Tuexenia 39: 267–286. Göttingen 2019.
doi: 10.14471/2019.39.005, available online at www.zobodat.at

Crassula helmsii (T. Kirk) Cockayne – Standortansprüche, Verbreitung und Vergesellschaftung eines invasiven Neophyten auf Norderney

Crassula helmsii (T. Kirk) Cockayne – Habitat requirements, distribution and vegetation community composition of an alien invasive species on Norderney

Markus Prinz[1,*], Cord Peppler-Lisbach[2], Annika Weidhüner[1] & Holger Freund[1]

[1]*Institut für Chemie und Biologie des Meeres, Arbeitsgruppe Geoökologie, Universität Oldenburg, 26382 Wilhelmshaven, Schleusenstr. 1, Germany;*
[2]*Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Arbeitsgruppe Landschaftsökologie, Universität Oldenburg, Carl-von-Ossietzky Str. 9-11, 26111 Oldenburg, Germany*
**Korrespondierender Author, E-Mail: markus.prinz@uni-oldenburg.de*

Zusammenfassung

Crassula helmsii ist ein semi-aquatischer, invasiver Neophyt aus Neuseeland, der seit Anfang der 2000er Jahre auf Norderney zu finden ist. Seit den ersten Funden breitet sich *C. helmsii* im Südstrandpolder und auf den Meierei-Wiesen stark aus. Da es bisher keine wissenschaftlichen Untersuchungen zur Verbreitung, Vergesellschaftung und den Standortansprüchen von *C. helmsii* aus dem norddeutschen Küstenraum gibt, soll diese Lücke durch diese Arbeit geschlossen werden. Dafür wurden an 44 *C. helmsii*-Wuchsorten (Präsenzpunkte) und 44 Nicht-*C. helmsii*-Wuchsorten (Absenzpunkte) potenziell wichtige Standortparameter untersucht. Die Probeflächen wurden stratifiziert zufällig ausgewählt. An 22 ausgewählten *C. helmsii*-Fundpunkten wurden zusätzlich Vegetationsaufnahmen in und um die *C. helmsii*-Bestände durchgeführt. Als Begleitarten konnten *Mentha aquatica*, *Phragmites australis*, *Rubus caesius*, *Myosotis scorpioides* und *Rumex conglomeratus* identifiziert werden; diese sind mit hoher Wahrscheinlichkeit Reste der ursprünglichen Vegetation. Für die Habitatansprüche wurden verschiedene multiple Generalisierte Lineare Modelle (GLM) erstellt. Das Modell mit der besten Anpassung enthielt die Parameter Leitfähigkeit, Beleuchtungsstärke und Uferbeschaffenheit. *Crassula helmsii* präferiert auf Norderney flache, unbeschattete Gewässer mit einer Leitfähigkeit unter 2000 µS/cm. Das Modell zeigte, dass die meisten Wuchsorte im Untersuchungsgebiet von *C. helmsii* bereits eingenommen werden. Eine Ausbreitung in die Lebensräume der Küstendünen und nassen Küstendünentäler ist sehr wahrscheinlich und sollte verhindert werden. Aus dem Habitatmodell lassen sich mehrere neue Managementstrategien ableiten, eine Kombination aus kontrollierter Versalzung und Beschattung scheint der vielversprechendste Ansatz zu sein.

Abstract

Crassula helmsii is a semi-aquatic, invasive neophyte from Australia and New Zealand. It was first recorded on the East Frisian island Norderney in the early 2000s. Since then, it has been spreading rapidly into the Südstrandpolder and the Meierei-Wiesen. To date, there are no scientific studies on the

Manuskript eingereicht am 27. Februar 2018, angenommen am 18. März 2019
Koordinierder Editor: Johannes Kollmann

habitat requirements and distribution of *C. helmsii* along the coastal zone of Northwest Germany. Therefore, the aim of this study was to examine the distribution, vegetation community composition and habitat requirements, as well as the preconditions for dispersal of *C. helmsii* on Norderney through habitat modelling. The habitat requirements were analysed based on 44 presence and 44 absence points of *C. helmsii*; these were generated using GIS-based stratified random sampling. Additional vegetation relevés were conducted at 22 presence points. Several associated species were identified: *Mentha aquatica*, *Phragmites australis*, *Rubus caesius*, *Myosotis scorpioides* and *Rumex conglomeratus*. It is likely that these are remnants of the original vegetation. To identify habitat requirements, some generalized linear models were generated. The final model included the parameters conductivity, light and shore characteristics. *Crassula helmsii* preferred flat, unshaded aquatic spots with a conductivity of less than 2000 µS/cm. The model shows that the majority of all potential habitats in the study area are already occupied by *C. helmsii*. Further propagation of *C. helmsii* to the coastal dunes or dune slacks is likely and should be avoided. The presented model provides some possible management approaches, the most promising is a combination of controlled salinization and shading.

Keywords: aquatic plant, barrier islands, brackish water ecosystem, distribution model, ecological niche, invasion biology, macrophyte

1. Einleitung

Die verstärke Ausbreitung invasiver Pflanzenarten infolge vielfältiger Globalisierungsprozesse hat zahlreiche ökologische Auswirkungen auf die Zusammensetzung und Diversität von Lebensgemeinschaften in Mitteleuropa (KOWARIK 2010). Eine globale Analyse von PYŠEK et al. (2012) zeigt, dass diese Auswirkungen auf Inseln generell besonders ausgeprägt sind. Hinsichtlich der ostfriesischen Inseln liefert HAHN (2006) eine erste umfassende Bestandsaufnahme der rezenten Neophyten-Verbreitung. Die meisten problematischen invasiven Arten (*Rosa rugosa*, *Prunus serotina*, *Fallopia japonica*, *Campylopus introflexus* etc.) besiedeln dabei vor allem siedlungsnahe Bereiche bzw. Dünenstandorte und prägen diese Teile der Inseln mehr oder weniger auffällig. Die darüber hinaus von HAHN (2006) bearbeitete Art *Crassula helmsii* (Kirk) Cockayne stellt in dieser Hinsicht eine Besonderheit dar, da sie weitgehend auf Gewässer und ihre Randbereiche beschränkt ist und meist relativ unauffällig bleibt.

Für den Naturschutz stellen invasive Arten im Allgemeinen eine besondere Herausforderung dar. Einerseits sollte die weitere Ausbreitung verhindert, andererseits die negativen Auswirkungen von bereits bestehenden Neophyten-Vorkommen auf ihre Umwelt minimiert werden (vgl. BNATSCHG 2009/2015, §40a). Um die Gefahr der weiteren Ausbreitung einschätzen zu können und besonders anfällige Standorte bzw. Pflanzengesellschaften benennen zu können, ist eine genaue Kenntnis der Ansprüche der betreffenden Art eine wichtige Voraussetzung, denn in der Regel besiedeln invasive Arten solche Habitate, die ihren ursprünglichen Habitaten ähneln (vgl. BEERLING et al. 1995, HIGGINS et al. 1999). Liegen nur unzureichende Kenntnisse über die Standortansprüche einer invasiven Art vor, stellt die Modellierung der ökologischen Nische ein geeignetes Instrument zur Beschreibung der Habitatansprüche dar. Sie ermöglicht die Vorhersage der maximalen lokalen Verbreitung und potenzieller Wuchsorte (AUSTIN & MEYERS 1996, HIGGINS et al. 1999, PETERSON 2003, GUISAN & THUILLER 2005, VANDERWAL et al. 2009, GUISAN & ZIMMERMAN 2000). Die daraus gewonnenen Erkenntnisse können direkt für das Management der betroffenen Arten genutzt werden (SOBERON & PETERSON 2004).

Über die Standortansprüche von *C. helmsii* in Nordwestdeutschland und speziell auf den ostfriesischen Inseln ist bisher erst wenig bekannt (HAHN 2006). *Crassula helmsii* ist eine semi-aquatische, mehrjährige Sukkulente, welche ursprünglich aus Neuseeland kommt

(WEBB et al. 1988, DE LANGE 2008). In Europa wurde *C. helmsii* als Garten- und Aquarienpflanze Anfang des 20. Jahrhunderts eingeführt, seit den 1950er Jahren ist *C. helmsii* auch in der freien Landschaft zu finden (DAWSON & WARMAN 1987, LEACH & DAWSON 2000). Das Klima im ursprünglichen Verbreitungsgebiet ist dem in Nordwestdeutschland sehr ähnlich und eine Etablierung aus klimatischen Gründen potenziell überall möglich (ROBERT & ROSELINE 2013, DWD 2016). Seit 2002 ist *C. helmsii* auf der ostfriesischen Insel Norderney nachgewiesen (FEDER 2003) und aktuell im Südstrandpolder sowie auf den Meierei-Wiesen zu finden. Von einer weiteren Ausbreitung auf Norderney und auf andere ostfriesische Inseln ist auszugehen. Im November 2017, nach Abschluss der hier dargestellten Untersuchungen, wurde *C. helmsii* erstmals auch auf Wangerooge gefunden (PRINZ & FREUND 2018).

Crassula helmsii bildet in Europa zumeist schnellwachsende, artenarme und zum Teil schwimmende Rasen in Feuchtbiotopen (DAWSON & WARMAN 1987, BRIDGE 2005). Im Bereich von Still- und Fließgewässern bevorzugt die Art Wuchsorte an Gewässerrändern und seichten Stellen (DAWSON & WARMAN 1987, NICOL et al. 2003, DENYS et al. 2014). Die Ausbreitung erfolgt vegetativ, dafür sind Pflanzenteile ab einer Größe von 5 mm ausreichend (LEACH & DAWSON 2000). Die Samenbildung wurde für verschiedene Populationen in England, den Niederlanden, Belgien und Deutschland nachgewiesen, das Vorhandensein einer persistenten Samenbank ist ebenfalls belegt (D'HONT et al. 2016), was die Bekämpfung der Art zusätzlich erschwert. Das Vorkommen von *C. helmsii* wirkt sich auch negativ auf die Biodiversität von höheren Pflanzen, Algen, Amphibien, Invertebraten und Vögel aus, denn durch die massive Ausbreitungstendenz sind diese Gruppen direkt bzw. indirekt durch Lebensraumverlust betroffen (LANGDON et al. 2004, OEPP/EPPO 2007, HUSSNER 2009, ROBERT & ROSELINE 2013). Zur Bekämpfung wurden bislang verschiedene Methoden wie die manuelle oder mechanische Entfernung, Applikation von Chemikalien (DAWSON 1996), heißer organischer Schaum (BRIDGE 2005), Ausdunkeln (WILTON-JONES 2005) und der Einsatz herbivorer Fische (DAWSON & WARMAN 1987) erprobt. Keine dieser Methoden zeigt einen langfristigen Erfolg. Ob eine langfristige Bekämpfung erfolgreich verläuft, hängt darüber hinaus stark von den lokalen Standortfaktoren ab (LEACH & DAWSON 2000, VAN DER LOOP et al. 2018).

Um das potenzielle Ausbreitungsrisiko von *C. helmsii* besser einschätzen zu können und Anhaltspunkte für eine Eindämmung der weiteren Ausbreitung zu bekommen, soll diese Arbeit folgende Fragen beantworten: (1) Wo ist *C. helmsii* auf Norderney zu finden? (2) Mit welchen anderen Arten ist *C. helmsii* vergesellschaftet? (3) Welche Standortansprüche und Umweltbedingungen begünstigen die Ausbreitung und Ansiedlung von *C. helmsii*?

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in Nordwestdeutschland auf der Ostfriesischen Insel Norderney (Landkreis Aurich). Auf Norderney existieren insgesamt 50 leicht bis mittelbrackige Stillgewässer sowie 15 weitere teilweise stark brackige Gewässer. Diese liegen vermehrt im Osten der Insel, hauptsächlich im Grohdepolder und auf den Meierei-Wiesen sowie im Südstrandpolder, wo sich mehrere große, miteinander verbundene, leicht bis stark brackige Gewässer befinden (NIEDRINGHAUS et al. 2009). Im Frühjahr 2015 wurde auf Norderney das Vorkommen von *Crassula helmsii* kartiert und das Untersuchungsgebiet auf die zwei Bereiche Meierei-Wiesen (a) und Südstrandpolder (b) eingegrenzt (Abb. 1).

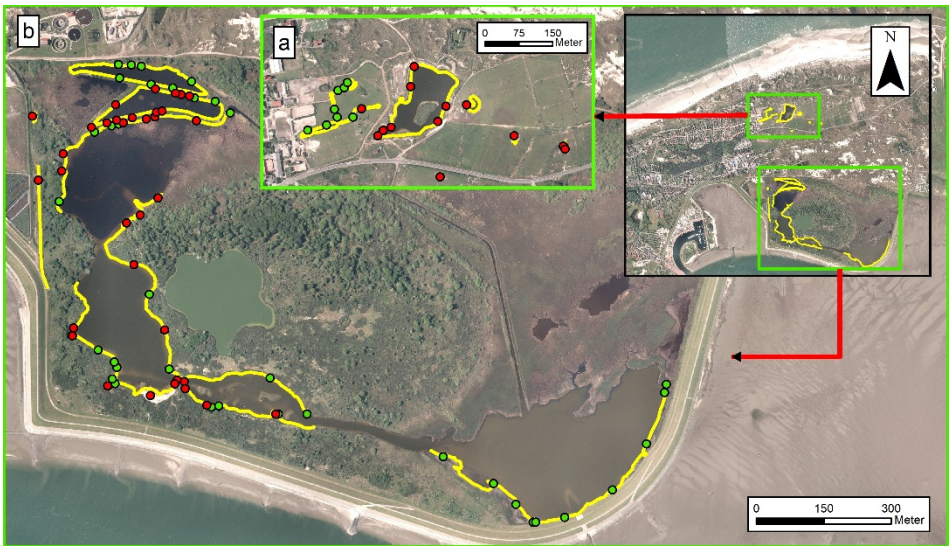

Abb. 1. Lage der Teiluntersuchungsgebiete auf Norderney. Das nördliche Gebiet umfasst die Meierei-Wiesen **(a)**, südlich davon befindet sich der Südstrandpolder **(b)**. In Gelb sind die bearbeiteten Untersuchungsflächen dargestellt. Verteilung der mit einem „Stratified Random Sampling" Verfahrens ermittelten Präsenzpunkte (rot) und Absenzpunkte (grün) (Luftbild © Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz, 2014).

Fig. 1. Location of the research areas on Norderney – the "Meierei-Wiesen" in the north **(a)**, the "Südstrandpolder" in the south **(b)**. The focus area is shown in yellow. Distribution of measurement points: Presence points (red) and absence points (green) located by stratified random sampling.

Die Meierei-Wiesen werden seit dem Ende des 19. Jahrhunderts landwirtschaftlich genutzt (POTT 1995a). Aktuell tragen diese Flächen Intensivgrünland und werden mit Pferden beweidet. Hier befinden sich sechs kleinere Stillgewässer, welche vorrangig als Viehtränken genutzt werden, diese werden daher bewirtschaftet und künstlich offengehalten und sind durch Viehtritt und Viehverbiss stark beeinträchtigt. Dazu kommt ein größeres Gewässer im Bereich der Meierei-Wiesen, dieses ist von der Beweidung ausgeschlossen.

Im Südstrandpolder befinden sich eine Vielzahl von kleineren und größeren Stillgewässern, die zum Teil verbunden sind sowie mehrere Entwässerungsgräben. Im südöstlichen Teil des Polders besteht darüber hinaus durch ein in den Deich eingelassenes Siel eine Anbindung zur offenen See, wodurch sich ein Salzgradient ausbildete. Die Gesamtentwicklung des Gebietes verlief, bedingt durch unterschiedliche Sedimenttypen sowie Nährstoff- und Wasserfaktoren, recht unterschiedlich (POTT 1995a, PETERSEN & POTT 2005), so dass sich durch die eng verwobene Entwicklung von Boden und Vegetation ein Mosaik verschiedener Vegetationseinheiten der Dünen und Dünentäler entwickelte (PETERSEN & POTT 2005).

3. Material und Methoden

Zur Darstellung der Vergesellschaftung von *Crassula helmsii* (Abb. 2) wurde in einer ersten Untersuchung im Juni 2015 an 22 aktuellen Fundpunkten die Vegetation nach BRAUN-BLANQUET (1964) auf einer Flächengröße von 2 m x 2 m pflanzensoziologisch

Abb. 2. *Crassula helmsii* **a)** Blüten und **b)** Nahaufnahme eines *Crassula helmsii*-Bestandes auf Norderney (Foto: M. Prinz, 13.08.2015).

Fig. 2. *Crassula helmsii* **a)** close up of *Crassula helmsii* with flowers and **b)** close up of a *Crassula helmsii* plant cover on the island Norderney (Photo: M. Prinz, 13.08.2015).

erfasst. Die Aufnahmen wurden sowohl in den *C. helmsii*-Beständen als auch in den angrenzenden Lebensräumen durchgeführt. Die taxonomische bzw. syntaxonomische Zuordnung von Sippen bzw. Gesellschaften erfolgte nach POTT (1995b), PREISING et al. (1990) und PETERSEN et al. (2014), die Nomenklatur folgt RENNWALD (2000). Die Zuordnung der Biotoptypen erfolgte nach DRACHENFELS (2011).

Für die Habitatmodellierung wurden mithilfe des „Sampling Design Tools" der ArcGIS Version 10.3.1 (ESRI 2016) 44 Präsenz- und 44 Absenzpunkte in einer stratifiziert zufälligen Probenauswahl ermittelt (Abb. 1). Das Untersuchungsgebiet wurde entsprechend der zu untersuchenden Gewässer in 14 Bereiche eingeteilt, die Anzahl der untersuchten Präsenzpunkte pro Bereich sollte dabei dem relativen Anteil der gefunden *C. helmsii*-Vorkommen entsprechen.

Pro Bereich wurde dabei mindestens ein Probepunkt ausgewählt. Die Absenzpunkte wurden zufällig aus einem über *C. helmsii*-freien Flächen gelegten Raster ausgewählt, der mittlere Abstand betrug dabei, wie auch bei den Präsenzflächen, 25 m. An jedem Probenpunkt wurde ein 2 m breites Transekt abgesteckt. Die Länge des Transekts entsprach der Ausdehnung des *C. helmsii*-Vorkommens bzw. betrug an Absenzpunkten 2 m. An allen Untersuchungsflächen wurde der Biotoptyp nach DRACHENFELS (2011) bestimmt und die Artmächtigkeit von *C. helmsii* nach BRAUN-BLANQUET (1964) abgeschätzt. Die Aufnahmen wurden im August 2015 durchgeführt. Zudem wurden an jeder Untersuchungsfläche die Parameter Bodentemperatur [°C] in 5 cm Tiefe, Bodenleitfähigkeit [µS/cm] und Boden-pH-Wert gemessen sowie die Beleuchtungsstärke [Lux] in und über der Vegetation erhoben. Außerdem wurde die Uferbeschaffenheit in die Klassen flach, stufig und steil eingeteilt. Im Gewässer wurden der pH-Wert, die Leitfähigkeit [µS/cm] und der Sauerstoffgehalt [mg/l] bestimmt. Mit dem Kompaktlabor der Firma Merck wurden mittels Mikrotitration die Karbonathärte [°dH], die Phosphatkonzentration [mg/l], der Nitratgehalt [mg/l] und der

Nitritgehalt [mg/l] bestimmt. Für die Bestimmung des Glühverlustes wurden die Bodenproben bei 90 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Fünf Replikate je Probe á 5 g Trockengewicht wurden in Porzellantiegel überführt und für fünf Stunden bei 525 °C im Muffelofen verglüht. Aus der Gewichtsdifferenz ergibt sich der Gehalt an organischer Substanz [% Trockengewicht]. Die so bestimmten Umweltparameter wurden als unabhängige Variablen für die Habitatmodellierung verwendet.

4. Statistische Auswertung

Für die statistische Auswertung wurde die Software R (R-CORE TEAM 2016) sowie die Pakete memisc (ELFF 2016), hier.part (WALSH & MAC NALLY 2013), PresencAbsence (FREEMAN & MOISEN 2008) und rms (HARRELL 2016) genutzt.

Zunächst wurde mit Hilfe logistischer Regressionsmodelle (generalisiertes lineares Model, GLM, mit logit Linkfunktion) jede Umweltvariable einzeln auf ihren Einfluss auf das Vorkommen von *Crassula helmsii* getestet. Um den relativen Einfluss der Umweltvariablen auf das Vorkommen zu quantifizieren, wurde das R^2 nach NAGELKERKE (1991) bestimmt. Im nächsten Schritt wurden die verschiedenen Umweltvariablen in einem multiplen Modell zusammengefasst, um so auf Grundlage der Präsenz-Absenz-Daten die ökologische Nische zu modellieren. Als Ergebnis liefert das GLM eine Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art zwischen 0 und 1 in Abhängigkeit von den Umweltvariablen. Für die Modellierung wurden ausschließlich Umweltparameter berücksichtigt, welche im einfachen Modell ein Signifikanzniveau $\alpha \leq 0{,}1$ im Likelihood-Ratio-Test aufwiesen. Die Modellbildung wurde in Anlehnung an HOSMER & LEMESHOW (2000) durchgeführt. Es wurden nur die signifikanten Parameter Bodenleitfähigkeit zum Quadrat, Beschattung, Leitfähigkeit des Gewässers, pH-Wert des Gewässers und Uferklasse einschließlich ihrer Interaktionen berücksichtigt. Die in Frage kommenden Umweltparameter wurden vorher auf Multikollinearität getestet (vgl. HOSMER & LEMESHOW 2000, ZUUR et al. 2007). Dieser Test ergab, dass die Leitfähigkeit des Gewässers und die Bodenleitfähigkeit nicht im selben Modell berücksichtigt werden sollten. Die Variablenauswahl erfolgte durch eine rückwärts schrittweise Variablenauswahl unter Verwendung des Bayes'schen Informationskriteriums (BIC).

Zur Quantifizierung der Modellgüte wurde der Area Under Curve (AUC)-Wert als schwellenwertunabhängiges Gütemaß bestimmt (HANLEY & MCNEIL 1982). AUC-Werte $\geq 0{,}7$ werden als akzeptabel, $\geq 0{,}8$ als exzellent und $\geq 0{,}9$ als überragend klassifiziert (HOSMER & LEMESHOW 2000).

Als weiteres Gütekriterium wurden die Sensitivität und die Spezifität berechnet; beide Werte sind schwellenwertabhängig. Der Schwellenwert wurde so gewählt, dass die Sensitivität gleich der Spezifität ist (p-fair, HOSMER & LEMESHOW 2000). Außerdem wurde der maximale Schwellenwert für eine Sensitivität von 1 bestimmt.

Als probabilistisches Gütemaß der Vorhersage von Vorkommen und Nichtvorkommen wurde Cohen's Kappa (κ) berechnet und nach LANDIS & KOCH (1977) bewertet: $\kappa < 0{,}0$ keine; 0,001–0,20 kleine; 0,21–0,40 ausreichende; 0,41–0,60 angemessene; 0,61–0,80 erhebliche oder 0,81–0,99 fast perfekte Übereinstimmung. Im gleichen Schritt wurde auch der Anteil korrekter Prognosen (PCC) ermittelt.

Bei der Verwendung aller für die Modellerstellung verwendeten Daten zur Bestimmung der Modellgüte werden generell zu optimistische Güteprognosen ermittelt (vgl. VERBYLA & LITVAITIS 1989). Um diese Überschätzung zu quantifizieren wurde nach HARRELL (2016) eine interne Validierung mit dem bootstrap-Verfahren durchgeführt. Die Anzahl der

Wiederholungen betrug 2000. Für die Bewertung wurden der korrigierte Werte für den AUC-Wert, das Bestimmtheitsmaß (R^2 nach Nagelkerke) und der maximale Gesamtfehler (Emax) bestimmt.

5. Ergebnisse

5.1 Standortparameter von *Crassula helmsii*

Insgesamt zeigten alle untersuchten Umweltparameter eine große Amplitude. Im Vergleich zwischen den Präsenz- und Absenzstandorten konnte für die Umweltparameter Bodenleitfähigkeit, Leitfähigkeit im Gewässer, Beleuchtungsstärke, Glühverlust (Abb. 3) und Uferklasse ein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

Der pH-Wert des Gewässers und die Phosphatkonzentration im Gewässer ergaben im Vergleich zwischen Präsenz- und Absenzstandorten einen Trend ($\alpha < 0{,}1$). *Crassula helmsii* mied hohe Leitfähigkeiten im Boden sowie im Gewässer, ebenso wurden steile Ufer und stark beschattete Bereiche gemieden. Beim Glühverlust konnte ebenfalls ein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

5.2 Verbreitung und Beschreibung der *Crassula helmsii*-Bestände

Im Kartierzeitraum konnte *C. helmsii* im Südstrandpolder und auf den Meierei-Wiesen gefunden werden (Abb. 4). Der Verbreitungsschwerpunkt lag im Südstrandpolder an den nördlich gelegenen Klärwerkspoldern, eine weitere Häufung konnte am südwestlichen Ufer des Südstrandpolders gefunden werden. Bevorzugt wuchs *C. helmsii* an flachen, sumpfigen Ufern sowie in kleinen, geschützten Buchten. Ein Bewuchs von *C. helmsii* an exponierten Lagen oder steilen Uferkanten wurde nicht beobachtet. An sumpfigen Standorten wurde ein ausgeprägter, mehrere Meter über die Uferkanten hinausgehender Bewuchs festgestellt, dem sich teilweise ein 10 bis 100 cm breiter Gürtel emersen bis submersen, monodominantem *C. helmsii*-Bewuchses innerhalb der Gewässer anschloss.

Das nordwestlich liegende kleinere Gewässer und der südlich davon liegende alte Entwässerungsgraben waren teilweise oder komplett von *C. helmsii* bewachsen. Darüber hinaus kam *C. helmsii* am Ufer des mittig im Südstrandpolder gelegenen Sees vor; wegen der sehr schlechten Erreichbarkeit wurden diese Vorkommen nicht näher untersucht.

Auf den Meierei-Wiesen waren die Gewässer sehr flach und unbeschattet, so dass an schmalen Gewässerabschnitten oder den kleinen Gewässern eine komplette oder teilweise Verlandung durch den *C. helmsii*-Bestand beobachtet wurde (Abb. 5). Das größte Gewässer auf den Meierei-Wiesen wurde von einer geschlossenen, teilweise mehrere Metern breiten *C. helmsii*-Matte umschlossen, ebenso die in diesem Gewässer liegende Erhöhung.

Auffällig waren die Anpassungen der Wuchsform von *C. helmsii* im gesamten Untersuchungsgebiet. Terrestrische Individuen wiesen eine geringe Internodienlänge sowie eine ausgeprägte und fleischige Beblätterung auf. Dagegen zeigten aquatische Individuen längere Internodien, d. h. nur spärlich mit länglich-dünnen Blättern besetze Sprosse sowie ein enorm dichtes Wurzelwerk. Die Übergangsformen im Bereich der Uferkante stellten eine deutliche Mischung dieser beiden Typen dar. Ausschließlich aquatische Bestände wurden im gesamten Untersuchungsgebiet nicht gefunden.

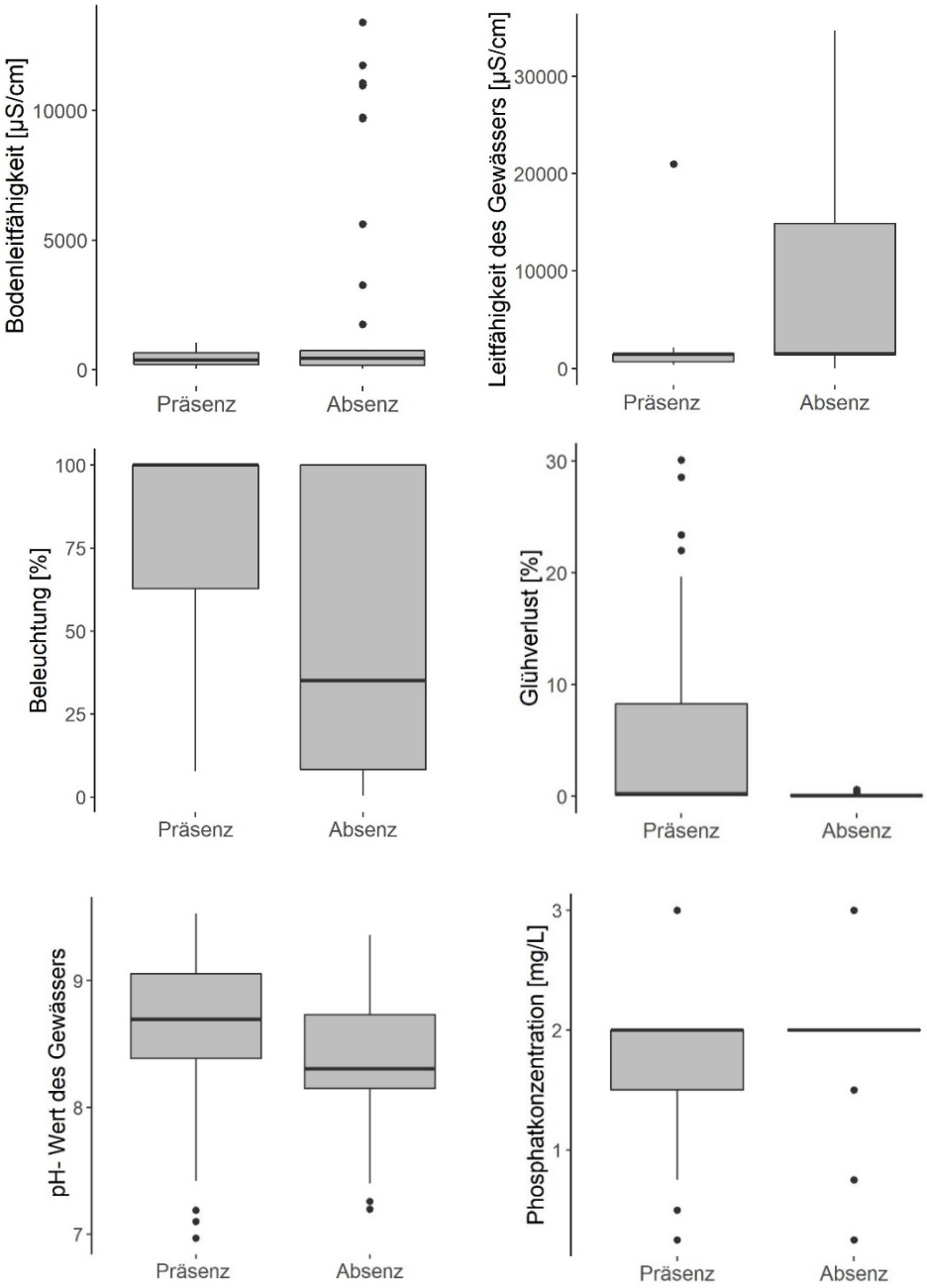

Abb. 3. Vergleich von Umweltparametern zwischen Präsenz- und Absenz-Standorten von *Crassula helmsii* (Signifikanzniveau α = 0,05).

Fig. 3. Comparison between different environmental parameters at presence and absence points of *Crassula helmsii* (α = 0.05).

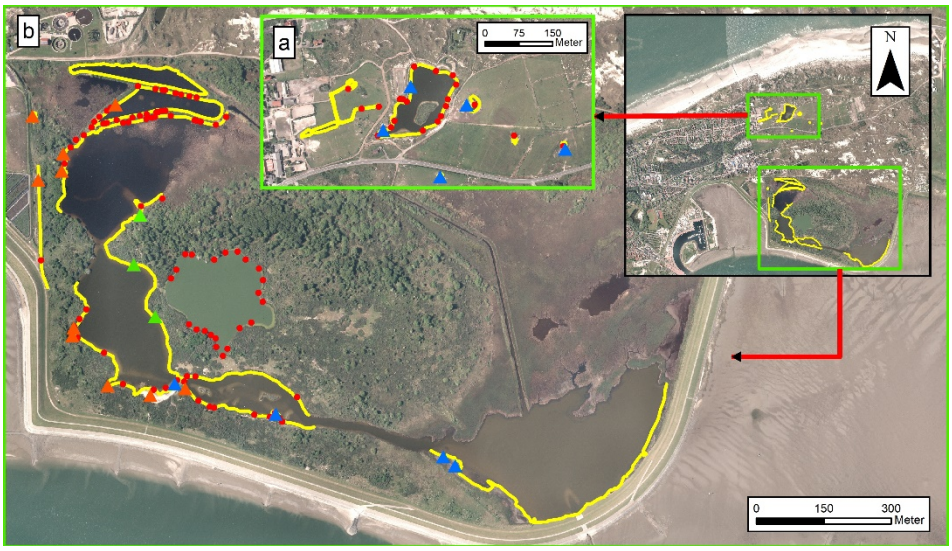

Abb. 4. Verbreitung von *Crassula helmsii* in den Untersuchungsgebieten, die Meierei-Wiesen **(a)** und Südstrandpolder **(b)** auf Norderney. In Gelb ist das Untersuchungsgebiet und in Rot sind die *C. helmsii*-Fundorte dargestellt (Stand: August 2015). Zusätzlich ist die Vergesellschaftung zu sehen. Orange Dreiecke: *Crassula helmsii-Mentha aquatica*-Gesellschaft; grüne Dreiecke: *Crassula helmsii-Rubus caesius*-Gesellschaft; blaue Dreiecke: artenarme *Crassula helmsii*-Bestände (Luftbild © Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz, 2014).

Fig. 4. Distribution of *Crassula helmsii* in the Meierei-Wiesen **(a)** and in the Südstrandpolder **(b)** on Norderney. Study area in yellow. *C. helmsii* patches in red (recorded in August 2015). Additional the *Crassula helmsii* community types are shown as triangles. Orange triangle: *Crassula helmsii-Mentha aquatica*-Community, green triangle: *Crassula helmsii-Rubus caesius*-Community, blue triangle: *Crassula helmsii* dominated species-poor plant community.

5.3 Vergesellschaftung und Kontaktvegetation der *Crassula helmsii*-Bestände

Hinsichtlich der Vergesellschaftung von *C. helmsii* konnten drei lokale Ausprägungen unterschieden werden: die *Crassula helmsii-Mentha aquatica*-Gesellschaft, die *Crassula helmsii-Rubus caesius*-Gesellschaft und die artenarmen *Crassula helmsii*-Bestände (Tab. 1).

Die *C. helmsii-Mentha aquatica*-Gesellschaft und die *C. helmsii-Rubus caesius*-Gesellschaft wurden ausschließlich im Südstrandpolder gefunden (Abb. 4). Die *C. helmsii-Rubus caesius*-Gesellschaft beschränkte sich dabei auf ein Ostufer im Südstrandpolder. In den vielen kleinen flachen Buchten auf der Westseite des Südstrandpolders kam hingegen die insgesamt deutlich häufigere *C. helmsii-Mentha aquatica*-Gesellschaft vor, oft in der Nähe von Röhricht-Beständen (Abb. 6). Auf dem südwestlichen und südlichen Ufer waren die artenarmen *C. helmsii*-Bestände verbreitet. Artenarme *C. helmsii*-Bestände wurden außerdem auf den Meierei-Wiesen gefunden, ein Beispiel dafür ist auf Abbildung 5 zusehen.

Zusätzlich wurde in unmittelbarer Nähe zu den *C. helmsii*-Beständen auch noch die Kontaktvegetation untersucht. Als häufigste Kontaktvegetation konnte von den 22 näher untersuchten Probeflächen das *Hippophao-Salicetum arenariae* Tx. 1937 gefolgt vom *Scirpo-Phragmitetum* W. Koch 1926 angesprochen werden. Nicht näher bestimmte Gesellschaften der *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937, das *Ranunculetum aquatilis* Passarge 1964, das

Tabelle1. Vegetationsaufnahmen der *Crassula helmsii*-Bestände auf Norderney aus dem Jahr 2015 im Südstrandpolder (SP) und auf den Meierei-Wiesen (MW). Mit 1. *Crassula helmsii-Mentha aquatica*-Gesellschaft, 2. *Crassula helmsii-Rubus caesius*-Gesellschaft und 3. artenarme *Crassula helmsii*-Bestände.

Table 1. Vegetation relevés of the *Crassula helmsii* populations in the research areas Südstrandpolder (SP) and Meierei-Wiesen (MW) on Norderney from the year 2015. With 1. *Crassula helmsii-Mentha aquatica*-Community, 2. *Crassula helmsii-Rubus caesius*-Community und 3. *Crassula helmsii* dominated species-poor plant community.

	1										2			3								
Fortlaufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Probenpunkt	K1	J1	S1	O1	F1	L1	N1	M1	H1	G1	R1	Q1	I1	D1	A1	B1	P1	T1	C1	X1	W1	E1
Untersuchungsgebiet	SP	SP	SP	SP	SP	SP	SP	SP	SP	SP	SP	SP	SP	MW	MW	MW	SP	SP	MW	SP	SP	MW
Kontaktges. 1	SP	rD	HS	HS	rD	HS	HS	HS	HS	HS	HS	HS	Sc	MA	HS	HS	HS	HS	rD	SP	SP	MA
Kontaktges. 2					SP			Ma	HB					Rf					Rf			
Artenzahl	4	4	3	6	9	8	9	5	7	8	5	4	6	2	5	1	1	3	2	2	3	3
Crassula helmsii	4	5	5	1	3	1	2	2	5	4	2	+	+	5	5	5	3	4	5	2	3	5
D1:																						
Phragmites australis	3	+	1	.	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha aquatica	+	r	.	1	.	4	3	2	1	3	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myosotis scorpioides	.	.	.	.	4	.	2	3	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex conglomeratus	.	.	.	.	.	+	2	r	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scutellaria galericulata	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
D2:																						
Rubus caesius	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	2	4	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Urtica dioica	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	4	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Übrige Arten																						
Poa annua	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	.	.	2		.	.	.	.	r	r	2	2
Lycopus europaeus	.	.	+	.	+	.	r	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium spec.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Holcus lanatus	.	.	.	r	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Samolus valerandi	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.
Cirsium arvense	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla anserina	.	r	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix repens	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Littorella uniflora	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium hirsutum	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Hydrocotyle vulgaris	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus effusus	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lemna minor	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myosotis stricta	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Persicaria hydropiper	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Persicaria maculosa	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis Libbert 1933 sowie das *Salicetum cinereo-argenteae* Weber et Preising in Weber 1998 waren bei den Aufnahmen ungefähr gleich häufig vertreten.

Abb. 5. Mit *Crassula helmsii* verlandetes Gewässer auf den Meierei-Wiesen auf Norderney (Foto: M. Prinz, 12.08.2015).

Fig. 5. Water body overgrown with *Crassula helmsii* at the "Meierei-Wiesen" on the Wadden Sea island Norderney (Photo: M. Prinz, 12.08.2015).

Abb. 6. *Crassula helmsii-Mentha aquatica*-Gesellschaft im Südstrandpolder (Foto: M. Prinz, 08.08.2015).

Fig. 6. *Crassula helmsii-Mentha aquatica*-community at the Südstrandpolder on the Wadden Sea island Norderney (Photo: M. Prinz, 08.08.2015).

5.4 Habitatmodellierung

Das Modell mit dem höchsten Erklärungswert und der besten Anpassung beinhaltete die Parameter Leitfähigkeit des Gewässers, Uferklasse und Beleuchtung. Mit einer AUC = 0,83 und Kappa = 0,52 kann das Modell als exzellent bzw. angemessen bezeichnet werden (Tab. 2).

Auch die übrigen Gütemaße (Tab. 2) zeigten, dass sich das Modell zur Vorhersage von möglichen Wuchsorten eignet. Der Schwellenwert p-fair liegt bei $p = 0{,}49$. Der maximale Schwellenwert für eine Sensitivität von 1 liegt bei $p = 0{,}12$. Im Modell war die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *C. helmsii* bei niedrigen Leitfähigkeiten und einer hohen Beleuchtung am höchsten und nahm mit steigender Uferklasse ab (vgl. Abb. 7 a–c). Im Vergleich der Uferklassen war ein Vorkommen von *C. helmsii* in der Uferklasse 3 (steil) ausgeschlossen und in Uferklasse 2 (stufig) nur bei einer hohen Beleuchtung und niedrigen Leitfähigkeit gegeben. In Uferklasse 1 (flach) war ein Vorkommen von *C. helmsii* am wahrscheinlichsten.

Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *C. helmsii* und der beobachtete Deckungsgrad waren positiv korreliert (Rangkorrelation nach Spearman; $\rho = 0{,}61$, $p < 0{,}001$). Je höher die vom Modell vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit war, desto höher war demzufolge der Deckungsgrad der Art.

5.5 Räumliche Überprüfung der Modellvorhersagen

Vergleicht man die Modellvorhersagen mit den beobachteten Vorkommen an den Probeflächen, so zeigt das Modell einige Fehlklassifikationen (Abb. 8). Auf den Meierei-Wiesen waren laut Modell mehr Vorkommen zu erwarten (blaue Rauten), als in Wirklichkeit festgestellt wurden. Dies traf auch auf einige Flächen des südwestlichen Ufers sowie einen Punkt im nördlichen Bereich des Südstrandpolders zu. Die vom Modell vorhergesagten Absenzpunkte, welche in Wirklichkeit von *C. helmsii* bewachsen wurden (gelbe Rauten), konzentrierten sich auf die mittleren Bereiche des Südstrandpolders.

Tabelle 2. Modellparameter und Gütemaße des Habitatmodells von *Crassula helmsii*, Schwellenwert p-fair = 0,49.

Table 2. Model parameters and quality levels of the habitat model for *Crassula helmsii*, threshold p-fair = 0.49.

Modellparameter	Regressions--koeffizienten	Standardfehler	p-Wert			
Leitfähigkeit	-0,0001	$5{,}518*10^{-5}$	0,00342	R^2	AUC	κ
Beleuchtung	0,0177	$6{,}935*10^{-3}$	0,01040	0,448	0,827	0,522
Uferklasse Kante	-0,9111	0,06194	0,14093	PCC	Sensitivität	Spezifität
Uferklasse Steil	-2,6342	0,09545	0,00578	0,761	0,790	0,790
Uferklasse Flach	0,2560	0,07357	0,72789	Emax 0,655		

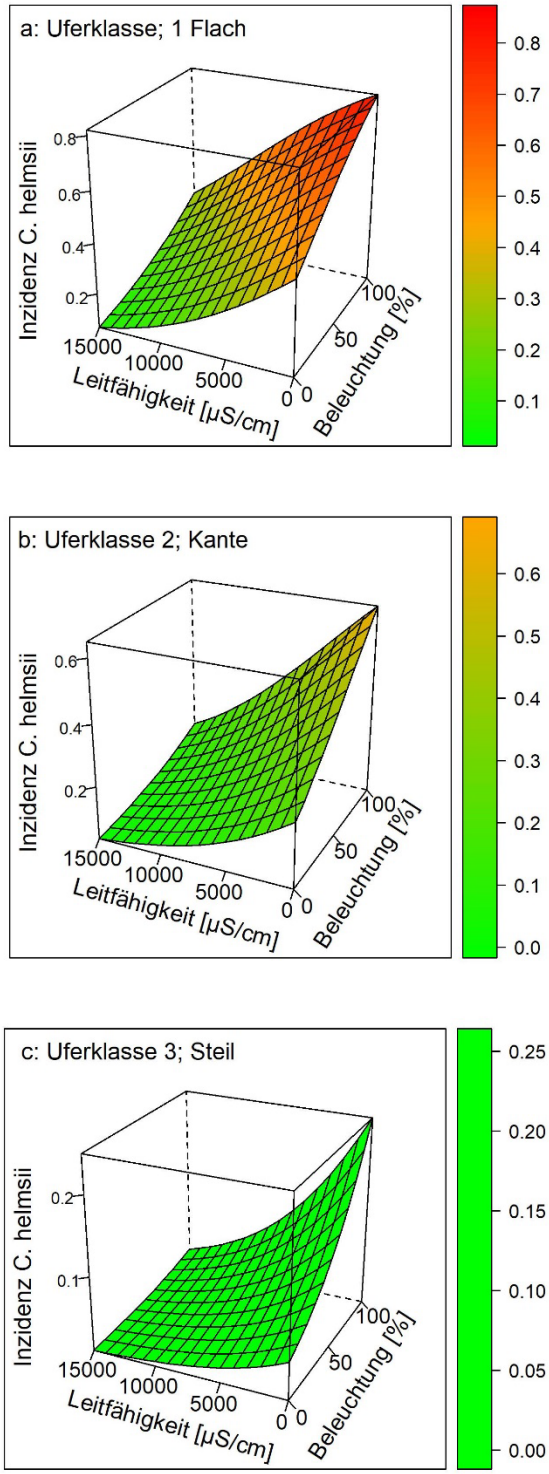

Abb. 7. Visualisierung des Habitatmodells von *Crassula helmsii*. Erklärende Umweltparameter Beleuchtung und Leitfähigkeit des Gewässers, als kategorialer Parameter wird die Uferklasse dargestellt.

Fig. 7. Visualization of the habitat model of *Crassula helmsii*. Explanatory parameters are light availability and conductivity of the water body. The shore classification is displayed as the categorial parameter.

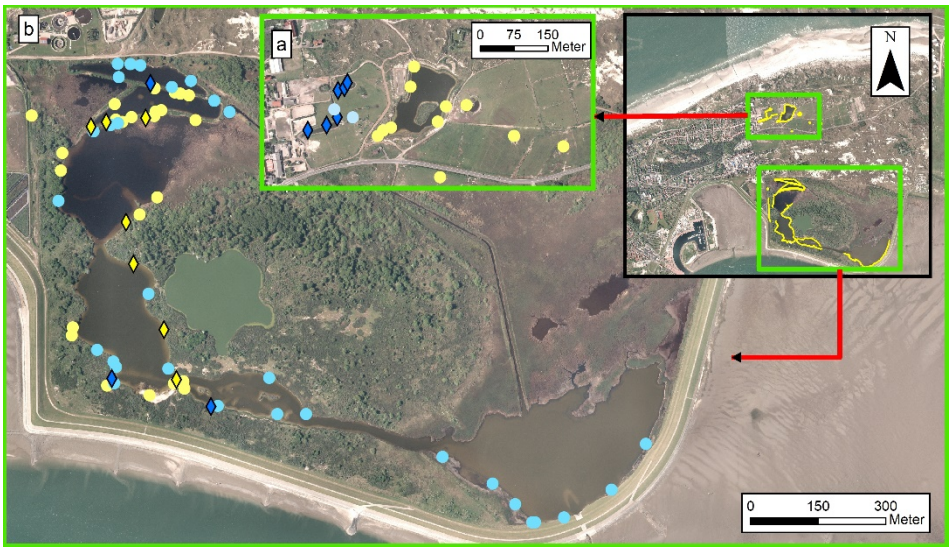

Abb. 8. Vergleich zwischen Vorhersagen des Habitatmodells und den beobachteten Vorkommen-/Nichtvorkommen. Punkte: Modell und Beobachtung stimmen überein, hell gelb = Präsenz, hell blau = Absenz. Rauten: Modell und Beobachtung stimmen nicht überein, gelb = falsche Absenz-Vorhersagen, blau = falsche Präsenz-Vorhersagen (Luftbild © Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz, 2014).

Fig. 8. Comparison of habitat model predictions against observed presence/absence. Points: model and observations match, light yellow = presence, light blue = absence. Diamonds: false predictions, yellow = false absence predictions, blue = false presence predictions.

6. Diskussion

6.1 Vegetationsaufnahmen und *Crassula helmsii*-Bestände

Betrachtet man zunächst die drei beschriebenen lokalen Vergesellschaftungen, so ist eine genaue syntaxonomische Zuordnung der Art schwierig und kann höchstens auf Klassenebene erfolgen. Die *Crassula helmsii-Mentha aquatica*-Gesellschaft lässt sich am ehesten den *Phragmitetea* und die *Crassula helmsii-Rubus caesius*-Gesellschaft den *Galio-Urticetea* zuordnen. Die gefundenen *Crassula helmsii*-Bestände beider Gesellschaften sind demnach wahrscheinlich aus Gesellschaften der *Phragmitetea* oder *Galio-Urticete*a hervorgegangen. Es ist also davon auszugehen, dass *C. helmsii* teilweise in bestehende, möglicherweise etwas aufgelichtete Röhricht- oder Ruderalbestände eingewandert ist und im Unterwuchs andere Arten verdrängen konnte. Daraus resultierten relativ artenarme Gesellschaften, welche keinem der bestehenden Syntaxa zugeordnet werden können. Der andere Weg könnte in einer Besiedlung offener Pionierstandorte bestanden haben, was auch hier zu einer Verdrängung anderer konkurrenzarmer Pionierarten und zur Entstehung extrem artenarmer Bestände geführt haben dürfte.

Die durchaus negativen Auswirkungen durch *C. helmsii* auf Fauna und Flora konnten bereits durch Untersuchungen in England und den Niederlanden beschrieben werden (LANGDON et al. 2004, OEPP/EPPO 2007, HUSSNER 2009, ROBERT & ROSELINE 2013).

Im Untersuchungsgebiet kommen bzw. kamen unter anderem schützenswerte Pflanzengesellschaften der *Littorelletea uniflora* vor (NLPV 2005), mit einigen nach GARVE (2004) in Niedersachsen und Bremen stark gefährdeten Arten. Das Eindringen von *C. helmsii* in *Littorella*- und *Potamogeton*-Gesellschaften konnte bereits an anderer Stelle beobachtet werden (OBERDORFER et al. 2001). Von der Charakterart *Littorella uniflora* gelangen im gesamten Untersuchungsgebiet mit den hier vorgelegten Untersuchungen nur noch der Nachweis von zwei Exemplaren sowie vereinzelte Vorkommen von *Samolus valerandi*. Im Gegensatz hierzu beschreibt HAHN (2006) *S. valerandi* noch mit hohen Individuenzahlen innerhalb von *C. helmsii*-Beständen. Dies konnte 2015 nicht mehr bestätigt werden, vielmehr sind *C. helmsii*-Bestände nun häufig durch eine hohe Stetigkeit von *Mentha aquatica* charakterisiert (s. Tab. 1). Die artenarmen *C. helmsii*-Bestände könnten aber auch ein Indiz dafür sein, dass *C. helmsii* gestörte Standorte mit Rohböden schnell und dominant besiedelt und die Etablierung anderer Arten verhindert.

Auch die Einbürgerung von *C. helmsii* in Laichkraut-Gesellschaften (*Potamogetonion*) wurde bereits von OBERDORFER at al. (2001) beschrieben. Gesellschaften des *Potamogetonion pectinati* (W. Koch 1926) Görs 1977 sind vor allem an konkurrenzarmen Standorten innerhalb neuangelegter oder geräumter Gewässer zu finden (POTT 1995a). Die Gewässer auf den Meierei-Wiesen wurden in der Vergangenheit geräumt und wären dadurch potenziell ideale Standorte für Laichkraut-Gesellschaften. Die *Potamogeton*-Arten sind aber offenbar zu konkurrenzschwach, um sich gegen *C. helmsii* behaupten zu können. Die auf den Meierei-Wiesen gefundenen artenarmen *C. helmsii*-Bestände verhindern daher durch ihren besonders dichten und schnellen Wuchs auch die Etablierung von Laichkrautgesellschaften.

6.2 Standortparameter und Habitatmodell

Das Habitatmodell wird durch die Parameter Leitfähigkeit, Uferklasse und Beleuchtungsstärke beschrieben. Die Modellgüte des Habitatmodells bzw. Nischenmodells ist ausreichend gut, um die Vorkommen und Nichtvorkommen zu erklären. Dies wird unterstützt durch den AUC-Wert, welcher nach HOSMER & LEMESHOW (2000) akzeptabel ist. Die interne Validierung zeigte darüber hinaus eine geringe Überschätzung, die bestimmten Modellparameter sind also relativ stabil.

Crassula helmsii zeigt eine klare Präferenz für flache Ufer, wenig Beschattung und geringe Leitfähigkeit.

In den Ursprungshabitaten in Neuseeland wird *C. helmsii* auch an schattigen Orten gefunden (DE LANGE 2008). Unter ähnlichen Bedingungen konnten auf Norderney einzelne *C. helmsii*-Pflanzen auch unter Gehölzen, somit sehr schattigen Bedingungen, gefunden werden. Nach HILL et al. (1999) beträgt die Lichtzahl nach Ellenberg 7, was sich mit den eigenen Ergebnissen deckt. Ein dominanter Wuchs konnte allerdings nur bei einer geringen Beschattung beobachtet werden. Einige noch im März 2015 bestehende Vorkommen konnten im August 2015 an stark beschatteten Stellen vermutlich wegen des Lichtmangels nicht mehr wiedergefunden werden.

Der Wuchs an flachen Ufern deckt sich mit den Angaben in der Literatur (DAWSON & WARMAN 1987), denn an diesen Ufern wurde die präferierte geringe Fließgeschwindigkeit oder gar keine Wasserbewegung beobachtet. Andere Uferformen werden in der Literatur nicht erwähnt. Die steilere Uferform im Untersuchungsgebiet ist vermutlich erosionsbedingt und lässt auf höhere Fließgeschwindigkeiten schließen. Der damit verbundene Wellenschlag könnte erklären, warum die *C. helmsii*-Matten nicht weiter ins Gewässer wachsen. Viele der steilen Ufer werden im Untersuchungsgebiet auch durch Sträucher beschattet, wodurch die

Wuchsorte zusätzlich weniger für *C. helmsii* geeignet sind. Es wäre durchaus möglich, dass *C. helmsii* in Steiluferbereichen an kleinräumigen, sonnigen, flachen Nischen vorkommen, dort jedoch keine großen Bestände ausbilden kann.

Nach HILL et al. (1999) hat die Salzzahl nach Ellenberg von *C. helmsii* den Wert 0, d. h. die Art ist nicht salztolerant. Dies deckt sich nur teilweise mit dem Modell und den Beobachtungen. Die meisten Standorte liegen im Süßwasser, aber Wuchsorte im Brackwasserbereich existieren ebenfalls. Die experimentell bestimmte Salinitätstoleranz von DEAN et al. (2013) liegt zwischen 6.500 bis 12.500 µS/cm, bei Werten über 12.500 µS/cm stirbt die Pflanze ab. Das Habitatmodell legt einen Wert zwischen 7.500 µS/cm und 10.000 µS/cm nahe. Im Untersuchungsgebiet konnte im Juni 2015 an zwei Standorten mit *C. helmsii*-Vorkommen eine Bodensalinität zwischen 2.300 und 5.300 µS/cm gemessen werden. Im August desselben Jahres konnte an diesen unbeschatteten Standorten bei einer Bodensalinität von 11.200 µS/cm und einer Wassersalinität von 14.800 µS/cm kein Bewuchs mit *C. helmsii* mehr festgestellt werden. Dies passt in den von DEAN et al. (2013) bestimmten Toleranzbereich, widerspricht jedoch der Salzzahl von HILL et al. (1999). Mit großer Wahrscheinlichkeit ist das Verschwinden von *C. helmsii* in diesem Fall auf eine Kombination aus gestiegener Boden- und Wassersalinität zurückzuführen.

Als weitere wichtige, aber nicht im Modell signifikant vertretende Parameter sind der Glühverlust, die Phosphatkonzentration und der pH-Wert zu erwähnen.

HUSSNER (2007) konnte ähnliche Werte für den organischen Gehalt bestimmen. Bedingt durch den Mattenwuchs von *C. helmsii* wird eine dünne organische Bodenauflage gebildet, die den Gehalt an organischer Masse im Boden erhöht. Die Boden- und Wasser-pH-Werte zeigten den Trend eines tendenziell niedrigeren Boden-pH-Wertes an den Präsenzpunkten und einen tendenziell höheren Wasser pH-Wert an den Absenzpunkten an. Die Reaktionszahl für *C. helmsii* nach Ellenberg beträgt 6 (HILL et al. 1999), die gemessenen Boden-pH-Werte stehen hiermit im Einklang. Da die pH-Wertebereiche für Präsenz- und Absenzpunkte sehr ähnlich sind, stellt der pH-Wert für *C. helmsii* keinen limitierenden Faktor dar. Der gefundene Trend für den Phosphatgehalt liegt mit großer Wahrscheinlichkeit an der unterschiedlichen Belastung der Gewässer durch Vogelexkremente (vgl. SCHERER et al. 1995) und an den unterschiedlichen Größen der Gewässer. Eine Auswirkung auf das Vorkommen von *C. helmsii* kann aufgrund des Messbereichs zwischen 0 mg/L und 3 mg/L ausgeschlossen werden.

Vergleicht man die Vorhersagen des Modells mit den beobachteten Vorkommen, werden einige Fehlklassifikationen bezüglich des Vorkommens und Nichtvorkommens deutlich. Alle Gewässer der Meierei-Wiesen werden vom Modell als potenzielles Habitat angesehen. Eine Ausbreitung ist daher nach Aussage des Modells in allen Gewässern der Meierei-Wiesen zu erwarten, wenn die Erhaltungsmaßnahmen durch den Bewirtschafter der Fläche eingestellt würden. Im Südstrandpolder werden nur einzelne Punkte ohne erkennbares Muster falsch vorhergesagt. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt eindeutig im Norden, die Ausbreitungsgrenze in Richtung Siel ist vermutlich in erster Linie durch die dort erhöhten Leitfähigkeitswerte (bzw. erhöhte Salinität) bedingt. An der westlichen Uferkante des Südstrandpolders gibt es viele flache und unbeschattete Bereiche ohne *C. helmsii*-Bewuchs. Dort konnte im ersten Halbjahr 2015 an einigen Stellen *C. helmsii* gefunden werden, im August desselben Jahres war kein Bewuchs mehr festzustellen. Möglicherweise schwankt die Ausbreitung von *C. helmsii* im Südstrandpolder in der Nähe des Siels mit der Salinität, welche durch Niederschläge und durch eindringendes Salzwasser beeinflusst wird und daher jahreszeitlich variiert.

Grundsätzlich weisen die vom Präsenz/Absenz-basierten Modell vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeiten eine positive Korrelation mit den beobachteten Deckungsgraden nach Braun-Blanquet auf. Das Modell kann damit auch recht gut die zu erwartenden Bestandsdichten der Art vorhersagen.

Hinsichtlich der weiteren Prognose der *Crassula*-Verbreitung auf Norderney zeigt das Habitatmodell, dass *C. helmsii* die meisten geeigneten Standorte in den Untersuchungsgebieten bereits besiedelt hat. In Zukunft könnten die Bestände am Ufer der Klärwerkspolder zusammenwachsen und so eine geschlossene Matte bilden und so die dortige Ufervegetation verdrängen. Außerdem geht im Untersuchungsgebiet an einigen Stellen die Beschattung der Uferkante durch *Hippophae rhamnoides* im Zuge der natürlichen Sukzession zurück, wie es bereits stellenweise zu beobachten ist (PETERSEN & POTT 2005). Diese Bereiche könnten in Zukunft geeignete *C. helmsii*-Standorte sein. Auch einige an das Untersuchungsgebiet angrenzende Lebensräume sind direkt gefährdet. Hierzu gehört der Großteil des Röhrichtbestands im Südstrandpolder. Das Gelände ist flach und die Lichtverhältnisse sowie die Leitfähigkeit liegen im optimalen Bereich für *C. helmsii*. BRIDGE (2005) beschreibt das Einwandern von *C. helmsii* in Röhricht, das dadurch in artenarme Bestände verwandelt wird. Es ist daher auch auf Norderney in diesen Bereichen von negativen Auswirkungen auf die Flora und Fauna des Südstrandpolders auszugehen. Gerade bei kleineren Gewässern besteht die Gefahr, dass diese komplett von *C. helmsii* eingenommen werden und so der Lebensraum von seltenen und schützenswerten Arten verloren geht.

Um diese negativen Folgen möglichst gering zu halten, sollten die zuständigen Naturschutzbehörden ein Monitoring der Art durchführen und einen Managementplan aufstellen. Dieser sollte zum Ziel haben, eine weitere Ausbreitung einzuschränken und so die einheimische Flora und Fauna vor negativen Auswirkungen zu bewahren. Wie schon eingangs erwähnt, wurden als Gegenmaßnahmen verschiedene Methoden zur Bekämpfung oder Eindämmung von *C. helmsii* eingesetzt. Insgesamt zeigte keine der erwähnten Methoden dauerhaften Erfolg, dies wird stets auf die hohe Reproduktionsfähigkeit von *C. helmsii* zurückgeführt. Neuere Untersuchungen zeigen, dass die Ausbreitung durch Samen (D'HONT et al. 2016) und die Bildung einer Samenbank (NICOL et al. 2003, NICOL & WARD 2010) bisher unterschätzt wurden. Selbst bei vollständiger Entfernung der Biomasse kann deshalb ein erneutes Aufkommen nicht ausgeschlossen werden. Zukünftige Managementmaßnahmen sollten darauf abzielen, bestimmte Umweltfaktoren so zu verändern, dass *C. helmsii* dort nicht mehr vorkommen kann; das Habitatmodell liefert dafür mögliche Ansätze. Eine Kombination aus kontrollierter Versalzung und Beschattung ist aufgrund der Umsetzbarkeit und des zeitlich begrenzten Eingriffs in die Umwelt der vielversprechendste Ansatz. Durch eine Versalzungs- und oder Beschattungsmaßnahme könnte der *C. helmsii*-Bewuchs verdrängt bzw. zurückgedrängt und so dem so behandelten Gewässer die Möglichkeit eines Neustarts und einer *C. helmsii*-freien-Entwicklung ermöglicht werden. Ein solcher Eingriff kann natürlich auch schützenswerte und geschützte Tier- und Pflanzenarten treffen und sollte daher sorgfältig abgewogen werden.

7. Schlussfolgerungen

Es zeigt sich, dass nahezu sämtliche Messwerte der im Untersuchungsgebiet natürlich vorkommenden Pflanzengesellschaften innerhalb der ökologischen Nische von *Crassula helmsii* liegen. Eine derart breite ökologische Nische lässt darauf schließen, dass von einer starken Gefährdung diese Pflanzengesellschaften ausgegangen werden muss. Das Verhin-

dern einer weiteren Ausbreitung von *C. helmsii* stellt eine schwierige Aufgabe dar. Das bisherige Fehlen effektiver Naturschutzmaßnahmen kommt erschwerend hinzu. Das Habitatmodell liefert hierfür mögliche Ansätze, dabei scheint eine Kombination aus kontrollierter Versalzung und Beschattung der vielversprechendste Ansatz zu sein.

Danksagung

Wir bedanken uns bei der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer für die Betretungsgenehmigung und Naturschutzdaten sowie die finanzielle Unterstützung. Wir bedanken uns außerdem beim Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) für die Bereitstellung der Forscherunterkunft.

Ebenfalls möchten wir uns an dieser Stelle bei den Gutachtern für die hilfreichen Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge bedanken.

Beiträge der Autorinnen/Autoren zum Manuskript

Weidhüner, Prinz und Freund planten die Studie und die Datenerhebung, welche von Weidhüner und Prinz durchgeführt wurde. Weidhüner, Peppler-Lisbach und Prinz werteten die Daten aus. Alle Autoren diskutierten die Ergebnisse und brachten sich durch kritische Anmerkungen ein. Das Manuskript wurde von Prinz mit Unterstützung durch Peppler-Lisbach und Freund verfasst. Alle Autoren stimmten einer Veröffentlichung zu.

Literatur

AUSTIN, M.P. & MEYERS, J.A. (1996): Current approaches to modelling the environmental niche of eucalypts: Implications for management of forest biodiversity. – For. Ecol. Manag. 85: 95–106.

BEERLING, D.J., HUNTLEY, B. & BAILEY, J.P. (1995): Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: Use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. – J. Veg. Sci. 6: 269–282.

BNATSCHG (BUNDESNATURSCHUTZGESETZ) vom 29. Juli 2009 (BGBI. S.2542), das zuletzt durch Artikel 421 der Verordnung 31. August 2015 (BGBGI. I S.1474) geändert worden ist.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. – Springer, Wien: 866 pp.

BRIDGE, T. (2005): Controlling New Zealand pygmyweed *Crassula helmsii* using hot foam, herbicide and by burying at Old Moor RSPB Reserve, South Yorkshire, England. – Conserv. Évid. 2: 33–34.

D'HONT, B., DENYS, L., JAMBON, W. … VAN VALKENBURG, J. (2016): Reproduction of *Crassula helmsii* by seed in western Europe. – Aquat. Invasions 11: 125–130.

DAWSON, F.H. (1996): *Crassula helmsii*: attempts at elimination using herbicides. – Hydrobiologia 340: 241–245.

DAWSON, F.H. & WARMAN, E. (1987): *Crassula helmsii* (T. Kirk) cockayne: Is it an aggressive alien aquatic plant in Britain? – Biol. Conserv. 42: 247–272.

DE LANGE, P.J. (2008): Fact sheet prepared for NZPCN about *Crassula helmsii*. – URL: http://www.nzpcn.org.nz/c/flora/factsheets/NZPCN_Species_248.pdf [Zugriff am 05.04.2016].

DEAN, C., DAY, J., GOZLAN, R.E., GREEN, I., YATES, B., DIAZ, A. & LODGE, T. (2013): Estimating the minimum salinity level for the control of New Zealand Pygmyweed *Crassula helmsii* in brackish water habitats. – Conserv. Évid. 10: 89–92.

DENYS, L., PACKET, J., JAMBON, W. & SCHEERS, K. (2014): Dispersal of the non-native invasive species *Crassula helmsii* (*Crassulaceae*) may involve seeds and endozoochorous transport by birds. – New J. Bot. 4: 104–106.

DRACHENFELS, O. VON (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen: unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. 7. Aufl. – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover: 326 pp.

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2016): Wetterdaten aus dem Zeitraum 1990–2010. – URL: ftp://ftp.cdc.dwd.de/pub/CDC/ [Zugriff am 15.3.2016].

ELFF, M. (2016): memisc: Tools for management of survey data and the presentation of analysis results, R package version 0.99.6.

OEPP/EPPO (2007): *Crassula helmsii*. – Bulletin OEPP/EPPO 37: 225–229.

ESRI (2016): ArcGIS Desktop: Release 10.3.1. – Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FEDER, J. (2003): Massenbestände vom Zurückgekrümmten Dickblatt 2003 auf Norderney. – Beitr. z. Vogel- u. Insektenwelt Ostfrieslands 208: 30.

FREEMAN, E.A. & MOISEN, G. (2008): PresenceAbsence: An R Package for Presence-Absence Model Analysis. – J. Stat. Softw. 23: 1–31.

GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hildesheim: 76 pp.

GUISAN, A. & THUILLER, W. (2005): Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. – Ecol. Lett 8: 993–1009.

GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N.E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. – Ecol. Model. 135: 147–186.

HAHN, D. (2006): Neophyten der Ostfriesischen Inseln. – Nationalparkverwaltung Niedersächsiches Wattenmeer, Wilhelmshaven: 282 pp.

HANLEY, J.A. & MCNEIL, B.J. (1982): The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. – Radiology 143: 29–36.

HARRELL, F.E. JR. (2016): rms: Regression Modeling Strategies. – R package version 4.4-2.

HIGGINS, S.I., RICHARDSON, D.M., COWLING, R.M. & TRINDER-SMITH, H. (1999): Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. – Conserv. Biol. 13: 303–313.

HILL, M., MOUNTFORD, J.O., ROY, D.B. & BUNCE, R.G.H. (1999): Ellenberg's indicator values for British plants: Technical Annex (ECOFACT Research Report S.), Vol. 2. –Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon: 46 pp.

HOSMER, D.W. & LEMESHOW, S. (2000): Applied logistic regression. 2. Aufl. – John Wiley & Sons, New York: 373 pp.

HUSSNER, A. (2007): Zur Biologie von *Crassula helmsii* (*Crassulaceae*) in Nordrhein-Westfalen. – Acta Biol. Benrodis 14: 77–88.

HUSSNER, A. (2009): Growth and photosynthesis of four invasive aquatic plant species in Europe. – Weed Res. 49: 506–515.

KOWARIK, I. (2010) Biologische Invasionen – Neophyen und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 492 pp.

LANDIS, J.R. & KOCH, G.G. (1977): The measurement of observer agreement for categorical data. – Biometrics 33: 159–174.

LANGDON, S.J., MARRS, R.H., HOSIE, C.A., MCALLISTER, H.A., NORRIS, K.M. & POTTER, J. (2004): *Crassula helmsii* in U.K. ponds: Effects on plant biodiversity and implications for newt conservation. – Weed Technol. 18: 1249–1352.

LEACH, J. & DAWSON, H. (2000): Is resistance futile? The battle against *Crassula helmsii*. – J. Pract. Ecol. Conserv. 4: 7–17.

NAGELKERKE, N.J.D. (1991): A note on a general definition of the coefficient of determination. – Biometrika 78: 691–692.

NICOL J.M. & WARD R. (2010): Seed bank assessment of Dunn's and Shadow's lagoons. – South Australian Research and Development Institute, Adelaide, 21 pp.

NICOL, J.M., GANF, G.G. & PELTON, G.A. (2003): Seed banks of a southern Australian wetland: the influence of water regime on the final floristic composition. – Plant Ecol. 168: 191–205.

NIEDRINGHAUS, R., HAESELER, V. & JANIESCH, P. (2009): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln: Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität. 2. Aufl. – Nationalparkverwaltung Niedersächsiches Wattenmeer, Wilhelmshaven: 470 pp.

NLPV (NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER) (2005): Biotoptypenkartierung. – Wilhelmshaven.

OBERDORFER, E., SCHWABE, A. & MÜLLER, T. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 1056 pp.

PETERSEN, J. & POTT, R. (2005): Ostfriesische Inseln: Landschaft und Vegetation im Wandel, Band 1. – Schlütersche, Hannover: 160 pp.

PETERSEN, J., KERS, B. & STOCK, M. (2014): TMAP typology of coastal vegetation in the Wadden Sea Area. – Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 90 pp.

PETERSON, A.T. (2003): Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. – Biodivers. Inform. 3: 59–72.

POTT, R. (1995a): Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln: Ausgewählte Beispiele aus der südlichen Nordsee in geobotanischer Sicht. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 288 pp.

POTT, R. (1995b): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 622 pp.

PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J. & WEBER, H.E. (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Salzpflanzengesellschaften der Meeresküste und des Binnenlandes. Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 20: 1–163.

PRINZ, M. & FREUND, H. (2018): Ein invasiver Exot auf dem Vormarsch!? Nadelkrautfund auf Wangerooge. – Natur Umweltsch. 17/1: 20–21.

PYŠEK, P., JAROŠÍK, V., HULME, P.E., PERGL, J., HEJDA, M., SCHAFFNER, U. & VILA , M. (2012): A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. – Global Change Biol. 18: 1725–1737.

R CORE TEAM (2016): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Wien.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationkd. 35: 1–800.

ROBERT, H. & ROSELINE, R.L. (2013): Risk analysis report of non-native organisms in Belgium risk analysis of the Australian swamp stonecrop *Crassula helmsii* (Kirk) Cockayne. – Royal Belgian Institut of Natural Sciences of the Federal Puplic Service Health, Food Chain Safty and Environment, Brüssel: 40 pp.

SCHERER, N.M., GIBBONS, H.L., STOOPS, K.B. & MULLER, M. (1995): Phosphorus loading of an urban lake by bird droppings. – Lake Reserv. Manag. 11: 317–327.

VAN DER LOOP, J.M.M., DE HOOP, L., VAN KLEEF, H. H. & LEUVEN, R.S.E.W. (2018): Effectiveness of eradication measures for invasive Australian swamp stonecrop *Crassula helmsii*. – Manag. Biol. Invasions 9: 343–355.

VANDERWAL, J., SHOO, L.P., JOHNSON, C.N. & WILLIAMS, S.E. (2009): Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. – Am. Nat. 174: 282–291.

VERBYLA, D.L. & LITVAITIS, J.A. (1989): Resampling methods for evaluating classification accuracy of wildlife habitat models. – Environ. Manag. 13: 783–787.

WALSH, C. & MAC NALLY, R. (2013): hier.part: Hierarchical partitioning. – R package version 1.0-4.

WEBB, C., SYKES, W. & GRANOCK-JONES, P. (1988): Flora of New Zealand. Vol. 4. – DSIR, Christchurch: 1365 pp.

WILTON-JONES, G. (2005): Control of New Zealand pygmyweed *Crassula helmsii* by covering with black polythene at The Lodge RSPB reserve, Bedfordshire, England. – Conserv. Évid. 2: 63.

ZUUR, A.F., IENO, E.N. & SMITH, G.M. (2007): Analysing ecological data. – Springer Verlag, New York: 672 pp.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: NS_39

Autor(en)/Author(s): Prinz Markus, Peppler-Lisbach Cord, Weidhüner Annika, Freund Holger

Artikel/Article: Crassula helmsii (T. Kirk) Cockayne – Standortansprüche, Verbreitung und Vergesellschaftung eines invasiven Neophyten auf Norderney Crassula helmsii (T. Kirk) Cockayne – Habitat requirements, distribution and vegetation community composition of an alien invasive species on Norderney 267-286