

Ralf GRUNEWALD

Biodiversität und Tourismus: Veränderungen der Pflanzenvielfalt der Dünen durch die Erholungsnutzung

Biodiversity and Tourism: Changing plant diversity on dunes through recreational activities

Abstract

The presented PhD-proposal focuses on the assessment and evaluation of biological diversity among plants and on effects that tourism may have on dune vegetation. Different methods of measuring and assessing plant diversity on dunes are explained and discussed. It is shown that the concept of diversity is very complex and species diversity already consists of at least two components: species richness and relative abundance of species which both may be affected by human disturbance. The aim of developing a consistent method of evaluating and assessing damages caused by recreational activities is explained. The questions of how to incorporate threatened and/or invading species into this concept is raised and first steps towards a possible solution are indicated.

Keywords: Biodiversity, diversity indices, dunes, coast, tourism, Baltic Sea, Mecklenburg-Vorpommern

1 Einleitung

Seit der UNO-Konferenz zur nachhaltigen Entwicklung in Rio de Janeiro (1992) und der anschließenden Verabschiedung der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) hat die Verwendung der Begriffs Biodiversität stark zugenommen. Dieses geschieht oft jedoch in einer sehr allgemeinen oder oberflächlichen Weise. Warum Vielfalt bei näherer Betrachtung eine schwer fassbare und noch schwerer zu bewertende Qualität von (biologischen) Systemen ist und sie daher bisher kaum als Bewertungskriterium etwa in der Naturschutzfachplanung Verwendung findet, soll im folgenden kurz erläutert werden.

Hintergrund dieser Arbeit ist eine von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Promotion des Autors an den Universitäten Greifswald und Rostock. Die im Herbst 2001 begonnene Dissertation beschäftigt sich mit der Messung und naturschutzfachlichen Bewertung von pflanzlicher Artenvielfalt auf Dünen in Abhängigkeit von unterschiedlich intensiver touristischer Nutzung im deutsch-

polnischen Küstenraum, genauer der Pommerschen Bucht im Bereich der südlichen Ostsee.

Das Untersuchungsgebiet ist im Regionalen Raumordnungsprogramm Vorpommern (REGIONALER PLANUNGSVERBAND VORPOMMERN 1998) fast entlang der gesamten deutschen Küste der Pommerschen Bucht als sogenannter Tourismusschwerpunktraum ausgewiesen. Parallel existieren Großschutzgebiete und einige kleinere Naturschutzgebiete. Allerdings existieren kaum noch Küstenbereiche, die für die Öffentlichkeit unzugänglich sind. Das Betretungsverbot der Hochwasserschutzdünen außerhalb der zugelassenen Wege wird vielfach ignoriert.

Die Natur und die Landschaft der Bodden und Außenküsten sind die Grundlage für den wichtigsten Wirtschaftszweig der Region: den Fremdenverkehr. Das bedeutet, dass die Nutzung der Ressource "attraktive Natur" auch den Erhalt derselben zum Ziel haben muss, um der Region eine langfristige Basis für eine sonst nur sehr unwahrscheinliche wirtschaftliche Entwicklung zu sichern.

Welche Messmethoden oder Indizes gibt es, Diversität zu indizieren oder zu messen? Wie kann die natürliche Pflanzenvielfalt im Primärlebensraum Düne/Strand gemessen und von einer künstlichen unterschieden werden? Die Beantwortung dieser Fragen ist insbesondere deshalb wichtig, da gemeinhin ein Ansteigen von Artenzahlen als positiv angesehen wird. Zahlreiche Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass auch steigende Artenzahlen in natürlich artenarmen Beständen auf eine anthropogene Störung hinweisen (z. B. die Zunahme von Ubiquisten durch erhöhten Nährstoffeintrag auf Dünen, oder nach der Entwässerung eines Moores – DIERSSEN & KIEHL 2000).

2 Merkmale der Dünen und ihre Gefährdung

Dünen sind in der ihnen immanenten natürlichen Dynamik einer der wenigen Primärhabitats in Mitteleuropa, die sich nach Aufgabe einer menschlichen Nutzung oder Beeinflussung vergleichsweise schnell wieder zu einem natürlichen Lebensraum entwickeln würden.

Die Dynamik des Lebensraumes Düne geht vor allem auf zwei entscheidende abiotische Umweltfaktoren zurück: Zum einen ist für die Dünenbildung das Vorhandensein von Sand eine entscheidende Voraussetzung, andererseits spielt der Wind als Transportmedium des Sandes eine wichtige Rolle. Pflanzen müssen sowohl eine mögliche Übersandung als auch die mechanischen Belastungen durch den Sandschliff ertragen. Zusätzlich wirken sich Einflüsse wie der unterschiedlich starke Einfluss des Salzwassers, der relative Mangel an Süßwasser und die typischen Nährstoffverhältnisse der verschiedenen Strand-/Dünenabschnitte deutlich auf die Artenzusammensetzung der Dünen aus. Der Extremlebensraum Düne/Strand hat daher ein typisches, sehr stark spezialisiertes und oft exklusives Arteninventar.

Die folgende Übersicht (Abb. 1) zeigt ein klassisches Schema einer Dünenzonierung mit einem Spülsaum, den Primär-, Sekundär- (Weißdünen) sowie den Tertiärdünen (Graudünen und Braundünen). Diese Abfolge ist in einer ungestörten Ausbildung entlang des deutschen Untersuchungsraumes durch intensiven

Küstenschutz, touristische Baumaßnahmen und durch die Touristen selbst nicht mehr zu finden (ISERMANN 1997), auf polnischer Seite konnten sich dagegen bis heute einige ausgedehnte und nur wenig beeinflusste Dünenkomplexe erhalten.

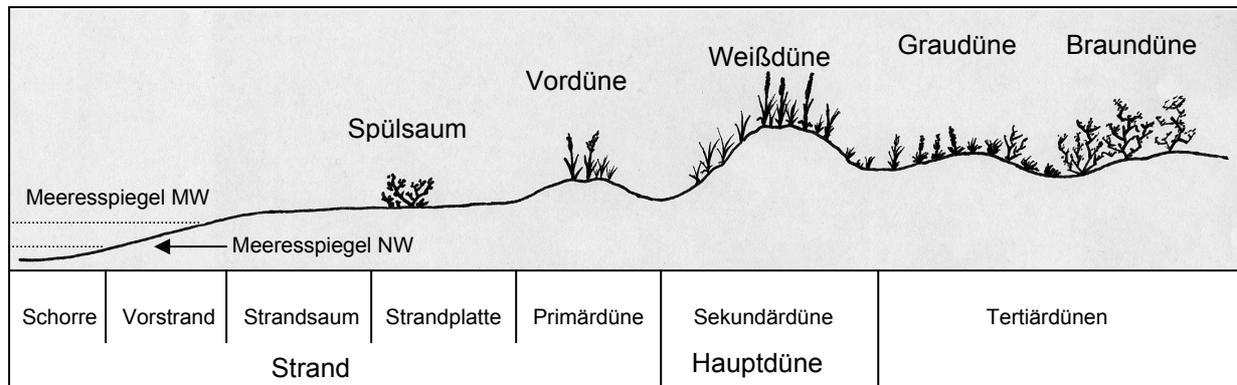


Abb. 1 Typische Zonierung einer gezeitenarmen Flachküste mit Dünenbildungen (nach Isermann 1997, verändert)

Einige leichte Störungen durch Menschen führen bis zu einem gewissen Grad zu Erscheinungen, die denen der Natur zunächst ähnlich sind: Das Lagern, Zelten, Picknicken, Abfallvergraben oder auch das bloße Spazieren in den Dünen führt zur Schädigung bzw. Zerstörung der dünnen Vegetationsdecke und zur erneuten Mobilisierung des Sandes. Wird hierbei jedoch ein bestimmter Störungsgrad überschritten, so kann sich die Vegetation bis zur nächsten Tourismussaison nicht mehr regenerieren und die Dünen degradieren sukzessiv über die Jahre.

Eine andere anthropogene Störung ist der hohe Nährstoffeintrag durch menschliche Exkremente bzw. Essensreste der Strandbesucher. Dieses hat vermutlich innerhalb der Primär- und Weißdünen nur einen recht geringen Störeffekt. Bei den Spülsäumen und den ersten (z. T. darauf entstandenen) Primärdünen handelt es sich ohnehin um Lebensräume mit hohen Nährstoffkonzentrationen, andererseits bewirken die stark durchlässigen Sande ein sehr schnelles Auswaschen der Nährstoffe. Zusätzlich ist die Sanddynamik, also der Sandschliff und die Übersandung, noch sehr hoch und somit der ausschließende Umweltfaktor, der die mögliche Ansiedlung von Eutrophierungszeigern nicht zulässt. Es ist ferner fragwürdig, ob der Eintrag von Exkrementen in diesem zumeist sehr gut einsehbaren Strandbereich besonders hoch ist.

Dieses Bild ändert sich in den Grau- und Braundünenbereichen sowie in den Dünentälern. Teilweise führen regelrechte Trampelpfade vom Strand oder den Dünenübergängen in diese "fäkale Absetzzone" (JESCHKE 1985). In den natürlicherweise sehr mageren Standorten mit sehr geringer Humusaufgabe können übermäßige Nährstoffeinträge und starke Trittschäden zu einer deutlichen Veränderung, insbesondere des Arteninventars zugunsten von dünenuntypischen Pflanzen, führen.

Neben dem Nährstoffeintrag kann auch der Austrag von Material und Nährstoffen einen Eingriff in das Strand-Düne-System darstellen. Gerade in

unmittelbarer Umgebung von Badeorten beinhaltet das Strandmanagement ein regelmäßiges Rechen der Strände. Damit soll der Strand vom sogenannten Unrat gesäubert werden. Neben Zivilisationsmüll jeglicher Art wird dabei auch organisches Material, insbesondere Pflanzenreste, entfernt. Dieses Material bildet in ungestörten Bereichen den sogenannten Spülsaum, der etwa an der Oberkante der winterlichen Hochwasserereignisse liegt und im Sommer nicht mehr vom Meer erreicht wird. Das angeschwemmte Material, in dem sich bereits zahlreiche schwimmfähige und salztolerante Samen befinden, bildet ein günstiges Substrat mit sehr guter Nährstoffversorgung für zahlreiche sogenannte Spülsaumarten. Ferner fungieren der Spülsaum und dort wachsende Pflanzen als Sandfänger und können somit eine erste Primärdünenbildung initiieren. Durch dessen Entfernung wird also sowohl die Sandakkumulation, als auch die Nährstoffversorgung des Primärdünenbereichs negativ beeinflusst.

Diese kurze Übersicht soll an einigen Beispielen die Vielfältigkeit der Eingriffe durch den Menschen in das Düne-/Strandsystem verdeutlichen. Veränderungen werden bereits seit Jahrzehnten beschrieben und haben bereits zu zahlreichen Maßnahmen geführt, touristische Nutzungen in akzeptable Rahmen zu lenken. Offen bleibt dennoch die Frage, wie die Schäden gemessen und bewertet werden können, da bislang keine anerkannte Methode hierzu entwickelt wurde. Diese Frage leitet zum nächsten Abschnitt über, der sich mit dem Ansatz beschäftigt, die Beschreibung und Messung von biologischer Vielfalt zu diesem Zweck zu nutzen.

3 Theoretische Grundlagen der Biodiversitätsmessung

Nach der Definition der biologischen Vielfalt im Vertragstext der CBD gibt es verschiedene Betrachtungsebenen für Diversität, die über genetische (molekulare) Vielfalt innerhalb einer Art, Artenvielfalt innerhalb eines Lebensraums bis zur Vielfalt von Lebensräumen und Lebensgemeinschaften bzw. Ökosystemen reichen. Die Schwierigkeit bei der Erfassung der biologischen Vielfalt ist deren Komplexität. Oft konzentrieren sich Untersuchungen auf nur eine der Betrachtungsebenen, aber selbst bei der Einschränkung auf die Artenvielfalt ist es in der Regel unmöglich innerhalb eines überschaubaren Zeitrahmens alle Taxa (einschließlich Mikroorganismen) einer Fläche zu erstellen und eine auch nur annähernd vollständige Artenliste zu bekommen, geschweige denn zusätzliche Diversitätsparameter zu messen. Demzufolge finden weitere Einschränkungen statt und häufig werden Diversitäten innerhalb bestimmter Artgruppen untersucht, etwa Gefäßpflanzen, Vögel oder Laufkäfer.

Der einfachste Ansatz ist es, die Arten in einer bestimmten Untersuchungsfläche zu zählen. WHITTAKER (1972) definierte diese sogenannte α -Diversität als den Artenreichtum eines Bestandes oder einer Gesellschaft, der als Artenzahl pro Flächeneinheit angegeben wird. Dieser Wert kann zwar z. B. vielen pflanzensoziologischen Tabellen entnommen werden, ist jedoch keine hinreichend genaue Beschreibung der Wirklichkeit, da die einzelnen Arten mit einer deutlich unterschiedlichen Dichte in der Fläche vorkommen und dieses Strukturmerkmal (oder diese Strukturvielfalt) gerade bei ersten störungsbedingten Veränderungen unberücksichtigt und somit unentdeckt bleibt. Ein weiteres Problem ist der Umfang

der Untersuchungen, der einen entscheidenden Einfluss auf die Artenzahl hat: Normalerweise wächst die Artenzahl sowohl mit der Intensität der Untersuchungen (Zeitaufwand) als auch mit zunehmender Größe der Untersuchungsfläche. Diese Effekte müssen bei Vergleichen verschiedener Untersuchungen berücksichtigt werden.

Dennoch haben Indizes in deren Berechnung nicht die Häufigkeiten einzelner Arten einfließen, sondern lediglich die Artenzahlen und der Umfang der Stichprobe berücksichtigt werden, aufgrund ihrer Einfachheit eine gewisse Popularität erlangt. Das hinter dem Begriff Artenvielfalt oder Diversität mehr zu verstehen ist als die sogenannte α -Diversität macht folgende Abbildung deutlich:

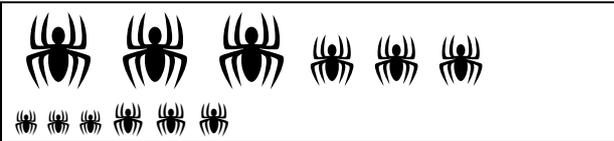
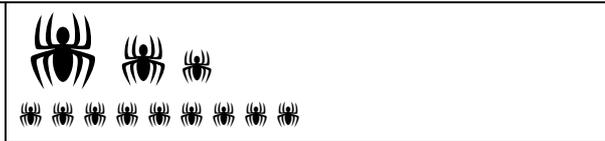
| | |
|---|--|
|  |  |
| 12 Individuen, 4 Arten | 12 Individuen, 4 Arten |

Abb. 2 Artenreichtum und relative Häufigkeit (ähnliche Abbildungen u.a. in MAGURRAN 1988)

Diversität oder Vielfalt hat also mindestens zwei Komponenten:

1. Den Artenreichtum oder "species richness"
2. Die relative Häufigkeit der einzelnen Arten, oft als Gleichverteilung oder „evenness“ gemessen

Wie aus der Abbildung 2 hervorgeht, wird eine hohe Gleichverteilung oder Evenness der Individuen¹ auf die Arten als diverser angesehen, als eine starke Ungleichverteilung, andererseits gibt es wohl kaum eine natürliche Pflanzengesellschaft oder andere Lebensgemeinschaft, in der alle Individuen über einen gewissen Zeitraum gleichmäßig auf die verschiedenen Arten aufgeteilt sind.

Die folgende Abbildung 3 versucht nun in drei Gegenüberstellungen zu zeigen, dass die kombinierte Betrachtung von Evenness und Artenreichtum eine schnelle Beurteilung von Diversität nicht mehr ermöglicht.

¹ Bei Pflanzen lassen sich Individuen oftmals nicht genau unterscheiden, so dass Deckungsgrade oder Biomassen als alternative Parameter gemessen werden.

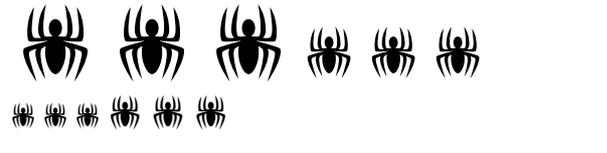
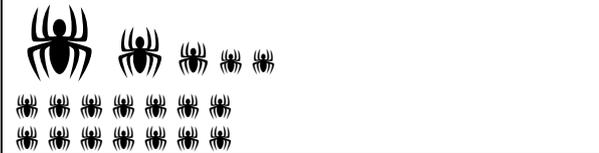
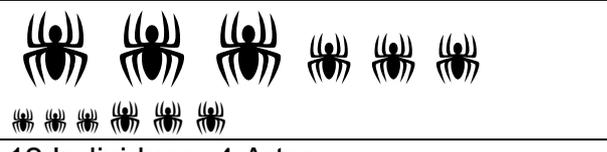
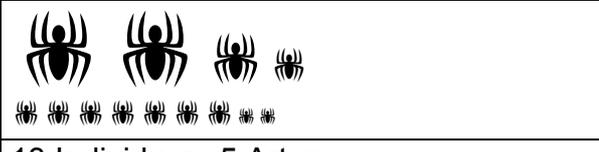
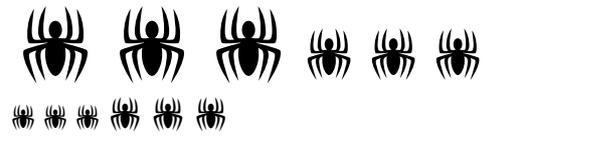
| | |
|---|--|
|  |  |
| 12 Individuen, 4 Arten | 20 Individuen, 4 Arten |
|  |  |
| 12 Individuen, 4 Arten | 13 Individuen, 5 Arten |
|  |  |
| 12 Individuen, 4 Arten | 15 Individuen, 6 Arten |

Abb. 3 Artenreichtum und relative Häufigkeit als Parameter von Vielfalt

Abb. 3 verdeutlicht, dass die zunächst einfach erscheinende Entscheidung, dass eine höhere Gleichverteilung der Arten eine höhere Diversität bedeutet, in der Praxis nicht so einfach zu treffen ist. Obwohl hier sehr simple Szenarien gewählt wurden, ist es kaum möglich schnell zu bestimmen, welche Zusammenstellung von Arten und Individuen die diversere ist. Wenn nun noch der Naturschutz zwischen bedrohten Arten und häufigen im Schema unterscheiden will (oder häufig bei Planungen „muss“), dann wird die „Sachlage“ schnell unüberschaubar.

Welche Ansätze gibt es derzeit, die Verteilung der Individuen auf die einzelnen Taxa zu untersuchen?

Schon früh wurde bei Untersuchungen von Artengesellschaften festgestellt, dass charakteristische Verteilungsmuster der Häufigkeiten der verschiedenen Arten in den unterschiedlichen Gesellschaften vorliegen und dass ein Zusammenhang mit den herrschenden Umweltbedingungen erkennbar ist. Zumeist sind wenige Arten sehr dominant, einige mäßig häufig, viele vergleichsweise selten und wiederum nur wenige sehr selten. Zur Beschreibung dieser Verteilungsmuster wurden Modelle entwickelt, die dann den gefundenen Verteilungen angepasst wurden. MAGURRAN (1988) sieht in dieser Methode die umfassendste mathematische Beschreibung der erhobenen Daten. Die meisten Arten-Dominanz-Datensätze lassen sich vier verschiedenen typischen Verteilungskurven zuordnen (Abb. 4). In dieser Art der Darstellung werden auf der x-Achse die einzelnen Arten, auf der y-Achse die Deckungsgrade bzw. die Individuenzahlen (logarithmische Skala) aufgetragen.

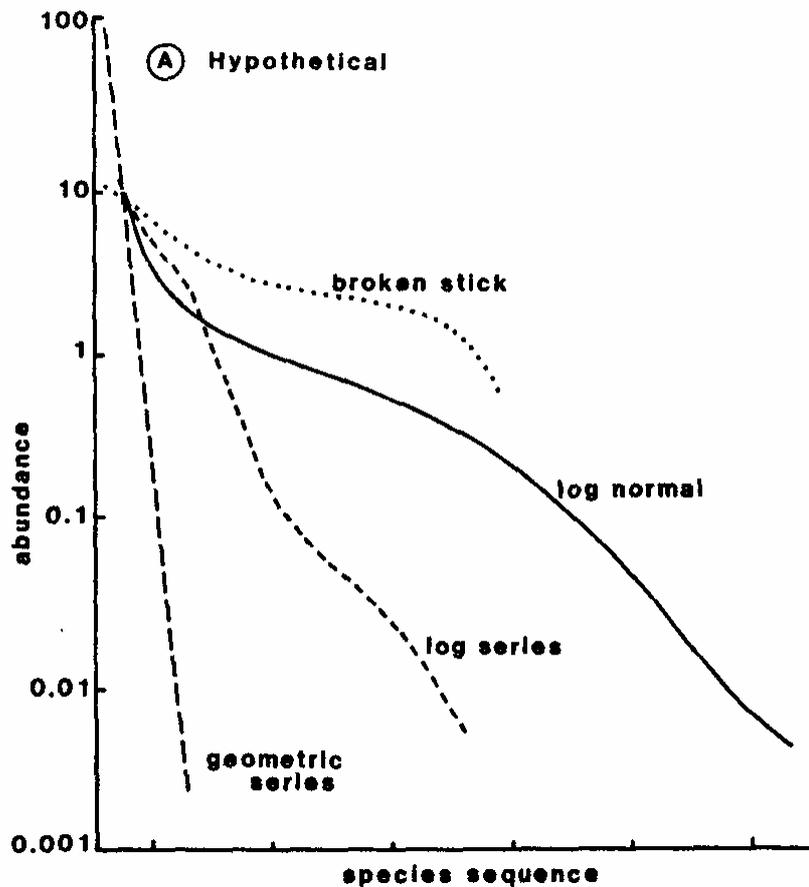


Abb. 4 Arten-Abundanz Verteilungen (aus Magurran 1988: 14)

Unter besonders harten Umweltbedingungen bzw. in artenarmen Gemeinschaften tritt oft eine starke Ungleichverteilung der Individuen auf die einzelnen Arten auf. Diese spiegelt sich in einer geometrischen Verteilung oder einer logarithmische Verteilung wider (Abb. 4). Die vom Strandhafer dominierten Pflanzengesellschaften der Weißdünen sind für diese starke Ungleichverteilung ein Beispiel.

Bei großmaßstäblichen Untersuchungen mit hohem Zeitaufwand zeigen sich dagegen oft normale logarithmische Verteilungen. Der Name lässt sich mit folgender Abbildung erklären (Abb. 5):

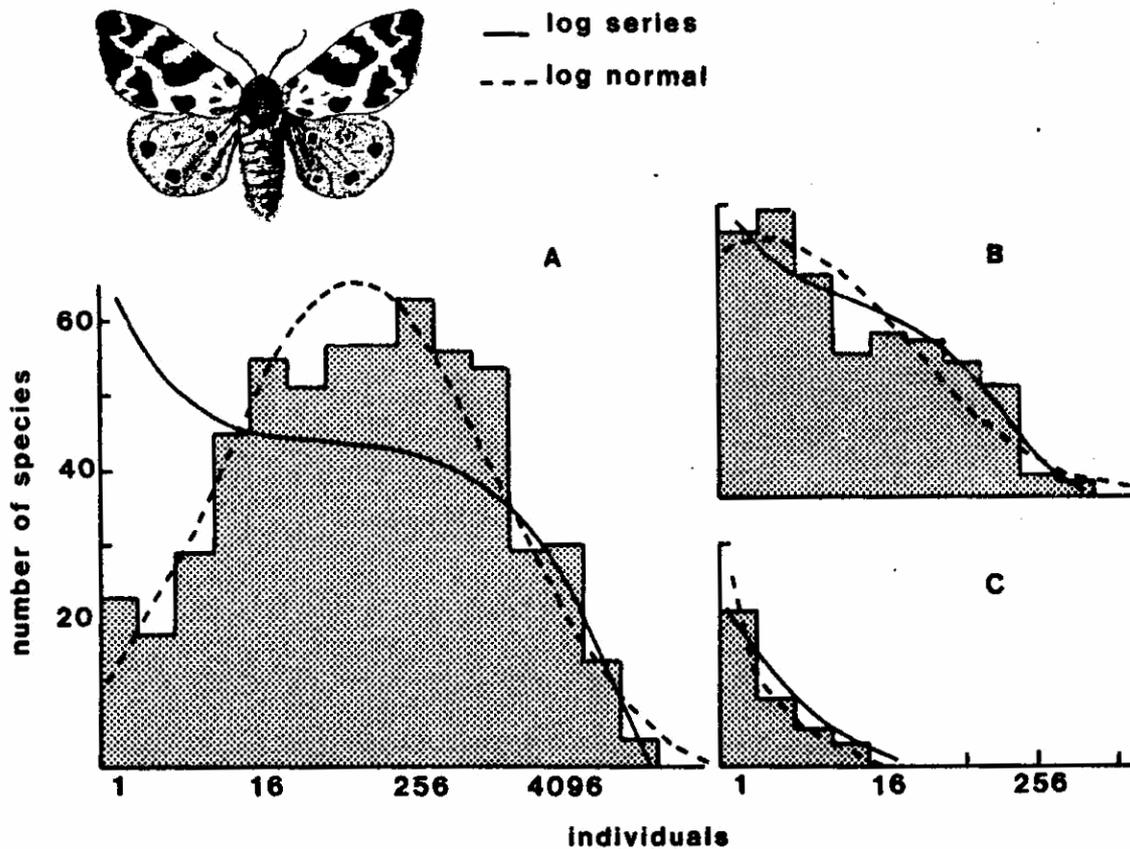


Abb. 5 Logarithmische Arten-Abundanzverteilung (aus: Magurran 1988: 16)

Diese Verteilung soll vor allem für große, sich ungestört entwickelnde bzw. natürliche oder naturnahe Gesellschaften typisch sein, in denen eine Vielzahl unterschiedlicher Faktoren bzw. eine Lebensraumvielfalt entscheidend für die Präsenz oder das Fehlen von Arten sind. Charakteristisch ist hierbei, dass die Anzahl der Arten mit wenigen Individuen und die Anzahl der dominanten Arten (viele Individuen) ungefähr gleich niedrig und solche mit mittleren Dominanzzahlen am häufigsten sind. Es hat sich jedoch gezeigt, dass diese Verteilung nur bei sehr großen Stichproben (Abb. 5 A) bzw. umfassenden Bestandsaufnahmen beobachtet werden kann, weil insbesondere die sehr seltenen Arten oft übersehen werden und der linke Kurvenbereich daher in einer zu kleinen Stichprobe nicht auftaucht (Abb. 5 B & C).

Wie mit Hilfe dieser Beschreibungen oder grafischen Darstellungen der Daten eine "gute" (gemeint: höhere Vielfalt) oder "schlechte" Bewertungsaussage getroffen werden kann, erscheint jedoch unklar. Einerseits ist es trivial, dass eine Bewertung der Vielfalt nur bei Verteilungen aus ähnlichen Lebensräumen oder ähnlichen Lebensgemeinschaften sinnvoll ist. Ein Vergleich der artenarmen Weißdünen mit der deutlich höheren Vielfalt innerhalb ungestörter Braundünen kann keine Bewertung in „besser“ oder „schlechter“ aus Sicht des Naturschutzes rechtfertigen. Bei sinnvollen Vergleichen (ungestörte mit gestörter Braundüne) erscheint einleuchtend, dass,

wenn von zwei Kurven, die eine oberhalb der anderen verläuft, dieser Standort eine höhere Diversität aufweist. Wie verfährt man aber mit sich kreuzenden Linien? Sollen Differenzen der Integrale herangezogen werden? Dieses würde aber bedeuten, dass entweder der Abundanz der Arten oder der Artenanzahl ein höheres Gewicht beigemessen wird, also entweder häufige Arten oder seltene Arten stärker gewichtet werden.

Die kombinierte Untersuchung von Artenreichtum und Artenabundanz führte schließlich zu den inzwischen klassischen Diversitätsindizes und einer unübersehbaren Vielfalt weniger bekannter Ansätze. Zwangsläufig bedeutet jedoch ein Zusammenführen von zwei unabhängigen Parametern einen Informationsverlust.

Die bekanntesten Indizes sind die von SHANNON & WIENER (1948), von SIMPSON (1949) und von HURLBERT (1971, alle zit. nach MAGURRAN 1988). Dabei bezeichnet HURLBERTS PIE (probability of interspecific encounters) die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig aufeinander treffende Individuen verschiedenen Arten angehören:

$$PIE = N/(N+1)(1-(p_i^2))$$

(N: Gesamtzahl der Individuen; p_i : der Anteil der Art i an der Gesamtzahl $[N_i/N]$)

Je höher die Gesamtzahl N ist, umso stärker nähert sich PIE der vereinfachten Version des Simpson-Index (D) an:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Bei beiden oben beschriebenen Indizes ist die Empfindlichkeit gegenüber seltenen Arten relativ gering, während der Äquitabilität zwischen häufigen Arten ein starkes Gewicht gegeben wird (LAMPERT & SOMMER 1993). Empfindlicher gegenüber seltenen Arten ist der Index H' nach SHANNON & WIENER (MOULLIOT & LEPÊTRE 1999):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i (\log p_i)$$

Es besteht zwar häufig eine positive Korrelation zwischen den Faktoren Evenness und Artenzahl, aber nicht immer (GASTON 1997), so dass sich eine getrennte Untersuchung von Abundanzverhältnissen und Artenzahlen anbietet.

Eine der wichtigsten Voraussetzungen einer getrennten Untersuchung von Artenreichtum und Artenabundanzen ist die gegenseitige Unabhängigkeit. Inzwischen gibt es eine Reihe von Methoden die Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten zu untersuchen. SMITH et al. (1996) haben nach theoretischen Untersuchungen mit zahlreichen verschiedenen Evenness Indizes festgestellt, dass die Auswahl eines bestimmten Indexes stark von der Fragestellung abhängt. Sie schlagen allerdings den Index E_{var} (CAMARGO 1993 zit. nach SMITH et al.1996) als

weitgehend akzeptablen Wert für die Evennessberechnung vor. Für die Berechnung des Artenreichtums wurde von MAGURRAN (1988) der FISHER'S α Index als akzeptable Berechnungsmethode benannt.

Aus den obigen Ausführungen ergibt sich, dass die Frage nach dem geeigneten Biodiversitätsindex oder der günstigsten Bewertungsmethodik für Dünenvegetation sich vor den ersten Untersuchungen im Freiland (Sommer 2002) nicht beantworten lässt. Der Grund hierfür liegt in dem praktischen und nicht theoretischen Ziel, eine Methode für die Messung von Einflüssen zu erarbeiten. Zunächst steht daher der Vergleich der verschiedenen Ansätze im Mittelpunkt. Erst danach wird eine Entscheidung für eine Methodik getroffen, die dann weiter optimiert werden soll.

4 Qualitative und quantitative Bewertung von Pflanzenvielfalt

Die Annahme, dass eine höhere Vielfalt auch im Naturschutzsinne als besser angesehen werden muss, lässt sich mit dem Beispiel der Moorentwässerung und Standortnivellierung leicht widerlegen. Es gibt zahlreiche Untersuchungen, die gezeigt haben, dass leichte Störungen in natürlichen Lebensräumen zunächst eine steigende Diversität bewirken. Nicht zuletzt zählen gerade halbnatürliche Lebensräume, die durch eine extensive Nutzung (z. B. Beweidung, einschürige Mahd), zu den artenreichsten in Mitteleuropa. Erst wenn eine bestimmte Störungsintensität überschritten wird, wenn aus der ursprünglichen nutzungsbedingten Habitatdiversifizierung eine Habitatnivellierung bzw. Zerstörung wird, verarmt auch der Lebensraum.

Es ergeben sich daher bei der Bewertung der natürlichen Artenvielfalt zwei Bewertungsprobleme:

I. Unnatürliche Erhöhung des Artenreichtums

Die zumindest in bezug auf Gefäßpflanzen vergleichsweise niedrige Artenvielfalt der Dünen wird durch die Eutrophierung oder Ruderalisierung eventuell erhöht, da nur wenige (wenngleich auch die seltensten) Rote Liste - Arten verschwinden und durch Ubiquisten oder hemerochore Arten² verdrängt werden. FUKAREK (1988) zählte selbst im ländlich geprägten Mecklenburg 1237 hemerochore Sippen, von denen etwa 510 dauerhaft etabliert waren, aber nur 978 indigene. Zahlreiche hemerochore Arten, insbesondere Archäophyten (vor 1500 eingewandert), besitzen auch einen Schutzstatus bzw. finden sich auf den Roten Listen wieder, deren Null- oder Referenzlinie Mitte des 19. Jahrhunderts liegt (vgl. KOWARIK & SUKOPP 2000). Andere dagegen, insbesondere Neophyten (nach 1500 eingewandert), die auch in natürliche Lebensräume einwandern und sich ausbreiten, werden als Gefahr für den Uferschutz, die Forstwirtschaft oder den Naturschutz gesehen. Nicht selten wird zur Dünenbefestigung auf autochthones Pflanzenmaterial verzichtet oder sogar exotisches verwendet (z. B. *Rosa rugosa*, *Hippophae rhamnoides*, *Eleagnus commutata*, *Prunus serotina*). Diese Bereicherung kann aber nicht als

² Hemerochorie bezeichnet die unnatürliche Arealerweiterung von Pflanzenarten aufgrund der bewussten oder unbewussten Einschleppung durch den Menschen (nach Jalas 1955 zit. in: KOWARIK & SUKOPP, 2000)

qualitative Aufwertung bewertet werden (vgl. POLTE & SUCCOW 1996). Eine qualitative Einstufung der einzelnen Pflanzenarten muss daher durchgeführt werden, die mit in die Bewertung der natürlichen Diversität einfließt. Wichtig bei einem solchen Vorgehen ist die Nachvollziehbarkeit der Bewertungsmethodik, um die späteren Ergebnisse auch entsprechend beurteilen und einschätzen zu können.

II. Veränderungen innerhalb der Vegetationsstruktur

Die Zu- oder Abnahme bestimmter Arten auf einer Fläche kann im Vergleich zu ähnlichen Gesellschaften ungestörter Standorte ein Parameter zur Messung von Störungen sein. Trittempfindliche Arten oder solche, die keine starke Düngung vertragen, nehmen ab und freiwerdende Räume werden durch andere bereits etablierte Arten zusätzlich besiedelt. Hierbei ist es wichtig, anhand von weitestgehend ungestörten Gesellschaften typische Verteilungsmodelle zu erstellen und diese dann mit anderen Flächen zu vergleichen und Abweichungen zu untersuchen.

5 Methode

Zur Bearbeitung der bisher vorgestellten Fragestellungen werden Pflanzenaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) an mehreren Standorten entlang der Pommerschen Bucht durchgeführt. Hierbei werden je Untersuchungsgebiet jeweils genutzte und (mehr oder weniger) unbeeinflusste Bereiche bearbeitet und die Daten später auf mögliche Unterschiede untersucht und ausgewertet. Diese Vorgehensweise soll gewährleisten, dass auch ältere Arbeiten im Gebiet zur Analyse herangezogen werden können und so auch eine zeitliche Entwicklung nachvollziehbar wird.

Abbildung 6 zeigt die Untersuchungsregion und die einzelnen Untersuchungsgebiete.

Die Auswertung der Daten wird zunächst mit verschiedenen Diversitätsindizes erfolgen. Die Ergebnisse dieser Analysen sollen miteinander verglichen werden und nach dem ersten Untersuchungsjahr wird die Entscheidung getroffen werden, welche Methodik den Nutzungsdruck am besten widerspiegelt. Diese soll dann weiter optimiert werden.

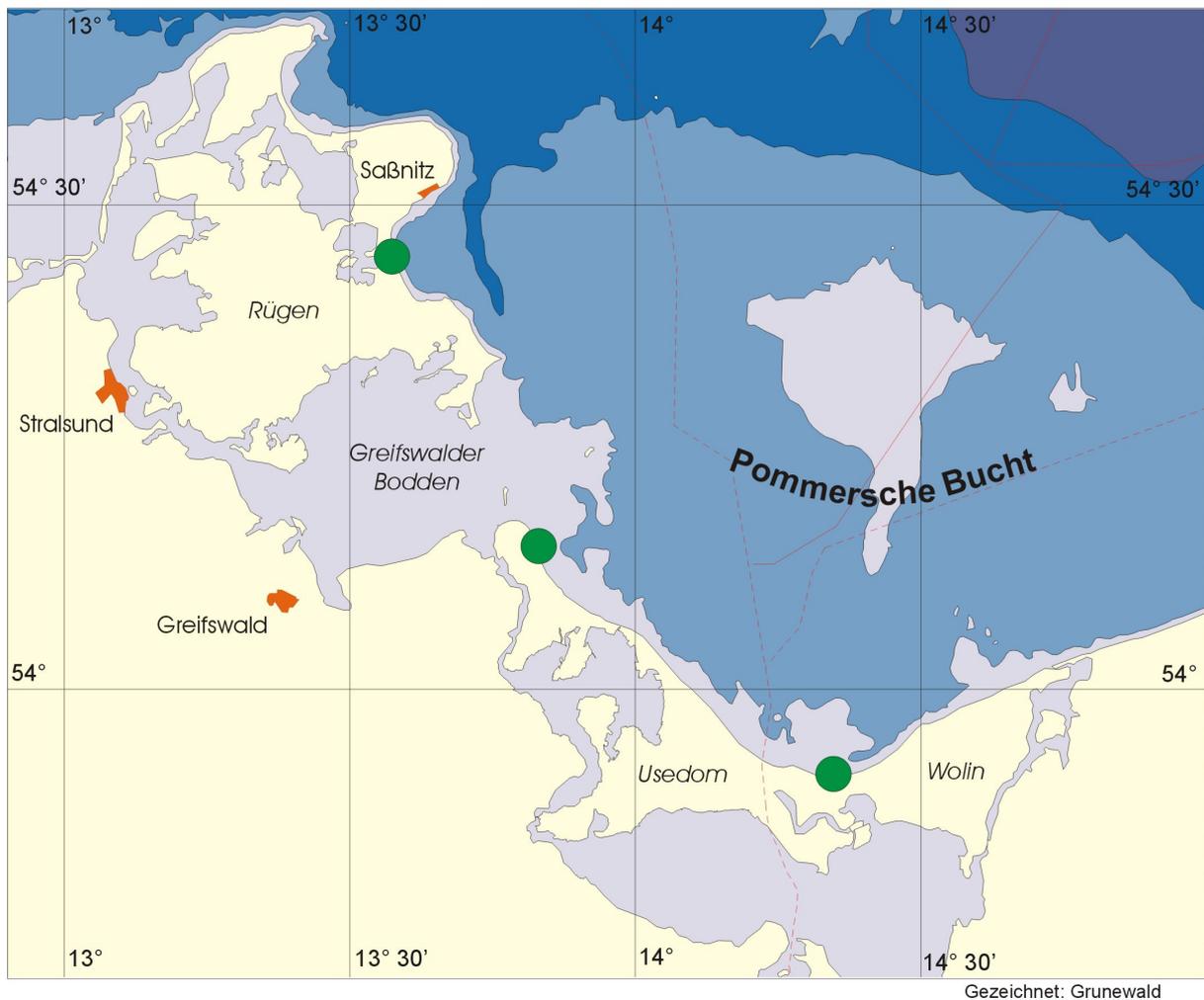


Abb. 6 Untersuchungsraum Pommersche Bucht mit Untersuchungsgebieten (Kreise)

Die abgestufte Bewertung oder Gewichtung von einzelnen Arten, also die qualitative Bewertung, wird hierbei im Mittelpunkt der Betrachtung stehen. Dabei sind die beiden folgenden Ansätze interessant:

Die relative Artenvielfalt im Vergleich zu dem theoretischen Potenzial desselben ungestörten Lebensraums wird heute nicht zuletzt als ein Indiz für den qualitativen Zustand eines Ökosystems betrachtet (MAGURRAN 1988). Hierzu wurde das gedankliche Konzept des sogenannten „Species Pool“ entwickelt (ERIKSSON 1993 und PÄRTEL et al. 1996). Es gibt in der praktischen Umsetzung allerdings noch einige Schwierigkeiten und das Problem der natürlichen Diversität bzw. der Bewertung und Einstufung von einzelnen Arten wurde noch nicht umfassend behandelt.

Eine hierarchische Bewertung einzelner Arten hat in einem anderem Zusammenhang bereits Eingang in die Biodiversitätsforschung erhalten (z. B. WARWICK & CLARK 1995 zit. nach HEIP et al. 1998). Dabei ging es jedoch um die Untersuchung von ökologischen Fragestellungen bzw. die Untersuchung der Dominanz verschiedener trophischer Ebenen oder bestimmter Sippen innerhalb von Lebensgemeinschaften. Hier besteht aber vermutlich auch die Möglichkeit, die

Gewichtung nach anderen Gesichtspunkten durchzuführen, z. B.: Dünentypisch-exklusiv/einheimisch, einheimisch aber standortsfremd, gebietsfremd.

Zusammenfassung

Der Fremdenverkehr ist einer der wichtigsten Wirtschaftsfaktoren im nord-östlichen Mecklenburg-Vorpommern einer sonst sehr strukturschwachen Region. Das für die Promotionsarbeit ausgewählte Untersuchungsgebiet Pommersche Bucht umschließt eine touristisch sehr attraktive Küstenlandschaft im polnisch-deutschen Grenzgebiet. Diese ist aus naturschutzfachlicher Sicht sensibel und schutzbedürftig. Die ausgeprägte Saisonalität des Fremdenverkehrs mit einem hohen sommerlichen Nutzungsdruck führt, insbesondere bei unkontrollierter Nutzung, zur Beeinträchtigung und Degradierung der sensiblen Küstenlebensräume und der biologischen Vielfalt.

Das vorgestellte Promotionsthema beschäftigt sich mit der Messung und Bewertung von pflanzlicher Artenvielfalt in Abhängigkeit anthropogener Nutzungen, insbesondere des Fremdenverkehrs. Mit Hilfe sogenannter Biodiversitätsindizes sollen Pflanzenaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) ausgewertet werden. Es werden sowohl eigene Aufnahmen, als auch ältere Arbeiten aus den jeweiligen Gebieten mit in die Untersuchungen einbezogen. Ziel ist es, eine abgestufte Bewertungsmethodik zu entwickeln, die auch die Problematik der Rote Liste - Arten sowie der Neophyten mit berücksichtigt.

Literatur:

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. (3. Aufl.) – Wien.
- DIERSSEN, K. & KIEHL, K. (2000): Theoretische Grundlagen von Diversität sowie ihre Bedeutung für die Arterhaltung. – [In:] KLINGENSTEIN, F. & R. WINGENDER (Hrsg., 2000): Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, 32: 7-21; Bonn, Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz).
- ERIKSSON, O. (1993): The species-pool hypothesis and plant community diversity. – OIKOS, 68 (2): 371-374; Copenhagen.
- FUKAREK, F. (1988): Ein Beitrag zur Entwicklung und Veränderung der Gefäßpflanzenflora von Mecklenburg. – Gleditschia 16 (1): 69-74.
- GASTON, K. J. (1997): What is rarity? – [In:] W.E. KUNIN & GASTON, K.J. (eds.) (1997): The Biology of Rarity: 30-47; London (Chapman & Hall).
- HEIP, H. R.; HERMAN, P.M.J. & SOETAERT, K. (1998): Indices of Diversity and Evenness. – Oceanis, 24 (4/1998): 61-87.
- HURLBERT, S.H. (1971): The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. – Ecology, 52 (4): 577-586.
- ISERMANN, M. (1997): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen in Küstendünen Vorpommerns. – unveröffentlichte Disseration, Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald: 323; Greifswald.
- JESCHKE, L. (1985): Vegetationsveränderungen in den Küstenlandschaften durch Massentourismus und Nutzungsintensivierung. – Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung, 25 (1985): 223-236.
- KOWARIK, I. & SUKOPP, H. (2000): Zur Bedeutung von Apophytie, Hemerochorie und Anökophytie für die biologische Vielfalt. – [In:] KLINGENSTEIN, F. & WINGENDER, R. (Hrsg., 2000): Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, 32: 167-182; Bonn, Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz).
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnökologie. – 440 S.; Stuttgart - New York (Georg Thieme).
- MAGURRAN, A.E. (1988): Ecological Diversity and its Measurements. – 179 S.; New Jersey (Princeton University Press).

- MOULLIOT, D. & LEPÊTRE, A. (1999): A comparison of species estimators. – *Researches on Population Ecology*, 41: 203-215; Tokyo.
- PÄRTEL, M.; ZOBEL, M.; ZOBEL, K. & MAAREL, E. VAN DER (1996): The species pool and its relation to species richness: evidence from Estonian plant communities. – *OIKOS* 75: 111-117; Copenhagen.
- POLTE, T. & SUCCOW, M. (1996): Beispielhafte vegetationsökologische Untersuchung zur Bewertung der Biologischen Vielfalt an der Binnenküste Mönchguts (Rügen). – Greifswald (Botanisches Institut).
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND VORPOMMERN (1998): Regionales Raumordnungsprogramm Vorpommern. – 225 S.
- SMITH, B. & J. BASTOW WILSON (1996): A consumer's guide to evenness indices. – *OIKOS*, 76: 70-82; Copenhagen.
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. – *Taxon*, 21: 213-251.

Autor:

Ralf Grunewald
Institut für Aquatische Ökologie
Ökologie
Universität Rostock
Albert-Einstein-Str. 3
D-18051 Rostock

E-mail: Ralf_Grunewald@gmx.de

