), in northwestern France. Aquatic Invasions 15(3):367-381
- FARKE H (1979) Population dynamics, reproduction and early development of *Tharyx marioni* (Polychaeta, Cirratulidae) on tidal flats of the German Bight. Veröff Inst Meeresforsch Bremerhaven 18:69-99
- FARNHAM WF, FLETCHER RL & IRVINE LM (1973) Attached *Sargassum* found in Britain. Nature 243:231-232
- FARNHAM WF & IRVINE LM (1973) The addition of a foliose species of *Grateloupia* to the British marine flora. Br Phycol J 8:208-209
- FARRAPEIRA CMR, TENÓRIO DO & AMARAL FD (2011) Vessel biofouling as an inadvertent vector of benthic invertebrates occurring in Brazil. Mar Poll Bull 62:832-839, doi:10.1016/j.marpolbul.2010.12.014 (and Suppl)
- FARRELL P & FLETCHER RL (2006) An investigation of dispersal of the introduced brown alga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar and its competition with some species on the man-made structures of Torquay Marina (Devon, UK). J Exp Mar Biol Ecol 334:236-243
- FEHLAUER-ALE KH, MACKIE JA, LIM-FONG GE, ALE E, PIE MR & WAESCHENBACH A (2013) Cryptic species in the cosmopolitan *Bugula neritina* complex (Bryozoa, Cheilostomata). Zoologica Scripta (Royal Swedish Acad Sci) 43(2):193-205
- FEIS ME, GOEDKNEGT A, ARZUL I, CHENUIL A, DEN BOON O, GOTTSCHALCK L, KONDO Y, OHTSUKA S, SHAMA LNS, THIETGES DW, WEGNER KM & LUTTIKHUIZEN PC (2019) Global invasion genetics of two parasitic copepods infecting marine bivalves. Scientific Reports 9:12730, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48928-1>
- FENSKE F, ZAIKO A, WOŹNICZKA A, DAHLKE S & ORLOVA MI (2013) Variation in length-frequency distribution of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) within and between three Baltic Sea subregions: Szczecin Lagoon, Curonian Lagoon, and Gulf of Finland. In: NALEPA TF & SCHLOESSER DW (eds) Quagga and Zebra mussels. Biology, Impacts, and Control. 2. Edition. CRC Press, Taylor & Francis Group, 725-739
- FERGUSON LF, DAVIDSON JDP, LANDRY T, CLEMENTS JC & THERRIAULT TW (2017) *Didemnum vexillum*: invasion potential via harvesting and processing of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in British Columbia, Canada. Manag Biol Invasions 8(4):553-558 DOI: [10.3391/mbi.2017.8.4.10](https://doi.org/10.3391/mbi.2017.8.4.10)
- FERM L (2007) Första marskräset i Sverige. Svensk Bot Tidskrift 101:306-308
- FIGUEROA NJ, FIGUEROA DF & HICKS D (2020) Phylogeography of *Acartia tonsa* Dana, 1849 (Calanoida: Copepoda) and phylogenetic reconstruction of the genus *Acartia* Dana, 1846. Mar Biodiv 50:23, <https://doi.org/10.1007/s12526-020-01043-1>
- FILIPOVÁ L, LIEB DA, GRANDJEAN F & PETRUSEK A (2011) Haplotype variation in the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus*: colonization of Europe and genetic diversity of native stocks. J N Am Benthol Soc 30(4):871-881, DOI: 10.1899/10-130.1
- FILIPPENKO DP (2011) Invasive species *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) (Mollusca: Gastropoda: Hydrobiidae) in the waterbodies of Kaliningrad region (Russia). Russ J Biol Invasions 2:286-292
- FILIPPENKO DP & SON MO (2008) The New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) is colonizing the artificial lakes of Kaliningrad City, Russia (Baltic Sea Coast). Aquatic Invasions 3:345-347

- FLADUNG E (2000) Untersuchungen zur Bestandsregulierung und Verwertung der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*). Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V., Potsdam-Sacrow, Bd. 5, 82 pp. Untersuchungen zur Bestandsregulierung und Verwertung der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) unter besonderer Berücksichtigung der Fischereiverhältnisse im Elbe/Havel-Gebiet. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Bd.5, 82 pp
- FLECKENSTEIN N (2011) The role of the immigrant *Caprella mutica* in coastal ecosystems of the German Bight. Diploma Thesis, Oldenburg University, 28 pp
- FLEMINGER A & HENDRIX KRAMER S (1988) Recent introduction of an Asian copepod, *Pseudodiaptomus marinus* (Copepoda: Calanoida), into southern California embayments. Mar Biol 98:535-541
- FLETCHER RL & FARRELL P (1999) Introduced brown algae in the North East Atlantic, with particular respect to *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar. Helgoländer Meeresunters 52:259-275
- FLOC'H J-Y, PAJOT R & MOURET V (1996) *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) 12 years after its introduction into the Atlantic Ocean. Hydrobiologia 326(327):217-222
- FLORIN A-B, MO K, SVENSSON F, SCHAGERSTRÖM E, KAUTSKY L & BERGSTRÖM L (2013) First records of Conrad's false mussel, *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) in the southern Bothnian Sea, Sweden, near a nuclear power plant. BiolInvasions Rec 2:303-309
- FOFONOFF PW, RUIZ GM, STEVES B, SIMKANIN C & CARLTON JT (2018) National Exotic Marine and Estuarine Species Information System, <http://invasions.si.edu/nemesis/>
- FOLINO-ROREM NC, DARLING JA & D'AUSILIO CA (2009) Genetic analysis reveals multiple cryptic invasive species of the hydrozoan genus *Cordylophora*. Biol Invasions 11:1869-1882
- FONSÉCA-GENEVOIS V DA & CAZAUX C (1987) *Streblospio benedicti* Webster, 1879 (Annélide Polychète) dans l'estuaire de la Loire: biologie et écologie. Cah Biol Mar 28:231-261
- FORSSTRÖM T, FOWLER AE, LINDQVIST M & VESAKOSKI O (2016) The introduced dark false mussel, *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) has spread in the northern Baltic Sea. BiolInvasions Rec 5:81-84
- FORSSTRÖM T, FOWLER AE, MANNINEN I & VESAKOSKI O (2015) An introduced species meets the local fauna: predatory behavior of the crab *Rhithropanopeus harrisi* in the Northern Baltic Sea. Biol Invasions 17:2729-2741
- FOVEAU A & DAUVIN JC (2017) Surprisingly diversified macrofauna in mobile gravels and pebbles from high-energy hydrodynamic environment of the 'Raz Blanchard' (English Channel). Reg Stud Mar Sci 16:188-197, <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2017.08.011>
- FOWLER AE, FORSSTRÖM T, VON NUMERS M & VESAKOSKI O (2013) The North American mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: distribution and ecology. Aquatic Invasions 8:89-96
- FRANKE H-D & GUTOW L (2004) Long-term changes in the macrobenthos around the rocky island of Helgoland (German Bight, North Sea). Helgol Mar Res 58:303-310
- FREUDENDAHL ASL, NIELSEN MM, JENSEN T & JENSEN KT (2010) The introduced clam *Ensis americanus* in the Wadden Sea: field experiment on impact of bird predation and tidal level on survival and growth. Helgol Mar Res 64:93-100 DOI 10.1007/s10152-009-0168-5
- FROST JR, JACOBY CA & YOUNGBLUTH MJ (2010) Behaviour of *Nemopsis bachei* L. Agassiz, 1849 medusae in the presence of physical gradients and biological thin layers. Hydrobiologia 645:97-111
- FUENTES MA, TORRENT L, BARRERA S & BOIX D (2019) Rapid invasion of the American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the north-east of the Iberian Peninsula. BiolInvasions Rec 8(1):113-118, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.1.12>
- FÜHRHAUPTER K, GRAGE A, WILKEN H & MEYER T (2008) Kartierung mariner Pflanzenbestände im Flachwasser Schleswig-Holsteins. Schriftenreihe LANU SH – Gewässer; D 22, 310 pp
- GAGNON K & BOSTRÖM C (2016) Habitat expansion of the Harris mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in the northern Baltic Sea: potential consequences for the eelgrass food web. BiolInvasions Rec 5(2):101-106
- GAGNON K, HERLEVI H, WIKSTRÖM J, NORDSTRÖM MC, SALO T, SÄLÖVIUS-LAURÉN S & RINNE H (2022) Distribution and ecology of the recently introduced tanaidacean crustacean *Sin elobus vanhaareni* Bamber, 2014 in the northern Baltic Sea. Aquatic Invasions 17:57-71
- GALIL BS (2009) Taking stock: inventory of alien species in the Mediterranean Sea. Biol Invasions 11:359-372
- GALIL BS & GEVILI R (2013) A moveable feast: *Beroe cucumis* sensu Mayer, 1912 (Ctenophora; Beroidea; Beroidea) preying on *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 (Ctenophora; Lobata; Bolinopsidae) off the Mediterranean coast of Israel. BiolInvasions Rec 2(3):191-194
- GALLAGHER MC, DAVENPORT J, GREGORY S, McALLEN R & O'RIO-RDAN R (2015) The invasive barnacle species, *Austrominius modestus*: its status and competition with indigenous barnacles on the Isle of Cumbrae, Scotland. Estuar Coast Shelf Sci 152:134e141, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2014.11.014>
- GALLAGHER SB & HUMM HJ (1981) *Vaucheria* (Xanthophyceae, Vaucheriaceae) of the Central Florida Gulf Coast. Bull Mar Sci 31:184-190
- GAUDIO B & FREDERICQ S (2002) *Grateloupia turuturu* (Halymeniaceae, Rhodophyta) is the correct name of the non-native species in the Atlantic known as *Grateloupia doryphore*. Europ J Phycol 37:349-359, DOI: 10.1017/S0967026202003839

- GEBURZI J, BRANDIS D & BUSCHBAUM C (2018) Recruitment patterns, low cannibalism and reduced interspecific predation contribute to high invasion success of two Pacific crabs in northwestern Europe. *Estuar Coast Shelf Sci* 200:460-472, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.032>
- GEBURZI JC, EWERS-SAUCEDO C, BRANDIS D & HARTL GB (2020) Complex patterns of secondary spread without loss of genetic diversity in invasive populations of the Asian shore crab *Hemigrapsus takanoi* (Decapoda) along European coasts. *Mar Biol* 167:180
- GEBURZI JC, GRAUMANN G, KÖHNK S & BRANDIS D (2015) First record of the Asian crab *Hemigrapsus takanoi* Asakura & Watanabe, 2005 (Decapoda, Brachyura, Varunidae) in the Baltic Sea. *Biol Invasions Rec* 4(2):103-107, <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2015.4.2.06>
- GEE JM & DAVEY JT (1986) Stages in the life history of *Mytilicola intestinalis* Steuer, a copepod parasite of *Mytilus edulis* (L.), and the effect of temperature on their rates of development. *J Cons Int Explor Mer* 42:254-264
- GEISSEN HP (1999) Bemerkungen zur Verbreitung und Ökologie des Kiemenwurms *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta: Tubificidae). *Lauterbornia* 36:93-107
- GERALDI NR, SMYTH AR, PIEHLER MF & PETERSON CH (2014) Artificial substrates enhance non-native macroalga and N₂ production. *Biol Invasions* 16:1819-1831
- GERARD VA, CERRATO RM & LARSON AA (1999) Potential impacts of a western Pacific grapsid crab on intertidal communities of the northwestern Atlantic Ocean. *Biol Invasions* 1:353-361
- GERGS R, HANSELMANN AJ, EISELE I & ROTHHAUPT K-O (2008) Autecology of *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882 (Crustacea: Mysida) in Lake Constance, Southwestern Germany. *Limnologica* 38:139-146
- GERLACH SA (2000) Die Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee, Bd. 1, Checkliste der Fauna der Kieler Bucht und eine Bibliographie zur Biologie und Ökologie der Kieler Bucht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 376 pp
- GERWING TG, COX K, GERWING AM, CAMPBELL L, MACDONALD T, DUDAS SE & JUANES F (2020) Varying intertidal invertebrate taxonomic resolution does not influence ecological findings. *Estuar Coast Shelf Sci* 232:106516 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106516>
- GESTOSO I, RAMALHOSA P & CANNING-CLODE J (2018) Biotic effects during the settlement process of non-indigenous species in marine benthic communities. *Aquatic Invasions* 13(2):247-259, <https://doi.org/10.3391/ai.2018.13.2.06>
- GHABOOLLI S, SHIGANOVA T, ZHAN A, CRISTECU ME, EGHTESEDI-ARAGHI P & MACISAAC HJ (2011) Multiple introductions and invasion pathways for the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Eurasia. *Biol Invasions* 13:679-690
- GIBSON GD (1997) Variable development in the spionid *Bocardia proboscidea* (Polychaeta) is linked to nurse egg production and larval trophic mode. *Invertebrate Biol* 116(3):213-226
- GILBEY V, ATTRILL MJ & COLEMAN RA (2008) Juvenile Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) in the Thames estuary: distribution, movement and possible interactions with the native crab *Carcinus maenas*. *Biol Invasions* 10:67-77
- GILLILAND PM & SANDERSON WG (2000) Re-evaluation of marine benthic species of nature conservation importance: a new perspective on certain 'lagoonal specialists' with particular emphasis on *Alkmaria romijni* Horst (Polychaeta: Ampharetidae). *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 10:1-12
- GINDERBEUREN K VAN, HOSTENS K, HOFFMAN S, VANSTEENBRUGGE L, SOENEN K, DE BLAUWE H, ROBBENS J & VINCX M (2012) Distribution of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Belgian part of the North Sea. *Aquatic Invasions* 7:163-169
- GITTENBERGER A (2007) Recent population expansions of non-native ascidians in The Netherlands. *J Exp Mar Biol Ecol* 342:122-126
- GITTENBERGER A (2009) Invasive tunicates on Zeeland and Prince Edward Island mussels, and management practices in The Netherlands. *Aquatic Invasions* 4(1):279-281
- GITTENBERGER A (2010) Risk analysis of the colonial sea-squirt *Didemnum vexillum* Kott, 2002 in the Dutch Wadden Sea, a UNESCO World Heritage Site. GiMaRIS report 2010.08, 32 pp
- GITTENBERGER A & MOONS JJS (2011) Settlement and possible competition for space between the invasive violet tunicate *Botrylloides violaceus* and the native star tunicate *Botryllus schlosseri* in The Netherlands. *Aquatic Invasions* 6(4): 435-440
- GITTENBERGER A, RENSING M, DEKKER R, NIEMANTSVERDIET P, SCHRIEKEN N & STEGENGA H (2015a) Native and non-native species of the Dutch Wadden Sea in 2014. GiMaRIS report 2015_08. 94 pp
- GITTENBERGER A, RENSING M & GITTENBERGER E (2015c) *Rangia cuneata* (Bivalvia, Mactridae) expanding its range in The Netherlands. *Basteria* 78:58-62
- GITTENBERGER A, RENSING M, NIEMANTSVERDIET P, SCHRIEKEN N, D'HONT A, STEGENGA H (2015b) Soorteninventarisatie oesterputten en oesterpercelen, 2015. In opdracht van Bureau Risicobeoordeling & Onderzoeksprogrammering, Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, Ministerie van Economische Zaken GiMaRIS rapport 2015_19
- GITTENBERGER A, RENSING M, NIEMANTSVERDIET P, SCHRIEKEN N & STEGENGA H (2013) Native and non-native species of hard substrata in the Schleswig-Holstein Wadden Sea 2012-2013. GiMaRIS report 2013_23:104 pp

- GITTENBERGER A, RENSING M, SCHRIEKEN N & STEGENGA H (2017b) Monitoring non-native species in the port of Vlissingen in 2016 conform the joint HELCOM/OSPAR port survey protocol. GiMaRIS rapport 2017_5, 49 pp
- GITTENBERGER A, RENSING M, STEGENGA H & HOEKSEMA BW (2009) Inventarisatie van de aan hard substraat gerelateerde macroflora en macrofauna in de Nederlandse Waddenzee GiMaRIS rapport 2009.11. In opdracht van het Ministerie van LNV, Team Invasieve Exoten
- GITTENBERGER A, RENSING M, STEGENGA H & HOEKSEMA BW (2010) Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned Faun Meded 33:21-76
- GITTENBERGER A, RENSING M & WESDORP KH (2017a) Non-indigenous marine species in the Netherlands. GiMaRIS report 2017_13, 39 pp
- GLENNER H, LÜTZEN J, PACHECO-RIÑO LC & NOEVER C (2021) Expansion of the barnacle *Austrominius modestus* (Darwin, 1854) (Cirripedia, Thoracica, Balanidae) into Scandinavian waters based on collection data and niche distribution modeling. Aquatic Invasions 16(4):675-689, <https://doi.org/10.3391/ai.2021.16.4.06>
- GLÖER P (2002) Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas, 327 pp. In: Die Tierwelt Deutschlands (F. Dahl), 73. Teil, ConchBooks Hackenheim
- GLÖER P (2010) Atlas der Süßwassermollusken, Rote Liste, Verbreitung, Ökologie, Bestand und Schutz, Hamburg, 182 pp
- GLÖER P & FUHRMANN K (2017) *Dreissena bugensis* in der Weser. Mitt dtsch malakozool Ges 97:77-82
- GOEDKNEGT MA, BUSCHBAUM C, VAN DER MEER J, WEGNER KM & THIELTGES DW (2020) Introduced marine ecosystem engineer indirectly affects parasitism in native mussel hosts. Biol Invasions 22:3223-3237, <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02318-1>
- GOEDKNEGT MA, SCHUSTER A-K, BUSCHBAUM C, GERGS R, JUNG AS, LUTTIKHUIZEN PC, VAN DER MEER J, TROOST K, WEGNER KM & THIELTGES DW (2017) Spillover but no spillback of two invasive parasitic copepods from invasive Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) to native bivalve hosts. Biol Invasions 19:365-379, DOI 10.1007/s10530-016-1285-0
- GOEDKNEGT MA, THIELTGES DW, VAN DER MEER J, WEGNER KM & LUTTIKHUIZEN PC (2018) Cryptic invasion of a parasitic copepod: compromised identification when morphologically similar invaders co-occur in invaded ecosystems. PLOS ONE, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193354>
- GOERKE H (1971) Die Ernährungsweise der *Nereis*-Arten (Polychaeta, Nereidae) der deutschen Küsten. Veröff Inst Meeresforsch Bremerhaven 13:1-50
- GOLLASCH S (1999) The Asian decapod *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan, 1835) (Grapsidae, Decapoda) introduced in European waters: *status quo* and future perspective. Helgoländer Meeresunters 52:359-366
- GOLLASCH S (2007) Een degenkrab *Limulus polyphemus* gevonden op Sylt (Duitsland). Het Zeepaard 67:79-81
- GOLLASCH S (2011) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Eriocheir sinensis*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (access 01.03.2021)
- GOLLASCH S, HAYDAR D, MINCHIN D, WOLFF WJ & REISE K (2009) Introduced aquatic species of the North Sea coasts and adjacent brackish waters. In: RILOV G & CROOKS JA (eds) Biological Invasions in Marine Ecosystems, Chapter 29:507-528 Ecological Studies 204, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2009
- GOLLASCH S & NEHRING S (2006) National checklist for aquatic species in Germany. Aquatic Invasions 1:245-269
- GOLLASCH S & RIEMANN-ZÜRNECK K (1996) Transoceanic dispersal of benthic macrofauna: *Haliplanella luciae* (Verrill, 1898) (Anthozoa, Actiniaria) found on a ship's hull in a shipyard dock in Hamburg Harbour, Germany. Helgoländer Meeresunters 50:253-258
- GOMOIU MT, ALEXANDROV B, SHADRIN N & ZAITSEV Y (2002) The Black Sea – a recipient, donor and transit area for alien species. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 341-350
- GONTAR VI (2020) Bryozoa of the Caspian Sea. ISSN 1995-0829, Inland Water Biology 13(1):1-13, DOI: 10.1134/S199508292001006X
- GONZÁLEZ-CASTELLANO I, GONZÁLEZ-LOPEZ J, GONZÁLEZ-TIZÓN AM & MARTINEZ-LAGE A (2020) Genetic diversity and population structure of the rockpool shrimp *Palaemon elegans* based on microsatellites: evidence for a cryptic species and differentiation across the Atlantic-Mediterranean transition. Scientific Reports 10:10784, <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67824-7>
- GONZÁLES-ORTEGÓN E & CUESTA J (2006) An illustrated key to species of *Palaemon* and *Palaemonetes* (Crustacea: Decapoda: Caridea) from European waters, including the alien species *Palaemon macrodactylus*. J Mar Biol Ass UK 86:93-102, <https://doi.org/10.1017/S0025315406012896>
- GONZÁLES-ORTEGÓN E, CUESTA JA, PASCUAL E & DRAKE P (2010) Assessment of the interaction between the white shrimp, *Palaemon longirostris*, and the exotic oriental shrimp, *Palaemon macrodactylus*, in a European estuary (SW Spain). Biol Invasions 12:1731-1745
- GONZÁLES-ORTEGÓN E, CUESTA JA & SCHUBART CD (2007) First report of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from German waters. Helgol Mar Res 61:67-69
- GOROKHOVA E, ALADIN N & DUMONT HJ (2000) Further expansion of the genus *Cercopagis* (Crustacea, Branchiopoda, Onychiopoda) in the Baltic Sea, with notes on the taxa present and their ecology. Hydrobiologia 429:207-218

- GOROKHOVA E, LETINIEMI M, VIITASALO-FRÖSEN S & HADDOCK SHD (2009) Molecular evidence for the occurrence of ctenophore *Mertensia ovum* in the northern Baltic Sea and implications for the status of the *Mnemiopsis leidyi* invasion. *Limnol Oceanogr* 54:2025-2033
- GOTHLAND M, DAUVIN JC, DENIS L, JOBERT S, OVAERT J, PEZY JP & SPILMONT N (2013) Additional records and distribution (2011-2012) of *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) along the French coast of the English Channel. *Manag Biol Invasions* 4(4):305-315, <http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2013.4.4.05>
- GOULLIEUX B, LAVESQUE N, BLANCHET H & BACHELET G (2016b) First record of the non-indigenous *Melita nitida* Smith, 1873 (Crustacea: Amphipoda: Melitidae) in the Bay of Biscay (NE Atlantic). *BiolInvasions Rec* 5(2):85-92, DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2016.5.2.05>
- GOULLIEUX B, LAVESQUE N, LECLERC JC, LE GARREC V, VIARD F & BACHELET G (2016a) Three nonindigenous species of *Aoroides* (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) from the French Atlantic coast. *J Mar Biol Ass UK* 96:1651-1659, <https://doi.org/10.1017/S0025315415002027>
- GOULLIEUX B & MASSÉ C (2019) First record of *Monocorophium uenoi* (Stephenson, 1932) (Crustacea: Amphipoda: Corophiidae) in the Bay of Biscay, French Atlantic coast. *BiolInvasions Rec* 8(1):87-95, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.1.09>
- GOULLEQUER P, BACHELET G, SAURIAU PG & NOEL P (2002) Open Atlantic coast of Europe – a century of introduced species into French waters. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 276-290
- GOVINDARAJAN AF & CARMAN MR (2016) Possible cryptic invasion of the Western Pacific toxic population of the hydro-medusa *Gonionemus vertens* (Cnidaria: Hydrozoa) in the Northwestern Atlantic Ocean. *Biol Invasions* 18:463-469
- GOVINDARAJAN AF, KÄLLSTRÖM B, SELANDER E, ÖSTMAN C & DAHLGREN TG (2019) The highly toxic and cryptogenic clinging jellyfish *Gonionemus* sp. (Hydrozoa, Limnomedusae) on the Swedish west coast. *PeerJ* 7:e6883 DOI 10.7717/peerj.6883, <https://doi.org/10.7717/peerj.6883>
- GRABOWSKI M (2006) Rapid colonization of the Polish Baltic coast by an Atlantic palaemonidshrimp *Palaemon elegans* Rathke, 1837. *Aquatic Invasions* 1(3):116-123
- GRABOWSKI M (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pontogammarus robustoides*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (access 20.02.2021)
- GRABOWSKI M, BACELA K & KONOPACKA A (2007b) How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) – comparison of life history traits. *Hydrobiologia* 590:75-84
- GRABOWSKI M & JABŁOŃSKA A (2009) First records of *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 (Oligochaeta: Tubificidae) in Greece. *Aquatic Invasions* 4:365-367
- GRABOWSKI M, JAŻDŻEWSKI K & KONOPACKA A (2007a) Alien Crustacea in Polish waters - Amphipoda. *Aquatic Invasions* 2:25-38
- GRABOWSKI M, KONOPACKA A, JAZDZEWSKI K & JANOWSKA E (2006) Invasion of alien gammarid species and retreat of natives in the Vistula Lagoon (Baltic Sea, Poland). *Helgol Mar Res* 60:90-97
- GRANSE D, MOTTA MR, SUCHROW S, VON SCHWARTZENBERG, SCHNITTGER A & JENSEN K (2021a) The overlooked hybrid: Geographic distribution and niche differentiation between *Spartina* cytotypes (Poaceae) in Wadden Sea salt marshes. *Estuaries and Coasts*, publ. online Oct. 2021, <https://doi.org/10.1007/s12237-021-00985-4>
- GRANSE D, SUCHROW S & JENSEN K (2021b) Long-term invasion dynamics of *Spartina* increase vegetation diversity and geomorphological resistance of salt marshes against sea level rise. *Biol Invasions* 23:871-883, <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02408-0>
- GRAY PWG & GARETH JONES EB (1977) The attempted clearance of *Sargassum muticum* from Britain. *Environmental Conservation* 4:303-308
- GREEN LA, MATHIESON AC, NEEFUS CD, TRAGGIS HM & DAWES CJ (2012) Southern expansion of the brown alga *Colpomenia peregrina* Sauvageau (Scytosiphonales) in the Northwest Atlantic Ocean. *Bot Mar* 55:643-647
- GREEN-GAVRIELIDIS LA, HOBBS N-V & THORNBUR CS (2019) The brown macroalga *Colpomenia peregrina* (Sauvage, 1927) reaches Rhode Island, USA. *BiolInvasions Rec* 8(2):199-207
- GRIFFEN BD, BAILEY J, CARVER J, VERNIER A, DINUZZO ER, ANDERSON L, MEIDELL M & POTTER B (2020) Mechanisms of possible self-limitation in the invasive Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*. *Scientific Reports* 10:16908, <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74053-5>
- GRIFFEN BD, VOGEL M, GOULDING L & HARTMAN R (2015) Energetic effects of diet choice by invasive Asian shore crabs: implications for persistence when prey are scarce. *Mar Ecol Prog Ser* 522:181-192, doi: 10.3354/meps11160
- GRIFFITH K, MOWAT S, HOLT RHF, RAMSAY K, BISHOP JDD, LAMBERT G & JENKINS SR (2009) First records in Great Britain of the invasive colonial ascidian *Didemnum vexillum* Kott, 2002. *Aquatic Invasions* 4(4):581-590, DOI 10.3391/ai.2009.4.4.3
- GROEPLER W (2016) Die Seescheiden von Helgoland. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 673, VerlagsKG Wolf, 2. Auflage, 460 pp
- GROEPLER W (2019) Tunicata – Manteltiere. In: KLAUSNITZER B (ed): *Stresemann - Exkursionsfauna von Deutschland*. Band 1: Wirbellose: 657 ff
- GROSLIER T, CHRISTENSEN HT, DAVIDS J, DOLMER P, ELMEDAL I, HOLM MW & HANSEN BW (2014) Status of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in the western Limfjord, Denmark – Five years of population development. *Aquatic Invasions* 9:175-182

- GRUBE AE (1872) Übersicht der bisher beschriebenen Terebelliden und über *Terebellides anguicomus* und einige Serpulaceen. - Jahresber Schles Gesellsch f vaterl Cultur 49:48-53.
- GRUDULE N, PARELE E & ARBAČIAUSKAS K (2007) Distribution of Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* in Latvian Waters. Acta Zool Lituanica 17(1):28-32
- GRUSZKA P (1999) The river Odra estuary as a gateway for alien species immigration to the Baltic Sea basin. Acta hydrochim hydrobiol 27:374-382
- GRUSZKA P & WOŹNICZKA A (2008) *Dikerogammarus villosus* (Sowinski, 1894) in the River Odra estuary - another invader threatening Baltic Sea coastal lagoons. Aquatic Invasions 3:395-403
- GUBANOVA AD, GARBAZEY OA, POPOVA EV, ALTUKHOV DA & MUKHANOV VS (2019) *Oithona davisae*: naturalization in the Black Sea, interannual and seasonal dynamics, and effect on the structure of the planktonic copepod community. Oceanology 59(6):912-919
- GUIRY MD & GUIRY GM (2021) *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>
- GULLIKSEN B (1977) Studies from the "UWL Helgoland" on the macrobenthic fauna of rocks and boulders in Lübeck Bay (western Baltic Sea). Helgoländer wiss Meeresunters 30:519-526
- GUMULIAUSKAITĖ S & ARBAČIAUSKAS K (2008) The impact of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* on littoral communities in Lithuanian lakes. Hydrobiologia 599:127-134
- GÜNTHER B, KNEBELSBERGER T, NEUMANN H, LAAKMANN S & MARTÍNEZ ARBIZU P (2018) Metabarcoding of marine environmental DNA based on mitochondrial and nuclear genes. Scientific Reports 8:14822, DOI:10.1038/s41598-018-32917-x
- GÜRS I, GÜRS K, PAUSTIAN J & WIESE V (1993) *Ensis directus* (Conrad, 1843) zum ersten Mal in der südwestlichen Ostsee (Bivalvia: Solenidae). Schriften aus dem Malakozoologischen Haus der Natur 6:79
- HAESLOOP U (1992) Establishment of the Asiatic clam *Corbicula* cf. *fluminalis* in the tidal Weser river (N. Germany). Arch Hydrobiol 126:175-180
- HAESLOOP U (2001) Einige bemerkenswerte Makroinvertebraten-Funde aus Gewässern des Großraumes Bremen. Lauterbornia 41:55-59
- HAMANN U & GARNIEL A (2002) Die Armleuchteralgen Schleswig-Holsteins - Rote Liste. Schriftenreihe des Landesamtes f. Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 50 pp
- HAMER HH, MALZAHN AM & BOERSMA M (2011) The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi*: a threat to fish recruitment in the North Sea? J Plankton Res 33:137-144
- HAMMANN M, BUCHHOLZ B, KAREZ R & WEINBERGER F (2013) Direct and indirect effects of *Gracilaria vermiculophylla* on native *Fucus vesiculosus*. Aquatic Invasions 8:121-132
- HANCOCK ZB, GOEKE JA, WICKSTEN MK (2017) A sea anemone of many names: a review of the taxonomy and distribution of the invasive actiniarian *Diadumene lineata* (Diadumenidae), with records of its reappearance on the Texas coast. ZooKeys 706:1-15
- HANDLEY SJ & BERGQUIST PR (1997) Spionid polychaete infestations of intertidal pacific oysters *Crassostrea gigas* (Thunberg), Mahurangi Harbour, northern New Zealand. Aquaculture 153:191-205
- HÄNFLING B, CARVALHO GR & BRANDL R (2002) mt-DNA sequences and possible invasion pathways of the Chinese mitten crab. Mar Ecol Prog Ser 238:307-310
- HANSEN A & PEDERSEN A (1959) Noter om dansk flora og vegetation 1-11. Flora og Fauna (Naturhistorisk Forening for Jylland), 65:73-77
- HANSSON H (2006) Ctenophores of the Baltic and adjacent Seas - the invader *Mnemiopsis* is here! Aquatic Invasions 1:295-298
- HARMS J (1993) Check list of species (algae, invertebrates and vertebrates) found in the vicinity of the island of Helgoland (North Sea, German Bight) - a review of recent records. Helgoländer Meeresunters 47:1-34
- HARMS J (1999) The neozoan *Elminius modestus* Darwin (Crustacea, Cirripedia): possible explanations for its successful invasion in European water. Helgoländer Meeresunters 52:337-345
- HARREL RC (2004) Systematic and ecological notes on *Tubificoides heterochaetus* (Oligochaeta: Tubificidae) from the Neches River estuary, Texas. Texas J Sci 56: 263-267
- HARTLAUB C (1911) Craspedote Medusen. 1. Teil, 2. Lief.: Familie III Margelidae. In: BRANDT K & APSTEIN C (eds) Nordisches Plankton. Lipsius und Tischler, Kiel und Leipzig. 137-236
- HARTMANN-SCHRÖDER G (1996) Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. In: DAHL F (ed) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, Teil 58, 2. Aufl. Verlag G. Fischer, Jena, 648 pp
- HATTON J & PEARCE B (2013) The first documented record of the non-native spionid *Boccardia proboscidea* in UK waters. Mar Biodiv Rec 6:1-4; doi:10.1017/S1755267213000730; Vol. 6; e101
- HAUSER B & MICHAELIS H (1975) Die Makrofauna der Watten, Strände, Riffe und Wracks um den Hohen Knechtsand in der Wesermündung. Jb Forschungsstelle Küste Nordsee 1974, Bd. 26:85-119
- HÄUSSERMANN V, SPANO C, THIEL M & LOHRMANN KB (2015) First record of the sea anemone *Diadumene lineata* (Verrill, 1869) from the Chilean coast. Spixiana 38(1):39-42
- HAVERMANS C, DE BROEY C, MALLEFET J & ZINTZEN V (2007) Dispersal mechanisms in amphipods: a case study of *Jassa herdmani* (Crustacea, Amphipoda) in the North Sea. Mar Biol 153:83-89, DOI 10.1007/s00227-007-0788-8

- HAYDAR D (2010) What is natural? The scale and consequences of marine bioinvasions in the North Atlantic Ocean. Proefschriftter verkrijging van Natuurwetenschappen aan de Rijksuniversiteit. Groningen (Dissertation, Univ. Groningen), 184 pp
- HAYDAR D, HOARAU G, OLSEN J, STAM WT & WOLFF W (2011) Introduced or glacial relict? Phylogeography of the cryptogenic tunicate *Molgula manhattensis* (Ascidacea, Pleurogona). Diversity Distrib 17:68-80
- HAYDEN HS & WAALAND JR (2004) A molecular systematic study of *Ulva* (Ulveaceae, Ulvales) from the northeast Pacific. Phycologia 43:364-382
- HAYER S, BICK A, BRANDT S, EWERS-SAUCEDA C, FIEGE D, FÜTING S, KRAUSE-KYORA B, MICHALIK P, REINICKE G-B & BRANDIS D (2019) Coming and going – historical distributions of the European oyster *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758 and the introduced slipper limpet *Crepidula fornicata* Linnaeus, 1758 in the North Sea. PLOS ONE:1-15
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224249>
- HAYWARD PJ & RYLAND JS (1990) The Marine Fauna of the British Isles and North-West Europe, Vol. 1 & 2. Oxford Science Publications, Clarendon Press, Oxford, 1990
- HAYWARD PJ & RYLAND JS (eds) (1995) Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe. Oxford Univ Press
- HAYWARD PJ & RYLAND JS (eds) (2017) Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe. 2. edition. Oxford University Press 2017, 808 pp
- HEDMAN JE, GUNNARSSON JS, SAMUELSSON G & GILBERT F (2011) Particle reworking and solute transport by the sediment-living polychaetes *Marenzelleria neglecta* and *Hediste diversicolor*. J Exp Mar Biol Ecol 407:294-301, doi:10.1016/j.jembe.2011.06.026
- HEGELE-DRYWA J & NORMANT M (2014) Non-native crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1984) – a new component of the benthic communities in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). Oceanologia 56(1):125-139, doi:10.5697/oc.56-1.125
- HEILER K, NAHAVANDI N & ALBRECHT C (2010) A new invasion into an ancient lake – the invasion history of the dreissenid mussel *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) and its first record in the Caspian Sea. Malacologia 53:185-192
- HEILER KCM, BIJ DE VAATE A, EKSCHMITT K, V OHEIMB PV, ALBRECHT C & WILKE T (2013) Reconstruction of the early invasion history of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Western Europe. Aquatic Invasions 8:53-57
- HEMPEL M, MAGATH V, NEUKAMM R & THIEL R (2018) Feeding ecology, growth and reproductive biology of round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the brackish Kiel Canal. Mar Biodiv 49:795-807, <https://doi.org/10.1007/s12526-018-0854-0>
- HEMPEL M, NEUKAMM R & THIEL R (2016) Effects of introduced round goby (*Neogobius melanostomus*) on diet composition and growth of zander (*Sander lucioperca*), a main predator in European brackish waters. Aquatic Invasions 11(2):167-178, <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2016.11.2.06>
- HEMPEL M & THIEL R (2013) First records of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Elbe River, Germany. BiolInvasions Rec 2:291-295
- HENNING D, JAKLIN S, SCHOLLE J, BEILFUSS S & BÖTTCHER S (2012) Ausweitung des NLWKN-Makrozoobenthos-Monitorings in Übergangs- und Küstengewässern auf Hartsubstrate und angrenzende Lebensräume. Entwicklung einer MZB-Monitoringstrategie für Hartsubstrate. Report prepared for Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz; Betriebsstelle Brake/Oldenburg, Oldenburg, 58 pp
- HERBORG LM, RUSHTON SP, CLARE AS & BENTLEY MG (2003) Spread of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards) in continental Europe: analysis of a historical data set. Hydrobiologia 503:21-28
- HERBORG LM, RUSHTON SP, CLARE AS & BENTLEY MG (2005) The invasion of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in the United Kingdom and its comparison to continental Europe. Biol Invasions 7:959-968
- HERKÜL K, KOTTA J & KOTTA I (2006) Distribution and population characteristics of the alien talitrid amphipod *Orchestia cavimana* in relation to environmental conditions in the Northeastern Baltic Sea. Helgol Mar Res. 60:121-126
- HERKÜL K, KOTTA J, PÜSS T & KOTTA I (2009) Crustacean invasion in the Estonian coastal sea. Estonian J Ecol 58 (4):313-323
- HEROLD W (1925) Der Amphipode *Orchestia cavimana* Heller in Pommern. Abh u Ber Pomm Naturf Ges 6:109-110
- HERRINGSHAW LG, SHERWOOD OA & MCILROY D (2010) Ecosystem engineering by bioturbating polychaetes in event bed microcosms. Palaios 25(1):46-58, <https://doi.org/10.2110/palo.2009.p09-055r>
- HEWITT CL, CAMPBELL ML, THRESHER RE, MARTIN RB, BOYD S, COHEN BF, CURRIE DR, GOMON MF, KEOUGH MJ, LEWIS JA, LOCKETT MM, MAYS N, MCARTHUR MA, O'HARA TD, POORE GCB, ROSS DJ, STOREY MJ, WATSON JE & WILSON RS (2004) Introduced and cryptogenic species in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. Mar Biol 144:183-202
- HILLE S, KUNZ F, MARKFORT G, RITZENHOFEN L & ZETTLER ML (2021) First record of mass occurrence of the tubeworm *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) (Serpulidae: Polychaeta) in coastal waters of the Baltic Sea. BiolInvasions Rec 10(4):859-868, <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.4.10>
- HIS E (1977) Observations préliminaire sur la presence de mytilicola orientalis Mori (1935) chez Crassostrea gigas Thunberg dans le Bassin D'Arcachon Bull Soc Géai et Amis du Muséum du Havre 2:7-8

- HOBBS NVS, COBB JS & THORNER CS (2017) Conspecific tolerance and heterospecific competition as mechanisms for overcoming resistance to invasion by an intertidal crab. *Biol Invasions* 19:765-772
- HOLDICH D & BLACK J (2007) The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Cambaridae], digs into the UK. *Aquatic Invasions* 2(1): 1-15, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2007.2.1.1>
- HOLDICH D, GALLAGHER S, RIPPON L, HARDING P & STUBBINGTON R (2006) The invasive Ponto-Caspian mysid, *Hemimysis anomala*, reaches the UK. *Aquatic Invasions* 1(1):4-6
- HOLM MW, DAVIDS JK, DOLMER P, NIELSEN TT, VISMAN B & HANSEN BW (2016) Coexistence of Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) and blue mussels *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758 on a sheltered intertidal bivalve bed? *Aquatic Invasions* 11:155-165
- HOLM MW, DAVIDS JK, DOLMER P, VISMAN B & HANSEN BW (2015) Moderate establishment success of Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, on a sheltered intertidal mussel bed. *J Sea Res* <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2015.07.009>
- HOLMES JMC & MINCHIN D (1995) Two exotic copepods imported into Ireland with the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Ir Nat J* 25:17-19
- HOLST S, HEINS A & LAAKMAN S (2019) Morphological and molecular diagnostic species characters of Staurozoa (Cnidaria) collected on the coast of Helgoland (German Bight, North Sea). *Mar Biodiv* 49:1775-1797
- HOLST S & LAAKMANN S (2019) First record of the stalked jellyfish *Haliclystus tenuis* Kishinouye, 1920 (Cnidaria: Staurozoa) in Atlantic waters. *Mar Biodiv* 49(2):1061-1066, DOI: [10.1007/s12526-018-0888-3](https://doi.org/10.1007/s12526-018-0888-3) (published online 2018)
- HOLTHUIS LB (1961) Zoologische Verhandelingen No. 47, Report on a collection of Crustacea Decapoda and Stomatopoda from Turkey and the Balkans. Ministerie van Ondervijis, Kunsten en Wetenschappen. Leiden, 77 pp
- HOPKINS CCE (2002) Introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 240-252
- HOPPAUGH KW (1930) A taxonomic study of species of the genus *Vaucheria* collected in California. *Amer J Bot* 17:329-347
- HOPPE KN (2002) *Teredo navalis* - the cryptogenic shipworm. In: LEPPÄKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 116-119
- HORST R (1919) Twee sedentaire Polychaeten uit het brakke water van Nederland. *Zool Meded* 5:100-102
- HOSIA A & FALKENHAUG T (2015) Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Norway. *Mar Biodiv Rec* 8; e31:1-9 (published online)
- HU ZM & JUAN LB (2014) Adaptation mechanisms and ecological consequences of seaweed invasions: a review case of agarophyte *Gracilaria vermiculophylla*. *Biol Invasions* 16:967-976
- HUGHEY JR & BOO GH (2016) Genomic and phylogenetic analysis of *Ceramium cimbriicum* (Ceramiales, Rhodophyta) from the Atlantic and Pacific Oceans supports the naming of a new invasive Pacific entity *Ceramium sung-minbooi* sp. nov. *Bot Mar* 59(4):211-222, DOI [10.1515/bot-2016-0036](https://doi.org/10.1515/bot-2016-0036)
- HUMPHREYS J, HARRIS MRC, HERBERT RJH, FARRELL P, JENSEN A & CRAGG SM (2015) Introduction, dispersal and naturalization of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in British estuaries, 1980-2010. *J Mar Biol Ass UK* 95:1163-1172, doi:10.1017/s0025315415000132
- HUPAKO, K. & GRABOWSKI M (2018) A first insight into the transatlantic population genetic structure of the beach flea, *Platorchestia platensis* (Krøyer, 1845). *BiolInvasions Rec* 7(2):165-170, DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.2.08>
- HUSA V, HEGGØY E, AGNALT A-L, SJØTUN K, SVENSEN R, ROKKAN-IVERSEN K & ALVESTAD T (2012) Kartlegging av fremmede marine arter i Rogaland. Utredning for DN 3-2012. Direktoratet for naturforvaltning, 34 pp
- HUSA V, SJØTUN K, BRATTENBORG N & LEIN TE (2008) Changes of macroalgal biodiversity in sublittoral sites in southwest Norway: impact of an introduced species or higher temperature? *Mar Biol Res* 4:414-428
- HUSA V, SJØTUN K & LEIN TE (2004) The newly introduced species *Heterosiphonia japonica* Yendo (Dasyaceae, Rhodophyta): geographical distribution and abundance at the Norwegian southwest coast. *Sarsia* 89:211-217
- HUVET A, GÉRARD A, LEDU C, PHÉLIPOU P, SERGE HEURTEBISE S & BOUDRY P (2002) Is fertility of hybrids enough to conclude that the two oysters *Crassostrea gigas* and *Crassostrea angulata* are the same species? *Aquat Living Resour* 15:45-52
- HYLMÖ DE (1933) Algenimmigration nach der schwedischen Westküste. *Bot Notiser* 1933:377-390
- HYNES HBN (1955) Distribution of some freshwater Amphipoda in Britain. *Verh internat Ver theor angew Limnol* 12:620-628
- ICES (2005) Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO). ICES CM 2005/ACME: 05 Ref. E: 1-173
- ICES (2007) Status of introductions of non-indigenous marine species to the North Atlantic and adjacent waters 1992-2002. ICES Cooperative Research Report No. 284. 149 pp (p 19)
- ICES (2016) Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 16-18 March 2016, Olbia, Italy. 201 pp (p 6)

- IfAÖ (2016) Neobiota-Schnellerfassung (Rapid Assessment) im Jade-Weser Port und auf einer Austernbank vor Juist; Forschungsbericht 2015 im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, 35 pp
- IfAÖ (2017a) Neobiota-Erfassung an 'Hot Spots' der Neubesiedlung in niedersächsischen Küstengewässern – Forschungsbericht 2016, im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, 64 pp
- IfAÖ (2017b) Erfassung und Bewertung nicht einheimischer Arten – Neobiota – in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns – Forschungsbericht 2016, im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 47 pp
- IfAÖ (2018a) Assessment of Non-Indigenous Species (NIS) in the Ports of Hamburg and Kiel, Scientific Report 2017. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) Federal Maritime and Hydrographic Agency Hamburg, 141 pp
- IfAÖ (2018b) Neobiota-Erfassung an 'Hot Spots' der Neubesiedlung in niedersächsischen Küstengewässern. Forschungsbericht 2017, im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, 65 pp
- IfAÖ (2018c) Erfassung und Bewertung nicht einheimischer Arten – Neobiota – in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Forschungsbericht 2017, im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 50 pp
- IfAÖ (2020a) Assessment of Non-Indigenous Species (NIS) in the Ports of Cuxhaven and JadeWeserPort, Scientific Report 2018; on behalf of Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) Federal Maritime and Hydrographic Agency Hamburg, 168 pp
- IfAÖ (2020b) Neobiota-Erfassung an 'Hot Spots' der Neubesiedlung in niedersächsischen Küstengewässern. Ergebnisbericht 2019. Im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, 67 pp
- IMO M, Seitz A & Johannesen J (2010) Distribution and invasion genetics of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in German rivers. *Aquat Ecol* (2010) 44:731-740 DOI 10.1007/s10452-009-9311-2
- IVANOV VP, KAMAKIN AM, USHIVTZEY VB, SHIGANOVA T, ZHUKOVA O, ALADIN N, WILSON SI, HARBISON GR & DUMONT HJ (2000) Invasion of the Caspian Sea by the comb jellyfish *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). *Biol Invasions* 2:255-258
- JAGNOW B & GOSSELCK F (1987) Bestimmungsschlüssel für die Gehäuseschnecken und Muscheln der Ostsee. *Mitt Zool Mus Berl* 63:191-268
- JAK R & GLORIUS S (2017) Macrobenthos in offshore wind farms; a review of research, results, and relevance for future developments. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C043/17, 47 pp
- JAKOB E, HANEL R, KLIMPEL S & ZUMHOLZ K (2009) Salinity dependence of parasite infestation in the European eel *Anguilla anguilla* in northern Germany. *ICES Journal of Marine Science* 66:358-366
- JANÁČ M, JURAJDŮVÁ Z, ROCHE K, ŠLAPANSKÝ L & JURAJDA P (2019) An isolated round goby population in the upper Elbe: population characteristics and short-term impacts on the native fish assemblage. *Aquatic Invasions* 14(4):738-757, <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.4.12>
- JANAS U, KENDZIERSKA H, DĄBROWSKA AH & DZIUBIŃSKA A (2014) Non-indigenous bivalve – the Atlantic rangia *Rangia cuneata* – in the Wisła Śmiała River (coastal waters of the Gulf of Gdańsk, the southern Baltic Sea). *Oceanol Hydrobiol Stud* 43:427-430
- JANAS U & TUTAK B (2014) First record of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* M. J. Rathbun, 1902 in the Baltic Sea. *Oceanol Hydrobiol Stud* 43(4):431-435
- JANAS U & WYSOCKI P (2005) *Hemomysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Crustacea, Mysidacea) – first record in the Gulf of Gdansk. *Oceanologia* 47:405-408
- JANAS U, ZARZYCKI T & KOZIK P (2004) *Palaemon elegans* – a new component of the Gulf of Gdańsk macrofauna. *Oceanologia* 46(1):143-146
- JANAS U & ZGRUNDO A (2007) First record of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 in the Gulf of Gdansk (southern Baltic Sea). *Aquatic Invasions* 2:450-454
- JANKE K & KREMER BP (2010) Düne, Strand und Wattenmeer. Kosmos Verlag, 319 pp
- JARVIS S & CLARK PF (2021) Reappearance of *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) (Crustacea, Decapoda, Brachyura) in U.K. waters: a new record from the River Thames, London. *BiolInvasions Rec* 10(3):644-653, <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.3.15>
- JASPERS C, HUWER B, ANTAJAN E et al. (2018a) Ocean current connectivity propelling the secondary spread of a marine invasive comb jelly across western Eurasia. *Global Ecol Biogeogr* 2018;00:1-14, <https://doi.org/10.1111/geb.12742>
- JASPERS C, HUWER B, WEILAND-BRÄUER N & CLEMMENSEN C (2018b) First record of the non-indigenous jellyfish *Blackfordia virginica* (Mayer, 1910) in the Baltic Sea. *Helgol Mar Res* 72:13, <https://doi.org/10.1186/s10152-018-0513-7>
- JASPERS C, TITELMAN J, HANSSON LJ, HARALDSSON M & DITLEFSEN CR (2011) The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* poses no direct threat to Baltic cod eggs and larvae. *Limnol Oceanogr* 56:431-439
- JAUBET ML, SARACHO BOTTERO MA, HINES E, ELÍAS R & GARAFFO GV (2018) *Boccardia proboscidea* (Polychaete: Spionidae) in the SW Atlantic: how far has the invasion spread? *Aquatic Invasions* 13(3):351-363
- JAVIDPOUR J, SOMMER U & SHIGANOVA TA (2006) First record of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in the Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 1:299-302

- JAŻDŻEWSKA AM, REWICZ T, MAMOS T, WATTIER R, BĄCELA-SPY-CHALSKA K & GRABOWSKI M (2020) Cryptic diversity and mtDNA phylogeography of the invasive demon shrimp, *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), in Europe. *MNeoBiota* 57:53-86, doi: 10.3897/neobiota.57.46699
- JAŻDŻEWSKI K & GRABOWSKI M (2011) Alien Crustaceans along the southern and western Baltic Sea. In: GALIL BS, CLARK PF, CARLTON JT (eds) *In the Wrong Place – Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*: 323-344
- JAŻDŻEWSKI K & KONOPACKA A (2002) Invasive Ponto-Caspian species in waters of the Vistula and Oder basins and the southern Baltic Sea. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 384-398
- JAŻDŻEWSKI K, KONOPACKA A & GRABOWSKI M (2005) Native and alien malacostracan Crustacea along the Polish Baltic Sea coast in the twentieth century. *Oceanol Hydrobiol Stud* 34, Suppl 1:175-193
- JELMERT A, GULLIKSEN B, OUG E, SUNDET J & FALKENHAUG T (2018a). *Ensis directus*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/1051> (access 05.07.2021)
- JELMERT A, GULLIKSEN B, OUG E, SUNDET J & FALKENHAUG T (2018b). *Botrylloides violaceus*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken <https://www.artsdatabanken.no/Fab2018/N/2187> (access 06.07.2021)
- JENSEN AC, HUMPHREYS J, CALDOW RWG, GRISLEY C & DYRYNDA PEJ (2004) Naturalization of the Manila clam (*Tapes philippinarum*), an alien species, and establishment of a clam fishery within Poole Harbour, Dorset. *J Mar Biol Ass UK* 84:1069-1073
- JENSEN KR & KNUDSEN J (2005) A summary of alien marine benthic invertebrates in Danish waters. *Oceanol Hydrobiol Stud* 34, Suppl 1:137-162
- JENSEN KR (2010a) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acartia tonsa* – From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters – NOBANIS www.nobanis.org (access 08.10.2020), Datenblatt NOBANIS – Marine invasive species in Nordic waters – Fact Sheet
- JENSEN KR (2010b) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Mytilicola intestinalis*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (access 20.10.2020)
- JENSEN KR (2010c) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Gammarus tigrinus*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (access 25.06.2021)
- JENSEN KR (2010d) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Platorchestia platensis*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (access 15.02.2021)
- JENSEN KR (2010e) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Callinectes sapidus*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (access 20.02.2021)
- JENSEN KR (2010f) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Rhithropanopeus harrisii*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (access 29.03.2021)
- JENSEN KR (2010g) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Telmatogeton japonicus* – From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters – NOBANIS www.nobanis.org (access 07.04.2021)
- JENSEN KR (2010h) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Molgula manhattensis* – From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters – NOBANIS www.nobanis.org (access 08.10.2020)
- JENSEN KR (2015a) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Balanus improvisus*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (access 04.11.2020)
- JENSEN KR (2015b) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Monocorophium sextonae* – From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters – NOBANIS www.nobanis.org (access 02.02.2021)
- JENSEN KT (1992) Macrozoobenthos on an intertidal mudflat in the Danish Wadden Sea: comparisons of surveys made in the 1930s, 1940s and 1980s. *Helgoländer Meeresunters* 46:363-376
- JHA U, JETTER A, LINDLEY JA, POSTEL L & WOOTTON M (2013): Extension of distribution of *Pseudodiaptomus marinus*, an introduced copepod, in the North Sea. *Mar Biodiv Rec* 6, e53, 3 pp, published online
- JOHANSSON G, ERIKSSON BK., PEDERSÉN M & SNOEIJUS P (1998) Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia* 385:121-138
- JOHNSON CH, WINSTON JE & WOOLLACOTT RM (2012) Western Atlantic introduction and persistence of the marine bryozoan *Tricellaria inopinata*. *Aquatic Invasions* 7:295-303
- JONES P (1980) Leaf mottling of *Spartina* species caused by a newly recognized virus, spartina mottle virus. *Ann Appl Biol* 94:77-81
- JORMALAINEN V, GAGNON K, SJÖROOS J, ROTHÄUSLER E (2016) The invasive mud crab enforces a major shift in a rocky littoral invertebrate community of the Baltic Sea. *Biol Invasions* 18:1409-1419

- JØRSTAD KE, PRODOHL PA, AGNALT A-L, HUGHES M, FARESTVEIT E & FERGUSON AF (2007) Comparison of genetic and morphological methods to detect the presence of American lobsters, *Homarus americanus* H. Milne Edwards, 1837 (Astacidea: Nephropidae) in Norwegian waters. *Hydrobiologia* 590:103-114, DOI 10.1007/s10750-007-0762-y
- JOSEFSSON M & JANSSON K (2011) NOBANIS – invasive alien species fact sheet – *Sargassum muticum*. From: Online database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (10.07.2013)
- JOURDE J, SAURIAU P-G, GUENNETEAU S & CAILLOT E (2013) First record of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) from mainland Europe. *BiolInvasions Rec* 2(1):51-55, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2013.2.1.09>
- JUETERBOCK A, SMOLINA I, COYER JA & HOARAU G (2016) The fate of the Arctic seaweed *Fucus distichus* under climate change: an ecological niche modeling approach. *Ecology & Evolution* 6:1712-1724
- JUNG AS, DEKKER R, GERMAIN M, PHILIPPART CJM, WITTE JIJ & VAN DER VEER HW (2017) Long-term shifts in intertidal predator and prey communities in the Wadden Sea and consequences for food requirements and supply. *Mar Ecol Prog Ser* 579:37-53, <https://doi.org/10.3354/meps12263>
- JUNG TW, KIM JG & YOON SM (2016) Two newly recorded species of the genus *Aoroides* (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) from Korea. *Anim Syst Evol Divers* 32 (2):72-85, <http://dx.doi.org/10.5635/ASED.2016.32.2.072>
- JUNGBLUT S, BEERMANN J, BOOS K, SABOROWSKI R & HAGEN W (2017) Population development of the invasive crab *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1853) and its potential native competitor *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758) at Helgoland (North Sea) between 2009 and 2014. *Aquatic Invasions* 12(1):85-96, <https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.1.09>
- JURGENS LJ, BONFIM M, LOPEZ DP, REPETTO MF, FREITAG G, MCCANN L, LARSON K, RUIZ GM & FREESTONE AL (2018) Poleward range expansion of a non-indigenous bryozoan and new occurrences of exotic ascidians in southeast Alaska. *BiolInvasions Rec* 7:357-366, <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.4.02>
- JŮZA, T., BLABOLIL P, BARTOŇ D, ČECH M, DRAŠTÍK V, FROUZOVÁ J, HOLUBOVÁ M, KETELAARS HAM, KOČVARA L, KUBEČKA J, MUŠKA M, PRCHALOVÁ M, ŘÍHA M, SAJDLOVÁ Z, ŠMEJKAL M, TUŠER M, VAŠEK M, VEJŘÍK L, VEJŘÍKOVÁ I, WAGENVOORT AJ & PETERKA J (2021) Recovery of the ruffe (*Gymnocephalus cernua*) population after an invasion boom of round goby (*Neogobius melanostomus*) in De Gijster Lake (the Netherlands). *Aquatic Invasions* 16(3):499-511, <https://doi.org/10.3391/ai.2021.16.3.07>
- KAHN AS, MATSUMOTO GI, HIRANO YM & COLLINS AG (2010) *Haliclystus californiensis*, a “new” species of stauromedusa (Cnidaria: Staurozoa) from the northeast Pacific, with a key to the species of *Haliclystus*. *Zootaxa* 2518:49-59
- KAISER MJ, EDWARDS DB & SPENCER BE (1996) Infaunal community changes as a result of commercial clam cultivation and harvesting. *Aquat Living Resour* 9:57-63
- KAKKONEN, JE., WORSFOLD TM, ASHELBY CW, TAYLOR A & BEATON K (2019) The value of regular monitoring and diverse sampling techniques to assess aquatic non-native species: a case study from Orkney. *Manag Biol Invasions* 10(1):46-79, <https://doi.org/10.3391/mbi.2019.10.1.04>
- KALDRE K., PAAVER T, HURT M & GROSS R (2020) Continuing expansion of non-indigenous crayfish species in Northern Europe: first established spiny-cheek crayfish *Faxonius limosus* (Refinesque, 1817) population in Estonia. *BiolInvasions Rec* 9(1):127-132, <https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.1.17>
- KALINKINA NM & BEREZINA NA (2010) First record of *Pontogammarus robustoides* Sars, 1894 (Crustacea: Amphipoda) in the Gulf of Riga (Baltic Sea). *Aquatic Invasions* 5, Suppl 1:5-7
- KAMPOURIS TE, GKAFAS GA, SARANTOPOULOU J, EXADACTYLOS A & BATJAKAS IE (2021) An American in the Aegean: first record of the American lobster *Homarus americanus* H. Milne Edwards, 1837 from the eastern Mediterranean Sea. *BiolInvasions Rec* 10(1):170-180, <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.1.18>
- KAMSTRA A (1990) *Anguillicola* in Dutch eelfarms; current state. *Internat Rev ges Hydrobiol* 75:867-874
- KARATAYEV AY, BURLAKOVA LE & PADILLA DK (2015) Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia* 746:97-112, DOI 10.1007/s10750-014-1901-x
- KARATAYEV AY, PADILLA DK, MINCHIN M, BOLTOVSKOY D & BURLAKOVA LE (2007) Changes in global economics and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biol Invasions* 9:161-180
- KARLSSON K & LOO L-O (1999) On the distribution and the continuous expansion of the Japanese seaweed – *Sargassum muticum* – in Sweden. *Bot Mar* 42:285-294
- KARLSSON R, OBST M & BERGGREN M (2019) Analysis of potential distribution and impacts for two species of alien crabs in Northern Europe. *Biol Invasions* 21:3109-3119, <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02044-3>
- KARNEY RC & RHEE WY (2009) Market potential for *Styela clava*, a non-indigenous pest invading New England coastal waters. *Aquatic Invasions* 4:295-297
- KASAEI SM, NASROLAHI A, ABTAHI B & TAYLOR PD (2017) Bryozoa of the southern Caspian Sea, Iranian coast. *Check List* 13(4):305-313, <https://doi.org/10.15560/13.4.305>

- KATAJISTO T, KOTTA J, LEHTINIEMI M, MALAVIN SA & PANOV VE (2013) *Palaemon elegans* Rathke, 1837 (Caridea: Palaemonoidea: Palaemonidae) established in the Gulf of Finland. *BiolInvasions Rec* 2(2):125-132, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2013.2.2.05>
- KELLEHER B, VAN DER VELDE G, WITTMANN KJ, FAASSE MA & BIJ DE VAATE A (1999) Current status of the freshwater mysidae in The Netherlands, with records of *Limnomysis benedicti* Czerniavsky, 1882, a Pontocaspian species in Dutch Rhine branches. *Bull Zoöl Mus* 16(13):89-93
- KELLNREITNER F, POCKBERGER M & ASMUS H (2013) Feeding interactions between the introduced ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and juvenile herring *Clupea harengus* in the Wadden Sea. *Biol Invasions* 15:871-884
- KEMP JL, BALLOT A, NILSEN JP, SPIKKELAND I & ERIKSEN TE (2020) Distribution, identification and range expansion of the common Asellidae in Northern Europe, featuring the first record of *Proasellus meridianus* in the Nordic countries. *Fauna norvegica* 40:93-108, doi: 10.5324/fn.v40i0.3353
- KENNEDY CR & FITCH DJ (1990) Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. *J Fish Biol* 36:117-131
- KENNEDY VS (2011) The invasive dark false mussel *Mytilopsis leucophaea* (Bivalvia: Dreissenidae): a literature review. *Aquat Ecol* 45:163-183
- KENWORTHY JM, DAVOULT D & LEJEUNE C (2018) Compared stress tolerance to short-term exposure in native and invasive tunicates from the NE Atlantic: when the invader performs better. *Mar Biol* 165:164, <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3420-1>
- KERCKHOF F (2000) Waarnemingen van de mosdiertjes *Cryptosula pallasiana* (Moll, 1803), *Bugula stolonifera* Ryland, 1960 en *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758), nieuw voor de Belgische fauna. *De Strandvlo* 20(3):114-126
- KERCKHOF F (2014) Een populatie van de Aziatische tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) in de Zeebrugse haven. *De Strandvlo*. 34(2): 57-61
- KERCKHOF F (2016) Nieuwe natuur: de bivalven fauna van het Klein Strand in Oostende en een tweede populatie van de Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum*. *De Strandvlo* 36(1):6-11
- KERCKHOF F, DEVLEESCHOUWER M & HAMERS N (2017) De Amerikaanse brakwaterstrandschelp *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby, 1832) aangetroffen in Frankrijk. *De Strandvlo* 37:141-145
- KERCKHOF F & FAASSE M (2014) *Boccardia proboscidea* and *Boccardiella hamata* (Polychaeta: Spionidae: Polydorinae), introduced mud worms new for the North Sea and Europe, respectively. *Mar Biodiv Rec* 7:1-9. doi:10.1017/S1755267214000803; Vol. 7; e76; 2014 Published online
- KERCKHOF F & HAELTERS J (2006) Enkele opmerkelijke waarnemingen en strandingen in 2004 en 2005. *De Strandvlo* 25 (3/4):101-105
- KERCKHOF F, HAELTERS J & GOLLASCH S (2007) Alien species in the marine and brackish water ecosystems: the situation in Belgian waters. *Aquatic Invasions* 2:243-257
- KERCKHOF F, VERBEKE D & BAUWENS F (2012) Nieuws uit de Baai van Heist: de roodwieren *Caulacantus ustulatus* (Mertens ex Turner) Kützing, 1843 en *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss 1967 nieuw voor de Belgische kust en een merkwaardig habitat van intertidale mossels. *De Strandvlo* 32:19-23
- KETELAARS HAM, LAMBREGTS-VAN DE CLUNDERT FE, CARPENTIER CJ, WAGENVoort AJ & HOOGENBOEZEM W (1999) Ecological effects of the mass occurrence of the Pontocaspian invader, *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Crustacea: Mysidacea), in a freshwater storage reservoir in the Netherlands, with notes on its autecology and new records. *Hydrobiologia* 394:233-248
- KIDEYS AE (1994) Recent dramatic changes in the Black Sea ecosystem: the reason for the sharp decline in the Turkish anchovy fisheries. *J Mar Syst* 5:171-181
- KIDEYS AE (2002) The comb-jelly *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 56-61
- KIM MS & YANG EC (2006) Taxonomy and phylogeny of *Neosiphonia japonica* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) based on *rbcL* and *cpeA/B* gene sequences. *Algae* 21:287-294
- KIND B, DE BLAUWE H, FAASSE M & KUHLENKAMP R (2015) *Schizobrachiella verrilli* (Bryozoa, Cheilostomata) new to Europe. *Mar Biodiv Rec* 8; e43, published online, doi:10.1017/S1755267215000160
- KIND B & KUHLENKAMP R (2018) Discovery of the non-indigenous bryozoan *Smittoidea prolifica* Osburn, 1952 near Helgoland: first record in 2011 for the German North Sea. *Mar Biodiv* 48:1237-1240, DOI 10.1007/s12526-016-0544-8
- KINNE O & ROTTHAUWE H-W (1952) Biologische Beobachtungen und Untersuchungen über die Blutkonzentration an *Heteropanope tridentatus* Maitland (Dekapoda). *Kieler Meeresforsch* 8:212-217
- KINZELBACH R (1972) Zur Verbreitung und Ökologie des Süßwasser-Strandfloh *Orchestia cavimana* Heller, 1865 (Crustacea: Amphipoda: Talitridae). *Bonner Zoologische Beiträge* 3 (23):267-282
- KINZELBACH R (1991) Die Körbchenmuscheln *Corbicula fluminalis*, *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluviatilis* in Europa (Bivalvia: Corbiculidae). *Mainzer Naturw Archiv* 29:215- 228
- KIRK RS (2003) The impact of *Anguillicola crassus* on European eels. *Fisheries Management and Ecology* 10(6):385-394

- KIRKENDALE L, SAUNDERS GW & WINBERG P (2013) A molecular survey of *Ulva* (Chlorophyta) in temperate Australia reveals enhanced levels of cosmopolitanism. *J Phycol* 49:69-81
- KLEIN G. (1969) Amphipoden aus der Wesermündung und der Helgoländer Bucht, mit Beschreibung von *Talorchestia frisiae* n.sp. Veröff Inst Meeresforsch Bremerh 11:173-194
- KLEY A. & MAIER G (2003) Life history characteristics of the invasive freshwater gammarids *Dikerogammarus villosus* and *Echinogammarus ischnus* in the river Main and the Main-Donau Canal. *Arch Hydrobiol* 156(4):457-469, DOI: 10.1127/0003-9136/2003/0156-0457
- KLIE W (1930) Neues zur Crustaceen-Fauna Nordwestdeutschlands. *Abh Nat Ver Bremen* 28:271-276
- KLUNDER L, LAVALLEYE M, SCHAARS LK, DEKKER R, HOLTHUIJSEN S & VAN DER VEER HW (2019) Distribution of the dwarf surf clam *Mulinia lateralis* (Say, 1822) in the Wadden Sea after first introduction. *Biol Invasions Rec* 8:818-827, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.4.10>
- KNIGHT-JONES EW & KNIGHT-JONES P (1980) Pacific spirorbids in the East Atlantic. *J Mar Biol Ass UK* 60:461-464
- KNIGHT-JONES P, KNIGHT-JONES EW, THORP CH & GRAY PWG (1975) Immigrant spirorbids (Polychaeta Sedentaria) on the Japanese *Sargassum* at Portsmouth, England. *Zoologica Scripta* 4:145-149
- KNUDSEN SW, ANDERSEN JH & MØLLER PR (2020) Development of species-specific eDNA-based test systems for monitoring of non-indigenous Decapoda in Danish marine waters. NIVA Report SNO 7544-2020, 56 pp
- KOCHESHKOVA OV & EZHOVA EE (2018) On alien polychaete species of the Russian part of south-eastern Baltic. *Mar Biol J* 3(2):53-63 (in Russian with English summary)
- KØIE M (1988) Parasites in European eel *Anguilla anguilla* (L.) from Danish freshwater, brackish and marine localities. *Ophelia* 29:93-118
- KØIE M (1991) Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyros* spp.) parasitic on the European eel (*Anguilla anguilla*). *J Cons int Explor Mer* 47:391-398
- KOLBE K (2006) Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. NLWKN Betriebsstelle Brake/Oldenburg, 99 pp
- KONOPACKA A (2003) Further step to the west - *Obesogammarus crassus* (G.O. Sars, 1894) (Crustacea, Amphipoda) already in the Szczecin Lagoon. *Lauterbornia* 48:67-72
- KONOPACKA A, GRABOWSKI M, BACELA-SPYCHALSKA K & REWICZ T (2009) *Orchestia cavimana* Heller, 1865 (Amphipoda: Talitridae) enters freshwater inland habitats in the Vistula River, Poland. *Aquatic Invasions* 4:689-691
- KOOPS H & HARTMANN F (1989) *Anguillicola*-infestations in Germany and in German eel imports. *J Appl Ichthyol* 1:41-45
- KORNIS MS, MERCADO-SILVA N & VAN DER ZANDEN MJ (2012) Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *J Fish Biol* 80:235-285
- KORNHANN P & SAHLING PH (1962) Geschlechtspflanzen von *Bonnemaisonia hamifera* Hariot bei Helgoland. *Helgoländer wiss Meeresunters* 8:298-301
- KORNHANN P & SAHLING PH (1977/1983) Meeresalgen von Helgoland. Benthische Grün-, Braun- und Rotalgen. Helgoländer wiss Meeresunters 29:1-289, 1. und 2. Aufl.
- KORNHANN P & SAHLING PH (1994) Meeresalgen von Helgoland. Zweite Ergänzung. Helgoländer Meeresunters 48:365-406
- KORRINGA P (1968) On the ecology and distribution of the parasitic copepod *Mytilicola intestinalis* Steuer. *Bijdr dierkd* 38:47-57
- KOTTA J & KOTTA I (2010) The first finding of the Ponto-Caspian mysid shrimp *Hemimysis anomala* G. O. Sars (Mysidae) in the Estonian coastal sea. *Estonian J Ecol* 59(3):230-236
- KOTTA J, KOTTA I, BICK A, BASTROP R & VÄINÖLÄ R (2015) Modelling habitat range and seasonality of a new, non-indigenous polychaete *Laonome* sp. (Sabellida, Sabellidae) in Pärnu Bay, the north-eastern Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 10(3):275-285, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.3.03>
- KOTTA J & KUPRIJANOV I (2012) The first finding of the palaemonid shrimp *Palaemon elegans* Rathke in the Estonian coastal sea. *Estonian J Ecol* 61(2):148-153, doi: 10.3176/eco.2012.2.06
- KOTTA J, NURKSE K, PUNTILA R & OJAVEER H (2016) Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby *Neogobius melanostomus* in a regional sea. *Estuar Coast Shelf Sci* 169:15-24, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.11.029>
- KOTTA, J. & OJAVEER H (2012) Rapid establishment of the alien crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould) in the Gulf of Riga. *Estonian J Ecol* 61:293-298
- KOTTA J, ORAV H & KOTTA I (1998) Distribution and filtration activity of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in the Gulf of Riga and the Gulf of Finland. *Proc Estonian Acad Sci Biol Ecol* 47:32-41
- KOTTA J, PÄRNOJA M, KATAJISTO T, LEHTINIEMI M, MALAVIN SA, REISALU G, PANOV VE (2013) Is a rapid expansion of the invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, associated with its niche selection: a case study in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 8:319-332
- KOTTA J, TORN K, MARTIN G, ORAV-KOTTA H & PAALME T (2004) Seasonal variation in invertebrate grazing on *Chara connivens* and *C. tomentosa* in Kõiguste Bay, NE Baltic Sea. *Helgol Mar Res* 58:71-76
- KOTTA J, WERNBERG T, JÄNES H, KOTTA I, NURKSE K, PÄRNOJA M & ORAV-KOTTA H (2018) Novel crab predator causes marine ecosystem regime shift. *Scientific Reports* 8:4956 DOI:10.1038/s41598-018-23282-w

- KOTTSIEPER J, SCHWEMMER P, MARKONES N, FOX AD & GARTHE S (2019) An invasive alien bivalve apparently provides a novel food source for moulting and wintering benthic feeding sea ducks. *Helgol Mar Res* 73:11, <https://doi.org/10.1186/s10152-019-0532-z>
- KOUBA A, PETRUSEK A & KOZÁK P (2014) Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 413(05), DOI: 10.1051/kmae/2014007
- KOVTUN O A, SANAMYAN NP & MARTYNOV AV (2012) Invasive anemone *Diadumene lineata* (Anthozoa: Actiniaria: Diadumenidae) in northern part of the Black Sea. *Morskoï ekologicheskii zhurnal* 4: 27-38 (russisch mit engl. summary)
- KRAAN S (2017) *Undaria* marching on; late arrival in the Republic of Ireland. *J Appl Phycol* 29:1107-1114
- KRAEPELIN K (1887) Die deutschen Süßwasserbryozoen. *A bhandl Naturwiss Verein Hamburg* 10:1-168
- KRAVITZ MJ (1987) First record of *Boccardiella ligerica* (Ferroniere) (Polychaeta: Spionidae) from the east coast of North America. *Northeast Gulf Science* 9 (1):39-42, retrieved from <https://aquila.usm.edu/goms/vol9/iss1/4>
- KREMER BP, KUHBIER H & MICHAELIS H (1983) Die Ausbreitung des Brauntanges *Sargassum muticum* in der Nordsee. *Nat Mus* 113:125-130
- KRIEG H, ELLER T, KIES L (1988) Verbreitung und Ökologie der *Vaucheria*-Arten (Tribophyceae) des Elbe-Ästuars und der angrenzenden Küste. *Helgoländer Meeresunters* 42:613-636
- KRIEG HJ (2002) Biomonitoring der Amphipodenfauna in der Oberen, Mittleren und Unteren Elbe (Erste Ergebnisse aus 2001), Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. (www.arge-elbe.de/wge/Download/Texte/02Amph.pdf, diese Arbeit ist nicht mehr im Netz verfügbar)
- KRONBERG I (1986) Riesenchromosomen und Artareal einer baltischen *Telmatogeton*-Art (Diptera: Chironomidae: Telmatogetoninae). *Zeitschr Zool Syst Evolutionsforsch* 24:190-197
- KRONBERG I (1988) Structure and adaptation of the fauna in the black zone (littoral fringe) along rocky shores in northern Europe. *Mar Ecol Prog Ser* 49:95-106
- KRONE R, WANKE C & SCHRÖDER A (2007) A new record of *Styela clava* Herdman, 1882 (Urochordata, Ascidiacea) from the central German Bight. *Aquatic Invasions* 2:442-444
- KRUEGER-HADFIELD SA, MAGILL CL, BUNKER FSPD, MIESZKOWSKA N, SOTKA EE & MAGGS CA (2017) When invaders go unnoticed: the case of *Gracilaria vermiculophylla* in the British Isles. *Cryptogamie, Algol* 38:1-22
- KRUEGER-HADFIELD SA, STEPHENS TA, RYAN WH & HEISER S (2018) Everywhere you look, everywhere you go, there's an estuary invaded by the red seaweed *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, 1967. *BiolInvasions Rec* 7:343-355
- KRÜGER I, LENZ M & THIEL M (2018) The colonial ascidian *Diplosoma listerianum* enhances the occurrence of the hydrozoan *Obelia* sp. during early phases of succession. *Helgol Mar Res* 72:4, <https://doi.org/10.1186/s10152-018-0506-6>
- KRYLOV PI, BYCHENKOV DE, PANOV VE, RODIONOVA NV & TELESCH IV (1999) Distribution and seasonal dynamics of the Ponto-Caspian invader *Cercopagis pengoi* (Crustacea, Cladocera) in the Neva Estuary (Gulf of Finland). *Hydrobiologia* 393:227-232
- KUBE S, POSTEL L, HONNEF C & AUGUSTIN CB (2007) *Mnemiopsis leidyi* in the Baltic Sea – distribution and overwintering between autumn 2006 and spring 2007. *Aquatic Invasions* 2:137-145
- KÜHL H (1954) Über das Auftreten von *Elminius modestus* Darwin in der Elbmündung. *Helgoländer Meeresunters* 5:53-56
- KÜHL H (1963) Die Verbreitung von *Elminius modestus* Darwin (Cirripedia Thoracica) an der deutschen Küste. *Crustaceana* 5:99-111
- KÜHL H (1977a) *Mercierella enigmatica* (Polychaeta: Serpuliidae) an der deutschen Nordseeküste. *Veröff Inst Meeresforsch Bremerh* 16:99-104
- KÜHL H (1977b) Neue Tierarten an der deutschen Nordseeküste. *Inform Fischwirtsch* 24:61-62
- KUHNENKAMP R (2008) Makroalgen ausgewählter Gebiete des niedersächsischen Wattenmeeres 2007/2008. *NLWKN Brake/Oldenburg*, 23 pp
- KUHNENKAMP R & KIND B (2013) Arrival of the invasive *Water-sipora subtorquata* (Bryozoa) at Helgoland (Germany, North Sea) on floating macroalgae (*Himanthalia*). *Mar Biodiv Rec* 6:e73, published online, doi:10.1017/S1755267213000481
- KÜNNE C (1952) Untersuchungen über das Großplankton in der Deutschen Bucht und im Nordsylder Wattenmeer. *Helgol wiss Meeresunters* 4:1-54
- KYLIN H (1916) Über *Spermothamnion roseolum* (ag.) Pringsh. und *Trailliella intricata* Batters. *Bot Notiser* 83:90-92
- ŁABĘCKA AM, DOMAGAŁA J & PILECKA-RAPACZ M (2005) First record of *Corbicula fluminalis* (O.F. Müller) (Bivalvia: Corbiculidae) – in Poland. *Folia Malacol* 13:25-27
- LABRUNE C, AMILHAT E, AMOUROUX J-M, JABOUIN C, GIGOU A & NOËL P (2019) The arrival of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), in the Gulf of Lions (Mediterranean Sea). *BiolInvasions Rec* 8(4):876-881, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.4.16>
- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2011) Neobiota (Forschungsbericht 2011). In: *Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/Biotop und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring)*, 1. Synthetischer Jahresbericht, AWZ, BfN

- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2012) Neobiota (Forschungsbericht 2012). In: Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/Biotope und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring), 2. Synthetischer Jahresbericht, AWZ, BfN
- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2013) Neobiota (Forschungsbericht 2013). In: Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/Biotope und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring), 3. Synthetischer Jahresbericht, AWZ, BfN
- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2014) Neobiota (Forschungsbericht 2014). In: Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/Biotope und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring), 4. Synthetischer Jahresbericht, AWZ, BfN
- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2016a): Status und Verbreitung der Gebietsfremden Arten (Neobiota) in deutschen Küstengewässern der Nordsee (AWI) (Forschungsbericht 2015). Erstellt im Rahmen des Projektes: Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope (AWZ-P4, Benthos, BfN)
- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2016b): Status und Verbreitung der Gebietsfremden Arten (Neobiota) in deutschen Küstengewässern der Nordsee (AWI) (Forschungsbericht 2016). Erstellt im Rahmen des Projektes: Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope (AWZ-P4, Benthos, BfN)
- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2017) Status und Verbreitung der Gebietsfremden Arten (Neobiota) in deutschen Küstengewässern der Nordsee (AWI) 2017. Erstellt im Rahmen des Projektes: Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope (AWZ-P4, Benthos, BfN)
- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2018) Status und Verbreitung der Gebietsfremden Arten (Neobiota) in deutschen Küstengewässern der Nordsee (AWI) 2018 (unveröffentlicht)
- LACKSCHEWITZ D & BUSCHBAUM C (2019) Gebietsfremde Arten (Neobiota) in vier Häfen an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste (Plattenuntersuchungen Neobiota, 2019). Im Auftrag der Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 30 pp
- LACKSCHEWITZ D, REISE K & BUSCHBAUM C (2009) Schnellerfassung von Neobiota in deutschen Küstengewässern (Forschungsbericht 2009). Im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
- LACKSCHEWITZ D, REISE K & BUSCHBAUM C (2011) Schnellerfassung von Neobiota in deutschen Küstengewässern (Forschungsbericht 2010). Im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
- LAINÉ AO, MATTILA J & LEHIKONEN A (2006) First record of the brackish water dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaea* in the northern Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 1:38-41
- LAMBERT CC & LAMBERT G (1998) Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. *Mar Biol* 130:675-688
- LAMBERT CC & LAMBERT G (2003) Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Mar Ecol Prog Ser* 259:145-161
- LAMBERT G (2004) The south temperate and Antarctic ascidian *Corella eumyota* reported in two harbours in north-western France. *J Mar Biol Ass UK* 84:239-241
- LAMBERT G (2005) First North American record of the ascidian *Perophora japonica*. *J Mar Biol Ass UK* 85:1011-1012
- LAMBERT G (2009) Adventures of a sea squirt sleuth: unravelling the identity of *Didemnum vexillum*, a global ascidian invader. *Aquatic Invasions* 4(1):5-28
- LAMBERT G (2019) The Ascidiacea collected during the 2017 British Columbia Hakai MarineGEO BioBlitz. *Zootaxa* 4657:401-436, <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4657.3.1>
- LANDSCHOFF J, LACKSCHEWITZ D, KESY K & REISE K (2013) Globalization pressure and habitat change: Pacific rocky shore crabs invade armored shorelines in the Atlantic Wadden Sea. *Aquatic Invasions* 8:77-87
- LANG AC & BUSCHBAUM C (2010) Facilitative effects of introduced Pacific Oysters on native macroalgae are limited by a secondary invader, the seaweed *Sargassum muticum*. *J Sea Res* 63:119-128
- LASOTA, R, PIERSCENIAK K, GARCIA P, SIMON-BOUHET B & WOLOWICZ M (2016) Large-scale mitochondrial COI gene sequence variability reflects the complex colonization history of the invasive soft-shell clam, *Mya arenaria* (L.) (Bivalvia). *Estuar Coast Shelf Sci* 181:256-265, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.033>
- LAUCKNER G (1983) Diseases of Mollusca, Bivalvia (Copepoda, p. 817-829). In: KINNE O (ed) *Diseases of Marine Animals*, Vol. 2, 1083 pp
- LAUGHINGHOUSE IV, HD, MÜLLER KM, ADEY WH, LARA Y, YOUNG R & JOHNSON G (2015) Evolution of the northern rockweed, *Fucus distichus*, in a regime of glacial cycling: implications for benthic algal phylogenetics. *PLOS ONE* 10(12):e0143795. Doi: 10.1371/journal.pone.0143795
- LAVESQUE N, BACHELET G, BÉGUER M, GIRARDIN M, LEPAGE M, BLANCHET H, SORBE J-C, MODÉLAN J, SAURIAU P-G & AUBY I (2010) Recent expansion of the oriental shrimp *Palaeomon macrodactylus* (Crustacea: Decapoda) on the western coasts of France. *Aquatic Invasions* 5, Suppl:103-108
- LAVESQUE N, BONIFÁCIO P, LONDOÑO-MESA MH, LE GARREC V & GRALL J (2017) *Loimia ramzega* sp. nov., a new giant species of Terebellidae (Polychaeta) from French waters (Brittany, English Channel). *J Mar Biol Ass UK* 97(5): 935-942, doi:10.1017/S0025315417000571

- LAWSON J, DAVENPORT J & WHITAKER A (2004) Barnacle distribution in Lough Hyne Marine Nature Reserve: a new baseline and an account of invasion by the introduced Australasian species *Elminius modestus* Darwin. *Estuar Coast Shelf Sci* 60:729-735
- LEE KM, BOO GH, COYER JA, NELSON WA, MILLER KA & BOO SM (2014) Distribution patterns and introduction pathways of the cosmopolitan brown alga *Colpomenia peregrina* using mt *cox3* and *atp6* sequences. *J Appl Phycol* 26:491-504
- LEE CM & LEE KS (2003) A new record of genus *Nippoleucon* (Cumacea: Leuconidae) from Korea. *Korean J Systematic Zool* 19(2):257-265
- LEE II, H, THOMPSON B & LOWE S (2003) Estuarine and scalar patterns of invasion in the soft-bottom benthic communities of the San Francisco Estuary. *Biol Invasions* 5:85-102
- LEFEBVRE F, WIELGOSS S, NAGASAWA K & MORAVEC F (2012) On the origin of *Anguillicoloides crassus*, the invasive nematode of anguillid eels. *Aquatic Invasions* 7:443-453
- LEHTINIEMI M, LEHMANN A, JAVIDPOUR J & MYRBERG K (2012) Spreading and physico-biological reproduction limitations of the invasive American comb jelly *Mnemiopsis leidyi* in the Baltic Sea. *Biol Invasions* 14:341-354
- LEHTINIEMI M, OUTINEN O & PUNTILA-DODD R (2020) Citizen science provides added value in the monitoring for coastal non-indigenous species. *J Environ Manage* 267, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110608>
- LEHTINIEMI M, PÄÄKKÖNEN J-P, FLINKMAN J, KATAJISTO T, GOROKHOVA E, KARJALAINEN M, VIITASALO S & BJÖRK H (2007) Distribution and abundance of the American combjelly (*Mnemiopsis leidyi*) – A rapid invasion to the northern Baltic Sea during 2007. *Aquatic Invasions* 2:445-449
- LEITINGER J, SCHÜLER L & NESTLER S (2021) Among us: first record of the non-indigenous amphipod *Incisocalloipe aestuarius* (Watling and Maurer, 1973) in Germany. *BiolInvasions Rec* 10(4):875-884, <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.4.12>
- LELIAERT F, KERCKHOF F & COPPEJANS E (2000) Eerste waarnemingen van *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) en de epifyt *Pterothamnion plumula* (Ellis) Nägeli (Ceramiales, Rhodophyta) in Noord Frankrijk en België. *Dumortiera* 75:5-10
- LELOUP E & LEFEVERE S (1952) Sur la présence dans les eaux de la côte Belge du cirripède, *Elminius modestus* Darwin, 1854, du copépode parasite, *Mytilicola intestinalis* Steuer, 1902, et du polychète, *Mercierella enigmatica* Fauvel, 1922. *Inst royal des Sci nat de Belgique, Bulletin* 28(48):1-13
- LEMMERS P, COLLAS FPL, GYLSTRA R, CROMBAGHS BHJM, VAN DER VELDE G & LEUVEN RSEW (2021) Risks and management of alien freshwater crayfish species in the Rhine-Meuse river district. *Manag Biol Invasions* 12(1):193-220
- LEPPÄKOSKI E (1984) Introduced species in the Baltic Sea. *Ophelia*, Suppl 3:123-135
- LEPPÄKOSKI E (1999) *Balanus improvisus* (Darwin 1854). In: GOLLASCH S, MINCHIN D, ROSENTHAL H & VOIGT M (eds) *Exotics Across the Ocean. Case Histories on Introduced Species: their General Biology, Distribution, Range Expansion and Impact*. Kiel 1999, 49-54
- LEPPÄKOSKI E & OLENIN S (2000) Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. *Biol Invasions* 2:151-163
- LEPPÄKOSKI E, OLENIN S & GOLLASCH S (2002) The Baltic Sea – a field laboratory for invasion biology. In: LEPPÄKOSKI E, GOLLASCH, S & OLENIN, S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 253-259
- LESUTIENĖ J, GASIŪNAITĖ ZR, STRIKAITYTĖ R & ŽILINĖ R (2014) Trophic position and basal energy sources of the invasive prawn *Palaemon elegans* in the exposed littoral of the SE Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 9(1):37-45, <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.1.03>
- LEVIN LA (1984) Multiple patterns of development in *Streblospio benedicti* Webster (Spionidae) from three coasts of North America. *Biol Bull* 166:494-508
- LIEBERUM C & BOCK G (2015) Neobiota in schleswig-holsteinischen Häfen. Abschlussbericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), 72 pp
- LIEBERUM C & BOCK G (2016) Neobiota-Standard. Endbericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), 71 pp
- LIEBICH V (2007) Die eingeschleppte Seescheide *Styela clava* im Ökosystem Wattenmeer – Bedrohung oder Gewinn? Diploma Thesis, Berlin University, 47 pp
- LIGTHART M (2009) Nieuw waarnemingen aan 'het gewone kwelderslakje' *Alderia modesta* (Lovén, 1844) en 'het kleine schorrenslakje' *Limapontia depressa* (Alder & Hancock, 1862). *Zeepaard* 69:19-40
- LINCOLN RJ (1979) British marine amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), 658 pp
- LINDEYER F & GITTENBERGER A (2011) Ascidians in the succession of marine fouling communities. *Aquatic Invasions* 6(4):421-434, doi: 10.3391/ai.2011.6.4.07
- LIPPERT H, WEIGELT R, GLASER K, KRAUSS R, BASTROP R & KARSTEN U (2017) *Teredo navalis* in the Baltic Sea: Larval dynamics of an invasive wood-boring bivalve at the edge of its distribution. *Front Mar Sci* 4:331. doi: 10.3389/fmars.2017.00331
- LOBO-DA-CUNHA A, ALVES A, OLIVEIRA E, WRANIK W & MALAQUIAS MAE (2020) The copulatory apparatus of the marine gastropod *Haminella solitaria* (Heterobranchia: Cephalaspidea) and its phylogenetic relevance. *Invertebrate Biology* 2020;139:e12281. doi.org/10.1111/ivb.12281
- LOCKE A (2009) A screening procedure for potential tunicate invaders of Atlantic Canada. *Aquatic Invasions* 4:71-79

- LODOLA A, SAVINI D & OCCHIPINTI-AMBROGI A (2012) First record of *Tricellaria inopinata* (Bryozoa: Candidae) in the harbours of La Spezia and Olbia, Western Mediterranean Sea (Italy). *Mar Biodiv Rec* 5, e41,7 p, doi:10.1017/S1755267212000309
- LOEBL M (2002) Das Schlickgras *Spartina anglica* C.E.Hubbard – Ausbreitung und Habitatveränderungen im Sylter Wattenmeer. Diploma Thesis, Kiel University
- LOEBL M, VAN BEUSEKOM JEE & REISE K (2006) Is spread of the neophyte *Spartina anglica* recently enhanced by increasing temperatures? *Aquat Ecol* 40:315-324
- LOHRER AM & WHITLATCH RB (2002) Interactions among aliens: apparent replacement of one exotic species by another. *Ecology* 83:719-732
- LÓPEZ-GAPPA J & LIUZZI MG (2016) High density of the alien bryozoan *Fenestrulina delicia* in the fouling assemblage of a South American harbour (Argentina). *Mar Biodiv* 46:509-513 DOI 10.1007/s12526-015-0380-2
- LÓPEZ-LEGENTIL S, TURON X & PLANES S (2006) Genetic structure of the star sea squirt, *Botryllus schlosseri*, introduced in southern European harbours. *Mol Ecol* 15:3957- 3967
- LORD JP & WILLIAMS LM (2017) Increase in density of genetically diverse invasive Asian shore crab (*Hemigrapsus sanguineus*) populations in the Gulf of Maine. *Biol Invasions* 19:1153-1168, doi:10.1007/s10530-016-1304-1
- LOUGHNANE CJ, MCIVOR LM, RINDI F, STENGEL DB & GUIRY MD (2008) Morphology, rbcL phylogeny and distribution of distromatic *Ulva* (Ulvophyceae, Chlorophyta) in Ireland and southern Britain. *Phycologia* 47:416-429
- LOXTON J, WOOD CA, BISHOP JDD, PORTER JS, SPENCER JONES M & NALL CR (2017) Distribution of the invasive bryozoan *Schizoporella japonica* in Great Britain and Ireland and a review of its European distribution. *Biol Invasions* 19:2225-2235, DOI 10.1007/s10530-017-1440-2
- LUCZAK C, DEWARUMEZ JM & ESSINK K (1993) First record of the American jack knife clam *Ensis directus* on the French coast of the North Sea. *J mar biol Ass UK* 73:233-235
- LUDWIG A, MAKOWIECKI D & BENECKE N (2009) Further evidence of trans-Atlantic colonization of Western Europe by American Atlantic sturgeons. *Archaeofauna* 18:185-192
- LUND S (1949a) Remarks on some Norwegian marine algae. *Blyttia* 7:56-64
- LUND S (1949b) Immigration of algae into Danish waters. *Nature* 164; 616
- LUNG (2015) Makrozoobenthos-Monitoring in Mecklenburg-Vorpommern (2015), Beprobung und Bewertung der inneren Küstengewässer in M-V mit dem MarBIT-Verfahren im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie. Ergebnisbericht. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG), Institut für Angewandte Ökosystemforschung (IfaÖ), 82 pp
- LUNG (2019) Makrozoobenthos-Monitoring in Mecklenburg-Vorpommern (2018), Ergebnisbericht. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG), Institut für Angewandte Ökosystemforschung (IfaÖ)
- LUTHER A (1927) Über das Vorkommen der Bryozoe *Victorella pavida* S. KENT im Finnischen Meerbusen. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 1. 1924-1925, Helsingf.:7-9
- LUTHER G (1987) Seepocken der deutschen Küstengewässer. *Helgoländer Meeresunters* 41:1-43
- LUTHER H (1979) *Chara connivens* in the Baltic Sea area. *Ann Bot Fennici* 16:141-150
- LÜTZEN J (1999) *Styela clava* (Urochordata, Ascidiacea), a successful immigrant to North West Europe: ecology, propagation and chronology of spread. *Helgoländer Meeresunters* 52:383-391
- LÜTZEN JG (1967) Sækdyr. *Danmarks Fauna* 75:1-267
- MACDONALD JA, ROUDEZ R, GLOVER T & WEIS JS (2007) The invasive green crab and Japanese shore crab: behavioural interactions with a native crab species, the blue crab. *Biol Invasions* 9:837-848
- MACKIE JA, KEOUGH MJ & CHRISTIDIS L (2006) Invasion patterns inferred from cytochrome oxidase I sequences in three bryozoans, *Bugula neritina*, *Watersipora subtorquata*, and *Watersipora arcuate*. *Mar Biol* 149:285-295, DOI 10.1007/s00227-005-0196-x
- MAGGS CA & HOMMERSAND MH (1993) Seaweeds of the British Isles Vol. 1 Rhodophyta, Part 3A Ceramiales. The Natural History Museum
- MAGGS CA & STEGENGA H (1999) Red algal exotics on North Sea coasts. *Helgoländer Meeresunters* 52:243-258
- MAHON AR, MAHON H, DAUER DM & HALANYCH KM (2009) Discrete genetic boundaries of three *Streblospio* (Spionidae, Annelida) species and the status of *S. shrubsolii*. *Mar Biol Res* 5:172-178, <https://doi.org/10.1080/17451000802317683>
- MAKINO W, MIURA O, KAISER F, GEFFRAY M, KATSUBE T & URABE J (2018) Evidence of multiple introductions and genetic admixture of the Asian brush-clawed shore crab *Hemigrapsus takanoi* (Decapoda: Brachyura: Varunidae) along the northern European coast. *Biol Invasions* 20:825-842
- MANCHINELLI G, CHAINHO P, CILENTI L, FALCO S, KAPIRIS K & KATSELIS G, RIBEIRO F (2017) On the Atlantic blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun 1896) in southern European coastal waters: Time to turn a threat into a resource? *Fish Res* 194: 1-8, <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2017.05.002>
- MANN KH (1958) Occurrence of an exotic oligochaete *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, in the River Thames. *Nature* 182:32
- MANNÉ S, POULET N & DEMBSKI S (2013) Colonisation of the Rhine basin by non-native gobiids: an update of the situation in France. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 411,02, DOI: 10.1051/kmae/2013069
- MANUEL RL (1988) British Anthozoa. Synopses of the British Fauna, No. 18; Academic Press, London New York Toronto Sydney San Francisco

- MARCHESSAUX G, GADREAU J, MARTIN-GARIN B, THIÉRY A, OURGAUD M, BELLONI B & THIBAUT D (2017) First report of the invasive jellyfish *Gonionemus vertens* A. Agassiz, 1862 in the Berre Lagoon, southeast France. *BiolInvasions Records* 6:339-344, DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2017.6.4.06>
- MARCHINI A, CUNHA MR & OCCHIPINTI-AMBROGI A (2007) First observations on bryozoans and entoprocts in the Ria de Aveiro (NW Portugal) including the first report of the Pacific invasive cheilostome *Tricellaria inopinata*. *Mar Ecol* 28, Suppl 1:154-160
- MARCHINI A, FERRARIO J & NASI E (2016) Arrival of the invasive amphipod *Grandidierella japonica* to the Mediterranean Sea. *Mar Biodiv Rec* 9:38, <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0049-y>
- MARKERT A, MATSUYAMA K, ROHDE S, SCHUPP P & WEHRMANN A (2015) First record of the non-native Pacific bryozoan *Smittoidea prolifica* Osburn, 1952 at the German North Sea coast. *Mar Biodiv*, published online, DOI 10.1007/s12526-015-0415-8
- MARKERT A, RAUPACH MJ, SEGELKEN-VOIGT A & WEHRMANN A (2014) Molecular identification and morphological characteristics of native and invasive Asian brush-clawed crabs (Crustacea: Brachyura) from Japanese and German coasts: *Hemigrapsus penicillatus* (De Haan, 1835) versus *Hemigrapsus takanoi* Asakura & Watanabe 2005. *Org Divers Evol* 14:369-382, DOI 10.1007/s13127-014-0176-4
- MARSZEWSKA L, DUMNICKA E & NORMANT-SAREMBA M (2017) New data on benthic Naididae (Annelida, Clitellata) in Polish brackish waters. *Oceanologia* 59:81-84
- MARTENS A (2009) Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Bivalvia: Dreissenidae) erobert den Main, Rhein und Neckar: Hinweise zu einem potenziellen Aufsitzer von Libellenlarven. *Mercuriale* 9:23-26
- MARTENS A, EGGERS TO & GRABOW K (1999) Erste Funde von *Pontogammarus robustoides* (SARS) im Mittellandkanal (Crustacea: Amphipoda). *Lauterbornia* 35:39-42
- MARTINELLI JC, LOPES HM, HAUSER L, JIMENEZ-HIDALGO I, KING TL, PADILLA-GAMINO JL, RAWSON P, SPENCER LH, WILLIAMS JD & WOOD CL (2020) Confirmation of the shell-boring oyster parasite *Polydora websteri* (Polychaeta: Spionidae) in Washington State, USA. *Sci Rep* 10:3961 <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60805-w>
- MARTINEZ J, ADARRAGA I & LÓPEZ E (2006) Nuevos datos del género *Boccardia* Carazzi, 1893 (Polychaeta: Spionidae) para la península Ibérica y el océano Atlántico. *Bol Inst Esp Oceanogr* 22 (1-4):53-64 (in Spanish with English summary)
- MARTINOV A & SCHRÖDL M (2011) Phylogeny and evolution of corambid nudibranchs (Mollusca: Gastropoda). *Zool J Linnean Soc* 163:585-604
- MASSÉ C, GOULLIEUX B, CHOUQUET B, DURAND F & DANCIE C (2020) First record of the non-indigenous Isopoda *Synidotea laticauda* Benedict, 1897 in the Seine estuary (Normandy, France). *An aod - les cahiers naturalists de l'Observatoire marin* 8:11-20
- MATERN S, HERRMANN J-P & TEMMING A (2021) Differences in diet compositions and feeding strategies of invasive round goby *Neogobius melanostomus* and native black goby *Gobius niger* in the Western Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 16(2):314-328, <https://doi.org/10.3391/ai.2021.16.2.07>
- MAXIMOV AA (2010) Changes in bottom communities of the Eastern Gulf of Finland after Introduction of the Polychaete *Marenzelleria neglecta*. *Russ J Biol Invas* 1:11-16
- MAXIMOV AA (2011) Large-Scale invasion of *Marenzelleria* spp. (Polychaeta; Spionidae) in the Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Russ J Biol Invas* 2:11-19
- MCIVOR L, MAGGS CA, PROVAN J & STANHOPE MJ (2001) *rbcl* sequences reveal multiple cryptic introductions of the Japanese red alga *Polysiphonia harveyi*. *Mol Ecol* 10:911-919
- MCLUSKY DS, HULL SC & ELLIOTT M (1993): Variations in the intertidal and subtidal macrofauna and sediments along a salinity gradient in the upper Forth estuary. *Neth J Aquat Ecol* 27:101-109
- MEES J & FOCKEDEV N (1993) First record of *Synidotea laevis dorsalis* (Miers, 1881) (Crustacea: Isopoda) in Europe (Gironde estuary, France). *Hydrobiologia* 264:61-63
- MEIXNER R (1984) Erster Wildfund einer Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*. *Inf Fischwirt* 31:140
- MESSNER U & ZETTLER M (2015) Die Quagga-Muschel *Dreissena (Pontodreissena) bugensis* (Andrusov, 1897) hat die Mecklenburgische Seenplatte und das Oderhaff erreicht (Bivalvia: Dreissenidae). *Lauterbornia* 80:31-35
- MESSNER U & ZETTLER M (2018) The conquest (and avoidance?) of the brackish environment by Ponto-Caspian amphipods: a case study of the German Baltic Sea. *BiolInvasions Rec* 7(3):269-278, DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.3.07>
- MEYER PF & MANN H (1950) Beiträge zur Epidemiologie und Physiologie des parasitischen Copepoden *Mytilicola intestinalis*. *Arch Fischereiwiss* 2:120-134
- MEYER-WAARDEN PF (1964) Mastversuche mit Portugiesischen Austern im deutschen Wattengebiet. *Inf Fischw* 11:77-78
- MEYER-WAARDEN PF & MANN H (1954) Der Befall von *Mytilus edulis* durch *Mytilicola intestinalis* in den deutschen Wattengebieten 1950-1953. *Ber Dtsch Wiss Komm Meeresforsch* 13:347-362
- MICAEL J, JARDIM N, NUNEZ C, OCCHIPINTI-AMBROGI A & COSTA AC (2016) Some Bryozoan species recently introduced into the Azores: reproductive strategies as a proxy for further spread. *Helgol Mar Res* 70:7, DOI 10.1186/s10152-016-0458-7

- MICAEL J, TEMPERA F, BERNING B, LÓPEZ-FÉ, OCCHIPINTI-AMBROGI A & COSTA AC (2019) Shallow-water bryozoans from the Azores (central North Atlantic): native vs. non-indigenous species, and a method to evaluate taxonomic uncertainty. *Mar Biodiv* 49:469-480, <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0833-x>
- MICHAELIS H (1969) Makrofauna und Vegetation der Knecht-sandwatten. *Jber 1967*, Forschungsstelle Norderney, 19:147-173
- MICHELIS U (2005) *Limnomysis benedeni* (Crustacea: Mysida-cea) neu für die Untere Oder in Polen. *Lauterbornia* 55:83-87
- MICU D & NIȚĂ V (2009) First record of the Asian prawn *Palae-mon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Caridea: Palaemonoidea: Palaemonidae) from the Black Sea. *Aquatic Invasions* 4:597-604
- MICU D, NIȚĂ V & TODOROVA V (2010) First record of the Japanese shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) (Brachyura: Grapsoidea: Varunidae) from the Black Sea. *Aquatic Invasions* 5, Suppl:1-4
- MILBRINK G & TIMM T (2001) Distribution and dispersal capacity of the Ponto-Caspian tubificid oligochaete *Potamothrix moldaviensis* Vejdvoský et Mrázek, 1903 in the Baltic Sea Region. *Hydrobiologia* 463:93-102
- MILLAR RH (1970) British Ascidians. Synopses of the British Fauna No. 1. Academic Press, London
- MILLS CE & REES JT (2000) New observations and corrections concerning the trio of invasive hydromedusae *Maeotias marginata* (= *M. inexpectata*), *Blackfordia virginica*, and *Moerisia* sp. in the San Francisco Estuary. *Sci Mar* 64 (Supl):151-155
- MILLS CE & SOMMER F (1995) Invertebrate introductions in marine habitats: two species of hydromedusae (Cnidaria) native to the Black Sea, *Maeotias inexpectata* and *Blackfordia virginica*, invade San Francisco Bay. *Mar Biol* 122:279-288
- MIN BS, CHAE HS, YANG HJ, NOH GW, LEE DH & SEO JE (2021) A new species and new record of Pacificincolidae (Bryozoa: Cheilostomata) from Korea. *J Spec Res* 10(3):276-286
- MINCHIN D (2007) A checklist of alien and cryptogenic aquatic species in Ireland. *Aquatic Invasions* 2:341-366
- MINCHIN D, ARBAČIAUSKAS K, DAUNYS D, EZHOVA E, GRUDULE N, KOTTA J, MOLCHANOVA N, OLENIN S, VIŠINSKIENĖ G & STRAKE S (2019) Rapid expansion and facilitating factors of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus* within the eastern Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 14:165-181, <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.2.02>
- MINCHIN D, COOK EJ & CLARK PF (2013) Alien species in British brackish and marine waters. *Aquatic Invasions* 8(1), Suppl: 3-19, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2013.8.1.02>
- MINCHIN D, LUCY F & SULLIVAN M (2002) Zebra mussel: impacts and spread. In: LEPPÄKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 135-146
- MINCHIN D, MCGRATH D & DUGGAN CB (1995) The slipper limpet, *Crepidula fornicata* (L.), in Irish waters, with a review of its occurrence in the North-Eastern Atlantic. *J Conchol*, London 35:247-256
- MINCHIN D & NUNN J (2014) The invasive brown alga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873 (Laminariales: Alariaceae), spreads northwards in Europe. *BiolInvasions Records* 3:57-63
- MINCHIN D, NUNN J & PICTON B (2016) The most northern records of the exotic ascidian *Perophora japonica* Oka, 1927 (Ascidacea: Perophoridae) in the north-east Atlantic. *BiolInvasions Rec* 5(3):139-142, DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2016.5.3.03>
- MINCHIN D & SIDES E (2006) Appearance of a cryptogenic tunicate, a *Didemnum* sp. fouling marina pontoons and leisure craft in Ireland. *Aquatic Invasions* 1(3):143-147
- MINEUR F, COOK E, MINCHIN D, BOHN K, MACLEOD A & MAGGS CA (2012) Changing coasts: marine aliens and artificial structures. *Oceanograph Mar Biol: Ann Rev* 50:189-234
- MIOSSEC L, LE DEUFF R-M & GOULLETQUER P (2009) Alien species alert: *Crassostrea gigas* (Pacific oyster). ICES Cooperative Research Report No. 299
- MIRANDA LS, MILLS CE, HIRANO YM, COLLINS AG & MARQUES AC (2018) A review of the global diversity and natural history of stalked jellyfishes (Cnidaria, Staurozoa). *Mar Biodiv* 48:1695-1714
- MO TA & STEIEN SH (1994) First observation of the eel swim-bladder nematode *Anguillicola crassus* in Norway. *Bull Europ Ass Fish Pathologists* 14(5):163-164
- MOEDT S & VAN HAAREN T (2018) *Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894), a new non-indigenous amphipod in the Netherlands (Crustacea: Amphipoda). *Lauterbornia* 85:123-126
- MOEHLER J, WEGNER KM, REISE K & JACOBSEN S (2011) Invasion genetics of Pacific oyster *Crassostrea gigas* shaped by aquaculture stocking practices. *J Sea Res* 66:256-262
- MOHR A (1999) Laugenblume *Cotula coronopifolia* - Erst-nachweis für Mecklenburg-Vorpommern. *Bot Rundbr Meckl-Vorp* 33:129-130
- MÖLLER T & KOTTA J (2017) *Rangia cuneata* (G. B. Sowerby I, 1831) continues its invasion in the Baltic Sea: the first record in Pärnu Bay, Estonia. *BiolInvasions Rec* 6:167-172
- MOLLOY DP, BBIJ DE VAATE A, WILKE T & GIAMBERINI L (2007) Discovery of *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897) in Western Europe. *Biol Invasions* 9:871-874 DOI 10.1007/s10530-006-9078-5
- MOMBAERTS M, VERREYCKEN H, VOLCKAERT FAM & HUYSE T (2014) The invasive round goby *Neogobius melanostomus* and tubenose goby *Proterorhinus semilunaris*: two introduction routes into Belgium. *Aquatic Invasions* 9(3):305-314, <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.3.06>

- MOORE AM, VERCAEMER B, DiBACCO C, DAWN SEPHTON D & MA KCK (2014) Invading Nova Scotia: first records of *Didemnum vexillum* Kott, 2002 and four more non-indigenous invertebrates in 2012 and 2013. *BiolInvasions Rec* 3(4):225-234, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2014.3.4.03>
- MOORE, CG. & HARRIS DB (2009) Appearance of *Heterosiphonia japonica* (Ceramilales: Rhodophyceae) on the west coast of Scotland, with notes on *Sargassum muticum* (Fucales: Heterokontophyta). *Mar Biodiv Rec* 2:1-5, E131. Doi:10.1017/S1755267209990509
- MORAIS P, GASPAR M, GAREL E, BAPTISTA V, CRUZ J, CERVEIRA I, LEITÃO F & TEODÓSIO MA (2019) The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 expands its non-native distribution into the Ria Formosa lagoon and the Guadiana estuary (SW-Iberian Peninsula, Europe). *BiolInvasions Rec* 8(1):123-133, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.1.14>
- MORTENSEN SH & STRAND Ø (2000) Releases and recaptures of Manila clams (*Ruditapes philippinarum*) introduced to Norway. *Sarsia* 85:87-91
- MÜLLEGGER S (1921) *Heliactis bellis* bei Büsum gefunden. *Schrift zool Stat Büsum* 2, Sonder-Nr. 1:61
- MÜLLER C (2007) Konkurrenz zwischen Polychaeten im Wattenmeer. Diploma Thesis, Marburg University, 101 pp
- MÜLLER O, ZETTLER ML & GRUSZKA P (2001) Verbreitung und Status von *Dikerogammarus villosus* (Sovinski 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und den angrenzenden Wasserstraßen. *Lauterbornia* 41:105-112
- MÜLLER R & PESCHEL T (2007) Eingebürgerte Arten des Makrozoobenthos und der submersen natanten Makrophyten in Berliner Gewässern. Planungsbüro Hydrobiologie Berlin, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 44 pp
- MÜLLER Y (2004) Faune et flore du littoral du Nord, Pas-de-Calais et de la Belgique. Inventaire. Commission Régionale de Biologie Région Nord Pas-de-Calais, 308 pp
- MUNARI C, BOCCHI N & MISTRI M (2016) *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Aoridae): a nonindigenous species in a Po Delta lagoon of the northern Adriatic (Mediterranean Sea). *Mar Biodiv Rec* 9:1-8, <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0018-5>
- NAIR KKC & ANGER K (1979) Experimental studies on the life cycle of *Jassa falcata* (Crustacea, Amphipoda). *Helgoländer wiss Meeresunters* 32:444-452
- NAIR KKC & ANGER K (1980) Seasonal variation in population structure and biochemical composition of *Jassa falcata* (Crustacea, Amphipoda) off the Island of Helgoland (North Sea). *Estuarine Coastal Mar Sci* 11:503-513
- NALL CR, GUERIN AJ & COOK EJ (2015) Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing Scottish records. *Aquatic Invasions* 10(1):107-121, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.1.11>
- NATIONALPARK NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER, Newsletter August 2020 https://www.nationalpark-wattenmeer.de/nds/service/newsletter/5957_august-2020
- NEHLS G & BÜTTGER H (2007) Spread of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in the Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 46 pp
- NEHRING S (2000a) Neozoen im Makrozoobenthos der deutschen Ostseeküste. *Lauterbornia* 39:117-126
- NEHRING S (2000b) Zur Bestandssituation von *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in deutschen Gewässern: Die sukzessive Ausbreitung eines amerikanischen Neozoons (Crustacea: Decapoda: Panopeidae). *Senckenbergiana marit* 30:115-122
- NEHRING S (2006) Four arguments why so many alien species settle into the estuaries, with special reference to the German river Elbe. *Helgol Mar Res* 60:127-134
- NEHRING S (2011) NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Crassostrea gigas*. From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (12.03.2020)
- NEHRING S & ADSERSEN H (2006) NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Spartina anglica*. - From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (date of access 11.07.2019)
- NEHRING S & HESSE K-J (2008) Invasive alien plants in marine protected areas: the *Spartina anglica* affair in the European Wadden Sea. *Biol Invasions* 10:937-950
- NEHRING S & LEUCHS H (1999a) Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Eine Übersicht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 131 pp
- NEHRING S & LEUCHS H (1999b) *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) (Crustacea: Decapoda) - ein amerikanisches Neozoon im Elbeästuar. *Lauterbornia* 35:49-51
- NEHRING S & LEUCHS H (2000) Neozoen im Makrozoobenthos der Brackgewässer an der deutschen Nordseeküste. *Lauterbornia* 39:73-116
- NEHRING S, BOESTFLEISCH C, BUHMANN A & PAPENBROCK J (2012) The North American toxic fungal pathogen G3 *Claviceps purpurea* (Fries) Tulasne is established in the German Wadden Sea. *BiolInvasions Records* 1:5-10
- NEHRING S, REISE K, DANKERS N & KRISTENSEN PS (2009) Alien species. Thematic Report No. 7. In: MARENCIC, H. & DE VLAS, J. (eds), 2009. Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany
- NEHRING S, SPECKELS G & ALBERSMEYER J (2008) The American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun on the German North Sea coast: status quo and further perspectives. *Senckenbergiana marit* 38:39-44

- NEHRING S & VAN DER MEER U (2010) First record of a fertilized female blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura), from the German Wadden Sea and subsequent secondary prevention measures. *Aquatic Invasions* 5:215-218
- NEIDEMAN R, WENNGREN J & OLAFSSON E (2003) Competition between the introduced polychaete *Marenzelleria* sp. and the native amphipod *Monoporeia affinis* in Baltic soft bottoms. *Mar Ecol Prog Ser* 264:49-55
- NELL J (2007) Controlling mudworm in oysters. *Primefact* 590:1-4
- NELSON WA & MAGGS C (1996) Records of adventive marine algae in New Zealand: *Antithamnionella ternifolia*, *Polysiphonia senticulosa* (Ceramiales, Rhodophyta), and *Striaria attenuata* (Dictyosiphonales, Phaeophyta). *New Zealand J Mar Freshwater Res* 30:449-453
- NEUDECKER T (1990) The history of the former German oyster fishery and mariculture: 400 years of crown law on oyster (4.2.1587). *Dt Hydrograph Zeitschr, Ergänzungsheft* B22: 518-525
- NEUHAUS E (1933) Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. *Zeitschr für Fischerei und deren Hilfswiss* 31:427-489
- NEUMANN H, KNEBELSBERGER T, BARCO A, HASLOB H (2022) First record and spread of the long-wristed hermit crab *Pagurus longicarpus* Say, 1817 in the North Frisian Wadden Sea (Germany). *BiolInvasions Rec* 11 (in press)
- NEUMANN W (1985) Schwimmbblasenparasit *Anguillicola* bei Aalen. *Fischer und Teichwirt* 11:322
- NEWCOMER K, FLENNIKEN M & CARLTON JT (2019) Home and away and home again: discovery of a native reproductive strategy of the globally invading sea anemone *Diadumene lineata* (Verill, 1869) in a satellite population. *Biol Invasions* <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01940-y>
- NGUYEN LTH & DE PAUW N (2002) The invasive *Corbicula* species (Bivalvia, Corbiculidae) and the sediment quality in Flanders, Belgium. *Belg J Zool* 132:41-48
- NIELSEN BO, NIELSEN LB & TOFT S (2016) Epigaeic Diptera Nematocera from the coastal sand dunes of National Park Thy, Denmark. *Ent Medd* 84(1-2):3-34
- NIELSEN R (2005) Danish seaweeds. Botanical museum Copenhagen, Denmark
- NIELSEN R, KRISTIANSEN A, MATHIESEN L & MATHIESEN H (1995) Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area, *Acta Bot Fennica* 155:1-51
- NIJSEN H & STOCK JH (1966) The amphipod, *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, introduced in the Netherlands (Crustacea). *Beaufortia* 160(13):197-206
- NIKULINA EA & SCHMÖLCKE U (2016) Reconstruction of the historical distribution of sturgeons (Acipenseridae) in the eastern North Atlantic based on ancient DNA and bone morphology of archaeological remains: implications for conservation and restoration programmes. *Diversity Distrib* 22:1036-1044, DOI: 10.1111/ddi.12461
- NISHIKAWA T, BISHOP JDD & SOMMERFELDT AD (2000) Occurrence of the alien ascidian *Perophora japonica* at Plymouth. *J Mar Biol Ass UK* 80:955-956
- NOËL P, TARDY E & D'UDEKEM D'ACQZ C (1997) Will the crab *Hemigrapsus penicillatus* invade the coasts of Europe? *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Série 3, Sciences de la vie*, 320:741-745
- NOGUEIRA JR, M & DE OLIVEIRA JS (2006) *Moerisia inkermanica* (Paltschikowa-Ostroumova (Hydrozoa; Moerisiidae) e *Blackfordia virginica* Mayer (Hydrozoa; Blackfordiidae) na Baía de Antonina, Paraná, Brasil. *Pan-Am J Aquat Sci* 1:35-42
- NOORDHUIS R, VAN SCHIE J & JAARSMA N (2009) Colonization patterns and impacts of the invasive amphipods *Chelicorophium curvispinum* and *Dikerogammarus villosus* in the IJsselmeer area, The Netherlands. *Biol Invasions* 11:2067-2084, DOI 10.1007/s10530-009-9487-3
- NORF H, KNIGGENDORF LG, FISCHER A, ARNDT H & KURECK A (2010) Sexual and reproductive traits of *Hypania invalida* (Polychaeta, Ampharetidae): a remarkable invasive species in Central European waterways. *Freshwater Biol* 55:2510-2520, doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02481.x
- NORMAN E (1977) The geographical distribution and the growth of the wood-boring molluscs *Teredo navalis* L., *Psiloteredo megotara* (Hanley) and *Xylophaga dorsalis* (Turton) on the Swedish West Coast. *Ophelia* 16(2):233-250, DOI:10.1080/00785326.1977.10425473
- NORMANT-SAREMBA M, MARSZEWSKA L & KERCKHOF F (2017) First record of the North American amphipod *Melita nitida* Smith, 1873 in Polish coastal waters. *Oceanol Hydrol Stud* 46(1):108-115, DOI: 10.151 S/ohs-2017-0011
- NOUR OM, PANSCH C, LENZ M, WAHL M, CLEMMESSEN C & STUMPP M (2021) Impaired larval development at low salinities could limit the spread of the non-native crab *Hemigrapsus takanoi* in the Baltic Sea. *Aquat Biol* 30:85-99
- NOUR OM, STUMPP M, MORÓN LUGO SC, BARBOZA FR & PANSCH C (2020) Population structure of the recent invader *Hemigrapsus takanoi* and prey size selection on Baltic Sea mussels. *Aquatic Invasions* 15(2):297-317, <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.2.06>
- NOWACZYK A, DAVID V, LEPAGE M, GOARANT A, DE OLIVEIRA É & SAUTOUR B (2016) Spatial and temporal patterns of occurrence of three alien hydromedusae, *Blackfordia virginica* (Mayer, 1910), *Nemopsis bachei* (Agassiz, 1949) and *Maeotias marginata* (Modeer, 1791), in the Gironde Estuary (France). *Aquatic Invasions* 11:397-409
- NUNES AL, KATSANEVAKIS S, ZENETOS A & CARDOSO AC (2014) Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquatic Invasions* 9:133-144
- NUÑO C, PEG M, MELLADO-DÍAZ A, SÁNCHEZ-GONZÁLEZ JR & TORO M (2018) First record of *Synidotea laticauda* Benedict, 1897 (Crustacea: Isopoda) in the Guadiana Estuary (SW Iberian Peninsula). *Limnetica* 37(2):173-179, DOI: 10.23818/limn.37.14

- NYBERG CD (2007) Introduced marine macroalgae and habitat modifiers – their ecological role and significant attributes. Doctoral Thesis, Dept of Mar Ecol, Göteborg University, 61 pp
- NYBERG C, THOMSEN MS & WALLENTINUS I (2009) Flora and fauna associated with the introduced red alga *Gracillaria vermiculophylla*. *Europ J Phycol* 44:395-403
- NYGREN S (1970) Effect of salinity on the growth of *Dasya pedicellata*. *Helgoländer Meeresunters* 20:126-129
- O'CONNOR NJ (2014) Invasion dynamics on a temperate rocky shore: from early invasion to establishment of a marine invader. *Biol Invasions* 16:73-87
- O'CONNOR N (2018) Changes in population sizes of *Hemigrapsus sanguineus* (Asian shore crab) and resident crab species in southeastern New England (2010–2016). *Northeastern Naturalist* 25(2):197-201
- O'RIORDAN RM, CULLOTY S, DAVENPORT J & MCALLEN R (2009) Increases in the abundance of the invasive barnacle *Austrominius modestus* on the Isle of Cumbrae, Scotland. *Mar Biodiv Rec* 2:1-4
- O'RIORDAN RM, CULLOTY SC, MCALLEN R & GALLAGHER MC (2020) The biology of *Austrominius modestus* (Darwin) in its native and invasive range. *Oceanogr Mar Biol: An Annual Review* 58:1-78
- OBERT B, HERLYN M & GROTHJAHN M (2007) First records of two crabs from the North West Pacific *Hemigrapsus sanguineus* and *H. takanoi* at the coast of Lower Saxony, Germany. *Wadden Sea Newsletter* 1:21-22
- OBST M, SUNDBERG P & PANOVA M (2020) Short report, DNA-based species identification. SeAnalytics AB, Report no: 2020:24, [Report_2020-24 \(seanalytics.se\)](https://seanalytics.se/Report_2020-24)
- OCCHIPINTI AMBROGI A (2000) Biotic invasions in a Mediterranean Lagoon. *Biol Invasions* 2:165-176
- OJAVEER H (2006) The round goby *Neogobius melanostomus* is colonising the NE Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 1:44-45
- OJAVEER H, GOLLASCH S, JAANUS A, KOTTA J, LAINE AO, MINDE A, NORMANT M & PANOVA VE (2007) Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* in the Baltic Sea – a supply-side invader? *Biol Invasions* 9:409-418
- OJAVEER H & LUMBERG A (1995) On the role of *Cercopagis pengoi* (Ostroumov) in the Pärnu Bay and the NE part of the Gulf of Riga ecosystem. *Proc Estonian Acad Sci Ecol* 5:20-25
- OLENIN S (2002) Black Sea – Baltic Sea invasion corridors. In: *Alien Marine Organisms Introduced by Ships in the Mediterranean and Black Seas*. CIESM Workshops Monograph. F. BRIAND (ed) Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée, Monaco:29-33
- OLENIN S, ELLIOTT M, BYSVEE I, CULVERHOUSE PF, DAUNYS D, DUBELAAR GBJ, GOLLASCH S, GOULLETQUER P, JELMERT A, KANTOR Y, BRINGSVOR MÉZETH K, MINCHIN D, OCCIPINTI-AMBROGI A, OLENINA I & VANDERKERKHOVE J (2011) Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters. *Mar Poll Bull* 62:2598-2604
- OLENIN S & LEPPÄKOSKI E (1999) Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons. *Hydrobiologia* 393:233-243
- OLIVEIRA OMP (2007) The presence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Oslofjorden and considerations on the initial invasion pathways to the North and Baltic Seas. *Aquatic Invasions* 2:185-189
- OLIVER PG, HOLMES AM & METTAM C (1998) *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) (Bivalvia: Dreissenidae). A species new to the British fauna. *J Conch* 36:13-18
- OLSEN AK & TENDAL OS (2012) Förste fund af orangestribet søanemone, *Diadumene lineata* (Verill, 1869) (Anthozoa: Actiniaria), i Danmark. *Flora og Fauna* 118:1-6
- OLSEWSKA A (2000) *Mya arenaria* L., a new and unusual substratum for *Balanus improvisus* Darwin. *Oceanologia* 42:119-121
- OLSEWSKA A (2006) New records of *Cercopagis pengoi* (Ostroumov 1891) in the southern Baltic. *Oceanologia* 48(2):319-321
- ORAV-KOTTA H, KOTTA J, HERKÜL K, KOTTA I & PAALME T (2009) Seasonal variability in the grazing potential of the invasive amphipod *Gammarus tigrinus* and the native amphipod *Gammarus salinus* (Amphipoda: Crustacea) in the northern Baltic Sea. *Biol Invasions* 11:597-608
- ØRESLAND V, ULMESTRAND M, AGNALT A-L & OXBØY G (2017) Recorded captures of American lobster (*Homarus americanus*) in Swedish waters and an observation of predation on the European lobster (*Homarus gammarus*). *Can J Fish Aquat Sci* 74:1503-1506, [dx.doi.org/10.1139/cjfas-2016-0532](https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0532)
- ORLOVA MI & PANOVA VE (2004) Establishment of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas), in the Neva Estuary (Gulf of Finland, Baltic Sea): distribution, population structure and possible impact on local unionid bivalves. *Hydrobiologia* 514:207-217
- ORLOVA MI, TELESHEV IV, BEREZINA NA, ANTOSULEVICH AE, MAXIMOV AA & LITVINCHUK LF (2006) Effects of nonindigenous species on diversity and community functioning in the eastern Gulf of Finland (Baltic Sea). *Helgol Mar Res* 60:98-105
- OSKARS TR, TOO CC, REES D, MIKKELSEN PM, WILLASSEN E & MALAQUIAS MAE (2019) A molecular phylogeny of the gastropod family Haminoeidae *sensu lato* (Heterobranchia: Cephalaspidea): a generic revision. *Invertebrate Systematics* 33:426-472, <https://doi.org/10.1071/IS18051>

- OSTERKAMP S & SCHIRMER M (2000) Klimasensitivität der Unterweser und ihrer Vorländer. In: Bund-Länder-Programm ‚Klimaänderung und Küste‘, Projekt ‚Klimaänderung und Unterweserregion‘ (KLIMU) (Fallstudie Weserästuar); Abschlussbericht Teilprojekt Ökologischer Komplex, Bremen University, 151 pp
- ÖSTMAN C (2000) A guideline to nematocyst nomenclature and classification and some notes on the systematic value of nematocysts. *Sci Mar* 64 (Supl.1):31-46
- OTT DW & HOMMERSAND MH (1974) *Vaucheriae* of North Carolina. I. Marine and brackish water species. *J Phycol* 10:373-385
- OTTO T & BRANDIS D (2011) First evidence of *Eriocheir sinensis* reproduction from Schleswig-Holstein, Northern Germany, western Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 6, Suppl:65-69
- OUG E, GULLIKSEN B, JELMERT A, SUNDET J & FALKENHAUG T (2018a). *Teredo navalis*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. (access 06.07.2021) <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/2722>
- OUG E, GULLIKSEN B, JELMERT A, SUNDET J & FALKENHAUG T (2018b). *Alitta succinea*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken, <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/3327> (access 11.05.2020)
- OUG E, GULLIKSEN B, JELMERT A, SUNDET J & FALKENHAUG T (2018c). *Alkmaria romijni*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken, <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/3328> (access 06.07.2021)
- OVČARENKO I, AUDZIJONYTE A & GASIŪNAITE ZR (2006) Tolerance of *Paramysis lacustris* and *Limnomysis benedeni* (Crustacea, Mysida) to sudden salinity changes: implications for ballast water treatment. *Oceanologia* 48:231-242
- PABIS K, KRODKIEWSKA M & CEBULSKA K (2017) Alien freshwater polychaetes *Hypania invalida* (Grube 1860) and *Laonome calida* Capa 2007 in the Upper Odra River (Baltic Sea catchment area). *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 418,46, DOI: 10.1051/kmae/2017033
- PACKALÉN A, KORPINEN S & LEHTONEN KK (2008) The invasive amphipod species *Gammarus tigrinus* (Sexton 1939) can rapidly change littoral communities in the Gulf of Finland (Baltic Sea). *Aquatic Invasions* 3:405-412
- PANOV VE (2006) First record of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura: Varunidae) from Lake Ladoga, Russia. *Aquatic Invasions* 1(1):28-31
- PANOV VE, BYCHENKOV DE, BEREZINA NA & MAXIMOV AA (2003) Alien species introductions in the eastern Gulf of Finland: current state and possible management options. *Proc Estonian Acad Sci Biol Ecol* 52(3):254-267
- PAULUS M, TEUBNER D, HOCHKIRCH A & VEITH M (2014) Journey into the past: using cryogenically stored samples to reconstruct the invasion history of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis*) in German river systems. *Biol Invasions* 16:2591-2597 DOI 10.1007/s10530-014-0689-y
- PAVIČIĆ M, DRAGIČEVIĆ B, ŽUŽUL I, VRDOLJAK D, MATIĆ-SKOKO S & ŠEGVIĆ-BUBIĆ T (2020) First record of American lobster, *Homarus americanus* (H. Milne Edwards, 1837), in the Mediterranean Sea. *Biol Invasions Rec* 9(1):83-88
- PAX F (1920) Die Aktinienfauna von Büsum. *Schr Zool Stat Büsum f Meeresk* 5(6):1-24
- PECORA RA (1976) Brackish water species of *Vaucheria* (Xanthophyceae, Vaucheriales) from Louisiana and Texas. *Gulf Research Reports* 6:25-29
- PEMBROKE AE, DIAZ RJ & NESTLER EC (2016) Boston Harbor benthic monitoring report: 2016 Results. Boston: Massachusetts Water Resources Authority. Report 2017-10. 45 pp
- PÉREZ-PORTELA R, ARRANZ V, RIUS M & TURON X (2013) Cryptic speciation or global spread? The case of a cosmopolitan marine invertebrate with limited dispersal capabilities. *Scientific Reports* 3:3197, DOI:10.1038/srep03197
- PERNET F, BARRET J, LE GALL P, CORPOREAU C, DÉGREMONT L, LAGARDE F, PÉPIN J-F & KECK N (2012) Mass mortalities of Pacific oysters *Crassostrea gigas* reflect infectious diseases and vary with farming practices in the Mediterranean Thau lagoon, France. *Aquacult Environm Interact* 2:215-237
- PERSSON L-E (2001) Dispersal of *Platorchestia platensis* (Kröyer) (Amphipoda: Talitridae) along Swedish coasts: a slow but successful process. *Estuar Coast Shelf Sci* 52:201-210
- PETERS G & HARTMANN F (1986) *Anguillicola*, a parasitic nematode of the swim bladder spreading among eel populations in Europe. *Dis Aquat Org* 1:229-230
- PETERS, N. (1938) Ausbreitung und Verbreitung der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* M. Edw.) in Europa in den Jahren 1933 bis 1935. *Mitt Hamb Zool Mus Inst* 47:1-31
- PETERS, N. & PANNING A (1933) Die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in Deutschland. *Zool Anz, Ergänzungsband zu Bd.104*
- PETERSEN, GH., MADSEN PB, JENSEN KT, VAN BERNEM KH, HARMS J, HEIBER W, KRÖNCKE I, MICHAELIS H, RACHOR E, REISE K, DEKKER R, VISSER GJM & WOLFF WJ (1996) V. Red list of macrofaunal benthic invertebrates of the Wadden Sea. *Helgol Meeresunters* 50, Suppl: 69-76
- PETERSEN, JK. & SVANE I (2002) Filtration rate in seven Scandinavian ascidians: implications of the morphology of the gill sac. *Mar Biol* 140:397-402
- PETERSEN KS, RASMUSSEN KL, HEINEMEIER J & RUD N (1992) Clams before Columbus? *Nature* 359:679
- PEZY JP, DAUVIN JC & VINCENT T (2015) New records of *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 in Normandy. *Mar Biodiv Rec* 8:e15:1-4, doi:10.1017/S1755267214001389
- PFENNINGER M, REINHARDT F & STREIT B (2002) Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroida, Bivalvia). *J Evol Biol* 15:818-829

- PIENIMÄKI M, HELAVUORI M & LEPPÄKOSKI E (2004) First findings of the North American amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 along the Finnish coast. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 80:17-19
- PILGRIM EM & DARLING JA (2010) Genetic diversity in two introduced biofouling amphipods (*Ampithoe valida* & *Jassa marmorata*) along the Pacific North American coast: investigation into molecular identification and cryptic diversity. *Diversity Distrib* 16:827-839
- PLATVOET D, DE BRUYNE RH & GMELIG MEYLING AW (1995) Description of a new *Caprella*-species from the Netherlands: *Caprella macho* nov. spec. (Crustacea, Amphipoda, Caprellidea). *Bull Zool Mus* 15:1-4
- PLATVOET D, DICK JTA, MACNEIL C, VAN RIEL MC & VAN DER VELDE G (2009) 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
- PÖCKL M (2009) Success of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* by life history traits and reproductive capacity. *Biol Invasions* 11:2021-2041
- POGODA B, JUNGBLUT S, BUCK B & HAGEN W (2012) Infestation of oysters and mussels by mytilicolid copepods: differences between natural coastal habitats and two offshore cultivation sites in the German Bight. *J Appl Ichthyol* 28:756-765
- POLDERMAN PJG (1979a) The saltmarsh algal communities in the Wadden area, with reference to their distribution and ecology in N.W. Europe. I. The distribution and ecology of the algal communities. *J Biogeography* 6:225-266
- POLDERMAN PJG (1979b) The salt-marsh algae of the Wadden Sea. In: WOLFF WJ (ed) *Ecology of the Wadden Sea. Marine Botany* 3/3 pp 124-160. Balkema, The Netherlands
- POLDERMAN PJG (1980) The saltmarsh algal communities in the Wadden area, with reference to their distribution and ecology in N.W. Europe. II. The zonation of algal communities in the Wadden area. *J Biogeography* 7:85-95
- POLUNINA JJ (2018) Reproductive strategies of non-native planktonic crustaceans in the south-eastern Baltic Sea. *Russ J Biol Invasions* 9(1):75-82
- PONDER WF (1988) *Potamopyrgus antipodarum* - a molluscan coloniser of Europe and Australia. *J Moll Stud* 54:271-285
- POORE GCB (1996) Species differentiation in *Synidotea* (Isopoda: Idoteidae) and recognition of introduced marine species: a reply to Chapman and Carlton. *J Crust Biol* 16(2):384-394
- PORTER JS, NUNN JD, RYLAND JS, MINCHIN D & SPENCER JONES ME (2017) The status of non-native bryozoans on the north coast of Ireland. *BiolInvasions Rec* 6(4):321-330, DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2017.6.4.04>
- PORTER JS, SPENCER JONES ME, KUKLINSKI P & ROUSE S (2015) First records of marine invasive non-native Bryozoa in Norwegian coastal waters from Bergen to Trondheim. *BiolInvasions Rec* 4(3):157-169, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2015.4.3.02>
- POST D & LANDMANN M (1994) Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland. Staatl Amt Wasser Abfall, 141 pp
- POULOS HM, CHERNOFF B, FULLER P & BUTMAN D (2012) Ensemble forecasting of potential habitat for three invasive fishes. *Aquatic Invasions* 7:59-72
- POWELL HT (1957) Studies in the genus *Fucus* L. I *Fucus distichus* L. emend. Powell. *J Mar Biol Assoc UK* 36:407-432
- PRANOVI F, FRANCESCHINI G, CASALE M, ZUCCHETTA M, TORRICELLI P & GIOVANARDI O (2006) An ecological imbalance induced by a non-native species: the Manila clam in the Venice Lagoon. *Biol Invasions* 8:595-609
- PROVAN J, BOOTH D, TODD NP, BEATTY GE & MAGGS CA (2008) Tracking biological invasions in space and time: elucidating the invasive history of the green alga *Codium fragile* using old DNA. *Diversity Distrib* 14:343-354
- PROVAN J, MURPHY S & MAGGS CA (2005) Tracking the invasive history of the green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. *Mol Ecol* 14:189-194
- PUNTILA-DODD R, LOISA O, RIIPINEN K, FOWLER AE (2019) A taste for aliens: contribution of a novel prey item to native fishes' diet. *Biol Invasions* 21:2907-2917, <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02021-w>
- PURCELL JE, SHIGANOVA TA, DECKER MB & HOUDE ED (2001) The ctenophore *Mnemiopsis* in native and exotic habitats: U.S. estuaries versus the Black Sea basin. *Hydrobiologia* 451:145-176
- PYO J, LEE T & SHIN S (2012) Two newly recorded invasive alien ascidians (Chordata, Tunicata, Ascidiacea) based on morphological and molecular phylogenetic analysis in Korea. *Zootaxa* 3368:211-228
- RABITSCH W, NEHRING S (eds) (2017) *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere*. BfN-Skripten 458, Bundesamt f. Naturschutz, Bonn, Germany, 220 pp
- RADASHEVSKY V (2012a) Spionidae (Annelida) from shallow waters around the British Islands: an identification guide for the NMBAQC Scheme with an overview of spionid morphology and biology. *Zootaxa* 3152:1-35
- RADASHEVSKY V (2012b) Tentative Key to Streblospio. 2008 BEQUALM/NMBAQCS Taxonomic workshop - Spionidae, www.nmbaqcs.org/media/1127/streblospio.pdf
- RADASHEVSKY, VI., PANKOVA VV, MALYAR VV, NERETINA TV, WILSON RS, WORSFOLD TM, DIEZ ME, HARRIS LH, HOURDEZ S, LABRUNE C, HOUBIN C, KIND B, KUHLENKAMP R, NYGREN A, BONIFACIO P & BACHELET G (2019) Molecular analysis and new records of the invasive polychaete *Boccardia proboscidea* (Annelida: Spionidae). *Mediterranean Mar Sci* <http://www.medit-mar-sc.net> DOI: <http://dx.doi.org/10.12681/mms.20363>

- RADASHEVSKY, VI. & SELIFONOVA ZP (2013) Records of *Polydora cornuta* and *Streblospio gynobranchiata* (Annelida, Spionidae) from the Black Sea. *Medit Mar Sci* 14 (12): 261-269, DOI: <http://dx.doi.org/10.12681/mms.415>
- RADZIEJEWSKA T, FENSKE C, WAWRZYNIAK-WYDROWSKA B, RIEL P, WOZNICZKA A & GRUSZKA P (2009) The zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and the benthic community in a coastal Baltic lagoon: another example of enhancement? *Mar Ecol* 30, Suppl 1:138-150, doi:10.1111/j.1439-0485.2009.00313.x
- RAJAGOPAL S, VAN DER VELDE & BIJ DE VAATE A (2000) Reproductive biology of the Asiatic clams *Corbicula fluminalis* and *Corbicula fluminea* in the river Rhine. *Arch hydrobiol* 149:403-420
- RAKAUSKAS V, PŪTYS Z, DAINYS J, LESUTIENĖ J, LOŽYS L & ARBAČIAUSKAS K (2013) Increasing population of the invader round goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae), and its trophic role in the Curonian Lagoon, SE Baltic Sea. *Acta Ichthyologica Piscatoria* 43(2):95-108, DOI: 10.3750/AIP2013.43.2.02
- RAKAUSKAS V, RUGINIS T & ARBAČIAUSKAS K (2010) Expansion of the Spinycheek Crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque 1817), in the Nemunas River Basin, Lithuania. *Freshwater Crayfish* 17:73-76
- RAMOS-ESPLÁ AA, MICAEL J, HALDÓRSSON HP & GÍSLASON S (2020) Iceland: a laboratory for non-indigenous ascidians. *Biol Invasions Rec* 9(3):450-460
- RAMSAY A, DAVIDSON J, LANDRY T & ARSENAULT G (2008) Process of invasiveness among exotic tunicates in Prince Edward Island, Canada. *Biol Invasions* 10:1311-1316
- RAMSAY-NEWTON C, DROUIN A, HUGHES AR & BRACKEN MES (2017) Species, community, and ecosystem-level responses following the invasion of the red alga *Dasysiphonia japonica* to the western North Atlantic Ocean. *Biol Invasions* 19:537-547
- RANDER A, MAYER S, GRABOW K & MARTENS A (2009) Die Scherenassel *Tanais dulongii* (Audouin) an Binnenfrachtschiffen im Oberrhein (Crustacea: Tanaidacea). *Lauterbornia* 67:47-51
- RANDLÓV A & RIISGÅRD HU (1979) Efficiency of particle retention and filtration rate in four species of ascidians. *Mar Ecol Prog Ser* 1:55-59
- RASMUSSEN E (1973) Systematics and Ecology of the Isefjord Marine Fauna (Denmark). Reprinted from *Ophelia*, 11, 495 pp
- RAUNIO J, PAASIVIRTA L & BRODIN Y (2009) Marine midge *Telmatogeton japonicus* (Diptera: Chironomidae) exploiting brackish water in Finland. *Aquatic Invasions* 4:405-408
- RAVEN JGM (2019) *Crepidula fornicata* (Linnaeus, 1758) (Gastropoda: Calyptraeidae) as a hermit crab commensal in the North Sea. *Nautilus* 133:40-47
- READ GB (2010) Comparison and history of *Polydora websteri* and *P. haswelli* (Polychaeta: Spionidae) as mud-blister worms in New Zealand shellfish. *New Zeal J Mar Freshw Res* 44(2):83-100, <https://doi.org/10.1080/00288330.2010.482969>
- REICHERT K & BEERMANN J (2011) First record of the Atlantic gammaridean amphipod *Melita nitida* Smith, 1873 (Crustacea) from German waters (Kiel Canal). *Aquatic Invasions* 6(1):103-108, doi: 10.3391/ai.2011.6.1.13
- REIMER LW, HILDEBRAND A, SCHARBERTH D & WALTER U (1994) *Anguillicola crassus* in the Baltic Sea: field data supporting transmission in brackish waters. *Dis Aquat Org* 18:77-79
- REINHOLD M & TITTIZER T (1998) *Limnomysis benedeni* Czerniavsky 1882 (Crustacea: Mysidacea), ein weiteres pontokaspisches Neozoon im Main-Donau-Kanal. *Lauterbornia* 33:37-40
- REISE K (1978) Experiments on epibenthic predation in the Wadden Sea. *Helgol wiss Meeresunters* 31:55-101
- REISE K (1981a) High abundance of small zoobenthos around biogenic structures in tidal sediments of the Wadden Sea. *Helgol Meeresunters* 34:413-425
- REISE K (1981b) Gnathostomolida abundant alongside polychaete burrows. *Mar Ecol Prog Ser* 6:329-333
- REISE K (1982) Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over? *Neth J Sea Res* 16:29-36
- REISE K (1998) Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. *Senckenbergiana marit* 28:167-175
- REISE K, BUSCHBAUM C, BÜTTGER H, RICK J & WEGNER KM (2017a) Invasion trajectory of Pacific oysters in the northern Wadden Sea. *Mar Biol* 164:68
- REISE K, BUSCHBAUM C, BÜTTGER H & WEGNER KM (2017b) Invading oysters and native mussels: from hostile takeover to compatible bedfellows. *Ecosphere* 8: Article e01949
- REISE K, DANKERS N & ESSINK K (2005) Introduced species. In: ESSINK K, DETTMANN C, FARKE H, LAURSEN K, LÜERSSEN G, MARENCIC H & WIERSINGA W (eds) *Wadden Sea Quality Status Report 2004*. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, 155-161
- REISE K, GOLLASCH S & WOLFF WJ (1999) Introduced marine species of the North Sea coast. *Helgoländer Meeresunters* 52:219-243
- REISE K, HERRE E & STURM M (1994) Biomass and abundance of macrofauna in intertidal sediments of Königshafen in the northern Wadden Sea. *Helgoländer Meeresunters* 48:201-215
- REISE K, LACKSCHEWITZ D & WEGNER KM (2022b) Marine turf of an invasive alga expels lugworms from lower shore. *Mar Biol* 169:16, <https://doi.org/10.1007/s00227-021-04004-9>
- REISE K, MICHAELIS R & RYBALKO N (2022a) Invading grass-like alga transforms rippled sand bars into bumpy mud flats: arrival of a game changer in the Wadden Sea? *Aquatic Invasions* 17:1-20, <https://doi.org/10.3391/ai.2022.17.1.01>
- REISE K, OLENIN S & THIELTGES DW (2006) Are aliens threatening European aquatic coastal ecosystems? *Helgol Mar Res* 60:77-83

- REMMERT H (1963) *Telmatogeton remanei* n.sp. eine neue marine Chironomide aus der Kieler Förde. Zool Anz 171:165-178
- REMY P (1927) Note sur un Copépode de l'eau saumâtre du Canal de Caen à la mer. Ann biol lacustre 15:169-186
- RESTAINO DJ, BOLOGNA PAX, GAYNOR JJ, BUCHANAN GA & BILINSKI JJ (2018) Who's lurking in your lagoon? First occurrence of the invasive hydrozoan *Moerisia* sp. (Cnidaria: Hydrozoa) in New Jersey, USA. Bio Invasions Records 7:223-228
- REUSCH TBH, BOLTE S, SPARWEL AG, MOSS AG & JAVIDPOUR J (2010) Microsatellites reveal origin and genetic diversity of Eurasian invasions by one of the world's most notorious marine invader, *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). Mol Ecol 19:2690-2699
- REUSCHEL S, CUESTA JA & SCHUBART CD (2010) Marine biogeographic boundaries and human introduction along the European coast revealed by phylogeography of the prawn *Palaemon elegans*. Mol Phylogenetics Evol 55:765-775, doi:10.1016/j.ympev.2010.03.021
- REVERTER-GIL O & SOUTO J (2019) Watersiporidae (Bryozoa) in Iberian waters: an update on alien and native species. Mar Biodiv 49:2735-2752, <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01003-4>
- REWICZ T, BRODECKI J, BAĆELA-SPYCHALSKA K, KONOPACKA A & GRABOWSKI M (2020) Further steps of *Cryptorchestia garbinii* invasion in Polish inland waters with insights into its molecular diversity in Central and Western Europe. Knowl Manag Aquat Ecosyst 421, 17, <https://doi.org/10.1051/kmae/2020009>
- REWICZ T, GRABOWSKI M, MACNEIL C & BAĆELA-SPYCHALSKA K (2014) The profile of a 'perfect' invader - the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. Aquatic Invasions 9(3):267-288, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.3.04>
- REWICZ T, GRABOWSKI M, TOŃCZYK G, KONOPACKA A & BAĆELA-SPYCHALSKA K (2019) *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 continues its invasion in the Baltic Sea: first record from Bornholm (Denmark). BiolInvasions Rec 8(4):862-870, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.4.14>
- REWICZ T, WATTIER R, GRABOWSKI M, RIGAUD T & BAĆELA-SPYCHALSKA K (2015) Out of the Black Sea: phylogeography of the invasive killer shrimp *Dikerogammarus villosus* across Europe. PLOS ONE, DOI: 10.1371/journal.pone.0118121
- RICE EL & CHAPMAN ARO (1985) A numerical taxonomic study of *Fucus distichus* (Phaeophyta). J Mar Biol Ass UK 65:433-459
- RICE LN, LINDSAY S, RAWSON P (2018) Genetic homogeneity among geographically distant populations of the blister worm *Polydora websteri*. Aquacult Environ Interact 10:437-446, <https://doi.org/10.3354/AEI00281>
- RICHARDSON DM, PYŠEK P, REJMÁNEK M, BARBOUR MG, PANETTA FD & WEST CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity & Distribution 6:93-107
- RICHARDSON TD (2020) The ecological consequences of nonindigenous *Corbicula fluminea* establishment on a benthic macroinvertebrate community. Aquatic Invasions 15(3):382-407
- RICK J (2021) Aktuelle Forschungsthemen: Gäste aus dem Golf von Mexiko. In: MeerWissen, Newsletter Nr. 10, Februar 2021
- RICK J & WILTSHIRE K K (2016) Veränderungen des Phytoplanktons in der Nordsee. In: LOZÁN JL, BRECKLE SW & RACHOR E (eds). Warnsignale Klima: Die Biodiversität 101-108
- RICK J, DREBES G & ELBRÄCHTER M (2018) Semi-quantitative microplankton analysis (Sylt Roads Time Series) in the Wadden Sea off List, Sylt, North Sea (1987-2016), <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.886833>
- RIISGÅRD HU (2017) Invasion of Danish and adjacent waters by the comb jelly *Mnemiopsis leidyi* - 10 years after. Open Journal of Marine Science 7:458-471, DOI: 10.4236/ojms.2017.74032
- RIISGÅRD HU, BARTH-JENSEN C & MADSEN CV (2010) High abundance of the jellyfish *Aurelia aurita* excludes the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* to establish in a shallow cove (Kertinge Nor, Denmark). Aquatic Invasions 5:347-356
- RIISGÅRD HU, MADSEN CV, BARTH-JENSEN C & PURCELL JE (2012) Population dynamics and zooplankton-predation impact of the indigenous scyphozoan *Aurelia aurita* and the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Limfjorden (Denmark). Aquatic Invasions 7:147-162
- ROCHA R, MIGOTTO AE, VIEIRA LM & VENTURA R (2013) The need of more rigorous assessment of marine species introductions: a counter example from Brazilian coast. Mar Poll Bull 67:241-243, Suppl
- ROCHE DG & TORCHIN ME (2007) Established population of the North American Harris mud crab, *Rhithropanopeus harrisi* (Gould 1841) (Crustacea: Brachyura: Xanthidae), in the Panama Canal. Aquatic Invasions 2:155-161
- RODEWALD N, SNYMAN R & SIMON C (2021) Worming its way in *Polydora websteri* (Annelida: Spionidae) increases the number of non-indigenous shell-boring polydora pests of cultured molluscs in South Africa. Zootaxa 4969(2):255-279
- RODRIGUES AM, QUINTINO V, SAMPAIO L, FREITAS R & NEVES R (2011) Benthic biodiversity patterns in Ria de Aveiro, Western Portugal: environmental-biological relationships. Estuar Coast Shelf Sci 95:338-438
- RODRIGUEZ-REY M, CONSUEGRA S, BÖRGER L & GARCIA DE LEANIZ C (2021) Boat ramps facilitate the dispersal of the highly invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Biol Invasions 23:1487-1496, <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02453-9>
- ROGINSKAYA I & GRINTSOV VA (1997) Range expansion of an alien invader - the nudibranch mollusc *Doridella obscura* Verrill, 1870 (Opisthobranchia: Corambidae) in the Black Sea. Veliger 40:160-164

- ROHDE S, SCHUPP PJ, MARKERT A & WEHRMANN A (2017) Only half of the truth: managing invasive alien species by rapid assessment. *Ocean Coast Manag* 146:26-35, <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.05.013>
- ROJE S, ŠVAGROVÁ K, VESELY L, SENTIS A, KOUBA A, BUŘIČ M (2020) Pilferer, murderer of innocents or prey? The potential impact of killer shrimp (*Dikerogammarus villosus*) on crayfish. *Aquatic Sciences* 83:5, <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00762-8>
- ROMOTH K, NOWAK P, KEMPKE D, DIETRICH A, PORSCHKE C & SCHUBERT H (2019) Acclimation limits of *Fucus evanescens* along the salinity gradient of the southwestern Baltic Sea. *Bot Mar* 62:31-42
- ROSENVINGE LK (1920) Om nogle i nyere Tid indvandrede Havvalger I de danske Farvande. *Bot Tidsskr, Copenh* 37:125-135
- ROSEWARNE PJ, PIPER AT, WRIGHT RM & DUNN AM (2013) Do low-head riverine structures hinder the spread of invasive crayfish? Case study of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) movements at a flow gauging weir. *Manag Biol Invasions* 4(4):273-282
- ROTH H & ZETTLER ML (2015) Morphologische und ökologische Eigenschaften allochthoner Mysida aus der Ponto-kaspis. *Lauterbornia* 80:51-68
- ROUDEZ RJ, GLOVER T & WEIS JS (2008) Learning in an invasive and a native predatory crab. *Biol Invasions* 10:1191-1196
- ROWE OF, GULEIKOVA L, BRUGEL S, BYSTÖM P & ANDERSSON A (2016) A potential barrier to the spread of the invasive cladoceran *Cercopagis pengoi* (Ostroumov 1891) in the Northern Baltic Sea. *Reg Stud Mar Sci* 3:8-17
- RUDINSKAYA LV & GUSEV AA (2012) Invasion of the North American wedge clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Bivalvia: Mactridae) in the Vistula Lagoon of the Baltic Sea. *Russ J Biol Invasions* 3:220-229
- RUDOLPH K (1997) Zum Vorkommen des Flohkrebsses *Pontogammarus robustoides* im Peenemündungsgebiet. *Nat Mus* 127:306-312
- RUDOLPH K & COLEMAN CO (2017) Nachweis von *Echinogammarus ischnus* (Stebbing, 1899) in einer Probe aus Berlin, aus dem Jahre 1946. *Lauterbornia* 84:109-111
- RUENESS J (1989) *Sargassum muticum* and other introduced Japanese macroalgae: biological pollution of European coasts. *Mar Poll Bull* 20:173-176
- RUENESS J (1992) *Ceramium cimbricum* (Rhodophyceae, Ceramiales) from Scandinavia; structure, reproduction and systematics. *Nord J Bot* 12:135-140
- RUENESS J (2005) Life history and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. *Phycologia* 44:120-128
- RUENESS J, HEGGØY E, HUSA V & SJØTUN K (2007) First report of the Japanese red alga *Antithamnion nipponicum* (Ceramiales, Rhodophyta) in Norway, an invasive species new to northern Europe. *Aquatic Invasions* 2(4):431-434
- RUFFO S, TAROCCO M & LATELLA L (2014) *Cryptorchestia garbinii* n. sp. (Amphipoda: Talitridae) from Lake Garda (Northern Italy), previously referred to as *Orchestia cavimana* Heller, 1865, and notes on the distribution of the two species. *Ital J Zool* 81(1):92-99, <http://dx.doi.org/10.1080/11250003.2014.891662>
- RÜPPELL G (1967) Zur Lokomotionsaktivität des Amphipoden *Orchestia platensis* im Freiland und im Laboratorium. *Helgoländer Meeresunters* 15:172-180
- RYBALKA N, EPKES S, MICHAELIS R, WEGNER KM & REISE K (2022) Invasive *Vaucheria* (Xanthophyceae) at the lower shore of the Wadden Sea. *Phycologia* 61:274-283 DOI: 10.1080/00318884.2022.2035532
- RYLAND JS (1960) The British species of *Bugula* (Polyzoa). *Proc Zool Soc London* 134:65-105, doi:10.1111/j.1469-7998.1960.tb05919.x
- RYLAND JS, BISHOP JDD, DE BLAUWE H, EL NAGAR A, MINCHIN D, WOOD C & YUNNIE ALE (2011) Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. *Aquatic Invasions* 6:17-31
- RYLAND JS & HAYWARD PJ (1977) British Anascan Bryozoans. *Synopses of the British Fauna No. 10*. Academic Press London, 188 pp
- RYLAND JS, HOLT R, LOXTON J, SPENCER JONES ME & PORTER JS (2014) First occurrence of the non-native bryozoan *Schizoporella japonica* Ortmann (1890) in Western Europe. *Zootaxa* 3780(3):481-502, <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3780.3.3>
- RZHAVSKY AV & NISHI E (2011) A new species, *Pileolaria aurita* (Polychaeta: Spirorbidae), from Japan. *Proc Biol Soc Washington* 124(2):70-76
- SABOUR B, REANI A, EL MAGOURI H & HAROUN R (2013) *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales, Phaeophyta) in Morocco, an invasive marine species new to the Atlantic coast of Africa. *Aquatic Invasions* 8:97-102
- SAGERMAN J, ENGE S, PAVIA H & WIKSTRÖM SA (2015) Low feeding preference of native herbivores for the successful non-native seaweed *Heterosiphonia japonica*. *Mar Biol* 162:2471-2479
- SALAMON M, LÉVÉQUE L, BALLENGHIEN M & VIARD F (2020) Spill-back events followed by self-sustainment explain the fast colonisation of a newly built marina by a notorious invasive seaweed. *Biol Invasions* 22(4):1411-1429
- SALEMMA H & HIETALAHTI V (1993) *Hemimysis anomala* G.O. Sars (Crustacea: Mysidacea) - immigration of a Pontocaspian mysid into the Baltic Sea. *Ann Zool Fennici* 30:271-276
- SALVATERRA T, GREEN DS, CROWE TP & O'GORMAN EJ (2013) Impacts of the invasive alga *Sargassum muticum* on ecosystem functioning and food web structure. *Biol Invasions* 15:2563-2576
- SALVI D, MACALI A & MARIOTTINI P (2014) Molecular phylogenetics and systematics of the bivalve family Ostreidae based on rRNA sequence-structure models and multilocus species tree. *PLOS ONE* 9, e108696

- SAMBROOK K, HOLT RHF, SHARP R, GRIFFITH K, ROCHE RC, NEWSTEAD RG, WYNN G & JENKINS SR (2014) Capacity, capability and cross-border challenges associated with marine eradication programmes in Europe: the attempted eradication of an invasive non-native ascidian, *Didemnum vexillum* in Wales, United Kingdom. *Marine Policy* 48:51-58
- SÁNCHEZ I, FERNÁNDEZ C & ARRONTES J (2005) Long-term changes in the structure of intertidal assemblages after invasion by *Sargassum muticum* (Phaeophyta). *J Phycol* 41:942-949
- SAPOTA MR (2004) The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdańsk – a species introduction into the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514:219-224
- SAPOTA MR (2012) NOBANIS – Invasive Alien Fact Sheet – *Neogobius melanostomus* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (accessed 29.04.2021)
- SATO M (2013) Resurrection of the genus *Nectoneanthes* Imaijima, 1972 (Nereididae: Polychaeta), with redescription of *Nectoneanthes oxypoda* (Marenzeller, 1897) and description of a new species, comparing them to *Neanthes succinea* (Leuckart, 1847). *J Nat Hist* 47:1-4
- SATO-OKOSHI W & ABE H (2013) Morphology and molecular analysis of the 18S rRNA gene of oyster shell borers, *Polydora* species (Polychaeta: Spionidae), from Japan and Australia. *J Mar Biol Assoc United Kingdom* 93:1279-1286, <https://doi.org/10.1017/S002531541200152X>
- SAUNDERS GW, HAWKINS N & WILKIN S (2013) A survey of Sam Orr's Pond (New Brunswick, Canada) uncovers the invasive green alga *Codium fragile* (Chlorophyta) and the orange-striped green anemone *Diadume lineata* (Cnidaria), first records for the Bay of Fundy and Canada, respectively. *Biol Invasions Rec* 2:185-189
- SAVOIE AM & SAUNDERS GW (2015) Evidence for the introduction of the Asian red alga *Neosiphonia japonica* and its introgression with *Neosiphonia harveyi* (Ceramiales, Rhodophyta) in the Northwest Atlantic. *Mol Ecol* 24:5927-5937
- SCHABER M, HASLOB H, HUWER B, HARJES A, HINRICHSSEN H-H, STORR-PAULSEN M, SCHMIDT JO, VOSS R, NEUMANN V & KÖSTER F (2011) Spatio-temporal overlap of the alien invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and ichthyoplankton in the Bornholm Basin. *Biol Invasions* 13:2647-2660
- SCHANZ A, NESTLER S, HOFFMANN F & VON DUERSELEN C-D (2018) Assessment of Non-indigenous Species (NIS) in the Ports of Hamburg and Kiel. BSH 141 pp
- SCHARTUM E, MORTENSEN S, PITTMAN K & JACOBSEN PJ (2017) From pedal to filter feeding: ctenidial organogenesis and implications for feeding in the postlarval freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). *J Moll Stud* 83(1):36-42, doi: 10.1093/mollus/eyw037
- SCHIEBEL W (1973) Quantitativ-ökologische Untersuchungen am uferfernen Mesopsammon in der Kieler Bucht. *Kieler Meeresforsch* 29:58-68
- SCHIEBEL W (1974) *Ameira divagans* Nicholls, 1939 (Copepoda Harpacticoidea). *Mikrofauna Meeresboden* 38:1-10
- SCHIEBEL W (1976) Quantitative Untersuchungen am Meibenthos eines Profils unterschiedlicher Sedimente in der westlichen Ostsee. *Helgoländer wiss Meeresunters* 28:31-42
- SCHIEBEL W & RUMOHR H (1979) Meiofaunaentwicklung auf künstlichen Weichböden in der Kieler Bucht. *Helgoländer wiss Meeresunters* 32:305-312
- SCHELLENBERG A (1942) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, 40. Teil, IV: Flohkrebse oder Amphipoda, 252 pp
- SCHIFFNER V (1916) Studien über Algen des adriatischen Meeres. *Helgoländer wiss Meeresunters* 11:127-198
- SCHILLER J, LACKSCHEWITZ D, BUSCHBAUM C, REISE K, PANG S & BISCHOF K (2018) Heading northward to Scandinavia: *Undaria pinnatifida* in the northern Wadden Sea. *Bot Mar* 61:365-371
- SCHLESCH H (1932) Über die Einwanderung nordamerikanischer Meeresmollusken in Europa unter Berücksichtigung von *Petricola pholadiformis* Lam. und ihre Verbreitung im dänischen Gebiet. *Arch Moll* 64:146-154
- SCHLEUTER A, GEISSEN HP & WITTMANN KJ (1998) *Hemimysis anomala* G.O. Sars 1907 (Crustacea: Mysidacea), eine euryhaline pontokaspische Schwebgarnele in Rhein und Neckar. Erstnachweis für Deutschland. *Lauterbornia* 32:67-71
- SCHMITZ W (1960) Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* Sexton auf dem europäischen Kontinent. *Arch Hydrobiol* 57:223-225
- SCHÖLL F (2012) Das Makrozoobenthos des Rheins 2012. Fassung inklusive nationale Bewertungen nach WRRL zur Vorlage in der PLEN-CC, Stand: Mai 2015, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), 56 pp
- SCHÖLL F, BECKER C & TITTIZER T (1995) Das Makrozoobenthos des schiffbaren Rheins von Basel bis Emmerich 1986-1995. *Lauterbornia* 21:115-137
- SCHÖLL F, EGGERS TO, HAYBACH A, GORKA M, KLIMA M & KÖNIG B (2012) Verbreitung von *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in Deutschland (Mollusca: Bivalvia). *Lauterbornia* 74:111-115
- SCHÖLL F & HEIBECK N (2019) Erster Nachweis von *Laonome xeprovala* (Bick & Bastrop 2018) (Polychaeta) aus der Mosel sowie dem Stichkanal Hildesheim. *Lauterbornia* 86:1-3
- SCHOLZ J, NAKAJIMA K, NISHIKAWA T, KASELOWSKY J & MAWATARI FS (2003) First discovery of *Bugula stolonifera* Ryland, 1960 (Phylum Bryozoa) in Japanese waters, as an alien species to the port of Nagoya. *Bull Nagoya Univ Mus* 19:9-19
- SCHOMAKER C & WOLTER C (2014) First record of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the lower River Oder, Germany. *Biol Invasions Rec* 3(3):185-188, <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2014.3.3.08>

- SCHÖNBORN C, ARNDT EA & GOSSELCK F (1993) Bestimmungsschlüssel der benthischen Hydrozoen der Ostsee. Mitt Zool Mus Berl 69:201-253
- SCHORIES D & ALBRECHT A (1995) *Sargassum muticum* – Der japanische Beerentang im deutschen Wattenmeer. Nat Mus 125:92-98
- SCHORIES D, ALBRECHT A & LOTZE H (1997) Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the Northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters 51:321-341
- SCHORIES D & SELIG U (2006) Die Bedeutung eingeschleppter Arten (alien species) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. Rostock Meeresbiol Beitr 15:147-158
- SCHORIES D, SELIG U & SCHUBERT H (2009) Species and synonym list of the German macroalgae based on historical and recent records. Rostock Meeresbiol Beitr 21, 135 pp
- SCHRANDT MN, STONE LC, KLIMEK B, MÄKELIN S, HECK JR KL, MATTILA J & HERLEVI H (2016) A laboratory study of potential effects of the invasive round goby on nearshore fauna of the Baltic Sea. Aquatic Invasions 11(3):327-335, <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2016.11.3.10>
- SCHREY I (2006) Verbreitung des eingeschleppten Gespens-terkrebsses *Caprella mutica* in der Deutschen Bucht und seine potentielle Ansiedlung in natürlichen Habitaten. Diploma Thesis, Rostock University, 78 pp
- SCHRIMPF A, SCHMIDT T & SCHULZ R (2014) Invasive Chinese mit-ten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). Aquatic Invasions 9:203-209
- SCHUBART CD (2003) The East Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (Brachyura: Varunidae) in the Mediterranean Sea: an independent human-mediated introduction. Sci Mar 67:195-200
- SCHUCHARDT B, HAESLOOP U & SCHIRMER M (1993) The tidal freshwater reach of the Weser estuary: riverine or estuarine? Neth J Aquat Ecol 27:215-226
- SCHUCHERT P (2004) Revision of the European athecate hydroids and their medusa (Hydrozoa, Cnidaria): Families Oceanidae and Pachycordylidae. Revue Suisse de Zoologie 111(2):315-369, <https://doi.org/10.5962/bhl.part.80242>
- SCHUCHERT P (2007) The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Filifera Part 2. Revue Suisse de Zoologie 114(2):195-396, <https://doi.org/10.5962/bhl.part.80395>
- SCHUCHERT P (2010) The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Capitata Part 2. Revue Suisse de Zoologie 117:456-459
- SCHÜCKEL U, MARKERT A, NEUMANN H, KRÖNCKE I & WEHRMANN A (2013) Neue Krebse im Vormarsch. Senckenberg Natur, Forschung, Museum 143:152-157
- SCHÜCKEL U, SCHÜCKEL S, BECK M & LIEBEZEIT G (2010) New range expansion of *Caprella mutica* Schurin, 1935 (Malacostraca: Caprellidae) to the German coast, North Sea. Aquatic Invasions 5, Suppl 1:85-89
- SCHUELLER GH & PETERS AF (1994) Arrival of *Fucus evanescens* (Phaeophyceae) in Kiel Bight (Western Baltic). Bot Mar 37:471-477
- SCHÜLER L, LEITINGER J, SCHANZ A (2020) First record of the Japanese cumacean *Nippoleucon hinumensis* (Gamô, 1967) (Crustacea: Cumacea: Leuconidae) from Europe. BiolInvasions Rec 9(2):249-258, <https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.2.10>
- SCHÜLER L, SCHANZ A, WINKELMANN C, GRAF S & SCHMIDT A (2013) *Jassa* spp. (Amphipoda: Ischyroceridae) in der Ostsee – natürliche Arealerweiterung oder anthropogenes Phänomen? Oral presentation (and abstract), 16. Crustaceo-logen-Tagung, Greifswald University, March 2013
- SCHULTZE K, JANKE K, KRÜSS A & WEIDEMANN W (1990) The macrofauna associated with *Laminaria digitata* and *L. hyperborea* at the island of Helgoland (German Bight, North Sea). Helgoländer Meeresunters 44:39-51
- SCHULZ R & SMETANA P (2001) Occurrence of native and introduced crayfish in Northeastern Germany and North-western Poland. Bull Fr Pêche Piscic 361:629-641
- SCHÜTZ L (1961) Verbreitung und Verbreitungsmöglichkeiten der Bohrmuschel *Teredo navalis* L. und ihr Vordringen in den NO-Kanal bei Kiel. Kieler Meeresforsch 17:228-236
- SCHWEIMANN M (1993) Biodeterioration durch holzerstörende Organismen entlang der Küsten Schleswig-Holsteins. Schr Malakozool Cismar 6:6-8
- SCHWINDT E, BORTULUS A & IRIBARNE OO (2001) Invasion of a reef-builder Polychaete: direct and indirect impacts on the native benthic community structure. Biol Invasions 3:137-149
- SEBESVARI Z, ESSER F & HARDER T (2006) Sediment-associated cues for larval settlement of the infaunal spionid polychaetes *Polydora cornuta* and *Streblospio benedicti*. J Exp Mar Biol Ecol 337:109-120
- SEELEY B, SEWELL J & CLARK PF (2015) First GB records of the invasive Asian shorecrab, *Hemigrapsus sanguineus* from Glamorgan, Wales and Kent, England. Mar Biodiv Rec 8; e102, doi:10.1017/S1755267215000809
- SEI S & FERRARI I (2008) First report of the occurrence of *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoida) in the Lesina lagoon (south Adriatic Sea – Mediterranean Sea). Mar Biodiv Rec 1; e37; 2 pages; published online
- SEREGIN SA & POPOVA EV (2020) *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913 – a new species of invasive copepod in the Black Sea: the first results of invasion. Russ J Biol Invasions 11 (2):143-147
- SEYER T, MORAIS P, AMORIM K, LEITÃO F, MARTINS F & TEODÓSIO MA (2017) On the presence of the Ponto-Caspian hydrozoan *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771) in an Iberian estuary: highlights on the introduction vectors and invasion routes. BiolInvasions Records 6:331-337
- SEYS J, VINCX M & MEIRE P (1999) Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). Hydrobiologia 406:119-132

- SFRISO A, BUOSI A, WOLF MA & SFRISO AA (2020) Invasion of alien macroalgae in the Venice Lagoon, a pest or a resource? *Aquatic Invasions* 15(2):245-270
- SHAIEK M, EL ZRELLI R, CROCETTA F, MANSOUR L & RABAOU L (2021) On the occurrence of three exotic decapods, *Callinectes sapidus* (Portunidae), *Portunus segnis* (Portunidae), and *Trachysalambria palaestinensis* (Penaeidae), in northern Tunisia, with updates on the distribution of the two invasive portunids in the Mediterranean Sea. *Biol Invasions Rec* 10(1):158-169, <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.1.17>
- SHAN T, Pang S, Wang X, Li J, Su L, Schiller J, Lackschewitz D, Hall-Spencer JM & Bischof K (2019) Genetic analysis of a recently established *Undaria pinnatifida* (Laminariales: Alariaceae) population in the northern Wadden Sea reveals close proximity between drifting thalli and the attached population. *Europ J Phycol* 54:154-161
- SHICK JM & LAMB AN (1977) Asexual reproduction and genetic population structure in the colonizing sea anemone *Haliplanella luciae*. *Biol Bull* 153:604-617
- ŠIDAGYTĖ E, SOLOVJOVA S, ŠNIAUKŠTAITĖ V, ŠIAULYS A, OLENIN S & ARBAČIAUSKAS K (2017) The killer shrimp *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Amphipoda) invades Lithuanian waters, south-eastern Baltic Sea. *Oceanologia* 59:85-91, <http://dx.doi.org/10.1016/j.oceano.2016.08.004>
- SIEGEL E (2019) Ferskvandsbænkebidderen *Proasellus coxalis* (Dollfus, 1892) - ny art for Danmark. https://www.fugleognatur.dk/forum/show_message.asp?page=1&MessageID=1988436&ForumID=4 (access 23.11.2020)
- SIKORSKI AV & BICK A (2004) Revision of *Marenzelleria* Mesnil, 1896 (Spionidae, Polychaeta). *Sarsia* 89:253-275
- SILVA PC (1957) *Codium* in Scandinavian waters. *Svensk Bot Tidskr* 51:117-134
- SIMON CA (2015) Observations on the composition and larval developmental modes of polydorid pests of farmed oysters (*Crassostrea gigas*) and abalone (*Haliotis midae*) in South Africa. *Invertebr Reprod Dev* 59:124-130, <https://doi.org/10.1080/07924259.2015.1044675>
- SIMONS J (1975) *Vaucheria* species from estuarine areas in the Netherlands. *Netherlands J Sea Res* 9:1-23
- SJØTUN K, HUSA V & PEÑA V (2008) Present distribution and possible vectors of introductions of the alga *Heterosiphonia japonica* (Ceramiales, Rhodophyta) in Europe. *Aquatic Invasions* 3:377-394
- SKABEIKIS A, MORKŪNĖ R, BACEVIČIUS E, LESUTIENĖ J, MORKŪNAS J, POŠKIENĖ A & ŠIAULYS A (2018) Effect of round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion on blue mussel (*Mytilus edulis trossulus*) population and winter diet of the long-tailed duck (*Clangula hyemalis*). *Biol Invasions* 21:911-923, <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1869-y>
- SKAGE M, GABRIELSEN TM & RUENESS J (2005) A molecular approach to investigate the phylogenetic basis of three widely used species groups in the red algal genus *Ceramium* (Ceramiales, Rhodophyta). *Phycologia* 44:353-360
- SMITH P, GUY C & DONNAN D (2015) Pacific oysters, *Crassostrea gigas*, established in Scotland. *Aquatic Conserv Mar Freshw Ecosyst* 25:733-742
- SMITH P, PERRETT J, GARWOOD P & MOORE G (1999) Two additions to the UK marine fauna: *Desmona ornata* Banse 1957 (Polychaeta, Sabellida) and *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Amphipoda, Gammaridea). *Newsletter of the Porcupine Marine Natural History Society* 2:8-11
- SNEEKES AC, MENDEZ-MERINO N, VAN DER WEIDE B, GLORIUS ST, & TAMIS J (2015) Invasieve soorten Waddenzee: Ecosysteem resistentie en de Filipijnse tapijtscelp. IMARES Rapport [C175/15], 68 pp
- SOLOVJOVA S, SAMUILOVIENĖ A, SRĖBALIENĖ G, MINCHIN D & OLENIN S (2019) Limited success of the non-indigenous bivalve clam *Rangia cuneata* in the Lithuanian coastal waters of the Baltic Sea and the Curonian Lagoon. *Oceanologia* 61:350-367
- SOORS J, FAASSE M, STEVENS M, VERBESSEM I, DE REGGE N & VAN DEN BERGH E (2010) New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). *Belg J Zool* 140(1):3-10
- SOORS J, VAN HAAREN T, TIMM T & SPEYBROECK J (2013) *Bratislava dadayi* (Michaelsen, 1905) (Annelida: Clitellata: Naididae): a new non-indigenous species for Europe, and other non-native annelids in the Schelde estuary. *Aquatic Invasions* 8(1):37-44
- SORDYL H, BÖNSCH R, GERCKEN J, GOSSELCK F, KREUZBERG M & SCHULZE H (1998) Verbreitung und Reproduktion des Schiffsbohrwurms *Teredo navalis* L. an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. *Dt Gewässerkd Mitt* 42:142-149
- SPICER JI & JANAS U (2006) The beachflea *Platorchestia platen-sis* (Kröyer, 1845): a new addition to the Polish fauna (with a key to Baltic talitrid amphipods). *Oceanologia* 48:287-295
- SPIKKELAND I, OLSEN JB, KASBO R, OLSEN KM & NILSSEN JP (2020) The invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 conquering the north of Europe using a new pathway: the first recordings from Norway. *Fauna norvegica* 40:130-136, doi: 10.5324/fn.v40i0.3582
- SPIVAK ED, BOSCHI EE & MARTORELLI SR (2006) Presence of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Crustacea: Decapoda: Caridea: Palaemonidae) in Mar del Plata harbor, Argentina: first record from southwestern Atlantic waters. *Biol Invasions* 8:673-676
- SPRATTE S (2014) Störe in Schleswig-Holstein: Vergangenheit - Gegenwart - Zukunft. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), Flintbek. 226 pp
- STÆHR PA, JAKOBSEN HH, HANSEN JLS, ANDERSEN P, CHRISTENSEN J, GÖKE C, THOMSEN MS & STEBBING PD (2020) Trends in records and contribution of non-indigenous and cryptogenic species to marine communities in Danish waters: potential indicators for assessing impact. *Aquatic Invasions* 15(2):217-244, <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.2.02>

- STÆHR PA, PEDERSEN MF, THOMSEN MS, WERNBERG T & KRAUSE-JENSEN D (2000) Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Mar Ecol Prog Ser* 207:79-88
- STAMMER HJ (1932) Zur Kenntnis der Verbreitung und Systematik der Gattung *Asellus*, insbesondere der mitteleuropäischen Arten (Isopoda). *Zool Anz* 99(5/6):113-131
- STAMP TE (2016) *Molgula manhattensis* with a hydroid & bryozoan turf on tide-swept moderately wave-exposed circalittoral rock. In: TYLER-WALTERS H & HISCOCK K (eds) *Marine Life Information Network: Biology & Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. DOI <https://dx.doi.org/10.17031/marlinhab.1063.1>
- STATES OF JERSEY, DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT (2017) Non-native marine species in the Channel Islands – a review and assessment, 238 pp, [r non-native marine species in the channel islands 20171222 dm.pdf \(gov.je\)](https://www.gov.je/non-native-marine-species-in-the-channel-islands-20171222-dm.pdf)
- STEBBING P, JOHNSON P, DELAHUNTY A, CLARK PF, MCCOLLIN T, HALE C & CLARK S (2012) Reports of American lobsters, *Homarus americanus* (H. Milne Edwards, 1837), in British waters. *Biol Invasions Rec* 1(1):17-23, <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2012.1.1.04>
- STEELE S & MULCAHY MF (2001) Impact of the copepod *Mytilicola orientalis* on the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Ireland. *Dis Aquat Org* 47:145-149
- STEFANIAK L, LAMBERT G, GITTENBERGER A, ZHANG H, LIN S & WHITLATCH RB (2009) Genetic conspecificity of the world-wide populations of *Didemnum vexillum* Kott, 2002. *Aquatic Invasions* 4(1):29-44
- STEGENGA H & KARREMANS M (2015) Overzicht van de roodwierexoten in de mariene wateren van Zuidwest-Nederland. *Gorteria* 37:141-157
- STEGENGA H, KARREMANS M & SIMONS J (2006) Zeewieren van de voormalige oesterputten bij Yerseke. *Gorteria* 32:125-143
- STEGENGA H & MOL I (2002) *Ulva* in Nederland: nog meer soorten. *Het Zeepaard* 62:185-192
- STEGENGA H & OTTEN BG (1997) Recente veranderingen in de Nederlandse Zeewierflora III. Nieuwe vestigingen van soorten in de roodwiergenera *Choreocolax* (Choreocolacaceae), *Grateloupia* (Cryptonemiaceae), *Ceramium* en *Seirospora* (Ceramiaceae). *Gorteria* 23:69-76
- STEINHAGEN S, KAREZ R & WEINBERGER F (2019a) Surveying seaweeds from the Ulvales and Fucales in the world's most frequently used artificial waterway, the Kiel Canal. *Bot Mar* 62:51-61
- STEINHAGEN S, KAREZ R & WEINBERGER F (2019b) Cryptic, alien, and lost species: molecular diversity of *Ulva sensu lato* along the German coasts of the North and Baltic Seas. *Europ J Phycol* (<https://doi.org/10.1080/09670262.2019.1597925>)
- STEPANJANTS SD, TIMOSHKIN OA, ANOKHIN BA & NAPARA TO (2000) A new species of *Pachycordyle* (Hydrozoa, Clavidae) from Lake Biwa (Japan), with remarks on this and related genera. *Sci Mar* 64, Suppl 1:225-236
- STOCK JH (1965) On Copepoda associated with Dutch molluscs. *Basteria* 29:65-71
- STOCK JH (1993) Copepoda (Crustacea) associated with commercial and non-commercial Bivalvia in the East Scheldt, The Netherlands. *Bijdr Dierkunde* 63:61-64
- STOCK M (2015) Das Schlickgras-Dilemma. Jagd und Artenschutz, Jahresbericht 2015. Schleswig-Holstein Ministerium f. Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume:115-118
- STRAND A, BLANDA E, BODVIN T, DAVIDS JK, JENSEN LF, HOLMHANSEN TH, JELMERT A, LINDEGARTH S, MORTENSEN S, MOY FE, NIELSEN P, NORLING P, NYBERG C, CHRISTENSEN HT, VISMANN B, HOLM MW, HANSEN BW & DOLMER P (2012) Impact of an icy winter on the Pacific oyster (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. *Aquatic Invasions* 7:433-440
- STRASSER M (1999) *Mya arenaria* – an ancient invader of the North Sea coast. *Helgoländer Meeresunters* 52:309-324
- STRAYER DL, ADAMOVICH BV, ADRIAN R, ALDRIDGE DC, BALOGH C, BURLAKOVA LE, FRIED-PETERSEN HB, G.-TÓTH L, HETHERINGTON AL, JONES TS, KARATAYEV AY, MADILL JB, MAKAREVICH OA, MARSDEN JE, MARTEL AL, MINCHIN D, NALEPA TF, NOORDHUIS R, ROBINSON TJ, RUDSTAM LG, SCHWALB AN, SMITH DR, STEINMAN AD & JESCHKE JM (2019) Long-term population dynamics of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *D. rostriformis*): a cross-system analysis. *Ecosphere* 10(4):e02701. 10.1002/ecs2.2701
- STREFTARIS N, ZENETOS A & PAPATHANASSIOU E (2005) Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanograph Mar Biol: Ann Rev* 43:419-453
- STRODE E, BEREZINA NA, KALNINS M & BALODE M (2013) New records of the amphipods *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 and *Pontogammarus robustoides* G.O. Sars, 1894 in Latvian waters of the Baltic Sea. *Biol Invasions Rec* 2:63-68
- STUBBINGS HG (1950) Earlier records of *Elminius modestus* Darwin in British waters. *Nature* 166:277-278
- STUBBINGTON R, TERRELL-NIELD C, HARDING P (2008) The first occurrence of the Ponto-caspian invader, *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Mysidacea) in the UK. *Crustaceana* 81(1):43-55
- STYAN CA, MCCLUSKEY CF, SUN Y & KUPROYANOVA EK (2017) Cryptic sympatric species across the Australian range of the global estuarine invader *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) (Serpulidae; Annelida). *Aquatic Invasions* 12(1):53-65
- SURUGIU V (2012) Systematics and ecology of species of the *Polydora*-complex (Polychaeta: Spionidae) of the Black Sea. *Zootaxa* 65:45-65, <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3518.1.3>
- SWEDISH AGENCY FOR MARINE AND WATER MANAGEMENT REPORT 2016:4 Risk assessment of American lobster (*Homarus americanus*). 91 pp

- SWENNEN C & DEKKER R (1995) *Corambe batava* Kerbert, 1886 (Gastropoda: Opisthobranchia), an immigrant in The Netherlands, with a revision of the family Corambidae. *J Moll Stud* 61:97-107
- ŚWIEŻAK J, SMOLARZ K, MICHNOWSKA A, ŚWIĄTALSKA A, SOBCZYK A & KORNIJÓW R (2021) Physiological and microbiological determinants of the subtropical non-indigenous *Rangia cuneata* health and condition in the cold coastal waters of the Baltic Sea: the Vistula Lagoon case study. *Aquatic Invasions* 16(4):653-674, <https://doi.org/10.3391/ai.2021.16.4.05>
- SWINNEN F, LEYNEN M, SABLON R, DUVIVIER L & VANMAELE R (1998) The Asiatic clam *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in Belgium. *Biologie* 68:47-53
- SYLVESTER F, KALACI O, LEUNG B, LACOURSIÈRE-ROUSSEL A, CLARKE MURRAY C, CHOI FM, BRAVO MA, THERRIault TW & MACISAAC HJ (2011) Hull fouling as an invasion vector: can simple models explain a complex problem? *J App Ecol* 48:415-423
- SZANIAWSKA A, DOBRZYCKA-KRAHEL A & JASZCZOŁT (2017) Spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) on its way to the open coastal waters of the Baltic Sea. *Oceanol Hydrobiol Stud* 46(4):451-463
- SZANIAWSKA A, ŁAPUCKI T & NORMANT M (2003) The invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in Puck Bay. *Oceanologia* 45:507-510
- TAMBS-LYCHE H (1964) *Gonionemus vertens* L. Agassiz (Limnomedusae) – a zoogeographical puzzle. *Sarsia* 15:1-8
- TAMULYONIS A, GAGAEV S, STRATANENKO EA, ZUYEV A & POTIN VV (2020) Invasion of the polychaeta *Laonome xeprovala* Bick & Bastrop 2018 (Sabellidae, Polychaeta) into the estuary of the Luga and Khabolovka rivers (Luga Bay Gulf of Finland). (In Russian with English summary)
- TANG M & KRISTENSEN E (2010) Associations between macrobenthos and invasive cordgrass, *Spartina anglica*, in the Danish Wadden Sea. *Helgol Mar Res* 64:321-329
- TANNER CE (1986) Investigations of the taxonomy and morphological variation of *Ulva* (Chlorophyta): *Ulva californica* Wille. *Phycologia* 25:510-520
- TEIGSMARK G (1981) *Orchestia platensis* (Talitridae), an amphipod new to the Norwegian fauna. *Sarsia* 66:165
- TELESH IV & OJAVEER H (2002) The predatory water flea *Cercopagis pengoi* in the Baltic Sea: Invasion history, distribution and implications to ecosystem dynamics. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 62-65
- TENDAL OS & FLINTEGAARD H (2007) Et fund af en sjælden krabbe i danske farvande: den blå svømmekrabbe, *Callinectes sapidus* (Crustacea; Decapoda; Portunidae). *Flora og Fauna* 113(3):53-54
- TENDAL OS, JENSEN KR & RIISGARD U (2007) Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* widely distributed in Danish waters. *Aquatic Invasions* 2:455-460
- TESCHKE K, KAREZ R, SCHUBERT PR & BEERMANN J (2020) Colonisation success of introduced oysters is driven by wave-related exposure. *Biol Invasions* 22:2121-2127 <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02246-0>
- THEISEN BF (1966) *Mytilicola intestinalis* Steuer in Danish Waters 1964-65. Medd fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser 4:327-337
- THEISEN BF (1987) *Mytilicola intestinalis* Steuer and the condition of its host *Mytilus edulis*. *Ophelia* 27:77-86
- THIEL H (1962) *Clavopsella quadranularia* nov. spec. (Clavopsellidae nov. fam.), ein neuer Hydroidpolyp aus der Ostsee und seine phylogenetische Bedeutung. *Z Morph Ökol Tiere* 51:227-260
- THIEL ME (1968) Die Einwanderung der Hydromeduse *Nemopsis bachei* L. Ag. aus dem ostamerikanischen Küstengebiet in die westeuropäischen Gewässer und die Elbmündung. *Abh Verh Naturw Ver Hamburg, N.F.* 12:81-94
- THIEL R, SCHOLLE J & SCHULZE S (2012) First record of the naked goby *Gobiosoma bosc* (Lacepède, 1800) in European waters. *BiolInvasions Rec* 1(4):295-298, <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2012.1.4.09>
- THIELTGES DW (2005) Benefit from an invader: American slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces star fish predation on basibiont European mussels. *Hydrobiologia* 541:241-244
- THIELTGES DW, KRAKAU M, ANDRESEN H, FOTTNER S & REISE K (2006) Macroparasite community in molluscs of a tidal basin in the Wadden Sea. *Helgol Mar Res* 60:307-316
- THIELTGES DW, REISE K, PRINZ K & JENSEN KT (2009) Invaders interfere with native parasite-host interactions. *Biol Invasions* 11:1421-1429
- THIELTGES DW, STRASSER M & REISE K (2003) The American slipper limpet *Crepidula fornicata* (L.) in the northern Wadden Sea 70 years after its introduction. *Helgol Mar Res* 57:27-33
- THIELTGES DW, STRASSER M, VAN BEUSEKOM J & REISE K (2004) Too cold to prosper – winter mortality prevents population increase of the introduced slipper limpet *Crepidula fornicata* in northern Europe. *J Exp Mar Biol Ecol* 311:375-391
- THOMSEN MS (2010) Experimental evidence for positive effects of invasive seaweed on native invertebrates via habitat-formation in a seagrass bed. *Aquatic Invasion* 5:341-346
- THOMSEN MS, GURGEL CFD, FREDERICQ S & MCGLATHERTY KJ (2005) *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta, Gracilariaceae) in Hog Island Bay, Virginia: a cryptic alien and invasive macroalga and taxonomic correction. *J Phycol* 42:139-141
- THOMSEN MS, STÆHR PA, NYBERG C, SCHWAERTER S, KRAUSE-JENSEN D & SILLIMAN BR (2007b) *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, 1967 (Rhodophyta, Gracilariaceae) in northern Europe, with emphasis on Danish conditions, and what to expect in the future. *Aquatic Invasions* 2:83-94

- THOMSEN MS, WERNBERG T, STÆHR P, KRAUSE-JENSEN D, RISGAARD-PETERSEN N & SILLIMAN BR (2007a) Alien macroalgae in Denmark – a broad-scale national perspective. *Mar Biol Res* 3:61-72
- THORP CH, KNIGHT-JONES P & KNIGHT-JONES EW (1986) New records of tubeworms established in British harbours. *J Mar Biol Ass UK* 66:881-888
- THORSON G (1946) Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates. *Meddelelser fra Kommissionen for Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Serie: Plankton* 4:121-124
- TIMM T (2013) The genus *Potamothrix* (Annelida, Oligochaeta, Tubificidae): a literature review. *Estonian J Ecol* 62(2):121-136
- TING JH & GELLER, JB (2000) Clonal diversity in introduced populations of an Asian sea anemone in North America. *Biol Invasions* 2:23-32
- TISELIUS P, BORG CMA, HANSEN BW, HANSEN PJ, NIELSEN TG & VISMANN B (2008) High reproduction, but low biomass: mortality estimates of the copepod *Acartia tonsa* in a hyper-eutrophic estuary. *Aquat Biol* 2:93-103
- TITA G, DESROSIERES G, VINCEX M & NOZAS C (2000) Predation and sediment disturbance effects of the intertidal polychaete *Nereis virens* (Sars) on associated meiofaunal assemblages. *J Exp Mar Biol Ecol* 243:261-282
- TITTIZER T (1997) Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrobenthos) in den europäischen Wasserstraßen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals. *Schriftenreihe des Bundesamtes f. Wasserwirtschaft* 4:113-134
- TITTIZER T, SCHÖLL F, BANNING M, HAYBACH A & SCHLEUTER M (2000) Aquatische Neozoen im Makrobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39:1-72
- TITTIZER T & TAXACHER M (1997) Erstnachweis von *Corbicula fluminea/fluminalis* (Müller 1774) (Corbiculidae, Mollusca) in der Donau. *Lauterbornia* 31:103-107
- TOBIAS W (1972) Ist der Schlammröhrenwurm *Branchiura sowerbyi* Beddard 1892 (Oligochaeta: Tubificidae) ein tropischer Einwanderer im Untermain? *Nat Mus* 102:93-107
- TORN K, KOVTUN-KANTE A, HERKÜL K & MARTIN G (2015) Distribution and predictive occurrence model of charo Estonian waters. *Aquatic Botany* 120:142-149
- TORN K & MARTIN G (2003) *Chara connivens* P. Salzmänn ex A. Braun 1835. In: SCHUBERT H & BLINDOW I (eds) Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19: Chapter 4.6, 82-88
- TOUPOINT N, GODET L, FOURNIER J, RETIÈRE C & OLIVIER F (2008) Does Manila clam cultivation affect habitats of the engineer species *Lañice conchilega* (Pallas, 1766)? *Mar Poll Bull* 56:1429-1438
- TROOST K (2010) Causes and effects of a highly successful marine invasion: case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *J Sea Res* 64:145-165
- TROTT TJ, LAZO-WASEM EA & ENTERLINE C (2020) *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) in the Northwest Atlantic Ocean. *Aquatic Invasions* 15(2):282-296, <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.2.05>
- TUENTE U, PIEPENBURG D & SPINDLER M (2002) Occurrence and settlement of the common shipworm *Teredo navalis* (Bivalvia: Teredinidae) in Bremerhaven harbours, northern Germany. *Helgol Mar Res* 56:87-94
- TULP A (2006) De rugstreepteurgarnaal *Palaemon macrodactylus* in meerdere Waddenhavens. *Het Zeepaard* 66(1):27-28
- TWIGG GC (2011) *Fucus distichus* L. and Related Species in the British Isles in Relation to Sea Temperature Change. Subm. for the degree of Doctor of Philosophy, Heriot-Watt University, School of Life Sciences, May 2011
- TYKARSKA MB, JANAS U & BRZANA R (2019) Distribution and abundance of Talitridae in the southern Baltic Sea – twelve years after the first record of *Platorchestia platen-sis* (Kroyer, 1845) in 2005. *Oceanol Hydrobiol Stud* 48(1):66-75
- ULRICH W (1926) Über das Vorkommen der *Victorella pavid* Kent und einiger anderer Bryozoen im Brackwasser des Rostocker Hafens. *Zoomorph* 5:559-576
- UTTIERI M, AGUZZI L, AIESE CIGLIANO R, AMATO A, BOJANIĆ N, BRUNETTA M, CAMATTI E, CAROTENUTO Y, DAMJANOVIĆ T, DELPY F, DE OLAZABAL A, DI CAPUA I, FALCÃO J, FERNANDEZ DE PUELLES ML, FOTI G, GARBAZEY O, GORUPPI A, GUBANOVA A, HUBAREVA E, IRIARTE A, KHANAYCHENKO A, LUČIĆ D, MARQUES SC, MAZZOCCHI MG, MIKUŠ J, MINUTOLI R, PAGANO M, PANSERA M, PERCOPO I, PRIMO AL, SVETLICHNY L, ROŽIĆ S, TIRELLI V, URIARTE I, VIDJAK O, VILLATE F, WOOTTON M, ZAGAMI G, ZERVOUDAKI S (2020) WGEUROBUS – Working Group “Towards a EUROpean OBservatory of the non-indigenous calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinUS*”. *Biol Invasions* 22:885-906, <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02174-8>
- VALOVRTA I & PORKKA M (1996) The distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* (Pallas) in the eastern Gulf of Finland. *Memoranda Soc Fauna Flora Fennica* 72:63-78
- VAN BEEK GCW (2006) The round goby *Neogobius melanostomus* first recorded in the Netherlands. *Aquatic Invasions* 1(1):42-43
- VAN DAMME P, MEES J & MAEBE S (1992) Voorkomen van het Zuiderzeekrabbetje *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in de Westerschelde. *De Strandvlo* 12(1):19-21
- VAN DEN BRINK A & HUTTING S (2017) Clash of the crabs: inter-specific, inter-cohort competition between the native European green crab, *Carcinus maenas* and the exotic brush clawed crab *Hemigrapsus takanoi* on artificial oyster reefs. *J Sea Res* 128:41-51, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.08.002>

- VAN DER MEEREN G, STØTTRUP J, ULMESTRAND M, ØRESLAND V, KNUTSEN JA & AGNALT A-L (2010) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Homarus americanus*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org (access 03.03.2021)
- VAN DER TOORN J (1980) On the ecology of *Cotula coronopifolia* L. and *Ranunculus scleratus* L. Acta Bot Neerl 29:385-396
- VAN DER VELDE G & PLATVOET D (2007) Quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany). Aquatic Invasions 2:261-264 doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2007.2.3.11>
- VAN HAAREN T (2016) Oligochaeten van brakke en zoute wateren in Nederland (Annelida: Oligochaeta). Nederlandse Faun Meded 46:115-164
- VAN HAAREN T & SOORS J (2009) *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901): A new crustacean invader in Europe. Aquatic Invasions 4:703-711
- VAN KESSEL N, DORENBOSCH M, KRANENBARG J, VAN DER VELDE G & LEUVEN RSEW (2016) Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the abundance of protected native bullhead. Aquatic Invasions 11(2):179-188, <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2016.11.2.07>
- VAN MOORSEL G (2016) Een Amerikaans mosdier in Nederland. Kijk op Exoten 5(1):9, Natuurtijdschriften: Een Amerikaans mosdier in Nederland
- VAN RIEL MC, VAN DER VELDE G, RAJAGOPAL S, MARGUILLIER S, DEHAIRS F & BIJ DE VAATE A (2006) Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-caspian invader *Dikerogammarus villosus*. Hydrobiologia 565:39-58, DOI 10.1007/s10750-005-1904-8
- VAN SOEST RWM (1976) First European record of *Haliclona loosanoffi* Hartman, 1958 (Porifera, Haplosclerida), a species hitherto known only from the New England coast (U.S.A.). Beaufortia 24:177-187
- VAN SOEST RWM (1977) Marine and freshwater sponges (Porifera) of the Netherlands. Zool Meded 50:261-273
- VAN SOEST RWM, DE KLUIJVER MJ, VAN BRAGT PH, FAASSE M, NIJLAND R, BEGLINGER EJ, DE WEERDT WH & DE VOOGD NJ (2007) Sponge invaders in Dutch coastal waters. J Mar Biol Ass UK 87:1733-1748, doi: 10.1017/S002531540705816X
- VAN WALRAVEN L, DAAN R, LANGENBERG VT & VAN DER VEER HW (2017) Species composition and predation pressure of the gelatinous zooplankton community in the western Dutch Wadden Sea before and after the invasion of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865. Aquatic Invasions 12:5-21
- VANCE T, LAUTERBACH L, LENZ M, WAHL M, SANDERSON RA & THOMASON JC (2009) Rapid invasion and ecological interactions of *Diplosoma listerianum* in the North Sea, UK. JMB2- Biodiversity Rec 2(e59).
- VANSTEENBRUGGE L, REGENMORTEL T VAN, DE TROCH M, VINCX M & HOSTENS K (2015) Gelatinous zooplankton in the Belgian part of the North Sea and the adjacent Schelde estuary: Spatio-temporal distribution patterns and population dynamics. J Sea Res 97:28-39
- VEIGA P, TORRES AC, RUBAL M, TRONCOSO J & SOUSA-PINTO I (2014) The invasive kelp *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Ochrophyta) along the north coast of Portugal: distribution model versus field observations. Mar Poll Bull 84:363-365
- VEILLEUX E & DE LAFONTAINE Y (2007) Biological synopsis of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*). Can Manuscr Rep Fish Aquat Sci 2812:vi + 45p
- VELAQUE M, BELSHER T & DESLOUS-PAOLI JM (2002) Morphology and reproduction of Asiatic *Ulva pertusa* (Ulvales, Chlorophyta) in Thau Lagoon (France, Mediterranean Sea). Cryptogamie, Algol 23:301-310
- VELAQUE M, BRANNOCK PM, KOMATSU T, VILLALARD-BOHNSACK M & MARSTON M (2005) The genus *Grateloupia* C. Agardh (Halymeniaceae, Rhodophyta) in the Thau Lagoon (France, Mediterranean): a case study of marine plurispecific introductions. Phycologia 44(5):477-496
- VELAQUE M & BRETON G (2019) Biological invasion: long term monitoring of the macroalgal flora of a major European harbor complex. Mar Poll Bull 143:228-241
- VERCAUTEREN T & WOUTERS K (2008) Eerste vondst van de Ponto-Kaspische aasgarnaal *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882 (Crustacea -Mysidacea) in België, in het Provinciaal Groendomein Prinsenpark te Retie. ANTenne 2(1):15-18
- VERREYCKEN H, BREINE JJ, SNOEKS J & BELPAIRE C (2011) First record of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae) in Belgium. Acta Ichthyologica Piscatoria 41:137-140
- VERREYCKEN H, GALLE L, LAMBEENS I, MAES Y, TERRIE T, VAN DEN BERGH E & BREINE JJ (2019) First record of the naked goby, *Gobiosoma bosc* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae), from the Zeeschelde, Belgium. Acta Ichthyologica Piscatoria 49(3):291-294
- VERSLYCKE T, JANSSEN C, LOCK K & MEES J (2000) First occurrence of the Pontocaspian invader *Hemimysis anomala* (Sars, 1907) in Belgium (Crustacea: Mysidacea). Belg J Zool 130:157-158
- VERSTIJNEN YJM, LUCASSEN ECHET, VAN DER GAAG M, WAGENVOORT AJ, CASTELIJNS H, KETELAARS HAM, VAN DER VELDE G & SMOLDERS AJP (2019) Trophic relationships in Dutch reservoirs recently invaded by Ponto-Caspian species: insights from fish trends and stable isotope analysis. Aquatic Invasions 14(2):280-298, <http://doi.org/10.3391/ai.2019.14.2.08>
- VERVOORT W (1964) Note on the distribution of *Garveia franciscana* (Torrey, 1902) and *Chordylophora caspia* (Pallas, 1771) in the Netherlands. Zool Meded 39:125-146

- VERWEEN A, KERCKHOF F, VINCX M & DEGRAER S (2006b) First European record of the invasive brackish water clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Mollusca: Bivalvia). *Aquatic Invasions* 1:198-203
- VERWEEN A, VINCX M & DEGRAER S (2006a) Growth patterns of *Mytilopsis leucophaeata*, an invasive biofouling bivalve in Europe. *Biofouling* 22:221-231
- VERWEEN A, VINCX M, MEES J & DEGRAER S (2005) Seasonal variability of *Mytilopsis leucophaeata* larvae in the harbour of Antwerp: implications for ecologically and economically sound biofouling control. *Belg J Zool* 135:91-93
- VIEIRA, LM., SPENCER JONES M & TAYLOR PD (2014) The identity of the invasive fouling bryozoan *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny) and some other congeneric species. *Zootaxa* 3857(2):151-182
- VIENA J, JENSEN KT, GONZÁLEZ-TIZÓN AM & MARTÍNEZ-LAGE A (2012) Population genetic analysis of *Ensis directus* unveils high genetic variation in the introduced range and reveals a new species from the NW Atlantic. *Mar Biol* 159:2209-2227 DOI 10.1007/s00227-012-2006-6
- VILLALARD-BOHNSACK M & HARLIN MM (1997) The appearance of *Grateloupia doryphora* (Hyalmeniaceae, Rhodophyta) on the northeast coast of North America. *Phycologia* 36(4): 324-328, <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-36-4-324.1>
- VLIZ ALIEN SPECIES CONSORTIUM (2011). Grijze korstzakpijp - *Diplosoma listerianum*. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria. VLIZ Information Sheets, 42. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende, Belgium, 5 pp
- VLIZ ALIEN SPECIES CONSORTIUM (2020a). *Incisocalliope aestuarius* - Estuariene poliepvlo. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2020. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), 5 pp
- VLIZ ALIEN SPECIES CONSORTIUM (2020b). *Monocorophium sextonae* - Sexton's slijkgarnaal. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2020. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), 5 pp
- VLIZ ALIEN SPECIES CONSORTIUM (2020c). *Palaemon macrodactylus*, Rugstreepteurgarnaal. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2020. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), 8 pp
- VLIZ ALIEN SPECIES CONSORTIUM (2020d). *Rhithropanopeus harrisii* - Zuiderzeekrabbetje. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2020. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), 7 pp
- VLIZ ALIEN SPECIES CONSORTIUM (2020e) *Telmatogeton japonicus* - Japanse dansmug. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2020. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), 6 pp
- VOIGT M (1999) *Ensis directus*. In: GOLLASCH S, MINCHIN D, ROSENTHAL H & VOIGTS M (eds) *Exotics Across the Ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact*. Kiel 1999, 37-42
- VON COSEL R, DÖRJES J & MÜHLENHARDT-SIEGEL U (1982) Die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* (Conrad) in der Deutschen Bucht. 1. Zoogeographie und Taxonomie im Vergleich mit den einheimischen Schwertmuschel-Arten. *Senckenbergiana marit* 14:147-173
- VON PROSCHWITZ T (2017) Amerikansk trågmussla, *Rangia cuneata*, Artfakta 10. In: VON PROSCHWITZ T, LUNDBERG S & BERGENGREN J (eds) *Guide till Sveriges Stormusslor*
- WAGSTAFF M (2017) Life history variation of an invasive species *Botrylloides violaceus* (Oka, 1927) between novel coastal habitats in the Gulf of Maine. *Aquatic Invasions* 12(1):43-51, DOI: <https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.1.05>
- WALLENTINUS I (1999a) Introduction and transfer of plants. In: MUNRO ALS, UTTING S D & WALLENTINUS I (eds) *Status of Introductions of Non-indigenous Marine Species to North Atlantic Waters 1981-1990*. ICES Cooperative Research Report 231:1-43
- WALLENTINUS I (1999b) *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, 1955. In: GOLLASCH S, MINCHIN D, ROSENTHAL H & VOIGT M (eds) *Exotics Across the Ocean. Case Histories on Introduced Species: their General Biology, Distribution, Range Expansion and Impact*. Kiel 1999, 21-30
- WALLENTINUS I (1999c) *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar: Alariacea, Laminariales, Phaeophyceae, Heterokontophyta. In: GOLLASCH S, MINCHIN D, ROSENTHAL H & VOIGT M (eds) *Exotics Across the Ocean. Case Histories on Introduced Species: their General Biology, Distribution, Range Expansion and Impact*. Kiel 1999, 13-19
- WALLENTINUS I (2002) Introduced marine algae and vascular plants in European aquatic environments. In: LEPPÄKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 27-52
- WANG H, LUMIN QUIAN L, XIAO LIU X, GUOFAN ZHANG G & XIMING GUO X (2010) Classification of a common cupped oyster from southern China. *J Shellfish Res* 29(4): 857-866
- WANT A, CRAWFORD R, KAKKONEN JE, KIDDIE G, MILLER S, HARRIS RE & PORTER J (2017) Biodiversity characterisation and hydrodynamic consequences of marine fouling communities on submerged marine structures in the Orkney Islands Archipelago, Scotland, UK. *Biofouling* 33(7):567-579, DOI: 10.1080/08927014.2017.1336229

- WANT A & KAKKONEN JE (2021) A new range-extending record of the invasive sea squirt *Styela clava* in the north of Scotland. *Mar Biodiv Rec* 14:15, <https://doi.org/10.1186/s41200-021-00211-x>
- WARZOCZA J, SZYMANEK L, WITALIS B & WODZINOWSKI T (2016) The first report on the establishment and spread of the alien clam *Rangia cuneata* (Mactridae) in the Polish part of the Vistula Lagoon (southern Baltic). *Oceanologia* 58:54-58
- WASER AM, LACKSCHEWITZ D, KNOL J, REISE K, WEGNER KM & THIELTGES DW (2020) Spread of the invasive shell-boring annelid *Polydora websteri* (Polychaeta, Spionidae) into naturalised oyster reefs in the European Wadden Sea. *Mar Biodiv* 50:63 <https://doi.org/10.1007/s12526-020-01092-6>
- WASMUND N, POLLEHNE F, POSTEL L, SIEGEL H & ZETTLER ML (2007) Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2006. *Meereswiss Ber, Warnemünde*, 71:1-82
- WASMUND N, POSTEL L & ZETTLER ML (2012) Biologische Bedingungen in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Nordsee im Jahre 2011. *Meereswiss Ber, Warnemünde* 90, 103 pp
- WASSON B & DE BLAUWE H (2014) Two new records of cheilostome Bryozoa from British waters. *Mar Biodiv Rec* 1-4. doi:10.1017/S1755267214001213
- WATERMANN BT, HERLYN M, DAEHNE B, BERGMANN S, MEEMKEN M & KOLODZEY H (2008) Pathology and mass mortality of Pacific oysters, *Crassostrea gigas* (Thunberg), in 2005 at the East Frisian coast, Germany. *J Fish Dis* 31:621-630
- WAWRZYŃIAK-WYDROWSKA B & GRUSZKA P (2005) Population dynamics of alien gammarid species in the River Odra estuary. *Hydrobiologia*, 539:13-25
- WEHRMANN, A, HERLYN M, BUNGENSTOCK F, HERTWECK G & MILLAT G (2000) The distribution gap is closed – first record of naturally settled Pacific oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. *Senckenbergiana marit* 30:153-160
- WEIDEMA IR (2000) Introduced species in the Nordic Countries, Nord, 13:242 pp
- WEIGELT R (2018) Population genetics and ecological investigations of the common shipworm *Teredo navalis* Linnaeus, 1758 in European waters. PhD Thesis, Rostock University, 104 pp
- WEINBERGER F, BUCHHOLZ B, KAREZ R & WAHL M (2008) The invasive red algae *Gracilaria vermiculophylla* in the Baltic Sea: adaptation to brackish water may compensate for light limitation. *Aquatic Biology* 3:251-264
- WEINZIERL A, SEITZ G & THANNEMANN R (1997) *Echinogammarus trichiatus* (Amphipoda) und *Atyaephyra desmaresti* (Decapoda) in der bayerischen Donau. *Lauterbornia* 31:31-32
- WENDLING C, FABRITZEK AG & WEGNER KM (2017) Population-specific genotype x environment interactions in bacterial disease of early stages of Pacific oyster larvae. *Evolutionary Applications* 2017:1-10
- WENDLING C & WEGNER KM (2013) Relative contribution of reproductive investment, thermal stress and *Vibrio* infection to summer mortality phenomena in Pacific oysters. *Aquaculture* 412-413:88-96
- WERNER B (1949) Weitere Beobachtungen über das Auftreten der Meduse *Gonionemus murbachi* Mayer im Sylter Wattenmeer und ihre Entwicklungsgeschichte. *Verhandlungen der Deutschen Zoologen in Mainz, 1949*:139-151
- WERNER B (1950) Die Meduse *Gonionemus murbachi* Mayer im Sylter Wattenmeer. *Zool Jb (Systematik)* 78 (5/6):471-505
- WESENBERG-LUND E (1934) A viviparous brackish-water ampharetid, *Alkmaria romijni* Horst from Ringkøbing Fjord. *Videnskabelige meddelelser fra Dansk Naturhistorisk Forening i København* 98:215-222
- WESTHEIDE W (1967) Monographie der Gattungen *Hesionides* Friedrich und *Microphthalmus* Mecznirow (Polychaeta, Hesionidae). *Z Morph Tiere* 61:1-159
- WESTMAN K (2002) Alien crayfish in Europe: Negative and positive impacts and interactions with native crayfish. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 76-95
- WIDGREN Å (2003) Kotula – guldknappar på spridning i Sverige? *Svensk Bot Tidskrift* 97:130-133
- WIESE L, NIEHUS O, FAASS B & WIESE V (2016) Ein weiteres Vorkommen von *Rangia cuneata* in Deutschland (Bivalvia: Mactridae) *Schr Malakozool* 29:53-60
- WIESE V & ENGELHARDT C (2019) *Rangia cuneata* (Sowerby 1832) breitet sich auch in der deutschen Ostsee aus (Bivalvia: Mactridae). *Mitt dtsch malakozool Ges* 100:48
- WIESE V & STORSBERG J (2018) Bestätigung des Lebendvorkommens der neu nachgewiesenen *Haminoea solitaria* (SAY 1834) im Brackwasser Ostholsteins. *Schr Malakozool* 30:45-46
- WIESNER C (2005) New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *J Appl Ichthyol* 21:324-327
- WIJNHOFEN S, GITTEBERGER A, FAASSE M & SCHELLEKENS T (2017) Overview alien species monitoring in the Western Scheldt: Current status of monitoring efforts and presence of alien species among macrofauna and algae. *Ecoauthor Report Series* 2017-01, Heinkenszand, the Netherlands, 55 pp
- WIKSTRÖM SA & KAUTSKY L (2004) Invasion of a habitat-forming seaweed: effects on associated biota. *Biol Invasions* 6:141-150

- WIKSTRÖM SA, VON WACHENFELDT T & KAUTSKY L (2002) Establishment of the exotic species *Fucus evanescens* C. Ag. (Phaeophyceae) in Öresund, Southern Sweden. *Bot Mar* 45:510-517
- WILCOX MD (2012) Occurrence of the marine yellow-green algae *Vaucheria velutina* C. Agardh and *Vaucheria longicaulis* Hoppaugh (Xanthophyceae: Vaucheriaceae) in Auckland, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 46:285-290
- WILDISH DJ & LINCOLN RJ (1979) Occurrence of *Orchestia platensis* Kröyer, 1845 (Amphipoda, Talitridae) in Britain. *Crustaceana* 36:199-200
- WILLING M (2015) Two invasive bivalves, *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) and *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831), living in freshwater in Lincolnshire, Eastern England. *J Conch* 42:189-192
- WILLIS KJ, COOK EJ, LOZANO-FERNANDEZ M & TAKEUCHI I (2004) First record of the alien caprellid amphipod, *Caprella mutica*, for the UK. *J Mar Biol Ass UK* 84:1027-1028
- WILLMANN R (1989) Muscheln und Schnecken der Nord- und Ostsee. Neumann-Neudamm, Melsungen, 310 pp
- WILSON RS (1988) A review of *Eteone* Savigny, 1820, *Mysta* Malmgren, 1865 and *Hypereteone* Bergström, 1914 (Polychaeta: Phyllodocidae). *Memoirs of the Museum of Victoria* 49(2):385-431
- WITT J & KRUMWIEDE A (2006) Entwicklung eines Bewertungskonzeptes und Bewertung des Makrozoobenthos der Unterweser. Anhang: Beschreibung und Bewertung des Ist-Zustandes. Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bhv (WSA), 41 pp
- WITT JDS, HEBERT PDN & MORTON WB (1997) *Echinogammarus ischnus*: another crustacean invader in the Laurentian Great Lakes basin. *Can J Fish Aquat Sci* 54:264-268
- WITTE S, BUSCHBAUM C, VAN BEUSEKOM JEE & REISE K (2010) Does climatic warming explain why an introduced barnacle finally takes over after a lag of more than 50 years? *Biol Invasions* 12:3579-3589
- WITTFOTH AKJ. & ZETTLER ML (2013) The application of a Biopollution Index in German Baltic estuarine and lagoon waters. *Manag Biol Invasions* 4(1):43-50, doi: 10.3391/mbi.2013.4.1.06
- WITTMANN KJ (2007) Continued massive invasion of Mysidae in the Rhine and Danube river systems, with first records of the order Mysidacea (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) for Switzerland. *Rev Suisse Zool* 114(1):65-86
- WOLF MA, SCIUTO K, ANDREOLI C & MORO I (2012) *Ulva* (Chlorophyta, Ulvales) biodiversity in the north Adriatic Sea (Mediterranean, Italy): cryptic species and new introductions. *J Phycol* 48:1510-1521
- WOLF MA, SCIUTO K, MAGGS CA, DE BARROS-BARRETO MBB, ANDREOLI C & MORO I (2011) *Ceramium* Roth (Ceramiales, Rhodophyta) from Venice lagoon (Adriatic Sea, Italy): comparative studies of Mediterranean and Atlantic taxa. *Taxon* 60: 1584-1595
- WOLFF WJ (1969) Three species of *Microphthalmus* (Polychaeta) new to The Netherlands. *Zool Meded, Leiden*, 43:307-311
- WOLFF WJ (1999) Exotic invaders of the meso-oligohaline zone of estuaries in the Netherlands: why are there so many? *Helgoländer Meeresunters* 52:393-400
- WOLFF WJ (2000) Causes of extirpations in the Wadden Sea, an estuarine area in The Netherlands. *Conservation Biology* 14:876-885
- WOLFF WJ (2005) Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. *Zool Meded* 79:1-116
- WOLFF WJ & REISE K (2002) Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters. In: LEPPAKÖSKI E, OLENIN S & GOLLASCH S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 193-205
- WOMERSLEY HBS (1987) The marine benthic flora of Southern Australia Part II. In: *Handbook of the Flora & Fauna of South Australia*. South Australia Government Printing Division, Adelaide:448-453
- WONG MC & VERCAEMER B (2012) Effects of invasive colonial tunicates and a native sponge on the growth, survival, and light attenuation of eelgrass (*Zostera marina*). *Aquatic Invasions* 7(3):315-326, doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2012.7.3.003>
- WOOD CA, BISHOP JDD, DAVIES CJ, DELDUCA EL, HATTON JC, HERBERT RJH & CLARK PF (2015) *Hemigrapsus takanoi* Asakura and Watanabe, 2005 (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Grapsoidea): first records of the brush-clawed shore crab from Great Britain. *BiolInvasions Rec* 4(2):109-113
- WOOD CA, BISHOP JDD, RENNOCKS L & CRUNDWELL R (2016) RAS 2015. Non-native Species Rapid Assessment Surveys in English Marinas (E Anglia & W Coast). Report to The Bromley Trust, March 2016. 41 pp
- WORSFOLD TM & ASHELBY CW (2008) Additional UK records of the non-native prawn *Palaemon macrodactylus* (Crustacea: Decapoda). *Mar Biodiv Rec* 1:1-3
- WOTTON DM, O'BRIEN C, STUART MD & FERGUS DJ (2004) Eradication success down under: heat treatment of a sunken trawler to kill the invasive seaweed *Undaria pinnatifida*. *Mar Poll Bull* 49:844-849
- WOUTERS D (1994) Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*, Conrad) nu ook in Oostzee. *De Strandvlo* 14:92-93

- WOUTERS D (1995) Opmars van *Ensis directus* in Oostzee lijkt gestopt. De Strandvlo 15:102
- WOUTERS K (2002) On the distribution of alien non-marine and estuarine macro-crustaceans in Belgium. Bull de l'institut Royal Sci Nat de Belgique 72:119-129
- WOUTERS K & VERCAUTEREN T (2009) *Proasellus coxalis* sensu auct. (Crustacea, Isopoda) in a lowland brook in Heist-op-den-Berg: first record in Belgium. Lauterbornia 67:53-61
- WOŹNICZKA A, GROMISZ S & WOLNOMIEJSKI N (2011) *Hypania invalida* (Grube, 1960), a polychaete species new for the southern Baltic estuarine area: the Szczecin Lagoon and the River Odra mouth. Aquatic Invasions 6(1):39-46, doi: 10.3391/ai.2011.6.1.05
- WOŹNICZKA A, WAWRZYŃIAK-WYDROWSKA B, RADZIEJEWSKA T & SKRZYPACZ A (2015) The quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis* Andrusov, 1897) – another Ponto-Caspian dreissenid bivalve in the southern Baltic catchment: the first record from the Szczecin Lagoon. Oceanologia 58(2):154-159, <http://dx.doi.org/10.1016/j.oceano.2015.12.002>
- WRANGE AL, VALERO J, HARKESTAD LS, STRAND O, LINDEGARTH S, CHRISTENSEN HT, DOLMER P, KRISTENSEN PS & MORTENSEN S (2010) Massive settlements of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavia. Biol Invasions 12:1453-1458
- WRANIK, W. (2017) Zwei neue Einwanderer in die Küstengewässer von Mecklenburg-Vorpommern. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 60(1/2):72-81
- WRANIK W & MALAQUIAS AE (2018) Zum Auftreten der Kopfschildschnecke *Haminoea solitaria* (SAY 1822) im Bereich der deutschen Ostseeküste. Mitt dtsh malakozool Ges 99:1-20
- 'YACHT' 19 ZEITSCHRIFT (2020): Würmer Invasion. Im Koosmeer an der Jade breiten sich Kalkröhrenwürmer aus, S 10
- YEOMANS WE & CLARK J (2016) A Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* from the river Clyde – the first record of this invasive, non-native species in Scotland. Mar Biodiv Rec 9:100, DOI 10.1186/s41200-016-0100-z
- YSEBAERT T, DE NEVE L & MEIRE P (2000) The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde Estuary (Belgium): influenced by man? J Mar Biol Ass UK 80:587-597
- YSEBAERT T, MEIRE P, DE BLOCK M, DE REGGE N & SOORS J (1997) A first record of *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta, Spionidae) in the Schelde Estuary (Belgium). Biol Joarb Dodonaea, 64, 1996 (1997):176-181
- ZABROCKI M, HEIBECK N & BROEG K (2021) Exoten im Bewuchs – Bedeutung der Freizeitschiffahrt für die Verbreitung nicht-einheimischer Arten. Schlussbericht der Sportbootuntersuchungen im Themenfeld 2 des BMVI-Expertenetzwerks.
- ZAGAMI G, BRUGNANO C, GRANATA A, GUGLIELMO L, MINUTOLI R & ALOISE A (2018) Biogeographical distribution and ecology of the planktonic copepod *Oithona davisae*: rapid invasion in Lakes Faro and Ganzirri (Central Mediterranean Sea). In: UTTIERI M (ed) Trends in Copepod Studies, Chapter 4:59-82, Nova Science Publ, Inc
- ZAİKO A (2005): *Balanus improvisus*. In: Baltic Sea Alien Species Database. OLENIN S, LEPPAKOSKI E & DAUNY D (eds). <http://www.corpi.ku.lt/nemo/mainnemo.html>
- ZAİKO A, SAMUILOVIENE A, ARDURA A, EVA GARCIA-VAZQUEZ E (2015) Metabarcoding approach for nonindigenous species surveillance in marine coastal waters. Mar Poll Bull 100:53-59, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.030>
- ZATOŃ K, BOGUSŁAWSKA-WAŚ E & CZERNIEJEWSKI P (2019) The communities of microorganisms in the setae of invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in the southern Baltic catchment basin. Aquatic Invasions 14(4):703-715, <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.4.09>
- ZETTLER A & ZETTLER ML (2020) Status und Verbreitung der Gebietsfremden Arten (Neobiota) in den deutschen Küstengewässern der Ostsee. Monitoringbericht. Ergebnisse des Rapid Assessment 2020. Erstellt im Rahmen des Projektes: Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope. BfN, 30 pp
- ZETTLER ML (1998) Zur Verbreitung der Malacostraca (Crustacea) in den Binnen- und Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern. Lauterbornia 32:49-65
- ZETTLER ML (1999) Untersuchungen zum Makrozoobenthos des Breitlings (südliche Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung der Crustacea. Rostock Meeresbiol Beitr 7:79-90
- ZETTLER ML (2001) Die höheren Krebse (Malacostraca) der Darß-Zingster Boddenkette. Meer Mus 16:74-75
- ZETTLER ML (2008) Veränderung einer litoralen Amphipoda-Gemeinschaft am Beispiel einer Langzeitstudie im Oderhaff. Lauterbornia 62:27-32
- ZETTLER ML (2015) Kurze Notiz über die Ankunft von *Echinogammarus trichiatus* im Ostseegebiet und den Erstnachweis von *Paramysis lacustris* in Deutschland. Lauterbornia 79:151-156
- ZETTLER ML & DAUNYS D (2007) Long-term macrozoobenthos changes in a shallow boreal lagoon: Comparison of a recent biodiversity inventory with historical data. Limnologica 37:170-185
- ZETTLER ML, DAUNYS D, KOTTA J & BICK A (2002): History and success of an invasion into the Baltic Sea: The polychaete *Marenzelleria* cf. *viridis*, development and strategies. In: LEPPAKOSKI E, GOLLASCH S & OLENIN S (eds): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 27-52

- ZETTLER ML & RÖHNER M (2004) Die Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee, Bd. 3: Verbreitung und Entwicklung des Makrozoobenthos der Ostsee zwischen Fehmarnbelt und Usedom – Daten von 1839 bis 2001. BfG-1421, 175 pp
- ZETTLER ML & ZETTLER A (2017) Marine and freshwater Amphipoda from the Baltic Sea and adjacent territories. Die Tierwelt Deutschlands. Begründet 1925 von Friedrich Dahl. 83. Teil, 847 pp
- ZHULIDOV AV, KOZHARA AV, SON MO, MORHUN H, VAN DER VELDE G, LEUVEN RSEW, GURTOVAYA TY, ZHULIDOV DA, KALKO EA, KUKLINA YA, KOSMENKO LS, SANTIAGO-FANDINO VJR & NALEPA TF (2021) Additional records of the bivalves *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) (Dreissenidae) and *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) (Mytilidae) in the Ponto-Caspian region. Biol Invasions Rec 10(1):119-135, <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.1.14>
- ZIBROWIUS H & THORP CH (1989) A review of the alien serpulid and spirorbid Polychaetes in the British Isles. Cah Biol Mar 30:271-285

