

## **Management, Biodiversität und Restitutionspotenzial von Salzrasen der Ostsee: Vegetationsökologische Analysen entlang eines komplexen ökologischen Gradienten**

### **Hintergrund**

Salzrasen der Ostseeküste sind durch unregelmäßige Überflutungen mit Brackwasser geprägt. Dabei sind mehrere ökologische Gradienten von Bedeutung: Vom Kattegat über die deutsche und polnische Ostseeküste bis ins Baltikum und den Bottnischen Meerbusen nimmt der Salzgehalt ab, das Klima wird kontinentaler und die Winter werden entsprechend eisreicher. Aufgrund der Glazialgeschichte hebt sich an den nördlichen Ostseeküsten auch heute noch die Landoberfläche. Dagegen senkt sie sich im Südwesten der Ostsee, wodurch sich Küstenüberflutungsmoore mit Torfböden bildeten.

Aufgrund des geringen Salzgehalts können sich an der Ostsee schon recht ufernah Gehölze oder Brackwasser-Röhrichte etablieren. Nur weil seit Jahrhunderten der Gehölz- oder Röhrichtaufwuchs durch Mahd oder Beweidung verhindert wurde, konnten großflächige Salzrasen entstehen. Durch Eindeichung, Entwässerung und Intensivierung der Landwirtschaft sind Ostsee-Salzrasen stark reduziert worden. Während der letzten Jahrzehnte hat die Nutzungsaufgabe zu einem weiteren Rückgang der Ostsee-Salzrasen und ihrer charakteristischen Pflanzenarten geführt.

Um Salzrasen und ihre charakteristischen Biozönosen zu erhalten, wird heute die Aufrechterhaltung einer extensiven Beweidung im Rahmen von Naturschutzprogrammen oder -projekten finanziell unterstützt. Darüber hinaus wurde in vielen zuvor brachgefallenen Salzrasen eine extensive Beweidung zur „Restitution“ (Wiederherstellung) von Salzrasen wieder eingeführt. Das Restitutionspotenzial hängt dabei u. a. von der Ausbreitung und der Überdauerung keimfähiger Samen in den Samenbanken des Bodens ab.

Salzrasen sind nicht nur als Lebensräume wichtig, sondern erfüllen auch eine Reihe anderer Ökosystemfunktionen. Durch Sedimentation und Torfbildung können (Nähr-)Stoffe gespeichert werden. Daneben finden verschiedene Transformationsprozesse statt. Daher können Salzrasen eine wichtige Rolle im Stickstoff-, Phosphor- und Siliziumhaushalt der Küstengewässer spielen. Aufgrund der funktionellen Wechselwirkungen zwischen Salzrasen und Küstengewässern können Salzrasen als Teil der Küsten- und Übergangsgewässer nach der Wasserahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRRL) angesehen werden. Daher sollten sie auch in die Bewertung des „ökologischen Zustands“ der Küstengewässer einbezogen werden.

## **Ziele dieser Arbeit**

Die vorliegende Arbeit zielt darauf ab, Muster der Sukzession und Phytodiversität (Pflanzenartenvielfalt) beweideter und brachgefallener Ostsee-Salzrasen entlang eines komplexen ökologischen Gradienten zu analysieren. Gleichzeitig soll das Potenzial der Beweidung als Naturschutz- und Restitutionsmaßnahme für Salzrasen abgeschätzt werden. Weiterhin soll das Restitutionspotenzial durch die Samenbank brachgefallener Salzrasen in Estland beurteilt werden. Schließlich wird die Relevanz von Salzrasen und Brackwasserröhrichten der deutschen Ostseeküste für den ökologischen Zustand der Küstengewässer beleuchtet und ein Verfahren zur Bewertung dieser Lebensräume für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie vorgeschlagen.

## **Teil 1: Einfluss des Managements auf die Vegetation von Ostseesalzrasen entlang eines komplexen ökologischen Gradienten**

### **Methoden**

Entlang des Salinitätsgradienten wurden vier Regionen ausgewählt: Nord-Dänemark mit einer Salinität von 22-28‰, Schleswig-Holstein (Nordwestdeutschland, Salinität von 10-18‰), Mecklenburg-Vorpommern (östlich der Darßer Schwelle, Nordostdeutschland, Salinität von 7-9‰) und West-Estland (Salinität von 6-7‰). In allen vier Untersuchungsregionen wurden kontinuierlich beweidete Salzrasen mit frühen und späten Brachestadien verglichen. Das „späte Brachestadium“ wurde durch das Vorkommen von Schilf (*Phragmites australis*) mit einer Deckung von > 25% definiert. Für jede Region und Managementkategorie wurden 5-7 Replikate ausgewählt.

Die Vegetation wurde zwischen Juli und September in den Jahren 2004 bis 2007 auf einer repräsentativen Fläche von 25 m x 25 m in der unteren Salzrasenzone untersucht. Die Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen wurde auf dem gesamten 625-m<sup>2</sup>-Plot und auf je fünf Subplots von 1 und 25 m<sup>2</sup> (in einem genesteten Design) aufgenommen. Weiterhin wurden die Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur und Standortbedingungen wie Geländehöhe, Überflutungsfrequenz, Nutzungsgeschichte und verschiedenen Bodenparametern charakterisiert. Zusätzlich wurden mittlere Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) berechnet.

Die Pflanzenarten wurden durch verschiedene Merkmale kategorisiert (Lebenszyklus, CSR-Strategietypen nach Grime 1979, sozio-ökologische Artengruppen nach Ellenberg et al. 1992, Rote-Liste-Arten nach Berg et al. 1996 und „charakteristische Arten“ nach der Flora-Fauna-

Habitat-Richtlinie der Europäischen Union, FFH-RL). Anschließend wurden jeweils die prozentualen Anteile dieser Artengruppen in der Vegetation berechnet, um den Einfluss des Managements sowie regionale Unterschiede zu analysieren.

## **Ergebnisse**

Entlang des untersuchten Komplexgradienten traten die deutlichsten Veränderungen der Standortbedingungen und der Vegetation in Estland auf. Die Bodensalinität war signifikant geringer als in den anderen drei Regionen, ebenso wie der mittlere Salz-Zeigerwert. Ein Anstieg der Stress-Komponente in der Vegetation (nach den CSR-Strategietypen nach Grime) von Estland nach Nord-Dänemark zeigte den durch die Salinität hervorgerufenen Stressgradienten an. Gleichzeitig wies ein Anstieg des Phosphatgehalts im Boden und des mittleren Stickstoff-Zeigerwerts zur westlichen Ostsee hin (v.a. in Nord-Dänemark) auf einen Nährstoffgradienten hin, der mit anthropogenen Nährstoffeinträgen korreliert war. Die Artenzahlen waren in Estland höher als in den anderen drei Regionen, vor allem auf größerem räumlichem Maßstab (625 m<sup>2</sup>), was sich in einem steileren Anstieg und einem höheren Achsenabschnitt der Arten-Areal-Kurven widerspiegelte. Auch die Evenness war in Estland höher.

Bereits in frühen Brachestadien wandelte sich die Vegetationsstruktur, während Veränderungen der Artenzusammensetzung und Artengruppen vorwiegend in späten Brachestadien auftraten. Die Artenzahl war variabel und nicht signifikant durch das Management beeinflusst. Nur in Schleswig-Holstein nahm die Artenzahl in späten Brachestadien, die ein höheres Brachealter aufwiesen als in den anderen drei Regionen, auf 1 und 25 m<sup>2</sup> signifikant ab. In allen Regionen sank die Artenzahl mit zunehmender Schilfdeckung.

„Charakteristische Arten“ nach der FFH-Richtlinie nahmen in späten Brachestadien ab, vor allem auf kleinen Flächen (1 und 25 m<sup>2</sup>). Der Anteil von Arten der Roten Liste zeigte in Schleswig-Holstein ein Maximum in frühen Brachestadien, gefolgt von einer starken Abnahme in späten Brachestadien. Dagegen nahm er in Mecklenburg-Vorpommern im Sukzessionsverlauf stetig ab und war generell niedriger als in Schleswig-Holstein.

Mehrere abiotische Parameter spiegelten keine regionalen Unterschiede wider, sondern wiesen auf die Existenz zweier Salzrasen-Bodentypen mit unterschiedlicher Entstehungsgeschichte hin. Der „flache Salzrasen-Bodentyp“ mit einer dünnen organischen Schicht, niedrigen Nährstoffgehalten und meist hohen pH-Werten dominierte die Landhebungsgebiete (Estland, norddänische Insel Læsø) und trat auch in einigen Strandwallsystemen an der südlichen Ostseeküste (Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern) auf. Er war gekennzeichnet durch eine artenreiche Vegetation mit hoher Evenness, durch hohe kleinräumige Variabilität der Standortbedingungen, allmähliche Übergänge zu nicht-salzgeprägten Habitaten sowie einem leichten Anstieg der Artenzahl im späten Brachestadium.

Im Gegensatz dazu wies der „tiefe Salzrasen-Bodentyp“ eine tiefe organische Schicht mit hohem Nährstoffgehalt und niedrigem pH-Wert auf. Er dominierte an der südlichen Ostseeküste, an der Salzrasen meist als Küstenüberflutungsmoore ausgeprägt sind. Er trat aber auch am norddänischen Festland auf, wo die Landhebung gering ist und Salzrasen am Eingang von Fjorden oder entlang der Außenküste vorkommen und (gegenüber der Insel Læsø) stärker durch landwirtschaftliche Nährstoffausträge beeinflusst sind. In Salzrasen des tiefen Bodentyps nahmen Artenzahl und Evenness von frühen zu späten Brachestadien hin ab.

### **Schlussfolgerungen**

Die Ergebnisse machen deutlich, dass sowohl Salinität als auch Geomorphologie und Bodenentwicklung die Vegetation der Ostsee-Salzrasen und ihre Artenvielfalt auf unterschiedlichen räumlichen Maßstabsebenen bestimmen. Brache führt nicht notwendigerweise zu einem Verlust von Artenvielfalt. Erst die Sukzession hin zu dichten Röhrichtern lässt eine solche Entwicklung langfristig erwarten. Zudem beeinflusst Brache die Artenvielfalt überwiegend auf kleiner räumlicher Maßstabsebene. Selbst wenn alle Salzrasen brachfielen, wäre das großräumige Aussterben von Pflanzenarten der Salzrasen unwahrscheinlich.

Die Regionen entlang des Ostseegradients unterscheiden sich hinsichtlich der Geschwindigkeit und Richtung der Sukzession: In den westlichen Regionen (Nord-Dänemark und Schleswig-Holstein) ist die Sukzession zu Brackwasserröhricht langsamer und insgesamt weniger wahrscheinlich. Das untersuchte „frühe Brachestadium“ der Salzrasen (dominiert von u.a. *Festuca rubra*, *Artemisia maritima*) kann mindestens mehrere Jahrzehnte bestehen. Vermutlich repräsentiert es sogar das „Endstadium“ der Sukzession in den meisten norddänischen Salzrasen und möglicherweise auch in einigen in Schleswig-Holstein, in denen Faktoren wie hohe Störungsfrequenz oder -intensität (durch Exposition, Wellenschlag, Eisschur oder Herbivorie durch Wildtiere) und/oder geringe Nährstoffverfügbarkeit die Verbreitung von Schilf limitieren. Folglich ist hier die Sukzession hin zum Brackwasserröhricht nicht unbedingt für alle Gebiete zu erwarten.

Im Gegensatz dazu verläuft die Sukzession zum Brackwasserröhricht in den östlichen, weniger salinen Regionen (Mecklenburg-Vorpommern und Estland) deutlich schneller. In Mecklenburg-Vorpommern wird sie beschleunigt durch die hohe Nährstoffverfügbarkeit der vorherrschenden Küstenüberflutungsmoore. Nur in Ausnahmefällen, d.h. bei geringer Nährstoffverfügbarkeit („flacher Bodentyp“), können zusätzliche Störfaktoren die Sukzession hin zum Brackwasserröhricht verzögern oder verhindern.

Das Maximum beim Anteil an Rote-Liste-Arten im frühen Brachestadium in Schleswig-Holstein repräsentiert eine vorübergehende blüten- und artenreiche „charmante Phase der Sukzession“. Es kommt dadurch zustande, dass einige der Rote-Liste-Arten nach Bewei-

dungsaufgabe zurückgehen, aber im frühen Brachestadium noch vorkommen, während andere – beweidungsempfindliche – Arten sich erst in diesem Stadium etablieren, d.h. von der Beweidungsaufgabe profitieren. Dasselbe Managementregime kann also nicht alle diese Arten gleichzeitig fördern. Daher kann das Naturschutzziel „Schutz seltener und gefährdeter Pflanzenarten“ nur erreicht werden, wenn eine Vielfalt von Managementregimen oder zumindest Beweidungsintensitäten auf regionaler Ebene umgesetzt wird.

## **Teil 2: Einfluss von Beweidung, Brache und Restitution auf Vegetation und Samenbanken estnischer Salzrasen**

### **Methoden**

In Estland wurde zusätzlich zu den Vegetationsuntersuchungen aus Teil 1 (beweidete Salzrasen, frühes und spätes Brachestadium) die Vegetation von fünf „restituierten“ Salzrasen untersucht, ehemaligen „späten Brachestadien“, in denen eine Beweidung vor 2-4 Jahren wieder eingeführt wurde.

Weiterhin wurde im November 2004 in Estland die Samenbank fünf beweideter Salzrasen sowie vier Salzrasen des frühen und zwei des späten Brachestadiums beprobt. In jedem 25 m<sup>2</sup>-Subplot wurde eine Mischprobe von ca. 800 ml genommen und in zwei Horizonte geteilt (0-5 cm, 5-10 cm). Mithilfe der Keimungsmethode wurden Dichte und Artenzusammensetzung der Samenbank bestimmt.

Die Pflanzenarten wurden durch verschiedene Merkmale kategorisiert (Lebenszyklus, sozio-ökologische Artengruppen, „charakteristische Arten“ nach FFH-RL). Anschließend wurden jeweils die prozentualen Anteile dieser Artengruppen in der Vegetation bzw. Samenbank berechnet, um den Einfluss des Managements zu untersuchen bzw. Samenbank und oberirdische Vegetation zu vergleichen. Für Arten mit einer ausreichenden Anzahl an Samen und Nachweisen in der Samenbank wurde ein Langlebigkeitsindex (LI) berechnet. Der LI wurde einerseits basierend auf den eigenen Daten und andererseits in Kombination mit Angaben aus der Datenbank von Thompson et al. (1997) berechnet.

### **Ergebnisse**

Weder im Verlauf der progressiven noch der regressiven Sukzession veränderte sich die Artenzahl in der Vegetation signifikant, d.h. es trat kein größerer Verlust von Arten nach Nutzungsaufgabe auf. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung befanden sich die „restituierten“ estnischen Salzrasen „auf halbem Wege“ zwischen den späten Brachestadien und den beweideten Salzrasen. Die meisten Arten, die während der Brachephase abnahmen, nahmen nach

der Wiedereinführung von Beweidung wieder zu. Ebenso nahmen die meisten Arten, die während der Brachephase zugenommen hatten, in der Restitutionsphase wieder ab. *Phragmites australis* und *Elymus repens* hingegen traten in der Vegetation restituerter Flächen weiterhin mit hoher Frequenz, aber geringerer Deckung auf.

Die Samenbank enthielt Samen von 78 Taxa in hoher Samendichte (über 50 000 Samen/m<sup>2</sup>). Weder Samendichte noch Artenzahl veränderten sich im Verlauf der Sukzession. Die Artenzusammensetzung der Samenbank veränderte sich wenig im Vergleich zu den Veränderungen in der Vegetation. Die Samenbank war dominiert von „charakteristischen Arten“ (nach der FFH-Richtlinie), die in der Samenbank früher und später Brachestadien gegenüber der Vegetation überrepräsentiert waren. Dieses Muster wurde im Wesentlichen durch die starke Dominanz von *Juncus gerardii*, in späten Brachestadien begleitet von *Eleocharis uniglumis*, verursacht. *Centaureum littorale* und *C. pulchellum* nahmen in der Vegetation während der Brachephase ab, waren aber in der Samenbank früher Brachestadien überrepräsentiert. Sie nahmen in der Vegetation nach der Restitution zu, was eine Etablierung aus der (zumindest kurzfristig) persistenten Samenbank anzeigte. Die „charakteristischen Arten“ zeigten eine vergleichsweise hohe Samenpersistenz.

### **Schlussfolgerungen**

Aufgrund der beschriebenen Ergebnisse erscheint die Restitution von Salzrasen aus schilfdominierten „späten“ Brachestadien (nach 10-15 Jahren Brache) durch Rinderbeweidung vielversprechend. Allerdings ist, obwohl die Vegetationsveränderungen umgekehrt wurden, eine längere Zeit als 2-4 Jahre notwendig, um die typische Salzrasenvegetation wiederherzustellen. Um Arten später Sukzessionsstadien wie *Phragmites australis* und *Elymus repens* zurückzudrängen, muss längerfristig ein ausreichender Beweidungsdruck, insbesondere im Frühjahr und Sommer, aufrechterhalten werden.

Die Samenbanken der untersuchten estnischen Salzrasen haben ein hohes Potenzial für die Restitution der charakteristischen Salzrasenvegetation, eine Aktivierung der Samenbank wird aber nicht notwendigerweise die Artenvielfalt erhöhen. Im Gegensatz zu anderen Lebensräumen bedeutet die Aktivierung der Samenbank jedoch auch kein Risiko, da keine „Unkraut-“ oder „Problem-“ Arten in der Samenbank vorkommen, die die typischen Salzrasenarten auskonkurrieren könnten. Beweidung als Restitutionsmaßnahme kann die Samenbank aktivieren und somit dazu beitragen, dass sich charakteristische Pflanzenarten (wieder) etablieren.

### **Teil 3: Bewertungsverfahren für Salzrasen und -röhrichte der deutschen Ostseeküste nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie**

Die Wasserrahmenrichtlinie zielt darauf ab, bis 2015 alle Gewässer in einen „guten ökologischen Zustand“ zu versetzen. Der ökologische Zustand der Küstengewässer wird anhand der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrozoobenthos sowie Großalgen und Angiospermen bewertet. Erst seit kurzem wurde der Begriff „Angiospermen“ in Küstengewässern nicht nur auf Seegräser, sondern auch auf die Salzrasenvegetation der Gezeitenzone angewandt. Es wird vorgeschlagen, auch die Salzrasen der gezeitenfreien Ostsee in die WRRL-Bewertung einzubeziehen, da sie für die Qualität der Küstengewässer – insbesondere hinsichtlich der Eutrophierung – relevant sind.

Den Maßstab für die Bewertung nach WRRL bildet der „Referenzzustand“, der für Salzrasen und -röhrichte als „in Hydrodynamik und -morphologie nicht oder nur sehr geringfügig anthropogen verändert“ definiert wird. Da keine negativen Auswirkungen der Salzrasenbeweidung auf die Wasserqualität bekannt sind, umfasst der Referenzzustand sowohl beweidete Salzrasen als auch unbeweidete (Brackwasser-)Röhrichte oder ein Mosaik aus beiden Vegetationstypen.

Das Bewertungsverfahren basiert auf Vegetations- und hydromorphologischen Parametern. Für die „Quantität“ der Vegetation wird als Referenzfläche die „potenzielle Salzrasen-/röhrichtfläche“ bestimmt, die potenziell regelmäßig überflutet wird (d.h. unter 1 m über NN liegt) und für Salzrasen-/röhrichte geeignet ist (d. h. nicht von Gewässern oder Stränden eingenommen wird). Für die aktuelle Flächenausdehnung wird im Geographischen Informationssystem (GIS) die Fläche aller salzbeeinflussten Biotoptypen berechnet. Der relative Anteil der aktuellen an der potenziellen Salzrasen-/röhrichtfläche (in %) wird herangezogen, um die Ausdehnung aller Salzrasen eines Wasserkörpers einer der fünf ökologischen Zustandsklassen der WRRL zuzuordnen. Die „Qualität“ der Vegetation wird über die Zonierung und Artensammensetzung, die im Gelände erhoben werden, bewertet. Hydromorphologische Indikatoren wie Priele, Gräben und Deiche werden zur Unterstützung der Vegetationsparameter genutzt, weil sie anthropogene Veränderungen direkter und schneller anzeigen als andere Qualitätskomponenten. Sie basieren auf existierenden GIS- Daten, die im Gelände ergänzt und kontrolliert werden müssen.

Für Schleswig-Holstein wird vorgeschlagen, Salzrasen und -röhrichte für diejenigen Ostsee-Wasserkörper in die Bewertung einzubeziehen, die nicht „erheblich verändert“ sind und in denen die potenzielle Salzrasenfläche mindestens 10% des Wasserkörpers oder 250 ha ausmacht. Damit wären Salzrasen und -röhrichte für 11 der 19 küstenangrenzenden Wasserkörper relevant.

Das Monitoring nach WRRL sollte in einem 6-jährigen Intervall auf repräsentativ ausgewählten Flächen durchgeführt werden. In einem Praxistest sollte geprüft werden, ob die Parameter des WRRL-Bewertungsvorschlags sich im Freiland als praktikabel erweisen und ob die Qualität der Salzrasen konsistent bewertet werden kann. Um Synergien bestmöglich zu nutzen und Mittel effizient einzusetzen, sollte ein Monitoring gemeinsam für die WRRL und die FFH-Richtlinie durchgeführt werden. Dies wäre insbesondere bei der Präzisierung der Erhebungsmethoden und der Auswahl der Monitoringgebiete zu berücksichtigen.

### **Schlussfolgerungen für den Naturschutz**

Basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit sowie Literaturlauswertungen wurden abschließend die Auswirkungen der Sukzession auf verschiedene naturschutzrelevante Artengruppen (Vegetation, Vögel, Amphibien, Invertebraten) und abiotische Naturschutzziele (Ökosystemfunktionen wie Dämpfung der Wellenenergie, Nährstoffretention und Kohlenstoffspeicherung) diskutiert und bewertet. Dabei wurden die beiden Sukzessionsschritte (von „beweidet“ zum „frühen“ sowie vom „frühen“ zum „späten“ Brachestadium) differenziert betrachtet, ebenso die verschiedenen Regionen entlang des Ostseegradienten.

Dabei wurde deutlich, dass sich die Veränderungen, die mit dem ersten Sukzessionsschritt (von „beweidet“ zum „frühen“ Brachestadium) einhergehen, auf die meisten betrachteten Artengruppen und Ökosystemfunktionen positiv oder neutral auswirken (außer auf die Habitat-eignung für bestimmte seltene oder gefährdete Amphibienarten wie *Bufo calamita*, *Bufo viridis* und möglicherweise für Gänse). Dagegen sind mit der Sukzession zu Brackwasserröhricht negative Auswirkungen auf mehrere der betrachteten Artengruppen verbunden. Diesen stehen allerdings andere spezifische Habitatwerte der Brackwasserröhrichte gegenüber, weshalb auf regionalem Maßstab beide Habitate ausreichend geschützt werden sollten. Das Wissen darüber, wie sich Salzrasen und Brackwasserröhrichte hinsichtlich der diskutierten abiotischen Ökosystemfunktionen unterscheiden, ist noch lückenhaft.

Ob und wie schnell die mit der Sukzession zu Brackwasserröhricht verbundenen Veränderungen eintreten, wird u.a. von der Region, von anderen sukzessionshemmenden Störfaktoren (wie Wellenschlag, Eisschur oder Herbivorie durch Wildtiere) und dem Salzrasen-Bodentyp beeinflusst. Eine Entscheidung für das „richtige“ Management hängt allerdings nicht nur von biologischen, geomorphologischen und hydrologischen Voraussetzungen, sondern auch von den überwiegenden sozio-ökonomischen Interessen und Zielsetzungen sowie den Prioritäten innerhalb der Naturschutzziele ab.