©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein Hamb. **30:** 69-83 Kiel 2003

# Vegetationsveränderungen in Festland-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins – elf Jahre nach Änderung der Nutzungen

- Sabine Gettner, St Peter-Ording -

**Kurzfassung**

In einem Großteil der Festland-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins wurden seit 1991 nach jahrzehntelanger intensiver Schafbeweidung auf über 90 % der Fläche die landwirtschaftliche Nutzung extensiviert oder eingestellt und auf eine Unterhaltung des künstlichen Entwässerungssystems verzichtet. Die Vegetation der Salzmarschen wurde kürzlich zum dritten Mal in Folge vegetationskundlich kartiert (1988 – 89, 1996 – 98, 2001 – 02). Elf Jahre nach Beginn der Nutzungsänderungen befinden sich die Flächen in einer dynamischen Sukzession von kurzgegrasten, monotonen Rasen zu weniger hemerophilen Pflanzengesellschaften. Durch Verdrängung der beweidungsabhängigen Sekundärgesellschaften hat sich eine Reihe gefährdeter Pflanzengesellschaften wieder ausbreiten können. Charakteristisch für das derzeitige Stadium sind eine erhöhte strukturelle Variabilität und eine Ausbreitung krautiger Arten einschließlich blühender und fruchtender Exemplare. Der erhöhte Diasporenaustrag beeinflusst mittlerweile auch die Entwicklung der unverändert intensiv beweideten Flächen durch Ansiedlung beweidungsempfindlicher Arten.

Die weitere Entwicklung in den stillgelegten Flächen wird zeigen, ob und inwieweit die derzeitigen kleinstrukturierten Mosaike im Laufe der Sukzession von großflächigen Dominanzbeständen einzelner Arten wie *Elymus athericus* agg. oder *Atriplex portulacoides* abgelöst werden. Die Einstellung der Grüppenunterhaltung zeigt erste Effekte in Form von Bodenvernässung, die großflächigen Dominanzen entgegenwirkt. Abschließend werden Empfehlungen zum Management aus vegetationskundlicher Sicht gegeben.

**Abstract: Vegetation changes in mainland saltmarshes at the waddensea coast of Schleswig-Holstein – eleven years after changing the management**

After decades of intensive sheep grazing the agricultural use in a great part of the mainland salt marshes of Schleswig-Holstein has been reduced or ceased at all during the last 11 years. The maintainance of the artificial drainage system has been abandoned in these areas, too. The vegetation of the saltmarshes at the waddensea coast of Schleswig-Holstein has recently been mapped for the third time (1988 – 89, 1996 – 98, 2001 – 02) to analyse effects of land-use changes on the vegetation. Eleven years after the beginning of land-use changes, the vegetation of saltmarshes is still in a dynamic succession from short grazed, monotonous turfs towards less hemerophilous vegetation types. The recent phase is characterized by an enlarged structural diversity. During succession grazing-dependent vegetation types are replaced by other communities and a number of grazing-sensitive species could increase their population sizes. Meanwhile, the higher output of seeds of these source populations affects also areas, which are still intenively grazed, leading to the establishment of grazing-sensitive species at these sites, too.

The further development in the abandoned areas will show, if and to what degree the highly diverse vegetation mosaics will be replaced by large-scale dominance of single species like *Elymus athericus* agg. or *Atriplex portulacoides* in the course of succession. As a first effect of the abandonment of artificial drainage systems an increase of the water level could be observed in some areas. This might counteract large-scale dominances of single species. At the end of the paper concluding management recommendations are given.

**Keywords:** artificial drainage, endangered species, management, salt marsh, sheep grazing,, succession, vegetation

## 1 Einleitung

Küsten-Salzmarschen sind Ökosysteme auf marinen Sedimenten, die regelmäßig oder episodisch von Meerwasser überflutet werden. Sie sind bewachsen mit halophytischen Pionier-, Rasen- und Zwergstrauch-

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


Gesellschaften, die eine Zonierung in Abhängigkeit von der Überflutungshäufigkeit zeigen. In Folge jahrhundertelanger Eindeichung sind in Schleswig-Holstein wie auch in den übrigen Wattenmeer-Ländern nur noch wenige natürlich entstandene Salzmarschen erhalten: Barriere-Salzmarschen im Schutz der Inseln Sylt, Amrum und Trischen, die „grünen Strände" vor St. Peter und Föhr, Teile des Westerheveraner Vorlandes und die Halligen. Diese Salzmarschen sind durch eine natürliche Morphologie einschließlich eines weitgehend natürlichen Entwässerungssystems geprägt.

Der Großteil der heutigen Festland-Salzmarschen dagegen sind ebenso wie die unbedeichten Vorländer der Halligen Oland, Langeness, Lüttmoor und Hooge tonreiche „Vorland-Salzmarschen", die mit Hilfe von Landgewinnungsmaßnahmen entstanden sind. Zu den wichtigsten Maßnahmen zählen der Bau von Buschlahnungen zur Strömungsberuhigung und die Anlage eines Rasters aus künstlichen Entwässerungsgräben und zwischen diesen liegenden „Beeten" von etwa 10 m Breite. Während die Rinnenstrukturen eines natürliches Prielsystems nur 10 % der gesamten Salzmarschenfläche einnehmen, beanspruchen diese bei einem künstlichen Grabensystem 20 % der Fläche (REENTS 1995). Man geht heute davon aus, dass sich die heutigen Festland-Salzmarschen – infolge der Eindeichungen vergangener Jahrhunderte – teilweise an Stellen befinden, an denen die natürliche Entwicklung allein nicht zur Bildung von Salzmarschen geführt hätte (CWSS 1997). In Gebieten mit günstigen Sedimentationsbedingungen findet aber auch an der Festlandküste natürliche Salzmarschenbildung statt.

Seit Anfang der 1980er Jahre wurde zunehmend der potenzielle Wert der Salzmarschen für den Küsten- und Naturschutz erkannt. Eine Reihe von Problemen führte dazu, die bisherige Praxis der Landgewinnung und Eindeichung zu überdenken:

- Die hohen Kosten für weitere Eindeichungen erwiesen sich als unverhältnismäßig vor dem Hintergrund abnehmender Rentabilität landwirtschaftlicher Nutzflächen.
- Forderungen von Umwelt-Interessensgruppen nahmen zu und waren einer der Gründe dafür, dass das große Teile des Wattenmeeres zu Nationalparken erklärt wurden (1985 in Schleswig-Holstein).
- Für die folgenden Jahrzehnte wurde eine Beschleunigung des Meeresspiegelanstiegs einhergehend mit einer möglichen Zunahme der Sturmtätigkeit prognostiziert.

Seitdem wird nicht nur eine Rücknahme der landwirtschaftlichen Nutzung diskutiert, sondern auch mögliche Rückverlegung der Seedeiche vor unbesiedelten Kögen und Poldern (ALLAN & PYE 1991; REISE et al. 1994). 1991 verständigten sich die Umweltminister der Wattenmeeranrainer-Länder im Rahmen der sechsten trilateralen Wattenmeer-Konferenz in Esbjerg darauf, das Wattenmeer als natürliches, sich selbst erhaltendes Ökosystem zu schützen (ENEMARK & DE JONG 1994).

Im gleichen Jahr wurde in Schleswig-Holsteins damit begonnen, größere Anteile der zumeist intensiv beweideten Wattenmeer-Salzmarschen aus der Nutzung zu nehmen oder die Nutzung zu extensivieren. Seit 1993 zählen Salzwiesen zu den geschützten Biotopen im Sinne des § 15a LNatSchG Schleswig-Holstein. In den Salzwiesen des Nationalparks, die etwa 2/3 der Salzmarschen an der schleswig-holsteinischen Westküste ausmachen, ist eine Beweidung grundsätzlich verboten, sofern sie nicht aus überwiegenden Gründen des Allgemeinwohls oder als Maßnahme des Naturschutzes erforderlich ist.

Vor Einstellung bzw. Extensivierung der Beweidung beauftragte das Nationalparkamt die Landesstelle für Vegetationskunde der Universität Kiel mit einer flächendeckenden vegetationskundlichen Kartierung der anthropogenen Vorland-Salzmarschen des Festlands sowie der Vorländer von Föhr, Pellworm, Langeness und Oland (HAGGE 1989, 1990). Eine zweite Kartierung erfolgte von 1995 bis 1998 und umfasste zusätzlich zu den bisher untersuchten Gebieten die Vorländer von St. Peter-Ording, Amrum und Sylt (GETTNER & HEINZEL 1997a, 1997b, 1998). Seitdem werden die Kartierungen der Vorländer im Abstand von fünf Jahren durchgeführt; derzeit (2000 bis 2002) läuft der dritte Durchgang, für den das Untersuchungsgebiet noch einmal erweitert wurde um das Gebiet der Insel Trischen, der Halligen Norderoog, Süderoog, Südfall und Habel sowie die Vorländer der Halligen Nordstrandischmoor, Gröde und Hooge. Die Untersuchungen sind Bestandteil des „Trilateral Monitoring and Assessment Program", das seit 1992 als gemeinsames Monitoring-Programm der Wattenmeeranrainer durchgeführt wird. Bezüglich der Salzmarschen dient das Monitoring zum einen dem Sammeln von Basisinformationen über die Salzmarschen-Entwicklung in Abhängigkeit vom Meeresspiegel-Anstieg, von Küstenschutz oder Änderungen der landwirtschaftlichen Nutzung. Zum anderen sollen die Fortschritte hinsichtlich der Erreichung der trilateralen Ziele für Salzmarschen überprüft werden: Die Fläche natürlicher Salzmarschen ist zu vergrößern und anthropogene Vorland-Salzmarschen sind in Richtung einer möglichst wenig kulturbeeinflussten Morphologie, Dynamik und Vegetationsstruktur zu

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


entwickeln. Unter der Vorgabe, die bestehende Salzmarschen-Fläche nicht zu reduzieren, soll der Grad der Kulturbeeinflussung (Hemerobie) des Entwässerungssystems gesenkt werden. Ein weiteres Ziel ist die Erhaltung bzw. die Schaffung günstiger Bedingungen für brütende und rastende Vögel (CWSS & TMAG 2000).

In Schleswig-Holstein wird das trilaterale Programm ergänzt durch das „Vorland-Management-Konzept", das eine Arbeitsgruppe aus Küsten- und Naturschutzverwaltungen 1995 nach zweijähriger Diskussion verabschiedete (MELFF 1995). Wichtigstes Ergebnis ist, dass aufgrund gestiegenen Umweltbewusstseins einerseits und gestiegener Kosten bei gleichzeitig deutlicher Verschlechterung der Haushaltslage andererseits traditionelle Küstenschutzaktivitäten auf ihre Notwendigkeit zu überprüfen sind (PROBST, 1998). Neben dem Ziel der Vorlanderhaltung und Neuentwicklung vor scharliegenden Deichen (d. h. Deiche ohne Vorland) wurde der Verzicht auf flächenhaften Küstenschutz (Begrüppung) bei gleichzeitiger Sicherstellung der Deichfußentwässerung sowie die regelmäßige Durchführung eines umfangreichen Monitoring-Programms beschlossen.

# 2 Nutzung der Salzmarschen

## 2.1 Nutzungsintensitäten in den Vorland-Salzmarschen der schleswig-holsteinischen Festlandsküste

In den 1960er Jahren führten staatliche bzw. EU-Ausgleichszahlungen in den schleswig-holsteinischen Salzmarschen zu einem Anstieg der Beweidungsintensität[1], der im gesamten Wattenmeerraum beispiellos war. 1986 wurden bezogen auf die gesamte Küste (Festland, Inseln und Halligen) 80 % der Salzmarschen intensiv und 13 % extensiv beweidet, nur 7 % waren unbeweidet (KEMPF et al. 1987). 1999 wurden nur noch 33 % der Gesamtfläche intensiv beweidet, 25 % extensiv beweidet und 42 % waren ungenutzt (STOCK & KIEHL 2000).
Die umfangreichste Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung, verbunden mit einer Aufgabe der systematischen Entwässerung, fand ab 1990 in den anthropogenen Festland-Salzmarschen statt, die 1988 etwa 6.100 ha umfassten. Betrachtet man ausschließlich die Salzmarschen im Nationalpark, wurden 1998 noch 38 % intensiv beweidet, 10 % extensiv beweidet und 52 % nicht mehr genutzt (s. Abb. 1).

# 3 Methoden

Die vegetationskundliche Kartierung wird im Maßstab 1 : 5.000 durchgeführt. 2001 stand in Form von GIS-Karten, die aus Orthofotos durch das Landesvermessungsamt erstellt wurden, erstmalig eine georeferenzierte Kartengrundlage zur Verfügung. Eine vorläufige Flächenabgrenzung der Vegetationsbestände erfolgt am Leuchttisch auf Grundlage einer speziell zu diesem Zweck in Auftrag gegebenen CIR-Luftbild-Befliegung. Diese Luftbildinterpretation dient als Basis für die pflanzensoziologische Ansprache im Gelände, bei der die Grenzen der Vegetationsbestände gegebenenfalls korrigiert werden.

Die Kartierung erfolgte als pflanzensoziologische Ansprache, d. h. die realen Bestände wurden DIERßEN et al. (1988) folgend im Gelände bereits beschriebenen Pflanzengesellschaften i. S. von BRAUN-BLANQUET (1964) zugeordnet. In dem verwendeten Kartierungsmaßstab M = 1 : 5.000 lassen sich nicht alle im Gelände vorgefundenen Bestände in der Karte verzeichnen, da viele von ihnen zu klein für eine maßstabsgerechte Darstellung sind. Nur in Ausnahmefällen wurden daher Bestände von weniger als 625 $m^2$ Größe (in der Karte = 5 x 5 $mm^2$) kartiert. Ansonsten wurde die Fläche entsprechend den im Kartierschlüssel vorgegebenen Dominanzen bzw. Schwellenwerten für die Artmächtigkeit zugeordnet. Nur bei Beständen, die nicht zufriedenstellend zuzuordnen waren, wurde eine Fläche als „Vegetationskomplex" dargestellt (vgl. MIERWALD 1988).

---

[1] Die Nutzungsintensität kann in folgenden Stufen beschrieben werden:
Intensiv = Beweidung mit > 3,0 Mutterschafen bzw. > 1 Rind pro ha (STOCK 1998). Inkl. der zugehörigen Lämmer entspricht das bei Schafbeweidung in der Regel 9 – 12 Tieren pro ha.
Extensiv = Beweidung mit < 3,0 Mutterschafen bzw. < 1 Rind pro ha (STOCK 1998). Inkl. der Lämmer entspricht das in der Regel 1 – 4 Tieren pro ha.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


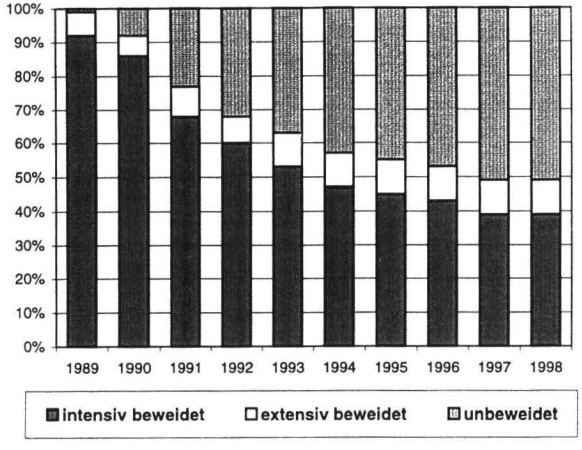


**Abb. 1:** Nutzung der Vorland-Salzmarschen der schleswig-holsteinischen Festlandsküste (ohne die natürlich entstandenen Salzmarschen St. Peter-Ordings) im Jahr 1998 (STOCK 1998)

In gegrüppten Salzmarschen wird die Vegetation der Beetseiten kartiert, nicht dagegen die Vegetation der stark anthropogen geprägten Grüppen und des häufig in der Beetmitte abgelagertem Erdaushubs. In Salzmarschen mit natürlicher Entwässerung werden ebene Flächen, Bulte, Kolke, Salzpfannen und zugewachsene Priele als Komplexe kartiert.

# 4 Flächenveränderungen

## 4.1 Flächenveränderungen zwischen 1988 und 1996

Die Geländekarten der vegetationskundlichen Kartierung wurden im Nationalparkamt digitalisiert und die Größe der einzelnen Vegetationsbestände mittels GIS berechnet. Ein Vergleich der mit Salzmarschenvegetation bestandenen Flächen ergab für 32 von 37 Gebieten eine positive Flächenbilanz

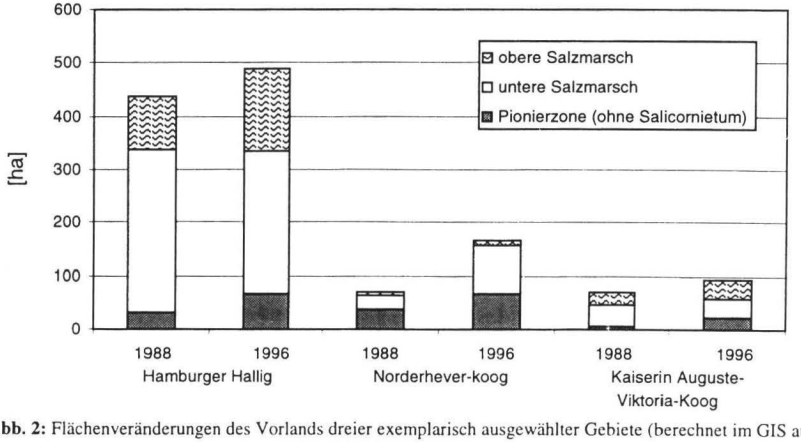


**Abb. 2:** Flächenveränderungen des Vorlands dreier exemplarisch ausgewählter Gebiete (berechnet im GIS aus den digitalisierten Vegetationskarten von 1988 und 1996).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


infolge eines Vordringens der Salzmarschen bzw. der Pionierzone in das angrenzende Watt hinein. Insgesamt ist die bewachsene Fläche in den acht Jahren zwischen 1988 und 1996 von 6.100 ha um etwa 10 % auf 6.800 ha angewachsen (STOCK et al. 2001). Exemplarisch sind die Flächenveränderungen der einzelnen Salzmarschen-Zonen für je ein Gebiet aus Dithmarschen, Eiderstedt und dem übrigen Nordfriesland dargestellt (s. Abb. 2). Alle drei Gebiete weisen insgesamt gesehen einen Flächenzuwachs auf, auch wenn lokal teilweise Verluste durch Kantenerosion aufgetreten sind.

## 4.2 Flächenveränderungen zwischen 1996 und 2001

Die Vegetationskarten der Kartierung von 2001 werden derzeit digitalisiert, so dass Flächenberechnungen im GIS zur Zeit noch nicht möglich sind. Die folgenden Aussagen beruhen daher allein auf dem optischen Vergleich der Vegetationskarten von 1996 und 2001. In mehreren Gebieten ist eine Verschmälerung der Pionierzone festzustellen. Es gibt aber auch Ausnahmen, z.B. sind die Wattqueller-Fluren vor dem Friedrich-Wilhelm-Lübke-Koog um bis zu 300 m breiter geworden und im Elbästuar haben sich die Wattqueller-Fluren weiter elbaufwärts ausgebreitet.

Kartenvergleiche zeigen, dass die Verschmälerung der Pionier-Zone vor allem auf einen Rückgang der Wattqueller-Fluren zurückzuführen ist: Vor allem in deichnahen Wattqueller-Fluren ist die Sukzession fortgeschritten, meist zu Schlickgras-Fluren, vielerorts aber auch schon zu Gesellschaften der Salzmarsch i. e. S.. Wattseitig dagegen sind die Queller-Fluren nicht im gleichen Maß ins unbesiedelte Watt vorgerückt. Häufig wurden 2001 sogar unbesiedelte Wattflächen an Stellen vorgefunden, die 1996 schon mit Pionierpflanzen bewachsen gewesen waren.

Ein Grund für den Rückgang der Wattqueller-Fluren könnten die speziellen Keimungsbedingungen in einem der beiden Untersuchungsjahre (1996 oder 2001) sein. Überdeckung mit mehr als 1 cm Sediment (HUISKES et al. 1985, zit. in HOUWING et al. 1999) oder ein kaltes Frühjahr (BEEFTINK 1985) sind ungünstig für die Keimung von *Salicornia stricta*. Da es sich um eine einjährige Art handelt, haben ungünstige Keimungsbedingungen direkten Einfluss auf die Populationsgröße des jeweiligen Jahres und somit auch auf die Ausdehnung der Quellerfluren. Als zweite mögliche Ursache muss zunehmende Erosion infolge des steigenden Meeresspiegels in Betracht gezogen werden (s. Kap. 5.2.1). In den Niederlanden wurde zwischen 1976 und 1983 schwere Erosion in der Pionierzone beobachtet, die sich vor allem als Rückverlagerung der seewärtigen Wuchsgrenze von *Salicornia dolichostachya* zeigte (HOUWING et al. 1999). Die Verluste konnten teilweise mit einem Anstieg des MTHw um 18 cm während dieser Periode korreliert werden (DIJKEMA 1997). Der Langzeittrend wurde von einzelnen Jahren mit Anwachs unterbrochen, ebenso wie Erosions-Gebiete abwechselten mit Anwachs-Gebieten (HOUWING et al. 1999).Drittens wäre denkbar, dass infolge des steigenden Meeresspiegels und der vermehrten Sturmflutaktivität (DIJKEMA 1997) in der äußeren Pionierzone der Sandanteil zunimmt. Sandeintrag fördert die Bodenmobilität und kann so die Verluste an Saat und Keimlingen von *Salicornia* auf > 99 % ansteigen lassen (HOUWING et al. 1999).

Zudem ist zu berücksichtigen, dass gemäß Vorland-Mangement-Konzept Neugewinnung von Vorland nur noch vor scharliegenden Deichen betrieben wird. Ansonsten werden ausschließlich bestehende Lahnungen erhalten. Auf der dadurch wattseitig begrenzten Fläche ist es bei gleichzeitigem Vordringen von Vegetationseinheiten nachfolgender Sukzessionsstufen wahrscheinlich, dass sich die niedrig gelegene, wattnahe Pionierzone im Laufe der Zeit verschmälern wird.

# 5 Vegetationsentwicklung

## 5.1 Veränderungen zwischen 1988 und 1996

1988, als noch insgesamt 93 % der Gesamtfläche der Salzmarschen an der schleswig-holsteinischen Westküste intensiv bis sehr intensiv beweidet wurden, herrschten weithin artenarme Andelrasen vor, in denen außer *Puccinellia maritima* nur wenige Arten wie *Salicornia ramosissima* und *Suaeda maritima* höhere Deckungen erreichten. *Atriplex portulacoides*, die in der potentiellen natürlichen Vegetation (im Sinne von HÄRDTLE 1989) der unteren Salzmarsch eine der häufigsten Arten ist, wurde durch die intensive Beweidung stark zurückgedrängt und wird daher als „stark gefährdet" in der landesweiten „Roten Liste" geführt (MIERWALD & BELLER 1990).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


Auch auf intensiv beweideten Flächen findet infolge der Erhöhung der Marschenoberfläche durch Sedimentation in der Regel eine – wenn auch langsame – Sukzession in Richtung der oberen Salzmarsch statt (zumeist von Andelrasen zu Rotschwingel- oder Bottenbinsen-Rasen). Auf den extensivierten oder stillgelegten Flächen ließen sich 1996 unterschiedliche Sukzessionsverläufe in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren wie Bodenart, Sedimentationsrate, Überflutungshäufigkeit und Entwässerung beobachten. Für je ein Gebiet aus Nordfriesland (mit einem größeren Anteil an unterer Salzmarsch) und in Dithmarschen (mit einem größeren Anteil an oberer Salzmarsch) wird die Flächenbilanz der Vegetationseinheiten im Folgenden weiter aufgeschlüsselt.

In den unbeweideten Flächen des Sönke-Nissen-Koog-Vorlands gehen die Andelrasen (*Puccinellietum maritimae*) zurück (Abb. 3), die zuvor – durch Beweidung gefördert – sowohl weiter in die Pionierzone als auch weiter in die obere Salzmarsch vorgedrungen waren, als es unter natürlichen Bedingungen der Fall gewesen wäre. Im Gegenzug hat sich die Fläche vergrößert, die mit Einheiten des *Armerion maritimae* (obere Salzmarsch) bewachsen ist, vor allem mit Strandbeifuß-Gestrüppen (*Artemisietum maritimae*) und Rotschwingel-Rasen (*Festuca rubra*-Rasen). Zusätzlich zu einigen bereits unter intensiver Beweidung vorhandenen Strandquecken-Fluren (*Elymetum atherici*) haben sich auf den Uferwällen einiger Hauptgräben neue Bestände angesiedelt und eine Zunahme von 6 ha auf 15 ha bewirkt. Eine Ausnahme innerhalb des *Armerion* stellen die Bottenbinsen-Rasen (*Juncetum gerardii*) dar, die seit Aufgabe der Beweidung zurückgegangen sind (Abb. 3).

Neben Einheiten der oberen Salzmarsch haben auch Salzmelden-Gestrüppe (*Atriplicetum portulacoidis*, Einheit der unteren Salzmarsch) und Schlickgras-Fluren (*Spartinetum anglicae*, Einheit der Pionierzone) Standorte zurück erobert, von denen sie infolge der intensiven Beweidung verdrängt worden waren. Exemplarisch für die Dithmarscher Salzmarschen mit einem höheren Anteil an Vegetationseinheiten der oberen Salzmarsch zeigt Abb. 4 die Veränderungen im Vorland des Kaiserin-Auguste-Viktoria-Koogs. In den unbeweideten Flächen haben nach der Beweidungsauflassung die Anzahl der Vegetationseinheiten und die Mosaikbildung zugenommen. Beweidungsempfindliche Arten haben sich ausgebreitet, zunächst vor allem *Aster tripolium* als Art junger Brachen. Andelrasen sind zurückgegangen zugunsten von Einheiten der oberen Salzmarsch und Schlickgras-Fluren, die zuvor unter intensiver Beweidung zurückgedrängt wurden.

## 5.2 Veränderungen zwischen 1996 und 2001

Zahlenmäßige Angaben zu Verbreitungsänderungen einzelner Kartiereinheiten werden erst mit Hilfe der digitalen Karten berechnet werden können. Ebenso wie die Angaben zur Änderungen der gesamten bewachsenen Fläche beruhen die folgenden Aussagen daher auf dem optischen Vergleich der Vegetationskarten von 1996 und 2001. In den intensiv beweideten Flächen wurde zwischen 1996 und 2001 in stärkerem Maße als zwischen 1988 und 1996 eine Sukzession von Andelrasen zu Einheiten der oberen Salzmarsch, vor allem zu Rotschwingel- und Bottenbinsen-Rasen verzeichnet.

Eine neue Entwicklung ist die Ausbreitung beweidungsempfindlicher Arten, vor allem *Aster tripolium*, *Atriplex portulacoides* und *Artemisia maritima*, in mehreren intensiv beweideten Gebieten, stellenweise sogar in den Bereichen direkt vor den Deichen, die von den Schafen am häufigsten aufgesucht werden. Die Ausbreitung ist vermutlich auf den gesteigerten Diasporeneintrag dieser Arten aus den unbeweideten und extensiv beweideten Flächen zurückzuführen. Bestehende Strandquecken-Fluren wurden von den Schafen nicht nennenswert zurückgedrängt, haben sich aber bis auf wenige Ausnahmen auch nicht ausgebreitet.

Von extensiver Beweidung haben bisher vor allem Strandbeifuß- und Salzmelden-Gestrüppe profitiert, während Bottenbinsen-Rasen eher etwas zurückgegangen sind. An exponierten, höhergelegenen Standorten haben sich größere Bestände der Strandquecken-Fluren angesiedelt. Übergangsbestände deuten daraufhin, dass die Strandquecken-Fluren sich voraussichtlich noch weiter ausbreiten werden.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


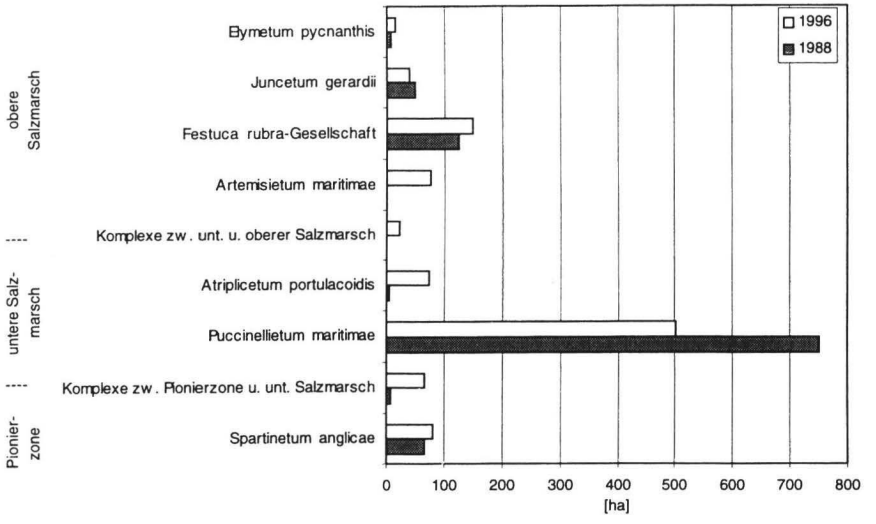


**Abb. 3:** Veränderungen großflächig verbreiteter Pflanzengesellschaften und Komplexe im Vorland des Sönke-Nissen-Koogs mit Hamburger Hallig (Nordfriesland) zwischen 1988 und 1996.

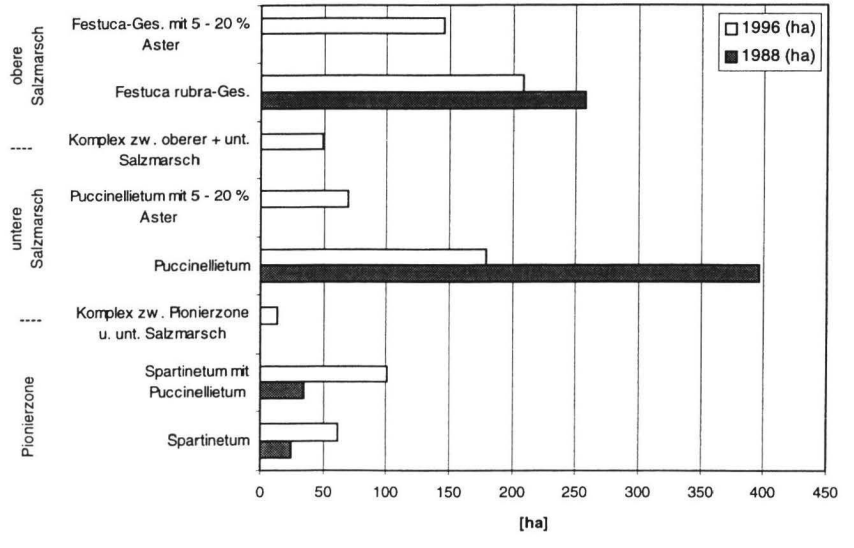


**Abb. 4:** Veränderungen großflächig verbreiteter Pflanzengesellschaften und Komplexe im Vorland vor dem Auguste-Viktoria-Koog (Dithmarschen)

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


In den unbeweideten Flächen der Festlandküste haben sich die 1996 beobachteten Trends fortgesetzt: Die Größe homogener Vegetationsbestände hat weiter abgenommen. Andel- und Bottenbinsen-Rasen sind weiter zurückgegangen, während Schlickgras-Fluren, Salzmelden-Gestrüppe und Strandquecken-Fluren sich ausbreiten konnten (s. Tab. 3). Erstmalig wurden auch in wenigen Salzmarschen Dithmarschens einige Bestände des *Atriplicetum portulacoidis* in kartierbarer Ausdehnung angetroffen. Entsprechend sind die ehemals weithin dominierenden Andelrasen zu einer Vegetationseinheit unter vielen geworden. Auf den deutlichen Rückgang der Wattqueller-Fluren wurde bereits eingegangen.

Eine neue Entwicklung ist, dass mittlerweile in einigen Gebieten in der oberen Salzmarsch die starke Dominanz von *Festuca rubra* zurückgeht und in vormals dichten Matten des Rotschwingels Mosaikbildung einsetzt, vor allem mit Strandbeifuß- und Strandquecken-Fluren. Strandquecken-Fluren sind nur selten von anderen Einheiten abgelöst worden, haben sich ihrerseits weiter ausgebreitet.

Mittlerweile zeigt die Einstellung der Grüppenunterhaltung in vielen der unbeweideten Flächen Auswirkungen dergestalt, dass manche Grüppen randlich verlanden. Auf einigen Beeten bilden sich vernässte Senken und Salzpfannen. Von einer Auflösung der Beetstruktur kann man allerdings bislang nur an wenigen exponierten Stellen sprechen. Beide Entwicklungen vermehren die Zahl der Standorte für Vegetationseinheiten der unteren Salzmarsch und der Pionierzone, die in gegrüppten Salzmarschen unterrepräsentiert sind (vgl. KIEHL 1997).

## 6 Diskussion und Bewertung der Ergebnisse aus vegetationskundlicher Sicht

Für Sand-Salzmarschen (z. B. JENSEN 1985; BAKKER et al. 1997b; BOS et al. 2002a) ebenso wie für Vorland-Salzmarschen der Festlandsküste (z. B. ANDRESEN et al. 1990; BAKKER et al. 2002b) wurde nach Nutzungsaufgabe mehrfach eine Tendenz zur Bildung großflächiger Dominanzen einzelner, hochwüchsiger Arten wie *Elymus athericus* und *Atriplex portulacoides* beschrieben. Langzeituntersuchungen zur Sukzession in schlickigen Vorland-Salzmarschen der Leybucht (Niedersachsen) ergaben, dass *Elymus athericus* in einer unbeweideten Versuchsparzelle bereits nach acht Jahren in der oberen Salzmarsch zur Dominanz gelangte und begann, in die untere Salzmarsch einzuwandern (BAKKER et al. 1997a).

An der Festlandsküste Schleswig-Holsteins sind nur wenige anthropogene Vorland-Salzmarschen längerfristig unbeweidet, z. B. das Vorland von Süderhafen (seit 1925 allenfalls sporadisch beweidet und seit den siebziger Jahren unbeweidet) und eine seit 1980 ungenutzte Versuchparzelle auf der Hamburger Hallig. Größtenteils finden sich dort Mosaike verschiedener Pflanzenarten und –gesellschaften. Auf exponierten Flächen mit hohen Sedimentationsraten bildet *Elymus athericus* in beiden Gebieten artenarme Dominanzbestände (AEGERTER 1993; KIEHL 1997; HEINZE 1997; KIEHL et al. 2000b, vgl. auch Beitrag von KIEHL et al. in diesem Heft).

In den ersten fünf Jahren nach Einrichtung von Beweidungsexperimenten im Friedrichskoog- und Sönke-Nissen-Koog-Vorland traten in den unbeweideten Versuchflächen keine großflächigen Dominanzen einzelner Arten auf. Der Einfluss der Beweidung auf die Artenvielfalt erwies sich als abhängig von der betrachteten Maßstabsebene: Auf kleinen Flächen (von 1 $m^2$ oder 4 $m^2$ Größe) waren die Artenzahlen in der unbeweideten Versuchsfläche des Sönke-Nissen-Koog-Vorlands am geringsten und in der intensiv beweideten Fläche am höchsten. Bei Flächengrößen von 40 bis 200 $m^2$ dagegen verursacht die Beweidungsintensität keine signifikanten Unterschiede mehr in Bezug auf die Artenzahlen (KIEHL 1997). Nach Abschluss der Beweidungsexperimente im Rahmen der Ökosystemforschung gaben KIEHL et al. (1996) folglich für die unteren und mittleren Vorland-Salzmarschen die Naturschutz-Empfehlung, die Beweidung einzustellen. In der oberen Salzmarsch verlief die Vegetations-entwicklung nach Beweidungsaufgabe deutlich langsamer, so dass zu diesem Zeitpunkt nur die Aussage getroffen werden konnte, dass eine weitgehende Reduktion der Grüppenunterhaltung zukünftige Dominanzen von *Festuca rubra* oder *Elymus athericus* möglicherweise verhindern könnten.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at



**Tab. 3:** Verbreitungsänderungen einzelner Pflanzengesellschaften zwischen 1996 und 2001 in Abhängigkeit von der Nutzung

| | langjährig ungenutzt[2] | jüngere Brache (< 10 Jahre) | extensive Weide | intensive Weide | Mahd[3] |
|---|---|---|---|---|---|
| **Gesellschaften:** | | | | | |
| *Elymetum atherici* (3 / 3) | ↗ | ↑ | ↗ | ↗ | ↗, ↘ |
| *Artemisietum maritimae* (2 / 3) | – | ↗, ↘ | ↑ | ↗ | ↑ |
| *Atriplicetum littoralis* (4 / 3) | – | ↑ | – | – | – |
| *Bolboschoenetum maritimi* (2 / 3) | ↘ | – | – | – | – |
| *Cotula coronopifolia*-Gesellschaft (3 / –) | ↑ | – | – | ↘ | – |
| *Festuca rubra*-Basalgesellschaft (– / 3[4]) | – | ↑, ↓ | ↑, ↓ | ↑, ↓ | – |
| *Atriplicetum portulacoidis* (2 / 3) | ↗, ↘ | ↑, ↘ | ↑ | ↑ | – |
| *Juncetum gerardii* (3 / 3) | – | ↓ | ↗, ↘ | ↑, ↓ | – |
| *Lolio-Cynosuretum* (3 / –) | – | – | – | ↑ | ↘ |
| *Peucedano-Calamagrostietum* (3 / 3) | ↗ | – | – | – | – |
| *Puccinellietum maritimae* (2 / 3) | ↗, ↘ | ↓ | ↓ | ↘ | ↑ |
| *Sagino-Cochlearietum* (3 / 2) | – | – | – | ⇔ | – |
| *Salicornietum ramosissimae* (4 / 3) | – | ↓ | – | ↑ | – |
| *Salicornietum strictae* (4 / 3) | ↗, ↘ | ↑, ↓ | – | – | – |
| *Schoenoplecto-Phragmitetum australis* und *Phragmites australis*-Gesellschaft (3 / –) | ↗ | – | – | – | – |
| *Spartinetum anglicae* (4 / 3) | ↗, ↘ | ↗, ↘ | ↗ | ↗ | – |
| *Suaeda maritima*-Gesellschaft (4 / 3) | ↓ | ↓ | – | ↓ | – |

**Legende**: in Klammern hinter den Gesellschaften: **landesweite Gefährdung** (DIERßEN et al. 1988 = 1 vom Aussterben bedroht; 2 stark gefährdet; 3 gefährdet; 4 derzeit nicht erkennbar gefährdet) / **wattenmeerweite Gefährdung** (WESTHOFF et al. 1993 = 1 hochgradig schutzbedürftig; 2 schutzbedürftig; 3 nicht schutzbedürftig, für den Wattenmeerbereich aber typisch; 4 nicht schutzwürdig, für den Wattenmeerbereich untypisch)
↑ = starke Zunahme; ↗ = mäßige Zunahme; ⇔ = keine wesentlichen Verbreitungsänderungen; ↘ = mäßige Abnahme; ↓ = starke Abnahme; ↗, ↘ oder ↑, ↓ = Zu- und Abnahme halten sich die Waage, – = unter dieser Nutzung weder 1996 noch 2001 beobachtet

Elf Jahre nach Beginn großflächiger Nutzungsänderungen bzw. dreizehn Jahre nach Einrichtung der Versuchsparzellen wurden 2001 eine Ausbreitung von Strandquecken-Fluren (*Elymetum atherici*) sowohl in stillgelegten als auch an gut dränierten Standorten in extensiv beweideten Flächen festgestellt. Diese Ausbreitung kann auf das Potenzial von *Elymus athericus* zurückgeführt werden, Ökotypen mit einer weiten ökologischen Amplitude auszubilden (BOCKELMANN 2002). Besiedelt wurden vor allem wattnahe, exponierte Standorte mit hohem Sedimenteintrag sowie gut entwässerte Standorte, z. B. an Priel- und Grabenrändern. Dabei wurden verschiedenste Einheiten aller Salzmarschenzonen von Schlickgras-Fluren bis zu Strandbeifuß-Gestrüppen verdrängt. Diese Ausbreitung wird sich aller Voraussicht nach weiter fortsetzen. Die zunehmende Ansiedlung von Beständen des *Elymetum atherici* auch außerhalb von den zuvor bevorzugt besiedelten Standorten (Spül-saumablagerungen und exponierte Standorte mit hoher Sedimentationsrate) lässt vermuten, dass die *Elymus*-Arten bzw. Bastarde – anders als z. B. von KIEHL (1997) angenommen wurde – nicht durch

---

2 diese Aussagen basieren auf Beobachtungen vor Oland und in den Brackröhrichten vor Neufeld

3 diese Aussagen basieren lediglich auf zwei kleinen Flächen im deichnahen Vorland von Oland und des Kaiser-Wilhelm-Koog

4 Das *Armerio-Festucetum* (WESTHOFF et al. 1993) umfasst artenreiche, zumeist unbeweidete Bestände auf Sand und ist nicht deckungsgleich mit der in dieser Arbeit kartierten *Festuca rubra*-Gesellschaft nach DIERßEN et al. (1988). Letztere dürfte von WESTHOFF et al. eher dem *Juncetum gerardii* zugeschlagen worden sein.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


Stickstofflimitation daran gehindert werden, in dichte Matten von *Festuca rubra* einzudringen. Die Entwicklung ist vor allem in Nordfriesland zu beobachten; aber auch für Dithmarschen zeichnet sich mittlerweile ab, dass es nach einer längeren Stagnationsphase zu einer deutlichen Ausbreitung der Strandquecken-Fluren kommen wird.

Anthropogene Vorland-Salzmarschen bieten aufgrund des hohen Anteils an gut entwässerten Standorten wesentlich mehr potenzielle Standorte für Strandquecken-Fluren als natürliche Salzmarschen. Nach Einstellung der Grüppenunterhaltung steigt nach bisheriger Kenntnis zwar die Strukturvielfalt, aber es ist nicht davon auszugehen, dass sich letztendlich großflächig ein natürliches Entwässerungssystem einstellen kann (REENTS et al. 1999), so dass die Vorland-Salzmarschen noch lange Zeit übermäßig stark entwässert werden dürften. Möglicherweise könnte ein aktiver Rückbau der Grüppen die Entwicklung eines weniger stark kulturbeeinflussten Entwässerungssytems fördern. In den Niederlanden sind Versuche geplant, die Länge und Ausdehnung des Entwässungssystems zu vermindern, um die morphologische Diversität des Entwüsserungssystems zu steigern (REENTS et al. 1999).

Standorte der Pionierzone und der unteren Salzmarsch sind in Landgewinnungs-Salzmarschen im Vergleich mit natürlich entstandenen Salzmarschen unterrepräsentiert (KIEHL 1997). Es ist außerdem zu erwarten, dass die Anteile der unteren Salzmarsch und der wattnahen Pionierzone kontinuierlich abnehmen werden durch die vorhersehbare und letztendlich wohl unabwendbare Alterung der in ihrer Ausdehnung mehr oder weniger fixierten Vorland-Salzmarschen (ESSELINK 2000; BAKKER et al., 2002a). Dieser Rückgang lässt sich durch Beweidung – bzw. effektiver wahrscheinlich noch durch Beweidung in Kombination mit Wiedervernässung (ESSELINK et al., im Druck) – hinauszögern.

Ein künstliches Aufhalten der natürlichen Sukzessionsvorgänge durch permanentes Management zugunsten von „Zielgesellschaften" (z. B. BAKKER et al. 1997b) auf großen Flächen im Nationalpark ist allerdings mit den Zielen des Nationalparks nicht vereinbar. Die aktuelle Entwicklung zeigt zudem, dass auch ohne Beweidung in gewissen Grenzen sekundäre Standorte (abflusslose Senken, Salzpfannen, zuschlickende Grüppen usw.) für Arten der Pionierzone und der unteren Salzmarsch durch die Wiedervernässung in den Brachen entstehen. Verstärkt werden könnte diese Entwicklung möglicherweise durch den beschleunigten Meeresspiegelanstieg: Jährliche Höhenmessungen in den Salzmarschen der Hamburger Hallig ergaben, dass die durchschnittlichen Zuwächse von 1995 – 1999 zwar ausreichten, den aktuellen Meeresspiegel-Anstieg zu kompensieren, dass dies jedoch auf einzelnen zentral gelegenen Flächen nicht der Fall war (SCHRÖDER & LÜNING 2000).

## 7 Empfehlungen aus vegetationskundlicher Sicht

Die Sukzession in den seit 1991 extensivierten oder stillgelegten Salzmarschen verläuft nach wie vor dynamisch. Die Beobachtung der weiteren Entwicklung sollte wie geplant ab 2005 (Termin der Luftbild-Befliegung) fortgesetzt werden. Aus vegetationskundlicher Sicht wird für die Vorland-Salzmarschen ein Nebeneinander verschiedener Nutzungen empfohlen:

**Intensive Beweidung:** 2001 zeigte sich in einer Reihe von Gebieten, dass die Vegetationsentwicklung in den Stillegungs- und Extensivierungsflächen zu einem erhöhten Diasporen-Output beweidungsempfindlicher Arten führt. Dieser wirkt sich auf die Vegetationsentwicklung in den intensiv beweideten Flächen aus, in denen sich an zahlreichen Stellen beweidungsempfindliche Arten etabliert haben. Diese Flächen weisen im Vergleich zu den nach wie vor reichlich vorhandenen „Golfrasen" eine höhere strukturelle Diversität auf.
Ein gewisser Anteil der Vorland-Salzmarschen wird schon deswegen langfristig intensiv beweidet bleiben, weil eine Reihe von Flächen für eine Extensivierung oder Stillegung dauerhaft nicht zur Verfügung stehen. Dies sind zum einen die deichnahen Flächen außerhalb des Nationalparks (der sogenannte „150 m-Streifen") und zum anderen die für den Küstenschutz benötigten Sodengewinnungsflächen (ca. 360 ha, STOCK 1998) innerhalb des Nationalparks.

In den Vorland-Salzmarschen könnten nach Abzug der Sodengewinnungsflächen theoretisch noch insgesamt 1.290 ha (510 ha in Nordfriesland und 780 ha in Dithmarschen) aus der intensiven Beweidung herausgenommen werden. Allerdings wird dies in Dithmarschen aufgrund vertraglicher Verpflichtungen

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


mittelfristig nicht realisierbar sein (STOCK 1998). Sowohl die Sodenentnahme als auch intensive Beweidung gelten als Hauptgefährdungsfaktoren für Salzmarschen-Biotope (SSYMANK et al. 1998). Intensiv beweidete Flächen bieten aber auch sekundäre Standorte für diejenigen Halophyten-Arten und -gesellschaften, die auf Rohboden, Störstellen und/oder bodennahen Lichteinfall angewiesen sind und unter natürlichen Bedingungen wohl weitgehend auf Strandwälle und frisch übersandete Flächen in Sand-Salzmarschen beschränkt wären. Dabei handelt es sich um seltene und teils (stark) gefährdete Arten wie *Parapholis strigosa* (Rote Liste SH: gefährdet, vgl. MIERWALD & BELLER 1990), *Puccinellia distans, Centaurium pulchellum* (RL SH: gefährdet), *Centaurium littorale* (RL SH: gefährdet) und *Bupleurum tenuissimum* (RL SH: stark gefährdet) sowie Bestände des *Sagino-Cochlearietum* (RL SH: gefährdet, vgl. DIERSSEN et al. 1988) und des *Juncetum gerardii* (RL SH: gefährdet).

Bottenbinsen-Rasen (*Juncetum gerardii*) werden langfristig wahrscheinlich auch in extensiv beweideten Vorland-Salzmarschen zugunsten von *Festuca rubra* und *Artemisia maritima* zurückgehen (KIEHL et al. 2000a; GETTNER 2002). Sollte sich dieser Trend – wie zu erwarten – fortsetzen, und eventuell die Fläche intensiv beweideter Salzmarschen weiter reduziert werden, wird die bereits zu Zeiten flächendeckender intensiver Beweidung gegebene Gefährdung der Bottenbinsen-Rasen zunehmen.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass zwischen einer Roten Liste von Arten und einer von Pflanzengesellschaften Unterschiede hinsichtlich der Anwendung in der Naturschutzpraxis bestehen. Wird die Gefährdung einer Art festgestellt (was z. B. für *Juncus gerardii* in Schleswig-Holstein nicht der Fall ist), so ist dies per se ein Alarmsignal und sollte Aktivitäten des Naturschutzes nach sich ziehen. Das Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften dagegen vollzieht sich in sehr viel kürzeren Zeiträumen, überwiegend im Ergebnis einer Änderung der Landnutzung. Das Verschwinden einer Pflanzengesellschaft ist mit dem Aussterben einer Art nicht vergleichbar, da es nicht zwingend unwiderbringliche Ressourcen vernichtet. Die Gefährdung einer Pflanzengesellschaft ist zudem nicht identisch mit ihrer Schutzwürdigkeit. Während die Gefährdung basierend auf einem Beurteilungszeitraum (rückblickend) und einem Prognosezeitraum (vorausschauend) einen Trend in der Bestandsentwicklung beschreibt, gehen in die Beurteilung der Schutzwürdigkeit weitere Kriterien ein wie die Besiedlung von Primär- oder Sekundärstandorten, die Regenerierbarkeit oder die Verantwortlichkeit (ABDANK et al. 2000).

Es ist davon auszugehen, dass der intensiv beweidete 150 m-Streifen und die Sodenflächen in der oben genannten Ausdehnung zusammen mit den Sand-Salzmarschen ausreichen, um einen dauerhaften Bestand der in diesem Kapitel genannten Arten und Gesellschaften zu gewährleisten. Es ist jedoch aus anderen Gründen zu empfehlen, dass sich intensiv beweidete Flächen in den Festland-Salzmarschen nicht allein auf die deichnahen Bereiche beschränken sollten: Falls die bisher vorherrschende Praxis weitergeführt wird, vor allem wattnahe und mittlere Bereiche aus der Beweidung zu nehmen und nur die deichnahen Bereiche in intensiver Nutzung zu belassen, werden sich Prozesse wie Kantenerosion und kantennahe Auskolkungen zwangsläufig auf die unbeweideten Bereiche konzentrieren. Um die jeweiligen Auswirkungen von Beweidungsaufgabe bzw. Extensivierung, steigendem Diasporenpotenzial, Einstellung der Begrüppung und des Meeresspiegelanstiegs beurteilen zu können, werden neben unbeweideten und extensiv beweideten Salzmarschen weiterhin großflächige intensiv beweidete Referenzflächen nötig sein, die möglichst vom Deich bis zum Watt einheitlich genutzt werden sollten. Ohne regionale, bis zur Wattkante intensiv beweidete Referenzflächen wäre es schwierig, kausale Zusammenhänge zwischen diesen Prozessen und der Nutzungsintensität zu untersuchten und zu belegen bzw. widerlegen. Ein solcher Neuzuschnitt sollte zu keiner Ausweitung der intensiven Beweidung führen, sondern flächenneutral im Tausch mit den anderen Nutzungsintensitäten erfolgen.

**Extensive Beweidung:**
Innerhalb der als extensiv bezeichneten Beweidungsintensitäten können große graduelle Unterschiede bestehen. In den Vorland-Salzmarschen der Hamburger Hallig ermöglichte erst eine Reduktion der Besatzdichte von 0,6 auf 0,3 Mutterschafe pro ha die Entstehung der für extensive Beweidung typischen Beweidungsgradienten (KIEHL et al. 2000a).

Unter den Pflanzengesellschaften profitieren in anthropogenen Vorland-Salzmarschen vor allem Strandbeifuß- und Salzmelden-Gestrüppe (*Artemisietum maritimae* und *Atriplicetum portulacoidis*) von extensiver Beweidung. Diese Nutzungsform ist somit vor allem für die Strandbeifuß-Gestrüppe von Bedeutung, da diese – anders als Salzmelden-Gestrüppe – in langjährig unbeweideten Salzmarschen nach anfänglicher Ausbreitung wieder abnehmen und in den langjährig unbeweideten Vorland-Salzmarschen Olands nicht mehr in

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


kartierbarer Ausdehnung vorkommen (GETTNER 2002, s. auch Tab. 3). Die Kartierungsergebnisse von 2001 zeigen allerdings, dass seit 1996 wider Erwarten beide Gesellschaften in einigen intensiv beweideten Vorland-Salzmarschen Fuß gefasst haben. Ob sich eine extensive Beweidung zur Erhaltung größerer Bestände des *Artemisietum maritimae* als notwendig erweisen wird, wird von der zukünftigen Sukzession in den Brachen und in den intensiv beweideten Flächen abhängen.

Es wird empfohlen, Flächen gleichartiger Nutzung großflächig und möglichst durchgehend von der Außengrenze des 150 m-Streifens (bzw. vom Fahrdamm auf der Hamburger Hallig) bis zum Watt einzurichten. Dies sollte nicht nur bei Umwandlung bislang intensiv genutzter Flächen erfolgen, sondern auch der Zuschnitt bereits extensivierter Bereiche ist zu überdenken, da im Untersuchungsgebiet derzeit keine Flächen existieren, die bis an die Wattkante extensiv beweidet werden.

In den Dithmarscher Vorland-Salzmarschen, die sich von den nordfriesischen durch einen höheren Sandanteil unterscheiden, findet abgesehen von den Versuchsparzellen im Friedrichskoog-Vorland keine extensive Beweidung statt. Diese Parzellen sind jedoch nur relativ klein und die dortige Entwicklung ist aufgrund der Buchtenlage möglicherweise nicht auf alle Dithmarscher Salzmarschen übertragbar. Nach Möglichkeit sollte die Beweidung in einem Teil der bislang intensiv beweideten Salzmarschen vor der Dithmarscher Küste extensiviert werden.

**Unbeweidete Flächen:**
Dauerflächenuntersuchungen in den Salzmarschen der Hamburger Hallig zeigen sieben Jahre nach Beweidungsaufgabe eine Zunahme der Strukturvielfalt sowohl in der unteren als auch in der oberen Salzmarsch. Weder in der oberen noch in der unteren Salzmarsch ließ sich dagegen ein Einfluss der Beweidung auf die Gesamtartenzahlen nachweisen. Betrachtet man dagegen nur diejenigen Arten, die vitale Bestände aufbauen und somit dominant auftreten können, so zeigt sich eine deutliche Zunahme von intensiv über extensiv bis zu unbeweideten Flächen (KIEHL et al. 2000a).

2001 zeigte die flächendeckende Kartierung, dass in den seit mittlerweile elf Jahren ungenutzten Flächen beweidungsempfindliche Arten wie *Aster tripolium*, *Artemisia maritima*, *Atriplex portulacoides*, *Elymus athericus* und *Limonium vulgare* stabile und teils ausgedehnte Bestände gebildet haben. Anders als 1996 wurden auch vor der Dithmarscher Festlandsküste Bestände des *Atriplicetum portulacoidis* in kartierbarer Ausdehnung und großflächigere Bestände des *Elymetum atherici* festgestellt. Dies ist als eindeutiger Erfolg für den Naturschutz zu werten, da sich damit die Gefährdungssituation von *Atriplex portulacoides* (Rote Liste SH: stark gefährdet), des *Atriplicetum portulacoidis* (RL SH: stark gefährdet), artenreicher Bestände des *Puccinellietum maritimae* (RL SH: stark gefährdet), des *Artemisietum maritimae* (RL SH: gefährdet) und des *Elymetum atherici* (RL SH: gefährdet) so stark verbessert hat, dass bei einer etwaigen Überarbeitung der entsprechenden Roten Listen voraussichtlich die Gefährdungssituation für Schleswig-Holstein als günstiger eingestuft werden würde.

Strandbeifuß-Gestrüppe zeigen ein Verbreitungsmaximum in jungen Brachen und werden bei länger anhaltender Brachedauer vermutlich zunehmend von Strandquecken-Fluren abgelöst werden (GETTNER 2002). In den langfristig unbeweideten Vorland-Salzmarschen Olands sind Keilmelden-Gestrüppe, Strandquecken- und Schlickgras-Fluren die am weitesten verbreiteten Einheiten. Großflächige Dominanzen einzelner Arten wurden auch nach mindestens 34 Jahren ohne Nutzung (KEMPF et al. 1987) in diesen Flächen nicht vorgefunden.

Vergleichende Untersuchungen in 38 Salzmarschen-Gebieten in Dänemark, Deutschland und den Niederlanden zeigte, dass Transekte durch unbeweidete Salzmarschen zwar ein erhöhtes Vorkommen von Gesellschaften aufwiesen, die von hochwüchsigen Arten (*Atriplex portulacoides, Artemisia maritima* und *Elymus athericus*) dominiert werden, aber von diesen nie komplett domiert wurden. In langfristig unbeweideten Festland-Salzmarschen nahmen die hochwüchsigen Arten durchschnittlich 75 % der untersuchten Transekte ein, in ebensolchen Sand-Salzmarschen dagegen nur 28 % (BOS et al. 2002b).

Weitere Stillegungen werden die positive Entwicklung im Hinblick auf die verringerte Gefährdung von Pflanzenarten und –gesellschaften kaum noch verbessern können. Trotzdem gibt es Gründe für weitere Stillegungen, da sich mit der Einstellung der landwirtschaftlichen Nutzung und der Begrüppung die Natürlichkeit des Landschaftsbildes erhöht. Dies entspricht im hohen Maße dem Nationalpark-Leitbild einer

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


möglichst ungestörten Entwicklung (vgl. STOCK et al. 1997) und beinhaltet einen Verzicht auf Vorgaben bestimmter Zielgesellschaften oder bestimmter Artenzahlen pro Flächeneinheit.

Der Anteil unbeweideter Vorland-Salzmarschen an der Festlandsküste sollte daher im Nationalpark weiter gesteigert werden. Abgesehen von dem oben empfohlenem flächenneutralen Austausch zur Erreichung großer durchgehender Bereiche einheitlicher Nutzung sollten die bisher stillgelegten Flächen dauerhaft ungenutzt bleiben.

**Danksagung**
Dr. Martin Stock, Dipl.-Ing. agr. Hannes Matthießen, Dipl.-Geogr. Jörn Kohlus und Dr. Kai Jensen haben dieses Manuskript durch ihre konstruktive Kritik sehr verbessert.
Die unfangreichen Interpretations- und Kartierungsarbeiten wurden ermöglicht durch die engagierte Mitarbeit zahlreicher studentische Hilfskräfte, von denen hier stellvertretend die MitarbeiterInnen im Jahr 2001 genannt seien: Reimer Becker, Hanna Riek, Antonia Wanner, Annika Badorrek, Dipl.-Biol. Uwe Deppe, Mike Gabriel, Margrit Gebhard, Tanja Hansen, Marco Heße, Armin Jeß, Jörn Klinke, Tina Schlossorsch, Dipl.-Biol. Gregor Stolley, Katrin Wohlrab und Phillip Wülfing.

## 8 Literatur

ABDANK, A., C. BERG & J. DENGLER (2000): Gefährdung von Pflanzengesellschaften – Vorgehen bei der „Roten Liste der Pflanzengesellschaften von Mecklenburg-Vorpommern". Schrriftenreihe für Vegetationskunde 35, 49-63.

AEGERTER, E. (1993): Vegetationskundliche und bodenkundliche Analyse von Gradienten in lang- und kurzfristig unbeweideten Salzmarschen Schleswig-Holsteins. Unveröff. Diplomarbeit am Bot. Inst. der Christian-Albrechts-Universität, 128 S., Kiel.

ANDRESEN, H., J. P. BAKKER, M. BRONGERS, B. HEYDEMANN, U. IRMLER (1990): Long-term changes of saltmarsh communities by cattle grazing. Vegetatio 89, 137-148.

BAKKER, J. P. (1993): Strategies for Grazing Management on Salt Marshes. Wadden Sea Newsletter 1993-1, 8-10.

BAKKER, J.P., P. ESSELINK & K.S. DIJKEMA (1997a): Salt Marsh Management for Nature Conservation, the Value of Long-Term Experiments. Waddensea Newsletter 97-1, 8.S.

BAKKER, J.P., P. ESSELINK, R. VAN DER WAAL & K.S. DIJKEMA (1997b): Options for restoration and management of coastal saltmarshes in Europe. In: URBANSKA, K.M., WEBB, N.R., EDWARDS, P.J. (Hrsg.): Restoration ecology and sustainable development. Cambridge University press, 286-322, Cambridge.

BAKKER, J.P., P. ESSELINK, K.S. DIJKEMA, W.E. VAN DUIN & D. J. DE JONG (2002a): Restoration of salt marshes. Hydrobiologia 478(1), 29-51.

BAKKER, J.P., BOS, D. & Y. DE VRIES (2002b): To graze or not to graze, that is the question. In: ESSINK, K., M. VAN LEEUWE, A. KELLERMANN & W.J. WOLFF (Hrsg.): Proceedings of the 10th international Scientific Waddensea Symposium. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Hague (in press).

BEEFTINK, W. G. (1985): Population dynamics of annual *Salicornia* species in the tidal salt marshes of the Oosterschelde, The Netherlands. Vegetatio 61, 127-136.

BOS, D., J.P. BAKKER, Y. DE VRIES & S. VAN LIESHOUT (2002a): Long-term vegetation changes in experimentally grazed and ungrazed back barrier marshes in the Wadden Sea. Applied Vegetation Science 5, 45-54.

BOS, D., M. LOONEN, M. STOCK, F. HOFEDITZ, S. VAN DER GRAAF & J.P. BAKKER (2002b): Utilization of Wadden Sea salt marshes by geese in relation to livestock grazing. In BOS, D. (2002): Grazing In coastal Grasslands. Brent geese and faciliation by herbivory. Dissertation Universität Groningen, 224 S..

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. neu bearb. Aufl.: 865 S., Springer, BerlinWien, New York.

CWSS (1997): Erklärung von Stade: Trilateraler Wattenmeerplan. (Stade, 22. Oktober 1997). http://cwss.www.de/tgc/MD-Stade-D/WSP-D/WSP-D-start.html vom 30.08.02.

CWSS (2000): Report of the TMAP Salt Marsh Workshop, Haren, The Netherlands, 28 – 29 November 2000. Preliminary version, December 2000.

DIERßEN, K., H. v. GLAHN, W. HÄRDTLE, H. HÖPER, U. MIERWALD, J. SCHRAUTZER & A. WOLF (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins, 2. Aufl. – Schrriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 6, 157 S..

DIJKEMA, K. S. (1997): Impact prognosis for salt marshes from subsidence by gas extraction in the wadden sea. Journal of Coastal Research 13(4), 1294-1304.

ENEMARK, J. A. & F DE JONG (1994): Nationale und internationale Schutzmaßnahmen für das Wattenmeer. In: LOZAN, J. L., E. RACHOR, K. REISE, H. v. WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.): Warnsignale aus dem

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


Wattenmeer. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin, 326-330.

ESSELINK, P. (2000): Natur Mangement of Coastal Salt Marshes. Interactions between anthropogenic influences and natural dynamics. Dissertation Universität Groningen, 256 S..

ESSELINK, P., K.S. DIJKEMA & L.M. FRESCO (im Druck): Vegetations change in a man-made salt marsh affectet by decreased grazing and neglectet of artificial drainage. Applied Vegetation Science.

GETTNER, S. (2002): Kartierung der realen Vegetation der Festland-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins sowie des Vorlandes von Oland und Langeneß (im Maßstab 1 : 5.000). Unveröff. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 100 S., St. Peter-Ording.

GETTNER, S. & K. HEINZEL (1997a): Kartierung der realen Vegetation der Festland-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins sowie des Vorlandes von Oland, Langeneß, Föhr und Pellworm (im Maßstab 1 : 5.000). Unveröff. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 106 S., Kiel.

GETTNER, S. & K. HEINZEL (1997b): Kartierung der realen Vegetation des Vorlandes von St. Peter-Ording (im Maßstab 1 : 5.000). Unveröff. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 47 S., Kiel.

GETTNER, S. & K. HEINZEL (1998): Kartierung der realen Vegetation des Vorlandes von Sylt und Amrum. Unveröff. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 65 S., St. Peter-Ording.

HÄRDTLE, W. (1989): Potentiell natürliche Vegetation - Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 40, 72 S..

HAGGE, H. (1989): Kartierung der realen Vegetation der schleswig-holsteinischen Festland-Salzwiesen (im Maßstab 1 : 5.000). – Unveröff. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 26 S., Kiel.

HAGGE, H. (1990): Biotopkartierung im Supra- und Epilitoral des Wattenmeeres: Kartierung der Salzwiesen von Pellworm, Föhr, Langeneß, Oland (westl. des Transportdammes) und des Vorlandes von Schobüll. – Unveröff. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 25 S., Kiel.

HEINZE, C. (1997): Sukzessionsabläufe langfristig unbeweideter Salzwiesen an ausgewählten Beispielen der schleswig-holsteinischen Westküste. Unveröff. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Kiel, 120 S..

HOUWING, E.J., W.E. VAN DUIN, Y. SMIT-VAN DER WAAIJ, K. S. DIJKEMA & J.H.J. TERWINDT (1999): Biological and abiotic factors influencing the settlement and survival of *Salicornia dolichostaya* in the intertidal pionieer zone. Mangroves and Salt Marshes 3, 197-206.

HUISKES, A.H.L., B.P. KOUTSTAAL. B.P. HERMAN, P.M. BEEFTINK, W.G. MARKUSSE & W. DE MUNCK (1995): Seed dispersal of halophytes in tidal salt marshes. Journal of Ecology 83, 559-567.

KEMPF, N., J. LAMP & P. PROKOSCH, Hrsg. (1987): Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? WWF Tagungsbericht 1, 476 S., Husum.

KIEHL, K. (1997): Vegetationsmuster in Vorlandsalzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und Standortfaktoren. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 52, 1-142.

KIEHL, K., I. EISCHEID, S. GETTNER & J. WALTER (1996): Impact of different sheep grazing intensities on saltmarsh vegetation in northern Germany. Journal of Vegetation Science 7, 99-106.

KIEHL, K., H. SCHRÖDER, B. BREDEMEIER & A WIGGERSHAUS (2000a): Der Einfluss von Extensivierung und Beweidungsaufgabe auf Artenzusammensetzung und Struktur der Vegetation. – In: Stock, M. & Kiehl, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, 34-42.

KIEHL, K., C. HEINZE, S. GETTNER & M. STOCK (2000b): Ausblick: Langfristige Vegetationsveränderungen im Vorland der Hamburger Hallig und ihre Bedeutung für herbivore Vögel. – In: Stock, M. & Kiehl, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, 66-73, Tönning.

KIEHL, K., JENSEN, K. & M. STOCK (2002): Langfristige Vegetationsveränderungen in Wattenmeer-Salzwiesen in Abhängigkeit von Höhenlage und Sedimentation. Kieler Notizen zur Pflanzenkunde 30, ***xyxy***.

MELFF (1995): Vorlandmanagement in Schleswig-Holstein. Endbericht der MELFF/MNU-Arbeitsgruppe Vorland. 6 S. + Abb., Tab., Karten und Anhänge, Kiel.

MIERWALD, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 39, 286 S..

MIERWALD, U. & BELLER, J. (1991): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein. – Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 3. Fassung, 3-44, Kiel.

PROBST, B. (1998): Künftiger Küstenschutz. In: NPA/UBA: Umweltatlas Wattenmeer, Bd. 1. Nordfr. u. Dithm.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at


Wattenmeer. 270 S., Stuttgart.

REENTS, S. (1995): Vergleich von Grüppensystemen in den Vorländern der Groninger Festlandsküste mit natürlichen Prielsystemen in vier Referenzgebieten. Unveröff. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 79 S., Kiel.

REENTS, S., K.S. DIJKEMA, J. VAN DEN BERGS, J.H. BOSSIANDE & J. DE VLAS (1999): Drainage systems in the Netherlands forland salt marshes and natural creek systems. Senckenbergiana Maritima 29, 125-126.

REISE, K., J. L: LOZAN, E. RACHOR & H. V. WESTERNHAGEN (1994): Ausblick: Wohin entwickelt sich das Wattenmeer? In: LOZAN, J. L., E. RACHOR, K. REISE, H. V. WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell-Wissenschafts-Verlag, Berlin, 343-348.

SCHRÖDER, H. & M. LÜNING (2000): Die Standortverhältnisse in den Salzmarschen der Hamburger Hallig. – In: STOCK, M. & KIEHL, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, 13-23.

STOCK, M. (1998): Salzwiesen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer: Langfristige Nutzungsänderungen. – In: NPA (Hrsg.) Wattenmeermonitoring 1988. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, 8-10.

STOCK, M., K. KIEHL & H. D. REINKE (1997): Salzwiesenschutz im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. – Schriftenreihe des Nationalparkamtes, Heft 7, 50 S..

STOCK, M. & K. KIEHL (2000): Empfehlungen zum Salzwiesenmangement im Nationalpark Schleswig-Holsteinischens Wattenmeer. – In: Stock, M. & Kiehl, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, 74-77.

SSYMANK, A., U. HAUKE, C. RÜCKRIEM & E SCHRÖDER (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53, 560 S..

WESTHOFF, V., C. HOBOHM, J.H.J. SCHAMINEE (1993): Rote Liste des Naturraumes Wattenmeer unter Berücksichtigung der ungefährdeten Vegetationseinheiten. Tuexenia 13, 109-140.

ZHANG, H. Q. & R. HORN (1993): Einfluss der Beweidung auf die physikalischen Eigenschaften einer Salzmarsch im Deichvorland (II): Bodenfestigkeit. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 37, 214-220.

*Anschrift der Verfasserin:* Sabine Gettner
HEINZEL & GETTNER
Biologische Gutachten + Planung
Feldhausweg 4
25826 St. Peter-Ording,
sgettner@t-online.de

Diese Untersuchung wurde im Rahmen des „Trilateral Monitoring und Assessment Program" (TMAP) und im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer durch das Büro Heinzel & Gettner (Biologische Gutachten und Planung) erstellt.

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Kieler Notizen zur Pflanzenkunde

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: 30

Autor(en)/Author(s): Gettner Sabine

Artikel/Article: Vegetationsveränderungen in Festland-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins - elf Jahre nach Änderung der Nutzungen 69-83