

Proceedings in Marine Biology

Journal of the Graduate Course of the Humboldt-Universität and the Museum für Naturkunde Berlin at at the AWI, List (Sylt)



Volume 3 Number 2 2019



- Markus, L., Pilic, A.:** Sedimentspezifität des Bäumchenröhrenwurms *Lanice conchilega*. **5-11**
- Enge, A., Griesbaum, F.:** Watt krabbelt denn da? Ein Vergleich der drei küstenbewohnenden Krabbenarten *Carcinus maenas*, *Hemigrapsus takanoi* und *Hemigrapsus sanguineus* auf Sylt. **12-19**
- Merten, L., Le, M.-L. V.:** Der Einfluss von Seepockenbefall auf die Agilität von *Littorina littorea*. **20-26**
- Burchardi, A., Nickel, M., Ohlrogge, C:** Der Einsiedlerkrebs - Ein Tier mit Persönlichkeit? Auswirkungen von Stressfaktoren bei *Pagurus bernhardus* (Crustacea: Decapoda). **27-31**
- Purkart, L., Busse, W.:** Quantitative Analyse der Polychaetengemeinschaft des Watts am Lister Haken auf Sylt. **32-38**
- List of species **39-40**



“Proceedings in Marine Biology” is an international journal publishing original research by graduate students on all aspects of marine biology. Subjects covered include: ecological surveys and population studies of oceanic, coastal and shore communities; physiology and experimental biology; taxonomy, morphology and life history of marine animals and plants. Papers are also published on techniques employed at sea for sampling, recording, capture and observation of marine organisms.

Editorial Board

C. Lüter

Sektion Marine Wirbellose

Museum für Naturkunde Berlin

Berlin

Germany

carsten.lueter@mfn.berlin

T. Stach

Vergleichende Elektronenmikroskopie

Humboldt-Universität zu Berlin

Berlin

Germany

thomas.stach@hu-berlin.de

Instructions to authors.

Manuscripts submitted to “Proceedings in Marine Biology” must be original, not under consideration elsewhere. Papers should be written in clear English, German, or Swedish with an abstract in English. Acronyms must be written in full on their first occurrence and SI units must be used. Scientific names should be italicized. With submission authors declare that the final version is published via the server of Humboldt University and does not contain material that might constitute an infringement of copyright.

Manuscripts should be arranged in the following order:

Title, Author(s), Address(es), Abstract, Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, References, Figures, Captions, and Tables.

Submission.

Please submit all manuscripts for review by e-mail, postal service, or personally as plain word files to the editors.

Preparation.

“Proceedings in Marine Biology” invites contributions as:

- 1. Full Research Articles of not more than 10 printed pages including tables and illustrations (10,000 words+ figures + tables).*
- 2. Short Papers of not more than 3000 words (+2 figures & 2 tables, or 4 figures or 4 tables etc.)*
- 3. Short Communications of not more than 2 printed pages including table and illustration (1500 words + 1 figure & 1 table, or 2 figures or 2 tables). These papers must start with an Abstract but are not otherwise divided into sections.*

E-mail.

Please provide an e-mail address for the first or corresponding author. This will appear on the title page of each article.

Title.

The title should be no more than 20 words.

Abstract.

A concise informative abstract of not more than 250 words should summarize the most important findings.

Tables.

Tables should not be excessive in size and headed by informative legends. Legend, headings and footnote are delimited by horizontal lines. Data sheets and tables deemed necessary might accompany the manuscript and be added as appendices in an electronic supplement.

Citation of literature.

References in the text should refer to the authors name and year of publication. Two authors should be cited using '&' (Rainbow & Dellinger, 1993); for more than two authors, the name of the first author followed by 'et al.' (Lallier et al., 1987). When citing more than one publication use a semi-colon to separate the different authors e.g. (Gorind et al., 1997; Mykels & Skinner, 1985a,b; Skinner, 1996). The manuscript should be carefully checked to ensure the details of authors and dates cited in the text exactly match those in the reference list. Cross checking of references in the text to the cited literature and vice versa is the responsibility of the author.

All literature quoted in the text must be listed in alphabetical and chronological order of author names at the end of each manuscript. When more than one publication with the same first author(s) is cited the following order alphabetically applies: (a) single author, according to publication dates; (b) same author and one co-author; (c) same author and more than one co-author. Titles of journals must be written in full and references to books should include the place of publication and the publisher. Examples:

Journals.

Marshall, S.M., Nicholls, A.G. & Orr, A.P. (1939): On the growth and feeding of young herring in the Clyde. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 2: 427–455.

Books.

Cushing, D.H. (1981): Fisheries biology, a study in population dynamics, 2nd ed. Madison: University of Wisconsin Press.

Chapters from books.

Weir, B.S. (1990): Intraspecific differentiation. In: Molecular systematics (ed. D.M. Hillis and C. Moritz), pp. 373–410. Sunderland: Sinauer Associates.

Processing.

Manuscripts will be critically reviewed by at least one referee. Subject to suitable review, papers may be selected for publication by the editors. Acceptable papers will be returned to the author for revision and editorial corrections.

Revision.

Revised manuscripts must be returned electronically. Any Word formats are suitable for text.

Figures.

Figures must be submitted as PC compatible TIFF files. These must be of 300 dpi resolution. All figures should be labelled with a medium weight sans serif font of an appropriate size to result in 8 point type when reduced to a single column width. If figures are in parts, please label A, B, C, D, etc. in top left corner of each part.

Proofs.

The first or corresponding author will receive the proofs, which will be supplied as word or pdf files.

Reprints.

A pdf-document with the final version of the manuscript will be provided to the authors free of charge.

This volume deals exclusively with the results of the re-
search field trip of the Humboldt-Universität zu Berlin and
the Museum für Naturkunde Berlin at the Alfred-Wegener
Institute (Wattenmmerstation), List (Sylt)

from
23.09. - 04.10.2019

Participants

Burchardi, Anja	<Anja.burchardi@gmx.de>
Busse, Wayne	<wayne93@web.de>
Enge, Alexander	<alexander.enge@gmx.de>
Griesbaum, Frederic	<f.griesbaum@gmx.de>
Le, Mai-Lee Van	<maileevanle@googlemail.com>
Merten, Luisa	<isa.merten@web.de>
Nickel, Marie	<marie.nickel@hu-berlin.de>
Ohlrogge, Carina	<carina.ohlrogge@hu-berlin.de>
Purkart, Leopold	<leopold.purkart@gmx.de>
Lüter, Carsten	<carsten.luede@mfn.berlin>
Stach, Thomas	<thomas.stach@hu-berlin.de>

Sedimentspezifität des Bäumchenröhrenwurms *Lanice conchilega*

Markus, Lara; markusla@hu-berlin.de
Pilic, Antonia; pilicant@hu-berlin.de

Abstract

The common tube-building polychaete *Lanice conchilega* is known as a habitat structuring species and widespread in intertidal and subtidal regions down to 1900 m water depth. By effecting hydrodynamics, increasing the habitat stability, and oxygen supply, *L. conchilega* accomplishes to change a formerly uniform environment into a heterogeneous habitat (Van Hoey et al., 2008). Nevertheless, *L. conchilega* abundance is affected by physical factors like sedimentology, flow regime, as well as the availability of food (Willems et al., 2008). This study focuses on the physical factor sediment composition. Hence, sand was collected in *L. conchilega* forming zones, examined in the laboratory with sieves of different mesh sizes for analysis of the grain size distribution in relation to *L. conchilega* abundance. Moreover, the depth of the oxidation layer in the respective sediment and duration of water submergence were determined.

Here, we report a significant correlation between the abundance of tubes of *L. conchilega* and the relative quantity of rough sediment. Furthermore, we found that the number of tubes of *L. conchilega* is negatively correlated to the thickness of the oxidation layer.

Introduction / Einleitung

Lebensraumstrukturen und Heterogenität beeinflussen Artenvielfalt, -reichtum, und -zusammensetzung von Lebensgemeinschaften und sind für das Funktionieren vieler Ökosysteme von entscheidender Bedeutung (Turner et al., 1999). Ein Beispiel ist der zu den Polychäten zugeordnete marine Ringelwurm *Lanice conchilega*. Der sogenannte Bäumchenröhrenwurm kann bis zu einer Größe von 30 cm heranwachsen und ist in der Lage durch Produktion eines Schleimsekretes und Verwendung von Sandkörnern und Schalenbruchstücken eine Röhre zu bauen (Abbildung 1). Diese sogenannte Wohnröhre ist charakteristisch und dient als dauerhafter Aufenthaltsort. Die biegsame Röhre steht senkrecht im Boden und ragt mit dem oberen kronenartigen Ende 1- 4 cm über der Bodenoberfläche heraus (Ziegelmeier, 1952). Dieser stets quer zur Hauptströmung stehende Bereich der Röhre dient zum Filtern der planktischen und detritischen Nahrung aus dem Wasser.

L. conchilega ist potentiell riffbildend und kann eine Dichte von bis zu mehreren Tausend Individuen pro Quadratmeter erreichen (Rabaut et al., 2009; Van Hoey et al., 2006). Der Polychät kommt an allen europäischen Küsten vor und besiedelt eine Vielzahl von intertidalen und subtidalen Sedimenten bis zu einer Tiefe von ca. 1900 m (Hartmann-Schröder, 1996). In Studien von Zühlke et al. (1998), Dittmann (1999)

und Zühlke (2001) konnte bereits gezeigt werden, dass die Verbreitung und das Vorkommen von *L. conchilega* mit dem tidalen Benthos im Watt assoziiert ist und die von Arenicola dominierten Bereiche in Bezug auf Häufigkeit und Artenzahl bereichert. Demzufolge zählt *L. conchilega* zu den lebensraumstrukturierenden Arten, die die umgebende benthische Gemeinschaft beeinflussen. Die Anwesenheit des Wurmes führt zu Veränderungen in der Hydrodynamik, der Erhöhung der Lebensraumstabilität

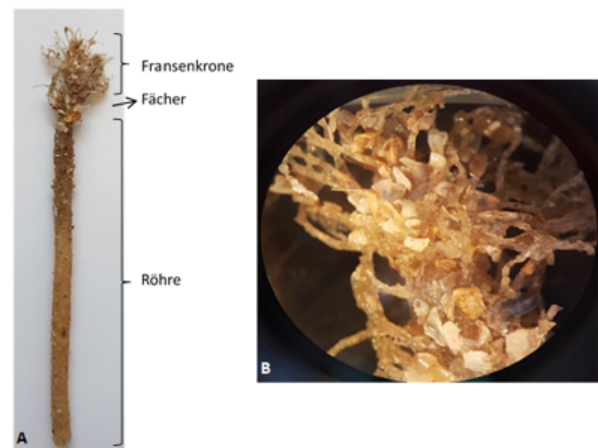


Abb. 1 Wohnröhre (A) und vergrößerte Aufnahme (B) von Fransenkrone und Fächer der Wohnröhre von *L. conchilega*. Aufnahme unter dem Binokular bei 6,3x Vergrößerung.

sowie der Bildung einer Lebensraumheterogenität. *L. conchilega* kann somit auch als Ökosystemingenieur betrachtet werden und führt zu einer Erhöhung der Lebensraumqualität in einer sonst einheitlichen Umgebung (Van Hoey et al., 2008).

Dennoch gilt die Fähigkeit des Aufbaus von Riffen der *L. conchilega* als umstritten, da ihre Stabilität und Festigkeit zur Einstufung als biogene Riffe noch unklar zu sein scheint (Holt et al., 1998). Neben der Verfügbarkeit von Nahrung können auch physikalische Faktoren einen Einfluss auf die Häufigkeit

und das Auftreten von *L. conchilega* ausüben. Zu solchen physikalischen Faktoren zählen der Sedimenttyp, Nahrungsverfügbarkeit und die Wasserbedeckungszeit (Ziegelmeier, 1952). Standorte spielen daher eine wichtige Rolle und können eine hohe Variabilität dieser Faktoren aufweisen. Basierend auf diesen Kenntnissen wurde folgende Hypothese aufgestellt: *L. conchilega* besetzt Standorte innerhalb des Mischwatts mit einer spezifischen Sediment-Zusammensetzung. Im Rahmen des Projektes wurde diese Fragestellung untersucht.

Material & Methods / Material & Methoden

Folgende Untersuchungen wurden in einem Zeitraum von 4 Tagen (27.09.-30.09.2019) zu den jeweiligen entsprechenden Niedrigwasserzeiten an der Nordseeküste bei List (Sylt) durchgeführt. Für den Freilandversuch wurden zunächst mithilfe eines Gitters einer Größe von 0,25 m² die Anzahl der Wohnröhren von *L. conchilega* an Orten mit hohem und niedrigem Vorkommen ausgezählt. Die Wahl der Standorte erfolgte dabei zufällig. Zudem wurde mit einer Röhre Sediment durch ein per Hand hergestelltes Vakuum isoliert. Währenddessen wurde die Größe der oxidativen Schicht im Boden vermessen und die Bodenprobe in einem 50 mL Falcon-Röhrchen für die spätere Analyse im Labor mitgenommen. Der letzte Teil des Freilandexperimentes bestand in der Bestimmung der Wasserüberdeckungszeit der ausgezählten Wohnröhren. Diese ließ sich durch folgende

Formel bestimmen:

$$t_{\text{Wasserbedeckung}} = 2 \times (t_{\text{Wasser bedeckt Wohnröhre}} - t_{\text{Niedrigwasser}}) - 24$$

Im Labor wurden die Bodenproben auf Petrischalen überführt und bei 80 °C im Trockenofen getrocknet. Anschließend wurden die nun klumpige Struktur der Proben mit einem Löffel und durch leichtes Zerdrücken aufgelöst und zur Bestimmung von verschiedenen Sedimentgrößen durch verschiedene, zuvor gewogene Siebe gefiltert (Abbildung 2).

Die abgefangene Sedimentmenge wurde mithilfe einer Waage bestimmt. Dieser Versuchsaufbau wurde an drei Tagen an unterschiedlichen Standorten durchgeführt. Abschließend erfolgte die statistische Auswertung mittels gepaarten T-Test (γ -Konfidenzintervall = 0,95) und linearer Regression.

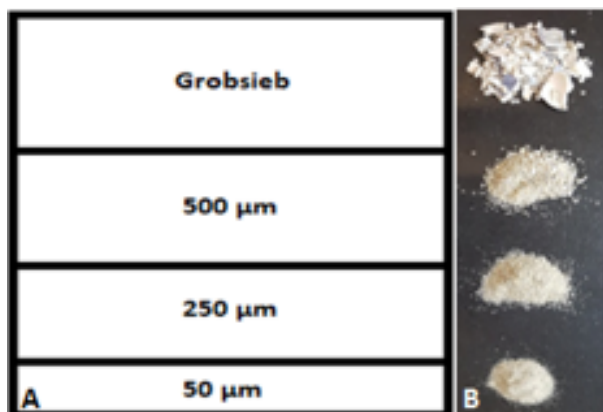


Abb. 2 Schematische Darstellung der verschiedenen Siebe (A). Bodenproben wurden nacheinander durch einen Grob-, 500 µm, 250 µm und 50 µm Sieb gefiltert. Nach Filtern erhaltene Sedimentfraktionen (B).

Results / Ergebnisse

Insgesamt wurde beim Auszählen von 18 x 0,25 m² Fläche ein Mittelwert von 82 Wohnröhren/m² ermittelt. Die niedrigste Anzahl betrug 8 und die höchste Anzahl 600 Wohnröhren/m² (Abbildung 3; Anhang Tabelle 1).

Die Ermittlung der Größe der Oxidationsschicht in den ausgezählten Bereichen ergab eine Reihe von Werten von 0,5 bis 11 cm, die negativ mit der Anzahl der Wohnröhren von *L. conchilega* korrelierten. Je tiefer die oxidierende Schicht, desto weniger Wohnröhren sind vorhanden. Dieser Zusammenhang ist statistisch signifikant (Abbildung 3A; $p=0,0434$, zweiseitiger t-Test).

Bei der Messung der Wasserbedeckungszeit der ausgezählten Bereiche konnte Werte von 21,26 und 24h ermittelt werden. Dabei ließ sich ein tendenzieller Zusammenhang zwischen einer geringen Wasserbedeckungszeit und einer geringen Dichte

an Wohnröhren beobachten. Da die Werte für die Wasserbedeckungszeit jedoch eine hohe Varianz aufwiesen (Anhang Abbildung 5), konnte kein signifikanter Zusammenhang gezeigt werden (Abbildung 3B; $p=0,1097$, zweiseitiger t-Test).

Die Siebung der Sediment-Proben ergab vier Sediment-Fractionen; Grobsediment, $>500\mu\text{m}$ -Sediment, $>250\mu\text{m}$ -Sediment und $>50\mu\text{m}$ -Sediment (Anhang Tabelle 2). Um die Werte in Bezug auf ihren Zusammenhang mit der Wohnröhrenanzahl vergleichen zu könnten, wurde für jede Sample-Probe der prozentuale Anteil der Sediment-Fractionen am Gesamtsediment berechnet (Anhang Tabelle 3). Dabei reichten die Werte des prozentualen Anteils an Grobsediment von 0,89 bis 27,51%. Für das $>500\mu\text{m}$ -Sediment konnten prozentuale Anteile von 6,42 bis 71,06% ermittelt werden. Die Anteile für das $>250\mu\text{m}$ -Sediment beliefen sich von 21,72 bis 61,03% und für das $>50\mu\text{m}$ -Sediment ergaben sich Werte

von 3 bis 45,95%. Für die Grobsediment-Fraktion konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen prozentualen Anteil an Grobsediment und Dichte an Wohnröhren nachgewiesen werden (Abbildung 4A; $p=0,0474$, zweiseitiger T-test).

Für die Anteile der Sediment-Fractionen von $>500\mu\text{m}$ bis hin zu $>50\mu\text{m}$ konnte keine Korrelation zwischen dem Sediment-Anteilen und der Dichte an Wohnröhren von *L. conchilega* festgestellt werden, obgleich leichte Tendenzen erkennbar sind (Abbildung 4B-D). Beispielweise deutet die eingezeichnete Regressionsgerade für die Auftragung vom $>250\mu\text{m}$ -Sedimentanteil gegen die Dichte der Wohnröhren eine leicht negative Tendenz an, die daraufhin deutet, dass der Anteil an $>250\mu\text{m}$ -Sediment mit steigender Wohnröhren-Dichte abnimmt (Abbildung 4C).

Discussion / Diskussion

In dieser Studie wurden die Abhängigkeiten der physikalischen Faktoren Wasserbedeckungszeit, Dicke der Oxidationsschicht und Beschaffenheit des Sediments mit der Anzahl der Wohnröhren von *L. conchilega* untersucht. Während für die Wasserbedeckungszeit kein signifikanter Zusammenhang mit der Wohnröhrenanzahl nachgewiesen werden konnte, so konnte für die Größe der Oxidationsschicht eine signifikante, tendenziell negative, Korrelation festgestellt werden (Abbildung 3A). Demnach nimmt die Oxidationsschicht mit zunehmender Röhrenanzahl von *L. conchilega* ab. Deutet man dieses Ergebnis in Hinblick auf die Lebensart von *L. conchilega*, lässt sich ein möglicher kausaler Zusammenhang erkennen. Die Nahrungsgrundlage des Polychäten

beschränkt sich hauptsächlich auf organisches Material (Detritus, etc.), das sich in der hervorstehenden Fransenkrone der Wohnröhre und einer geringen Strömung, insbesondere in geschützten intertidalen Bereichen des Mischwatts ablagert und daraufhin vom Polychäten mit seinen Tentakeln aufgenommen wird (Ziegelmeier, 1952). Die Umsetzung von abgelagertem, organischen Material durch Placotomycetes, Cytophaga/Flavo- und Proteo-Bakterien (Musat et al., 2006) im Wattboden, führt wiederum zu einer Verringerung der Oxidationsschicht. Dementsprechend wird die erwiesene Abhängigkeit von einer hohen Wohnröhrenanzahl und einer kleinen Oxidationsschicht in beide Richtungen als Korrelation gedeutet und gibt keine Aussage über die wechselseitige

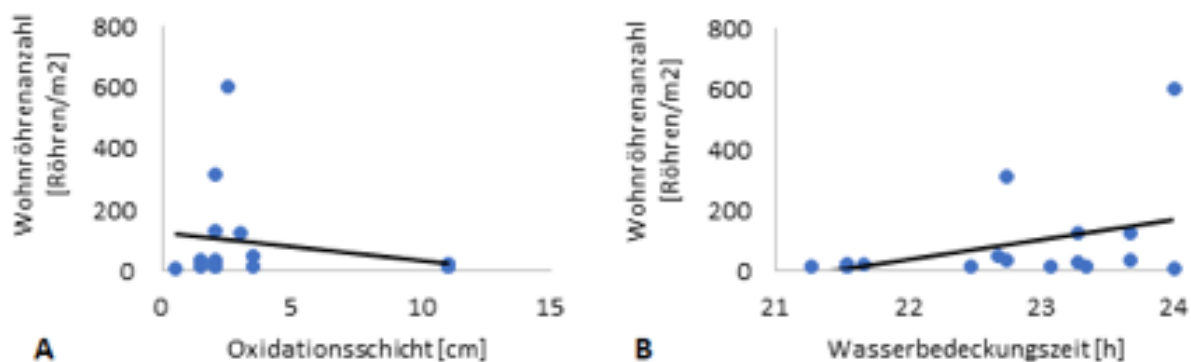


Abb. 3 Vergleich der Anzahl der Wohnröhren von *L. conchilega*/m² gegenüber der Größe der Oxidationsschicht: $y = -8,7337x + 122,05$, $R^2 = 0,0588$ (A) und Wasserbedeckungszeit: $y = 65,439x - 1401,3$, $R^2 = 0,1706$ (B). Angegeben ist die lineare Regressionslinie.

Kausalität. Ähnlich sind die Ergebnisse in Bezug auf die Beziehung zwischen dem Grobsediment-Gehalt und der Wohnröhrenanzahl zu deuten. Es konnte eine signifikante, positive, Korrelation bestimmt werden, die aussagt, dass der Grobsedimentgehalt mit steigender Wohnröhrenanzahl erhöht wird. Dabei könnte es sich um eine ähnliche Wechselwirkung, wie zwischen der Größe der Oxidationsschicht und der Ablagerung von organischem Material handeln, da die Fransenkrone von *L. conchilega* das verstärkt auftretende Grobsediment in den Bereichen mit einer hohen Wohnröhrenanzahl vor dem abfließen zurückhalten könnte. Somit kann, trotz der erwiesenen signifikanten Korrelation von Grobsedimentgehalt und Wohnröhrenanzahl, basierend auf diesen Daten, keine Aussage über die Richtung der kausalen Wechselwirkung der untersuchten Faktoren getroffen werden.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die aufgestellte Hypothese, dass *L. conchilega* im Mischwatt Standorte mit einer spezifischen Sedimentzusammensetzung besetzt angenommen werden kann. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass bei den nachgewiesenen Korrelationen keine Aussage über die Richtung der untersuchten Abhängigkeiten gemacht werden kann. In Bezug auf die Ökosystem-gestaltenden Eigen-

schaften von *L. conchilega* ist es nicht auszuschließen, dass sich Faktoren wie die Größe der Oxidationsschicht oder die Ablagerung von Grobsediment aufgrund der Ansiedelung des *L. conchilega* in Richtung der gemessenen Werte verändert haben (Callaway, 2006; Forster & Graf, 1995). Um diese offenen Fragen genauer zu untersuchen bieten sich Laborversuche an, in denen beispielsweise die Größe der Oxidationsschicht eines Sediments gemessen wird und darauf folgend *L. conchilega* Wohnröhren bauen lässt oder künstliche Riffflächen einbringt. Daraufhin könnte erneut die Größe der Oxidationsschicht bestimmt und mit der vorherigen Größe verglichen werden.

Um spezielle die Ergebnisse dieser Studie zu verstärken, bietet sich eine Erhöhung der Stichprobengröße an, die hier aufgrund der kurzen Versuchsdauer begrenzt wurde. Des Weiteren könnte Proben ergänzt werden, die sich zwar in der Nähe eines Riffes befinden, jedoch keine Wohnröhren von *L. conchilega* aufweisen, um einen noch direkteren Vergleich der *L. conchilega* besiedelten und nicht-besiedelten Standorte zu erzielen.

Ebenfalls interessant wäre es, den hier durchgeführten Versuchsansatz auf die gesamte Insel Sylt

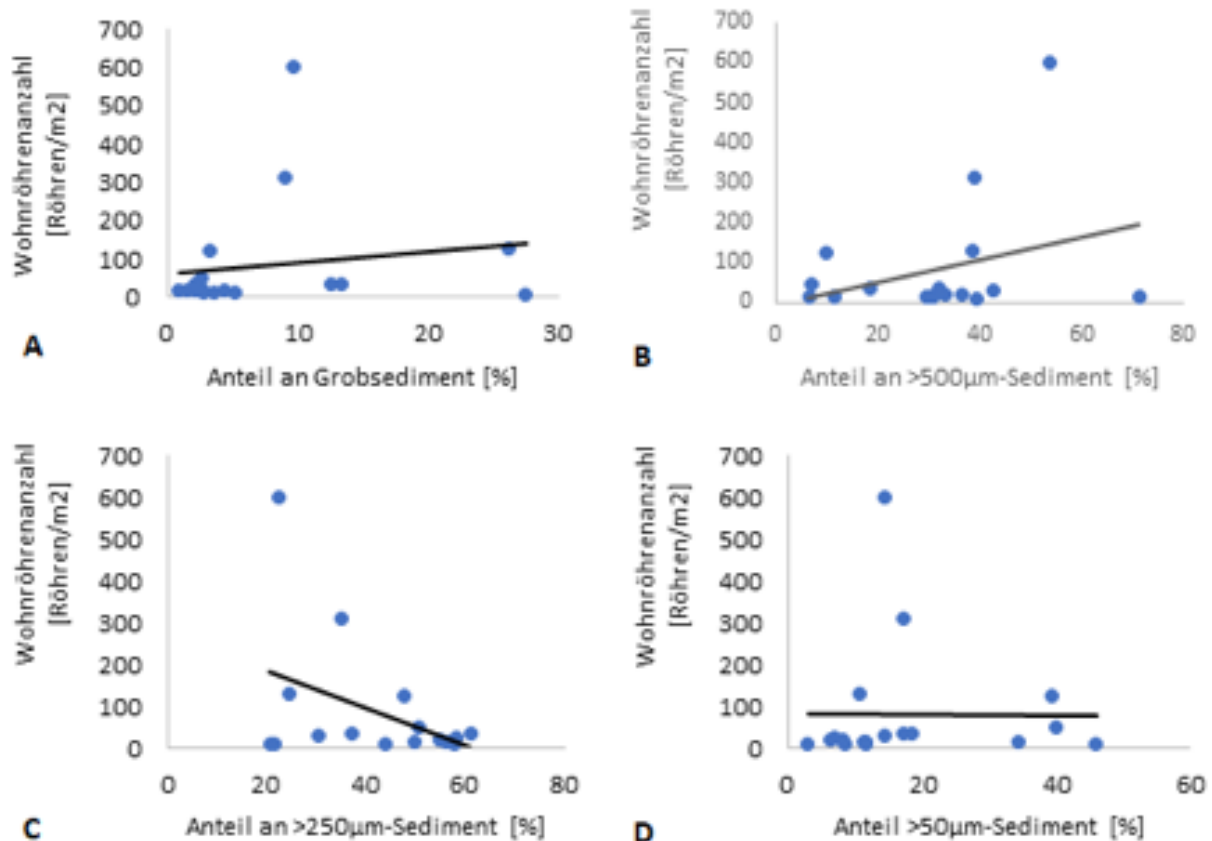


Abb. 4 Vergleich der Anzahl der Wohnröhren von *L. conchilega*/m² gegenüber dem Anteil des Grobsediments: $y = 3,0433x + 59,55$, $R^2 = 0,027$ (A), $>500 \mu\text{m}$: $y = 2,7801x - 4,9655$, $R^2 = 0,0953$ (B), $> 250 \mu\text{m}$: $y = -4,4804x + 277,86$, $R^2 = 0,1925$ (C) und $>50 \mu\text{m}$ Sediment: $y = -0,0258x + 82,234$, $R^2 = 0,000005$ (D). Angegeben ist die lineare Regressionslinie.

auszubreiten, um eine noch höhere Diversität an *L. conchilega* besiedelten Standorten mit einer Heterogenität in Bezug auf Wasserströmungen und damit verbundene Nahrungsbereitstellung, untersuchen zu können.

Cited Literature / Literaturverzeichnis

Callaway, R. (2006): Tube worms promote community change. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 49–60.

Dittmann, S. (1999): Biotic interactions in a *Lanice conchilega*-dominated tidal flat. The Wadden Sea ecosystem. Stability properties and mechanisms. Springer, Berlin, pp 43–49, 153–162.

Forster, S., Graf, G. (1995): Impact of irrigation on oxygen flux into the sediment: intermittent pumping by *Callianassa subterranea* and ‘piston-pumping’ by *Lanice conchilega*. *Marine Biology*, 123: 335–34.

Hartmann-Schröder, G. (1996): Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta—Tierwelt Deutschlands. Teil 58. Gustav Fischer Verlag, Jena, Hamburg.

Holt, TJ, et al. (1998): Biogenic reefs. an overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. *Scottish Association for Marine Science*, 9: 170.

Musat et al. (2006): Microbial community structure of sandy intertidal sediments in the North Sea, Sylt-Rømø Basin, Wadden Sea. *Systematic and Applied Microbiology*, 29(4): 333-348.

Rabaut, M., Vincx, M., Degraer, S. (2009): Do *Lanice conchilega* (sandmason) aggregations classify as reefs? Quantifying habitat modifying effects. *Helgoland Marine Research*, 63: 37–46.

Turner, SJ, et al. (1999): Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fisheries Management and Ecology*, 6: 401–420.

Van Hoey, G., Vincx, M., Degraer, S. (2006): Some recommendations for an accurate estimation of *Lanice conchilega* density based on tube counts. *Helgoland Marine Research*, 60: 317–321.

Van Hoey, G., Gulini, K., Rabaut, M., Vincx, N., Degraer, S. (2008): Ecological implications of the presence of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* on soft-bottom benthic ecosystems. *Marine Biology*, 154 (6): 1009-1019.

Willems, W. et al. (2008): Where is the worm? Predictive modelling of the habitat preferences of the tube-building polychaete *Lanice conchilega*. *Ecological modelling*, 212: 74 –79.

Ziegelmeier, E. (1952): Bedachtungen über den Röhrenbau von *Lanice conchilega* (Pallas) im Experiment und am natürlichen Standort. *Helgoland Meeresuntersuchungen*, 4: 107–129.

Zühlke, R., Blome, D., van Bernem, DH, Dittmann, S. (1998): Effects of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* on benthic macrofauna and nematodes in an intertidal sandflat. *Senckenbergiana Maritima*, 29:131–138.

Zühlke, R. (2001): Polychaete tubes create ephemeral community patterns: *Lanice conchilega* (Pallas, 1766) associations studied over six years. *Journal of Sea Research*, 46:261–272.

Appendix / Anhang

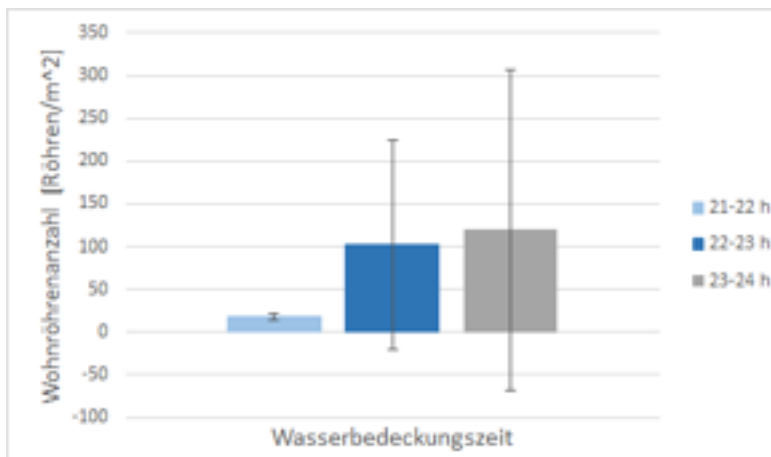


Abb. 5 Vergleich der Anzahl an Wohnröhren/m² von *L. conchilega* mit der Wasserbedeckungszeit.

Tabelle 1 Rohdaten. Ermittlung der Anzahl der Wohnröhren, Wasserbedeckungszeit und Oxidationsschicht.

Sample-Nummer	Anzahl Wohnröhre/ 0,25 m ²	Anzahl Wohnröhre/ 1 m ²	Wasserbedeckungszeit [h]	Oxidationsschicht [cm]
1	32	128	23,26	2
2	150	600	24	2,5
3	78	312	22,73	2
4	8	32	23,26	2
5	2	8	24	0,5
6	9	36	22,73	2
7	9	36	23,66	1,5
8	31	124	23,66	3
9	12	48	22,66	3,5
10	3	12	22,46	2
11	3	12	23,33	3,5
12	4	16	23,06	2
13	3	12	21,53	11
14	5	20	21,66	11
15	6	24	21,53	11
16	5	20	21,53	11
17	4	16	21,26	11
18	4	16	21,53	1,5

Tabelle 2 Rohdaten. Gewichtermittlung von Anteilen der Grob-, >500 μm , >250 μm sowie >50 μm Sedimente.

Sample- Nummer	Grobsediment [g]	> 500 μm [g]	> 250 μm [g]	> 50 μm [g]	Summe [g]
1	20,08	29,71	18,78	8,24	76,81
2	6,33	34,9	14,52	9,34	65,09
3	8,15	34,8	31,43	15,43	89,81
4	9,32	31,73	22,62	10,85	74,52
5	18,35	26,14	14,49	7,72	66,7
6	10,6	25,33	29,52	13,59	79,04
7	1,85	16,36	54,56	16,62	89,39
8	2,42	7,54	36,56	30,03	76,55
9	1,66	4,36	32,33	25,47	63,82
10	2,48	4,58	31,48	32,77	71,31

Watt krabbelt denn da? Ein Vergleich der drei küstenbewohnenden Krabbenarten *Carcinus maenas*, *Hemigrapsus takanoi* und *Hemigrapsus sanguineus* auf Sylt

Enge, Alexander; alexander.enge@gmx.de
Griesbaum, Frederic; f.griesbaum@gmx.de

Abstract

The green crab *Carcinus maenas* is a common littoral crab and belongs to the most invasive species on earth. Due to human transport systems across the oceans, this species had the opportunity to spread worldwide. But for several years new species from Asia invade the former home waters of *Carcinus maenas* and are threatening its own territory: *Hemigrapsus* spp. It is not clear yet how the impact of the alien crab influences the green crab, but worries exist because the number of *Carcinus maenas* has locally decreased while numbers of *Hemigrapsus* spp. increased enormously at the same time. Furthermore, the distribution of the species, respectively, varies strongly: *Hemigrapsus takanoi* seems to prefer oyster benches whereas *Hemigrapsus sanguineus* inhabits rocky groynes, only 650m separated from each other. In the experiments, no obvious competition between the crabs was seen, but *Hemigrapsus takanoi* tended to appear more aggressive.

Introduction / Einleitung

Im Sylter Watt wird das Leben durch die Gezeiten stark beeinflusst. Das Wattenmeer zeichnet sich durch lange Trockenzeiten aus, die zweimal am Tag bei Niedrigwasser ihren Höhepunkt erreichen. Der tägliche Ablauf von Ebbe und Flut bewegt den Boden und sorgt für eine sich stetig verändernde Umwelt. Dies führt zu einer einzigartigen Flora und Fauna, die an den Gezeitenwechsel angepasst sind und neue Nischen besetzen. Viele Organismen sind bedeutend für das sensible Ökosystem und übernehmen eine Schlüsselrolle. Bivalvia wie Miesmuscheln *Mytilus edulis* bilden Muschelbänke und bieten somit Hartsubstrat, welches wiederum als Rückzugsmöglichkeit für Tiere verschiedenster Gattungen dient. Im juvenilen postlarvalen Stadium nutzen beispielsweise gemeine Strandkrabben *Carcinus maenas* diese Bänke, um sich vor Fraßfeinden und der Trockenheit zu schützen. Gleichzeitig ernähren sie sich unter anderem vom Fleisch junger Muscheln und grenzen so die Populationsgröße der Miesmuschel ein. Doch fressen die Krabben nicht nur, sondern gelten auch in sämtlichen Entwicklungsstadien als Nahrungsgrundlage weiterer Prädatoren. Die Larven sind Nahrungsgrundlage für viele Filtrierer, Jungtiere werden von adulten Artgenossen oder Fischen gefressen und die ausgewachsenen Exemplare gelten als Beute von Seevögeln, Fischen oder gar Säugetieren wie Seehund

und Mensch. Dementsprechend kommt der gemeinen Strandkrabbe immense Wichtigkeit im Sylter Wattenmeer-Ökosystem zu (Thiel & Dornedde, 1994).

Jedoch treten immer wieder Veränderungen auf und ein empfindliches Gleichgewicht droht zu kippen. Zum Beispiel wurde die europäische Auster *Ostrea edulis* durch menschliche Aufzuchten der pazifischen Auster *Magallana gigas* entlang der Atlantikküste stark verdrängt, gilt heutzutage als vom Aussterben bedroht und kommt im Sylter Watt sogar gar nicht mehr vor (Reise et al., 1989). Da auch die pazifische Felsenauster Bänke bildet und dafür wiederum Hartsubstrat benötigt, bewuchert sie Miesmuschelbänke und sorgt so auch für den Rückgang dieser Muschelart. Demzufolge hat diese Auster als Eindringling starken Einfluss auf die vorherrschende Ökosystem und wird als invasiv eingestuft, da sie bereits vorhandene Nischen beansprucht und Arten verdrängt (Gutow & Buschbaum, 2019). Ähnlich ist es seit Jahren bei der Einwanderung der Krabbenarten der asiatischen Strandkrabbe *Hemigrapsus sanguineus* und der asiatischen Pinselkrabbe *Hemigrapsus takanoi* in Europa und Nordamerika zu beobachten, die jetzt eine potentielle Gefahr für die im Wattenmeer vorkommende gemeine Strandkrabbe *Carcinus maenas* darstellt (Jungblut et al., 2017). An der amerikanischen Pazifikküste beispielsweise

wurde bereits eine abnehmende Zahl von *Carcinus maenas* in Zusammenhang der ansteigenden Zahl der *Hemigrapsus* spp. festgestellt (Jensen et al., 2002). 1993 wurden erstmals einzelne Tiere von *Hemigrapsus takanoi* in Deutschland gesichtet (Geburzi et al., 2015), reproduktive Populationen stammen allerdings von später aus Frankreich über die Niederlande eingewanderten Tieren ab. Selbiges gilt analog auch für die Schwesterart *Hemigrapsus sanguineus* (Geburzi et al., 2015). Beide leben seit 2007 auch im norddeutschen Wattenmeer, verbreiten sich kontinuierlich und bilden große Populationen (Geburzi et al., 2015). Daher stellt sich nun die Frage, ob die

Sylter *Carcinus maenas* unter den eingewanderten Tieren als direkte Konkurrenten zu leiden hat. Hinweise, dass eingewanderte *Hemigrapsus sanguineus* einen negativen Einfluss auf die einheimische Fauna nehmen kann, wurde beispielhaft bereits an *Mytilus edulis* in Frankreich nachwiesen (Brousseau et al., 2014).

In dieser Studie soll nun untersucht werden, in welchen Dichten die verschiedenen Krabbenarten zahlenmäßig an verschiedenen Standorten im Watt auftreten und ob die Neozoen ernst zu nehmende Konkurrenz um Nahrung darstellen.

Material & Methods / Material & Methoden

Beprobung

Um die Populationsdichten der europäischen Strandkrabbe *Carcinus maenas*, der asiatischen Strandkrabbe *Hemigrapsus sanguineus* und der asiatischen Pinselkrabbe *Hemigrapsus takanoi* zu bestimmen, wurden Ende September 2019 an zwei verschiedenen Standorten des Lister Watts bei Niedrigwasser Bestandsaufnahmen vorgenommen (Abb. 1). Die Uhrzeit variierte und richtete sich nach dem niedrigsten Wasserstand. Vor Ort wurde zufällig ein Quadratmeter bestimmt und auf Krabben untersucht. Dafür wurde der abgesteckte Bereich zunächst oberflächlich abgesucht und danach sämtliches Hartsubstrat wie

Muscheln oder Steine ausgehoben und umgewälzt. Dabei wurden nur Krabben gewählt, deren Carapaxdurchmesser (CPD) mindestens 10mm groß war, und in einem Eimer gesammelt. Dieser Vorgang wurde je Standort fünfmal wiederholt. Danach wurden sie im Labor gezählt, die Art bestimmt, das jeweilige Geschlecht identifiziert, der CPD ausgemessen und die zu kleinen Individuen aussortiert. Für spätere Versuche wurden geeignete Krabben mit einem CPD von zwei bis drei Zentimetern in artspezifischen Kunststoff-Aquarien aufbewahrt (ca. 8l-Fassungsvolumen, mit permanenter Frischwasserzufuhr aus der



Abb. 1. Positionen der Standorte zur Ermittlung der Populationsdichten. Die grüne Markierung zeigt die Austernbank, die orangene die Steinbühne am Königshafen in List auf Sylt, Deutschland. Oben rechts wird die komplette Insel Sylt dargestellt. Der rote Kasten markiert den Beprobungsort. Das Bild wurde mithilfe von Satellitenaufnahmen erstellt (© Google Earth).

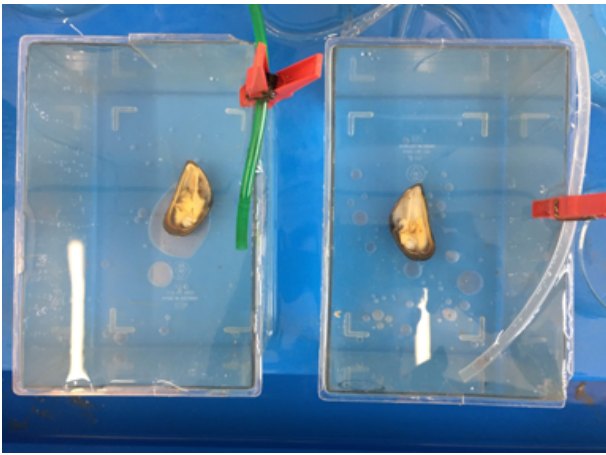


Abb. 2. Aufsicht auf die beiden “Arena”-Becken für die Verhaltensversuche. Zu erkennen sind die Schläuche zur Frischwasserversorgung sowie die angebotene Miesmuschel (*Mytilus edulis*) als Nahrungsquelle.

Nordsee, Sediment, Unterschlupfmöglichkeiten wie Muschelschalen und einigen Makroalgen).

Verhaltensexperiment

Um eine mögliche Konkurrenz zwischen der einheimischen und den beiden invasiven Krabben festzustellen, wurden die Tiere in verschiedenen interspezifischen Artenkonstellationen in Arenen beobachtet. Dabei wurde eine einzige Nahrungsressource (hier: frisch aufgebrochene und halbierte Miesmuschel *Mytilus edulis*) zum Fraß angeboten. Zuerst wurde eine Art ins Becken platziert, dann abgewartet, bis diese zum Fraß ansetzt und anschließend mit einem Individuum einer anderen Art

konfrontiert. Entweder wurde zu einer fressenden *Carcinus maenas* eine *Hemigrapsus takanoi* oder eine *Hemigrapsus sanguineus* gesetzt. Zu einer *H. takanoi* oder einer *H. sanguineus* wurde jeweils eine *C. maenas* platziert. Wurde nach fünf Minuten der Fraß nicht aufgenommen, wurde das Experiment abgebrochen und neue Tiere auf Konkurrenzverhalten getestet. Als Konkurrenzverhalten und Zeichen der Verdrängung wurde ein “displacement” betrachtet, wobei die zuerst eingesetzte und fressende Krabbenart durch die später zugesetzte, artfremde Krabbe von der Nahrungsquelle so vertrieben wird, dass eine Wiederaufnahme des Fressens wenigstens kurzzeitig nicht möglich ist. War ein displacement erfolgreich, wurde der Versuch beendet und die getesteten Tiere in die artspezifischen Aquarien zurückgesetzt. Fand nach fünf Minuten ununterbrochenen Fraßes des ersten Individuums kein displacement statt, wurde der Durchlauf abgebrochen. Je Artenkonstellation wurde der Versuchsaufbau 12 oder 13 mal wiederholt. Zwei Arenen wurden vorbereitet. Diese wurden mit Frischwasser versorgt. Weder Sediment noch Unterschlupfmöglichkeiten wurde den Tieren angeboten, um möglichst wenig Ablenkung zu schaffen. Die Beobachtungen selbst fanden aus 0,5m-Distanz statt, um die Tiere nicht zusätzlich zu stressen. Damit der Fraß garantiert werden konnte, wurde den Krabben wenigstens 24h vor Versuchsdurchführung keine Nahrung zur Verfügung gestellt. Nachdem alle Artenzusammensetzungen ausreichend getestet wurden, wurden die Tiere gefüttert.

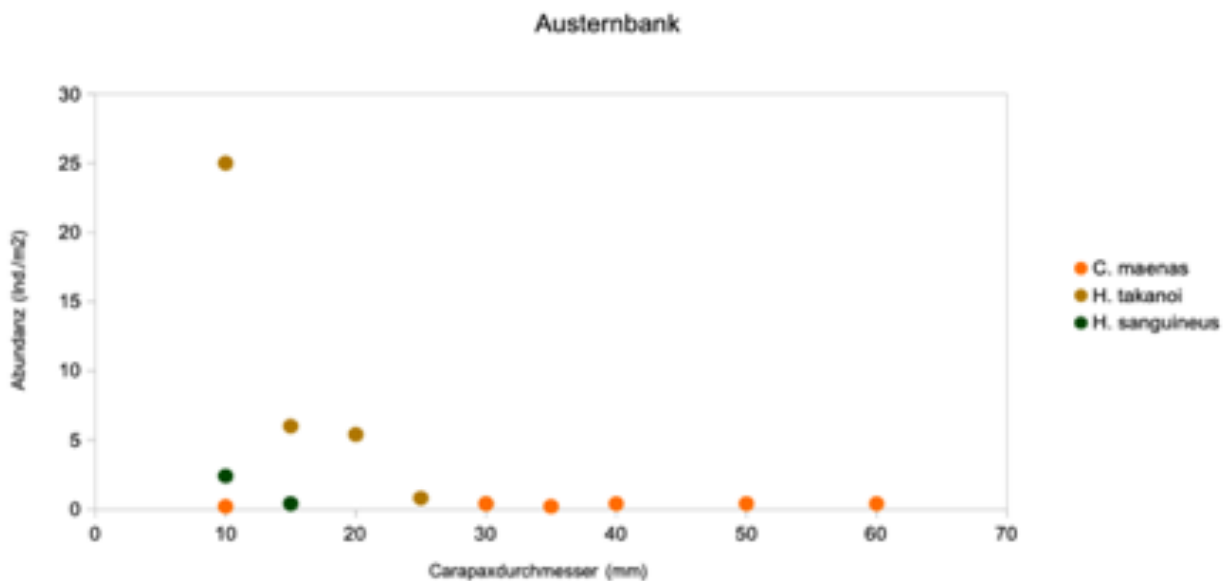


Abb. 3. Darstellung der Populationsdichten am Standort “Austernbank”. Je Krabbenart werden die Abundanzen der Individuen pro m² nach jeweiligem CPD ab 10mm aufgetragen.

Results / Ergebnisse

Populationsdichten der Krabben an ausgewählten Standorten

Im Folgenden sind die Abundanzen pro Quadratmeter gegen die jeweilige Größe der Tiere, dargestellt durch den Carapaxdurchmesser, aufgetragen, um einen Überblick über die Populationsdichte und -zusammensetzung darzustellen.

Für entsprechende Wertetabellen, siehe Anhang (Tab. 1).

Alle drei Arten kommen sowohl in der Austernbank als auch an der Steinbuhne, den beiden untersuchten Habitaten, vor. Allerdings gibt es deutliche Unterschiede hinsichtlich der Populationsdichten sowohl zwischen den zwei Standorten als auch den Krabbenarten selbst (Abb. 3, 4). Während *C. maenas* in beiden Habitaten recht selten, dafür aber in teils beachtlichen Größen (60mm CPD) zu finden war, trat je Habitat eine der beiden invasiven Arten massig auf.

H. takanoi dominierte die Austernbank und *H. sanguineus* war auf der Steinbuhne sehr abundant. Beide Arten zeigen allerdings mit zunehmender Größe abnehmend häufiges Vorkommen, Tiere mit mehr als 15mm CPD waren eher selten (siehe Abb. 3 und 4). An der Gesamtdichte gemessen trat *H. sanguineus* auf der Steinbuhne am häufigsten auf (entspricht ca. 94% der vorgefundenen Tiere). Mit 54,6 Tieren pro Quadratmeter übertreffen sie damit auch die Dichte von *H. takanoi* auf der Austernbank (29,8 Ind./m²). Diese machen dort 83% aller Krabben aus.

Verhaltensexperiment

In den Laborversuchen zur Nahrungskonkurrenz wurde deutlich, dass *H. takanoi* im Großteil der Durchführungen gegen *C. maenas* dominant war (10 von 13 Malen), während sie sich im Gegenzug von dieser auch in 50% der Fälle (6 von 12 Malen) vertreiben ließ (siehe Abb. 5).

H. sanguineus hingegen konnte *C. maenas* nur in 3 von 13 Versuchen vertreiben, und zeigte grundsätzlich weniger Interesse am angebotenen Futter. Zuerst ins Becken zur Muschel gegeben war die Art in 9 Versuchen nicht ein einziges Mal zum Fressen zu bewegen.

Beruhend auf der Anzahl der Versuchsreplikationen ergeben sich keine auffälligen Diskrepanzen im Verhalten der verschiedenen Geschlechter (siehe Anhang, Tab. 2) Bei allen Arten gab es sowohl inter- als auch intrageschlechtliche "displacements". Die einzige Ausnahme hierbei bilden männliche *H. sanguineus*, welche es in 5 Versuchen nicht vermochten, ein *C. maenas*-Männchen von der Muschel zu drängen (siehe Anhang, Tab. 2).

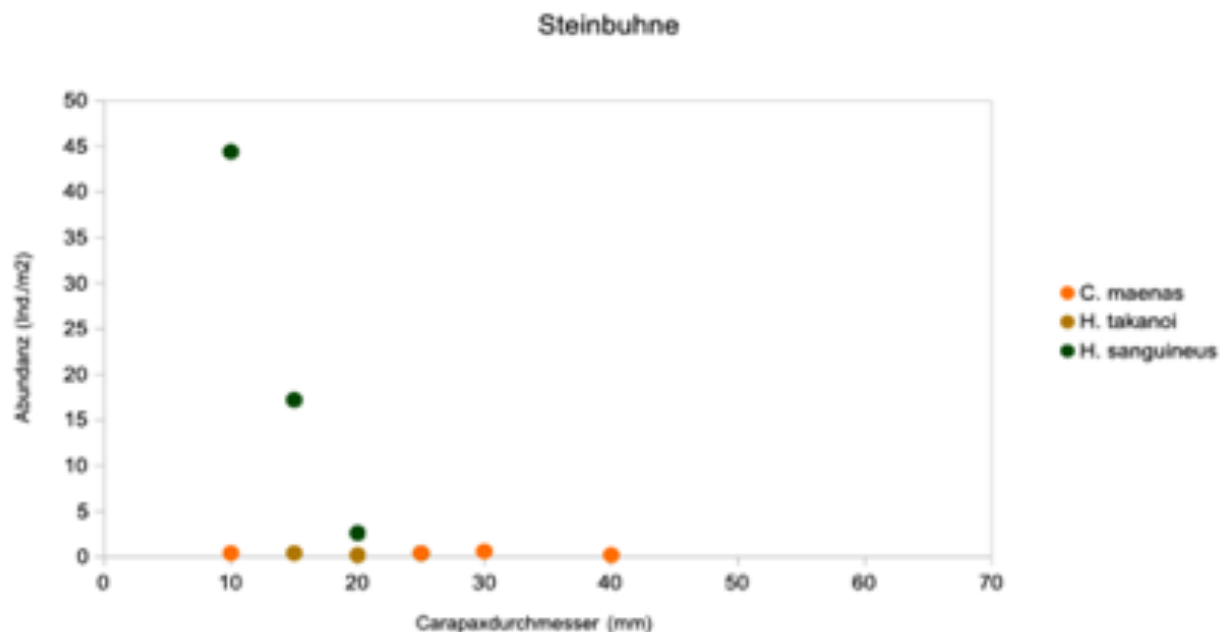


Abb. 4. Darstellung der Populationsdichten am Standort "Steinbuhne". Je Krabbenart werden die Abundanzen der Individuen pro m² nach jeweiligem CPD ab 10mm aufgetragen.

Discussion / Diskussion

Während der Beprobungen im Sylter Watt fielen zu aller erst erhebliche Unterschiede in den Abundanzen der drei Krabbenarten auf. Insbesondere zeichnete sich eine klare Zonierung des Aufkommens der asiatischen Krabben ab. Die asiatische Pinselkrabbe *Hemigrapsus takanoi* zeigte eine deutliche Präferenz für Austernbänke als Habitat, während die asiatische Strandkrabbe *Hemigrapsus sanguineus* steinigere, nicht schlammige Untergründe, wie an der Steinbühne zu finden, bevorzugt. Die gemeine Strandkrabbe *Carcinus maenas* hingegen war überall in geringen Dichten anzutreffen, ob auf der Austernbank, auf der Steinbühne oder auf offenen Sandflächen.

Vergleicht man die Verteilung der asiatischen Krabben auf die Habitate mit den bisher festgestellten Verbreitungsgebieten in Europa, stimmen diese stark miteinander überein. Dauvin et al. (2009) untersuchte in seiner Studie die Habitatspräferenzen beider Arten und zeigte, dass *Hemigrapsus takanoi* gering hydrodynamische Habitate bevorzugen, die einen schlammigen Untergrund und viele Rückzugsmöglichkeiten bieten. Daher waren sie häufig in Häfen anzutreffen. Im Sylter Watt stellen Austernbänke genau diese Bedingungen bereit. Im flachen Sediment fließt das Wasser während der Gezeiten seicht ab, zwischen den Austern sammelt sich der Schlamm und die Austern selbst bieten geeignete Verstecke. Man geht sogar davon aus, dass die ersten Pinselkrabben über den Import der pazifischen Felsenauster *Magallana gigas* 1993 nach Europa kamen und sich von Frankreich aus kontinuierlich in ganz Europa an den Küsten verbreiteten (Geburzi et al., 2007).

Für *Hemigrapsus sanguineus* wurden Habitate beobachtet, die sich durch starke Hydrodynamik und Felsigkeit auszeichnen und von sandigen Böden dominiert werden (Dauvin et al., 2009). Am untersuchten Standort bietet die Steinbühne als Wellenbrecher besagte Hydrodynamik, zwischen den großen Steinblöcken sammelt sich grobkörniger Sand und die Steine selbst sind gute Klettermöglich-

keiten für die auch Felsenkrabbe genannte asiatische Strandkrabbe. Beide Arten kommen stets in hohen Dichten vor.

Carcinus maenas gilt als Gezeitenkrabbe, die je nach Entwicklungsstadium in verschiedenen Wassertiefen vorkommt. Jungkrabben beispielsweise ziehen sich gerne zurück und halten sich die meiste Zeit auf Austernbänken oder zwischen Felsen auf (Thiel & Dornedde, 1994). Adulte Tiere sind mobiler und sind weit verteilt im ganzen Watt vorzufinden. Dies kann durch die ausgearbeiteten Ergebnisse bestätigt werden. Die für die Versuche genutzten *C. maenas* mit einem CPD von zwei bis drei Zentimetern wurden zwischen Muscheln an beiden Standorten gefunden. Ausgewachsene Tiere wanderten entweder über die Bänke oder eben frei umher im Wasser in Ufernähe. Bei einem solch weiten Verbreitungsgebiet sind geringe Populationsdichten anzunehmen, welche durch unsere Befunde ebenfalls bestätigt werden können! Während die asiatischen Krabben im Sylter Watt mit Dichten von über 29 Individuen pro Quadratmeter auftreten, ist die maximal ermittelte Populationsdichte von >2 Individuen pro Quadratmeter verschwindend gering. Zwar treten saisonale Unterschiede auf und *C. maenas* ist während der kalten Wintermonate, welche bereits Ende September / Anfang Oktober eingeläutet werden, eher im Sublittoral vorzufinden doch zeigen Bestandsaufnahmen aus dem Hochsommer diesen Jahres, dass *C. maenas* im Sylter Watt nie sonderlich abundant ist. Im Juli 2019, zum Höhepunkt der Besiedlungsdichten der gemeinen Strandkrabbe, wurden durchschnittlich drei Männchen und sechs Weibchen pro Quadratmeter gefunden (persönliche Mitteilung von Annika Cornelius, PHD, AWI List, 2019). Dass *C. maenas* nicht so abundant im Gegensatz zu *H. takanoi* und *H. sanguineus* zu sein scheint, könnte auch damit zusammenhängen, dass *C. maenas* bereits länger im Watt-Ökosystem etabliert ist, somit aber auch anfälliger für spezifische Parasiten ist. So fanden Goedknecht et al. (2016) heraus, dass *C. maenas* von 18 verschiedenen Parasitenarten befallen wird, während die Neozoen je Art von 3 parasitären Arten befallen werden. Den Aufzeichnungen zufolge wurde mit den asiatischen Arten kein neuer Parasit eingeschleppt, doch haben sich Krabbenparasiten der in Europa beheimateten gemeinen Strandkrabbe an die asiatischen Eindringlinge angepasst. Dies könnte jedoch wiederum zu einem negativen shiftback führen, da die invasiven Krabben in Massen auftreten, so die Reproduktion der Parasiten fördern und diese wiederum gehäuft *C. maenas* befallen, was einen erhöhten Rückgang in der Populationsdichte bewirken könnte.

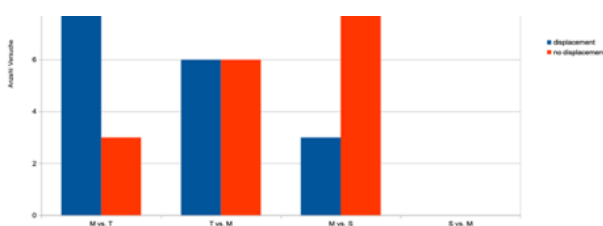


Abb. 5: Balkendiagramm zur Auswertung des Verhaltensexperimentes. Die Anzahl der Versuchsdurchläufe mit oder ohne displacement wird für die jeweiligen Artenkonstellationen angezeigt. M steht für *Carcinus maenas*, T für *Hemigrapsus takanoi* und S für *Hemigrapsus sanguineus*.

Die durchgeführten Verhaltensversuche liefern teils überraschende Unterschiede im Verhalten der drei auf Nahrungskonkurrenz untersuchten Arten. So zeigte sich *C. maenas* durchweg als gefräßig, *H. takanoi* war ebenfalls stets am angebotenen Futter interessiert, während sich *H. sanguineus* im besagten Versuchsaufbau als sehr zurückhaltend erwies und statt zu fressen eher nach Unterschlupf und Deckung suchte. Beide pazifischen Arten tragen, zumindest die Männchen, bei gleichem Carapaxdurchmesser deutlich massigere Scheren als *Carcinus maenas* und sollten diesen daher erwartungsgemäß im Duell kräftemäßig überlegen sein, was sich bei *H. takanoi* sehr deutlich zeigte. In 77% der Fälle, in denen *C. maenas* zuerst zum Fraß ansetzte, konnte *H. takanoi* den Konkurrenten erfolgreich verdrängen. Das Verhalten ihrer Schwesternart hingegen lässt vermuten, dass die einfach strukturierten Versuchsbecken ohne Sediment und Sichtschutz und das wiederholte Umsetzen per Hand zu stressig sind, um hier ein natürliches Verhalten beobachten zu können. Andererseits könnte das weniger "mutige" Verhalten von *H. sanguineus* auch darauf hindeuten, dass sie selbst unter stressfreien Bedingungen den Konflikt mit *Carcinus maenas* scheuen würde.

Eine andere Überlegung ist, dass sich manche der Pinselkrabben kurz vor der Häutung befunden haben könnten. In diesem Zustand stellt das Tier krebstypisch seine Fraßaktivität zurück. Möglicherweise könnte *H. sanguineus* eher Konkurrenz auf räumlicher Ebene für Jungtiere der *C. maenas* darstellen, da sich die asiatische Strandkrabbe häufig versteckt und artfremde Tiere eventuell weniger wegen Nahrung, jedoch eher aus Unterschlüpfen vertreibt. In diesem Zusammenhang sollten zukünftige Studien versuchen, die Versuchsbecken, naturnaher zu gestalten, ohne aber dabei den Versuchsablauf, durch eventuell nahrungsreiches Substrat oder bewachsene Muschelschalen als Unterschlupf, zu gefährden. Interessant wäre ebenfalls zu sehen, ob umfangreichere Versuchsreihen zu ähnlichen Ergebnissen führen. Insbesondere eine Mehrfachverwendung von Individuen sollte dabei vermieden werden, um eine eventuelle Sättigung der Tiere auszuschließen. Auch ein anderer Versuchsaufbau zur Überprüfung der räumlichen Konkurrenz um Versteckplätze könnte zukünftig weitere Auskunft geben.

Schlussfolgernd lässt sich sagen, dass zwar die

Nahrungspräferenzen und die Populationsdichten der Krabben für eine mögliche Konkurrenz untereinander sprechen, da alle Arten opportunistische Allesfresser sind, sich unter anderem von Muschelfleisch ernähren und die Neozoen in vielfach höheren Dichten auftauchen. Doch deuten die verschiedenen Habitatspräferenzen daraufhin, dass die Arten nicht in dem Maße konkurrieren, wie zunächst angenommen. Ebenfalls im Aspekt der Nahrungskonkurrenz lässt sich sagen, dass diese nur schwer auftreten kann, da das Wattenmeer als eines der produktivsten Ökosysteme gilt (International Maritime Organization, 2002) und somit Nahrung gerade für die Opportunisten keinen limitierenden Faktor darstellt.

Durch die nun gesammelten Daten, auch im Abgleich mit den von Annika Cornelius (mündliche Mitteilung, 2019) erhobenen Daten der letzten Jahre, lässt sich für den Moment keine tatsächliche Verdrängung der gemeinen Strandkrabbe am untersuchten Küstenabschnitt feststellen. Zwar konnten Thiel & Dornedde 1994 im norddeutschen Wattenmeer Populationsdichten von >10 Individuen pro 500cm² vorfinden, doch dies nur bei Hochwasser und mit einem Fokus auf juvenile Tiere, welche durch einen Carapaxdurchmesser von mindestens einem Zentimeter teilweise ausgeschlossen und nicht bei der Zählung dieser Studie berücksichtigt wurden. Bei Niedrigwasser konnten auch sie kaum mehr als 5 Individuen pro 500cm² finden (Thiel & Dornedde, 1994). Weitere Beobachtungen in den nächsten Jahren sind allerdings unerlässlich, um die fortschreitende Entwicklung zu verfolgen. Gerade die hohen Bestandsdichten der beiden invasiven Arten könnten, wie weiter oben bereits aufgeführt, unter parasitologischen Gesichtspunkten in Zukunft noch zu Problemen für *Carcinus maenas* führen.

Um die Gesundheit des wichtigen Ökosystems Wattenmeer weiterhin untersuchen und gegebenenfalls schützen zu können, sollten Institutionen wie das Alfred-Wegener-Institut beständig daran arbeiten, Zusammenhänge und ganz besonders Veränderungen wie Invasionen zu verstehen. In Zeiten des globalen Klimawandels mehr denn je!

Cited Literature / Literaturverzeichnis

- Brousseau, D. J., Goldberg, R., & Garza, C. (2014). Impact of Predation by the Invasive Crab *Hemigrapsus sanguineus* on Survival of Juvenile Blue Mussels in Western Long Island Sound. *Northeastern Naturalist*. 21(1):119–133.
- Dauvin, Jean-Claude & Rius, Armonie & Ruellet, Thierry. (2009). Recent expansion of two invasive crabs species *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) and *H. takanoi* Asakura and Watanabe 2005 along the Opal Coast, France. *Aquatic Invasions*. 4. 451-465.
- Geburzi, J., 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. *BioInvasions Records*, 4, 103–107.
- Global Invasive Species Database (2019) Species profile: *Carcinus maenas*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=114> on 02-10-2019.
- Goedknecht, Anouk & Feis, Marieke & Wegner, Mathias & Luttikhuisen, Pieterella & Buschbaum, Christian & Camphuysen, Cornelis & van der Meer, Jaap & Thielges, David. (2016). Parasites and marine invasions: Ecological and evolutionary perspectives. *Journal of Sea Research*. 113. 11-27.
- Gutow, Lars & Buschbaum, Christian. (2019). Invasion of the Wadden Sea by the Pacific Oyster (*Magallana gigas*): A Risk to Ecosystem Services?: Drivers, Risks, and Societal Responses. 10.1007/978-3-319-96229-0_36.
- International Maritime Organization. (2002). Identification and Protection of special areas and particularly sensitive sea areas, MEPC 48/7.
- Jensen, G. C., McDonald, P. S., & Armstrong, D. A. (2002). East meets west : competitive interactions between green crab *Carcinus maenas*, and native and introduced shore crab *Hemigrapsus* spp., 225, 251–262.
- Jungblut, Simon; Beermann, Jan; Boos, Karin; Saborowski, Reinhard & Hagen, Wilhelm. (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. 85 - 96.
- Landschoff, J., Lackschewitz, D., Keszy, K., & Reise, K. (2013). Globalization pressure and habitat change : Pacific rocky shore crabs invade armored shorelines in the Atlantic Wadden Sea, 8(1), 77–87.
- Reise, K., Herre, E., & Sturm, M. (1989). Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea *, 433(November 1988), 417–433.
- Thiel, M., & Dornedde, T. (1994). Recruitment of shore crabs *Carcinus maenas* on tidal flats: Mussel clumps as an important refuge for juveniles. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 48(2), 321–332.

Appendix / Anhang

Tabelle 1. Rohdaten.

<i>maenas – takanoi</i>		
	displacement	no displacement
M-M	3	0
M-W	2	0
W-M	3	1
W-W	2	2

<i>takanoi – maenas</i>		
	displacement	no displacement
M-M	2	1
M-W	1	2
W-M	1	2
W-W	2	1

<i>maenas – sanguineus</i>		
	displacement	no displacement
M-M	0	5
M-W	1	1
W-M	1	3
W-W	1	1

<i>sanguineus – maenas</i>		
	displacement	no displacement
M-M	-	-
M-W	-	-
W-M	-	-
W-W	-	-

(9 mal kein Ergebnis)

Tabelle 2. Rohdaten.

Austernbank			
Größe	<i>C. maenas</i>	<i>H. takanoi</i>	<i>H. sanguineus</i>
10		0,2	25
15			6
20			5,4
25			0,8
30	0,4	0,4	
35	0,2		
40	0,4		
45			
50	0,4		
55			
60	0,4		

	<i>C. maenas</i>	<i>H. takanoi</i>	<i>H. sanguineus</i>
Populationsdichte	2,0/m ²	29,8/m ²	2,8/m ²
Männlich	50,00%	50,00%	29,00%
Weiblich	50,00%	50,00%	71,00%
	n=10	n=149	n=14

Steinbuhne			
Größe	<i>C. maenas</i>	<i>H. takanoi</i>	<i>H. sanguineus</i>
10		0,4	44,4
15		0,4	17,2
20		0,2	2,6
25	0,4		0,4
30	0,6		
35			
40	0,2		
45			
50			
55			
60			

	<i>C. maenas</i>	<i>H. takanoi</i>	<i>H. sanguineus</i>
Populationsdichte	2,4/m ²	0,6/m ²	54,6/m ²
Männlich	33,30%	100,00%	45,00%
Weiblich	66,60%		55,00%
	n=12	n=3	n=273

Sandfläche mit Tang			
Größe	<i>C. maenas</i>	<i>H. takanoi</i>	<i>H. sanguineus</i>
10		1	6
15	0,33	0,33	
20	0,33	1,33	
25			
30			
35			
40			
45			
50			
55			
60			

	<i>C. maenas</i>	<i>H. takanoi</i>
Populationsdichte	1,66	7,6
Männlich	60,00%	43,00%
Weiblich	40,00%	57,00%
	n=5	n=23

Der Einfluss von Seepockenbefall auf die Agilität von *Littorina littorea*

Merten, Luisa; isa.merten@web.de
Le, Mai-Lee Van; maileevanle@googlemail.com

Abstract

In the Wadden sea of Sylt *Littorina littorea* constitutes a wide spreaded species of snails. Since *L. littorea* possesses no defence mechanisms against settling by epibionts such as chemical barricades, the periwinkles are often strongly overgrown by barnacles and larval states of mussels and oysters. The most common epibiont on *L. littorea* is the barnacle *Balanus crenatus*. In this study we examine the effects of barnacle overgrowth on the agility of *L. littorea*. In order to analyse the influence of heavy overgrowth, individuals were sampled, weighed and categorized. Three experimental groups, two with contrasting severity of overgrowth and one with removed barnacles, were tested. Experiments revealed that heavy barnacle overgrowth affected the mobility of the periwinkles substantially. Moreover snails with removed barnacles performed as successful or occasionally more successful than snails without barnacles. This might demonstrate a certain training effect of snails with removed barnacles due to their adaptation to a heavier weight load.

Introduction / Einleitung

Das überwiegend vorzufindende Hartsubstrat im Watt liefern die Schalen und Gehäuse der epibenthischen Organismen, wie beispielsweise Schalen von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), Panzer von Krabben (wie *Carcinus maenas*) oder auch die Gehäuse der gemeinen Strandschnecke (*Littorina littorea*). Zahlreiche Arten erhalten so eine Siedlungsgrundlage, wo sonst durch Sand und Schlick keine Möglichkeit der Festsetzung besteht (Asmus & Asmus 2017).

Littorina littorea ist eine weit verbreitete Schneckenart im Wattenmeer (Wilhelmsen & Reise 1994) und findet im Watt auf Muschelbänken oder an felsigen Küstenlandschaften Halt (Asmus & Asmus 2017; Graham 1988). Sie selbst dient ebenfalls als Siedlungsgrund sowohl für Seepocken als auch Miesmuschel- und Austernlarven (Carrasco et al. 2018). *Littorina littorea* wird bis zu 30 mm hoch und 25 mm breit (Graham 1988) und erreicht ihr Erwachsenenalter mit 11 - 12 mm Gehäusehöhe (Williams 1964). Dabei kann ihr Gehäuse nach 4 Jahren bereits eine Höhe von über 17,5 mm erreichen (Williams 1964). Aufgrund von fehlenden Verteidigungsmechanismen gegen Bewuchs (Wahl & Sönnichsen 1992) ist die Seepocke *Balanus crenatus* der häufigste Epibiont auf *L. littorea* (Buschbaum und Reise 1999). Im Watt profitiert der Epibiont von diesem Kontakt mit der Schnecke, da *Littorina littorea* als Basibiont

das notwendige Hartsubstrat liefert (Buschbaum & Reise 1999). Inwieweit die Basibionten von dieser Verbindung beeinflusst werden, ist nur teilweise erforscht worden (Buschbaum und Reise 1999). Aus den Studien von Buschbaum und Reise (1999) geht hervor, dass Prädation, parasitischer Befall und der Pockenbewuchs die Schlüsselfaktoren in der Populationsdynamik der Strandschnecken sind. In Versuchen zur Bewegungseinschränkung von *L. littorea* wurde festgestellt, dass keine der überwachsenden Individuen in der Lage waren sich aus der Rückenlage in die natürliche Kriechposition zu bringen, im Vergleich zu zwei Dritteln der Individuen ohne Seepockenbewuchs.

Als Weiterführung dieser Experimente, setzen wir ein genaueres Augenmerk auf die Anpassung der Schnecke an das zusätzliche Volumen und besonders an das zusätzliche Gewicht, welches ihnen durch den Überwuchs von *Balanus crenatus* auflastet. Dafür wurden Untersuchungen zu der veränderten Bewegungsfreiheit von *L. littorea* mit Seepocken, sowie nach dem Entfernen dieser durchgeführt. Ebenfalls wurde ein weiterer Experimentteil dem Experiment von Buschbaum und Reise nachempfunden, in welchem Individuen mit bzw. ohne Seepockenbefall gegenübergestellt wurden.

Material & Methods / Material & Methoden

Die Untersuchungen fanden zwischen dem 25.09.2019 und dem 30.09.2019 in List auf Sylt statt. Dafür wurden Individuen der Art *Littorina littorea* mit den Größen 1,8 cm - 2,3 cm im Eulitoral des Wattenmeers gesammelt. Anschließend wurden diese in die Gruppen "ohne Seepocken" und "mit Seepocken" eingeteilt. Schnecken mit einer Oberflächenbedeckung durch Pocken von 75% -100% wurden der Gruppe "mit Pocken" (Abb. 1 A&B) zugeordnet und jene mit einer Oberflächenbedeckung von 0% - 10% wurden in die Gruppe "ohne Pocken" eingeteilt (Abb. 1 B&C). Die Schnecken wurden in Meerwasserbecken mit kontinuierlichem Frischwasserdurchlauf und Sauerstoffzufuhr gehalten. Eine Fütterung der Tiere mit *Ulva lactuca* fand täglich nach den Experimenten statt.

Gewichtsbestimmung der Pockenlast

Des Weiteren wurden einhundert Individuen der Strandschnecken aus der Kategorie "mit Pocken" (s. o.) vor sowie nach dem Entfernen der Seepocken gewogen. Anschließend wurde das Mittel des prozentualen Anteils der Pockenmasse am Eigengewicht der entpockten Individuen berechnet. Zusätzlich wurde eine Stichprobe von 20 Individuen von *Littorina littorea*, auf denen natürlicherweise keine bzw. kaum Seepocken anzufinden waren, also aus der Kategorie "ohne Pocken" (s. o.), auf den Anteil der Pocken am Eigengewicht geprüft.

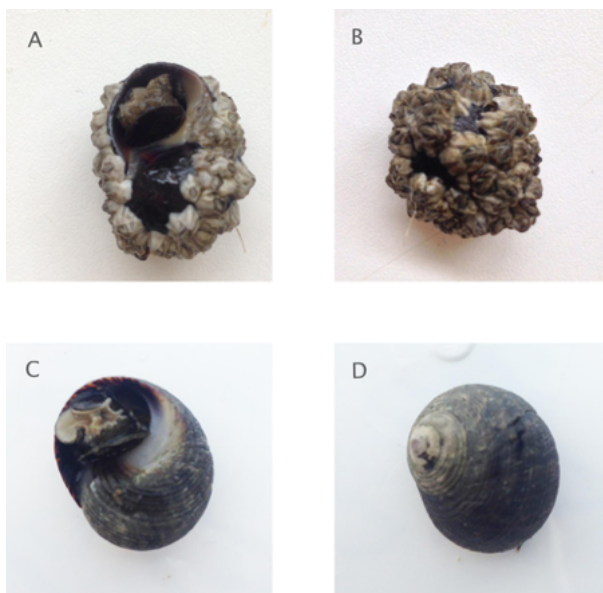


Abb. 1: **A:** Auf der Rückseite des Gehäuses liegende Schnecke mit starkem Pockenbefall. **B:** In Kriechposition befindliche Schnecke mit starkem Pockenbefall. **C:** Auf der Rückseite des Gehäuses liegende Schnecke ohne Pockenbefall. **D:** In Kriechposition befindliche Schnecke ohne Pockenbefall.

Untersuchung zur Agilität von *Littorina littorea*: Aufbau des Experiments

In zwei Aquarien mit jeweils 5 cm Wasserfüllstand, welches den Hochwasserzustand im Watt simuliert (Buschbaum & Reise 1999), fand die Durchführung der Experimente statt. Pro Durchgang wurden 30 Individuen, d.h. 15 pro Becken, auf beide Becken verteilt und getestet. Die Versuchstiere wurden mit einem Abstand von 5 cm auf dem Rücken platziert, sodass die Öffnung ihrer Gehäuse nach oben zeigte. Nun wurde im Abstand von 10 Minuten (min) notiert, wie viele Individuen sich zurück in die natürliche Kriechposition bewegt hatten. Schnecken, die sich bereits gedreht hatten, wurden aus dem Becken entfernt, um eine Beeinflussung der Verbleibenden zu vermeiden. Insgesamt wurde das Experiment über eine Dauer von 60 min durchgeführt. Es erfolgten vier Versuchsdurchgänge für die drei Versuchsgruppen. In den Durchgängen eins, zwei und drei wurden jeweils 30 Individuen beobachtet. Im letzten Durchgang nur zehn Individuen der jeweiligen Versuchsgruppen, so dass in jeder Versuchsgruppe insgesamt 100 Individuen überprüft wurden.

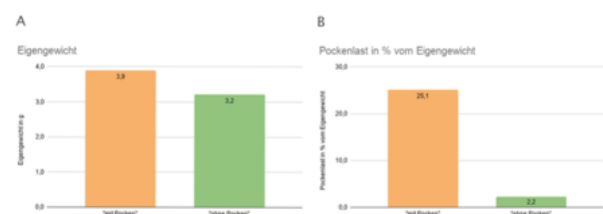


Abb. 2: **A:** Durchschnittliches Gesamtgewicht des Pockenaufwuchses bei Schnecken der Kategorien "Ohne Pocken" und "Mit Pocken". **B:** Prozentualer Anteil des Pockengewichtes am Gesamtgewicht bei Schnecken der Kategorien "Ohne Pocken" und "Mit Pocken" (siehe Material und Methoden für die Definition der Kategorien).

Results / Ergebnisse

Gewichtsbestimmung der Pockenlast

Die Berechnungen der Masse der Pocken auf *L. littorea* zeigen, dass die Schnecken durch die Pocken im Mittel $25,1 \pm 9,2$ % ihres Eigengewichtes zusätzlich auf ihrem Gehäuse tragen (Abb. 2). Schnecken ohne bzw. mit wenigen Pocken sind im Mittel mit $2,2 \pm 2,1$ % zusätzlicher Masse, als Anteil vom Eigengewicht belastet (Abb. 2).

Untersuchung zur Agilität von *Littorina littorea*

Von 100 Individuen der Schnecken ohne Pocken haben sich 69 Schnecken innerhalb einer Stunde umgedreht (Tab. 1, Abb. 3). Dagegen haben es nur 31 Individuen der Versuchsgruppe "mit Pocken" geschafft, sich umzudrehen (Tab. 1, Abb. 3). Nach Entfernung der Pocken bei 100 Individuen der Versuchsgruppe "mit entfernten Pocken", erreichten 85 Individuen dieser Gruppe die Kriechposition (Tab. 1, Abb. 3).

Wurden die Anzahlen der umgedrehten Strandschnecken für die vier Durchgänge nach dem jeweiligen Zeitabschnitt prozentual berechnet und die Prozente anschließend gemittelt, so ergaben sich ähnliche prozentuale Anteile wie bereits oben für die Gesamtheit der Individuen beschrieben: Von den Schnecken "ohne Pocken" schafften es nach einer Stunde im Schnitt $30,8 \pm 5,7$ %, von denen "mit Pocken" $65,8 \pm 11,0$ % und von den Schnecken der Versuchsgruppe "mit entfernten Pocken" $84,2 \pm 6,3$ % (Tab. 1, Abb. 4).

Beide zuvor beschriebenen Herangehensweisen der Datenauswertung zeigen auch sehr ähnliche

Trends für die jeweiligen Versuchsgruppen über den Zeitverlauf der 60 Minuten (Tab. 1). Von den Schnecken mit Pocken schafften es nach den ersten 10 Minuten sieben Schnecken von einhundert Individuen bzw. über die vier Durchgänge im Mittel $7,5 \pm 7,4$ % (Tab. 1, Abb. 3 & 4). Die darauffolgenden Minuten brachten die größte Anzahl weiterer Umdrehereignisse. Somit haben sich nach 20 Minuten 17 von hundert bzw. $15,8 \pm 9,2$ % der Individuen während der Durchgänge umgedreht (Abb. 3 & 4). In den darauffolgenden Minuten kamen nur wenige weitere Individuen hinzu. Folglich hatten es 21, 25, 29 und schlussendlich die 31 Individuen geschafft bzw. $19,2 \pm 10,7$ %, $24,2 \pm 7,4$ %, $29,2 \pm 8,8$ % und final $30,8 \pm 5,7$ % geschafft sich nach 30, 40, 50 und 60 Minuten umzudrehen (Tab. 1, Abb. 3 & 4). Weitaus mehr erfolgreiche Versuche der Schnecken, sich in die Kriechposition zu bringen, fanden bei den Individuen "ohne Pocken" und "mit entfernten Pocken" statt. Bei den Individuen "ohne Pocken" schafften es nach 10 Minuten 53 Individuen von hundert insgesamt und von denen "mit entfernten Pocken" lediglich 40 von hundert, und demnach weniger Individuen (Tab. 1, Abb. 3 & 4). Nach 20 Minuten hielten sich die beiden Gruppen auf dem selben Level mit 62 Umdreherfolgen bzw. $56,7$ % Umdreherfolgen pro Durchgang bei einer Standardabweichung von $\pm 17,8$ bei der Gruppe "ohne Pocken" und $\pm 18,7$ % bei den Schnecken "mit entfernten Pocken" (Tab. 1, Abb. 3 & 4). Nach diesem Zeitpunkt schafften es, mit 82 Individuen und im Mittel $80,0 \pm 9,8$ % pro Durchgang der Gruppe "mit entfernten Pocken", mehr Individuen sich umzudrehen, im Vergleich zu nur 65 Individuen oder $60,8 \pm 14,0$ % der Gruppe der Schnecken "ohne Pocken" (Tab. 1, Abb. 3 & 4). In den darauffolgenden 30 Minuten kommen in beiden

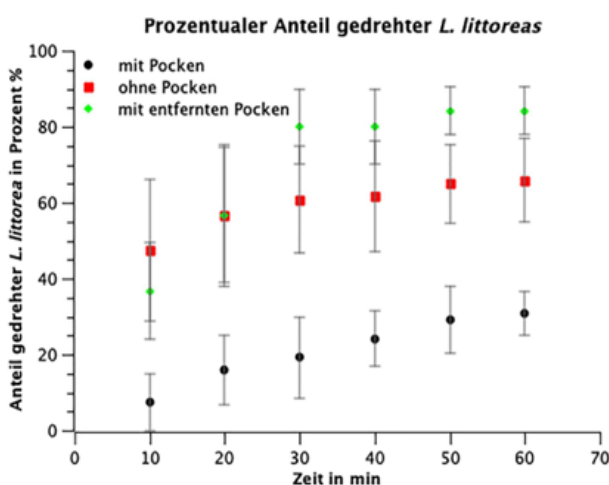


Abb. 3: Gesamtzahl der Schneckenindividuen, die sich nach einer festgelegten Zeit aus der Rückenlage umdrehen konnten. "Mit Pocken" (Schwarz), "ohne Pocken" (Rot) und "mit entfernten Pocken" (Grün).

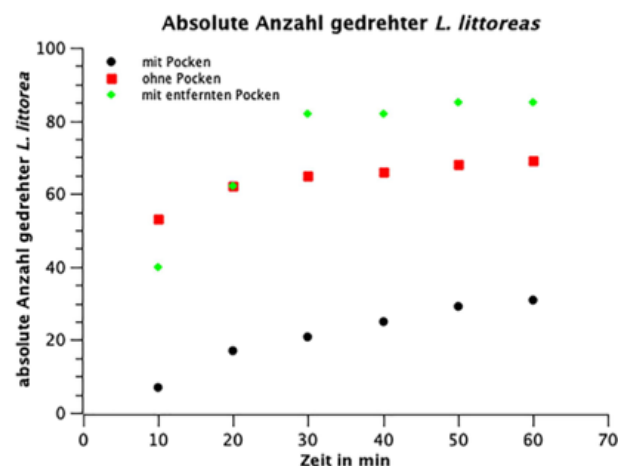


Abb. 4: Prozentualer Anteil der Schneckenindividuen, die sich nach einer festgelegten Zeit aus der Rückenlage umdrehen konnten gemittelt über die vier Durchgänge. Mit Pocken (Schwarz), ohne Pocken (Rot) und mit entfernten Pocken (Grün).

Gruppen ca. 3-4 Individuen bzw. 4-5% hinzu. So konnten nach 60 Minuten 69 bzw. $65,8 \pm 11,0$ % von den Schnecken "ohne Pocken" einen Erfolg im Umdrehen erzielen (Tab. 1, Abb. 3 & 4). Von den Schnecken der Versuchsgruppe "mit entfernten Pocken" schafften es 85 Individuen bzw. $84,2 \pm 6,3$ % (Tab. 1, Abb. 3 & 4).

Mithilfe zweiseitiger T-Tests zu den jeweiligen Zeitabschnitten (nach 10 min, 20 min, 30 min, 40 min, 50 min, 60 min) wurde untersucht, ob zwischen den beiden unabhängigen Versuchsgruppen der Schnecken „ohne Pocken“ und "mit entfernten Pocken" signifikante Unterschiede hinsichtlich ihrer Agilität bestehen. Dabei stellte sich heraus, dass sich nach einer Versuchszeit von 30 min in der Gruppe ohne Pocken $60,8 \pm 14,0$ % der Individuen und in der Gruppe "mit entfernten Pocken" $80,0 \pm 9,8$ % der

Individuen umgedreht haben (Tab. 1, Abb. 3 & 4). Nach 50 min $65,0 \pm 10,4$ % gegenüber $84,2 \pm 10,3$ % (Tab. 1, Abb. 3 & 4). Der Unterschied ist in beiden Fällen signifikant ($p \leq 0,05$, t-test). Alle anderen Vergleiche zeigten mit über 0,05 keine Signifikanz. Die Vergleiche der Versuchsgruppe "mit Pocken" mit den Schnecken "ohne Pocken" bzw. "mit entfernten Pocken", zeigten immer einen signifikanten Unterschied bei einem Signifikanzniveau das mindestens unter 0,05 lag. Die Unterschiede liegen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 3,0% nach 10 Minuten bzw. 2,6% nach 20 Minuten unter dem Signifikanzniveau von 5%. Ab der 30-Minuten-Schwelle liegt die Irrtumswahrscheinlichkeit schließlich unter der 0,5%-Schwelle und kann damit als hoch-signifikant bewertet werden.

Discussion / Diskussion

Die Trainingseffekt-Hypothese

Schnecken mit starkem Pockenbefall müssen im Durchschnitt ein Viertel ihres Eigengewichts zusätzlich mit sich tragen und sind so in ihrer Bewegungsfreiheit und demnach ihrer Agilität erheblich eingeschränkt (Abb. 2). Jene Individuen "mit entfernten Pocken", verzeichneten ähnlich hohe bzw. höhere Erfolge sich in die natürliche Kriechposition zu bringen, verglichen mit der Versuchsgruppe "ohne Pocken" (Abb. 3 & 4). Da Individuen mit starkem Pockenbefall durch *Balanus crenatus* im Durchschnitt

$25,1 \pm 9,2$ % ihres Eigengewichts zusätzlich bewegen müssen, ist eine körperliche Anpassung daran nicht auszuschließen (Abb. 2 B). Das zusätzliche Volumen und auch das erhöhte Gewicht können die Individuen von *L. littorea* an größere Gehäusemaßen gewöhnt haben. Besonders das erhöhte Gewicht und die damit verbundene gesteigerte Belastung sowie die Trägheit im Wellengang des Eulitorals, könnten die Schnecken dazu gebracht haben, sich mit mehr Ausdauer um einen günstigen Halt in der Brandung zu bemühen. Dies zeigt sich in einer höheren Anzahl umgedrehter Individuen pro Zeitintervall, im Vergleich zu den

Tabelle 1. Anzahl umgedrehter Individuen von *L. littorea* über den Zeitraum einer Stunde. Erfassung der Individuenanzahl in 10-Minuten-Schritten. Gegenüberstellung der absoluten Individuenanzahl von einhundert Individuen insgesamt mit dem relativen Anteil der umgedrehten Individuen pro Durchgang gemittelt über die vier Durchgänge.

Zeit	Schnecken mit Pocken		Schnecken ohne Pocken		Schnecken mit entfernten P.	
	absolute Anzahl umgedrehter Individuen	gemittelter relativer Anteil umgedrehter Individuen [%]	absolute Anzahl umgedrehter Individuen	gemittelter relativer Anteil umgedrehter Individuen [%]	absolute Anzahl umgedrehter Individuen	gemittelter relativer Anteil umgedrehter Individuen [%]
nach 10 min	7	$7,5 \pm 7,4$	53	$47,5 \pm 18,5$	40	$36,7 \pm 12,8$
nach 20 min	17	$15,8 \pm 9,2$	62	$56,7 \pm 17,8$	62	$56,7 \pm 18,7$
nach 30 min	21	$19,2 \pm 10,7$	65	$60,8 \pm 14,0$	82	$80 \pm 9,8$
nach 40 min	25	$24,2 \pm 7,4$	66	$61,7 \pm 14,5$	82	$80 \pm 9,8$
nach 50 min	29	$29,2 \pm 8,8$	68	$65 \pm 10,4$	85	$84,2 \pm 6,3$
nach 60 min	31	$30,8 \pm 5,7$	69	$65,8 \pm 11,0$	85	$84,2 \pm 6,3$

natürlich unbepockten Individuen. Weiterhin zeigte sich in unserem Experiment, dass die Versuchsgruppe "mit entfernten Pocken" zunächst langsamer ist als die Versuchsgruppe "ohne Pocken". Der T-Test zeigt zwischen der Versuchsgruppe "ohne Pocken" und "mit entfernten Pocken" signifikante Unterschiede nach 30 sowie nach 50 Minuten. Dementsprechend waren die Schnecken mit entfernten Pocken in diesen Zeitspannen signifikant erfolgreicher im Umdreheexperiment, als jene, deren Gehäuse per se nicht von Pocken bedeckt waren. Der höhere Umdreherfolg der Gruppe "mit entfernten Pocken" nach 30 Minuten ist auch ein Hinweis auf eine erhöhte Ausdauer.

Auswirkungen in der natürlichen Umgebung

Es ist zu vermuten, dass in der natürlichen Umgebung kaum bzw. keine Bedingungen herrschen, die zu einer Ablösung der Seepocken vom Schneckenhaus führen. Diesbezüglich konnte beobachtet werden, dass zwischen den lebendigen Individuen von *Balanus crenatus* auch tote Individuen auf dem Schneckengehäuse zu finden waren, welche keine Aktivität unter Wasser zeigten. In der natürlichen Umgebung des Eulitorals bedeutet der Bewuchs der Schnecke durch *Balanus crenatus* oder auch anderen Pockenarten, eine Verringerung der Fitness. Das äußert sich, wie von Buschbaum und Reise (1999) beschrieben, in einer höheren Mortalitätsrate der bepockten Schnecken in kälteren Perioden und auch in einer um 75%-reduzierten, deutlich geringeren Reproduktionsrate dieser.

Zudem sollte die mögliche Verlangsamung der Individuen durch einen erhöhten Widerstand im Wasser in Betracht gezogen werden. Damit weggespülte Individuen von *L. littorea* wieder zu ihrem bevorzugten Habitat kommen, muss eine relativ schnelle Reaktion der Schnecke auf ihre veränderte Position erfolgen, um die stabile, natürliche Kriechposition wieder einzunehmen und auf einem Hartsubstrat Halt zu finden. Diese Theorie wird in unseren experimentellen Ergebnissen durch die signifikant erhöhte Anzahl umgedrehter Individuen ohne Pocken bestärkt. Schafft es die Schnecke nicht sich umzudrehen, könnte sie als Folge von Trocken- oder Salzstress physiologischer Belastung ausgesetzt sein.

Nichtsdestotrotz gibt es auch positive Komponenten, die aus dem Bewuchs mit Pocken hervorgehen könnten. Beispielsweise können die Pocken eine gute Tarnung bieten, da Habitats der Schnecken, wie Miesmuschelbänke und Steingrund, oft ebenfalls einen Pockenbewuchs aufweisen. Dies kann sich in einer Verminderung des Prädationsdrucks äußern. Darüber hinaus bieten die Pocken potentiell einen mechanischen Schutz in der Brandungszone, da schwere Erschütterungen des Gehäuses abgepolstert werden

können. Zuletzt ist ein Schutz der Schnecke durch den Pockenbewuchs vor Parasiten nicht auszuschließen.

Verbesserungsvorschläge für künftige Experimente

In die Analyse der Daten wurden Umgebungsfaktoren, wie Temperatur oder Wetterlage an den verschiedenen Versuchstagen nicht mit einbezogen. Diese können eventuell Abweichungen in dem Verhalten der Tiere zur Folge gehabt haben. Auch die Umgebungslautstärke, Bodenerschütterungen und nicht konstante Lichtverhältnisse sollten berücksichtigt werden. Die bedeutendsten Störfaktoren während des Experiments waren die Beobachtung der Schnecken sowie das Entnehmen der umgedrehten Schnecken aus dem Becken. Hierbei kam es zu visuell sichtbaren Reaktionen der Versuchstiere, die sich teilweise augenblicklich in ihr Gehäuse zurückzogen. Eine Optimierungsmöglichkeit wäre hier ein experimenteller Versuchsaufbau, in dem sich alle Versuchsindividuen in separaten Becken aufhalten und sich somit auch nicht gegenseitig beeinflussen können, sobald sie in ihre Kriechposition gelangen. Außerdem würde eine Versuchsvorrichtung, die für eine überall gleichausgerichtete Gehäuseöffnung sorgt, die Fehlerkomponenten bezüglich der Lage der Individuen im Becken minimieren. Die verschiedenen Gehäuseformen oder auch Verteilungen des Pockenvolumens auf dem Panzer sind natürlicherweise nicht für jedes Individuum konstant und erschweren im schlechtesten Fall das Erreichen des Bodens oder auch das Kippen des Gehäuses in die richtige Lage. Eine weitere optimierbare Komponente stellt die Handhabung der Schnecken durch verschiedene Personen dar. Ein zudem diskutabler Punkt ist die Akklimatisierungszeit von mindestens 20 Minuten, die den Individuen, deren Pocken zuvor entfernt wurden, gegeben worden ist. Eine über diese Zeitspanne hinaus bestehende Beeinflussung ihres Verhaltens während des Experiments, ist nicht vollständig auszuschließen.

Abschließend kann festgehalten werden, dass viele verschiedene Faktoren die Agilität und die damit verbundene Fitness von *Littorina littorea* beeinflussen. Unsere Daten bestätigen die Aussage von Buschbaum und Reise (1999), dass die Agilität der bepockten Schnecken gegenüber der von Individuen ohne Pocken deutlich sichtbar und signifikant eingeschränkt ist (Abb. 3 & 4). Als Weiterführung dieses Experiments konnten wir zeigen, dass das Entfernen des Überwuchses mit *Balanus crenatus* zu einer signifikant höheren Anzahl an Umdreherfolgen nach 30 min sowie nach 50 min führte im Vergleich zur Versuchsgruppe "ohne Pocken". Die erhöhte Ausdauer und Motivation können Gründe dafür sein.

Cited Literature / Literaturverzeichnis

Asmus H., Asmus R. (2017): Muschelbänke, Seegrasswiesen und Watten an Sand- und Schlickküsten. Faszination Meeresforschung (eds. Hempel G., Bischof K., Hagen W.), pp. 261-272. Springer, Berlin, Heidelberg. 10.1007/978-3-662-49714-2_25.

Buschbaum, C., Reise K.,(1999): Effects of barnacle epibionts on the periwinkle *Littorina littorea* (L.), Helgol Mar Res 53:56–61.

Carrasco, M. et al. (2018). Effects of different intertidal hard substrates on the recruitment of *Crasostrea gigas*. Hydrobiologia. 10.1007/s10750-018-3774-x.

Graham, Alastair F.R.S. (1988): Molluscs: prosobranch and pyramidellid gastropods. 1988 No.Ed. 2 pp.662 pp. ref.15 pp. Gastropods.

Wahl, M., Sönnichsen, H. (1992): Marine epibiosis. IV. The periwinkle *Littorina littorea* lacks typical antifouling defences. - Why are some populations so little fouled? Marine Ecology Progress Series. Vol. 88: 225-235,1992.

Williams, E. E. (1964): The Growth and Distribution of *Littorina littorea* (L.) on a rocky shore in Wales. Journal of Animal Ecology, Vol. 33, No. 3 (Oct., 1964), pp. 413-432.

Appendix / Anhang

Tabelle 2. Gewichtsbestimmung bei *L. littorea* vor und nach dem Entfernen der Seepocken bei stark-bepockten Individuen. Höchster und niedrigster prozentualer Anteil des Pockengewichts am Eigengewicht fett markiert.

	mit Pocken (g)	ohne Pocken (g)	Pockengewicht (g)	Pockengewicht (% vom Eigengewicht)
1	5,12	4,26	0,86	20,2
2	4,09	3,19	0,9	28,2
3	4,22	3,31	0,91	27,5
4	5,63	4,61	1,02	22,1
5	5,47	4,28	1,19	27,8
6	5,58	4,55	1,03	22,6
7	4,05	3,11	0,94	30,2
8	5,94	5,11	0,83	16,2
9	4,58	3,72	0,86	23,1
10	4,42	3,6	0,82	22,8
11	3,5	3,14	0,36	11,5
12	3,79	3,31	0,48	14,5
13	6,23	4,72	1,51	32,0
14	4,6	3,74	0,86	23,0
15	4,1	3,44	0,66	19,2
16	4,65	3,98	0,67	16,8
17	4,24	3,36	0,88	26,2
18	4,96	4,03	0,93	23,1
19	4,32	3,34	0,98	29,3
20	4,15	3,55	0,6	16,9
21	6,46	5,06	1,4	27,7
22	4,49	3,84	0,65	16,9
23	4,77	3,77	1	26,5
24	3,92	3,22	0,7	21,7
25	3,86	2,93	0,93	31,7
26	4,49	3,51	0,98	27,9
27	5,55	4,43	1,12	25,3
28	4,23	3,29	0,94	28,6
29	3,29	2,61	0,68	26,1
30	6,44	4,05	2,39	59,0
31	6,19	4,81	1,38	28,7
32	5,41	4,27	1,14	26,7

33	3,69	3,19	0,51	16,0
34	6,1	5,05	1,05	21,5
35	4,55	2,89	1,27	44,1
36	6,35	5,1	1,25	24,5
37	2,9	2,56	0,32	12,4
38	3,9	3,04	0,84	27,5
39	4,5	3,45	0,72	21,0
40	4,9	4,24	0,65	15,3
41	4,25	3,54	0,72	20,3
42	6,79	4,72	1,47	31,1
43	4,7	3,75	0,95	25,6
44	3,7	3,2	0,5	15,6
45	4,24	3,6	0,65	18,0
46	4,55	3,69	0,84	22,8
47	6,6	5,29	1,31	24,8
48	4,89	4	0,89	22,0
49	4,94	3,85	1,11	29,5
50	5,68	3,84	1,84	47,9
51	4,84	3,7	1,11	30,5
52	3,74	2,9	0,85	29,2
53	4,23	3,49	0,74	21,2
54	6,3	5,56	1,33	23,8
55	3,48	2,78	0,7	25,2
56	4,55	3,94	0,59	15,0
57	5,56	4,12	1,26	30,6
58	5,7	3,14	2,57	89,8
59	5,56	4,5	0,87	19,3
60	4,89	4,04	0,84	20,8
61	4,94	4,1	0,83	20,2
62	3,94	3,22	0,72	22,4
63	5,54	4,42	1,12	25,1
64	5,2	3,9	1,3	33,2
65	4,6	3,8	0,8	21,3
66	4,37	3,39	0,98	28,9
67	4,54	3,67	0,67	18,3

Tabelle 2 fortgesetzt.

68	4,06	4,91	1,31	23,4
69	6,43	5,51	0,92	16,7
70	4,79	3,94	0,85	21,6
71	3,65	2,94	0,71	24,3
72	3,75	3,28	0,49	14,9
73	3,94	3	0,94	31,3
74	3,1	2,56	0,54	21,1
75	4,89	3,86	1,03	26,7
76	4,83	3,96	0,87	22,0
77	5,57	4,07	1,5	36,9
78	7,2	5,7	1,5	26,3
79	4,39	3,82	0,57	14,9
80	4,69	3,7	0,99	26,8
81	5,32	4,14	1,18	28,5
82	4,97	3,8	1,17	30,8
83	5,87	4,66	1,21	26,0
84	4,29	3,58	0,71	19,8
85	6,3	5,2	1,1	21,2
86	5,67	4,76	0,91	19,3
87	4,71	3,31	0,86	26,0
88	6,2	4,68	1,72	38,4
89	4,47	3,52	0,95	27,0
90	4,6	3,96	0,64	16,2
91	6,08	4,97	1,11	22,3
92	4,31	3,37	0,94	27,9
93	3,99	3,3	0,68	20,5
94	4,07	3,13	0,94	30,0
95	5,26	4,01	1,25	31,3
96	3,8	2,99	0,81	27,1
97	5,07	4,43	0,64	14,4
98	6,53	5,28	1,25	23,7
99	6,1	5,2	0,9	17,3
100	4,67	3,7	0,97	26,2
Mittelwert	4,86	3,89	0,97	25,1

Tabelle 3. Gewichtsbestimmung bei *L. littorea* vor und nach dem Entfernen der Seepocken bei Individuen "ohne Pocken" und "mit Pocken". Höchster und niedrigster prozentualer Anteil des Pockengewichts am Eigengewicht fett markiert..

	mit Pocken (g)	ohne Pocken (g)	Pockengewicht (g)	Pockengewicht % vom Eigengewicht
1	3,58	3,51	0,07	2,0
2	3,46	3,44	0,02	0,6
3	3,34	3,24	0,1	3,1
4	3,77	3,12	0,65	1,8
5	2,83	2,83	0	0,0
6	2,7	2,62	0,08	3,1
7	3,45	3,45	0,02	0,6
8	5,1	4,96	0,14	3,0
9	4,56	4,34	0,22	5,1
10	3,71	3,62	0,09	2,4
11	2,2	2,77	0,03	1,4
12	4,62	4,41	0,21	4,8
13	3,11	3,08	0,03	1,0
14	3,28	3,24	0,04	1,2
15	3,68	3,58	0,1	2,9
16	2,92	2,91	0,01	0,3
17	2,79	2,79	0	0,0
18	2,99	2,99	0	0,0
19	2,76	2,7	0,06	2,2
20	2,28	2,22	0,06	2,7
Mittelwert	3,30	3,22	0,08	2,2

Der Einsiedlerkrebs - Ein Tier mit Persönlichkeit? Auswirkungen von Stressfaktoren bei *Pagurus bernhardus* (Crustacea: Decapoda)

Burchardi, Anja; anja.burchardi@gmx.de
Nickel, Marie; marie.nickel@hu-berlin.de
Ohlrogge, Carina; carina.ohlrogge@hu-berlin.de

Abstract

Personality in animals has been studied on many different species and is based on the observation and investigation of behavioural traits. The common hermit crab, *Pagurus bernhardus*, indigenous to the mud flats in the North Sea, is known to feel pain and to directly react to negative experiences. To investigate if such reaction is specific regarding individuals, or if this reaction occurs randomly, two different environmental stressors have been simulated on 78 hermit crabs. After each stressor, time was measured until the hermit crab emerged its forelimbs out of the shell. 32 hermit crabs did not show similar responses in both trials, while 46 hermit crabs responded similar. Thus, the study provides evidence that hermit crabs do not respond due to a certain personality but react randomly to different stressors.

Introduction / Einleitung

Pagurus bernhardus ist ein Vertreter der Mittelkrebse (Anomura) und zählt zu den Zehnfüßkrebse (Decapoda). Durch ihr nacktes, unsegmentiertes und nach rechts spiralisiertes Abdomen unterscheidet sich *P. bernhardus* von anderen Vertretern der Anomura. Der Einsiedlerkrebs gehört zu der Überfamilie Paguroidea und wird der Gattung Pagurus zugeordnet (Lancaster, 1988).

P. bernhardus ist die einzige heimische Einsiedlerkrebse im Wattenmeer der Nordsee und kommt auf Hart- und Weichböden in den Prielen und in Gezeitentümpeln mit Muschelkies vor. Zum Schutz des nackten und weichen Abdomens dienen leere Gehäuse verschiedener Gastropoden (Gravel, 2004). Diese Gehäuse müssen je nach Einsiedlerkrebs in Größe, Form und Stärke variieren und erschweren die Angriffsmöglichkeit der Prädatoren (Lancaster, 1988). Die an der Küste lebenden Möwen gehören zu den Fressfeinden der Einsiedlerkrebse (Reese, 1962). Da diese vorwiegend Schnecken und Muscheln sammeln, ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass ein Schneckengehäuse mit einem Einsiedlerkrebs aufgenommen wird (Reese, 1962). Möwen lassen die Schnecken aus dem Flug fallen, sodass die Kalkschalen aufbrechen und die Vögel besser an den Inhalt herankommen (Reese, 1962). Neben dem Stressor Prädatoren stellt auch das Einregnen im Watt

eine große Herausforderung für die Einsiedlerkrebse dar. Die marinen Lebewesen sind an die osmotischen Bedingungen des Meerwassers angepasst (Khan et al. 1981). Es wurde gezeigt, dass Einsiedlerkrebse im Süßwasser weniger als drei Stunden überleben (Davenport et al. 1980).

Es wurden bereits verschiedene Verhaltensmuster bei Crustacea dargelegt, wobei der Einsiedlerkrebs einer der meist untersuchtesten Krebstiere ist. In einer Arbeit von Briffa et al. (2008) wurde festgestellt, dass die Einsiedlerkrebspopulation eines Standorts konsistent auf Stressfaktoren reagierte. Daraus wurde abgeleitet, dass die Individuen innerhalb einer Population eine Persönlichkeit hatten (Briffa et al. 2008). Des Weiteren zeigte ein Vergleich von drei Standorten, dass die Reaktionsmuster pro Standort unterschiedlich waren (Briffa et al. 2008).

In der folgenden Arbeit wurde die Einsiedlerkrebspopulation des noch nicht untersuchten Standortes des Wattenmeeres der Nordsee bei List auf Sylt analysiert. Es gilt herauszufinden, ob zwei Stressfaktoren eine gleiche Verhaltensreaktion bei *P. bernhardus* auslösen und dadurch den Einsiedlerkrebsen eine Persönlichkeit zugeschrieben werden kann.

Material & Methods / Material & Methoden

Versuchstiere

Die Versuchstiere wurden zwischen dem 27.09. und 30.09.2019 im Wattenmeer der Nordsee bei List auf Sylt gesammelt (55°01'25.4"N 8°26'19.0"E). Insgesamt wurde in diesem Zeitraum eine Stichprobe von 78 Tieren aus einem Gezeitentümpel während Niedrigwasser entnommen. Die gesammelten Einsiedlerkrebse wurden im Labor des Alfred-Wegener-Institut (AWI-Wattenmeerstation Sylt), Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, untersucht. Allen Versuchstieren diente die Strandschnecke *Littorina littorea* als Gehäuse, welche jeweils mit Seepocken oder Polypen bewachsen war. Die Gehäuse hatten eine durchschnittliche Größe von $1,6 \pm 0,2$ cm. Da andere Verhaltensversuche keine geschlechtsspezifischen Unterschiede in den Verhaltensmustern von männlichen und weiblichen Tieren gezeigt haben (Winston und Jacobson, 1978) wurde vereinfachend auf eine Bestimmung der Geschlechter im vorliegenden Versuch verzichtet.

Versuchsaufbau

Die gesammelten Exemplare von *P. bernhardus* wurden in separaten Gefäßen gehalten. Um die Bedingungen so einheitlich und natürlich wie möglich zu gestalten, wurde jedes Gefäß mit frischem Meerwasser gefüllt, welches nach dem ersten Versuch ausgetauscht wurde. Sediment, Algen und verlassene Muschelschalen dienten als Versteck- und Klettermöglichkeiten zur Verfügung zu stellen (s. Abb. 1). Die Algen und das Sediment wurden am jeweiligen Versuchstag gesammelt.

Reaktionstests

Um untersuchen zu können, ob die Stressreaktionen der Versuchstiere einem persönlichen Muster folgen oder abhängig vom Stressfaktor sind, wurden zwei Versuche durchgeführt. Nach einer ersten Akklimatisierungsphase von 60 Minuten im Versuchsgefäß wurde jedes Individuum aus einer Höhe von 85 cm auf eine feuchte Sandschicht (2 cm) fallen gelassen. Die Zeit ab dem Zeitpunkt des Aufpralls bis zum Herausstrecken der vorderen Extremitäten wurde gemessen und dokumentiert. Anschließend wurden die Versuchstiere in ihr jeweiliges Versuchsgefäß zurückgesetzt und das Wasser gegen frisches Meerwasser ausgetauscht. Es folgte eine weitere Akklimatisierungsphase von 60 Minuten. Für den zweiten Verhaltensversuch wurden die Einsiedlerkrebse für fünf Sekunden in Süßwasser eingetaucht und wieder in ihr Versuchsgefäß gesetzt. Auch hier wurde die Zeit ab dem Zeitpunkt des Absetzens bis zum Herausstrecken der vorderen Extremitäten gemessen. Nachdem alle Versuchstiere getestet wurden, wurden sie wieder im Wattgebiet freigesetzt.

Datenauswertung

Die Reaktionszeiten wurden tabellarisch erfasst. Die Mittelwerte und Standardabweichungen wurden ermittelt, um die Proben in je zwei Kategorien einzuteilen: Die Reaktionszeit war entweder schneller oder langsamer als der Mittelwert. Schließlich wur-



Abb. 1: Versuchsaufbau mit Gefäßen für die Versuchstiere. Die Gefäße waren ausreichend mit frischem Meerwasser gefüllt, welches nach dem ersten Versuch ausgetauscht wurde. Sediment, Algen und verlassene Muschelschalen dienen als Versteck- und Klettermöglichkeiten. Die Versuchsgefäße dienen der Akklimatisierung der Versuchstiere und jedes Gefäß enthielt ein Individuum *P. bernhardus*.

den die Ergebnisse miteinander verglichen und der Index "gleiche Reaktion" auf beide Stressfaktoren vergeben, wenn die Reaktionszeit gleich, d.h. bei beiden Reaktionstests jeweils schneller oder jeweils langsamer als der Mittelwert waren. Bei einem ungleichen Reaktionsmuster wurde der Index "verschieden" vergeben. Die Index-Zählungen wurden relativ auf die Stichprobenzahl bezogen.

Da die ermittelten Indexwerte einer Binomialverteilung unterliegen, wird die Wahrscheinlichkeit für eine gleiche Reaktion auf verschiedene Stresstests in einer Bernoulli-Kette der Länge $n=78$ (Probenzahl) berechnet. Die Nullhypothese $H_0: p \leq 0,5$ nimmt an, dass es keine Reaktionsmuster gibt, also dass die Wahrscheinlichkeit für eine gleiche Reaktion $\leq 50\%$ ist. Die Gegenhypothese $H_1: p > 0,5$ postuliert, dass Einsiedlerkrebse eine Persönlichkeit haben, da

ihre Reaktionen auf die Stressfaktoren nicht zufällig sind. Ihre Reaktion auf zwei Stressfaktoren würde also zu $> 50\%$ gleich sein. Für eine Berechnung der Irrtumswahrscheinlichkeit wurde eine kumulative Binomialverteilung angenommen. Ein rechtsseitiger Hypothesentest mit einem Signifikanzniveau von 5% wurde durchgeführt, um zu entscheiden, ob die Nullhypothese abgelehnt oder angenommen werden kann. Die Irrtumswahrscheinlichkeit wurde mithilfe von Excel 2010, Microsoft Corporation, berechnet (s. Formel 1).

$$\alpha = P(X \geq k) = 1 - P(X \leq k - 1) = 1 - \sum_{i=k}^n \binom{n}{i} \cdot p^i \cdot (1-p)^{n-i}$$

Formel 1: Berechnung der oberen kumulativen Verteilfunktion der Stichprobe. Irrtumswahrscheinlichkeit bzw. α -Fehler (α), Probenzahl ($n=78$), Wahrscheinlichkeit, dass k Treffer eintreten ($p=0,5$), Anzahl der Treffer ($k=46$), Wahrscheinlichkeit (P), binomialverteilte Zufallsvariable (X).

Results / Ergebnisse

Um zu überprüfen, ob jedes Individuum der Art *P. bernhardus* bei beiden Stressfaktoren gleich oder verschieden reagiert, wurde ihr Verhalten *ex situ* analysiert.

Stressfaktor 1: Fall aus 85 cm Höhe

Nachdem die Versuchstiere aus ihren Versuchsgefäßen entnommen wurden, zogen sie sich in das Schneckengehäuse zurück. In dieser Position wurden sie aus einer Höhe von 85 cm auf eine 2 cm Sandschicht fallen gelassen. Die durchschnittliche Zeit vom Aufprall bis zur ersten Mobilisierung von *P. bernhardus* betrug 25,9 s. Die mittlere Abweichung

war mit 35,6 s sehr hoch. Die kürzeste Reaktionszeit betrug 1,8 s, die längste 173,4 s. 59 von 78 Einsiedlerkrebse streckten die vorderen Extremitäten schneller heraus als der Durchschnitt ($=25,9$ s), das entspricht $75,6\%$ (s. Abb. 2). 19 Einsiedlerkrebse bzw. $24,4\%$ waren langsamer als der Durchschnitt (s. Abb. 2). Die Versuchstiere reagierten also unterschiedlich auf die Stresssituation, obwohl die Versuchsbedingungen und Merkmale der Versuchstiere einheitlich gewählt wurden.

Stressfaktor 2: Süßwasser

Bei dem zweiten Verhaltenstest waren die Versuchs-

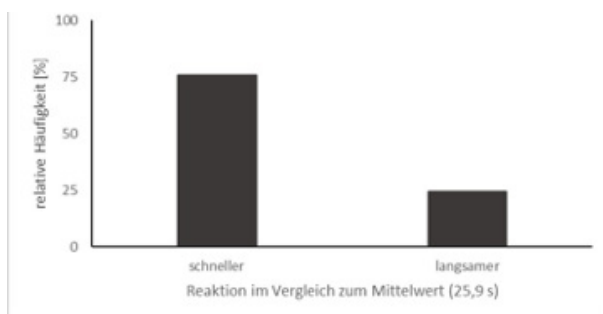


Abb. 2: Ergebnis des ersten Stresstests, "Fall aus 85 cm Höhe". Relative Häufigkeiten schnellerer bzw. langsamerer Reaktionen der getesteten Individuen von *P. bernhardus* ($n=78$). Die jeweiligen Reaktionen der Einsiedlerkrebse wurden mit der mittleren Reaktionszeit (25,9 s) verglichen.



Abb. 3: Ergebnis des zweiten Stresstests, "fünf Sekunden Süßwasser". Relative Häufigkeiten schnellerer bzw. langsamerer Reaktionen der getesteten Individuen von *P. bernhardus* ($n=78$). Die jeweiligen Reaktionen der Einsiedlerkrebse wurden mit der mittleren Reaktionszeit (233,9 s) verglichen.

tiere fünf Sekunden lang Süßwasser ausgesetzt.. Die durchschnittliche Zeit bis zur ersten Mobilisierung betrug 233,9 s. Da die mittlere Reaktionszeit des zweiten Stresstests deutlich höher ist im ersten Versuch, kann angenommen werden, dass das Süßwasserbad die Tiere deutlich mehr gestört hat.

Auch bei diesem Versuch war die mittlere Abweichung (256,3 s) höher als der Mittelwert selbst. Die kürzeste Reaktionszeit betrug 2,8 s. Bei der zeitlichen Überschreitung von 600 s wurde die Zeitmessung unterbrochen und die Reaktion des Tieres als langsam eingestuft. 32 % der Versuchstiere zeigten demnach über 600 s lang keine Reaktion. 51 von 78 Einsiedlerkrebse streckten die vorderen Extremitäten schneller heraus als der Durchschnitt (=133,9 s), das entspricht 65,4 % (s. Abb. 3). 27 Einsiedlerkrebse bzw. 34,6 % waren langsamer als der Durchschnitt (s. Abb. 3). Wie auch beim ersten Stressfaktor reagierten die Versuchstiere der Stichprobe mit einer großen Varianz, jedoch reagierten die Tiere in diesem Versuch insgesamt deutlich langsamer.

Discussion / Diskussion

Ziel dieser Untersuchung war es zu analysieren, ob die Individuen von *P. bernhardus* bei zwei verschiedenen Stressfaktoren gleich reagieren und ob ihnen daraus abgeleitet eine Persönlichkeit zugeschrieben werden kann. Die Versuchstiere reagierten entgegen der Erwartung zufällig auf die Stressfaktoren „Fall aus Höhe“ und „Süßwasser“.

Broadhurst und Morrell (2018) fanden heraus, dass Individuen mit kürzeren Reaktionszeiten stets schneller

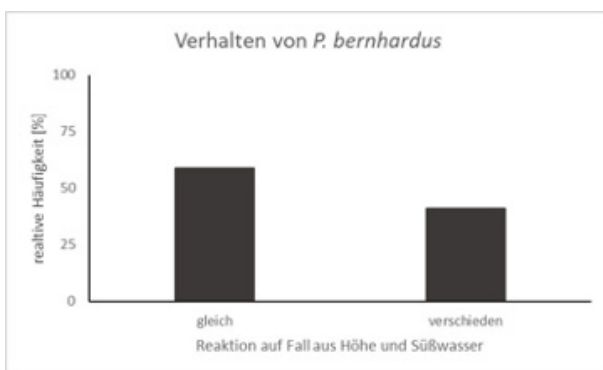


Abb. 4: Relative Häufigkeiten gleicher bzw. verschiedener Reaktionsmuster der getesteten Individuen von *P. bernhardus* auf die zwei Stressfaktoren „Fall aus 85cm Höhe“ und „fünf Sekunden Süßwasser“. In 59% (n=46) der Fälle zeigten die Krebse ein einheitliches Verhalten in beiden Stresstests, 41% (n=32) reagierten unterschiedlich.

Reaktionsmuster von *P. bernhardus*

Ein Vergleich der beiden Verhaltenstests zeigte, dass 59 % der Einsiedlerkrebse, sprich 46 von 78 Versuchstieren in beiden Tests jeweils entweder schneller oder langsamer als der Durchschnitt reagiert haben (s. Abb. 4). 32 Versuchstiere bzw. 41 % haben in beiden Stresstests unterschiedlich reagiert, z.B. im ersten Test langsamer und im zweiten Test schneller als der Durchschnitt (s. Abb. 4).

Die Irrtumswahrscheinlichkeit (α -Fehler) wurde mithilfe von Formel 1 berechnet. Der rechtsseitige Hypothesentest ergab eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 7 %. Da dieser Wert über dem Signifikanzniveau von 5 % liegt, musste die Nullhypothese angenommen werden.

ler aus ihren Schneckengehäusen kamen, während die Individuen mit längeren Zeiten stets langsamer aus ihren Gehäusen herauskamen. Dies konnte in dieser Studie nicht bestätigt werden. Hier wurde festgestellt, dass bei *P. bernhardus* keine Persönlichkeitsausprägung vorhanden war. Zwar reagierten 46 von 78 Individuen bei beiden Versuchen gleich, jedoch wurde dieses Ergebnis aufgrund der statistischen Tests als nicht aussagekräftig gewertet. Des Weiteren haben Broadhurst und Morrell (2018) die Einsiedlerkrebse im Gegensatz zu dieser Arbeit in verschiedenen Gruppengrößen getestet. Sie sind zu der Erkenntnis gekommen, dass die Gruppengröße Einfluss auf die Zeit hat, die die Einsiedlerkrebse benötigten, um aus dem Gehäuse zu kommen.

Es existieren weitere Faktoren, die die Reaktion von *P. bernhardus* beeinflusst haben könnten. Einsiedlerkrebse nehmen Substratvibrationen wahr, welche sich in ihrem Verhalten widerspiegeln (Roberts et al., 2016). Diese Reaktion konnte auch in dieser Studie beobachtet werden, da plötzlich auftretende, laute Geräusche im Labor oder Schattenwurf über den Versuchsgefäßen zum Zusammenzucken einiger Individuen führten. Aufgrund der zusätzlichen Belastung könnten die Individuen anders reagiert haben. Darüber hinaus könnte der erste Stressfaktor bereits zu Auswirkungen auf die Reaktion des zweiten Stressfaktors geführt haben. Elwood und

Appel (2009) konnten zeigen, dass Einsiedlerkrebse Schmerz empfinden können und sich diesen merken, welches zu einem schnelleren Wechsel des Gehäuses geführt hat. Auf der Suche nach einem anderen Schneckenhaus näherten sie sich schneller an dieses an, erkundeten es deutlich schneller und nutzten weniger Proben mit den Chelipeden bevor sie in ein neues Gehäuse zogen (Elwood und Appel 2009). Die Schmerzerfahrung nach dem ersten Versuch kann sich demnach auf den zweiten Versuch ausgewirkt

haben. Dadurch, dass das Schmerzempfinden und dessen Konsequenz bei *P. bernhardus* bereits nachgewiesen werden konnte (R. Elwood und M. Appel, 2009), ist es möglich, weitere zusätzliche Stress-, bzw. Schmerzfactoren zu testen, wie beispielsweise die Anwesenheit von Prädatoren. Des Weiteren können Konditionierungstests durchgeführt werden, indem die Lerneffekte einzelner Individuen untersucht und dokumentiert werden.

Cited Literature / Literaturverzeichnis

Briffa, M., Rundle, S. D., & Fryer, A. (2008): Comparing the strength of behavioural plasticity and consistency across situations: animal personalities in the hermit crab *Pagurus bernhardus*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1640), 1305–1311.

Broadhurst H. E., Morrell L. J., (2018): Group size and individual ‘personality’ influence emergence times in hermit crabs, *Bioscience Horizons: The International Journal of Student Research*, Volume 11

Davenport, J., Busschots, P., & Cawthorne, D. (1980): The Influence of Salinity on Behaviour and Oxygen Uptake of the Hermit Crab *Pagurus bernhardus* L. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 60(1), 127-134.

Elwood R.W., Appel, M. (2009): Pain experience in hermit crabs? *Animal Behaviour* 77: 1243-1246

Gravel et al. (2004): The use of artificial shells for exploring shell preference in the marine hermit crab *Pagurus longicarpus* (Say). *Annual Zool.Fennici* 41: pp.477-485

Hazlett, B. A. (1966a): Social behaviour of the Paguridae and Diogenidae of Curaçao. *Studies on the Fauna of Curaçao*, 23, 1-143.

Khan, S. Ajmal, and R. Natarajan (1981): Salinity tolerance of hermit crabs. *NISCAIR-CSIR, India*, pg. 393-395.

Lancaster, I. (1988): *Pagurus bernhardus* (L.) - An Introduction to the natural history of hermit crabs. Penwith VI Form College, St. Clare, Penzance, Cornwall, *Field Studies*, 189-238.

Reese, E. S. (1962): Shell selection behaviour of hermit crabs. *Animal Behaviour* 10: 347-360

Roberts, L., Cheesman, S., Elliot, M., Breithaupt, T. (2015): Sensitivity of *Pagurus bernhardus* (L.) to substrate-borne vibration and anthropogenic noise. *Journal of Experimental Marine and Ecology* 474: 185-194

Winston, M. L. and Jacobson, S. (1978): Dominance and effects of strange conspecifics on aggressive interactions in the hermit crab *Pagurus longicarpus* Say. *Animal Behaviour*, 26, 184-191.

Quantitative Analyse der Polychaetengemeinschaft des Watts am Lister Haken auf Sylt

Purkart, Leopold; leopold.purkart@gmx.de
Busse, Wayne; wayne93@web.de

Abstract

In order to test if there is a connection between sediment structure and the abundance of certain Polychaeta, samples of three different spots in the intertidal zone of the wadden sea on Sylt were analysed with respect to species composition and population density of bristleworms. We examined two different kinds of sediment, muddy sands and mudflats. There was a clear dominance of *Nereis virens* and a lack of other species in the muddy sands, whereas the mudflats showed a high diversity of different Polychaeta such as *Heteromastus filiformis*, *Tharyx killariensis* or *Scoloplos armiger*. The muddy sands, however, receive influx of organic material from a pipe and are partially isolated from the rest of the wadden sea, which might have an impact on Polychaeta diversity. Analysis of sediment properties showed only few differences in grain size between the two spots. Finally, our findings consider anthropogenic pollution and the isolated position of the muddy sands near Lister Haken on Sylt to cause a clear decrease in local biodiversity in comparison to the adjacent mudflats.

Introduction / Einleitung

Das Wattenmeer stellt einen speziellen Lebensraum dar, der die dort lebenden Organismen vor besondere Herausforderungen stellt. Durch die Gezeiten kommt es zu einer periodisch auftretenden Trockenlegung und anschließenden Überschwemmung des Gebietes, welches diesen Standort zu einem besonders interessanten Biotop macht. Das Watt bietet Lebensraum für viele verschiedene Würmer, darunter Polychaeten, Oligochaeten und Nemertinen (Compton u. a., 2013; Reise, Herre, & Sturm, 1989). Diese finden sich in jedweder Sedimentart, vom Schlickwatt bis zum Sandwatt, sowohl in Oxidations- als auch Reduktionsschicht (Van Straaten, 1955). Dabei sind sie essentiell für das Ökosystem des Wattenmeeres, da sie als Bioturbatoren fungieren, indem sie den Sedimentboden durchwühlen und durchmischen. Die Bioturbation führt zu einer erhöhten Verfügbarkeit von Nährstoffen im Sediment für den bakteriellen Abbau, sowie der Versorgung mit Sauerstoff von tieferen anoxischen Sedimentschichten (Pischedda, Poggiale, Cuny, & Gilbert, 2008). Weiterhin bietet der Rand der so entstandenen Tunnelsysteme zusätzlichen Lebensraum für die vielfältige und im Watt vorkommende Meiofauna, sowie für Mikroben und Bakterien (Alongi, 1985). Typische Vertreter der Polychaeten sind hier *Arenicola marina*, *Nereis virens* und *Scoloplos armiger*. Diese zeichnen sich vor allem

durch laterale Stummelfüßchen, sog. Parapodien aus, die mit den für diese Familie typischen Borsten, den Chaeta ausgestattet sind, welche der Fortbewegung und Stabilisierung dienen. Die Vielborster leben zu großen Teilen in marinen Biotopen, wobei sie benthisch und pelagisch vorkommen. Das Maximum an Arten findet sich hierbei im Sublitoral bis oberen Bathyal in der Region des Kontinentalschelfs (Hartmann-Schröder, 1996).

Die vorliegende Studie liefert eine quantitative Übersicht über die Diversität und Populationsdichte der Polychaetengemeinschaft in verschiedenen



Abb. 1: Je drei Sedimentproben wurden entlang eines Transekts westlich (1 und 2) und östlich (3) des Lister Hakens im Norden der Insel Sylt entnommen.

Wattformen des Wattenmeers der Nordsee in List auf Sylt mit dem Ziel verschiedene Standorte im Watt hinsichtlich der Artenvielfalt der Vielborster zu vergleichen und eine ggf. vorliegende Zonierung

zu begründen. Weiterhin werden Unterschiede in Biodiversität im Hinblick auf anthropogene Einflüsse und lokal geographische Gegebenheiten diskutiert.

Material & Methods / Material & Methoden

Probenentnahme und Aufbereitung

Es wurden je drei Sedimentblöcke (20 cm x 20 cm x 22 cm) im Zeitraum vom 26.09.2019-30.09.2019 im Norden der Insel Sylt an zwei Standorten westlich des Lister Hakens und einem Standort östlich des Lister Hakens entnommen (Abb. 1). Die Auswahl der genauen Position der Probenentnahme erfolgte durch das blinde Werfen eines Markers auf eine zufällige Position. Das Sediment wurde dann durch ein Sieb mit einer Porengröße von 1 mm gefiltert und die aufgefangenen Organismen eingesammelt und bis zur Bestimmung in Kunststoffschalen mit leichter Wasserbedeckung aufbewahrt.

Bestimmung von Diversität und Populationsdichte

Alle gesammelten Individuen wurden ausgezählt und zunächst nach äußerlich erkennbaren Merkmalen unterschieden. Die genauere Bestimmung der Spezies erfolgte unter einem Stereomikroskop mit Hilfe eines Bestimmungsschlüssels (Hartmann-Schröder, 1996). Anschließend wurden Anteile an der Gesamtzahl und Populationsdichten berechnet. Zur Bestimmung signifikanter Unterschiede zwischen den Funden wurden für alle Stichproben eines Standorts der Mittelwert berechnet und ein zweiseitig ungepaarter

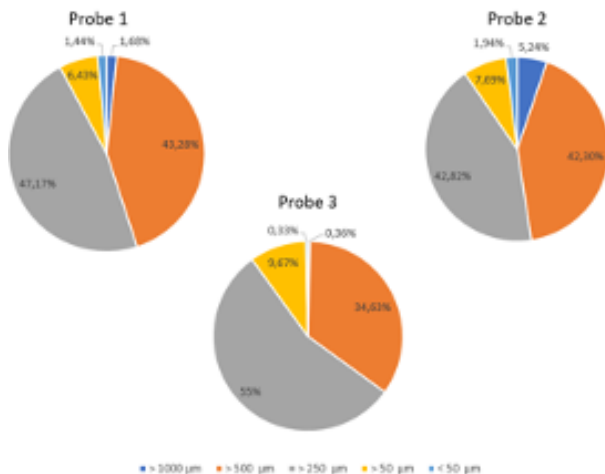


Abb. 2: Je drei Sedimentproben wurden entlang eines Transekts Die Proben von Standort 1 und 2 zeigen einen erhöhten Anteil der Fraktion <50 µm (1,44% und 1,94%) gegenüber der von Standort 3 (0,33%) und enthalten somit mehr feine Partikel. Die grobkörnige Fraktion (>500 µm, >250 µm) der Proben von Standort 1 und 2 unterscheiden sich kaum (43,28 % und 47,17% für Probe 1 und 42,30% und 42,82% für Probe 2) Probe 3 weist jedoch mit 55% einen etwas erhöhten Anteil der Fraktion >250 µm gegenüber und mit 34,63% einen etwas niedrigeren Anteil der Fraktion >500 µm gegenüber Probe 1 und 2 auf.

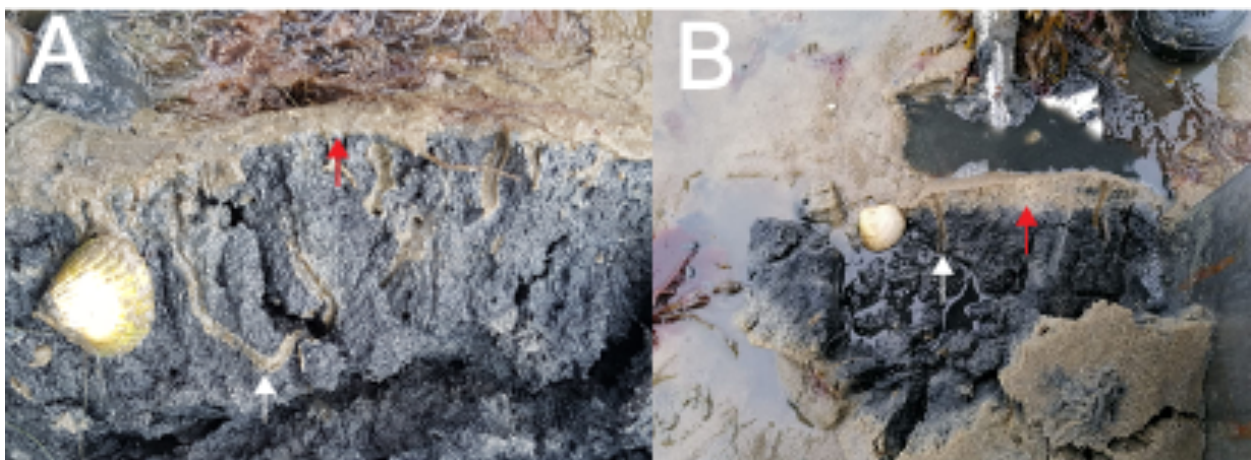


Abb. 3: A) Die Proben von Standort 1 und 2 zeigen eine wenige Millimeter dicke, hellere Oxidationsschicht (roter Pfeil) gefolgt von der schwarz-grauen Reduktionsschicht. Es sind Tunnelsysteme von *Arenicola marina* zu erkennen (weißer Pfeil). B) An Standort 3 fällt die Oxidationsschicht mit einigen Zentimetern deutlich dicker aus (roter Pfeil). Auch hier sind Tunnel von *Polychaeten* zu erkennen (weißer Pfeil). Die Bilder wurden unmittelbar an den Probenentnahmestellen gemacht.

t-Test mit Microsoft Excel durchgeführt (Signifikanzniveau: $\alpha = 0,05$). Die Berechnung der Populationsdichte pro Quadratmeter erfolgte durch die Division des Mittelwertes der Individuenanzahl einer Art durch die Fläche des Stechkastens (20 cm x 20 cm).

Results / Ergebnisse

Sedimentanalyse

Die Ergebnisse der Sedimentanalyse zeigen minimale Unterschiede der Korngrößenverteilung. Auffällig ist der größere Anteil an feinem Sediment ($< 50 \mu\text{m}$) im Mischwatt. Ein bedeutender Unterschied zwischen den Korngrößen $250 \mu\text{m}$ und $1000 \mu\text{m}$ der verschiedenen Standorte kann nicht gezeigt werden (Abb. 2). Alle Bodenproben haben einen Anteil von über 90% der Korngrößen größer als $250 \mu\text{m}$. Auffällig ist die im Vergleich zu Standort 1 und 2 dickere Oxidationsschicht, welche in letzteren nur wenige Millimeter misst und an Standort 3 mehrere Zentimeter (Abb. 3).

Polychaetendiversität

Nach dem Sieben der Proben wurden die Individuen gezählt und bestimmt. Abbildung 4 zeigt die Auszählung an Individuen am jeweiligen Standort. Auffallend ist die doppelt so hohe Anzahl an Polychaeten am Standort 3. Der Großteil der Individuen war mit einer Körperlänge von weniger als 1 cm kleiner als an Standort 1 und 2. Dies hängt mit den gefundenen Arten zusammen. Während an Standort 1 und 2 fast ausschließlich der mehrere Zentimeter große *Nereis*

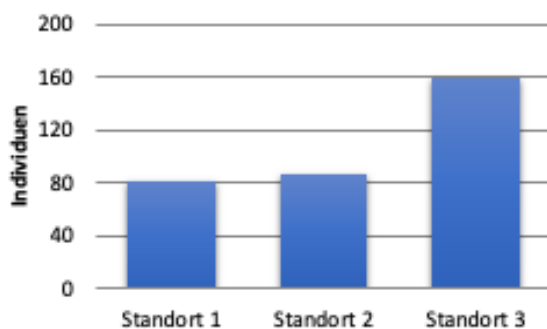


Abb. 4: JA Anzahl der gefundenen Polychaeten an den drei Probenstellen. Die an Standort 3 entnommene Probe ($n=160$), zeigt eine doppelt so hohe Individuenzahl, wie die Proben eins ($n=81$) und zwei ($n=87$)..

Sedimentanalyse

Zur Bestimmung der Sedimentart, wurde von jedem Standort zusätzlich eine Probe mit einem Stechrohr ($r = 1,85 \text{ cm}$, $h = 22 \text{ cm}$) entnommen, in einem Trockenschrank für circa 4 Stunden getrocknet und durch Siebe mit Porengrößen von $1000 \mu\text{m}$, $500 \mu\text{m}$, $250 \mu\text{m}$ und $50 \mu\text{m}$ getrennt. Anschließend wurden die Fraktionen gewogen und die entsprechenden Massenanteile berechnet.

virens vertreten war (Abb. 5), wies Standort 3 eine deutlich höhere Diversität an kleineren Arten auf (Abb. 6). Verglichen mit Standort 1 und 2 sind an Standort 3 statt einer dominanten Art gleich vier dominante Arten präsent. *Tharyx killariensis* und *Scoloplos armiger* stellen circa 80% der ausgezählten Individuen. Weiterhin ist der Kotpillenwurm *Heteromastus filiformis* zu über 10% vertreten. Ein weiterer, signifikanter Unterschied zwischen den Standorten westlich und östlich des Lister Hakens stellt das Vorkommen von *Arenicola marina* dar (Vergleich Standort 1 und 3: $p = 0,05$; Standort 2 und 3: $p = 0,02$). Hierfür wurde jeweils das Auftreten von *Arenicola marina* in den drei Proben von Standort 1 oder 2 gegen das Auftreten am Standort 3 getestet. Während an ersteren insgesamt drei Wattwürmer gefunden wurden, konnten an letzterem neun Würmer dieser Art festgestellt werden.

Zwischen Standort 1 und 2 konnten keine signifikanten Unterschiede in der Polychaetengemeinschaft festgestellt werden (Vergleich von *Nereis virens*: $p = 0,85$). Jedoch wurden am Standort 2 mehr als zehn Individuen des Schlickkrebsses *Corophium volutator*



Abb. 5: Der an den Standorten 1 und 2 mit höchster Abundanz vorkommende Grüne Seeringelwurm (*Nereis virens*) hat hier eine Länge von ca. 20 cm.

entdeckt, während an Standort 3 zwei dieser Individuen gefunden werden konnten. Ebenfalls zeigten sich vereinzelt Exemplare der Nemertea wie *Lineus viridis*.

Als nächstes wurden die Populationsdichten der abundanten Arten berechnet (Abb. 7). So fällt auf, dass *Nereis virens* westlich des Lister Hakens eine vergleichbare Individuenzahl aufzeigt wie *Scoloplos armiger* auf der östlichen Seite. Auf einem Quadratmeter Watt kann man mit 600 Individuen dieser Arten rechnen. Dennoch sind am Standort 1 und 2 kaum andere Arten makroskopischer Polychaeten vertreten. Vereinzelt trat hier der Wattwurm *Arenicola marina*

auf, während *Tharyx killariensis* und *Heteromastus filiformis* zusammen ebenfalls auf 600 Individuen pro Quadratmeter kommen.

Zusammenfassend konnte kein signifikanter Unterschied zwischen Standort 1 und Standort 2 bezüglich der Polychaetengemeinschaft festgestellt werden. Der Vergleich zwischen Standort 3 und den Mischwatt-Standorten zeigt einen bedeutenden Unterschied in der Diversität. So wurden am Standort 3 vier abundante Arten bestimmt, während im Mischwatt hauptsächlich *Nereis virens* gefunden wurde.

Discussion / Diskussion

Die Analyse von Sedimentproben drei verschiedener Standorte des Wattenmeeres in List auf Sylt zeigte einen deutlichen Unterschied hinsichtlich Diversität und Individuenzahl der Polychaeta. Während das Mischwatt westlich des Lister Hakens eine klare Dominanz von *Nereis virens* bei gleichzeitiger Abwesenheit vieler anderer Gattungen aufwies, konnte im östlich des Lister Hakens eine stark erhöhte Artendiversität beobachtet werden. Hier besonders abundant zeigten sich *Scoloplos armiger*, *Tharyx killariensis* und *Heteromastus filiformis*.

Ursachen hierfür sind zum Ersten in der Zusammensetzung des Sediments zu suchen. Die Proben des Mischwatts zeigten einen um 1,1%-1,6% erhöhten Anteil von Körnern <50 µm. Das Sandwatt weist somit eine grobkörnigere Struktur auf, wodurch eine kontinuierlichere Durchspülung des Bodens mit frischem Wasser und eine bessere Sauerstoffversorgung der unteren Schichten gewährleistet ist. Dies bietet eine gute Voraussetzung für die Bildung einer hohen Diversität an. Gleichzeitig sind viele Polychaeten wie *Heteromastus filiformis* oder *Scoloplos*

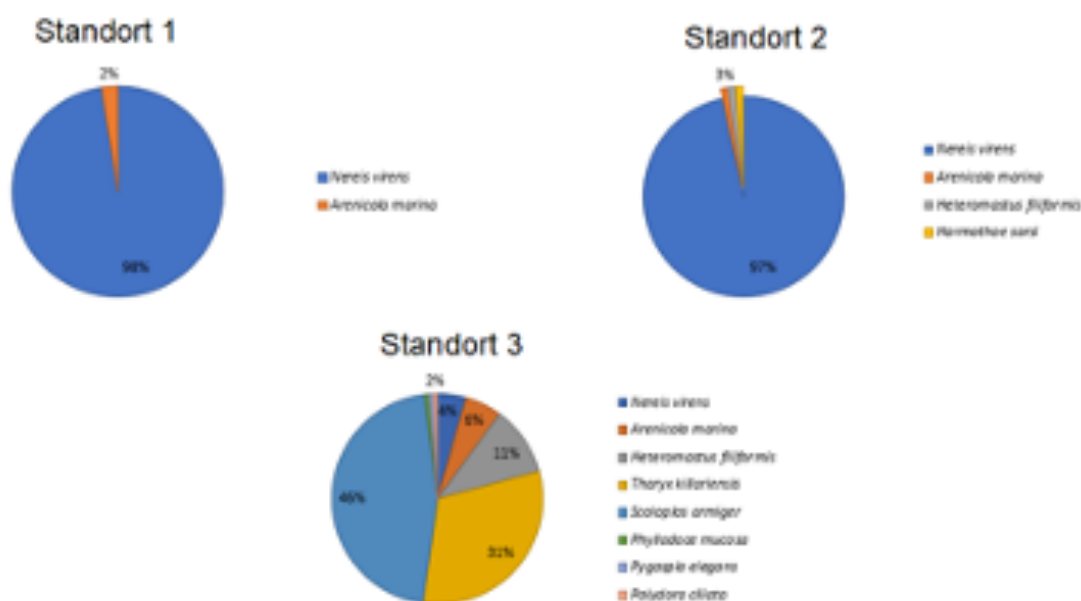


Abb. 6. Artzusammensetzung der Proben in verschiedenen Wattformen. Die Proben von Standort 1 und 2 zeigen eine sehr geringe Diversität mit einer Dominanz von *Nereis virens* (98% für Probe 1, 97% für Probe 2) und geringen Anteilen anderer Arten (2% *Arenicola marina* für Probe 1, jeweils 1% für *Arenicola marina*, *Heteromastus filiformis* und *Harmothoe sarsi* für Probe 2). Die Diversität an Standort 3 ist deutlich höher mit starker Abundanz anderer Arten (*Scoloplos armiger* 46%, *Tharyx killariensis* 31%, *Heteromastus filiformis* 11%, *Arenicola marina* 6%)

armiger jedoch auch in der Lage in schlickigem, anoxischem Watt mit feineren Korngrößen gut zu überleben (Schöttler & Grieshaber, 1988). Dies steht in direktem Gegensatz zu unserer Beobachtung, welcher zur Folge an den Standorten 1 und 2 keiner dieser Organismen vorkommt. Mögliche Gründe dafür sind zum einen die partiell isolierte Position des Mischwatts westlich des Lister Hakens. Das Gebiet ist lediglich im Norden durch einen engen Zufluss von circa 30 m Breite mit dem restlichen Wattenmeer verbunden, sodass eine Isolation der dortigen Arten vom restlichen Bestand des Watts nicht auszuschließen ist.

Studien haben gezeigt, dass auch anthropogene Faktoren großen Einfluss auf die Polychaetengemeinschaft im Watt haben können (Eriksson u. a., 2010). So findet sich vor Ort eine Rohrleitung, durch welche kontinuierlich Wasser aus dem Binnenland in das Watt westlich des Lister Hakens eingetragen wird. Auf diesem Weg könnte mit Nährstoffen und organischen Verbindungen angereichertes Wasser vermehrt die Sedimentzusammensetzung des Standortes verändern und somit die Polychaetendiversität maßgeblich beeinflussen. In Kombination mit einer relativ geringen Gezeitendynamik bildet sich so eine verhältnismäßig starre Schichtung, die eine Ansiedlung vieler verschiedener Würmer erschwert. Die Tatsache, dass sich *Nereis virens* dennoch in großer Anzahl und fast als einzige Art in den entnommenen Proben dort fand, gibt Anlass zur Überlegung einer möglichen Bioindikatorfunktion. Es ist bereits be-

kannt, dass die Gattung *Nereis* eine erhöhte Toleranz gegenüber Spurenmetallen aufweist (Zhou, Rainbow, & Smith, 2003). In diesem Kontext erscheinen zukünftige Untersuchungen hinsichtlich Zusammensetzung des ins Mischwatt eingetragenen Wassers und möglicher Toleranzen von *Nereis virens* sinnvoll und könnten Aufschluss über dessen dominante Stellung am Standort geben.

Zwar konnten durch die Analyse der Korngrößen des Sediments keine großen Abweichungen zwischen den untersuchten Standorten festgestellt werden, die subjektive Observation des Watts ergab jedoch klar erkennbare Unterschiede. An Standort 1 und 2 war das Sediment deutlich schlickiger, sodass ein Einsinken während der Probeentnahme unausweichlich war. An Standort 3 im Sandwatt hingegen, war dies nicht der Fall. Außerdem fiel die ausgeprägtere Oxidationsschicht auf, die im Vergleich zum Mischwatt mehrere Zentimeter betrug (Abb. 7).

Die vorliegenden Ergebnisse geben einen quantitativen Überblick über die Polychaetengemeinschaft an den analysierten Standorten am Lister Haken des Watts der Insel Sylt und zeigen deutliche Unterschiede in Individuenanzahl und Diversität zwischen den vorkommenden Wattformen. Zur Untermauerung und Verfeinerung der Befunde sollten zukünftig weitere Stichproben analysiert und Sedimentzusammensetzung hinsichtlich organischer Bestandteile und Korngrößen genauer untersucht werden.

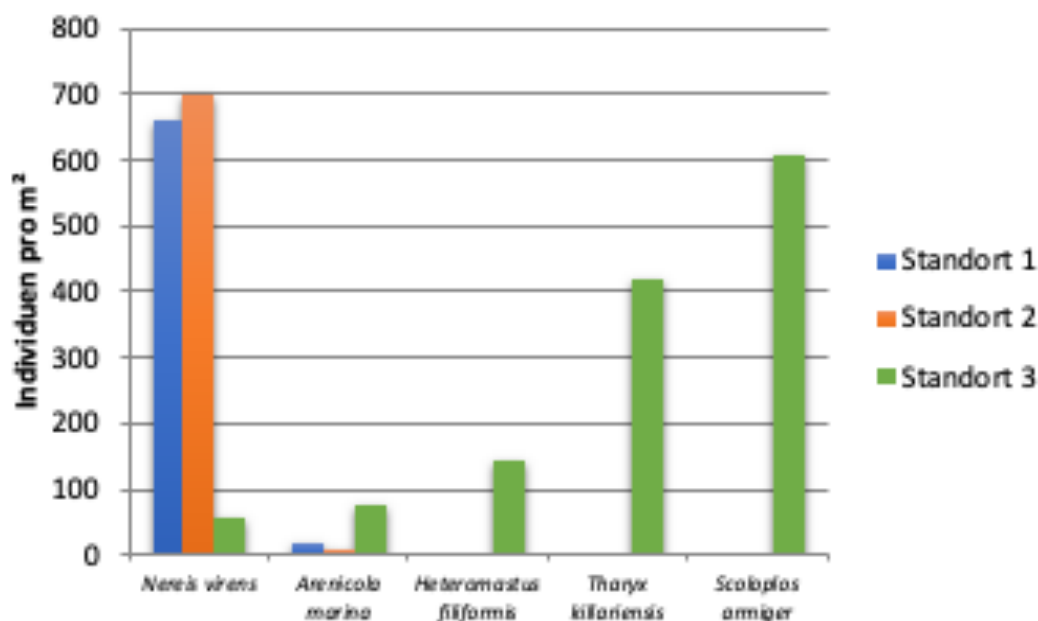


Abb. 7: Populationsdichten der abundanten Arten im Misch- und Sandwatt. *Nereis virens* ist mit 658 und 700 Individuen pro m² an Standort 1 und 2 vergleichbar präsent wie *Scoloplos armiger* (608 Individuen pro m²) an Standort 3, in welchem sich keine Individuen von ersterem finden. Weiterhin finden sich an Standort 3 Vertreter von *Tharyx killariensis* (416 Individuen pro m²), *Heteromastus filiformis* (141 Individuen pro m²) und *Arenicola marina* (75 Individuen pro m²). Bis auf letzterem, findet sich keiner dieser Organismen an Standort 1 und 2.

Cited Literature / Literaturverzeichnis

- Alongi, D. (1985). Microbes, meiofauna, and bacterial productivity on tubes constructed by the polychaete *Capitella capitata*. *Marine Ecology Progress Series*, 23: 207-208.
- Compton, T. J., Holthuijsen, S., Koolhaas, A., Dekinga, A., ten Horn, J., Smith, J., ... Piersma, T. (2013). Distinctly variable mudscapes: Distribution gradients of intertidal macrofauna across the Dutch Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 82: 103-116.
- Eriksson, B. K., van der Heide, T., van de Koppel, J., Piersma, T., van der Veer, H. W., & Olf, H. (2010). Major changes in the ecology of the wadden sea: Human impacts, ecosystem engineering and sediment dynamics. *Ecosystems*, 13: 752-764.
- Hartmann-Schröder, G. (1996). Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta: Die Tierwelt Deutschlands, Teil 58, 2. Auflage. Harxheim: ConchBooks.
- Pischedda, L., Poggiale, J. C., Cuny, P., & Gilbert, F. (2008). Imaging oxygen distribution in marine sediments. The importance of bioturbation and sediment heterogeneity. *Acta Biotheoretica*, 56: 123-135.
- Reise, K., Herre, E., & Sturm, M. (1989). Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 43: 417-433.
- Schöttler, U., & Grieshaber, M. (1988). Adaptation of the polychaete worm *Scoloplos armiger* to hypoxic conditions. *Marine Biology*, 99: 215-222.
- Van Straaten, L. M. J. U. (1955). Composition and structure of recent marine sediments in the Netherlands. In *Leidse Geologische Mededelingen*, 19: 1-108.
- Zhou, Q., Rainbow, P. S., & Smith, B. D. (2003). Tolerance and accumulation of the trace metals zinc, copper and cadmium in three populations of the polychaete *Nereis diversicolor*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 65-72.

Appendix / Anhang

Tabelle 1. Anzahl an Individuen der jeweils in den entsprechenden Proben bestimmten Arten.

Probe	Standort 1			Standort 2			Standort 3		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Polychaeta									
<i>Nereis virens</i>	15	34	30	37	18	29	0	6	1
<i>Scoloplos armiger</i>	0	0	0	0	0	0	25	22	26
<i>Tharyx killariensis</i>	0	0	0	0	0	0	16	16	18
<i>Arenicola marina</i>	0	2	0	0	1	0	3	2	4
<i>Heteromastus filiformis</i>	0	0	0	0	0	1	4	6	7
<i>Polydora ciliata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Harmothoe sarsi</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pygospio elegans</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Nemertea									
<i>Lineus viridis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Malacostraca									
<i>Corophium volutator</i>	0	0	0	0	> 10	2	2	0	0

List of Species / Artenliste

Vollständige Artenliste aller während des Praktikums bestimmte r Organismen

Chromista
Bacillariophyceae (Kieselalgen) <i>Odontella sinensis</i> <i>Bacillaria paxillifer</i>
Alveolata
Ciliophora (Wimpertierchen) <i>Rhabdonella</i> sp. <i>Favella ehrenbergi</i>
Dinoflagellata (Panzergeißelalgen) <i>Noctiluca scintillans</i>
Cnidaria (Nesseltiere)
Anthozoa (Blumentiere) <i>Metridium senile</i>
Scyphozoa (Scheibenquallen) <i>Rhizostoma pulmo</i> <i>Chrysaora hysoscella</i>
Hydrozoa <i>Sertularia cupressina</i> <i>Obelia bidentata</i> <i>Hydrallmania falcata</i> <i>Sertularia argentea</i> <i>Hydractinia echinata</i> <i>Podocoryne carnea</i> <i>Clytia hemisphaerica</i>
Ctenophora (Rippenquallen)
Lobata <i>Mnemiopsis leydii</i>
Plathelminthes (Plattwürmer)
Rhabditophora <i>Monocelis fusca</i> <i>Monostichoplana filum</i>
Acoela <i>Haplogonaria syltensis</i>
Gnathifera
"Rotifera" <i>Synchaeta</i> sp.
Nemertini (Schnurwürmer)
Hoplonemertea <i>Amphiporus lactifloreus</i>
Heteronemertea <i>Lineus viridis</i>
Kamptozoa (Kelchwürmer) <i>Loxosomella kefersteini</i> <i>Pedicellina cernua</i>

Mollusca (Weichtiere)
Polyplacophora (Käferschnecken) <i>Lepidochiton cinerea</i>
Gastropoda (Schnecken) <i>Hinia reticulata</i> <i>Hydrobia ulvae</i> <i>Patella vulgata</i> <i>Eubranchus</i> cf. <i>exiguus</i> <i>Aeolidella papillosa</i> <i>Turritella communis</i> <i>Crepidula fornicata</i> <i>Buccinum undatum</i> <i>Retusa obtusa</i>
Bivalvia (Muscheln) <i>Spisula elliptica</i> <i>Chamelea galinus</i> <i>Crassostrea gigas</i> <i>Venerupis pullastra</i> <i>Cerastoderma edule</i> † <i>Ostrea edulis</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Scrobicularia plana</i> <i>Mya arenaria</i>
Annelida (Gliederwürmer)
Polychaeta (Vielborster) <i>Heteromastus filiformis</i> <i>Harmathoë sarsi</i> <i>Arenicola marina</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Hesionides arenaria</i> <i>Nereis pelagica</i> <i>Polydora ciliata</i> <i>Microphthalmus listensis</i> <i>Akteredrilus monospermathecus</i> <i>Lanice conchilega</i> <i>Protodrilus</i> cf. <i>symbioticus</i> <i>Trilobodrilus axi</i> <i>Microphthalmus sczelkowi</i> <i>Nephtys hombergi</i> <i>Pomatoceros triqueter</i> <i>Exogone vaidina</i> <i>Eteone foliosa</i> <i>Manayunkia aestuarina</i>
Oligochaeta (Wenigborster) <i>Tubificoides benedeni</i>
Crustacea (Krebstiere)
Isopoda (Asseln) <i>Idotea metallica</i>

Amphipoda (Flohkrebse) <i>Caprella linearis</i> <i>Phtisica marina</i> <i>Gammarus locusta</i>
Cirripedia (Rankenfüßer) <i>Balanus crenatus</i> <i>Chthamalus montagui</i> <i>Elminius modestus</i> <i>Semibalanus balanoides</i>
Decapoda (Zehnfüßkrebse) <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Crangon crangon</i> <i>Carcinus maenas</i> <i>Liocarcinus holsatus</i> <i>Hemigrapsus takanoi</i> <i>Cancer pagurus</i>
Ostracoda (Muschelkrebse) <i>Cypridina norvegica</i>
Gastrotricha (Bauchhärlinge)
Macrodasyida <i>Turbanella</i> sp.
Chaetonotoida Chaetonotoidae sp.
Kinorhyncha (Stachelrüssler) Homalorhagida <i>Pycnophyes kielensis</i>
Bryozoa (Moostierchen)
Gymnolaemata <i>Electra pilosa</i> <i>Membranipora membranacea</i> <i>Aetea</i> cf. <i>anguina</i> <i>Scruparia chelate</i> <i>Alcyonidium cellarioides</i> <i>Scrupocellaria reptans</i>
Echinodermata (Stachelhäuter)
Asteroida (Seesterne) <i>Asterias rubens</i>
Echinoida (Seeigel) <i>Psammechinus miliaris</i>
Ophiuroida (Schlangensterne) <i>Amphipholis squamata</i>
Tunicata (Manteltiere)
Appendicularia <i>Oikopleura dioica</i>
Ascidacea <i>Styela clava</i> <i>Molgula manhattensis</i>

Vertebrata (Wirbeltiere)
Anura (Froschlurche) <i>Epidalea calamita</i>