

# Salzwiesenschutz im Nationalpark Wattenmeer – ein Überblick

**Martin Stock & Martin Maier**

STOCK, M., & M. MAIER (2016): Salzwiesenschutz im Nationalpark Wattenmeer – ein Überblick. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 44: 131-156.

In diesem Beitrag wird ein Überblick über den Stand des Wissens zum Salzwiesenschutz in den drei Nationalparks im deutschen Wattenmeer gegeben und es werden die Konsequenzen eines Managements auf verschiedenen biologischen und ökologischen Ebenen dargestellt. Oberstes Ziel im Salzwiesenschutz im Nationalpark ist die natürliche Entwicklung des Lebensraumes. Dies erfordert ausreichend Raum und Zeit.

Managementmaßnahmen in den Salzwiesen müssen sich an den Nationalparkzielen, den Natura 2000-Erhaltungszielen und den trilateralen Zielen aus dem Managementplan für das gesamte Wattenmeer orientieren. Die Erfolge der Maßnahmen sind an diesen Zielen zu messen. Für eine derartige Erfolgskontrolle ist ein langfristig angelegtes Monitoring unabdingbar.

Salzwiesen entwickeln sich an geeigneten Standorten natürlicherweise. In derartigen Salzwiesen sollte kein Management stattfinden. Um auch eine naturnahe Genese der Salzwiese in Lahnungsfeldern zu ermöglichen, sollte dort auf jegliche Entwässerungsarbeiten verzichtet werden. Nur in ausgeprägten anthropogen beeinflussten Gebieten sollte eine Renaturierung stattfinden. Dies kann durch Initiierung der Vernässung, durch den aktiven Rückbau beständiger anthropogener Strukturen oder durch Anschluss von Sommerpoldern an das Tidegeschehen erfolgen. Gezielte Artenschutzmaßnahmen sind nur in gut begründeten Fällen durchzuführen und sollten auf eine breite Wissensbasis gestellt werden. Sofern auf Teilflächen eine Beweidung weiterhin stattfindet, sollte diese in extensiver Form stattfinden und auf hoch gelegenen Flächen begrenzt werden.

*M. S., Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, Nationalparkverwaltung, Schlossgarten 1, D-25832 Tönning, martin.stock@lkn.landsh.de; M. M., Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, AG Landschaftsökologie, Universität Oldenburg, D-26111 Oldenburg, martin.maier@uni-oldenburg.de*

## 1 Einleitung

Ausgedehnte Salzwiesen finden wir heute als Vorküsten – im Ostfriesischen Helder und im Oldenburgischen Groden genannt – vor den Deichen der Festlandküste und auf den Lee-Seiten der Inseln. Hier wachsen Pflanzen, brüten oder rasten Vögel, finden Insekten und Spinnen Nahrung. Als Lebensraum für Tiere und Pflanzen, als Wellenbrecher, Nährstoff- und Kohlenstoffspeicher sind Salzwiesen somit ein wichtiger und schützenswerter Bestandteil der Wattenmeer-Nationalparke in Deutschland.

Ursprünglich reichten die Salzwiesen der Festlandküste bis weit ins Binnenland hinein. Vor rund 1000 Jahren begannen die Menschen an der Küste, hoch gelegene Flächen mit Deichen zu umgeben (KRAMER & ROHDE 1992). Nach und nach entsalzten die Böden in diesen Kögen und Poldern und wurden zu fruchtbarem Acker- und Weideland. Während die Küstenbewohner einerseits eindeichten, betrieben sie andererseits die Deiche Landgewinnung. In den errichteten Lahnungsfeldern kommt das einströmende Wasser zur Ruhe, und es können sich große Mengen an feinem Schlamm ablagern. Gräben (Gräben) wurden gezogen und der aus-

gebaggerte Schlick zu Beeten aufgeworfen, so dass sich schnell Bereiche bildeten, die seltener überflutet wurden – neue Salzwiesen entstanden. Sie wurden weiter entwässert, um sie in den Sommermonaten als Weideland zu nutzen. Im Laufe der Jahrhunderte wurde diese Nutzung immer intensiver und das Landschaftsbild vor den Deichen war geprägt von weidenden Schafen auf kurzgefressenen Salzwiesen. Andere Bereiche wurden weiter eingeebnet und zur Heugewinnung gemäht oder mit Rindern beweidet.

Nach Ausweisung der Wattenmeer-Nationalparks Mitte der 1980er Jahre wurde die Salzwiesennutzung stark reduziert und die Unterhaltung der künstliche Entwässerung der Salzwiesen in diesen Flächen vielerorts eingestellt, damit sich die Natur wieder nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten entwickeln kann. In der Folge hat sich das Bild der Salzwiesen geändert. Je nach Standortgegebenheit, Entstehungsgeschichte und Nutzung zeigt sie heute ein vielfältiges Äußeres. Es reicht von kurzgefressenen, schafbeweideten „Golfrasen“ über die blumig bunte Sandsalzwiese bis hin zur Gräser-dominierten Flur aufgelassener Vorlandsalzwiesen.

Salzwiesen sind gefährdete Lebensräume und in ihrer Gesamtheit durch das Bundes- und die Landesnaturschutzgesetze geschützt. Mit ihrer überwiegenden Fläche sind sie im gesamten deutschen Wattenmeer Bestandteil der Nationalparke. Im europäischen Kontext zählen sie entsprechend der FFH-Richtlinie zu den im Anhang I gelisteten geschützten Lebensräumen (BALZER et al. 2002) und sind Bestandteil des NATURA-2000 Netzwerkes. Ferner sind die Vorgaben der EU-Vogelschutzrichtlinie für den Lebensraum verbindlich. Beide Regelungen sind in das Bundesnaturschutzgesetz übernommen und damit in nationales Recht umgesetzt worden. Salzwiesen werden in der Roten-Liste der gefährdeten Biotope des Wattenmeeres geführt (RIECKEN et al. 2006).

Salzwiesenschutz im Wattenmeer findet im Kontext der Zielsetzung der Nationalparks statt: Natur Natur sein lassen. Der Schutz der bestehenden natürlich entstandenen Salzwiesen genießt daher oberste Priorität, gefolgt von der Revitalisierung der vorhandenen anthropogen beeinflussten Vorlandsalzwiesen sowie der eingedeichten Sommerpolder. Das Leitbild für den Schutz der Salzwiesen im Na-

tionalpark ist eine standorttypische Geländestruktur, eine dem Lebensraum eigene Dynamik und eine durch die natürliche Dynamik bestimmte Verteilung der natürlicherweise vorkommenden Pflanzengesellschaften und der dazugehörigen Tierwelt (Stock et al. 1997). Salzwiesenschutz zielt damit weder auf eine spezielle Förderung einzelner Arten noch auf eine Artenmaximierung. Ziel ist vielmehr eine standortgemäße Verteilung der Arten und deren Dynamik in Raum und Zeit.

Dieses grundlegende Verständnis des Salzwiesenschutzes in einem Nationalpark ist in den entsprechenden Erhaltungszielen für den Lebensraumtyp in den Natura 2000-Gebieten auf Bundesländerebene beschrieben. Bei den Erhaltungszielen steht der Prozessschutz mit einer natürlichen Dynamik als auch die Erhaltung einer standorttypischen und charakteristischen Artenzusammensetzung der Salzwiese im Vordergrund. In ausgewählten Teilflächen mit besonderen Lebensgemeinschaften kann eine extensive Beweidung oder Mahd zielführend sein. Ferner sind störungsarme Brut- und Rastgebiete für die charakteristischen Vogelarten der Salzwiesen zu gewährleisten. Für Köße, Polder und Feuchtgrünländer gelten spezifische Ziele.

Im trilateralen Wattenmeerplan sind die Ziele für den Salzwiesenschutz wattenmeerweit festgelegt (CWSS 2010). Gemeinsame Ziele sind die

- Erhaltung der vollen Vielfalt der Salzwiesen, die für das Wattenmeer typisch sind.
- Vergrößerung der Salzwiesenfläche mit natürlicher Dynamik.
- Verbesserung der natürlichen Morphologie und Dynamik, einschließlich natürlicher Entwässerungsbedingungen für Festlandssalzwiesen, unter der Voraussetzung, dass die bestehende Fläche nicht verringert wird.
- Entwicklung einer Salzwiesenvegetation mit einer Vielfalt, welche die geomorphologischen Bedingungen des Habitats mit seinen Schwankungen im Vegetationsgefüge widerspiegelt.
- Erhaltung günstiger Bedingungen für alle typischen Arten.

Zur Erreichung der Ziele ist es notwendig, dass sich Salzwiesen durch natürliche Dynamik selbstständig ausbilden können, dass die natürliche Morphologie und Dynamik in bestehenden „anthro-

pogen“ geprägten Salzwiesen gesteigert wird und dass sich ein natürliches Vegetationsgefüge durch eine weitere Rückführung der Weidewirtschaft in Kombination mit einer Reduzierung künstlicher Entwässerungsmaßnahmen ausbilden kann. Durch Rückdeichungen von Sommerpoldern kann die Salzwiesenfläche, die natürliche Dynamik aufweist, erhöht werden.

Die wattenmeerweiten Ziele für die Salzwiesen werden im Wattenmeerplan ergänzt um gemeinsame Ziele für die Vogelwelt. Diese beinhalten den Erhalt bzw. eine Zunahme hinsichtlich Verbreitung und Häufigkeit der Arten, eine Störungsfreiheit in ihren Lebensräumen sowie einen Bruterfolg, der durch natürliche Prozesse bestimmt wird. Dabei soll ein günstiger Erhaltungszustand der Arten gefördert werden.

Im Rahmen eines wattenmeerweit abgestimmten Monitoringprogramms werden Vegetationsentwicklung sowie Brut- und Rastvogelbestände der Salzwiesen kontinuierlich erfasst. Diese umfangreichen und langjährigen Datenreihen sind Grundlage für eine Vielzahl von Analysen und ermöglichen eine fundierte Bewertung des Zustandes des Lebensraumes und seiner Besiedler. Die Zustandsbewertungen finden in den regelmäßigen Qualitätszustandsberichten für das Wattenmeer ihren Niederschlag (BAKKER et al. 2005, ESSELINK et al. 2009) und sind Grundlage für weitergehende Managementüberlegungen und -planungen.

Der Begriff Management ist dabei weit gefasst. Er kann sowohl die Art und Intensität der Landnutzung (z. B. durch Beweidung oder Mahd), die Stilllegung von Flächen, die Auflassung der vorhandenen Entwässerung, den aktiven Rückbau von Entwässerungsgräben und anderen anthropogenen Strukturen, den Anschluss von Sommerpoldern an das Tidegeschehen, die aktive Renaturierung von Salzwiesen als auch ein „Hands-off“-Management auf großer Fläche beinhalten.

Da die Art des Managements der Salzwiesen in den deutschen Wattenmeer-Nationalparks von verschiedenen Interessengruppen und aus unterschiedlichen fachlichen Blickwinkeln mit ihren spezifischen Anforderungen kritisch hinterfragt wird (Lutz et al. 2003), ist eine fachlich begründete Betrachtung von konkreten Maßnahmen vor dem Hintergrund

der Nationalpark-Zielsetzung und der europäischen Naturschutzrichtlinien erforderlich. In die erforderliche Begründungstiefe für konkrete Maßnahmen und eine notwendige rechtliche Bewertung können wir in diesem Beitrag jedoch nicht eingehen. Wir geben vielmehr einen Überblick über den Stand des Wissens zum Salzwiesenschutz und schildern nach einer kurzen Beschreibung der Verbreitung und Nutzung der Salzwiesen die Abhängigkeit der Vegetationsentwicklung von verschiedenen Managementmaßnahmen – auch vor dem Hintergrund des Klimawandels – und veranschaulichen die Konsequenzen eines Managements auf verschiedenen biologischen und ökologischen Ebenen. Abschließend werden grundsätzliche Managementoptionen für die unterschiedlichen Salzwiesentypen vorgestellt.

## 2 Verbreitung und aktuelle Nutzung von Salzwiesen

Salzwiesen kommen in allen drei deutschen Wattenmeer-Nationalparks in unterschiedlicher naturräumliche Ausprägung, Verteilung und Größe vor. Unterschieden werden nach der FFH-Richtlinie Quellerwatten (FFH-LRT 1310) und Schlickgrasbestände (FFH-LRT 1320) als Pionierstadien der Salzwiese. In höher gelegenen Bereichen und häufig in enger Verzahnung mit dieser Pioniervegetation schließen sich die atlantischen Salzwiesen (FFH-LRT 1330) an.

Quellerwatten kommen auf schlickigen Böden wie auch auf sandigen Standorten vor. Sie gedeihen auch in strömungsberuhigten Lahnungsfeldern. Diese Bereiche in der Wasserwechselzone liegen etwas unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie und werden täglich zwei Mal überflutet. Zwischen den einjährigen Pflanzen können sich mit jeder Flut Sedimente ablagern und der Wattboden wächst auf. In aufgewachsenen Bereichen bilden sich kleine Priele aus. Diese führen zu einer Entwässerung während der Niedrigwasserphase. Die weitere Anlandung wird gefördert, und erste Arten der unteren Salzwiese siedeln sich an.

Schlickgrasfluren gedeihen an ähnlichen Standorten wie die Quellerwatten. Auch sie besiedeln den Bereich um die mittleren Tidehochwasserlinie sowie stauartige Bereiche in der eigentlichen Salzwiese. Häufig sind dies aufgelassene Gräben und flache Salzpfannen. Bei der Schlickgrasflur handelt es

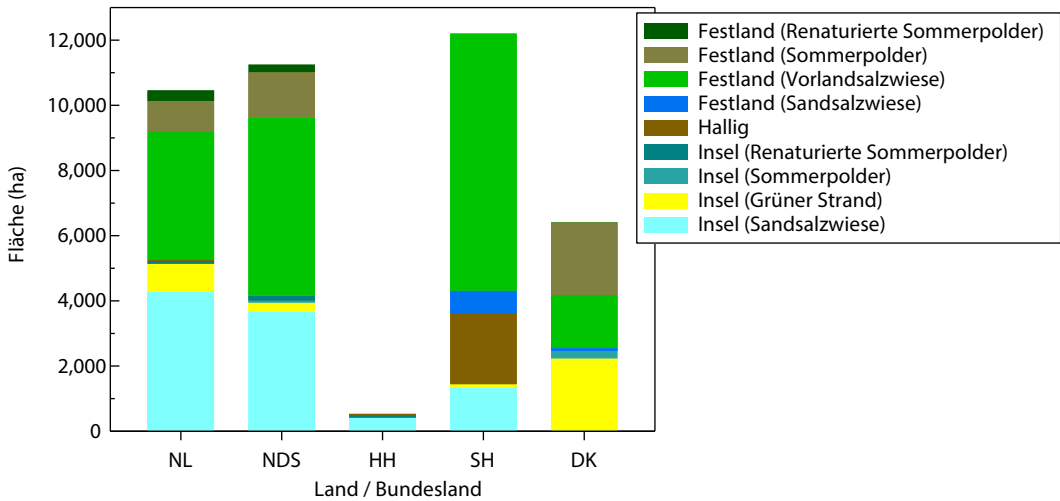


Abb. 1: Flächenanteile von Salzwiesen und Sommerpoldern in den einzelnen Ländern bzw. Bundesländern im Wattenmeer, unterteilt anhand ihrer Morphologie (Zahlen aus den Jahren 2002-2007; nach ESSELINK et al. 2009). – Overview of the total area of salt marshes and summerpolders in different parts of the Wadden Sea specified according to their morphology (from ESSELINK et al. 2009).

sich um eine artenarme, meist nur aus dem Schlickgras bestehende Gesellschaft auf Sand-, Schlick- und Tonböden.

Die atlantische Salzwiese schließt sich im ansteigenden Höhengradienten an die Pionierstadien an. Im natürlichen Zustand ist die eigentliche Salzwiese durch ein kleinteiliges Höhenrelief und stark verästelte Priele geprägt. Auf den Inseln gehen die Salzwiesen häufig direkt in Dünenbereiche über. Salzwiesen sind durch mosaikartige, ineinander verzahnte Vegetationskomplexe entsprechend der Salzkonzentration und Überflutungshäufigkeit der Standorte sowie der Salz- bzw. Überflutungstoleranz der beteiligten Arten gekennzeichnet. Typische Standorte der Salzwiese sind an der Nordseeküste die Bereiche vor den Seedeichen des Festlandes, die Halligen, die unbedeckten Geestküsten und Wattseiten der Inseln sowie wenig exponierte Strände und Sandplaten.

Mit Queller und Schlickgras ist die Artenvielfalt in der Pionierzone recht gering. Diese nimmt jedoch mit zunehmender Geländehöhe zu. Die untere Salzwiese, die mehr als hundert Mal im Jahr durch Hochwasser überflutet wird, ist bei Beweidung durch das niedrigwüchsige Andelgras gekennzeich-

net. Es kommt häufig gemeinsam mit dem lila blühenden Strandflieder vor. Auf lehmigen oder brackigen, nicht beweideten Salzwiesen blüht im Sommer die Strandaster. Auf gut entwässerten Prielrändern ist die Portulak-Keilmelde die vorherrschende Art. Auf der oberen Salzwiese mit weniger als 100 Fluten jährlich wächst ein dichter Rasen aus Rotschwengel, gelegentlich gemeinsam mit Salzbinse, Strandflieder und Strandbeifuß. In aufgelassenen Salzwiesen können je nach Standortbedingungen die Strandquecke, die Portulak-Keilmelde oder das Schlickgras dominante Pflanzenbestände ausbilden. Unter brackigen Bedingungen herrscht das Schilf vor.

Eine Übersicht über die gesamte Salzwiesenfläche im deutschen Wattenmeer zeigt Abb. 1. Die Daten stammen aus den Jahren 2002-2007 (ESSELINK et al. 2009). Durch natürlichen Anwachs sind die Salzwiesen an der schleswig-holsteinischen Küste heute größer als zum dargestellten Zeitpunkt (Stock, unveröffentlicht). Salzwiesen auf sandigem Boden (Sandsalzwiesen) kommen an der Festlandsküste nur in Schleswig-Holstein vor. Insel-Salzwiesen hingegen gibt es mit einem großen Flächenanteil in Niedersachsen, wohingegen an der schleswig-holsteinischen Küste der Anteil der Festlands-Salzwiesen

größer ist. Hallig-Salzwiesen als eigenen Typ gibt es nur in Schleswig-Holstein. Sie sind den Festlands-Salzwiesen ähnlich, zeichnen sich jedoch durch einen höheren Schillanteil im Sediment aus. Die Sedimente der Standorte sind daher besser belüftet. Die Salzwiesenfläche im Hamburger Wattenmeer ist gering und besteht überwiegend aus

Sandsalzwiesen. Sommerpolder (vor Sommersturmfluten geschützte Salzwiesen) gibt es mit einem großen Flächenanteil in Niedersachsen.

Die Nutzung der Salzwiesen – überwiegend Beweidung und Mahd – variiert in den drei deutschen Bundesländern. In Abb. 2 sind fünf verschiedene

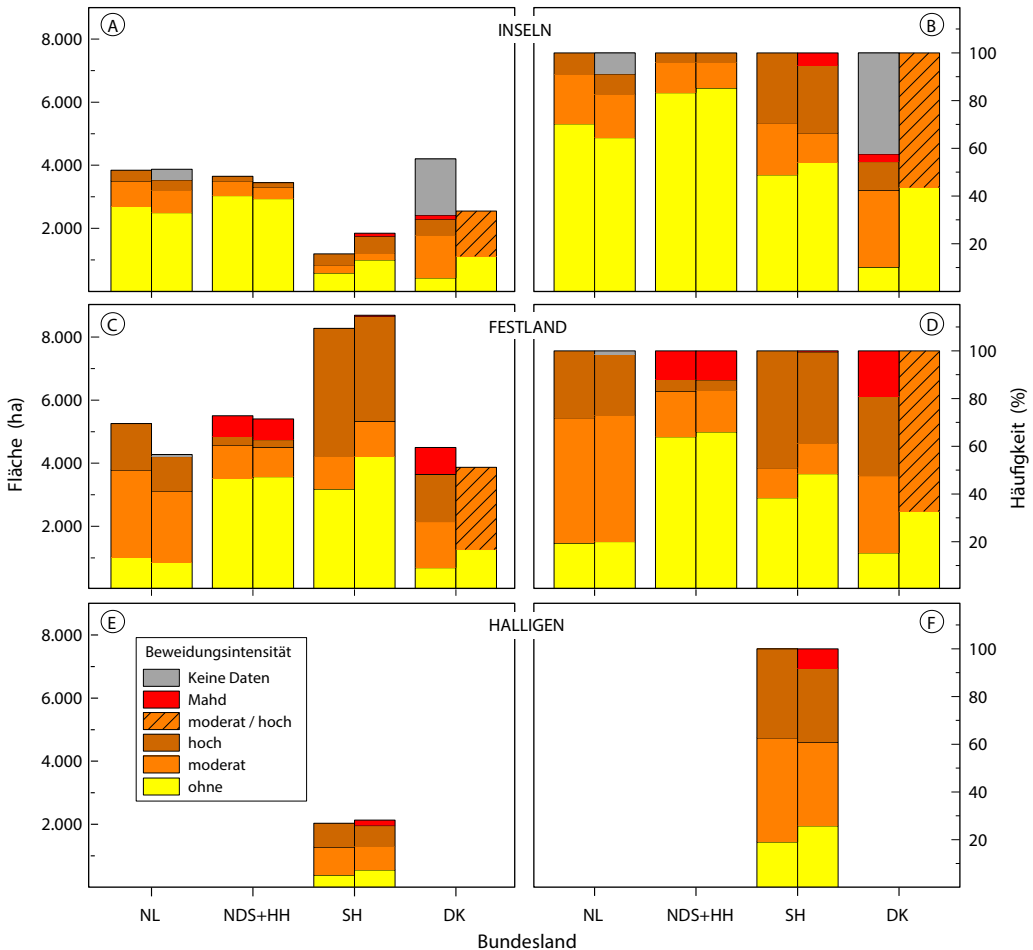


Abb. 2: Entwicklung der verschiedenen Nutzungsanteile in Wattenmeer-Salzwiesen von 1997/2001 (linke Balken) bis zum Zeitraum 2002/2008 (rechte Balken). Die aktuellen dänischen Angaben unterscheiden nicht zwischen moderater und intensiver Beweidungsintensität. Aus grafischen Gründen wurden die Daten von Hamburg und Niedersachsen zusammengefasst; Hallig-Salzwiesen in den Niederlanden wurden den dortigen Festlandssalzwiesen zugefügt. Sommerpolder sind nicht enthalten (aus ESSELINK et al. 2009). – *Development of the extent of livestock grazing, moving and minimum-intervention management in the Wadden Sea salt marshes between 1997/2001 (left bars) and the recent survey of 2002/2008 (right bars). The most recent Danish figures do not distinguish between moderate and high-intensity grazing. For graphical reasons, salt marshes of Hamburg have been pooled with Lower Saxony; and Hallig-type salt marshes in the Netherlands have been included in the mainland marshes. Summerpolders were excluded from the figure (from ESSELINK et al. 2009).*

Nutzungsarten pro Salzwiesentyp dargestellt. Die Flächenanteile der Bundesländer Niedersachsen und Hamburg sind dabei zusammengefasst worden, wobei Niedersachsen den weitaus größten Flächenanteil hat. Sowohl die absoluten Flächengrößen als auch die relativen Nutzungsanteile zeigen deutliche Unterschiede. Von den Insel- und Festlandssalzwiesen sind in Niedersachsen 90 bzw. 60 % aus der Nutzung genommen. In Schleswig-Holstein beträgt der Anteil 40 bzw. 60 %. In Schleswig-Holstein wurde mit der Stilllegung der Flächen zudem die Unterhaltung der künstlichen Entwässerung eingestellt.

Eine extensive Weidenutzung, sowohl mit Rindern als auch mit Schafen, findet in den drei Bundesländern in einer Größenordnung von 10-20 % statt. In Niedersachsen werden zusätzlich mehr als 10 % der Festlandssalzwiesen gemäht. In Schleswig-Holstein wird Mahd nur auf den Inseln und Halligen praktiziert. Auf den Halligen wird der überwiegende Anteil der Salzwiesen extensiv oder intensiv beweidet, nur ein geringer Teil ist ganz aus der Nutzung genommen worden oder wird gemäht.

### 3 Vegetationsentwicklungen in Abhängigkeit vom Management

#### Bedeutung abiotischer Faktoren

Salzwiesen unterscheiden sich entsprechend ihrer Substratherkunft, ihrer Entstehungsgeschichte sowie ihrer Geomorphologie in Beziehung zu weiteren ökologischen Bedingungen des Standortes (DUKEMA 1987). Sandige, nährstoffärmere Inselsalzwiesen und tonreiche, nährstoffreiche Festlandssalzwiesen sind typische Ausprägungen im Wattenmeer.

Salzwiesenbesiedlung beginnt auf Wattböden, die bei Hochwasser nur noch gering und kurzzeitig überflutet werden. Eine kontinuierliche Sedimentnachfuhr erhöht den Standort nach und nach. Der relativen Geländehöhe des Standortes in Relation zum mittleren Hochwasser kommt dabei eine besondere Bedeutung zu. Sie ist ein wesentlicher Umweltfaktor, der die Verteilung der Pflanzen im Raum und ihre Zonierung im Höhengradienten des Gezeitenraumes bestimmt (JENSEN & SUCHROW 2005). Eine natürlicherweise zunehmende Geländehöhe über die Zeit durch Sedimentation ist dabei

ein Schlüsselfaktor für Sukzessionsprozesse in der Salzwiese.

Die Geländehöhe selbst hat einen direkten Einfluss auf die Anzahl der Überflutungen und damit auf die Salinität. In Kombination mit den Substrateigenschaften wirkt sie sich indirekt auch auf das Wasserspeichervermögen in den Bodenporen aus und beeinflusst die Sauerstoffverfügbarkeit bzw. die Wassersättigung am jeweiligen Standort. Die einzelnen Pflanzenarten in der Salzwiese reagieren unterschiedlich auf die vorherrschenden Bedingungen. So konnten (DAVY et al. 2011) zeigen, dass die klassische Pionierart Queller *Salicornia europaea* überwiegend auf tief gelegenen Standorten vorkommt und weniger von der Sauerstoffverfügbarkeit des Standortes beeinflusst ist. Das Anedelgras *Puccinellia maritima* hingegen bevorzugt Standorte mit einer geringen Sauerstoffverfügbarkeit, unabhängig von der Höhenlage.

VEENEKLAAS et al. (2013) konnten zeigen, dass die Ausbreitung der Strandquecke *Elymus athericus* in Festlandssalzwiesen des gesamten Wattenmeeres wesentlich von den beiden Parametern Höhenlage und Entwässerungsbedingungen abhängt. Dominanz dieser Pflanze trat besonders in gut entwässerten und hoch gelegenen Flächen auf. In tiefliegenden und nassen Flächen war dies nicht der Fall (Abb. 3). Strandquecke mag keine „nassen Füße“.

#### Der Einfluss von Beweidung und Entwässerung auf die Pflanzenarten-Vielfalt und Vegetationsstruktur

Die menschliche Nutzung der Salzwiesen hat eine lange Geschichte. Eine erste Besiedlung der Salzwiesen im Wattenmeer fand nachweislich im 7. Jahrhundert vor Christi Geburt statt. Besiedelt wurden zuerst die höchsten Bereiche. Einhergehend mit dieser Landnahme haben die Siedler die Salzwiesen mit Rindern und Schafen beweidet und einzelne Bereiche zur Winterfuttergewinnung gemäht. Diese frühen Einflüsse haben sich im Laufe der Jahrhunderte verstärkt. Hinzu kamen Eindeichungen und im 19. Jahrhundert die gezielte Schaffung neuer Salzwiesen mit Hilfe von Lahnungsbau und Begrüppung für landwirtschaftliche Zwecke. Die Beweidung wurde intensiviert. Diese Maßnahmen haben die Struktur und die ökologischen Bedingungen in den Festlandssalzwiesen

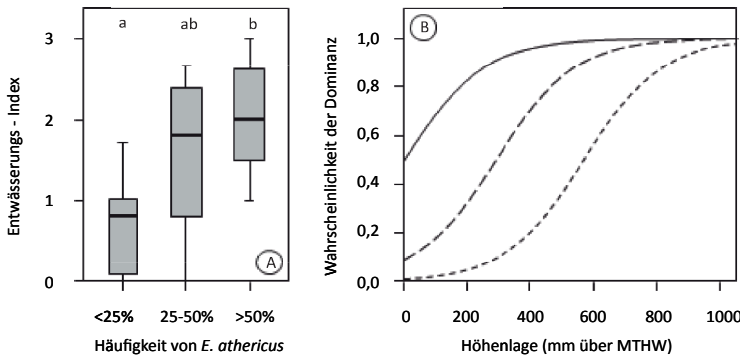


Abb. 3: Häufigkeit und Bedeckung von *Elymus athericus* (A) in Relation zu den Entwässerungsbedingungen (1 = schlecht entwässert, 2 = moderat entwässert, 3 = gut entwässert). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede im Median an ( $p < 0.05$ , Tukey-Test). Wahrscheinlichkeit der Dominanz (B) von *Elymus athericus* pro Entwässerungskategorie als eine Funktion der Höhenlage (nach VEENEKLAAS et al. 2013). – Incidence and cover of *Elymus athericus* (A) in relation to drainage conditions (1 = poorly drained, 2 = moderately drained, 3 = well drained). Different letters show significant differences between means ( $p < 0.05$ , Tukey-Test). Probability of *Elymus athericus* dominance (B) per drainage category as a function of elevation (from VEENEKLAAS et al. 2013).

stark verändert und die nachfolgende Besiedlung mit Pflanzen bestimmt (ESSELINK 2000, BAKKER 2014).

Die extreme Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung bis in die 1980er Jahre hinein hat zumindest in Schleswig-Holstein dazu geführt, dass die Salzwiesen eher einem Golfraas als einem naturnahen Standort glichen (STOCK 1993). Mit der Ausweisung der Wattenmeer-Nationalparke und der einhergehenden Erarbeitung von trilateralen Managementzielen für die verschiedenen Wattenmeer-Lebensräume und der Ausweisung als NATURA 2000 Gebiete wurden insbesondere in den deutschen Nationalparks die landwirtschaftliche Nutzung und auch die Entwässerung der Salzwiesen in weiten Teilen eingestellt (STOCK 2003). Dies hatte weitreichende Auswirkungen auf die Vegetation.

Ein erstes Langzeitexperiment zur Beschreibung der Auswirkung unterschiedlicher Nutzungen und unterschiedlicher Nutzungsintensitäten in einer hoch gelegenen Sandsalzwiese wurde 1972 auf der niederländischen Insel Schiermonnikoog durchgeführt. Dort wurde im Osten der Insel eine in den 1950er Jahren aufgelassenen Salzwiese 1972 teilweise wieder in die Nutzung genommen und in

unterschiedlicher Intensität mit Rindern beweidet bzw. gemäht. In einer dreißigjährigen Datenreihe konnten VEENEKLAAS et al. (2011) anhand von 4 m<sup>2</sup> großen Dauerquadraten zeigen, dass aufgrund der Beweidung die Artenzahl der Salzwiesenpflanzen in den extensiv beweideten und gemähten Flächen signifikant anstieg, während sie in den weiterhin unbeweideten Flächen abnahm (Abb. 4). Die Abnahme der Artenzahl wurde auf die extrem starke Zunahme der Strandquecke ab Mitte der 1980er Jahre in den unbeweideten Flächen zurückgeführt. In der unteren Salzwiese wurde hingegen in einer anderen Untersuchung eine Abnahme der Artenzahl bei Beweidung festgestellt

(BAKKER 1989). Er führt dies bei Rinderbeweidung

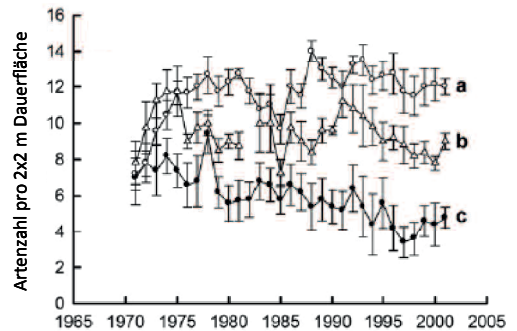


Abb. 4: Einfluss des Managements auf die Anzahl von Pflanzenarten in Dauerflächen, die seit 1972 weiterhin unbeweidet blieben wurden (geschlossene Punkte; c) und von Dauerflächen (2 x 2 m), die mit Rindern beweidet wurden (offene Punkte; a) oder die gemäht wurden (Dreiecke; b) (aus VEENEKLAAS et al. 2011). – Effect of management on numbers of species in plots that were abandoned in 1992 (closed circles) and permanent quadrates (2 x 2 m) that were grazed by cattle (open circles) or mown (triangles). Different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ) in 2000 (from VEENEKLAAS et al. 2011).

auf Trittschäden und somit die Schaffung offener Bodenstellen in den weichen und nassen Böden der häufig überfluteten Salzwiesen zurück.

Die Daten einer langjährigen Dauerflächenuntersuchung in einer Vorlandsalzwiese auf der Hamburger Hallig haben WANNER et al. (2014b) analysiert. Hier wurde im Jahr 1991 die Nutzung der Flächen mit Schafen im Rahmen eines langfristigen und großflächig angelegten Beweidungsexperiments (STOCK & KIEHL 2000) extensiviert, ganz aufgegeben bzw. unverändert weiter geführt. In den aufgelassenen und extensiv beweideten Flächen wurde zudem die Unterhaltung der künstlichen Entwässerung eingestellt. Nach Umstellung der Nutzung nahm die Zahl der Pflanzenarten auf allen Dauerflächen zu, egal ob sie beweidet wurden oder nicht. In den ersten 10 Jahren stieg die Zahl der Pflanzenarten auf den 4 m<sup>2</sup> Probeflächen von 4-6 auf 8-10; wahrscheinlich weil Arten wie Strandaster *Aster tripolium* und Strandflieder *Limonium vulgare*, die sonst bevorzugt von Schafen gefressen wurden, zur Blüte gelangen und Samen produzieren konnten. Diese wurden auch in die beweideten Flächen getragen und konnten sich dort ansiedeln. Danach fluktuierte die Artenzahl in allen Nutzungsvarianten in der unteren Salzwiese bei ca. 8 Arten pro Dauerfläche. In der oberen Salzwiese stieg die Artenzahl in den intensiv beweideten Flächen weiter auf über 10 Arten an, wohingegen sie sich in der

extensiv beweideten und in der unbeweideten Variante auf 8 Arten pro Plot einpendelte (Abb. 5). Je nach Höhenlage kamen in den Dauerquadraten die Grasarten Andel, Rotschwengel *Festuca rubra* und Strandquecke oder die Portulak-Keilmelde *Atriplex portulacoides* zur Dominanz. In den von Andel dominierten Flächen kam es zu einem Anstieg der Artenzahl, wohingegen die von Strandquecke dominierten Flächen einen signifikanten Rückgang der Artenzahl verzeichneten (Abb. 6).

Deutlich wurde aber auch, dass die Vielfalt eine Frage der Größe der Untersuchungsfläche ist. Im Jahr 2011 wurde die Artenzahl auf unterschiedlichen großen Dauerflächen von 0,01 bis 100 m<sup>2</sup> untersucht. Dabei zeigte sich, dass bei einer Probeflächengröße bis zu 1 m<sup>2</sup> die Artenzahl in intensiv beweideten Flächen signifikant höher war als in den extensiven und unbeweideten Vergleichsflächen. Dieser Unterschied löste sich bei einer Flächengröße über 10 m<sup>2</sup> auf und war statistisch nicht mehr nachweisbar, da die Variabilität und die Anzahl der Arten pro Dauerfläche immer größer wurde (Abb. 7; WANNER et al. 2014b).

Unter homogenen Standortbedingungen führt die Nutzungsaufgabe vielfach zu einer Dominanz einzelner Arten. In sehr nassen Bereichen ist es das Schlickgras *Spartina anglica*, in tiefliegenden Bereichen die Portulak-Keilmelde und in hoch gele-

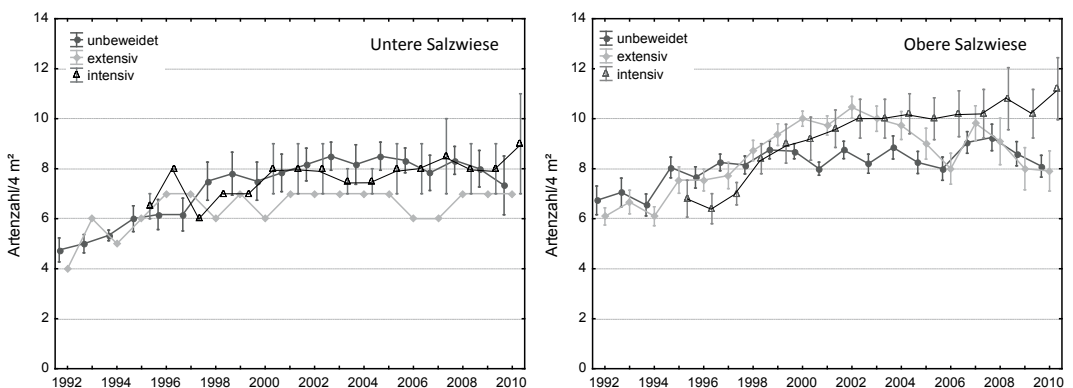


Abb. 5: Entwicklung der Artenzahl (Mittelwert  $\pm$  1 SE) auf Dauerflächen von 4 m<sup>2</sup> Größe von 1992-2010 in der unteren bzw. oberen Salzwiese in Abhängigkeit vom Management. Intensiv beweidet (Dreiecke), moderat beweidet (graue Linie) und unbeweidet (schwarze Linie). Intensiv beweidete Dauerflächen wurden erst ab 1995 erfasst (aus WANNER et al. 2014b). – Development of species richness (means  $\pm$  1 SE) on 4 m<sup>2</sup> plots from 1992-2010 in low and high marsh under intensive (triangles), moderate (grey) and no grazing (black). Intensively grazed plots were monitored only since 1995 (from WANNER et al. 2014b).

genen Bereichen die Strandquecke. In einer langjährig unbeweideten Salzwiese der Insel Langli in Dänemark ist dies jedoch nicht der Fall, wie in einem Ausschlussexperiment gezeigt werden konnte. Dort zeigte sich, dass der unterirdische Fraß von Wühlmäusen die Dominanz der Strandquecke in der oberen Salzwiese reduzierte (KUIJPER & BAKKER 2012), wenn die natürliche Beweidung der Flächen mit Gänsen und Hasen unterbunden wurde. In der unteren Salzwiese war dieser Effekt jedoch durch die natürlicherweise höheren Nährstoffeinträge in den von Portulak-Keilmelde dominierten Beständen nicht festzustellen. Eine einzeln auftretende starke Sedimentakkumulation nach einem Wintersturm bewirkte ein vorübergehendes massenhaftes Auftreten der Strandmelde *Atriplex littoralis* im Gebiet. Durch diese Veränderung wurde in der oberen Salzwiese die Strandquecke vollständig verdrängt und in der unteren Salzwiese die Keilmelde in ihrem Auftreten reduziert. Diese Untersuchung belegt wie Herbivore und abiotische Faktoren wechselweise die Vegetationsdynamik beeinflussen können.

Die Vegetationsstruktur in einer Salzwiese, hinsichtlich Vegetationshöhe und -dichte, wird einerseits durch die Kombination der vorkommenden Pflanzenarten, aber andererseits durch die Salzwiesennutzung in Form von Mahd oder Beweidung beeinflusst (MAIER et al. 2010). Intensiv beweidete Salzwiesen sind strukturarm und zeigen eine niedrige Vegetationshöhe. Extensiv beweidete Bereiche weisen ein heterogenes Muster unterschiedlich dichter und hoher Vegetationsbestände auf und unbeweidete Flächen tendieren zu einheitlich hochgewachsener Vegetation. In den beiden letztgenannten Managementformen ist die Vegetationsstruktur aber auch wesentlich von den geomorphologischen und hydrologischen Bedingungen und damit von den dort vorkommenden Pflanzenarten abhängig, wie eine langjährig unbeweidete Salzwiese auf der Hamburger Hallig zeigte (BAKKER 2014).

### Der Einfluss des Managements auf Landschaftsebene

Betrachtet man die Pflanzenvielfalt auf Landschaftsebene, d. h. in der Größe von 1 ha großen Raster-

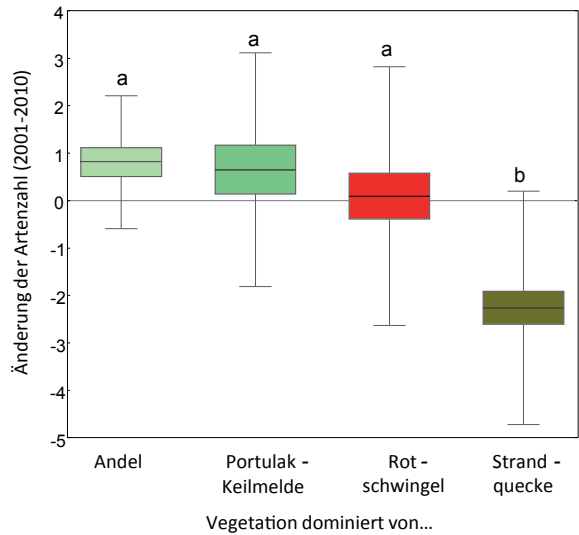


Abb. 6: Veränderungen in der Artenzahl auf Dauerflächen von 1 m<sup>2</sup> von 1987-2010, die von Andelgras, Portulak-Keilmelde, Rot-schwingel oder Strandquecke dominiert waren. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Dauerflächen (ANOVA,  $F = 25.93$ ,  $p < 0.001$ ,  $n = 255$ ; aus WANNER et al. 2014b). – *Changes in species richness between 1987 and 2007 on 1 m<sup>2</sup> plots dominated by Puccinellia maritima, Atriplex portulacoides, Festuca rubra and Elymus athericus. Different letters indicate significant differences between plot groups based on ANOVA ( $F = 25.93$ ,  $p < 0.001$ ,  $n = 255$ ; from WANNER et al. 2014b).*

flächen, dann wird die Bedeutung des Betrachtungsraumes für eine Beschreibung der Vielfalt deutlich. Eine gute Charakterisierung dieser Vielfalt lässt sich anhand der TMAP-Typologie (PETERSEN et al. 2014) vornehmen.

In der ersten flächendeckenden Kartierung aller Vorlandsalzwiesen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer im Jahr 1988 waren alle Salzwiesen intensiv beweidet. Zu diesem Zeitpunkt traten im Mittel 1,7 Vegetationstypen in der unteren Salzwiese und 2,1 Vegetationstypen in der oberen Salzwiese auf (Abb. 8). Nach Änderung des Managements auf zahlreichen Flächen hin zu extensiveren Nutzungsformen wurde ein signifikanter Anstieg der Anzahl kartierter TMAP-Vegetationstypen von 1988 bis 2006 in allen Salzwiesenzonen und in allen Managementvarianten deutlich. In der unteren Salzwiese wiesen die unbeweideten Flächen eine signifikant höhere Vegetationstypen-Vielfalt auf

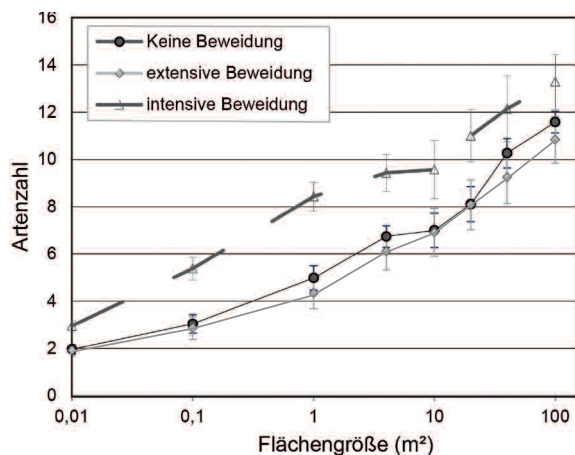


Abb. 7: Artenzahl (Mittelwert  $\pm 1$  SE) auf Dauerflächen unterschiedlicher Größe (0.01 bis 100 m<sup>2</sup> und unterschiedlicher Nutzung (unbeweidet, n = 19, extensiv, n = 12 und intensiv beweidet, n = 7) auf der Hamburger Hallig im Jahr 2011 (aus WANNER et al. 2014 b). – Species richness (means  $\pm 1$  SE) at plot sizes between 0.01 and 100 m<sup>2</sup> in ungrazed (n = 19), moderately grazed (n = 12) and intensively grazed salt marshes (n = 7) on the Hamburger Hallig (from WANNER et al. 2014 b).

als die intensiv und extensiv beweideten Bereiche. In der oberen Salzwiese war eine derartige Zunahme der Vegetationstypen nicht feststellbar (WANNER et al. 2014b).

Insgesamt ist seit Beginn der Beweidungsextensivierung und der Aufgabe der Gruppenunterhaltung auch auf Landschaftsebene eine progressive Sukzession in Richtung *Atriplex portulacoides*-Typ in den tiefen bis mittleren Höhenlagen und *Elymus athericus*-Typ in den hochgelegenen Standorten zu verzeichnen. Eine rückwärts gerichtete Sukzession trat in tiefliegenden Salzwiesenbereichen auf. In den nördlich gelegenen Bereichen der schleswig-holsteinischen Festlandsküste konnten sich *Puccinellia maritima*-Bestände auch in unbeweideten Bereichen halten. Dies macht deutlich, dass großräumige Unterschiede in der Salinität, der Überflutungshäufigkeit und der Sedimentationsfracht zu geografischen Variationen im Zeitablauf des Sukzessionsgeschehens führen können. Die Faktoren Beweidung und Höhenlage traten als stärkste Einflussgrößen für die Sukzession auf (RUPPRECHT et al. 2014).

Die Anzahl kartierter Vegetationstypen stieg von

11 im Jahr 1988 auf maximal 19 im Jahr 2006 an. Acht Vegetationstypen nahmen in ihrer Häufigkeit zu, wohingegen nur zwei Typen (*Puccinellia maritima*-Typ und *Festuca rubra*-Typ) abnahmen (WANNER et al. 2014a). Diese Entwicklung setzte sich fort. In der aktuellsten Kartierung im Jahr 2011 wurden 22 Typen an der schleswig-holsteinischen Festlandsküste erfasst. Diese Kartierung zeigte ferner, dass der Flächenanteil des *Festuca rubra*-Typs weiterhin abnahm. Die aufgetretene Flächenabnahme des *Puccinellia maritima*-Typs hingegen kehrte sich durch Flächenzuwächse um (Abb. 9). Eine deutliche Veränderung trat im Auftreten des *Atriplex portulacoides*-Typs sowie des *Elytrigia atherica*-Typs auf. Die bislang parallel verlaufende Zunahme beider Vegetationstypen war in der letzten Kartierung nur noch bei der Strandquecke zu verzeichnen, der Anteil des *Atriplex portulacoides*-Typs nahm ab. Diese Entwicklung bestätigt die Ergebnisse zum Sukzessionsgeschehen von RUPPRECHT et al. (2014) und zeigte sich in stärkerer Ausprägung in den unbeweideten Flächen. Dies ist ein Hinweis auf die unzureichende Wiedervernässung der Flächen trotz Aufgabe der Gruppenunterhaltung (VEENEKLAAS et al. 2013).

### Salzwiesenentwicklung und Meeresspiegelanstieg

Salzwiesen sind in vielen Bereichen durch zunehmende Sediment-Akkumulation in der Lage, den aktuellen Meeresspiegelanstieg auszugleichen (STOCK 2011, SUCHROW 2014) und sich weiter seewärts auszubreiten. Mit steigendem Meeresspiegel wird es folglich zu einer Verschiebung der Zonierung kommen. An Stellen mit starker hydrologischer Belastung kann Kantenerosion auftreten.

Ein steigender Meeresspiegel hat aber auch Auswirkungen auf das Sedimentationsgeschehen innerhalb der Salzwiese und damit auch auf die Höhenveränderung und die Vegetation und deren Sukzession. Tiefliegende und watt- bzw. prielnahe Bereiche zeigen eine höhere Aufwuchsrates als höher gelegene und zentrale Salzwiesenbereiche. In einem Akkumulationsmodell der sandigen Rückseitensalzwiese der Halbinsel Skallingen in Dänemark konnten BARTHOLDY et al. (2010) diese Abhängigkeit

plastisch demonstrieren. Sie sagen vorher, dass diese Salzwiese einen Meeresspiegelanstieg von 4 mm/Jahr widerstehen kann. Auf den tonigen Festlandssalzwiesen liegt dieser Wert deutlich höher und beträgt 6-10 mm/Jahr (STOCK 2011, SUCHROW 2014). Für einzelne Halligen liegen die Akkumulationsraten aber schon heute unterhalb des Meeresspiegelanstiegs (SCHINDLER et al. 2014a, SCHINDLER et al. 2014b). Ob die häufig getroffene Annahme zutrifft, dass bei höheren Wasserständen und damit häufigerer Überflutung mehr Sediment auf die Salzwiesen gelangt, wird anhand von gemessenen Akkumulationsdaten in der Salzwiese von Skallingen von ANDERSEN et al. (2011) in Frage gestellt. Werden die Salzwiesen beweidet, kommt es zusätzlich zu einer Verdichtung der sich auflagernden Sedimente; diese bewirkt im Vergleich zu unbeweideten Flächen eine geringere absolute Höhenlage (ELSCHOT et al. 2013).

Verschiedene begleitende Faktoren des Meeresspiegelanstiegs, aber auch managementabhängige Einflüsse, etwa das weitere Auflösen des überdimensionierten künstlichen Entwässerungssystems (REENTS 1995) in Festlandssalzwiesen, können in den zentralen und in den tiefer liegenden Salzwiesenbereichen zu einer Vernässung der Flächen führen. Dies wiederum hat Auswirkungen auf das Vorkommen und die Ausbreitung einzelner Arten. Ein steigender Meeresspiegel wird das Faktorengefüge innerhalb der Salzwiese vermutlich verschieben. Großräumig entlang der deutschen Nordseeküste ist daher zu erwarten, dass bestimmte

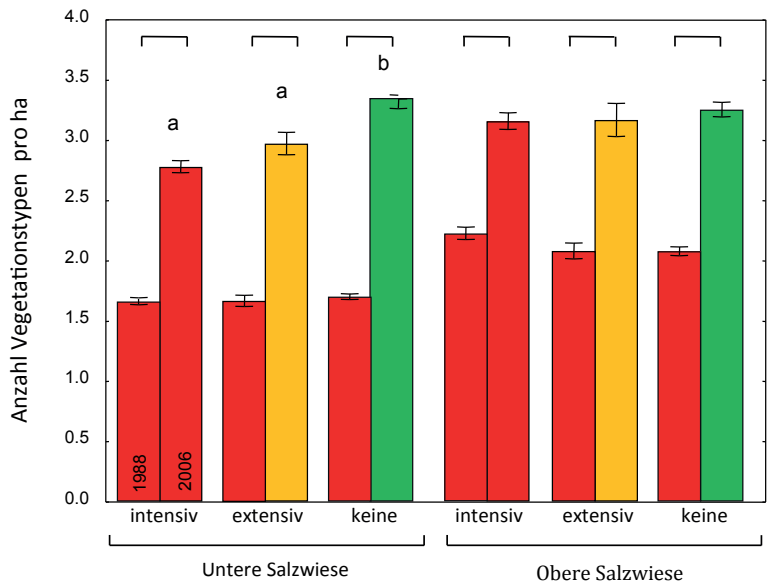


Abb. 8: Einfluss des Managements auf die Vielfalt an Vegetationstypen (Mittelwert  $\pm$  1 SE) auf 1 ha großen Flächen. Dargestellt ist die Entwicklung von 1988 bis 2006 in der unteren und oberen Salzwiese. 1988 wurden alle Flächen intensiv (rot) beweidet. Danach erfolgt auf den Flächen entweder eine moderate (orange) oder eine intensive Beweidung bzw. die Flächen wurden stillgelegt (grün). Signifikante Unterschiede ( $p < 0.05$ ) zwischen den Jahren sind durch Klammern gekennzeichnet (Wilcoxon Test); solche zwischen den Managementvarianten durch Buchstaben (Mann-Whitney-Test) (aus WANNER et al. 2014b). – *Effects of management on vegetation type richness (means  $\pm$  1 SE) on 1 ha cells in 1988 and 2006 separately for low and high marsh. In 1988, all cells were grazed intensively (red), followed by three different management regimes: intensive (red), moderate (orange), no grazing (green). Significant differences ( $p < 0.05$ ) are indicated above columns: brackets – between years per management regime and marsh zone (Wilcoxon test); letters – between management regimes per marsh zone based on multiple pairwise Mann-Whitney U-tests (from WANNER et al. 2014b).*

Bereiche feuchter werden und andere an Geländehöhe zunehmen werden. Insgesamt dürfte sich in Abhängigkeit der Sedimentzufuhr bei Nutzungsaufgabe ein den natürlichen Gegebenheiten angepasstes Mikrorelief auch in den Festlandssalzwiesen einstellen. Dies könnte einen positiven Einfluss auf die Vielfalt der Vegetation in der Fläche haben, falls die Sedimentationsraten mit dem Meeresspiegelanstieg Schritt halten.

### Schlussfolgerung

Eine intensive Beweidung der Salzwiese mit Rindern, Schafen oder Pferden schafft eine kurzrasige Pflanz-

zendecke, wohingegen bei Beweidungsaufgabe die Vegetation höher aufwächst und unter homogenen Standortbedingungen einzelne Arten zur Dominanz kommen. Die Frage der Pflanzenartenvielfalt ist dabei sehr vom Betrachtungsmaßstab abhängig. Auf kleinen Probeflächen ist eine deutliche Abhängigkeit der Artenvielfalt von der Managementform sichtbar. Auf größerer Fläche werden diese Unterschiede deutlich verringert. Die Dominanz einzelner Arten, insbesondere die der Strandquecke auf gut entwässerten und hoch gelegenen Flächen, ist wesentlich von den Standortbedingungen abhängig. In Gebieten mit niedrigem Sedimenteintrag und bei ausgeprägter Störung, z. B. durch unterirdischen Pflanzenfraß durch Wühlmäuse, tritt sie nicht auf. Salzwiesen können den aktuellen Meeresspiegelanstieg ausgleichen. Mit weiter steigendem Meeresspiegel ist eine Verschiebung der Zonierung, eine höhere hydrologische Belastung und eine Vernässung der Flächen zu erwarten.

#### 4 Konsequenzen eines Salzwiesenmanagements für die Fauna und das Ökosystem

Managementmaßnahmen in Form von Beweidung oder Mahd beeinflussen die Vegetationsentwicklung und damit die Zusammensetzung der Pflanzenarten in den Vegetationsbeständen wie oben beschrieben. Veränderungen der Hydrologie durch Entwässerung der Salzwiesen können zudem die Sedimentation und damit von der Sedimentation abhängige abiotischen Bedingungen der Standorte beeinflussen. Somit kann sich jede Art von Management in vielfältiger Weise auf die Habitatqualität der Salzwiese auswirken. Die Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf den Lebensraum Salzwiese unterscheiden sich nach den standörtlichen Ausgangsbedingungen und wirken sich je nach betrachteter Tiergruppe und deren Ansprüchen an den Lebensraum unterschiedlich aus.

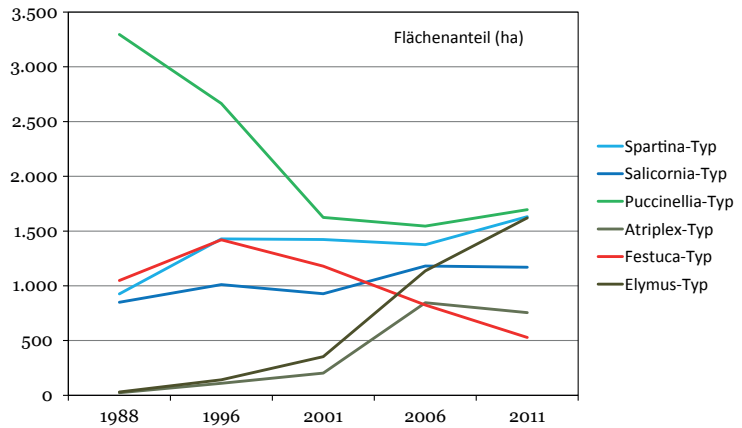


Abb. 9: Entwicklung der Flächenanteile (ha) der sechs häufigsten Vegetationstypen in den Festlandssalzwiesen der schleswig-holsteinischen Westküste, 1988-2012 (eigene unveröffentlichte Daten). – *Development of the area (ha) of the most common vegetation types on mainland saltmarshes in Schleswig-Holstein, 1988-2011 (own unpublished data).*

#### Herbivore / Rastvögel

Durch eine Beweidung auf Salzwiesen können kurzrasige, proteinreiche Vegetationsbestände entstehen oder langfristig erhalten werden. Derartige Bereiche werden durch rastende und überwinternde Gänse zur Nahrungsaufnahme bevorzugt genutzt (Abb. 10). Wenn durch natürliche Sukzessionsprozesse auf ungenutzten Salzwiesen die Vegetationshöhe zunimmt, sind diese Flächen für Gänse als Äsungsflächen nur mit deutlich herabgesetzter Intensität nutzbar, da langwüchsige, ligninreiche Grashalme zur Nahrungsaufnahme nicht geeignet sind (Bos et al. 2004, Bos et al. 2005). Mit der Zunahme der Vegetationshöhe kommt es zur Abnahme des Proteinanteils in der Pflanzennahrung, was die Attraktivität von hochwüchsigen Flächen als Nahrungsflächen für Gänse stark reduziert. Von rastenden Gänsen präferierte Nahrungspflanzen auf Salzwiesen sind insbesondere Andel, Rotschwengel, Weißes Straußgras *Agrostis stolonifera* und Strand-Dreizack *Triglochin maritima* (VAN DER WAL et al. 2000, Bos et al. 2005). Vegetationsbestände mit hohen Anteilen dieser Arten bilden sich häufig auf beweideten Salzwiesen aus. Auf Salzwiesen, die aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten eine geringe Primärproduktion aufweisen, kann es durch die starke Nutzung der kurzrasigen, proteinreichen Vegetationsbestände durch Gänse und herbivore

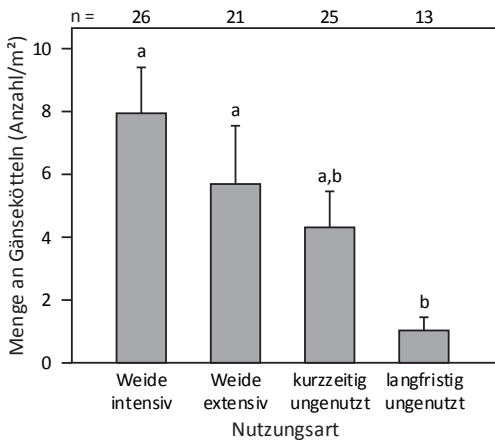


Abb. 10: Mittlere Gänsebeweidungsdichten pro Transekt in Abhängigkeit des Managements in Form von Beweidung (aus Bos et al. 2005). Balken die nicht mit den gleichen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich signifikant ( $P < 0,05$ ). – Average goose grazing pressure at the transect level in relation to livestock grazing regime (from Bos et al. 2005). Bars that do not share the same letter differ significantly from each other ( $P < 0.05$ ).

Kleinsäuger zu einer Verringerung der Sukzessionsgeschwindigkeit kommen (KUIJPER & BAKKER 2005), sodass diese Flächen durch die regelmäßige Nutzung als Nahrungsflächen längerfristig ohne zusätzliches Management erhalten bleiben.

**Brutvögel**

Auch das Vorkommen von Brutvögeln auf Salzwiesen wird durch Managementmaßnahmen beeinflusst. So konnten GESLUN et al. (2006) auf französischen Salzwiesen zeigen, dass die höchste Artenzahl an Brutvögeln sowie die höchste Artendiversität auf Salzwiesen auftrat, die von Strandquecke dominiert sind. Die geringsten Anzahlen wurden in dieser Studie auf kurzrasigen, schafbeweideten Andelrasen festgestellt. Aktuelle Untersuchungen aus dem Wattermeer zeigen ein ähnliches Muster auf niederländischen Salzwiesen. Mit Zunahme des Anteils von hochwüchsiger Vegetation auf einer Salzwiese nehmen die Artenzahlen (Abb. 11) und gleichermaßen die Brutpaardichten bei Sing- und Watvögeln zu (MANDEMA et al. 2015).

Dieser Zusammenhang ist umso stärker je jünger die hochwüchsigen Vegetationsbestände sind. Dies sollte aber nicht über die Tatsache hinwegtäuschen, dass einige Watvogelarten (z. B. Seeschwalben, Austernfischer und Säbelschnäbler) kurzrasige Salzwiesenvegetation bevorzugen. Eine Kombination verschiedener Vegetationsbestände scheint vorteilhaft für Brutvögel zu sein, da insbesondere die Übergangsbereiche zwischen unterschiedlichen Vegetationstypen häufig als Brutplätze genutzt werden (ERB 2012) und somit so den vielfältigen Habitatansprüchen der Brutvögel Rechnung getragen werden kann.

**Direkter Einfluss auf Bruterfolg / Gelegeverluste durch Management**

Obwohl sich Managementmaßnahmen unter bestimmten Voraussetzungen positiv auf die Habitatqualität der Salzwiesen für ausgewählte Brutvogelarten auswirken können, besteht bei Maßnahmen, die während der Brutzeit durchgeführt werden die Gefahr, einen verringerten Bruterfolg durch Störungen oder gar einen direkten Gelegeverlust zu bewirken.

Beweidung von Salzwiesen während der Brutsaison geht mit dem Risiko einer Gelegezerstörung durch Viehtritt einher. Hierbei wird die Gefahr der Gele-

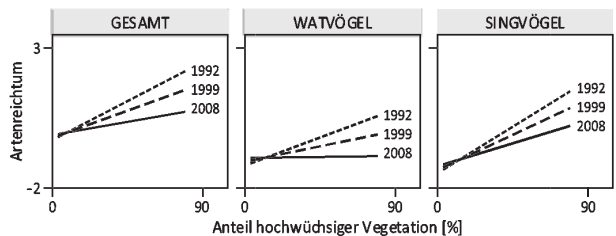


Abb. 11: Modellierter Artenreichtum (angepasste Linien) als Funktion des Anteils der hochwüchsigen Vegetation und des Jahres (aus MANDEMA et al. 2015). Auf den x-Achsen ist der Anteil der hochwüchsigen Vegetation in Prozent an der durch Vegetation bedeckten Fläche der Jahre 1992, 1999 und 2008 angegeben. – Fitted lines modelling species richness as a function of cover of tall vegetation and year (from MANDEMA et al. 2015). On the x-axes of the plots, the cover of tall vegetation is indicated as a percentage of the total vegetated area in 1992, 1999 and 2008.

gezerstörung sowohl durch die Art der Weidetiere als auch die Besatzdichte bestimmt (MANDEMA et al. 2013). Dabei ist die Geleazerstörung bei Pferdebeweidung deutlich höher als bei Rinderbeweidung und nimmt zusätzlich mit der Beweidungsdichte zu. (Abb. 12). SHARPS et al. (2015) zeigten, dass neben dem direkten Geleeverlust durch Viehtritt auch Vegetationsveränderungen durch die Weidetiere den Bruterfolg beeinflussen. Auf den untersuchten britischen Salzwiesen wurde festgestellt, dass sich eine hohe Beweidungsdichte im Vorjahr negativ auf die Bruterfolge bei Rotschenkeln im Folgejahr auswirkt.

Findet ein Management in Form einer Mahd während der Brutsaison statt, muss mit dem direkten Verlust von Gelegen und Küken durch die eingesetzten Maschinen gerechnet werden (KRUK et al. 1996, SCHEKKERMAN et al. 2009). Um derartige Verluste zu vermeiden, ist der Mahdtermin mit der

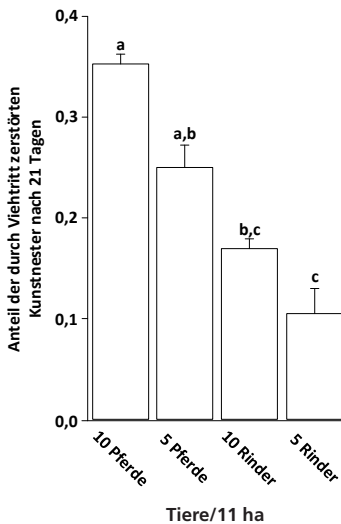


Abb. 12: Vergleich verschiedener Beweidungsformen und -intensitäten in Bezug auf die Zerstörung von Kunstnestern nach 21 Tagen (aus MANDEMA et al. 2013). Fehlerbalken repräsentieren die Standardfehler der Mittelwerte die über drei Replikate gebildet wurden. Unterschiedliche Buchstaben geben signifikanten Unterschiede ( $P < 0,05$ ) an. – Comparison of grazing treatments with reference to the trampling of artificial nests after 21 days (from MANDEMA et al. 2013). Error bars represent standard errors of the mean, calculated over three replicates. Different letters denote significant differences ( $P < 0.05$ ).

Brutphänologie abzustimmen. Untersuchungen an Rotschenkeln zeigen, dass bei einer Salzwiesenmahd am 1. Juli im Mittel noch 56 % der Rotschenkelgelege durch die Mahd gefährdet sind, in Jahren mit spätem Brutbeginn sogar bis zu 75 % der Rotschenkelgelege (EXO et al. subm.). Daher sollte eine Mahd nach Ende der Brutsaison stattfinden, was jedoch bei sehr später Mahd den Effekt auf die Pflanzengemeinschaften deutlich vermindern kann.

### Indirekter Einfluss auf Brutvögel / Einfluss auf Säugetiere

Viele bodenbrütende Brutvogelarten sind auf dichte und hohe Vegetationsbestände angewiesen, um darin eine versteckte Nestanlage sicherzustellen. Managementmaßnahmen auf Salzwiesen beeinflussen in hohem Maße die Vegetationsstruktur (MAIER et al. 2010) und beeinflussen damit indirekt die Habitateignung der Salzwiesen für Brutvögel. THYEN & EXO (2005) stellten bei einem Vergleich der Prädationsraten von Rotschenkelgelegen fest, dass die geringsten Prädationsraten und damit die höchsten Schlupferfolge in von Strandquecke dominierten Beständen auftraten. Diese Vegetationsbestände weisen die größte Vegetationsdichte und Wuchshöhe auf Salzwiesen auf (MAIER et al. 2010) und ermöglichen damit eine besonders versteckte Anlage von Gelegen.

LAIDLAW et al. (2013) konnten zeigen, dass das Mäusevorkommen und damit das Suchverhalten von Raubsäufern vom Vorhandensein bestimmter Vegetationsstrukturen gesteuert wird. Inwiefern diese Effekte auf Salzwiesen vorhanden sind, ist nicht bekannt. Es ist jedoch zu erwarten, dass sich Managementmaßnahmen auf Mäusepopulationen auswirken und damit auch das Vorhandensein von Raubsäufern auf Salzwiesen beeinflussen können. Raubsäuger reagieren generell mit ihrem Suchverhalten auf das Nahrungsangebot. Gebiete mit hohen Brutpaardichten werden daher regelmäßig aufgesucht. Festlandssalzwiesen werden von Raubsäufern sehr gezielt während der Brutsaison zur Gelegesuche durchstreift (MAIER 2014).

### Einfluss auf Wirbellose

Ein großer Anteil an Wirbellosen und Kleinsäufern wird aufgrund der eingesetzten Geräte während

der Mahd getötet. Daneben werden die Wirbellosen der Salzwiesen auch indirekt durch die Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf Vegetation und Boden beeinflusst. Bezüglich der Artendiversität der Wirbellosen auf Salzwiesen wurden zwischen ungenutzten und extensiv beweideten Salzwiesen keine signifikanten Unterschiede festgestellt, wobei intensiv beweidete Salzwiesen eine deutlich geringere Vielfalt an Wirbellosen aufweisen (VAN KLINCK et al. 2013). Diese Unterschiede sind jedoch nicht durch Arten, die auf Salzwiesen spezialisiert sind begründet. Die Abnahme der Vielfalt erfolgt insbesondere durch das Fehlen von Generalisten auf intensiv beweideten Salzwiesen (Abb. 13).

Bei ungestörter Sukzession der Salzwiesen zu von Strandquecke dominierten Vegetationsbeständen, kommt es zu einem Wechsel der Wirbellosenfauna hin zu Gemeinschaften, die durch hohe Dichten des Salzwiesenflohkrebs *Orchestia gammarellus* gekennzeichnet sind (SCHRAMA 2012). Durch große Abundanzen des Salzwiesenflohkrebses ergeben sich höhere Anzahlen an potenziellen Beutetieren für nahrungssuchende Brutvögel und Küken. Jedoch sind diese potenziellen Nahrungstiere aufgrund von geringeren Energiedichten von herabgesetzter Nahrungsqualität im Vergleich zu Insekten oder Spinnentieren (MAIER 2014). Dennoch haben Fütterungsexperimente mit Rotschenkeln gezeigt, dass gerade Salzwiesenflohkrebs aufgrund ihrer Größe gerne von nahrungssuchenden Rotschenkelküken genutzt werden (MAIER et al. 2014).

Eine Beweidung kann insbesondere auf Kleiböden der Festlandssalzwiesen zu einer erheblichen Bodenverdichtung führen. Eine derartige Verdichtung der feinkörnigen Böden hat einen deutlich negativen Einfluss auf die Zusammensetzung der Wirbellosengemeinschaft der Salzwiesen, wobei die Diversität und Anzahlen der Bodenfauna auf derartig verdichteten Böden deutlich geringer sind als auf natürlich gelagerten Böden der Salzwiesen (VAN KLINCK et al. 2015).

Abb. 13: Mittlerer Artenreichtum an Arthropoden pro Untersuchungsfläche (aus KLINCK et al. 2013). Dargestellt sind die Ergebnisse von 16 Proben pro Untersuchungsfläche ( $n = 9$ ) unter drei unterschiedlichen Beweidungsintensitäten. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede (Generalisten a-b, Salzwiesen Spezialisten x-y) basierend auf Poisson-verteilter verallgemeinerten linearen gemischten Modellen (GLMMs). – *Mean plot-based species richness of arthropods, pooled over 16 samples per treatment per site ( $n = 9$ ), under three different stocking densities (from KLINCK et al. 2013). Different letters denote significant differences (all species combined a-b, salt-marsh specialists x-y) according to Poisson distributed generalised linear mixed models (GLMMs).*

## Ökosystemare Betrachtung

Jegliches Management auf Salzwiesen hat Auswirkungen auf die abiotischen Eigenschaften, auf die Vegetation und die Fauna der Salzwiesen. Durch die Effekte des Managements auf die Habitateigenschaften wird die Qualität der Salzwiesen als Brut-, Nahrungs- und Rasthabitat für Vögel, aber auch als Lebensraum für Pflanzen, Wirbellose und Säugetiere beeinflusst. Wie stark der Einfluss eines Managements auf die Habitateigenschaften einer Salzwiese ist, hängt dabei stark von den standörtlichen Ausgangsbedingungen ab und ist durch zahlreiche Wechselwirkungen zwischen den Einflussgrößen gekennzeichnet (Abb. 14).

Durch eine mit der Flächennutzung einhergehende Entwässerung verändern sich die hydrologischen Bedingungen in der Salzwiese. Der Grundwasserstand wird gesenkt und offene Wasserflächen in

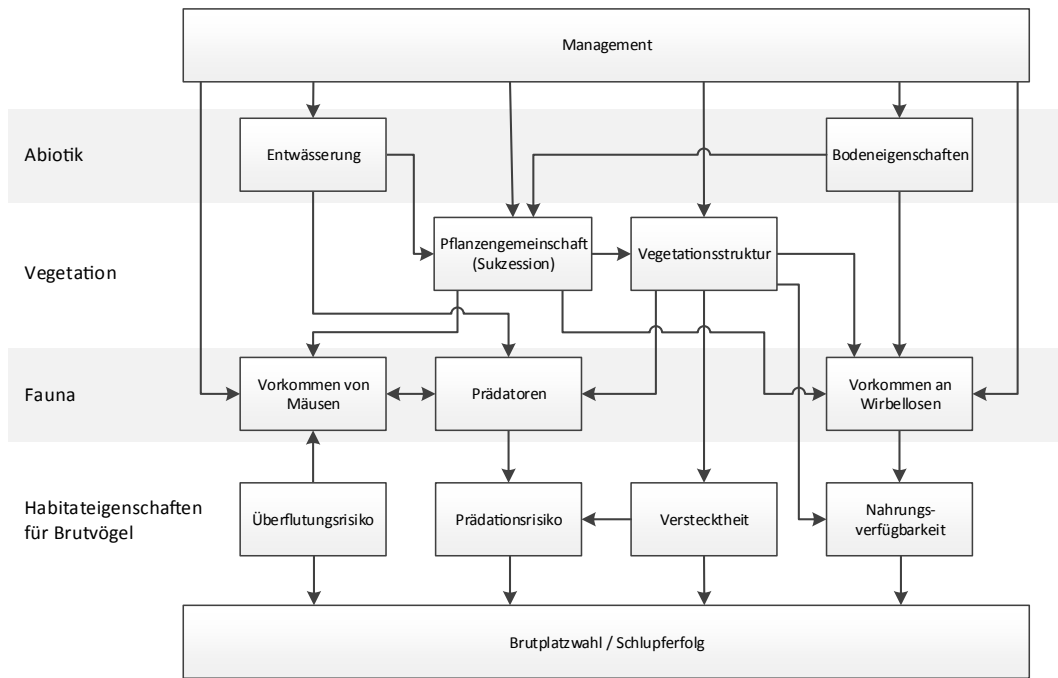


Abb. 14: Konzeptuelles Modell der Effekte von Management auf die Habitateigenschaften für Brutvögel der Salzwiesen (aus MAIER 2014). – *Conceptual model of management effects on habitat properties for breeding birds on salt marshes (from MAIER 2014).*

den Senken nehmen ab. Durch die physikalischen Einwirkungen der eingesetzten Maschinen oder durch die Weidetiere kommt es zu einer Bodenverdichtung und damit zu einer veränderten Bodenstruktur. Dies führt zu einer stärkeren Wasserhaltekapazität und einer Verringerung der Luftkapazität der Böden und damit zu Veränderungen in den Standorteigenschaften für Pflanzen. Hierdurch werden die Zusammensetzung der Pflanzenarten und somit die Vegetationsstruktur beeinflusst, selbst wenn die Struktur der Vegetation nicht direkt durch die jeweilige Managementmaßnahme in Form von Verbiss oder Schnitt beeinflusst wird. Findet eine Entwicklung hin zu einer verringerten Vegetationsdichte statt, sind Nester von Bodenbrütern offener und damit weniger vor Prädatoren geschützt. Durch die Entwässerung der Flächen und die Anlage von Zufahrten und Grabenübergängen kann sich der Prädationsdruck zusätzlich erhöhen, da die Attraktivität einer Fläche für Prädatoren auch von deren Feuchte und Zugänglichkeit abhängt (BELLEBAUM & BOCK 2009).

Durch Management herbeigeführte Veränderungen der Pflanzengemeinschaft wirken sich direkt auf die Zusammensetzung der Wirbellosengemeinschaft der Salzwiesen aus, die ein wichtiger Faktor für die Ernährung von Singvögeln und Limikolenküken sind. Veränderte Wirbellosengemeinschaften unterscheiden sich unter Umständen deutlich in der Anzahl an potenziellen Nahrungstieren, aber auch in der Nahrungsqualität (MAIER 2014). Wird auf einer von Strandquecke dominierten Fläche ein Management in Form von Beweidung etabliert, ist zu erwarten, dass die hohe Anzahl an Salzwiesenflohkrebsen deutlich zurückgeht und somit die Menge an potenziellen Beutetieren stark einbricht. Im ungünstigsten Fall kann somit eine Managementmaßnahme, die sich in erwarteter Weise auf die Vegetation auswirkt, zum Entzug der Nahrungsgrundlage für Brutvögel führen.

Durch eine extensive Beweidung kann eine heterogene Vegetationsstruktur etabliert werden, die von vielen Brutvogelarten der Salzwiesen präferiert

wird. Jedoch kann es durch eine Beweidung auf tonreichen Böden zur Bodenverdichtung kommen. Dadurch wird die Sauerstoffverfügbarkeit verringert, einer wichtigen Standorteigenschaft, die in Salzwiesen die Pflanzenartenzusammensetzung bestimmen kann (DAVY et al. 2011). Hierdurch können unbeabsichtigte Vegetationsveränderungen stattfinden, die evtl. sogar zu homogeneren Vegetationsstrukturen führen, da die verringerte Sauerstoffverfügbarkeit in den Böden evtl. nur für wenige Pflanzenarten günstige Standorteigenschaften darstellen. Hierdurch kann sich die zur Verbesserung der Habitatqualität für Brutvögel eingesetzte Beweidung dann negativ auf die Habitatqualität für Brutvögel auswirken. Des Weiteren wirkt sich die Bodenverdichtung ebenfalls aufgrund der verringerten Sauerstoffverfügbarkeit in den Böden negativ auf die Bodenlebewesen und damit auf eine wichtige Nahrungsquelle für Brutvögel aus.

Eine Mahd auf Salzwiesen führt im Allgemeinen zu einer homogeneren Vegetationsstruktur als bei Beweidung (MAIER et al. 2010) und stellt damit weniger diverse Habitate zur Verfügung. In homogener Vegetation werden generell höhere Prädationsraten festgestellt als in heterogener Vegetation (VICKERY & ARLETTAZ 2012). Andererseits wurde in von Strandquecke dominierten Beständen unter Mahdnutzung im folgenden Frühjahr höhere und dichtere Vegetation im Vergleich zu ungenutzten Queckenbeständen festgestellt, da durch die Mahd das Wachstum weiter gefördert wird. In anderen Vegetationsbeständen konnte ein derartiger Effekt nicht festgestellt werden (MAIER 2014). Dies zeigt die komplexen Auswirkungen auf die Vegetationsstruktur, die sich je nach Struktureigenschaft und Vegetationszusammensetzung stark unterscheiden können und evtl. gegensätzliche Effekte auf die Habitateignung der Salzwiese für eine Tiergruppe haben.

### Schlussfolgerung

Sowohl Beweidung als auch Mahd kann abhängig von der betrachteten Artengruppe und den standörtlichen Gegebenheiten negative als auch positive Auswirkungen zeigen. Beide Managementformen wirken sich stark auf die Vegetationsstruktur und die Zusammensetzung der vorhandenen Pflanzenarten aus. So führt eine Mahd im Allgemeinen zur Ausbildung homogener Strukturen und eine ex-

tensive Beweidung in Abhängigkeit der Standorteigenschaften eher zur Ausbildung einer heterogenen Vegetationsstruktur. Durch den Einfluss auf die Vegetationsstruktur wird die Habitatqualität der Salzwiese für zahlreiche Tiergruppen beeinflusst. Offenere Vegetationsbestände erschweren die Anlage versteckter Bodennester und können somit zu erhöhten Prädationsraten führen. Daneben kommt es durch Beweidung oder Mahd zu zahlreichen indirekten Effekten, die die standörtlichen Gegebenheiten beeinflussen. Durch die Weidetiere oder den Einsatz von Maschinen kann es zu Bodenverdichtung kommen. Um die Flächen nutzbar zu machen, findet im Allgemeinen eine Entwässerung der Salzwiesen statt, was die hydrologischen Eigenschaften stark verändert. Durch beide Effekte kann es zu Veränderungen in den Pflanzengemeinschaften und damit zu indirekt veränderten Vegetationsstrukturen kommen, worüber weitergehende Habitateigenschaften, wie bspw. die Nahrungsverfügbarkeit für Brutvögel, beeinflusst werden. Weiterhin wirken sich Managementmaßnahmen durch Zuwegung und Entwässerung der Flächen auf die Erreichbarkeit der Lebensräume für Prädatoren aus, was im Allgemeinen negative Effekte auf den Bruterfolg nach sich zieht.

Managementmaßnahmen wirken sich auf das Ökosystem Salzwiese wie oben beschrieben in vielfältiger und komplexer Weise aus. Um die Auswirkungen einer Maßnahme belastbar abschätzen zu können, ist ein tiefgehendes Verständnis der Salzwiesenökologie und eine ökosystemare Betrachtungsweise erforderlich, wobei die jeweiligen standörtlichen Gegebenheiten berücksichtigt werden müssen.

### 5 Managementoptionen

Die Vegetationsentwicklung auf Salzwiesen ist wesentlich determiniert durch die Standortfaktoren Geländehöhe, Bodeneigenschaften, Entwässerung und Überflutungshäufigkeit sowie durch das Management (Abb. 14). Managementmaßnahmen wirken sich in komplexer Weise auf das Ökosystem Salzwiese aus. Dabei können die Auswirkungen sowohl positiv als auch negativ auf einzelne Komponenten des Ökosystems wirken. Untersuchungen in niederländischen Festlandssalzwiesen haben deutlich gemacht, dass ein Management für eine bestimmte (Ziel-) Art negative Auswirkungen auf andere Arten oder Funktionen haben kann (DE

VLAS et al. 2014). Daher ist die Beurteilung einer Managementmaßnahme nur in Relation zum Managementziel möglich. Diese ergeben sich an der deutschen Wattenmeerküste aus der generellen Zielsetzung der Nationalparks, den Erhaltungszielen der FFH- und Vogelschutzrichtlinie sowie aus den gemeinsamen Zielen für Salzwiesen und Vögel aus dem trilateralen Managementplan. Bei unterschiedlichen Zielen können unterschiedliche Maßnahmen sinnvoll und erforderlich sein. Eine Managementempfehlung kann somit nicht generell, sondern nur in Bezug auf das jeweilige Entwicklungsziel der speziellen Salzwiese gegeben werden. Geeignete Raumbezüge sind die für die FFH-Bewertung abgegrenzten Vorkommensbereiche der Salzwiesen im Wattenmeer. Aufgrund der oben beschriebenen Zusammenhänge im Ökosystem Salzwiese sind die Raumeinheiten nur in Einzelfällen kleinflächiger zu wählen.

Die Ziele von Managementmaßnahmen sind somit sachlich und normativ beschrieben und räumlich abgegrenzt. Die Zielerreichung muss zudem messbar sein und ein Zeitfenster zur Zielerreichung beinhalten. Ungeachtet dessen ist bei einer konkreten Umsetzung eine rechtliche Bewertung vorzunehmen.

Grundsätzlich sollte auch in den anthropogen entstandenen Salzwiesen der Prozessschutzgedanke auf großer Fläche Priorität haben. Nur wenn dies gewährleistet ist, kann sich über lange Zeiträume auch an solchen Stellen eine natürliche Entwicklung einstellen, wie dies beispielsweise bei den ehemals anthropogen beeinflussten Vorlandssalzwiesen der Insel Trischen der Fall ist (STOCK et al. 2014). Um den teils konkurrierenden Ansprüche verschiedener Arten und Artengruppen gerecht zu werden, ist es sinnvoll, ein großflächiges Mosaik unterschiedlicher Nutzungsintensitäten zu ermöglichen und diese über viele Jahrzehnte aufrecht zu halten. Wir konzentrieren uns bei unserer Betrachtung im Wesentlichen auf der Ebene der Standortfaktoren und gehen nicht auf konkrete Managementüberlegungen für einzelne Arten oder Artengruppen ein, wie sie beispielsweise für Lachseeschwalben (BÜNDNIS NATURSCHUTZ DITHMARSCHEN 2012) oder für Gänse erarbeitet wurden (GOOSE MANAGEMENT GROUP 2013).

Aufgrund der räumlichen Lage und Entwicklungsgeschichte von Salzwiesen ergeben sich für unterschiedliche Typen von Salzwiesen jeweils spezifische

Managementanforderungen. Im Folgenden werden Managementoptionen für die verschiedenen Salzwiesentypen gegeben und deren Erfolgsaussichten beleuchtet.

### **Inselsalzwiesen**

Natürlich entstandene Inselsalzwiesen benötigen kein Management. Bei diesen Salzwiesen handelt es sich weitgehend um Naturlandschaften mit einer naturnahen Entwässerung und Geomorphologie. In diesen Bereichen herrscht natürlich Dynamik vor, durch die neben Erosion auch Neubildung von Salzwiesen stattfindet. Dies gewährleistet den Erhalt der Vielfalt der Salzwiesen und ihrer Besiedler und erlaubt zudem, dass natürliche Prozesse ungehindert ablaufen können. Wo in Inselsalzwiesen eine seeseitige Dünenfestlegung oder der Bau von Sanddeichen zu einer Stabilisierung der Dünenkette beigetragen haben, sollten diese Maßnahmen zurückgebaut bzw. unterlassen werden (LÖFFLER et al. 2011, DE GROOT et al. 2015). Erst nach einem Rückbau können ein natürlicher Sedimenttransport von der Seeseite zu den Salzwiesen und eine natürliche Dynamik stattfinden. In einzelnen Fällen kann es sinnvoll sein, ein Prädationsmanagement durchzuführen (JMBA 2013), da Inselsalzwiesen natürlicherweise frei sind von Landraubtieren.

### **Festlandssalzwiesen**

Tonreiche Festlandssalzwiesen sind überwiegend durch Landgewinnung entstanden und mit einem dichten und in der Regel überdimensionierten Netz von Entwässerungsgräben durchzogen (REENTS et al. 1999). Derartige Salzwiesen weisen aufgrund ihrer anthropogenen Entstehung gleichförmige Standortbedingungen mit hohen Beetrüben auf; feuchte Senken sind selten. Aufgrund der anthropogen entstandenen Höhenstruktur ist eine natürliche Zonierung der Vegetation nur unvollständig ausgebildet. In starken Sedimentationsgebieten schicken die Gruppen häufig vollkommen zu und es bildet sich eine gleichmäßige, homogene Geländeoberfläche aus. In hoch gelegenen und trockenen Bereichen kommt es zudem vielerorts zu einer großflächigen Ausbildung von Queckenfluren.

In den deutschen Wattenmeer-Nationalparks wurde in den Festlandssalzwiesen die Nutzung

reduziert oder großflächig eingestellt; auch die Unterhaltung der Entwässerung wurde weitgehend beendet. Dies erfolgte mit dem Ziel, eine naturnahe Morphologie und Dynamik zu ermöglichen, natürliche Entwässerungsbedingungen wieder zuzulassen, die Flächen zu vernässen und eine naturnähere abiotische und damit auch biotische Variabilität zu ermöglichen. Diese Entwicklung hat sich auch nach 25 Jahren, insbesondere in den höher gelegenen Salzwiesen, nicht eingestellt. Vielmehr haben sich in den hoch gelegenen und gut durchlüfteten Bereichen homogene Vegetationsbestände etabliert.

Infolge dessen sind in den anthropogen entstandenen Festlandssalzwiesen unterschiedliche Managementmaßnahmen zielführend, um eine größere Naturnähe und den Ablauf natürlicher Prozesse entsprechend der oben genannten Zielsetzung zu initiieren (ESSELINK et al. 2009, SEIBERLING & STOCK 2009, VAN WESENBEECK et al. 2014). Verschiedene Möglichkeiten sind nachfolgend skizziert. Nicht betroffen von den beschriebenen Maßnahmen sind die Notwendigkeit der Deichfußentwässerung im deichnahen Bereich sowie die Küstensicherheit generell.

Eine Wiedervernässung zur Ermöglichung naturnaher Bedingungen ist vermutlich nur in tief liegenden Bereichen durch konsequentes Auflassen der künstlichen Entwässerungssysteme erfolgsversprechend. An solchen Standorten sollte daher hierauf die oberste Priorität gelegt werden. Diese Salzwiesen sollten ebenfalls nicht landwirtschaftlich genutzt oder aus anderen Gründen beweidet werden. Tief liegende Salzwiesen eignen sich auch zur Schaffung von großflächigen „Insellagen“, die das Prädationsrisiko von landlebenden Räubern reduzieren können.

In den Bereichen, in denen die vorhandenen anthropogenen Strukturen auch über Jahrzehnte keine Rückentwicklung der Entwässerungsgräben zeigen, kann im Einzelfall eine Initiierung der Wiedervernässung durch das punktuelle Verstopfen von Gräben erfolgen. Ein aktiver Rückbau des anthropogenen Entwässerungssystems zum Beispiel durch Verfüllung von Haupt- und Nebenentwässerungen in der unbeweideten Salzwiese sollte einhergehen mit dem Rückbau anthropogener Strukturen wie Dämmen und Warften. Derartige Maßnahmen können einen Wiedervernässungseffekt

auf großer Fläche erzielen. Gleichzeitig werden Siedlungsstandorte für Landraubtiere zurückgebaut und die Zugänglichkeit der Flächen wird eingeschränkt.

Eine weitere Option ist der Rückbau von überdimensionierten Entwässerungssystemen auf großer Fläche durch Geländemodellierung. Dies ist z.B. in den anthropogen entwässerten Salzwiesen auf der Insel Norderney praktiziert worden (ECOPLAN 2008). Dort hatte sich trotz jahrzehntelanger Nutzungsaufgabe keine natürliche Dynamik eingestellt. In den Prielen und Grütten trat eine verstärkte Erosion auf, die zu einer Vertiefung der Grütten und daher zu einer Verstärkung der Entwässerung führte. Die Folge war eine großflächige starke Entwässerungswirkung und eine damit verbundene homogene Vegetation der oberen Salzwiese. Neben der Beseitigung von Gräben und Grütten durch Verfüllung wurde auf einer Fläche von 8 ha die Queckenvegetation einschließlich Wurzelhorizont flach abgeschoben um eine Vegetationsentwicklung und damit eine naturnahe Salzwiesenbesiedelung zu initiieren. Dort, wo sehr breite Gräben verfüllt wurden, mussten die Verschlüsse zum Teil mit Lahnungsfaschinen gesichert werden.

Derartige Geländemodellierungen sind nur in begrenzten Gebieten und unter bestimmten Bedingungen durchzuführen, da sie eine aktive Gestaltung beinhalten, die dem Prozessschutzgedanken in einem Nationalpark entgegenstehen. Sie können im Fall von erforderlichen Kompensations- oder Kohärenzmaßnahmen im Schutzgebiet eine Option sein. Erforderlich ist eine vorhergehende detaillierte Standortanalyse auf die eine Planung unter Berücksichtigung der ökosystemaren Zusammenhänge aufbaut. Zudem sollte ein begleitendes langfristiges Erfolgsmonitoring stattfinden, um aus den Erfahrungen solch tiefgreifender Maßnahmen zu lernen.

In Einzelfällen kann es aus vegetationskundlicher Sicht sinnvoll sein, auf höher gelegenen Flächen durch extensive oder kurzzeitige intensive Beweidung eine diversere Vegetation zu entwickeln oder eine kurzrasige beizubehalten. Solche Flächen dienen als Nahrungsgebiete für Gänse oder sind Brutgebiete für Arten wie Seeschwalben und Säbelschnäbler, die kurzrasige Vegetation bevorzugen. Dabei sollten die negativen Auswirkungen von Beweidung, wie oben aufgeführt, bei der Entscheidungsfindung

berücksichtigt werden. Mahdnutzung kann ebenfalls zu einer höheren Diversität der Pflanzenarten beitragen, wobei die negativen Auswirkungen durch eine Mahdnutzung auf die Fauna zu berücksichtigen sind. Beweidung oder Mahd auf Festlandssalzwiesen sollte auf hoch gelegene und räumlich begrenzte Gebiete beschränkt sein und durch ein Monitoring der Auswirkungen begleitet werden.

Die im Schutz von Lahnungen angewachsenen Salzwiesen wurden schon in ihrer Entwicklungsphase durch ein dichtes Netz an Entwässerungsgräben durchzogen, deren Unterhaltung viele Jahrzehnte aufrechterhalten wurde. Die Folge ist ein künstliches Bodenrelief mit stark variierenden Standortbedingungen (Höhenlage, Überflutungshäufigkeit, Bodenbelüftung). In Folge dessen ist die Pflanzenbesiedlung und das Sukzessionsgeschehen in Salzwiesen innerhalb von Lahnungsfeldern determiniert und entspricht nicht immer einer natürlichen Besiedlung und Verteilung.

Um eine ungestörte Salzwiesenbildung in Lahnungsfeldern unter natürlichen geomorphologischen Bedingungen zu ermöglichen, sollte innerhalb dieser Felder gänzlich auf Erdarbeiten in Form von Gräben und Anwurf verzichtet werden. Die Lahnungsfelder selbst haben eine ausreichende Schutzfunktion und wirken als Sedimentfänger (REIMERS et al. 1998, DIJKEMA & VAN DUIN 2012). Verschiedene Untersuchungen haben keinen positiven Effekt der Erdarbeiten auf die Aufschlickung in den Feldern zeigen können (ARENS & GÖTTING 2008, MICHAELIS 2008, DIJKEMA & VAN DUIN 2012). Dies dient zudem dem Schutz von Seegraswiesen, die häufig innerhalb von Lahnungsfeldern wachsen. Lahnungsfelder selbst sollten nur in den Gebieten errichtet werden, in denen eine Salzwiesenbildung innerhalb der Lahnungsfelder erwartet werden kann. Im Schutz der Lahnungen ist jedoch eine natürliche Entwicklung zu ermöglichen.

### Halligsalzwiesen

Die großen Halligen sind Teil des Biosphärenreservats Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Auf ihnen findet seit Jahrzehnten eine nachhaltige und halligtypische Bewirtschaftung im Rahmen des Halligprogrammes statt (SCHWABE 2001). Dies bedeutet, dass eine auf die Bedingungen der Hallig angepasste landwirtschaftliche Nutzung praktiziert wird. Dabei

sollte darauf geachtet werden, dass die Beweidungsheterogenität aufrechterhalten wird und die Mahd auf die Brutphänologie der Vögel abgestimmt ist. Daneben sollten Rotationsbrachen auf den Halligen gefördert werden. Für langfristig stabile Brutpopulationen ist es erforderlich, die Prädatorenfreiheit der Halligen weiterhin sicherzustellen und Sedimentation auf den Halligen zuzulassen. Eine ausreichende Sedimentation ist auch erforderlich, um ein Aufwachsen der Halligen bei einem sich ändernden Meeresspiegel zu ermöglichen (SCHINDLER et al. 2014 b).

### Sommerpolder

Der Anschluss von Sommerpoldern an das Tidegeschehen zur Schaffung einer naturnahen Gewässerstruktur, zur Etablierung einer natürlichen Salzwiesenvegetation, zur Vergrößerung der Salzwiesenfläche und aus Hochwasserschutzgründen ist eine inzwischen vielfach praktizierte Maßnahme in Wattgebieten entlang der Nordsee. In den letzten Jahrzehnten erfolgte dies zielgerichtet in Größenordnungen von 1-500 ha (WOLTERS et al. 2005).

Der Tideanschluss kann je nach Gebiet durch partiellen oder gesamten Rückbau vorhandener Sommerdeiche oder durch den Einbau von Schleusen und andersartige Durchlässe erfolgen. Renaturierungsgebiete mit einem reguliertem Tidenanschluss weisen in der Regel den geringsten Erfolg auf (ESSELINK et al. 2009). Um eine naturnahe geomorphologische und hydrologische Ausgangssituation zu gewährleisten, sollte eine Rekonstruktion ehemaliger Prielsysteme erfolgen. Um eine ausreichende Vernässung des renaturierten Gebietes sicher zu stellen, sollten bestehende Entwässerungsstrukturen abgedämmt werden (ESSELINK et al. 2015).

Zielführend sind möglichst große zusammenhängende Salzwiesenflächen mit einem ausgeprägten hydrodynamischen Gradienten und einem ungehinderten Tideanschluss. Im Allgemeinen ist auf geeigneten Flächen in relativ kurzen Zeiträumen eine Etablierung von standorttypischen Pflanzen zu erreichen, wenn die Pflanzenarten in der Nähe des Renaturierungsgebietes vorhanden sind, die Fläche angemessene Höhenlagen aufweisen und eine ausreichende Sedimentation stattfindet. Rückbaumaßnahmen sollten spätestens im September abgeschlossen sein, da zu diesem Zeitpunkt der

Peak der Samenverbreitung von Salzwiesenpflanzen auftritt (BAKKER 2014). Die Entfaltung der vollen Diversität der Salzwiesenpflanzen kann in Abhängigkeit vom Standort jedoch mehrere Jahrzehnte dauern (MOSSMAN et al. 2012).

Ein Beispiel für eine Renaturierung ist die Rückdeichung des unbeweideten Langeooger Sommerpolders. Hier hat sich nach partieller Rückdeichung bereits im 1. Jahr nach der Deichöffnung eine deutlich naturnähere Salzwiesenvegetation unterschiedlicher Höhenlagen eingestellt (BARKOWSKI & FREUND 2006). Aufgrund des weiterhin bestehenden Entwässerungssystems in der Fläche hat sich in den nachfolgenden Jahren in den tiefer liegenden Bereichen eine von Portulak-Keilmelden dominierte Vegetation und in den höher gelegenen Bereichen und entlang der Uferwälle eine von der Strandquecke dominierte Vegetation etabliert (BARKOWSKI et al. 2009). Diese Situation wird durch eine aktuelle Kartierung aus dem Jahr 2013 bestätigt (eigene Daten der NPV Niedersachsen). Damit haben sich die Erwartungen 10 Jahre nach erfolgter Rückdeichung erfüllt.

Eine großflächige Renaturierung eines Sommerpolders mit begleitender intensiver Untersuchung der Maßnahme fand vor der niederländischen Küste im Projektgebiet „Noard-Fryslan Butendyks“ statt. Hier wurden 120 ha Sommerpolder durch drei Deichöffnungen wieder an das Tidegeschehen angeschlossen. Zusätzlich wurden drei Priele neu gestaltet und die bestehenden Entwässerungsgräben verschlossen. Bereits zwei Jahre nach Deichöffnung hatten sich über 80 % der typischen Salzwiesenpflanzen in der weiterhin beweideten Salzwiese etabliert. Bis zu 50 % der renaturierten Fläche besteht jedoch auch 10 Jahre nach Durchführung der Maßnahme im Frühjahr aus kahlem Boden. Dieser tiefer gelegene Bereich sedimentiert weniger auf als die anderen Flächen, ist weniger gut entwässert und wird später im Jahr von den Pionierarten der Salzwiese besiedelt. Die Ausbildung dieser sekundären Pioniervegetation auf großer Fläche wird als Grund angesehen, warum beispielsweise die Gänsenutzung im Renaturierungsgebiet deutlich unter der Nutzungsintensität in den umliegenden Sommerpoldern mit Süßgrasvegetation liegt. Da auch die Brutpaarzahlen typischer Wiesenvögel in dem Gebiet nach der Renaturierung zurückgegangen sind, findet in den Niederlanden eine intensive

Diskussion zwischen dem klassischen Vogelschutz und Renaturierungsbefürwortern statt (Bos et al. 2015). Trotz der skizzierten Entwicklungen wird die Renaturierungsmaßnahme in vielerlei Hinsicht als erfolgreich angesehen. Auch wenn kein überprüfbares Ziel vor Durchführung der Maßnahme festgelegt wurde, so weisen die Entwicklungen auf eine größere Naturnähe hin. Zusätzlich ist durch die Renaturierung eine große zusammenhängende Salzwiese entstanden, die es erlaubt, dass sich großflächige Gradienten unterschiedlicher abiotischer und biotischer Faktoren entwickeln können. Aus den gemachten Erfahrungen leiten die Autoren der Untersuchung Empfehlungen hinsichtlich der Planung solcher Maßnahmen und des Managements ab (vgl. ESSELINK et al. 2015). Großräumige Umgestaltungen eines Sommerpolders erfordern ein langfristiges Monitoring, um eine Überprüfung der vorher festgelegten Ziele der Maßnahme vornehmen zu können.

### **Renaturierung über großflächigen Bodenabtrag**

Bodenabtrag zu Küstenschutz Zwecken fand früher vielerorts in den Salzwiesen an der Wattenmeerküste statt. Die ehemals kleinflächig angelegten und sehr tiefen Entnahmestellen gehörten durch die Unterschutzstellung der Salzwiesen lange Zeit der Vergangenheit an, da die Entnahmen einen erheblichen Eingriff bedeuten und eine Vielzahl von Auswirkungen auf die belebte und unbelebte Natur sowie auf die salzwiesentypischen Ökosystemfunktionen zeigten (HEIBER et al. 2005, WELLBROCK et al. 2010, BARTHOLOMÄ et al. 2013).

Da sich bei einer großflächigen und nach Naturschutz Gesichtspunkten durchgeführten Gestaltung der Entnahmestellen aber auch naturnähere Zustände in ehemals anthropogen geprägten Salzwiesen-Standorte einstellen können (BARTHOLOMÄ et al. 2013), wurden insbesondere im niedersächsischen Wattenmeer solche Maßnahmen zur Salzwiesen-Renaturierung durchgeführt. Im Langwarder Groden an der niedersächsischen Küste wurde eine Sommerdeichöffnung mit einem großflächigen Bodenabtrag kombiniert, um eine naturnahe Entwicklung in dem Gebiet überhaupt erst zu ermöglichen.

Von Beginn der Salzwiesenneubildung in ehemaligen

Entnahmestellen ist es in besonderem Maße wichtig, natürliche geomorphologische Bedingungen in der Salzwiesenbildung zu ermöglichen. Dies erfordert einen Abbau auf großer Fläche durch oberflächige Entnahme sowie einen Anschluss an das natürliche Tidegeschehen. Dadurch kann sichergestellt werden, dass sich ein naturnahes Prielsystem entwickelt und sich vielfältige Standortbedingungen für eine angepasste Vegetation und Tierwelt etablieren können.

### **Schlussfolgerung**

Salzwiesenschutz im Nationalpark Wattenmeer erfordert Raum und Zeit für eine natürliche Entwicklung und darf nicht von kurzfristigen und einseitigen Managementzielen motiviert sein. Dies gilt ohne Einschränkung für alle natürlichen Standorte. In anthropogen beeinflussten Vorlandsalzwiesen gilt der Grundsatz gleichermaßen. Dort kann durch Nutzungsauffassung, also durch Einstellung von Entwässerung und Nutzung, insbesondere in tief gelegenen und großflächigen Vorländern eine Renaturierung ohne weitere Maßnahmen initiiert werden. Ein aktives Management sollte immer nur unter besonderen Bedingungen, lokal und mit einer klaren Zielvorgabe durchgeführt werden.

Zum Schutz der bestehenden natürlich entstandenen Salzwiesen und zur Revitalisierung der vorhandenen anthropogen beeinflussten Vorlandsalzwiesen und Sommerpolder ist eine Entwicklung hin zu einer standorttypischen Geländestruktur und Entwässerung sowie einer dem Standort entsprechenden natürlichen Dynamik vorrangiges Ziel. Gemäß dem Wattenmeerplan (CWSS 2010) ist der Erhalt der vollen Vielfalt der für das Wattenmeer typischen Salzwiesen anzustreben. Dabei soll die Salzwiesenfläche mit natürlicher Dynamik vergrößert und die natürliche Morphologie und Dynamik verbessert werden. Die Vielfalt soll die geomorphologischen Bedingungen des Habitats mit seiner Vegetationsdynamik widerspiegeln. Zudem sollen günstige Bedingungen für alle typischen Arten erhalten werden.

Aus unserer Sicht ist bei der Betrachtung der Erfolgsaussichten einer natürlichen Salzwiesenentwicklung nicht kleinräumig, sondern großräumig zu denken. Geeignete Raumbezüge sind die für die FFH-Bewertung abgegrenzten Vorkommens-

bereiche der Salzwiesen im Wattenmeer. Es muss dabei die Kombination verschiedener Entwicklungsrichtungen aufgrund unterschiedlicher Standortfaktoren in eine großflächige Gesamtbetrachtung einbezogen werden. Auch wenn sich in einer Fläche ein Dominanzbestand eines Vegetationstyps ausbildet, kann trotzdem auf einer großräumigeren Skala die volle Vielfalt der Salzwiesen vorhanden sein. Auch eine langfristige Betrachtung der Entwicklungen ist anzustreben, da durch einige Managementmaßnahmen (Beweidung oder Mahd) häufig kurzfristige Erfolge erzielt werden können, die durch eine natürliche Salzwiesenentwicklung evtl. erst viele Jahre später eintreten, jedoch häufig nachhaltiger sind als die auf ständige Managementmaßnahmen angewiesenen Zustände, die eine dauerhafte Nutzung der Salzwiesen voraussetzen.

Sollte ein Entwicklungsziel nur durch spezielle Maßnahmen (wie Bodenabtrag, Deichöffnung, Geländemodellierung) oder ein Management in Form von Mahd oder Beweidung zu erreichen sein, sollte im Vorfeld eine detaillierte Analyse des aktuellen Zustandes unter Berücksichtigung der gegebenen Standortbedingungen stehen und eine klare Ziel festlegung der Maßnahme stattfinden. Die Auswirkungen der Maßnahmen sollten durch ein langfristiges und großflächiges Monitoring begleitet werden. Die in natürlichen Salzwiesen ablaufenden Prozesse und Dynamiken sollten zur Analyse der Auswirkungen der Managementmaßnahme immer als Vergleich und Kontrolle dienen. Nur im langfristigen Vergleich der natürlichen Zustände zu den jeweiligen Auswirkungen der Maßnahmen unter Berücksichtigung des individuellen Managementziels lässt sich der Erfolg der Maßnahme quantifizieren.

### **Danksagung**

Jörn Bunje, Detlef Hansen, David M. Fleet, Klaus Koßmack-Stephan, Stefan Schrader und Peter Südbek haben durch kritische Anmerkungen und konkrete Anregungen zum Strukturieren und Gelingen dieses Artikels beigetragen. Dafür bedanken wir uns.

## Summary – Conservation of salt marshes within the National Park Wadden Sea – an overview

This article provides an overview of the conservation of salt marshes within the three German Wadden Sea National Parks. A special focus is set on the consequences of salt marsh management for different biological and ecological compartments of the ecosystem. The main aim in salt marsh conservation within the National Parks is to enhance the natural development of salt marshes. Such a natural development requires space and time.

The management in salt marshes needs to be in accordance with the aims of the National Parks, the Habitat Directive and management goals of the Trilateral Wadden Sea Cooperation. The success of the management needs to be measured against these aims. A long-term monitoring is necessary to be able to measure the success of the management.

Salt marshes develop naturally under suitable conditions. No management measures should be taken in such naturally developed salt marshes. In land reclamation areas no ditching should take place to enable an undisturbed development within the land reclamation areas. Restoration is only an option at sites under highly anthropogenic influence. It may be useful to initiate re-wetting, to remove persistent anthropogenic structures or to re-enable tidal flooding landward of seawalls protecting against summer floods. Measures for the conservation of single species are only reasonable in special cases where urgent actions need to be taken. For the successful conservation of single species a broad knowledge of the species and their environment, but also on the specific conditions of the sites is necessary. Grazing – if necessary – should be restricted to extensive grazing and to higher elevations within the salt marsh.

## Literatur

- ANDERSEN, T. J., S. SVINTH & M. PEJRUP (2011): Temporal variation of accumulation rates on a natural salt marsh in the 20th century – The impact of sea level rise and increased inundation frequency. *Marine Geol.* 279: 178-187.
- ARENS, S., & E. GÖTTING (2008): Untersuchungen zur ökologischen Entwicklung naturnaher Lahnungsfelder und ihre Stellung im Naturhaushalt. Wilhelmshaven.
- BAKKER, J. P. (1989): *Nature Management by Cutting and Grazing*. Dordrecht, Boston, London.
- BAKKER, J. P. (2014): *Ecology of salt marshes – 40 years of research in the wadden sea*. Leeuwarden.
- BAKKER, J. P., B. J., K. DIJEMA, J. FRIKKE, N. HECKER, B. KERS, P. KÖRBER, J. KOHLUS & M. STOCK (2005): *Wadden Sea Quality Status Report 2004 – Salt Marshes*. In: ESSINK K., C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERSSEN, H. MARENIC & W. WIERSINGA (Eds.): *Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 163-179.*
- BALZER, S., D. BOEDERKER & U. HAUKE (2002): Interpretation, Abgrenzung und Erfassung der marinen und Küsten-Lebensraumtypen nach Anhang 1 der FFH-Richtlinie in Deutschland. *Nat. Landsch* 77: 20-28.
- BARKOWSKI, J., & H. FREUND (2006): Die Renaturierung des Langeooger Sommerpolders – eine zweite Chance für die Salzwiese? *Oldenbg. Jahrb.* 106: 257-278.
- BARKOWSKI, J., K. KOLDITZ, H. BRUMSACK & H. FREUND (2009): The impact of tidal inundation on salt marsh vegetation after de-embankment on Langeoog Island, Germany—six years time series of permanent plots. *J. Coastal Conserv.* 13: 185-206.
- BARTHOLDY, A. T., J. BARTHOLDY & A. KROON (2010): Salt marsh stability and patterns of sedimentation across a backbarrier platform. *Marine Geol.* 278: 31-42.
- BARTHOLOMÄ, A., J. BUNJE, T. DITTMANN, K.-M. EXO, M. KARLE, D. METZING, P. SÜDBECK & S. VÖGE (2013): Bewertung der ökologischen Verträglichkeit von Pütten. *Natur Umw.schutz (Z. Mellumrat)* 12: 61-75.
- BELLEBAUM, J., & C. BOCK (2009): Influence of ground predators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. *J. Ornithol* 150: 221-230.
- BOS, D., M. ENGELMOER, J. FEDDEMA & K. KOFFIJBERG (2015): Broedvogels van Noord-Friesland Buitendijks en de invloed van verkwelding op hun aantallen. *Limosa* 88: 31-42.
- BOS, D., J. VAN DE KOPPEL & F. J. WEISSING (2004): Dark-bellied Brent geese aggregate to cope with increased levels of primary production. *Oikos* 107: 485-496.
- BOS, D., M. J. J. E. LOONEN, M. STOCK, F. HOFEDITZ, A. J. GRAAF & J. P. BAKKER (2005): Utilisation of Wadden Sea salt marshes by geese in relation to livestock grazing. *J. Nat. Cons* 13:1-15.
- BÜNDNIS NATURSCHUTZ DITHMARSCHEN (2012): *Lachseeschwalben-Bericht 2012*. Kiel.
- CWSS (2010): *Wadden Sea Plan 2010. Eleventh Trilateral Governmental Conference on the Protection of the Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wil-*

- helmshaven.
- DAVY, A. J., M. J. H. BROWN, H. L. MOSSMAN & A. GRANT (2011): Colonization of a newly developing salt marsh: disentangling independent effects of elevation and redox potential on halophytes. *J. Ecol.* 99: 1350-1357.
- DE GROOT, A. V., A. P. OOST, R. M. VEENEKLAAS, E. J. LAMMERTS, W. E. VAN DUIN, B. K. VAN WESENBEECK, E. M. DIJKMAN & E. C. KOPPENNAAL (2015): Ontwikkeling van eilandstaarten. Geomorfologie, waterhuishouding en vegetatie. Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit. Driebergen.
- DE VLAS, J., F. MANDEMA, S. NOLTE, R. VAN KLINK & P. ESSELINK (2014): Nature conservation of salt marshes. The influence of grazing on biodiversity. Olterterp.
- DIJKEMA, K., & W. VAN DUIN (2012): 50 jaar monitoring van kwelderwerken. *De levende Natuur*: 118-122.
- DIJKEMA, K. J. (1987): Geography of salt marshes in Europe. *Z. Geomorph. N.F.* 31: 489-499.
- ECOPLAN (2008): Ausführungsplanung Kompensationsmaßnahme Ostheller Norderney Netzanbindung Off-shore Windpark "Alpha Ventus". Leer.
- ELSCHOT, K., T. J. BOUMA, S. TEMMERMAN & J. P. BAKKER (2013): Effects of long-term grazing on sediment deposition and salt-marsh accretion rates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- ERB, C. (2012) Effects of grazing regime and vegetation changes on breeding birds in salt marshes of the Schleswig Holstein Wadden Sea National Park and Halligen. Diss. Univ. Hamburg.
- ESSELINK, P. (2000): Natur Management of Coastal Salt Marshes. Interaction between anthropogenic influence and natural dynamics. Haren.
- ESSELINK, P., D. BOS, P. DANIELS, W. E. VAN DUIN & R. M. VEENEKLAAS (2015): Van polder naar kwelder: tien jaar kwelderherstel Noorderleech. Puccimar rapport 06, A & W rapport 1901. Vries & Feanwalden.
- ESSELINK, P., J. PETERSEN, S. ARENS, J. P. BAKKER, J. BUNJE, K. S. DIJKEMA, N. HECKER, U. HELLWIG, A. V. JENSEN, B. KERS, P. KÖRBER, E. J. LAMMERS, M. STOCK, R. M. VEENEKLAAS, M. VREEKEN & M. WOLTERS (2009): Wadden Sea Quality Status Report 2009 - Salt Marshes. *Wadden Sea Ecosystem* 25: 42.
- EXO, K.-M., A. H. J. WELLBROCK, J. SONDERMANN & M. MAIER (subm.): Assessing the impact of mowing on Common Redshanks *Tringa totanus* breeding on salt marshes: lessons for conservation management. *Bird Conserv. Int.*
- GESLIN, T., M.-C. EYBERT & A. RADUREAU (2006): Influence of natural and anthropic perturbations on the distribution of salt marsh breeding birds in the Mont Saint-Michel bay. *Cahiers de biologie marine* 47: 23-30.
- GOOSE MANAGEMENT GROUP (2013): Trilateral Goose Management Scheme. Wadden Sea Forum. Wilhelmshaven.
- HEIBER, W., E. GÖTTING & S. ARENS (2005): Kleientnahmen in Salzwiesen an der niedersächsischen Küste - Merkmale, Entwicklung, Kriterien zu ihrer Bewertung. Forschungszentrum Terramare, Berichte Nr. 14: 1-11.
- JENSEN, K., & S. SUCHROW (2005): Salzrasen entlang der deutschen Nordseeküste: Einfluss von standörtlichen Gradienten und Nutzungsintensität auf die Vegetationsverteilung. In: FANSA M. H. (Hrsg.) Kulturlandschaft Marsch. Natur, Geschichte, Gegenwart. Oldenburg.
- JMBB (2013) Breeding Birds in trouble. Preparation of an action plan for proper management of threatened breeding birds in the Wadden Sea. In: Breeding Birds in Trouble, Wilhelmshaven, 2013. www.cwss.com (download 18.04.2015).
- KRAMER, J., & H. ROHDE (1992): Historischer Küstenschutz. Deichbau, Inselnschutz und Binnenentwässerung an Nord- und Ostsee. Stuttgart.
- KRUK, M., M. A. W. NOORDERVLIET & W. J. TERKEURS (1996): Hatching dates of waders and mowing dates in intensively exploited grassland areas in different years. *Biol. Conserv.* 77: 213-218.
- KUIJPER, D. P. J., & J. P. BAKKER (2005): Top-down control of small herbivores on salt-marsh vegetation along a productivity gradient. *Ecology* 86: 914-923.
- KUIJPER, D. P. J., & J. P. BAKKER (2012): Below- and above-ground vertebrate herbivory and abiotic factors alternate in shaping salt-marsh plant communities. *J. Exp. Marine Biol. Ecol.* 432-433: 17-28.
- LAIDLAW, R. A., J. SMART, M. A. SMART & J. A. GILL (2013): Managing a food web: impacts on small mammals of managing grasslands for breeding waders. *Anim. Conserv.* 16: 207-215.
- LÖFFLER, M. A. M., C. C. DE LEEUW, M. E. TEN HAAF, S. K. VERBEEK, A. P. OOST, A. P. GROOTJANS, E. J. LAMMERTS & R. M. K. HARING (2011): Back to basics - Natural dynamics and resilience on the Dutch Wadden Sea Barrier islands. Groningen.
- LUTZ, K., P. SÜDBECK, H. HÄLTERLEIN & M. STOCK (2003): Die Europäischen Naturschutzrichtlinien: Verpflichtung zur Pflege oder zur freien Sukzession der Salzwiesen an der Nordseeküste? *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 35: 91-102.
- MAIER, M. (2014): Managing mainland salt marshes for breeding birds – interactions with plants, food and predation. Diss. Univ. Oldenburg.
- MAIER, M., M. KUHNIGK & J. STAHL (2014): Experimente zur Nahrungswahl von Küken des Rotschenkels *Tringa totanus*. *Corax* 22 (Sonderh. 1): 79-85.
- MAIER, M., J. SCHWIENHEER, K.-M. EXO & J. STAHL (2010): Vegetation structure of TMAP vegetation types on mainland salt marshes. *Wadden Sea Ecosystem* 26: 105-110.

- MANDEMA, F. S., J. M. TINBERGEN, B. J. ENS & J. P. BAKKER (2013): Livestock grazing and trampling of birds' nests: an experiment using artificial nests. *J. Coastal Conserv.* 17: 409-416.
- MANDEMA, F., J. M. TINBERGEN, B. J. ENS, K. KOFFIJBERG, K. S. DIJEMA & J. P. BAKKER (2015): Moderate livestock grazing of salt, and brackish marshes benefits breeding birds along the mainland coast of the wadden sea. *The Wilson J. Ornithol.* 127: 467-476.
- MICHAELIS, H. (2008): Langzeitstudien zur Entwicklung von Höhenlage, Sediment, Vegetation und Bodenfauna in Landgewinnungsfeldern. NLWKN – Forschungsinstitut für Küste. Norderney.
- MOSSMAN, H. L., A. J. DAVY & A. GRANT (2012): Does managed coastal realignment create saltmarshes with 'equivalent biological characteristics' to natural reference sites? *J. Appl. Ecol.* 49: 1446-1456.
- PETERSEN, J., B. KERS & M. STOCK (2014): TMAP-Typology of Coastal Vegetation in the Wadden Sea area. *Wadden Sea Ecosystem* 32: 86.
- REENTS, S. (1995): Vergleich von Grüppensystemen in den Vorländern der Groninger Festlandsküste mit natürlichen Prielsystemen in vier Referenzgebieten. *Dipl. Arb. Univ. Kiel.*
- REENTS, S., K. DIJEMA, J. DEN BERGS, J. BOSSINADE & J. DE VLAS (1999): Drainage systems in the Netherlands Forland salt marshes and natural creek systems. *Senckenbergiana marit. (Suppl.)* 29: 125-126.
- REIMERS, H.-C., K. RICKLEFS, B. THOMAS & E. GRENER (1998): Optimierung von Küstensicherungsarbeiten im Küstenvorfeld der Nordseeküste. Teil 2: Sedimentologie und Morphologie von Lahnungsfeldern. *Ber. FTZ Buisum.*
- RIECKEN, U., K. HEINZEL, H. SCHLUMPRECHT & D. BOEDEKER (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands: zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Münster.
- RUPPRECHT, F., A. WANNER, M. STOCK & K. JENSEN (2014): Succession in saltmarshes – large-scale and long-term patterns after abandonment of grazing and drainage. *Appl. Veg. Sci.* 17: 1-14.
- SCHIEKERMANN, H., W. TEUNISSEN & E. OOSTERVELD (2009): Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *J. Ornithol.* 150: 133-145.
- SCHINDLER, M., V. KARIUS, M. DEICKE & H. VON EYNATTEN (2014 a): Measuring sediment deposition and accretion on anthropogenic marshland – Part I: Methodical evaluation and development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 151: 236-245.
- SCHINDLER, M., V. KARIUS, A. ARNS, M. DEICKE & H. VON EYNATTEN (2014 b): Measuring sediment deposition and accretion on anthropogenic marshland – Part II: The adaptation capacity of the North Frisian Halligen to sea level rise. *Estuaries, Coastal and Shelf Science* 151: 246-255.
- SCHRAMA, M. J. J. (2012) The assembly of a saltmarsh ecosystem – the interplay of green and brown food webs. *Proefschr. Rijksuniversiteit Groningen.*
- SCHWABE, M. (2001): Das Halligprogramm des Landes Schleswig-Holstein. Eine Kooperation des Naturschutzes mit der Landwirtschaft zum Schutz der Ringelgänse. *Kritischer Agrarbericht* 9: 9-13.
- SEIBERLING, S., & M. STOCK (2009): Renaturierung von Salzgrasländern bzw. Salzwiesen der Küsten. In: ZERBE S., G. WIEGLEB (Hrsg.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa.* Heidelberg.
- SHARPS, E., J. SMART, M. W. SKOV, A. GARBUIT & J. G. HIDDINK (2015): Light grazing of saltmarshes is a direct and indirect cause of nest failure in Common Redshank *Tringa totanus*. *Ibis* 157: 239-249.
- STOCK, M. (1993): Salt marshes in Schleswig-Holstein: from a green towards a natural succession. *Wadden Sea Newsletter* 1/93:11-14.
- STOCK, M. (2003): Salzwiesenschutz im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35:115-124.
- STOCK, M. (2011): Patterns in surface elevation change across a temperate salt marsh platform in relation to sea level rise. *Coastline Report* 17: 33-48.
- STOCK, M., J. BAER & M. MERCKER (2014): Trischen - wax and vane of a wadden sea island. *Ecosystems* 33: 63-97.
- STOCK, M., & K. KIEHL (2000): Das Projekt Hamburger Hallig im Überblick. *Schriftenr. Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer* 11: 3-7.
- STOCK, M., K. KIEHL & H. D. REINKE (1997): Salzwiesenschutz im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. *Schriftenr. Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer* 7.
- SUCHROW, S. (2014) Modelling spatial and temporal patterns of surface elevation and vegetation in german north sea salt marshes. *Diss. Univ. Hamburg.*
- THYEN, S., & K.-M. EXO (2005): Interactive effects of time and vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*) breeding in Wadden Sea salt marshes. *J. Ornithol.* 146: 215-225.
- VAN DER WAL, R., S. VAN LIESHOUT, D. BOS & R. H. DRENT (2000): Are spring staging brent geese evicted by vegetation succession? *Ecography* 23: 60-69.
- VAN KLINK, R., C. RICKERT, R. VERMEULEN, O. VORST, M. F. WALLIS DE VRIES & J. P. BAKKER (2013): Grazed vegetation

- mosaics do not maximize arthropod diversity: evidence from salt marshes. *Biol. Conserv.* 164: 150-157.
- VAN KLINK, R., M. SCHRAMA, S. NOLTE, J. P. BAKKER, M. F. WALLISDEVRIES & M. P. BERG (2015): Defoliation and soil compaction jointly drive large herbivore grazing effects on plants and soil arthropods on clay soil. *Ecosystems* 18: 671-685.
- VAN WESENBEECK, B. K., P. ESSELINK, A. P. OOST, W. E. VAN DUIN, A. V. DE GROOT, R. M. VEENEKLAAS, T. BALKE, P. VAN GEER, A. C. CALDERON & A. SMALE (2014): Verjonging van half-natuurlijke kwelders en schorren. Rapport Nr. 2014/OBN196-DK. Driebergen.
- VEENEKLAAS, R. M., A. C. BOCKELMANN, T. REUSCH & J. BAKKER (2011): Effect of grazing and mowing on the clonal structure of *Elytrigia atherica*: a long-term study of abandoned and managed sites. *Preslia* 83: 455-470.
- VEENEKLAAS, R. M., K. S. DIKEMA, M. STOCK & J. P. BAKKER (2013): *Elytrigia atherica* invasion of mainland marshes depends on abiotics and management. Unpubl. Ms.
- VICKERY, J., & R. ARLETTAZ (2012): The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. In: FULLER R. J. (Ed.) *Birds and habitat: relationships in changing landscapes*. Cambridge.
- WANNER, A., M. STOCK & K. JENSEN (2014a): Salzmarschen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer - Vegetationsveränderungen in den letzten 20 Jahren. *Natur Landsch* 89: 17-25.
- WANNER, A., S. SUCHROW, K. KIEHL, W. MEYER, N. POHLMANN, M. STOCK & K. JENSEN (2014b): Scale matters: Impact of management regime on plant species richness and vegetation type diversity in Wadden Sea salt marshes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182:69-79.
- WELLBROCK, A., S. THYEN & K.-M. EXO (2010): Ökologische Bedeutung einer wiederverlandenden Kleipütte für Brut- und Rastvögel im westlichen Jadebusen. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 41: 225-239.
- WOLTERS, M., A. GARBUTT & J. BAKKER (2005): Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biol. Conserv.* 123: 249-268.