

# Vegetationsökologischer Vergleich von Heidegebieten der Insel Hiddensee, Mecklenburg- Vorpommern



Diplomarbeit vorgelegt von

Eva Remke

Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät,

Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

April 2003

Gutachter: Prof. Udo Schickhoff

Dr. Irmgard Blindow



## Danksagung

Allen vorangestellt möchte ich mich bei Irmgard Blindow bedanken, die während meiner ganzen Diplomarbeit ausdauernd bereit war zu helfen und konstruktive Kritik zur Verfahrensweise und Auswertung gab.

Udo Schickhoff möchte ich für die Übernahme des Erstgutachtens und Betreuung auch über weite Entfernung danken.

Außerordentlich verbunden bin ich Eddy van der Maarel, der großes Interesse an der Arbeit zeigte und Teilaspekte der Diplomarbeit mit mir intensiver diskutierte.

Rudolf Schubert möchte ich für die Leihgabe seiner Original-Vegetationskarten und für seine wertvollen Kommentaren im Feld danken.

Das Nationalparkamt erlaubte das Betreten und die Untersuchungen in der Kernzone am Gellen. Das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern sicherte die finanzielle Unterstützung der Arbeit. Bei beiden Ämtern möchte ich für diese geschaffenen Rahmenbedingungen danken, ohne die die Durchführung des Forschungsvorhabens nicht möglich gewesen wäre.

Im Fachbereich Botanik der Ernst-Moritz-Arndt Universität zeichneten sich in besonderem Maße Ulli Möbius und Gudrun Adams durch ihre beharrliche Unterstützung bei den Analysen der Bodenproben aus. Für die ständige Bereitschaft zur Diskussion und Hilfestellung bei unterschiedlichen Themen bin ich Michael Manthey, Eva Held, Ingo Koska und Birgit Litterski außerordentlich dankbar.

Henning Baudler stellte mir auf sehr zuvorkommender Art und Weise die Wetterdaten der Biologischen Station Universität Rostock auf dem Zingst, Darß, zur Verfügung. Ihm gilt besonderer Dank.

Ludwig Meinunger danke ich für die Nachbestimmung einzelner Lebermoose.

Für Informationen zum Nationalpark und Hiddensee allgemein möchte ich Dank sagen bei Bernd Blase und Helmut Hübel. Stellvertretend für alle anderen Hiddenseer, die mir Informationen zur Insel und ihrer Geschichte gaben, sei Jürgen Eckhardt gedankt.

Nicht zu vergessen sind Ute Skotarczak und Lothar Spengler, die mir auf Hiddensee sowohl aufmunternd zur Seite standen als auch in allen Problemen der praktischen Durchführung meiner Diplomarbeit schnell und unkompliziert geholfen haben.

Für die Hilfestellungen besonders in der Endphase der Arbeit bei Korrekturhilfen möchte ich mich bei allen meinen Freunden ganz herzlich bedanken, die unermüdlich bereit waren mir zu helfen.

Nicht zuletzt möchte ich meinen Eltern große Anerkennung aussprechen, die großes Interesse an meiner Arbeit zeigten, mir in meiner bisherigen Laufbahn allzeit zur Seite standen, und mir die Sicherheit und Unterstützung gaben, mich stets frei und selbstverantwortlich entscheiden zu können.



Inhalt

<b>1</b>	<b><i>Einleitung und Zielstellung</i></b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b><i>Kennzeichnung des Untersuchungsgebietes</i></b>	<b>15</b>
2.1	<b>Regionale Lage Hiddensees</b>	<b>15</b>
2.2	<b>Landschaftsgenese</b>	<b>16</b>
2.3	<b>Kurzer Abriss der Kulturlandschaftsgeschichte</b>	<b>16</b>
2.4	<b>Klima des Untersuchungsgebietes</b>	<b>21</b>
<b>3</b>	<b><i>Material und Methoden</i></b>	<b>26</b>
	<b>A. Untersuchungsgebiet</b>	<b>26</b>
3.1	<b>Untersuchungsflächen</b>	<b>26</b>
	<b>B. Biotische Faktoren</b>	<b>29</b>
3.2	<b>Vegetationsaufnahme und Auswertung</b>	<b>29</b>
3.3	<b>Vergleich der Vegetationskartierungen 1936 - 1990 - 2002</b>	<b>30</b>
3.4	<b>Rehäsung und Baumbestand</b>	<b>31</b>
3.5	<b>Durchwurzelung</b>	<b>33</b>
	<b>C. Abiotische Faktoren</b>	<b>34</b>
3.6	<b>Boden</b>	<b>34</b>
3.6.1	Probenahme	34
3.6.2	Analyse	34
3.6.3	Bodenprofile	38
3.7	<b>Grundwasser</b>	<b>38</b>
3.8	<b>Salzeintrag</b>	<b>40</b>
	<b>D. Auswertungsmethodik</b>	<b>42</b>
3.9	<b>Verwendete Statistik</b>	<b>42</b>
3.10	<b>Geografische Informationssysteme (GIS)</b>	<b>46</b>
<b>4</b>	<b><i>Ergebnisse</i></b>	<b>47</b>
	<b>A. Biotische Faktoren</b>	<b>47</b>
4.1	<b>Vegetationseinheiten</b>	<b>47</b>
4.2	<b>Vergleich der Vegetationskartierungen 1938 - 1990 - 2002</b>	<b>60</b>
4.3	<b>Rehäsung und Baumbestand</b>	<b>68</b>
4.4	<b>Durchwurzelung</b>	<b>75</b>
	<b>B. Abiotische Faktoren</b>	<b>76</b>
4.5	<b>Bodenanalyse</b>	<b>76</b>
4.5.1	Korngröße	76

4.5.2	Bodenwasser	79
4.5.3	Bodenreaktion	80
4.5.4	Leitfähigkeit	82
4.5.5	C/N-Verhältnis	83
4.5.6	Kalium	88
4.5.7	Phosphor	89
<b>4.6</b>	<b>Bodenprofile</b>	<b>90</b>
4.6.1	Bodentypen	90
4.6.2	Humusaufgabe	92
<b>4.7</b>	<b>Grundwasser</b>	<b>97</b>
<b>4.8</b>	<b>Salz - in der Luft und im Grundwasser</b>	<b>101</b>
4.8.1	Leitfähigkeit des Grundwassers	101
4.8.2	Eintrag über die Luft	103
<b>C.</b>	<b>Synthese der biotischen und abiotischen Faktoren</b>	<b>109</b>
<b>4.9</b>	<b>Multivariate Analysen der Vegetationsaufnahmen mit ausgewählten, erfassten Umweltparametern</b>	<b>109</b>
<b>4.10</b>	<b>Zusammenfassung der Signifikanzniveaus</b>	<b>115</b>
<b>4.11</b>	<b>Zusammenfassende Kennzeichnung der Vegetationseinheiten</b>	<b>116</b>
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>119</b>
5.1	Vergleich der untersuchten Gebiete und Diskussion ihrer Charakteristika	119
5.2	Diskussion der Pflanzengesellschaften der Untersuchungsgebiete	134
5.3	Entwicklung und Prognosen für die untersuchten Dünengebiete mit besonderer Berücksichtigung der Vergrasung und Gehölzentwicklung	148
5.4	Sind die Dünenheiden am Gellen als natürliche Küstenheiden zu bezeichnen?	155
5.5	Anregungen für den Naturschutz	157
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>161</b>
<b>7</b>	<b>Literatur</b>	<b>164</b>
	<b>Anhang</b>	<b>172</b>

Abbildungen

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Prozesse in trockenen Dünenökosystemen	13
Abbildung 2: Lage des Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und der Insel Hiddensee	15
Abbildung 3: Schwedische Matrikelkarte von 1695 von OLAF SPACK	18
Abbildung 4: Karte der Insel Hiddensee von JOHAN MAYER 1751	18
Abbildung 5: Verteilung des langjährigen Niederschlags (mm/a) und der Jahresdurchschnitts- Temperatur (°C) nach REINHARD (1962)	22
Abbildung 6: Klimadiagramm nach WALTER (vgl. in WALTER & BRECKLE, 1999: S. 37) der Jahre 2001/ 2002 für den Zingst/ Darß	23
Abbildung 7: Häufigkeitsdiagramme der mittleren Windgeschwindigkeit im Untersuchungszeitraum und Windrosen für die Jahre 2001 und 2002	25
Abbildung 8: Lage der Transekte und Untersuchungsgebiete auf Hiddensee	28
Abbildung 9: Skizze einer Salzfall	42
Abbildung 10: DCA mit allen Vegetationsaufnahmen der Achsen 1 und 3	48
Abbildung 11: Linksseitige Großgruppe der eher nasserer Standorte der Achsen 1 und 2	48
Abbildung 12: Rechtsseitige Großgruppe der trockeneren Standorte der Achsen 1 und 2	49
Abbildung 13: Trockene Standorte mit der Vegetationseinheit 4 – Carex arenaria-Dominanzbestände der Achsen 1 und 2	50
Abbildung 14: Trockene Standorte mit der Vegetationseinheit 4 – Carex arenaria-Dominanzbestände der Achsen 1 und 3	51
Abbildung 15: Linksseitige Großgruppe der eher nasserer Standorte mit Dominanzbeständen von Carex arenaria der Achsen 1 und 3	51
Abbildung 16: Rand eines Caricetum arenariae Steffen 1931 im USG Heiderose	57
Abbildung 17: Blick von der Kliffkante nach Osten auf die Flächen des 3. Transekts am Neugellen	58
Abbildung 18: Vegetationskarten von Fröde 1936 und der vorliegenden Arbeit 2002 für das Untersuchungsgebiet (USG) Vitte	62
Abbildung 19: Vegetationskarten von FRÖDE 1936 für das Untersuchungsgebiet Heiderose	63
Abbildung 20: Vegetationskarte von SCHUBERT 1990 für das Untersuchungsgebiet Heiderose	64
Abbildung 21: Vegetationskarte 2002 (vorliegende Arbeit) für das Untersuchungsgebiet Heiderose	65
Abbildung 22: Vegetationskarten von FRÖDE 1936, SCHUBERT 1990 und 2002 (vorliegende Arbeit) für das Untersuchungsgebiet Gellen	66
Abbildung 23: Häufigkeiten der Gehölze in den einzelnen Transekten im Kreisdiagramm und der Baumbestand	69
Abbildung 24: Boxplot und Mittelwerte für die Größe aller vorkommenden Gehölze in den drei Transekten	70
Abbildung 25: Boxplot und Mittelwerte für das Alter der Gehölze in den untersuchten Flächen	71
Abbildung 26: Alterstruktur in den drei Gebieten	72
Abbildung 27: Regressionsgerade des Alters mit der Höhe der Gehölze	73
Abbildung 28: Boxplot der Wurzelmasse (g/l) für ausgesuchte Vegetationseinheiten	76
Abbildung 29: Balkendiagramm der mittleren Korngrößenzusammensetzung im Gebiet der Transekte	77
Abbildung 30: Boxplot und Mittelwerte für die Körnunggröße Schluff (%) für die Vegetationseinheit	79
Abbildung 31: Boxplot und Mittelwerte des Bodenwassergehaltes (%) für die Vegetationseinheiten	80

## Verzeichnisse

Abbildung 32: Mittelwerte und Boxplot der Bodenreaktion der einzelnen Vegetationseinheiten	81
Abbildung 33: Boxplot und Mittelwerte der Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) für die Vegetationseinheiten	82
Abbildung 34: Boxplot und Mittelwerte der C/N-Verhältnisse für die Vegetationseinheiten	83
Abbildung 35: Streudiagramm des C/N-Verhältnisses aller in den verschiedenen Transekten analysierten Bodenproben	84
Abbildung 36: Boxplot und Mittelwerte der Gesamtkohlenstoffmenge ( $\text{mg}/100 \text{ mg}$ ) für die Vegetationseinheiten	85
Abbildung 37: Streudiagramm für Gesamtkohlenstoffgehalte ( $\text{mg}/100 \text{ mg}$ Feinerde) für die drei Transekte	87
Abbildung 38: Boxplot und Mittelwerte des pflanzenverfügbaren Kaliums ( $\text{K}_2\text{O}$ $\text{mg}/100 \text{ g}$ Feinerde) für die Vegetationseinheiten	88
Abbildung 39: Streuung des pflanzenverfügbaren Phosphors ( $\text{mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g}$ Feinerde) für die Transekte	89
Abbildung 40: Bodenklassen vergleichbarer Vegetationseinheiten	90
Abbildung 41: Bodenklassen aller Aufnahmen nach Transekten	91
Abbildung 42: Verteilung der Bodenklassen auf die Vegetationseinheiten	91
Abbildung 43: Boxplot und Tabelle der Mittelwerte der Gesamtdicke der organischen Auflage (Oges in cm) für die Vegetationseinheiten	93
Abbildung 44: DCA mit Overlay der zweiten Matrix für den Faktor Gesamtdicke der Humusauflage (Oges)	94
Abbildung 46: Boxplot und Tabelle der Mittelwerte des Fermentationshorizonts (Of in cm) für die Vegetationseinheiten	95
Abbildung 47: Boxplot und Tabelle der Mittelwerte des Oh-Horizonts (cm) für die Vegetationseinheiten	96
Abbildung 48: Grundwasserganglinien von sechs Vegetationseinheiten im Untersuchungszeitraum Mitte September 2001 bis Anfang Oktober 2002	98
Abbildung 49: Regressionsgeraden für den Grundwasserstand unter den Silbergrasfluren (Cory) und Graudünen (Jasione) gegen den Niederschlag	99
Abbildung 50: Schwankungen der Grundwasserstände unter den einzelnen Vegetationseinheiten	100
Abbildung 51: Leitfähigkeit des Grundwassers unter den Vegetationseinheiten Mitte Juli 2002	103
Abbildung 52: Leitfähigkeit (absolut) im Transekt südlich von Vitte im Untersuchungszeitraum	105
Abbildung 53: Leitfähigkeit (absolut) im Transekt westl. der Heiderose im Untersuchungszeitraum	105
Abbildung 54: Leitfähigkeit (absolut) im Transekt am Gellen im Untersuchungszeitraum	106
Abbildung 55: CCA für die Faktoren pH-Wert, Gesamtkohlenstoffgehalt und die Mächtigkeit der Gesamthumusauflage	110
Abbildung 56: CCA der Umweltparameter Mächtigkeit der Gesamthumusauflage (Oges), Ol und Of	111
Abbildung 57: CCA der Umweltparameter Gesamthumusauflage (Oges), Ol und Of und Bodenklassen	112
Abbildung 58: CCA der Pegelstände d. h. Grundwasser unter Geländeoberfläche (GOF)	113
Abbildung 59: Grafische Darstellung der CCA mit den Faktoren pH, Oges und Grundwasser unter Geländeoberfläche	114

## Tabellen

Tabelle 1: Verbissstärkegrade	33
Tabelle 2: Form und Krümmung der Schaftachse	33

<i>Tabelle 3: Tabelle der Vegetationseinheiten (vegunit) der verwendeten DCA's und den entsprechenden taxonomischen Bezeichnungen</i>	51
<i>Tabelle 4: Vegetationstabelle (Haupttabelle) der gesamten Aufnahmen</i>	53
<i>Tabelle 5: Fortsetzung der Vegetationstabelle (Nebentabelle) der gesamten Aufnahmen</i>	55
<i>Tabelle 6: Synonym benutzte Bezeichnungen für die ausgewiesenen Pflanzengesellschaften</i>	59
<i>Tabelle 7: Vergleichstabelle der Pflanzengesellschaften für die Kartierungen 1938 – 1990 – 2002</i>	60
<i>Tabelle 8: Prozentualer Anteil (%) der Vegetationseinheiten und Gebäude in den drei Untersuchungsgebieten für die unterschiedlichen Kartierungen</i>	68
<i>Tabelle 9: Mittelwerte der Verbissstärkegrade nach KLÖTZLI (1965) in den aufgenommenen Flächen</i>	72
<i>Tabelle 10: Kreuztabelle der Verbissstärkegrade und des Alters für den gesamten Datensatz</i>	74
<i>Tabelle 11: Kreuztabelle der Anzahl der Baumarten und ihrer Verbissstärkegrade</i>	75
<i>Tabelle 12: Tabelle der Mittelwerte der Korngrößen (Prozentanteil) in den drei Transekten</i>	77
<i>Tabelle 13: Ergebnisse des KRUSKAL-WALLIS (H-Test) und des Mann-Whitney (U-Test)</i>	78
<i>Tabelle 14: Ergebnisse der Tests zu Korngröße - Vegetationseinheit Zusammenhängen</i>	78
<i>Tabelle 15: Mittelwerte der Bodenreaktion für die Transekte</i>	81
<i>Tabelle 16: Mittelwerte der Leitfähigkeit (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>) für die Transekte</i>	82
<i>Tabelle 17: Mittelwerte für das C/N-Verhältnis in den drei Transekten</i>	84
<i>Tabelle 18: Mittelwerte der Organischen Substanz (mg/ 100 mg Feinerde) für die Vegetationseinheiten</i>	86
<i>Tabelle 19: Mittelwerte der Gesamtkohlenstoffmenge (mg/ 100 mg) für die Transekte</i>	86
<i>Tabelle 20: Mittelwerte des pflanzenverfügbaren Kaliums (<math>\text{K}_2\text{O}</math> mg/100 g Feinerde) für die Transekte</i>	88
<i>Tabelle 21: Mittelwerte pflanzenverfügbaren Phosphors (mg <math>\text{P}_2\text{O}_5</math>/ 100 g Feinerde) für die Transekte</i>	89
<i>Tabelle 22: Ergebnisse der Transektvergleiche – Mächtigkeit der Humusauflage (cm) (N=15)</i>	95
<i>Tabelle 23: Mittelwerte der Mächtigkeit der Humusauflagen (cm) nach Transekten (N=15)</i>	96
<i>Tabelle 24: Testergebnisse für die Regression Vegetationseinheit – Niederschlag</i>	99
<i>Tabelle 25: Wasserstufe, Mittelwerte und Mediane des Gesamtjahres für die einzelnen Vegetationseinheiten</i>	101
<i>Tabelle 26: Leitfähigkeit des Grundwassers für die einzelnen Transekte – Ergebnisse des KRUSKAL-WALLIS-Tests</i>	102
<i>Tabelle 27: Mittelwerte und Stichprobengröße der Leitfähigkeit (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>) für die Messung Ende Juni</i>	102
<i>Tabelle 28: Leitfähigkeit des Grundwassers – Ergebnisse der MANN-WHITNEY U-Tests</i>	102
<i>Tabelle 29: Ergebnisse des Post Hoc SCHEFFÉ-Test - Vergleich der Leitfähigkeit (absolut) landeinwärts</i>	107
<i>Tabelle 30: Ergebnisse der Post hoc-Tests für den Vergleich der Leitfähigkeit</i>	107
<i>Tabelle 31: Mittelwerte der Leitfähigkeit (absolut und in Prozent der ersten Falle) in den drei Transekten für den inneren Dünenbereich</i>	108
<i>Tabelle 32: Gesamtübersicht der Testergebnisse</i>	115
<i>Tabelle 33: Zusammenfassung der signifikant unterschiedlichen, untersuchten Parameter für die Vegetationseinheiten</i>	116
<i>Tabelle 34: Auflistung einiger Nachweise von Vegetationseinheiten mit Carex arenaria-Dominanzen</i>	138
<i>Tabelle 35: Pflanzenverfügbares Kalium und Phosphor (mg/ 100 g Feinerde), Gesamtstickstoff (%) und organische Substanz (%) der vorliegenden und der Untersuchungen von ISERMANN (1997) für vergleichbare Vegetationseinheiten</i>	147

## Abkürzungen

ABC-Profil	Horizonte eines Bodenprofils:	A- Oberboden B – Unterboden C – Ausgangsmaterial des Solums
ANOVA	Analysis of variance	
BP	Before Present	
C	Kohlenstoff	
Ca	Calcium	
Cl	Chlor	
CCA	Canonical Correspondence Analysis	
C/N-Verhältnis	Kohlenstoff/ Stickstoff-Verhältnis	
DCA	Detrended Correspondence Analysis	
GIS	Geografisches Informationssystem	
GOF	Geländeoberfläche	
K	Kalium	
KA 4	Bodenkartieranleitung Auflage Nr. 4 (Finnern & Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland, 1994)	
LPG	Landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaft	
LSD	Least Significance Difference	
LSG	Landschaftsschutzgebiet	
Mg	Magnesium	
N	Stickstoff	
Na	Natrium	
NN	Normal Null	
NP	Nationalpark	
NSG	Naturschutzgebiet	
O	Organischer Horizont (Horizontsymbol für die Humusaufgabe eines Bodenprofils)	
Oges	Gesamte Humusaufgabe	
Ol	Streuhorizont	
Of	Fermentationshorizont	
Oh	Humifikationshorizont	
P	Phosphor	
PCA	Principal Correspondence Analysis	
s. o.	siehe oben	
SPSS	Superior Performance Software System	
s. u.	siehe unten	
USG	Untersuchungsgebiet	
VEG	Volkseigenes Gut	
Vegunit	Vegetationseinheit	

## Maßeinheiten

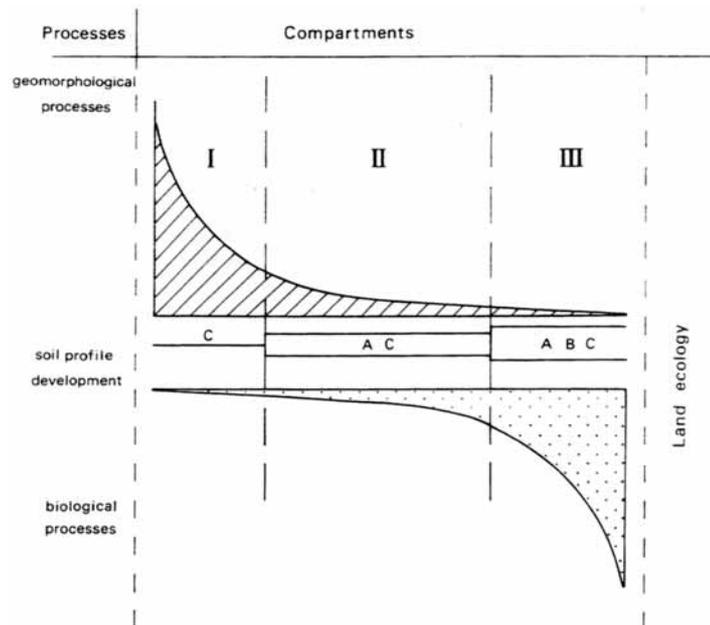
a	Jahr
°C	Grad Celsius
cm	Zentimeter
g	Gramm
GVE	Großvieheinheiten
ha	Hektar
km	Kilometer
l	Liter
m	Meter
mm	Millimeter
μS	Mikrosiemens
mS	Millisiemens
mg	Milligramm
μ	Mikro

## 1 Einleitung und Zielstellung

Der größte Teil der auf Sandböden des atlantisch geprägten Nord-West Europas existierenden Heideflächen ist durch die schon seit der Bronzezeit überlieferte Nutzung durch den Menschen und seine Nutztiere (Plaggenwirtschaft und Schafzucht) entstanden (POTT, 1999). Diese anthropozoogen geschaffenen Heiden besaßen ihre maximale Ausbreitung um 1850 (ELLENBERG, 1996). Durch die Aufgabe historischer Nutzungsformen und die Umwandlung in intensiv genutztes Kulturland oder Kiefernforste sind nur noch 5 % der anthropozoogenen Heideflächen, die um 1835 in den Niederlanden und Norddeutschland vorhandenen waren, erhalten geblieben (GIMINGHAM, 1972; LEUSCHNER & IMMENROTH, 1994). Natürlich entstandene Heiden auf Sandböden werden im Flachland Norddeutschlands nur für entkalkte, stark windexponierte Binnendünen (ELLENBERG, 1996) und extreme Küstenstandorte angenommen (DIJKEMA et al., 1983).

Menschlich geschaffene Heiden werden sich, insofern nicht weitere massive Störungen eintreten, wieder zum Wald entwickeln (sekundäre Sukzession). Auf Standorten einer natürlichen Küstendünenheide hingegen bilden sich je nach Kalkgehalt im Substrat, Grad der allgemeinen Nährstoffversorgung und zusätzlich wirkenden Stressfaktoren entweder nie oder nur sehr langsam schütterere Küstenwälder aus (primäre Sukzession) (vgl. DIJKEMA et al., 1983; WESTHOFF & OOSTEN, 1991; ELLENBERG, 1996; FUKAREK, 1961).

Die Lebensbedingungen in trockenen Dünenökosystemen der Küsten, und damit dem Standort von natürlichen Küstendünenheiden, lassen sich sehr gut durch das Verhältnis von geomorphologischen und biologische Prozessen zueinander beschreiben (siehe Abbildung 1). Seeseitig dominierende, vor allem geomorphologische Prozesse sind der Sand- und Salzeintrag, Wasser- und Winderosion. Die biologischen Prozesse, die sich in einer progressiven Sukzession von einer Pioniervegetation zu Wald äußern, sind eng an Bodenprofilentwicklungen gekoppelt. Gut entwickelte ABC-Profile sprechen für eine stabile, langwährende Landschafts- und Vegetationsgenese (Kompartiment III), C- (Kompartiment I) oder AC-Profile (Kompartiment II) hingegen für große Dynamik und geringe Vegetationsentwicklung. Der Grad der Profilausdifferenzierung in einem Gebiet gibt Auskunft darüber, welcher von beiden Prozesskomplexen dominiert (JUNGERIUS & VAN DER MEULEN, 1988; VAN DER MEULEN et al., 1996).



**Abbildung 1: Schematische Darstellung der Prozesse in trockenen Dünenökosystemen (JUNGERIUS & VAN DER MEULEN, 1988) (Kompartiment I – Zone der Außenküste (Vor- und Weißdünen), Kompartiment II – mittlerer Dünenbereich (Graudünen) als Übergang zwischen I und III, Kompartiment III - innerer Dünenbereich mit einer Vegetation von Grasland bis Waldformationen (Braundüne))**

Neben diesen standörtlichen und kulturlandschaftsgeschichtlichen Unterschieden zwischen natürlichen und anthropogenen Heiden gehen einige Autoren ebenfalls von der Existenz floristisch erkennbarer Unterschiede aus (DIERSSEN, 1993); BERG, 2001 in Kommentar zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung). Je nach Autor charakterisieren eine Dominanz der Besenheide (*Calluna vulgaris*), das Vorkommen von typischen Arten der Binnenheiden (*Genista anglica*, *Arnica montana* oder *Danthonia decumbens*) und Waldarten anthropozoogen erhaltene Heiden. Fehlen die typischen Arten der Binnenheiden und die Waldarten und tritt zudem die Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) in den Vordergrund, können die vorkommenden Heidegesellschaften als natürliche Heiden angesehen werden.

Die Insel Hiddensee, gelegen in der südlichen Ostsee nahe der Festlandküste Vorpommerns, zeichnet sich durch eine abwechslungsreiche Landschaft aus. Neben vielen anderen Biotoptypen kommen Heiden<sup>1</sup> unterschiedlichster Ausprägungen auf der relativ kleinen Insel vor. Die Wacholderheiden auf der Fährinsel und die Dünenheide im zentralen Teil der Insel (NSG Dünenheide<sup>2</sup>) werden als anthropozoogene Heiden angesehen. Am Neugellen im Süden

<sup>1</sup> Mit dem Begriff Heide werden in der vorliegenden Arbeit Zwergstrauchbestände auf armen Böden bezeichnet, die vorwiegend baumlos sind. (Weitere Definitionen und Diskussion vgl. ELLENBERG, 1996:S. 719)

<sup>2</sup> Das NSG Dünenheide umfasst die Glambäckwiese südöstlich der Gastwirtschaft Heiderose und die nördliche und südliche Dünenheide zwischen Vitte und Neuendorf. Teilweise überschneiden sich die Abgrenzungen des NSG mit den Grenzen des Nationalparks (KLAFS et al., 1974; BLASE, mdl.).

Hiddensees, der seit 1990 Kernzone des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft ist, werden natürliche Küstendünenheiden angenommen (FRÖDE, 1957; KLAFS et al., 1974; SCHUBERT, 1998).

In den letzten Jahrhunderten gab es auf Hiddensee Veränderungen in der Nutzungsart und -intensität der Landschaft (Subsistenzwirtschaft bis hin zu reiner Pflege der Heiden), dem Schutzstatus der unterschiedlichen Flächen (ohne Schutzstatus bis hin zu Totalreservat - Kernzone - im Nationalpark), dem Ausmaß von Küstenschutzmaßnahmen und der Arten- und Vegetationsvielfalt. Beobachtete Modifikationen der Vegetation der Heidegebiete sind sowohl Änderungen in der Artenzusammensetzung als auch im Areal einer Vielzahl von Gesellschaften (SCHUBERT, 1998). Die Vergrasung von Dünenheiden mit der Sandsegge (*Carex arenaria*), die für Hiddensee eine vollkommen neue Entwicklung darstellt (Schubert, 1998), und die schon vielfach in anderen Heidegebieten beobachtete Zunahme der Gehölzbesiedlung und Vergrasung mit der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) (ELLENBERG, 1996) sind für die Dünenlandschaft Hiddensees Anfang der 1990er nach SCHUBERT (1996; 1998) bezeichnend.

Auf folgende drei Fragestellungen, die unter anderem für die zukünftige Entwicklung der Heideflächen Hiddensees entscheidend sind, konzentriert sich die vorliegende Arbeit.

1. Inwiefern unterscheiden sich die Heidegebiete - insbesondere ihre Gehölzbesiedlung - im westlichen Teil des NSG Dünenheide zwischen Vitte und Neuendorf von denen im Süden der Insel am Neugellen? Welche Faktoren können für diese Unterschiede verantwortlich sein?
2. Wie lassen sich die Gesellschaften der untersuchten Dünenökosysteme Hiddensees insbesondere das *Caricetum arenariae* STEFFEN 1931 und die feuchten und trockenen Küstenheiden charakterisieren?
3. Welche Prognosen können im Kontext der Vergrasung und Gehölzentwicklung für die Dünenlandschaft im Westen des NSG Dünenheide und den Neugellen gegeben werden? Können die Küstenheiden am Neugellen als natürlich bezeichnet werden?

## 2 Kennzeichnung des Untersuchungsgebietes

### 2.1 Regionale Lage Hiddensees

Die Insel Hiddensee (16,3 km<sup>2</sup>) liegt in der südlichen Ostsee im Nationalpark (NP) Vorpommersche Boddenlandschaft im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern, Deutschland (siehe Abbildung 2). Sie bildet mit einer Nord-Süd Erstreckung von 17 km den westlichen Abschluss der Insel Rügen zur offenen Ostsee nördlich der Halbinsel Darß-Zingst (MÖBUS, 2000). Sie wird deswegen oft als „Wellenbrecher entlang der Westküste Rügens“ bezeichnet (MÖBUS, 2000).

Morphologisch gesehen besteht Hiddensee aus einem Nordteil (3,6 km<sup>2</sup>) – dem aus pleistozänen Bildungen bestehenden Dornbusch bis zu 72,5 m ü. NN – und einem Südteil (12,7 km<sup>2</sup>) – ein sich dem Norden anschließendes, lang gestrecktes, aus holozänen Ablagerungen gebildetes Flachland. Die Breite des Flachlandes variiert zwischen ca. 300 m (Schwarzer Peter südlich von Neuendorf) und ca. 1800 m (zwischen Hassen-Ort an der Außenküste und boddenseitig Poggenort knapp südlich der Fährinsel) (MÖBUS, 2000).

Die Salinität der Ostsee wird beeinflusst durch die Windstärke und Sturmhäufigkeit aus westlichen Richtungen, die Einspeisung von Süßwasser aus Flüssen und Niederschlag sowie Evaporation und Luftdruckunterschiede zwischen Nord- und Ostsee (MATTHÄUS, 1995). Der Salzgehalt schwankt deswegen im Jahresverlauf. Ferner variiert die Salinität sowohl in der Tiefe als auch in horizontaler Ausbreitung (Abnahme von Süd-West nach Nord-Ost). Im Durchschnitt lassen sich für die offene Ostsee im Raum Nord-West Rügen Werte von 8-10 ‰ feststellen (MÖBUS, 2000).

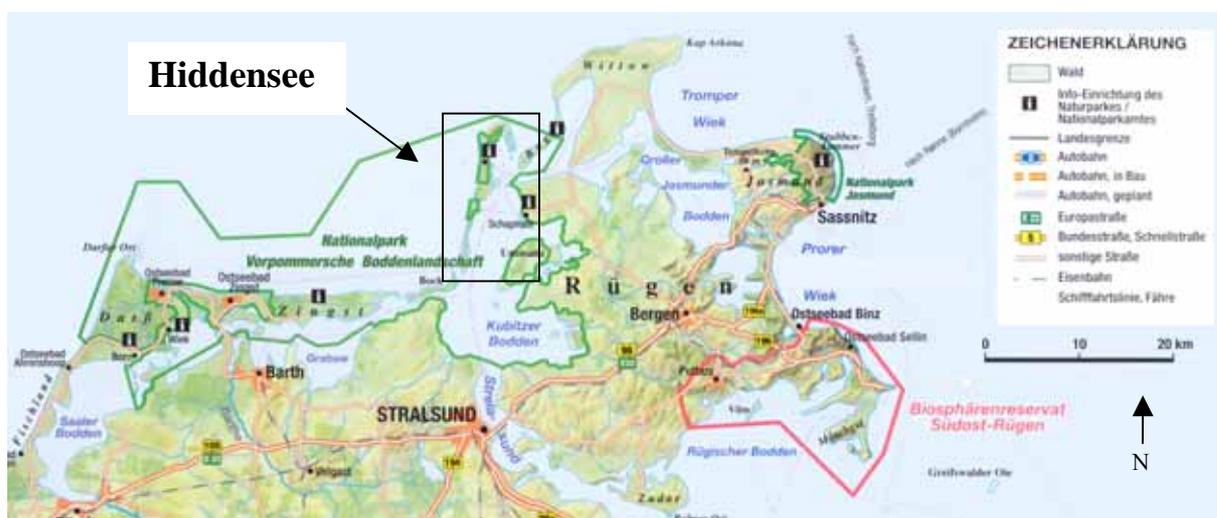


Abbildung 2: Lage des Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und der Insel Hiddensee (Quelle: LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROBSCHUTZGEBIETE & BIOSPHÄRENRESERVATSVERWALTUNGEN, 2002)

## 2.2 Landschaftsgenese

Über kretazischem Untergrund sind zwei zeitliche Folgen aufgebaut: das Pleistozän mit seiner morphologischen Formgebung und das Holozän mit der Ausgestaltung zur heutigen, in Nord-Süd Richtung länglichen Umrissform (MÖBUS, 2000). Die pleistozänen Ablagerungen sind im Norden in einen bis in eine Höhe von 72,5 m ü. NN ansteigenden, nach Süd-Ost konvexen Stauchmoränenlobus zusammen geschoben worden (Weichsel Glazialzeit). Weitere Geschiebemergel-Hochlagen befinden sich im Bereich der heutigen Fährinsel (Fährinselschwelle) und im Süden am Gellen in der Höhe des Gänsewerders (Gellenschwelle) (MÖBUS, 2000; BARTHEL, 2002). Diese pleistozänen Hochlagen wurden durch holozäne Ablagerungen, welche im Wesentlichen durch Küstenausgleichsprozesse im Zuge des steigenden Meeresspiegels während der Litorina-Transgression entstanden sind, miteinander verbunden. Ab 2500 B.P. war eine sich in NS-Richtung erstreckende Insel vorhanden (MÖBUS, 2000).

Das südliche Ende der Insel lag zu Beginn des 14. Jahrhunderts kartografisch belegbar in der geografischen Breite der heutigen Karkensee-Bucht. Dieses Gebiet wird im Allgemeinen als Altgellen, die sich südlich anschließenden Neulandbildungen werden als Neugellen bezeichnet. Das derzeitige Wachstum des Gellens beträgt ca. 3 m/a. Im Vergleich dazu werden am Neuen Bessin (Nord-Ost Hiddensee) ca. 30 m/a neu gebildet (MÖBUS, 2000).

Die Außenküste unterliegt mit Ausnahme des Neugellen und des Neuen Bessins der Abrasion. Die Steilküste am Dornbusch geht zwischen 0,2 und 0,6 m/a zurück. Im Flachland sind es ca. 0,3 m/a (MÖBUS, 2000).

Der küstenparallele Sedimenttransport im Strandbereich der Flachland-Außenküste erfolgt zu 65 % in südlicher und 25 % in nördlicher Richtung. Der Restbetrag bei westlichen Winden bleibt unbestimmt (MÖBUS, 2000).

Seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts werden verstärkt Küstenschutzmaßnahmen vorgenommen (Dünenbefestigungen, Küstenschutzwald, Uferschutzmauern und -dämme, Deiche und Buhnen). Dadurch wird auf den Sedimenttransport im Schorrbereich Einfluss genommen. Durch zusätzliche, mehrmalige Sandaufspülungen seit 1962 wird die weitere Abnahme der Strandbreite verhindert (MÖBUS, 2000).

## 2.3 Kurzer Abriss der Kulturlandschaftsgeschichte

Um ca. 1000 n. Chr. existierte im Gebiet der heutigen Glambäckwiese ein kleines Dorf. Die Einwohner betrieben hauptsächlich Acker- und Gartenbau, aber auch Waldweide. Das

Südende der Insel lag nach Überlieferungen in der Höhe des heutigen Neuendorf (FAUST, 2001).

Die Bewohner der Ortschaft „Vitt“, des heutigen Vitte, dessen Existenz seit dem 13. Jahrhundert überliefert ist, nutzten die bestehenden Waldbestände der Insel ebenfalls als Lieferant für Brenn- und Bauholz und als Waldweide. Zu Beginn des 14. Jahrhunderts nahm der Holzverbrauch stetig zu. Gründe dafür waren eine allgemeine Siedlungszunahme, der Klosterneubau, die Fischerei, Lieferungen nach Rügen und die Unterhaltung der „Luchte“<sup>3</sup>, dem Leuchtfeuer im Süden der Insel (KLAFS et al., 1974; FAUST, 2001).

Im 30jährigen Krieg gab Wallenstein, nachdem er die Dänen von der Insel vertrieben hatte, den Befehl „alle Holzungen nieder zu brennen“ (KLAFS et al., 1974; FAUST, 2001). Ziel war es, den feindlichen Truppen der Dänen keine Möglichkeit zur Holzbeschaffung, insbesondere für den Schiffbau, zu geben und somit eine Wiederansiedlung zu erschweren (MÖBUS, 2000; FAUST, 2001). Nur ein kleiner Rest Wald am Schwedenhagen blieb erhalten (FAUST, 2001). Nachweise für einen Wald auf dem Hochland gibt es zusätzlich durch pollenanalytische Untersuchungen von Torfen im Talgrund (im Bereich des Ellersegens) (MÖBUS, 2000: S. 116).

Auf der Schwedischen Matrikelkarte von 1695 von OLAF SPACK wurde der zentrale Teil der Insel - die heutige Dünenheide (NP & NSG Gebiet) - als „Heide mit Sandboden, bültig und trocken“ (Signatur Cb) und als „flaches Weideland mit Gras bewachsen“ (Ca) beschrieben (GUSTAVS, 1999 und siehe Abbildung 3). Es ist in dem Bereich kein Gehölz mehr verzeichnet. Als Brennmaterial erwähnt SPACK den Plaggentorf, der unter den gestochenen Torfen das schlechteste Brennmaterial liefert.

Am Gellen existierte seinerzeit eine Sommerweide (Ea) für „allerhand Großvieh und Pferde“ (GUSTAVS, 1999) und war „sehr mit Sand vom großen Strand überweht“.

Auf der Karte von JOHANN GEORG MAYER von 1751 (siehe Abbildung 4) werden für beide Gebiete die gleichen Signaturen verwendet. Das Gebiet wurde demnach als Weide und eventuell zum Teil auch als Ackerlandschaft genutzt. Nutztiere waren nach KLAFS et al. (1974) Pferde, Schafe, Rindvieh, Gänse und auch Bienen.

---

<sup>3</sup> Dieses Leuchtfeuer wurde von den Zisterzienser Mönchen im Auftrag der Stadt Stralsund unterhalten. Die Luchte befand sich ungefähr an der Stelle des heutigen Leuchtturms südlich von Neuendorf (FAUST, 2001).

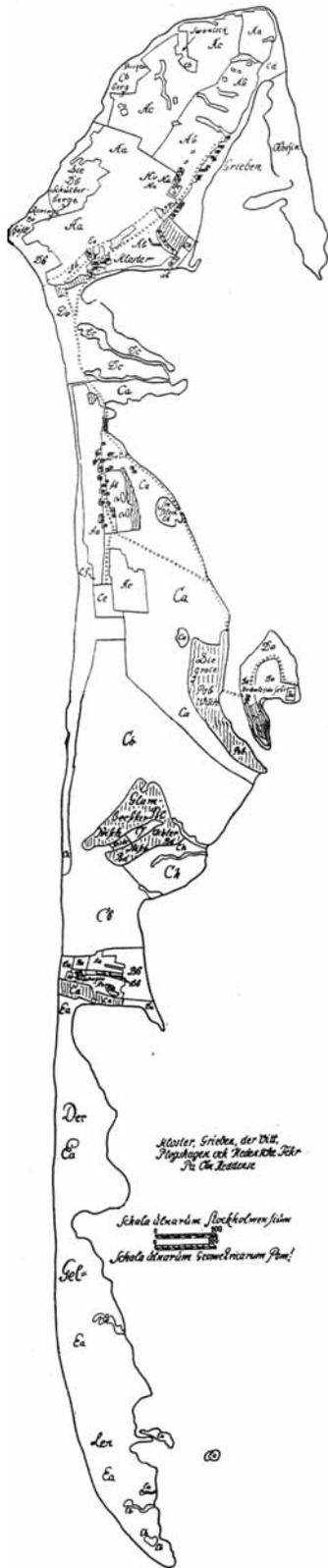


Abbildung 3: Schwedische Matrikelkarte von 1695 von OLAF SPACK (aus KLAFS et al., 1974)

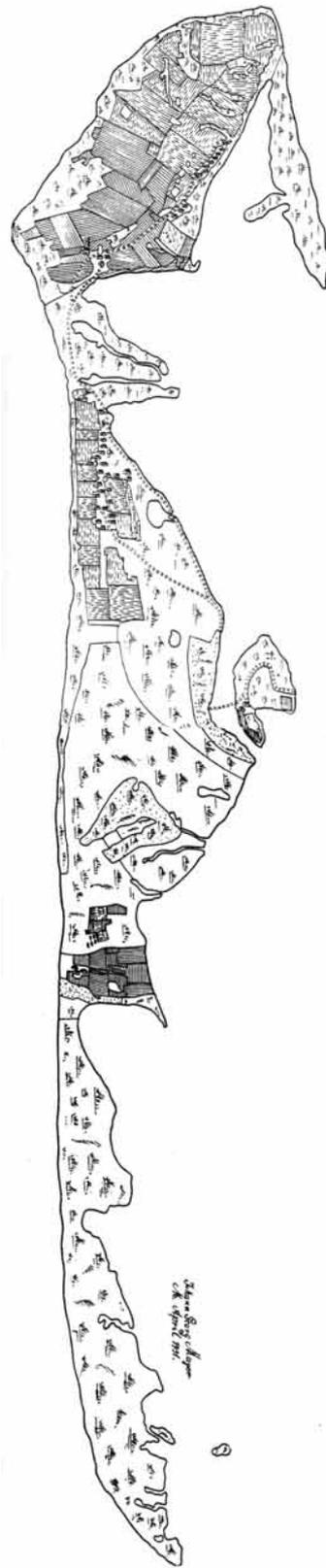


Abbildung 4: Karte der Insel Hiddensee von JOHAN MAYER 1751 (aus KLAFS et al., 1974)

Um 1800 führte die Brennstoffknappheit dazu, dass neben Torfsoden, die ebenfalls als Baumaterial genutzt wurden, sogar Kuhdung zum Heizen verwendet wurde (KLAFS et al., 1974). Mitte des 19. Jahrhunderts gab es in und um Vitte kein Torf und Holz mehr, so dass Bau- und Brennmaterial vom Festland herangeschafft werden musste (KLAFS et al., 1974; FAUST, 2001). Der Viehbestand für ganz Hiddensee übertraf die Einwohnerzahl: 1875 mit 740 Einwohnern, 190 Pferden, 500 Rindern und 1138 Schafen. Der Nährstoffentzug wurde auch nach Aufhebung der Gemeindeweide 1866 und der damit einhergehenden Parzellierung fortgesetzt (KLAFS et al., 1974).

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war der Schafbestand bis auf die Hälfte gesunken (590 Tiere). Im Gebiet der Dünenheide fand vor allem Acker- und Gartenbau statt und kaum noch Beweidung (KLAFS et al., 1974). Seit 1875 besteht zwischen Neuendorfern und der Stadt Stralsund ein Pachtvertrag über die Nutzung des Neugellens. Die Neuendorfer nutzten das Gebiet bis Anfang der 1980er als Sommerweide für ihre Nutztiere mit unterschiedlich starker Besatzdichte und Nutzvieh (FAUST, 2001; ECKHARDT, mdl.). Als Weidetiere wurden ab Mitte der 1970er nur noch Schafe eingesetzt (BLASE, mdl.).

Die Heide im zentralen Bereich der Insel wurde in den 1950/ 60ern noch abgebrannt und abgeplaggt. Die Sträucher wurden als Brennmaterial genutzt (ECKHARDT, mdl.). Seit Beginn der 1980er wird auf Hiddensee ausschließlich Weidewirtschaft betrieben (MÖBUS, 2000: S. 116). Die Boddenwiesen wurden durch das VEG Zingst zur Aufzucht von Jungrindern genutzt (125 Tage/a auf der Insel mit unterschiedlicher Besatzdichte) (FAUST, 2001). Vom VEG-Zingst wurden seit Beginn der 1970er bis Mitte der 1980er Teile Hiddensees als Sommerweide v .a. für Jungrinder, aber auch als Weidefläche für Schafe und Pferde genutzt.<sup>4</sup> (FAUST, 2001: S. 311). Mitte der 80er übernahm das VEG-Ummanz die Bewirtschaftung, hielt aber an dem Konzept der Jungrinderaufzucht bis zur „Wende“ fest (FAUST, 2001). Unklar ist, wie lange und mit welcher Anzahl Großvieheinheiten (GVE) pro ha und Jahr der Alt- und Neugellen bis 1990, dem Geburtsjahr des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, beweidet wurde. Angeblich waren bis 1989 ca. 30 Schafe zur Sommerweide auf dem Neugellen (NEUBAUER<sup>5</sup>, mdl.). Momentan gibt es zwei landwirtschaftliche Betriebe auf Hiddensee (Neubauer in Kloster und Peplow in Vitte), die die

---

<sup>4</sup> 1972 ca. 500 Jungrinder, später 800 – 1000 Jungrinder; 1976 ca. 600 Schafe und 1000 Jungrinder; 1978 keine Schafe, dafür 20 Pferde zu den 1000 Rindern (FAUST, 2001: S. 311).

<sup>5</sup> Wilhelm Neubauer ist Tierarzt und Landwirt in Trent, Rügen, und besitzt zusammen mit seinem Sohn zudem einen Betrieb in Kloster, Hiddensee.

Rasen des Hochlands im Norden und die Salzgrünländer mit Mutterkuhherden und Schafen pflegen.

Auf der Fährinsel etabliert sich seit Mitte der 1990er wieder eine Herde von Gotland-Schafen. Nach Versuchen des Nationalparks sie 1993/94 einzufangen und ganz abzuschaffen, baute sich die frei lebende Herde aus einigen wenigen Tieren wieder auf ca. 80 Tiere auf (BLASE<sup>6</sup>, mdl.). Momentan wird die Dünenheide von der Biologischen Station der Ernst-Moritz-Arndt-Universität, Greifswald, und dem Nationalparkamt gepflegt, d. h. per Hand entbuscht. Zur Pflege der Heide wurden 1988 sechs Mufflons (*Ovis ammon musimon*) auf Hiddensee ausgesetzt (BLASE, 1994: S. 31; JESCHKE, 1997). Die Mufflons halten sich vornehmlich im Strandwallfächer des NSG Dünenheide, im Süd-Osten der Gastwirtschaft Heiderose, auf. Die auf dem Strandwallfächer vorkommende Wacholderheide kann durch eine extensive Beweidung mit Mufflons erhalten werden (JESCHKE, 1997). Eine höhere Bestockungsrate als bisher wäre hingegen für eine effektive Pflege der Wacholderheide von Vorteil (JESCHKE, 1997).

Die Wildtierpopulationen, die ebenfalls einen Beweidungseinfluss auf die Vegetation ausüben, schwankten sehr stark in den letzten Jahrzehnten. Nach ECKHART<sup>7</sup> (mdl.) waren 2001

ca. 10-15 Rehe (*Capreolus capreolus*) am Gellen und für die ganze Insel 70 Tiere als Standwild zu verzeichnen. Neben der hohen Rehdichte kommen Füchse ebenfalls in großen Mengen vor. Schwarzwild (*Sus scrofa*) ist in größerer Anzahl nicht als Standwild auf Hiddensee zu finden, kommt aber regelmäßig vom Bock und Bug herüber. Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) und Hasen (*Lepus europaeus*) sind - als weitere mögliche Weidetiere - sehr selten auf Hiddensee (ECKHARDT, mdl.; eigene Beobachtungen). Bis zum Ausbruch einer Myxomatose-Epidemie Anfang der 1980er gab es hingegen „Unmengen von Kaninchen“ (BLASE, mdl.).

Die ersten technischen Küstenschutzmaßnahmen erfolgten auf Hiddensee um das Jahr 1850 (MÖBUS, 2000:S. 113). Zeitlich lassen sich die Maßnahmen in drei Etappen zusammenfassen. Seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurden vor allem Dämme, Wälle und Buhnen im südlichen Teil des Flachlandes gebaut. In der zweiten Phase von 1914 bis in die 40er des 20. Jahrhunderts wurde die Steilküste am Dornbusch gesichert und der Buhnenbau in

---

<sup>6</sup> Bernd Blase ist der Revierleiter des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft für Hiddensee.

<sup>7</sup> Jürgen Eckhardt ist Einwohner Neuendorfs, dessen Familie schon lange auf Hiddensee ansässig ist. Mit anderen Jägern zusammen teilt er sich den Süden Hiddensees als Jagdrevier.

südlicher Richtung fortgesetzt. Nach 1945 stand in der dritten Etappe die Sicherung der Ortslagen Kloster, Vitte und Neuendorf durch boddenseitige Deiche im Mittelpunkt (MÖBUS, 2000).

Auf dem Hiddenseer Flachland begann die Aufforstung von Küstenschutzstreifen in den ersten zwei Dekaden des 20. Jahrhunderts (MÖBUS, 2000:S. 115 f.). Entlang der Westküste wurde von der Höhe des Hassen-Ortes<sup>8</sup> im Norden bis zum Beginn des Neugellens im Süden ein Schutzwald mit einer Gesamtlänge von ca. 6 km und einer Breite von ca. 50 m gepflanzt (MÖBUS, 2000). Nur innerhalb der Ortslage Neuendorf gab es eine Unterbrechung. Weitere Aufforstungen mit Kiefern (*Pinus spec.*) wurden in den 1960ern vorgenommen (HÜBEL und BLASE, mdl.; JESCHKE, 1997). Diese schlossen sich direkt nördlich an das Stück am Hassen-Ort an.

Ebenfalls im 20. Jahrhundert wurden die ersten Schutzgebiete auf Hiddensee ausgewiesen. 1954 wurde die gesamte Insel Landschaftsschutzgebiet (LSG). Ab 1964 wurde das Gebiet der heutigen Dünenheide Naturschutzgebiet (NSG), der südliche Teil davon wurde ab 1990 zusätzlich Nationalparkgebiet (Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, Zone 2; (BLASE, 1994). Mit der Deklaration des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft wurde der Neugellen zur Zone 1, d. h. zur Kernzone und damit zum Totalreservat, erklärt.

### 2.4 Klima des Untersuchungsgebietes

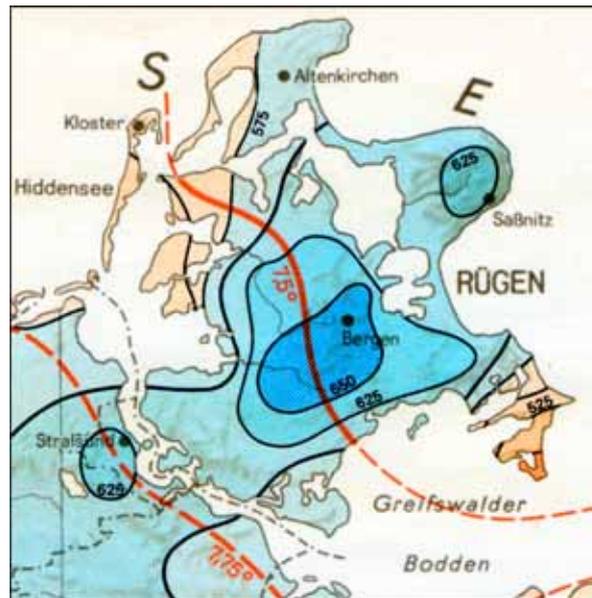
Der Nordosten Deutschlands ist geprägt durch ein maritimes, semihumides warmgemäßigtes Mittelbreitenklima (ZAHN, 1992: S. 221), d. h. in ca. sechs bis neun Monaten herrscht ein humides Klima. Im Gebiet der Insel Hiddensee fällt im langjährigen Mittel 500-600 mm/a Niederschlag und für fünf Monate beträgt die Temperatur im Monatsmittel  $\geq 10\text{ °C}$ <sup>9</sup> (ZAHN, 1992: S. 46). Nach KLIWE (1951) kann die Insel in die Klima-Unterregion Nordwestrügen, die stark seeexponiert ist, eingeordnet werden.<sup>10</sup>

---

<sup>8</sup> Der Hassen-Ort ist ein Punkt an der Außenküste etwas südlich der Heiderose, die als Gehöft um 1870 errichtet wurde (FAUST, 2001).

<sup>9</sup> Eine Durchschnittstemperatur von  $10\text{ °C}$  kennzeichnet den Beginn verstärkten Wachstums der Vegetation (REINHARD, 1951: S. 12). Der Schwellenwert des eigentlichen Wachstums liegt bei einer Durchschnittstemperatur von  $5\text{ °C}$  (REINHARD, 1951: S. 12). Für Hiddensee liegt dieser Zeitraum im Mittel zwischen dem 11. April und 11. November (REINHARD, 1962).

<sup>10</sup> Diese Klimaregion nimmt hinsichtlich der Verbreitung der Pflanzengesellschaften eine klare Übergangsstellung ein (ISERMANN, 1997: S. 21). In Westmecklenburg herrschen ozeanisch geprägte Gesellschaften vor, in Ostmecklenburg kommen hingegen die kontinental getönten Gesellschaften stärker zur Ausprägung.



**Abbildung 5: Verteilung des langjährigen Niederschlags (mm/a) und der Jahresdurchschnittstemperatur (°C) nach REINHARD (1962)**

Nach REINHARD (1962) liegt der Jahresniederschlag für Hiddensee bei 547 mm/a und das Jahresmittel der Lufttemperatur bei 7,5 °C (vgl. Abbildung 5). Der Vorfrühling ist am niederschlagärmsten und am niederschlagreichsten der Hochsommer. Während der Hauptvegetationsperiode erhält die Klima-Unterregion Nordwestrügen im Vergleich zum Festland und umliegenden Gebieten besonders wenig Niederschlag. Diese Regenarmut der Küstenregion kommt nach KLIEWE (1951) nur während der Frühjahrs- und Sommermonate deutlich zum Ausdruck. Sie wird durch andere Klimafaktoren wie höhere Luftfeuchtigkeit, Taubildung während der Nacht und geringere Verdunstung bei niedrigen Sommertemperaturen ausgeglichen, und somit ist eine Versorgung der Pflanzen mit einer geringen Menge Wasser gewährleistet (KLIEWE, 1951). Der Einfluss der Ostsee bedingt eine langsamere Erwärmung im Frühjahr, einen temperaturbegünstigten, milden Herbst und Winter, sowie geringere Temperaturschwankungen sowohl im Tages- als auch im Jahresgang (ISERMANN, 1997: S. 29).

Im Jahresmittel dominieren Südwest- und West-Winde gefolgt von Süd-Winden, während die Nord- und Nordost-Winde am niedrigsten ausfallen (NEUBER, 1970). Die Küste Hiddensees wird vor allem durch die Winde aus nordwestlichen Richtungen beeinflusst. Die Sturmhäufigkeit ist innerhalb der Klima-Region Westmecklenburg aufgrund dieser exponierten Lage am größten (KLIEWE, 1951: S. 49).

Die Untersuchungsjahre 2001 und 2002 waren mit Durchschnittstemperaturen von 9,2 und 9,7 °C um 1,5-2 °C wärmer als das langjährige Mittel (siehe Abbildung 6). Der

Gesamtniederschlag lag mit 709 und 689 mm/a ca. 150 mm über dem langjährigen Mittel. Auffallend sind die geringen Niederschläge im September/ Oktober der beiden Jahre, die sehr trockene Bedingungen im Spätherbst schufen. Es muss allerdings beachtet werden, dass die analysierten Wetterdaten, die vom Zingst/ Darß, stammen, nicht exakt für die Untersuchungsgebiete auf Hiddensee übernommen werden können. Nach REINHARD (1962; vgl. Abbildung 5) fällt im zentralen und südlichen Teil Hiddensees ca. 50 mm/a weniger Niederschlag als auf dem Zingst/ Darß. Die Temperaturzone ist hingegen die gleiche.

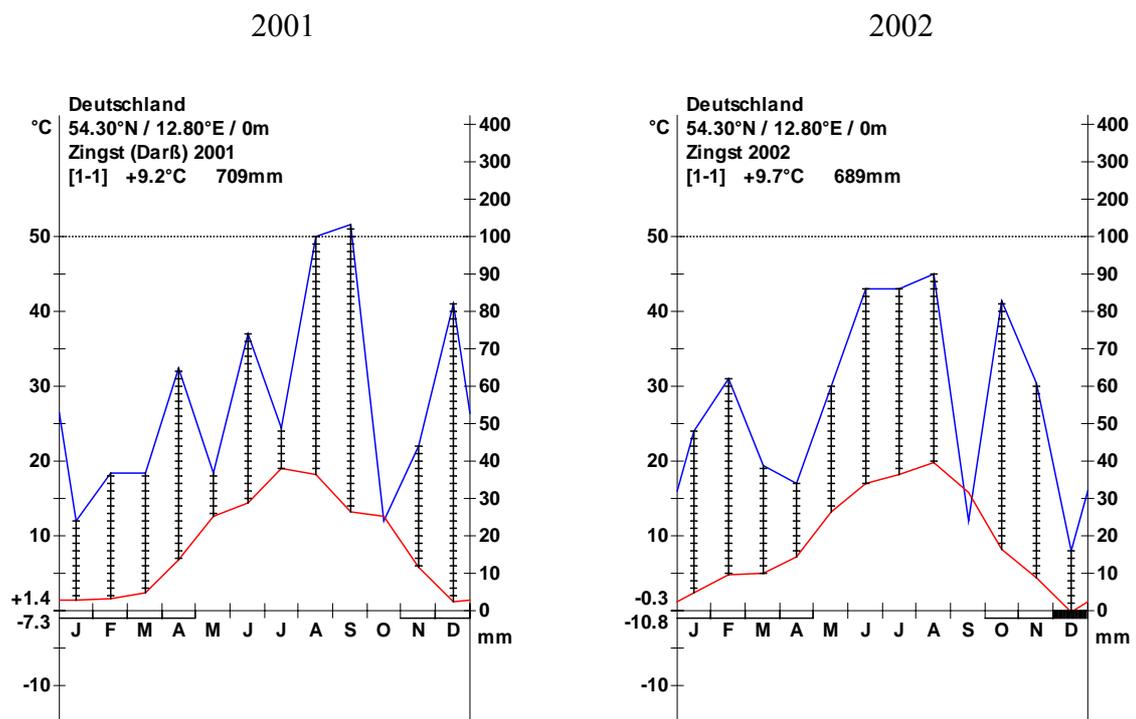
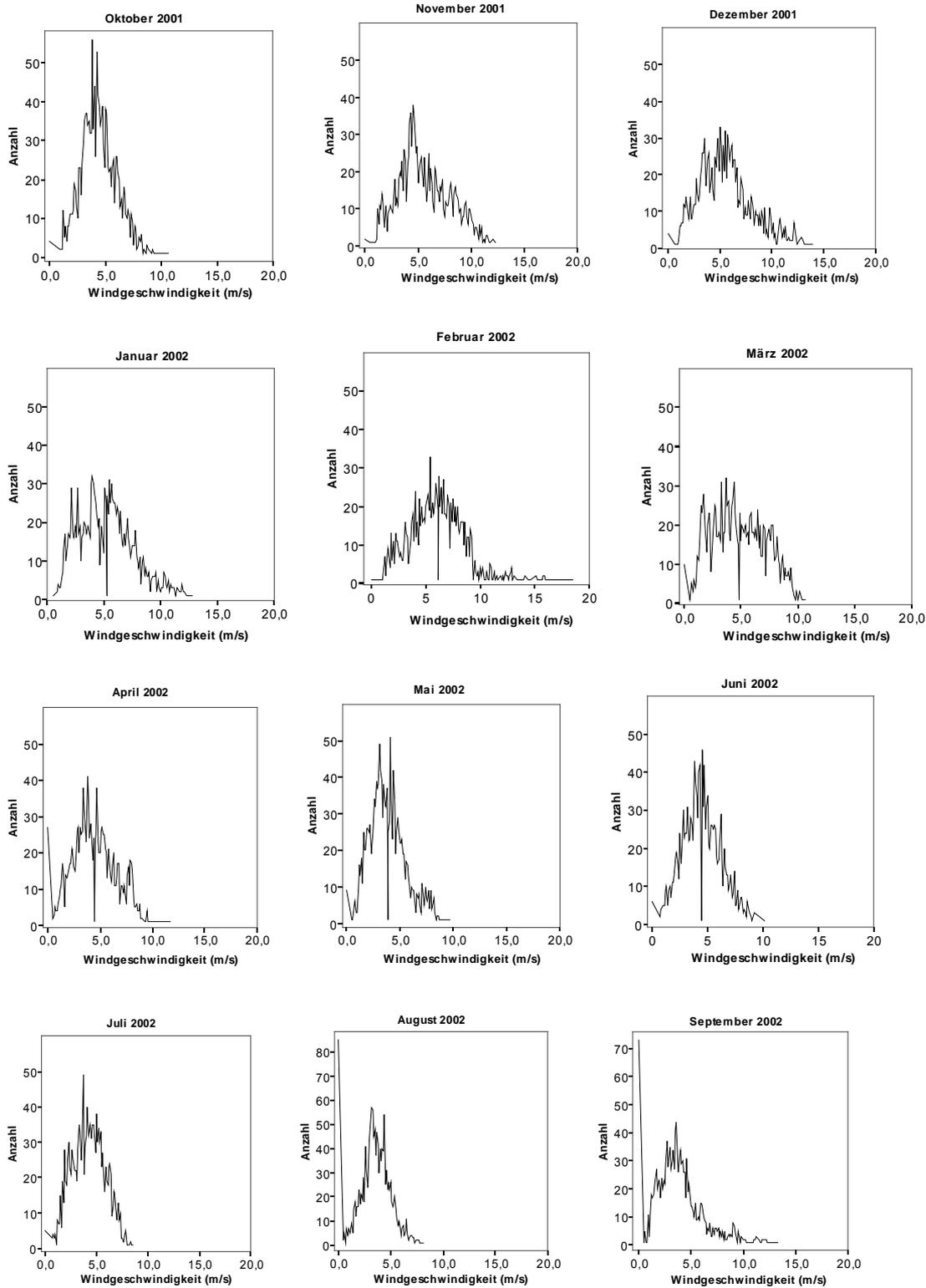
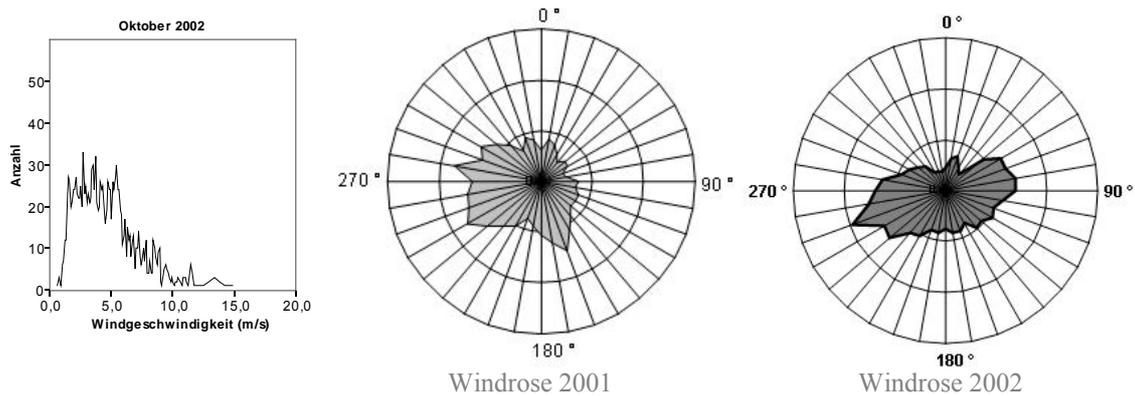


Abbildung 6: Klimadiagramm nach WALTER (WALTER & BRECKLE, 1999: S. 37) der Jahre 2001/ 2002 für den Zingst/ Darß (Daten der Biologischen Station der Universität Rostock)

**Zusammenfassende Darstellung der Diagramme der mittleren Windgeschwindigkeit  
(gemittelt über 30 Min., Angaben in m/s) im Untersuchungszeitraum:**





**Abbildung 7: Häufigkeitsdiagramme der mittleren Windgeschwindigkeit im Untersuchungszeitraum und Windrosen für die Jahre 2001 und 2002** (Darstellung der Windgeschwindigkeitsmessungen des ganzen Monats gemittelt über 30 Minuten, Angaben in m/s; dargestellt ist die Häufigkeit der jeweiligen im 30-minütigen Mittel gemessenen Windgeschwindigkeit; Darstellung der Häufigkeiten der Windrichtungen für ein ganzes Jahr, Messungen der Windrichtung, die den Häufigkeiten entsprechen, jeweils gemittelt über 30 Minuten)

Die Windgeschwindigkeiten zeigen deutliche saisonale Unterschiede in ihrer Stärke (vgl. Abbildung 7). Von Mai bis August 2002 waren Windgeschwindigkeiten über 10 m/s selten bis gar nicht zu verzeichnen. Im August und September 2002 sind Flauten charakteristische Windverhältnisse für Hiddensee. (Die Geschwindigkeiten gleich null sind so häufig, dass eine andere Skalierung gewählt wurde.) Generell sind der Spätherbst und Winter gekennzeichnet durch häufigere hohe Windgeschwindigkeiten. So war der Februar 2002 durch heftige Stürme geprägt (persönliche Beobachtung).

Die vorherrschenden Windrichtungen sind in den Jahren 2001 und 2002 West und Süd-West. Seltener sind Winde aus Nord/ Nord-Ost oder auch Süden. Die Jahre im Untersuchungszeitraum weichen somit nicht vom langjährigen Mittel ab (vgl. NEUBER, 1970). Geringe Abweichungen von diesem langjährigen Mittel sind die im Jahr 2001 relativen Häufungen der aus Süden und im Jahr 2002 der aus Nord-Ost kommenden Winde.

### 3 Material und Methoden

#### A. Untersuchungsgebiet

##### 3.1 Untersuchungsflächen

Auf Hiddensee gibt es sehr unterschiedliche Heidegebiete, die sich allesamt im mittleren und südlichen Teil der Insel befinden. Im zentralen Teil der Insel südlich von Vitte liegen das Heidefeld und das NSG Dünenheide, welches in das Nationalparkgebiet Dünenheide westlich der Heiderose übergeht. Diese Gebiete sind nach KLAFS ET AL. (1974; siehe auch SCHUBERT, 1996: S. 272; FRÖDE, 1957: S. 300) anthropozoogene Heiden mit den vorherrschenden Pflanzenarten *Calluna vulgaris* und *Empetrum nigrum*.

Südöstlich der Heiderose liegt ein Strandwallfächer mit einer Wacholderheide. Eine weitere Wacholderheide findet man auf der Fährinsel (FRÖDE, 1957: S. 300), die schon seit längerem mit einer wechselnden Bestockungsrate von Gotland-Schafen beweidet wird.

Im Süden der Insel, am Gellen, befindet sich der letzte Typ der Heiden Hiddensees. Im geologisch jüngsten Gebiet kommt eine Heide mit *Empetrum nigrum* und *Calluna vulgaris* vor, die als natürliche Küstendünenheide betrachtet wird (KLAFS et al., 1974; SCHUBERT, 1998: S. 106).

Die Untersuchungsflächen befinden sich in der nördlichen (NSG) und in der südlichen (NP) Dünenheide sowie in der Kernzone am Neugellen. In jedem der drei Gebiete wurde ein Transekt in West-Ost-Richtung gelegt. Die Transekte wurden so gewählt, dass die charakteristischen und zu untersuchenden Vegetationseinheiten möglichst vollständig erfasst wurden. Es sollten die Weißdünen und die Graudünen enthalten sein, neben den trockenen Heiden ferner nasse Senken mit *Erica tetralix* oder *Polytrichum commune* ssp. *perigonale* vorkommen und außerdem Silbergrasfluren und Dominanzstrukturen von *Carex arenaria*. Aufgrund dieser gewünschten Arten- und Gesellschaftszusammensetzung, die unter anderem eine Einordnung des *Caricetum arenariae* STEFFEN 1931 in das Vegetationsmosaik der trockenen Küstendünen ermöglicht, und der geringen Größe der Gebiete ergaben sich die drei untersuchten Transekte.

Die Lage der Transekte und die Untersuchungsgebiete sind in Abbildung 8 zu erkennen. Ein Transekt wurde nicht streng als eine Linie aufgefasst, entlang derer in regelmäßigen

Abständen Vegetationsaufnahmen gemacht wurden, sondern vielmehr als breiterer Streifen verstanden, in dessen Raum Aufnahmen und ökologische Faktoren untersucht wurden.

# Lage der Transekte und USG auf Hiddensee

Gellen

Zentraler Teil von  
Hiddensee

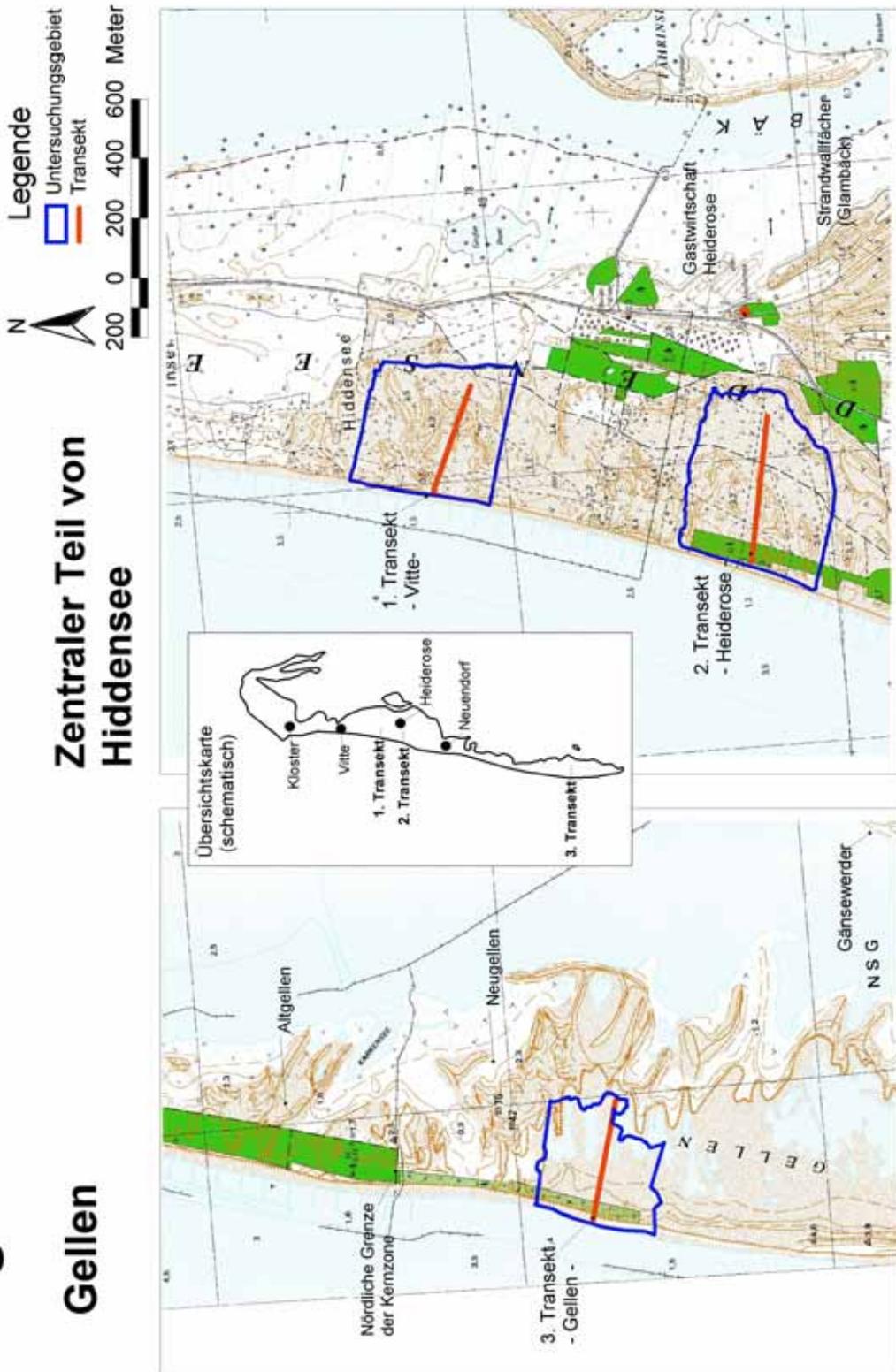


Abbildung 8: Lage der Transekte und Untersuchungsgebiete auf Hiddensee (USG = Untersuchungsgebiet)

## B. Biotische Faktoren

### 3.2 Vegetationsaufnahme und Auswertung

Im Sommer und Herbst 2001 und 2002 wurden entlang der drei Transekte (Vitte, Heiderose, Gellen) in West-Ost Richtung Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) in PFADENHAUER, 1997) angefertigt. Die Größe der Aufnahmeflächen wurde nach Literaturangaben für die einzelnen Vegetationstypen und nach den örtlichen Gegebenheiten gewählt (DIERSCHKE, 1994; PFADENHAUER, 1997). Die Größe der Flächen lag zwischen 3 m<sup>2</sup> (Silbergrasfluren und nasse Senken) und 100 m<sup>2</sup> (Sandseggenrasen), im Allgemeinen aber bei 20-25 m<sup>2</sup>. Neben einer Schätzung nach der Skala von DIERSCHKE (1994: S. 161) wurden ebenfalls die metrischen Prozentangaben vermerkt.

Die Benennung der Gefäßpflanzen erfolgte nach OBERDORFER (1994). Dabei wurde die Bestimmung bis zur Unterart, Kleinart, Varietät nur bei den Kryptogamen durchgeführt und dann auch nur, sofern diese durch nachvollziehbare morphologische Merkmale im Feld erkennbar waren. Es ist wahrscheinlich, dass einige Gefäßpflanzen hauptsächlich in ihrer für Küsten typischen Unterart vorkommen, so zum Beispiel *Hieracium umbellatum* als *Hieracium umbellatum* ssp. *linearifolium*, *Festuca rubra* als *Festuca rubra* ssp. *arenaria*, oder *Salix repens* als *Salix repens* ssp. *arenaria*. Dieses wurde aber nicht für jede einzelne Pflanze bei den Vegetationsaufnahmen nachgeprüft. Deswegen werden die Arten in den Vegetationstabellen nur bis zur Artebene angegeben. Eine genaue Überprüfung zum Beispiel bei *Jasione montana* ergab sehr unregelmäßige Verhältnisse zwischen *Jasione montana* ssp. *montana* und ssp. *litoralis*, und zum Teil konnten die Individuen schwer eingeordnet werden.

Ferner kann nicht ausgeschlossen werden, dass in den Massenbeständen von *Carex arenaria* nicht *Carex ligerica* ebenfalls vorhanden war, da nicht jeder einzelne Halm nachgeprüft wurde, diese Art aber für Hiddensee nachgewiesen ist (FRÖDE, 1957: S. 296).

Eine Besonderheit ergibt sich bei den Arten *Galium mollugo* und *G. verum*. Diese bastardieren auf der Insel Hiddensee, so dass Merkmalsausprägungen in einem Kontinuum zwischen beiden Arten verlaufen, bei dem es schwer fällt eine eindeutige oder gut zu beschreibende Grenze zu ziehen. In dieser Arbeit wurden deshalb Pflanzen mit intermediären Merkmalen *Galium x pomeranicum* RETZ. zugeordnet.

Abweichend von der Nomenklatur in OBERDORFER (1994) wurde die Geschlängelte Schmiele *Avenella flexuosa* und nicht *Deschampsia flexuosa* genannt.

Flechten wurden nach WIRTH (1995) bestimmt, Laub- und Lebermoose nach FRAHM & FREY (1992). Die Lebermoose wurden von MEINUNGER<sup>11</sup> nachbestimmt.

Für die Auswertung der Vegetationsaufnahmen wurde einerseits reine Tabellenarbeit mit den Schätzwerten der Skala nach DIERSCHKE (1994) vorgenommen, aber zur Unterstützung dieser wurden auch Ordinationen mit den metrischen Prozentangaben durchgeführt (DCA mit PC Ord 4.0; vgl. 3.9). Die Tabellenarbeit wurde wie in diversen pflanzensoziologischen Methodikwerken beschrieben angewendet (DIERSSEN, 1990; DIERSCHKE, 1994; PFADENHAUER, 1997). Nach eingehender Tabellenarbeit und Literaturstudium wurden die gewonnenen Vegetationseinheiten mit den Ergebnissen multivariater Analysen abgeglichen. Besonders Aufnahmen, deren Stellung weniger eindeutig war, wurden mit Hilfe von multivariaten Analysen auf ihre Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Vegetationseinheiten überprüft. Den so gewonnenen Vegetationseinheiten wurden nach dem Vorkommen und Fehlen von Charakter- und Differentialarten Assoziationen wie im Tabellenband „Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung“ (BERG et al., 2001) beschrieben zugeordnet.

### **3.3 Vergleich der Vegetationskartierungen 1936 - 1990 - 2002**

Im 20. Jahrhundert wurden zwei umfassendere Vegetationskartierungen vorgenommen. FRÖDE (1957) kartierte im Rahmen seiner Dissertation an der Universität Greifswald von 1935 bis 1938 die gesamte Insel. Vegetationseinheiten nach der Schule von ZÜRICH und MONTPELLIER wurden von ihm neu ausgewiesen oder in schon bestehende Klassifikationen eingegliedert. Seine Doktorarbeit beinhaltet neben den Abundanz - und Stetigkeitstabellen auch eine Beschreibung der Gesellschaften, ihre Fundorte und eine Vegetationskarte (Maßstab ca. 1: 10.000) (FRÖDE, 1957). Abundanztabellen werden nur in der unveröffentlichten Dissertation aufgeführt.

SCHUBERT (1996; 1998) hat in den Jahren 1987-91 und 1995 auf Hiddensee Vegetationskartierungen in ausgewählten Gebieten vorgenommen. Darunter fallen das NSG Gellen und Gänsewerder, das NSG Dünenheide und das NSG Alter und Neuer Bessin. Er nahm rein deskriptive Vergleiche zwischen seinen und den Vegetationsaufnahmen von FRÖDE vor und diskutierte Ursachen für Unterschiede zwischen beiden.

---

<sup>11</sup> Dr. Ludwig Meinunger, Ludwigstädter Str. 51, 96337 Ludwigstadt/ Ebersdorf

In der vorliegenden Arbeit werden für ausgewählte Gebiete – im Bereich der drei Transekte – die Vegetationskarten von FRÖDE, SCHUBERT und Kartierungen 2001/2002 der vorliegenden Arbeit verglichen (Lage und Größe der Untersuchungsgebiete vgl. Abbildung 8). Dazu wurden die Karten von FRÖDE und SCHUBERT mit dem Geografischen Informationssystem Arc Map georeferenziert und in Arc View 3.2 digitalisiert. Die flächige Ausdehnung für die einzelnen Vegetationseinheiten wurden ebenfalls mit Arc View 3.2 berechnet und ihre prozentualen Flächenanteile verglichen.

Die Vegetationskarte 2002 wurde auf der Grundlage von Feldkartierungen 2002 und Luftbildaufnahmen von einer Befliegung aus dem Jahr 2000 angefertigt. Die Luftbilder des Landesvermessungsamtes Mecklenburg-Vorpommern wurden dazu mit Arc Map georeferenziert. Die Vegetationskarten wurden in Arc View durch Abgleichen der eigenen Kartierungen im Feld und den auf dem Luftbild erkennbaren Zonierungen in Arc View digitalisiert.

Die Vegetationseinheiten wurden auf Assoziationsebene verglichen. Dabei wurde auf der Basis der Synonyme von RENNWALD (2000) und BERG et al. (2001) gearbeitet. Zur Überprüfung der Stimmigkeit dieser Vergleiche wurden zusätzlich die Vegetationstabellen herangezogen.

Zur Vereinfachung werden im Folgenden die Kartierungen von SCHUBERT in den Jahren 1987-1991 und 1995 als Kartierung SCHUBERT 1990, die Kartierungen von FRÖDE 1935-38 als FRÖDE 1936 bezeichnet. Die Kartierungen der vorliegenden Arbeit werden mit dem Jahr 2002 belegt.

### **3.4 Rehäsung und Baumbestand<sup>12</sup>**

Zur Charakterisierung der drei Untersuchungsgebiete (vgl. Abbildung 8) hinsichtlich ihres Baumbestandes wurden 20 Flächen mit einer Größe von 5x5 m pro Untersuchungsgebiet ausgewählt. In diesen wurden bestimmte Daten (s. u.) von potenziell Wald bildenden Arten aufgenommen. Die Lage der Plots wurde mit Hilfe eines Koordinatensystems, das über die jeweils zu untersuchende Fläche gelegt wurde und per Zufallstabelle (aus KÖHLER et al., 1996) ausgesucht. Eine Zweier-Zahlenkombination aus diesen Tabellen (zum Beispiel 34 bedeutet 3 als x-Wert und 4 als y-Wert im xy-Koordinatensystem) führte dann zu einem

---

<sup>12</sup> Die Benutzung des Wortes Baum für die kartierten Holzarten ist nicht ganz korrekt, da auch Sträucher mit diesem Begriff bezeichnet werden. In der vorliegenden Arbeit werden für die untersuchten Holzarten die Begriffe Baum und Gehölz hingegen synonym benutzt.

bestimmten Quadrat im Untersuchungsgebiet. Von diesen Quadraten wurden mit dieser Verfahrensweise 20 zufällig ausgewählte Flächen pro Untersuchungsgebiet bestimmt.

Im Gelände wurden diese Plots mit Hilfe der auf der Topografischen Karte vermerkten Lage, den darin eingezeichneten Landmarken und Kompass aufgesucht. In den Plots wurden von den vorkommenden Bäumen folgende Daten aufgenommen:

- Baumart
- Brusthöhendurchmesser (d. h. Stammdurchmesser in 1,3 m Höhe)
- Höhe (gemessen und geschätzt je nach Größe)
- Alter
- Verbiss (durch Säugetiere)
- Form der Schaftachse
- Vitalität und
- besonders hervorzuhebende, anderweitige Schädigungen (zum Beispiel Raupenfraß, Harzausstoß)

Die zu kartierenden Zielarten waren Hängebirke (*Betula pendula*), Moorbirke (*Betula pubescens*), Wacholder (*Juniperus communis*), Rotkiefer (*Pinus sylvestris*), Schwarzkiefer (*Pinus nigra*), Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*), Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Schwedische Eberesche (*Sorbus intermedia*) und Besenginster (*Sarothamnus scoparius*). Im Gegensatz z.B. zu Kriechweide (*Salix repens* agg.) oder Besenheide (*Calluna vulgaris*) können die zuerst genannten Gehölze zu Bäumen oder vergleichbar großen Sträuchern heranwachsen und nach Jahren einen Wald bilden.

Das Alter wurde bei Sämlingen, Jungwuchs und Heistern (vgl. Tab. 8 in Klötzli, 1965) mit Hilfe von Stammquerschnitten, bei denen die Jahresringe gezählt wurden, bestimmt, bei älteren Exemplaren hingegen nur geschätzt (bei Kiefern über Zählung der Astquirle).

Der Verbiss an den einzelnen Individuen wurde nach Hauptwerten der Verbissstärkegrade nach KLÖTZLI (Tab. 10 in KLÖTZLI, 1965; siehe Tabelle 1) eingeteilt, zusätzlich wurde der Verbiss des Leittriebes vermerkt.

**Tabelle 1: Verbissstärkegrade** (verändert nach KLÖTZLI, 1965, Tab. 10; weitere Erläuterungen in KLÖTZLI, 1965)

Hauptwerte der Verbissstärkegrade	Sträucher oder Jungwüchse
1 schwach	nur rund 1-5 Verbissspuren je Pflanze
2 mäßig	6-20 Verbissspuren je Pflanze, keine Hemmung des Wachstums
3 stark	> 20 Verbissspuren je Pflanze, diese im Wachstum gehemmt
4 total	> 20 Verbissspuren je Pflanze, diese ohne nennenswerten Sprosszuwachs in dieser Vegetationsperiode

Nach EIBERLE & NIGG (1984) zählt zu den wichtigen, aufzunehmenden Pflanzenmerkmalen neben den Verbissspuren und dem Alter auch die Form und Krümmung der Schaftachse als zusätzlicher Indikator für Verbiss. Folgende Einteilung, die aus Tabelle 2 ersichtlich wird, wurde gewählt:

**Tabelle 2: Form und Krümmung der Schaftachse** (verändert nach EIBERLE & NIGG 1984, Tab. 1)

Merkmal	Abkürzung	Klasse, Definition
Form der Schaftachse	F	1: durchgehend 2: verzweigt, ein Trieb setzt sich deutlich durch 3: verzweigt, zwei Triebe ± gleichwertig 4: mehrfach verzweigt oder verbuscht
Krümmung der Schaftachse	K	1: zweischnürig gerade 2: einschnürig gerade 3: stark gekrümmt

Abschließend wurden die Vitalität rein subjektiv eingestuft (Ja/ Nein-Entscheidung) und sonstige, besonders auffällige Schäden notiert. Beide Parameter sollten Interpretationen der Ergebnisse aus den anderen gewonnenen Daten erleichtern und eventuelle Abweichungen erklären.

### 3.5 Durchwurzelung

Am 14./15. August 2002 wurden auf denselben Flächen, auf denen die Vegetation aufgenommen wurde, mit einem 100 cm<sup>3</sup> fassenden Stechzylinder je drei zufällig über die Fläche verteilte Durchwurzelungsproben aus den oberen 4 cm (ohne Streuauflage, d. h. Ol-Horizont) genommen. Diese Schicht bestand je nach Pflanzengesellschaft aus einer

Humusaufgabe beziehungsweise aus unterschiedlich stark mit organischer Substanz angereichertem Oberboden.

Die Proben wurden im Kühlschrank gelagert und innerhalb der darauf folgenden 14 Tage verarbeitet. Zunächst wurde der Mineralboden von der Wurzelmasse unter fließendem Wasser mit einem Sieb mit einer Maschenweite von 1,6 mm und 0,63 mm grob getrennt. Die so gewonnenen Wurzelmassen wurden unter dem Binokular weiter gereinigt, und die lebende von der toten pflanzlichen Biomasse getrennt. Die bereinigten und aussortierten Proben wurden für 2 Tage bei 70 °C im Trockenschrank getrocknet. Nach dem Abkühlen im Exsikkator wurde das Trockengewicht bestimmt (Ausführliche Beschreibungen unterschiedlicher Methodiken und Fehlerdiskussion zur Erfassung von Durchwurzelung im Boden sind bei ROWELL & BÖRSCH-SUPAN (1997: S. 70 ff.) und LEUSCHNER et al. (2001) zu finden.).

Die drei Proben pro Standort wurden einzeln gewaschen, sortiert und getrocknet. Zur weiteren statistischen Auswertung wurde der Mittelwert aus den gewonnenen Wurzelmassen gebildet. Der Bezugswert ist Trockenmasse/Volumen (g/l).

### C. Abiotische Faktoren

#### 3.6 Boden

##### 3.6.1 Probenahme

Vom 27. - 29.09.2002 wurden mit einem Stechzylinder (100 cm<sup>3</sup>) an den Piezometerstandorten (vgl. 3.7) und einigen zusätzlichen Stellen der Vegetationsaufnahmen insgesamt 35 Bodenproben entnommen. An einem Spatenabstich wurden drei Stichproben in horizontaler Richtung, vom Oberboden bis in 20 cm Tiefe, genommen. Diese wurden in Plastiktüten verpackt und bis zur Trocknung (im Trockenschrank) im Kühlschrank gelagert.

##### 3.6.2 Analyse

Nach Ende der Probennahme wurden die Bodenproben für 24 Stunden in einem Trockenschrank bei 105 °C getrocknet. Das Frischgewicht und Trockengewicht sowie der Wassergehalt (Vol. %) wurden je Stechzylinder nach SCHLICHTING et al. (1995: S. 192) bestimmt.

Die getrockneten Bodenproben wurden Mitte November 2002 auf folgende Parameter analysiert:

- **Korngrößenanalyse:** Nach der Bodenansprache (Fingerprobe nach FINNERN & AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1994: S. 137 f.) wurde keine andere Korngrößenfraktion als Skelett und Sand erwartet. Mit der getrockneten und vorbereiteten Feinerde (auf 2 mm Sieb gesiebter und von ehemals lebenden Wurzeln (> 1 mm Durchmesser) befreiter Boden) wurde eine Siebanalyse durchgeführt. Von dieser Feinerde wurden ca. 55 g bei einer Amplitude von 20 für 10 min. in einer Fritsch Analysette 3PRO über einem Siebsatz (Maschenweiten 0,63, 0,2 und 0,063 mm) geschüttelt und die einzelnen Fraktionen anschließend gewogen.
- **Bodenreaktion:** Der pH-Wert wurde nach SCHLICHTING et al. (1995: S. 132) in 0,01 M CaCl<sub>2</sub> Suspension gemessen. Die Proben wurden nach Einfüllen der Suspension geschüttelt, 24 Stunden stehen gelassen und vor der Messung noch einmal geschüttelt. Die Bezugstemperatur bei der Messung (Gerät: WTW Microprocessor pH-Meter pH 96) betrug 25 °C.
- **Leitfähigkeit:** Auf 10 g Feinerde wurden 50 ml doppelt entsalztes Wasser gegeben, eine Stunde geschüttelt und danach 30 Minuten ruhen gelassen (ROWELL & BÖRSCH-SUPAN, 1997: S. 508). Die Leitfähigkeit (EC) wurde mit einem Konduktometer (WTW LF 325) mit nichtlinearer Temperaturkompensation, Referenztemperatur 25 °C gemessen. Um den EC-Wert des Sättigungsextraktes zu erhalten, wird der gemessene EC-Wert des 1:5 Extraktes mit dem Faktor 6,4 multipliziert (ROWELL & BÖRSCH-SUPAN, 1997: S. 509).
- **Kalkgehalt:** Der Karbonatgehalt wurde von Messungen im Feld durch 10 % HCl-Lösung (FINNERN & AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1994) und auf der Basis der im Labor ermittelten pH-Werte ermittelt.
- **C/N-Verhältnis:** 1-5 g Feinerde wurden in einer Kugelmühle (Centrifugalball mill/Pulverisette 6 von Fritsch, Idar-Oberstein) bei Geschwindigkeit 8 für 5 min. gemahlen. Von dieser Probe wurden ca. 100 mg in Analyseschiffchen eingewogen und im Elementaranalysator (Elementar vario EL) auf Gehalte von C und N untersucht.
- **Phosphor:** Das pflanzenverfügbare Phosphat im Boden wurde im Calcium-Acetat-Lactat Auszug (CAL) photometrisch bestimmt (siehe Datenblatt 3.4.1.30.2a,

HOFFMANN, 2001). Gemessen wurden die durch CAL-Auszug vorbereiteten Proben bei 720 nm im Spektralphotometer Milton Roy, Spectronic 1001 Plus. Die eingewogene Feinerde betrug abweichend von der Methodenbeschreibung 20 g, um bei den zu erwartenden niedrigen Phosphormengen im photometrisch messbaren Bereich zu liegen.

- **Kalium:** Mit den gleichen Ansätzen, d. h. nach der gleichen Vorbehandlung der Proben, wie zur Messung von Phosphat, wurde flammenphotometrisch Kalium gemessen (Flame Photometer Jenway PFP 7).

### Bedeutung der einzelnen Faktoren:

Die **Korngrößenverteilung** ist die wichtigste Eigenschaft eines Bodens, da alle anderen Eigenschaften unmittelbar von ihr abhängen (LESER, 1977: S. 255). Beeinflusst werden zum Beispiel der Wärme-, Wasser- und Lufthaushalt eines Bodens sowie die Austauschkapazität und der Nährstoffhaushalt.

Der Anteil an feinem Bodenmaterial in der Bodentextur ist entscheidend für die Ernährungssituation von Pflanzen. Im Gegensatz zu beispielsweise Sand vermag Ton vergleichsweise mehr Nährstoffe zu binden und die rasche Auswaschung von Kationen und Anionen zu verlangsamen (SCHEFFER et al., 1998).

Mit abnehmender Korngröße sinkt die Wasserdurchlässigkeit und steigt die Kapillarkraft. In einem grobkörnigen Sandboden (Korngröße > 2 mm) ist ein Wasserspeichervermögen mehr oder weniger nicht vorhanden, bei kleinen Korngrößen ist es hingegen sehr groß. Ferner findet bei grobporigen Böden ein sehr schneller Luftaustausch statt. Diese Böden erwärmen sich schnell und kühlen sich rasch wieder ab (SCHEFFER et al., 1998).

Für Sandböden ist daher eine schnelle Erwärmung charakteristisch. Ebenso besitzen sie eine geringere Kapillarkraft und höhere Wasserdurchlässigkeit als Böden mit feinkörnigerem Substrat.

Die **Bodenreaktion** bestimmt die dynamischen Vorgänge wie zum Beispiel Verwitterung, die Aktivität von Mikroorganismen oder die Verlagerung von Ionen. Gemessen werden kann sie in Wasser oder in  $\text{CaCl}_2$  beziehungsweise  $\text{KCl}$  (SCHLICHTING et al., 1995: S. 131 f.). Die Messung in einer der beiden Salzlösungen ist prinzipiell austauschbar, eine Messung in 0,01 M  $\text{CaCl}_2$  Lösung ergibt aber konstantere Werte (ausführliche Diskussion in SCHLICHTING et al., 1995: S. 131 f.).

In einem humiden Klima unterliegen die terrestrischen Böden einer vornehmlich abwärts gerichteten Verlagerung von Kationen und damit einer allmählichen Versauerung. Der pH-Wert eines Bodens bestimmt das Maß, in dem Nährstoffe für Pflanzen verfügbar sind. Nach FIEDLER & REISSIG (1964) ist unter anderem die Verfügbarkeit der Nährstoffe Phosphor und Kalium im pH-Bereich von 7-7,5 vermindert. Von pH 6-6,5 sind Makro- und Mikronährelemente am besten pflanzenverfügbar. Im Bereich von pH 5-5,5 beginnt die Festlegung von Phosphaten und die Auswaschung von Kalium, Calcium und Magnesium. Zwischen pH-Werten von 4,5 und 5 sind Phosphate größtenteils nicht mehr pflanzenverfügbar. Sinkt der pH unter 4,5, sind die meisten Nährstoffe leicht löslich und werden ausgewaschen.

Die verwendete Methode der Messung der **Leitfähigkeit** direkt über einer gesättigten Paste im Gegensatz zur Methode der Vakuumfiltration ist nach ROWELL & BÖRSCH-SUPAN (1997) für Sandböden eine zulässige und verlässliche Werte liefernde Methode.

Der EC-Wert des Sättigungsextraktes kann als Indikator für den Einfluss des Bodensalzgehaltes auf das Pflanzenwachstum benutzt werden (ROWELL & BÖRSCH-SUPAN, 1997). Die Produktivität salzbeeinflusster Böden verschlechtert sich mit Zunahme des Salzgehaltes und/ oder der Na-Sättigung (SCHEFFER et al., 1998: S. 393). Aus dem landwirtschaftlichen Bereich liegen Werte für den Einfluss von Salzgehalt im Boden auf die oberirdische Biomasseproduktivität vor. Bei empfindlichen Kulturpflanzen treten Ertragseinbußen ab 1 mS/cm auf, bei toleranten, wie zum Beispiel der Gerste, erst ab 8 mS/cm (SCHEFFER et al., 1998).

Die wichtigsten mineralischen Makronährelemente für Pflanzen, die überwiegend über die Wurzeln aufgenommen werden, sind N, P, K, Mg und Ca (GISI, 1997). Um einen Eindruck über die Ernährungssituation zu bekommen, wurden N, P und K in den Bodenproben analysiert. **Phosphor** (als  $P_2O_5$ ) und **Kalium** (als  $K_2O$ ) (jeweils in g/100 g lufttrockenem Boden) wurden im CAL-Auszug bestimmt. Da die Bedingungen, unter denen die Ionenbestimmung vorgenommen wurde, von denen unter natürlichen Verhältnissen abweichen, entsprechen die kolorimetrisch beziehungsweise flammenphotometrisch gemessenen Werte der austauschbaren Ionen nur annähernd den pflanzenverfügbaren. In der vorliegenden Arbeit werden diese beiden Begriffe (austauschbare und pflanzenverfügbare Ionen) hingegen synonym benutzt.

Die Aussagekraft von C/N-Werten sinkt bei niedrigen pH- und Phosphor-Werten (SCHLICHTING et al., 1995: S. 253). Der Stickstoffgehalt im Boden wird erst im Bezug zum

vorhandenen Kohlenstoff, dem schon erwähnten **C/N-Verhältnis**, zu einem geeigneten Maß für die Interpretation hinsichtlich der Nährstoffversorgung. Je kleiner der C/N-Wert, d. h. enger das C/N-Verhältnis, desto mehr organische Substanz wird zersetzt, die Sorptionskraft des Bodens nimmt zu (GISI, 1997).

### **3.6.3 Bodenprofile**

An den Entnahmestellen der Bodenproben wurden Bodenprofile mit Hilfe eines Bohrers (nach dem Prinzip PÜRCKHAUER) und das Humusprofil einschließlich Oberboden mit Spatenstichen erfasst (SCHLICHTING et al., 1995: S. 76). Die aufgenommenen Parameter beschränken sich auf die üblicherweise bei Bodenprofilen aufgenommenen Daten (FINNERN & AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1994). (Kopfdaten: Nr., Datum, Lokalität, Lokalrelief, Form, Neigung, Exposition, Vegetation; Bodenprofil: Horizont mit Tiefe, Ausprägung, Farbe (subjektiver Eindruck), Humusgehalt (subjektiver Eindruck), hydrische Merkmale, Wurzeln, Feuchtigkeit, Festigkeit, Lagerungsdichte, Humusform/ Bodenart, Skelett; Humusform und Bodeneinheit nach der 4. verbesserten und erweiterten Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 4) (FINNERN & AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1994).

Die Bodentypen wurden nach ihren Klassen zusammengefasst, um die einzelnen Transekte und Vegetationseinheiten leichter vergleichen zu können.

## **3.7 Grundwasser**

Anfang September 2001 wurden auf ausgewählten Vegetationsaufnahmestandorten Piezometerrohre zur Messung des Grundwasserstandes gesetzt (SCHLICHTING et al., 1995: S. 198 f.). Die Rohre hatten Durchmesser um 50 mm. Im zu messenden Bereich wurden sie perforiert und mit Nylon-Strümpfen umzogen, damit durch die Löcher keine Feinpartikel eindringen und so die Pegel zuschlammten und unbrauchbar machen konnten.

Der Grundwasserstand wurde von Mitte September 2001 bis Anfang Oktober 2002 mit einer Brunnenglocke gemessen. Im Herbst- und Winterhalbjahr 2001/ 2002 (Anfang September bis Ende März) wurde der Wasserstand alle vier Wochen, vom späten Frühling bis Herbst 2002 (Anfang April bis Anfang Oktober) alle 2 Wochen abgelesen.

Der Niederschlag im Gebiet (Daten von der Biologischen Station Zingst) wurde für die Zeiträume zwischen den einzelnen Messpunkten aufsummiert und mit den jeweils darauf folgenden Ablesezeitpunkten des Grundwasserstandes in Zusammenhang gestellt (siehe Abbildung 48).

Vegetationstypen lassen sich zum Teil durch Wasserstufen kennzeichnen und unterscheiden, da die in ihnen vorkommenden Arten unterschiedliche Ansprüche an das Wasserangebot am Standort haben. Dieses wird bestimmt durch Oberflächen-, Grund- und Stauwasser, durch im Boden gespeichertes Haftwasser sowie durch Niederschlag und Luftfeuchte (SUCCOW & JOOSTEN, 2001: S. 93). Grundsätzlich kann zwischen feuchtegeprägten und trockenheitsgeprägten Standorten unterschieden werden. Die Wasserversorgung der trockenheitsgeprägten Vegetationseinheiten hängt vom Klima und niederschlagsgespeisten Haftwasserspeicher ab. Entscheidend für die Organismen sind die Bedingungen im trockenen Halbjahr (Sommer-Herbst) beziehungsweise der Trockenstress im Sommer. Im Gegensatz dazu sind die Bedingungen im Winter und Herbst für die feuchtegeprägten Standorte ausschlaggebend, vor allem zu Beginn der Vegetationsperiode (SUCCOW & JOOSTEN, 2001).

Der jahreszeitliche Bezug orientiert sich an den meteorologischen Jahreszeiten für Mitteleuropa. Die Phase transpirationsbedingter Zehrung von Juni bis November (Sommer-Herbst) ist somit besser von der Periode der Auffüllung und höchster Füllung der Wasserspeicher von Dezember bis Mai (Winter-Frühjahr) abzutrennen (SUCCOW & JOOSTEN, 2001: S. 96).

Die Kennzeichnung der Vegetationstypen wurde einerseits durch die Mittelwerte der Grundwasserstände im Jahrgang und andererseits durch unterschiedliche Mediane für das Gesamtjahr dargestellt. Letzterer wurde gewählt, da der Median im Gegensatz zum arithmetischen Mittelwert durch kurzfristige und nicht normal verteilte Extremwerte weniger stark beeinflusst wird. Ferner repräsentiert er häufige und länger andauernde Zustände und eignet sich deswegen besser zur Charakterisierung des Feuchteniveaus als Extremwerte und reine Amplitudenangaben (weitere Ausführungen in SUCCOW & JOOSTEN, 2001: S. 96 f.). Es wurden deswegen neben den Mittelwerten ebenfalls die Mediane der einzelnen Halbjahre, des Gesamtjahres und die Extremwerte dargestellt. Eine alleinige Darstellung der Mediane wäre nicht ausreichend, da diese weniger präzise und verlässlich sind als das arithmetische Mittel und nicht als vollwertiger Ersatz für das arithmetische Mittel herangezogen werden sollten (ZAR, 1999: S. 19 ff.).

### 3.8 Salzeintrag

Der Salzeintrag durch die Luft wurde mit Fallen (siehe Abbildung 9), konstruiert nach WILSON & SYKES (1999), mit leicht modifiziertem Fallenaufbau gemessen. Die benutzten Fallen bestehen aus einer 37,5 x 50 cm großen Plexiglasplatte, auf die mit Holzlatten eine feinmaschige Gardine aus Plastik gespannt wird. Die Auffangfläche der Fallen ohne die Leisten beträgt ca. 33 x 45 cm. Das sich in dem feinmaschigen Netz fangende Salz wird durch Gischt oder durch den auf das Netz und die Glasscheibe fallenden Regen über eine Ablaufrinne und einen Schlauch in einen 9-10 Liter fassenden Plastikkanister geleitet. Das so aufgefangene Wasser wurde vom Oktober 2002 bis Oktober 2003 monatlich entleert, die Menge und Leitfähigkeit<sup>13</sup> jeweils gemessen. Vor dem Entleeren der Kanister wurde die gesamte Netzoberfläche mit ca. 200 ml Aquadest abgewaschen und gewartet, bis das abtropfende Wasser über die Rinne abgelaufen war. Die am Ende gemessene Leitfähigkeit des gesamten, aufgefangenen Wassers wurde mit der Leitfähigkeit und Menge des verwendeten Aquadest im Nachhinein korrigiert.

Die Fallen wurden an vier Positionen je Transekt nach Westen ausgerichtet aufgestellt:

1. Kliffkante
2. Dünenfuß (24 m landeinwärts gemessen von der Kliffkante)
3. 90 m landeinwärts (gemessen von der Kliffkante)
4. 140 m landeinwärts (gemessen von der Kliffkante)

Der erste Transekt (Vitte) unterscheidet sich von dem dritten (Gellen) vor allem durch die geografische Lage auf der Insel Hiddensee. Beim zweiten Transekt liegt der sehr dichte in den 1960ern gepflanzte Küstenschutzwald zwischen der zweiten und dritten Falle (vgl. 2.3).

Das Ziel dieser Messungen des aerogenen Salzeintrags liegt darin, den relativen Salzgehalt der Luft landeinwärts, in den drei Transekten und im gesamten Jahresverlauf zu ermitteln. Dabei kann mit diesen Fallen die Oberfläche von Blättern, an denen sich das Salz in der Luft niederschlägt, nur sehr grob und stark verallgemeinert nachempfunden werden. So sind einige Blattoberflächen zum Beispiel sehr glatt und andere rauh oder stark behaart, die einen sehr groß und ausgebreitet, die anderen stark zusammengerollt oder rundlicher. Nach WOODCOCK (1950) und BOYCE (1954) (in SYKES & WILSON, 1999) hängt der Einfluss und die

---

<sup>13</sup> Das Leitfähigkeits- Messgerät besaß keine automatische Temperaturkompensation. Bei der Messung der Leitfähigkeit wurde ebenfalls die Temperatur gemessen. Im Nachhinein nach der DIN (EN) 27888 (1993) mit einer nichtlinearen Funktion für natürliche Wasser die Temperaturen auf vergleichbare 25 °C berechnet.

aufgefangene Menge an Salzen von der Oberflächenbeschaffenheit der Pflanzenblätter, aber auch von der Form der Pflanzen ab. Den Salzgehalt in der verwendeten Weise zu messen und ökologisch zu interpretieren, ist dennoch berechtigt, wenn man den relativen Salzgehalt in Bezug auf die Lage im jeweiligen Transekt oder zwischen den Transekten benutzt (RANDALL, 1974 in SYKES & WILSON, 1999). In der vorliegenden Arbeit wurden dennoch auch die absoluten Werte analysiert, um Jahresläufe und Unterschiede im Gesamteintrag zwischen den drei Gebieten vergleichen zu können.

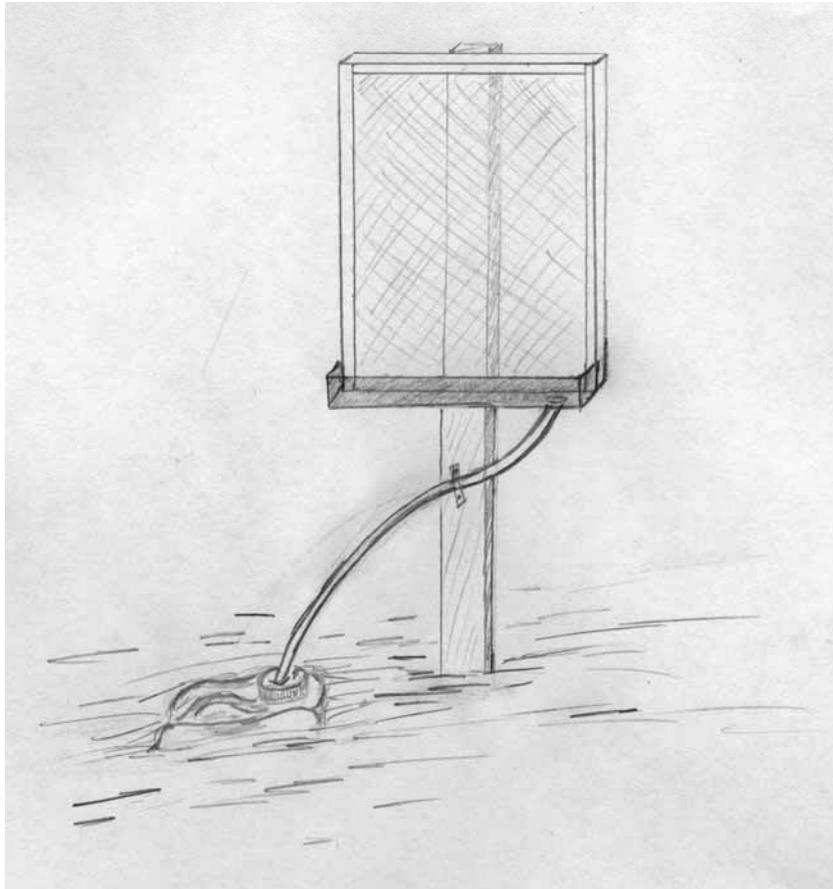
Ebenso wird in die Salzfallen Regenwasser eingewaschen. Eine direkte Unterscheidung der durch Gischt beziehungsweise durch Regen eingetragenen Salzmenge ist daher nicht möglich. Das Ziel der Salzmessungen in der Luft war es, Ergebnisse hinsichtlich einer Gesamtbelastung der Gebiete durch eingetragenes Salz (Regen und Gischt) zu gewinnen. Den größten Anteil am Gesamtsalzeintrag in das Gebiet wird der seebürtige Eintrag ausmachen. Nur in geringen Mengen werden Salze im Regen große Änderungen in der Gesamtmenge der eingetragenen Salze bewirken (vgl. auch SLOET VAN OLDRUITENBORGH, 1969: S. 319).

Probleme und eine dadurch erhöhte Messfehlerquote entstanden sowohl durch die Praktikabilität und Funktionalität der Salzfallen als auch zum Beispiel durch die Temperaturkorrektur der Leitfähigkeitswerte auf 25 °C (Diskussion der Fehlerquellen siehe DIN EN 27888 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V., 1993). Praktische Probleme waren

- weg- oder umgewehrte Salzfallen und dadurch Datenverlust (Gellen),
- Küstenabrasion und Rückverlegung der Küstenlinie (um ca. 1 m im Winter 2001/ 2002), somit Veränderung des Standortes der ersten Salzfall am Gellen,
- Nutzung der Salzfallen als Rупfplatz und Sitzwarte für Sing- und Greifvögel und demzufolge Verfälschung der Ergebnisse durch Vogelkot und Nahrungsreste,
- undichte Ablaufrinnen und
- in diesen sehr niederschlagsreichen Jahren mehrmals auftretende hohe, zeiträumlich eng konzentrierte Niederschläge, die die Kapazität der Auffangkanister überschritt.

Diese Schwierigkeiten in der praktischen Durchführung wurden soweit möglich behoben, führten aber in der Anfangsperiode der Messungen zum Verlust einiger Daten. Das Anbringen von Nägeln auf der oberen Kante der Salzfall zum Beispiel verhinderte eine Nutzung durch Vögel. Konnten auftretende Probleme nicht beeinflusst werden (Küstenabrasion), wurden die

Ergebnisse entsprechend interpretiert beziehungsweise nicht mit in die Auswertung einbezogen. Der Umfang der restlichen Daten ist ausreichend für eine verlässliche statistische Auswertung.



**Abbildung 9: Skizze einer Salzfalle (eigene Darstellung)**

## D. Auswertungsmethodik

### 3.9 Verwendete Statistik

Die Auswertung der Daten wurde mit den Programmen SPSS 11.0, Excel 2000 (Microsoft Windows XP) und PC Ord 4.0 durchgeführt. Die verwendeten statistischen Tests sind:

- H-Test nach KRUSKAL-WALLIS (SPSS),
- U-Test nach Mann-Whitney (SPSS),
- Korrelationen nach PEARSON (SPSS, Excel),
- Regressionen nach PEARSON (SPSS, Excel),

- Einfaktorielle ANOVA (SPSS),
- Darstellung der Testergebnisse mit Hilfe von Boxplots (SPSS) und die
- Multivariate Analyse der Vegetationsaufnahmen und Umweltparameter mit DCA und CCA (PC Ord).

Im Folgenden wird nur kurz auf einige Tests und ihre Benutzung in der vorliegenden Arbeit eingegangen. Zu den allgemeinen Voraussetzungen und Anwendungen statistischer Verfahren sei auf einschlägige Literatur verwiesen (zum Beispiel KÖHLER et al., 1996; ZAR, 1999).

Für metrisch erfasste Daten wurden zwischen einzelnen Gruppierungen, zum Beispiel Vegetationseinheit oder Transekt, mit Hilfe einer Einfaktoriellen ANOVA auf signifikante Unterschiede untersucht. Wenn auch nach Transformation keine Homogenität der Varianzen oder Normalverteilung der Daten erreicht werden konnte, wurden nicht-parametrische Verfahren (zum Beispiel H-Test nach KRUSKAL-WALLIS mit nachfolgendem U-Test nach MANN-WHITNEY) angewendet.

Bei der Einfaktoriellen ANOVA wurden die Post hoc-Tests SCHEFFÉ und LSD (Least Significance Difference) verwendet. Nach ZAR (1999) ist ein Vorteil des LSD-Tests seine innere Stimmigkeit („consistency“ S. 209), d. h. das Beschreiben von Unterschieden zwischen zwei Mittelwerten ist unabhängig von der Anzahl und Amplitude aller Mittelwerte in der Untersuchung oder im Experiment. Im Gegensatz zum konservativen SCHEFFÉ-Test ist dieser weniger scharf und beschreibt schon geringere Unterschiede zwischen den Mittelwerten als signifikant. Der SCHEFFÉ-Test braucht keine gleiche Anzahl von Stichproben für jede zu vergleichende Gruppe im Gegensatz zum TUKEY-Post hoc Verfahren, das ein in der Ökologie oft verwendeter Test ist, aber mit dem vorliegenden Datensatz aus genannten Gründen nicht angewendet werden kann.

Ein Problem bei der Anwendung einer ein- oder mehrfaktoriellen ANOVA beim Vergleich der drei Gebiete war die ungenügend große Stichprobenmenge für diese Gebiete und die generelle Vergleichbarkeit der Daten. Die Auswahl der Vegetationseinheiten und Bodenproben ist nur eingeschränkt repräsentativ für die einzelnen Gebiete, da diese Parameter nicht zufällig, sondern nach anderen Kriterien subjektiv ausgewählt wurden. ‚Eingeschränkt repräsentativ‘ bedeutet in diesem Fall nicht, dass die erfassten Daten unbrauchbar wären für die Charakterisierung der Gebiete. Nur die Auswertung der erfassten Daten bedarf einer besonderen Beachtung. Für eine schließende statistische Auswertung konnten

Standardmethoden wie zum Beispiel ANOVA oder H-Test nur mit einer Auswahl von vergleichbaren Vegetationseinheiten pro Transekt angewendet werden.<sup>14</sup> Eine zusätzliche Betrachtung der Daten mit Hilfe beschreibender Statistik - zum Beispiel als Verteilung in einem Streudiagramm oder Boxplot-Grafik - lässt hingegen begründete Vermutungen über Unterschiede oder Gemeinsamkeiten anstellen.

In SPSS besteht die Möglichkeit bei einigen Tests zwischen unterschiedlichen Signifikanzberechnungen zu wählen. Am besten für die geringe Datenmenge der vorliegenden Arbeit ist die Exakte Signifikanz. Hierbei besteht keine Forderung, dass die Daten ausgeglichen oder normalverteilt sind (bei nicht-parametrischen Tests). Nicht immer ist es möglich, die Exakte Signifikanz anzuwenden. Das nächstbeste Verfahren ist dann die Signifikanz nach MONTE-CARLO.

Die Boxplot-Grafiken stellen als Box die Interquartile, d. h. den Bereich zwischen der ersten (25 %) und der dritten (75 %) Quartile, da. Der Mittelstrich innerhalb dieser Box ist der zugehörige Median (50 % Quartile). Die Linien, die von den Boxen ausgehen, markieren den Bereich des 95 % Konfidenzintervalls des Mittelwertes. Zusätzlich werden Extremwerte als Stern - \* - und Ausreißer als Kreis - ° - für jede Gruppierung dargestellt. Ausreißer sind Fälle mit Werten, die zwischen 1,5 und 3 Boxlängen vom oberen oder unteren Rand der Box entfernt sind. Extremwerte liegen weiter als 3 Boxlängen von den Boxenrändern entfernt (NORUSIS & SPSS, 2002).

In der Darstellung der Ergebnisse wird in der vorliegenden Arbeit ergänzend zu den Boxplots, die nur die Quartilen darstellen, eine Tabelle der Mittelwerte und Stichprobengröße angegeben.

Ein Hauptziel multivariater Ordinationsverfahren ist die Reduzierung komplexer, multivariater Merkmalszusammenhänge mit möglichst geringem Informationsverlust auf wenige Dimensionen. Sie können unter Beachtung der systemimmanenten Voraussetzungen für unterschiedlichste Fragestellungen in mehrdimensionalen Abhängigkeitsgefügen benutzt werden. In der vorliegenden Arbeit wurden eine indirekte (PCA, CA, DCA) und eine direkte (CCA) Gradientenanalyse benutzt. Direkt heißt in diesem Fall, dass die Aufnahmen und Arten im Umwelt-Raum ordiniert werden im Gegensatz zur indirekten Analyse, die die Arten im

---

<sup>14</sup> Je nachdem wie stark der untersuchte Parameter von biologischen oder geomorphologischen Prozessen abhängt, wurden entweder nur vergleichbare Vegetationseinheiten pro Transekt oder alle verwertbaren Daten verglichen (zum Beispiel Kalium im Gegensatz zur Körnunggröße).

Artenraum und Aufnahmen im Aufnahmeraum analysiert. Erst im Nachhinein kann bei einer indirekten Gradientenanalyse die Verteilung im Raum mit den Umweltparametern korreliert werden. Dadurch ergibt sich eine Anordnung in den Matrizen einer indirekten Gradientenanalyse allein durch die Artenzusammensetzung. Bei der direkten Gradientenanalyse hingegen wird die Anordnung durch die Umweltparameter bestimmt.

Eine Correspondence Analysis (CA) beruht auf einem Iterationsprozess. Die Artenwerte sind gewichtete Mittel der Aufnahmewerte und umgekehrt. Iterationen werden so lange durchgeführt, bis keine große Änderung in der Anordnung der Arten und Aufnahmen mehr erfolgt. Eine Canonical Correspondence Analysis (CCA) baut auf der CA auf. Nach jeder Iteration wird eine multiple Regression durchgeführt. Die Aufnahmepunkte und die Arten sind abhängige und die Umweltparameter sind unabhängige Variablen. Die Ordinationsachsen stellen Linearkombinationen der Umweltparameter dar.

Entscheidend bei einer CCA ist, welche Faktoren man auswählt und welche zusammen analysiert werden, da diese Faktoren das Ergebnis stark beeinflussen. Nur wirklich erklärende Parameter sollten in die Analyse einbezogen werden.

Im Nachhinein kann mit dem MONTE-CARLO Permutation Test bei einer CCA die Verbindung zwischen den Matrizen - die der Arten und Aufnahmen gegen die der Umweltparameter - auf Signifikanz getestet werden.

Probleme bei einer CA sind der Arch-Effekt und die Kompression der Daten an den Enden der Ordinationsachsen. Diese Artefakte, die in einer CA durch künstliche, nicht in Realität existierende Verteilungen entlang von Gradienten produziert werden, werden in einer DCA (Detrended Correspondence Analysis) durch „detrending“ und „rescaling“ behoben. Durch eine Neuskalierung der Achsen nach HILL („Hill's scaling“) liefert die erste Achse Informationen über die  $\beta$ -Diversität. Der Arch-Effekt ist bei einer CCA nicht so stark ausgeprägt, so dass auf ein „detrending“ verzichtet werden kann.

Die Eigenwerte in einer CA sind ein Maß für den Zusammenhang zwischen Arten- und Aufnahmewerten und stellen den höchst möglichen Grad an Korrelation aller Arten mit den Achsen da.

In einer DCA gibt es die Möglichkeit, sich ein „Overlay“ der Umweltdaten über der ersten Matrix (Anordnung nur nach Artenähnlichkeit der Vegetationsaufnahmen) anzeigen zu lassen. Erkennbar wird so die Verteilung der Größen des ausgewählten Umweltparameters für die einzelnen Aufnahmen. PC Ord zeigt für jede Vegetationsaufnahme den Umweltfaktor

skaliert an. Dabei richtet sich die Größe der Symbole im Ordinationsdiagramm jeweils nach der im Parameter vorhandenen Amplitude.

Bei der multivariaten Analyse der vorliegenden Vegetationsaufnahmen und analysierten Umweltparameter wurde mit PC Ord eine DCA und eine CCA angewendet. Aufgrund der Tatsache, dass im vorliegenden Datensatz der Vegetationsaufnahmen eine hohe  $\beta$ -Diversität existiert, sollte eine PCA nicht durchgeführt werden. (Grenzwerte für das „gute Verhalten“ bei Analysen und das Anwenden einer PCA werden für Achsenlängen größer als vier angegeben.)

(Verwendete Literatur PFADENHAUER, 1997; MCCUNE & MEFFORD, 1999; NORUSIS & SPSS, 2002; JONGMAN, 2002 sowie <http://www.dow.wau.nl/vogweb/00vogweb.htm> und [http://www.okstate.edu/artsci/botany/ordinate/.](http://www.okstate.edu/artsci/botany/ordinate/))

### **3.10 Geografische Informationssysteme (GIS)**

Die Vegetationskarten von FRÖDE 1936-38 (1957) und von SCHUBERT (1998) Anfang der 1990er wurden eingescannt und mit Image Warp für Arc View 3.1 mit der topografischen Grundlagekarte georeferenziert.

Die Vegetationskarte 2001/ 2002 wurde auf der Grundlage von Kartierungen im Feld und Luftbildaufnahmen aus dem Jahr 2000 vom Landesvermessungsamt Mecklenburg-Vorpommern mit Arc View 3.1 angefertigt. Die Flächenberechnungen der einzelnen Gebiete und Vegetationseinheiten wurden ebenfalls mit Arc View 3.1 durchgeführt und mit Excel 2000 ausgewertet.

## 4 Ergebnisse

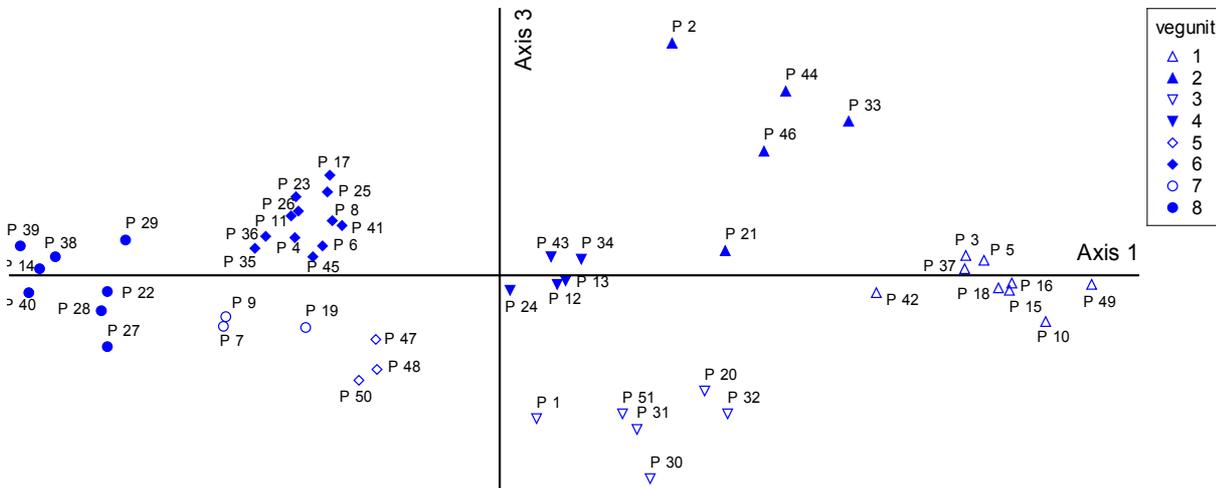
### A. Biotische Faktoren

#### 4.1 Vegetationseinheiten

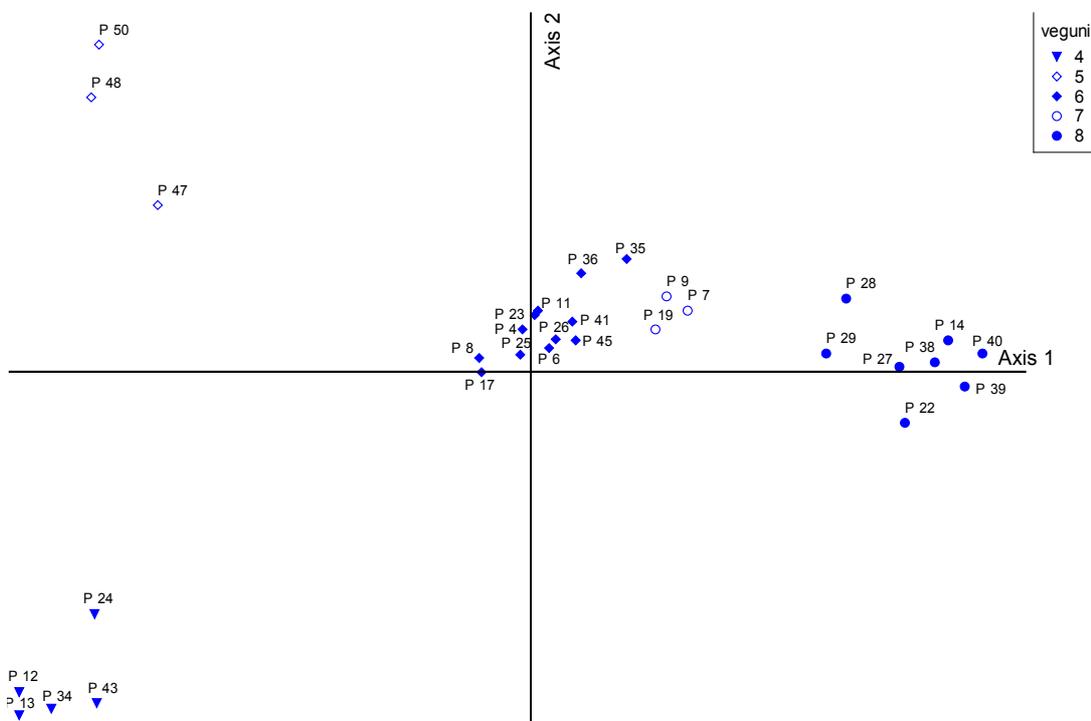
Die Vegetationsaufnahmen lassen sich mit Hilfe von Tabellenarbeit und multivariater Ordination (DCA mit ‚rescaling of axis‘ und ‚downweigh rare species‘) zu unterschiedlichen Vegetationseinheiten vereinen. Der im Anschluss folgenden rein floristischen Beschreibung der Vegetationseinheiten zueinander und Stellung einzelner Vegetationsaufnahmen, ging eine ausführliche Tabellenarbeit (Rohtabelle/ Stetigkeitstabelle/ Differentialtabelle/ Syntaxonomische Einordnung durch eingehendes Literaturstudium) voraus (vgl. zum Beispiel PFADENHAUER, 1997). Aus den Ergebnissen dieser klassischen Tabellenarbeit nach BRAUN-BLANQUET (1964) und der durch multivariate Ordination ersichtlichen Anordnung der Vegetationsaufnahmen wurde dann die endgültige, gegliederte Vegetationstabelle erstellt (siehe Tabelle 4). Die eigentliche Tabellenarbeit wird nicht genauer dargestellt. Einzelne multivariate Analysen und die daraus gewonnen Ergebnisse für die Zugehörigkeit von einzelnen Aufnahmen und der Stellung der Vegetationseinheiten zueinander werden hingegen im Folgenden ausführlich beschrieben. Abschließend folgen die ausgearbeitete Vegetationstabelle und ein Überblick über diagnostische Arten der jeweiligen Pflanzengesellschaften. Eine Untersuchung der den Achsen zugrunde liegenden Umweltparameter wird erst nach der Auswertung erfasster, abiotischer Umweltparameter vorgenommen (siehe 4.9)

Die grobe Gliederung der acht Einheiten ist in Abbildung 10 zu erkennen. In dieser DCA mit den Achsen eins und drei ist die erste Achse mit 6,021 sehr lang. Daraus kann geschlossen werden, dass die Unterschiede zwischen den Einheiten deutlich ausgeprägt sind. Zur genaueren Untersuchung der zunächst nur floristischen Ähnlichkeiten wurden die gesamten Aufnahmen in zwei Großgruppen unterteilt. Die gesamten Aufnahmen werden entlang der Achse eins und durch die Achse drei in rechtsseitig eher durch Trockenheit und linksseitig durch bessere Wasserversorgung geprägte Gesellschaften getrennt. In Abbildung 11 und Abbildung 12 werden diese beiden Großgruppen in zwei einzelnen DCA's dargestellt. Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchungen liegt in der Großgruppe der nasseren Standorte. Die eher durch Trockenheit geprägten Gesellschaften wurden mit in die

Untersuchungen der vorliegenden Arbeit einbezogen, da durch Hinzunahmen dieser eine relativ vollständige Catena (vgl. HENDL & LIEDTKE, 1997) durch die Dünen gelegt werden konnte.



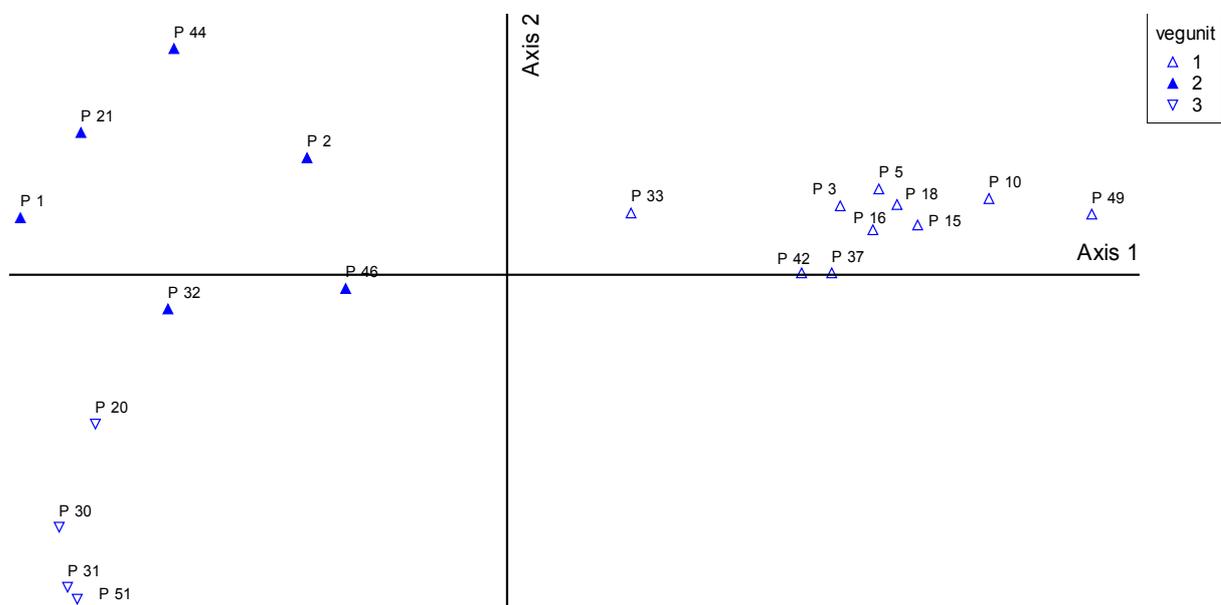
**Abbildung 10: DCA mit allen Vegetationsaufnahmen der Achsen 1 und 3** (Legende Vegunit: 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum*; Namen der vegunits siehe auch Tabelle 6; length of axis 1= 6,021; Weitere Testergebnisse im Anhang; P=Vegetationsaufnahme)



**Abbildung 11: Linksseitige Großgruppe der eher nasseren Standorte der Achsen 1 und 2** (Legende Vegunit: 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum*; Namen der vegunits siehe auch Tabelle 6; length of axis 1=4,029; weitere Testergebnisse im Anhang; P=Vegetationsaufnahme)

Rein floristisch lassen sich die Abgrenzungen der einzelnen Gesellschaften mit dieser DCA (Abbildung 10) sehr gut begründen. In Abbildung 11 ist besonders die Stellung der Aufnahmen P7, P9 und P19 hinsichtlich ihrer größeren Ähnlichkeit zu den Aufnahmen im zentralen Teil des Koordinatensystems (Einheit sechs) als zu denen am rechtsseitigen Rand (Einheit acht) zu beachten. Zusätzlich ist die Gegensätzlichkeit der Vegetationseinheit vier und fünf hinsichtlich der Achse zwei, aber ihre Gemeinsamkeit in Bezug auf die Achse eins bemerkenswert.

Besonders deutlich wird dieses ebenfalls in einer DCA der Achsen eins und drei mit den nasseren Standorten in der Abbildung 15. Hier stehen die Einheiten vier und fünf den restlichen Aufnahmen (sechs, sieben und acht) gruppiert gegenüber.



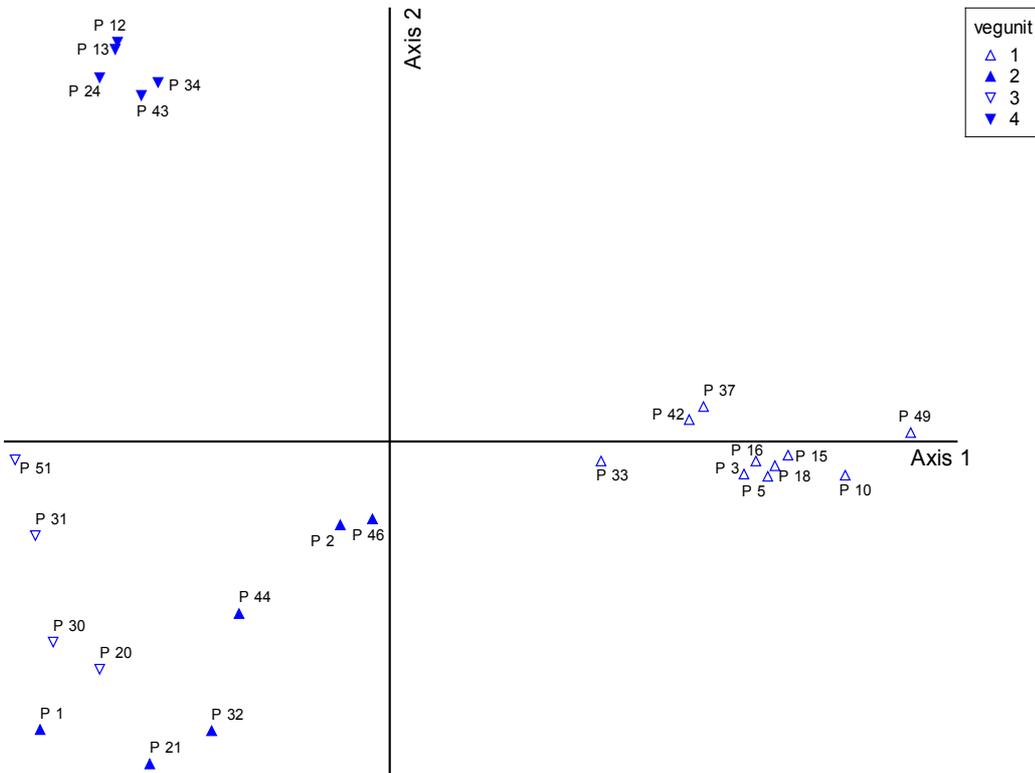
**Abbildung 12: Rechtsseitige Großgruppe der trockeneren Standorte der Achsen 1 und 2** (Legende Vegunit: 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*; Namen der vegunits siehe auch Tabelle 6; length of axis 1=4,419; weitere Testergebnisse im Anhang; P=Vegetationsaufnahme)

Bei den trockeneren Standorten sind die Aufnahmen (vgl. Abbildung 12) weniger eng zu Vegetationseinheiten gruppiert, aber dennoch lassen sie sich als solche zusammenfassen.

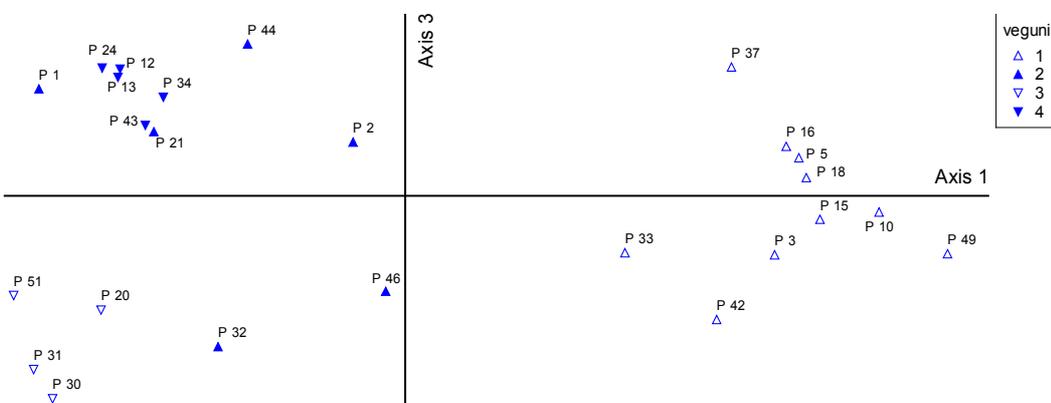
Da in dieser Arbeit sowohl die floristische als auch die ökologische Stellung des *Caricetum arenariae* STEFFEN 1931 in Bezug zu anderen Heide- oder auch Trockenrasengesellschaften näher untersucht werden soll, wurden die betreffenden Aufnahmen zu beiden Großgruppen hinzugefügt. Die gesonderte Stellung dieser Vegetationseinheit vier bezüglich der Achse zwei wird sowohl im Verbund mit den trockenen als auch nasseren Standorten deutlich (vgl.

Abbildung 11 und Abbildung 13 bis Abbildung 15). Schaut man sich hingegen die Verteilung in einem Koordinatensystem mit den Achsen eins und drei an, so wird eine enge Beziehung zu der Vegetationseinheit zwei deutlich (siehe Abbildung 14 und Abbildung 15).

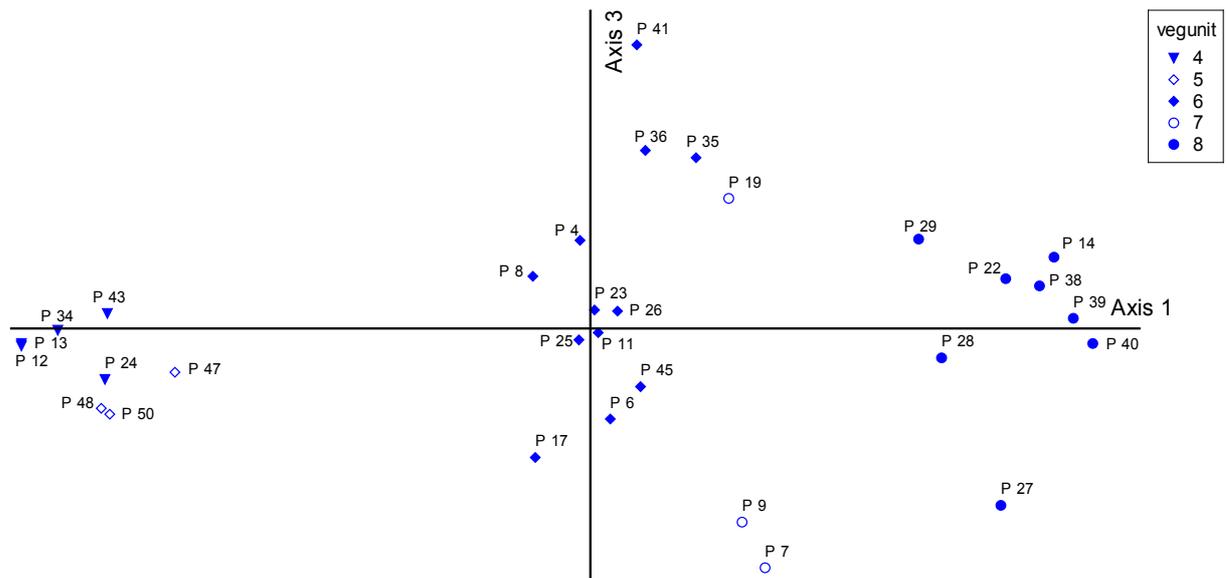
In Verbindung mit den nasseren Standorten werden die gemeinsamen Eigenschaften der Gesellschaften vier und fünf - hier bezüglich der Achse drei - besonders deutlich.



**Abbildung 13: Trockene Standorte mit der Vegetationseinheit 4 – *Carex arenaria*-Dominanzbestände der Achsen 1 und 2** (Legende Vegunit: 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*; Namen der vegunits siehe auch Tabelle 6; length of axis 1=4,291; weitere Testergebnisse im Anhang; P=Vegetationsaufnahme)



**Abbildung 14: Trockene Standorte mit der Vegetationseinheit 4 – *Carex arenaria* Dominanzbestände der Achsen 1 und 3** (Legende Vegunit: 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*; Namen der vegunits siehe auch Tabelle 6; length of axis 1=4,291; weitere Testergebnisse im Anhang; P=Vegetationsaufnahme)



**Abbildung 15: Linksseitige Großgruppe der eher nasserer Standorte mit Dominanzbeständen von *Carex arenaria* der Achsen 1 und 3** (Legende Vegunit: 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum*; Namen der vegunits siehe auch Tabelle 6; length of axis 1=4,029; weitere Testergebnisse im Anhang; P=Vegetationsaufnahme)

Die genannten Ergebnisse in Verbindung mit Tabellenarbeit der Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (s. o.) ermöglichte die Zusammenfassung und Benennung in folgende Einheiten der Tabelle 3.

**Tabelle 3: Tabelle der Vegetationseinheiten (vegunit) der verwendeten DCA's und den entsprechenden taxonomischen Bezeichnungen** (inklusive der Kapitelnummern aus BERG et al., 2001)

vegunit	Taxonomische Bezeichnung
1	21.1.1.1 <i>Corniculario aculeatae-Corynephorum canescentis</i> STEFFEN 1931 NOM. INV.
2	21.5.2.1 <i>Helichryso arenarii-Jasionetum litoralis</i> LIBBERT 1940
3	24.1.2.2 <i>Festucetum arenariae</i> <sup>15</sup>
4	21.1.1.3 <i>Caricetum arenariae</i> STEFFEN 1931
5	20.2.2.1 <i>Galio harcynici-Deschampsietosum flexuosae</i> PASSARGE 1979
6	20.2.2 <i>Empetrion nigri</i> R. SCHUBERT EX WESTHOFF & DEN HELD 1969
	20.2.2.2 <i>Hieracio umbellati-Empetretum nigri</i> LIBBERT ET PASSARGE 1964
	20.2.2.1 <i>Salici repentis-Empetretum nigri</i> FUKAREK 1961

<sup>15</sup> Zur Zeit der Abgabe der Diplomarbeit stand die Vegetationseinheit im Tabellenband (BERG et al., 2001) fest, aber nicht ihre genaue Benennung bzw. der Beschreiber. Für eine genaue Benennung der Vegetationseinheit sei auf den zukünftigen Textband zum Tabellenband, der in Vorbereitung ist, verwiesen.

7	11.1.1.3 <i>Empetro-Ericetum</i> (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975
8	<i>Polytrichetum perigonale</i> HUECK 1932

Die Stellung der Aufnahmen P 32 und P 19 ist nicht ganz eindeutig. Je nachdem welche Achsen gewählt werden, gehört P 32 entweder zu der Einheit zwei oder drei und P19 zu sechs oder sieben. Es handelt sich hierbei wahrscheinlich um Übergangsgesellschaften (siehe auch Tabelle 4). Nach einzelnen Analysen in den beiden Großgruppen liegt eine Einteilung von P32 zur zweiten und P19 zur siebten Gruppe nahe. Die Aufnahmen, die zur zweiten Vegetationseinheit, dem *Helichryso arenarii-Jasionetum litoralis* LIBBERT 1940, vereint wurden, sind sehr heterogen und nur bedingt zu gruppieren.

Bis auf die achte, das *Polytrichetum*, wurden alle Vegetationseinheiten nach dem neuen pflanzensoziologischen Tabellenband für Mecklenburg-Vorpommern (BERG et al., 2001) benannt. In diesem Werk über die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns wird das *Polytrichetum* nicht als Synonym oder als eigenständige Assoziation aufgeführt. Die entsprechenden Aufnahmen können aber am ehesten im Tabellenband (BERG et al., 2001) dem *Empetro-Ericetum* (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975 zugeordnet werden.

Das *Polytrichetum* grenzt sich jedoch floristisch von den Einheiten des *Empetro- Ericetum* (Vegetationseinheit 7) und dem *Empetrium nigri* (Vegetationseinheit 6) der vorliegenden Arbeit ab (vgl. zum Beispiel Abbildung 10). SCHUBERT (1998) und FRÖDE (1957) haben das *Polytrichetum* ebenfalls auf Hiddensee ausgewiesen. Um eventuelle Standortsunterschiede untersuchen und die Nähe zu den floristisch verwandten Einheiten näher bestimmen zu können, wird in dieser Arbeit an der Trennung der Einheiten sieben und acht festgehalten.

Die genaue Einteilung der Aufnahmen in Verbände und Assoziationen wird aus Tabelle 4 ersichtlich.

**Tabelle 4: Vegetationstabelle (Haupttabelle) der gesamten Aufnahmen** (Benennung der Einheiten im Text und im Kopf der Tabellen mit Kürzeln für die verwendeten Verbände und Assoziationen – Synonyme siehe unter Haupttabelle)



**Tabelle 5: Fortsetzung der Vegetationstabelle (Nebentabelle) der gesamten Aufnahmen** (Benennung der Einheiten im Text und im Kopf der Tabellen mit Kürzeln für die verwendeten Verbände und Assoziationen – Synonyme siehe unter Haupttabelle; weitere Kopfdaten und Erläuterungen zu den Aufnahmen siehe Haupttabelle)



Im Hauptteil der Vegetationstabelle fällt das Vorkommen von *Carex arenaria* in fast allen Aufnahmen auf. Die Deckungsgrade sind unterschiedlich und nur bei Deckungen von über 75 % werden Aufnahmen aufgrund der *Carex arenaria*-Dominanz zu dem *Caricetum arenariae* STEFFEN 1931 gezählt (siehe Abbildung 16). Nach DENGLER (im Textband zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung) ist die Sandsegge (*Carex arenaria*) eine Charakterart für die Unterklasse *Koelerio-Corynephoretea*, den Sandtrockenrasen. In den gesamten vorliegenden Aufnahmen zeigt sie jedoch ein hoch stetes Vorkommen.



**Abbildung 16: Rand eines *Caricetum arenariae* Steffen 1931 im USG Heiderose**

Der Silbergraspionierrasen, das *Corniculario aculeatae-Corynephoretum canescentis* STEFFEN 1931 NOM. INV., ist eine relativ offene Gesellschaft mit *Corynephorus canescens*, *Rumex acetosella* und je nach Alter einer mehr oder weniger dichten Decke von Flechten der Gattungen *Cladonia* und *Cetraria*. Sie grenzt sich durch das Fehlen von *Jasione montana*, *Anthoxantum odoratum*, *Hieracium umbellatum* und *Galium verum* von der zweiten Vegetationseinheit, dem *Helichryso-Jasionetum* LIBBERT 1940, ab. Letztere kommt auf natürlichen Graudünen und Strandwällen der Ostsee vor (im Textband zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung).

Die hohen Deckungsgrade von *Ammophila arenaria*, das Vorkommen von *Festuca rubra* agg. und *Ceratodon purpureus* legen eine Stellung der Aufnahmen 20, 30, 31 und 51 (Vegetationseinheit drei) zum *Festucetum arenariae* nahe. Ferner wurde *Elymus farctus* in keiner der Aufnahmen gefunden. Eine Zuordnung der Aufnahmen zum *Elymo-Ammophiletum arenariae* BR.BL. ET DE LEEUW 1936 ist deswegen auszuschließen.

Die Klasse *Calluno-Ulicetalia* BR.-BL. & TX. EX WESTHOFF ET AL. 1946 ist mit drei Assoziationen in den Aufnahmen vertreten. Der Drahtschmielen-Heiderasen (*Galio harcynici-Deschampsietosum flexuosae* PASSARGE 1979) ist geprägt durch die Dominanz von *Avenella flexuosa* (synonym *Deschampsia flexuosa*) über die typischen Arten der Heidekrautgesellschaften (*Empetrum nigrum*). Letztere lassen sich in den drei Gebieten dem Verband *Empetrum nigrum* R. SCHUBERT EX WESTHOFF & DEN HELD 1969 zuordnen. Eine Reihe von Kryptogamen wie zum Beispiel *Pleurozium schreberi*, *Cladonia coniocrea*, *Hypogymnea physodes* oder *Lophocolea heterophylla* rechtfertigen diese Abgrenzung des *Empetrum* zu den übrigen Aufnahmen. Je nach höherer Deckung von *Empetrum nigrum* oder *Calluna vulgaris* kombiniert mit *Salix repens* kann man die Aufnahmen dem *Hieracio umbellati-Empetretum nigrum* LIBBERT ET PASSARGE 1964 oder *Salici repentis-Empetretum nigrum* FUKAREK 1961 zuordnen (vgl. Haupttabelle der Vegetationsaufnahmen). Im *Salici repentis-Empetretum nigrum* FUKAREK 1961 fällt das Fehlen von *Pleurozium schreberi*, *Hypnum lacunosum* und *Avenella flexuosa* im Gellen-Transekt auf (siehe Abbildung 17 für einen Gesamteindruck vom Untersuchungsgebiet am Gellen). Das *Hieracio umbellati – Empetretum nigrum*, die Krähenbeeren-Küstenheide, kommt im Vergleich zur *Salici repentis-Empetretum nigrum* FUKAREK 1961, der Heidekraut-Küstenheide, an stärker übersandeten, luftfeuchteren und sonnenabgewandten Standorten vor (im Textband zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung).



Abbildung 17: Blick von der Kliffkante nach Osten auf die Flächen des 3. Transekts am Neugellen

Das Auftreten von *Erica tetralix* oder *Salix repens* mit einem gleichzeitigen Fehlen von *Juncus squarrosus*, *J. balticus* und *Polytrichum commune* spricht für eine Einordnung der siebten Vegetationseinheit zum *Empetro-Ericetum* (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975. Kommen diese beim *Empetro-Ericetum* fehlenden Arten hingegen vor, werden die Aufnahmen dem *Polytrichetum perigionale* HUECK 1932 zugeordnet.

Im Durchschnitt liegt die mittlere Artenzahl bei 11 Arten pro Aufnahme. Artenreiche Gesellschaften sind die Silbergrasfluren mit 14 und das *Jasionetum* mit 17 Arten. Besonders artenarm ist das *Caricetum* mit im Mittel fünf Arten pro Aufnahme.

Jungpflanzen von größeren Sträuchern und Bäumen fehlen nur in den trockenheitsgeprägten Vegetationsaufnahmen, d. h. den Weiß- und Graudünen und den Silbergrasfluren. *Populus tremula* erlangt in den Aufnahmen des *Ericetum* eine hohe Deckung, kommt aber auch im *Empetrion nigri* vor. *Betula pendula*-Jungpflanzen sind nur im *Caricetum* nicht zu verzeichnen, ansonsten treten sie in allen relativ gut mit Wasser versorgten Gesellschaften auf. Zudem kommt *Betula pubescens* im *Empetrion nigri* und in den Drahtschmielen-Heiderasen vor. Arten der Gattung *Sorbus* und die Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*) stehen in den Grasgesellschaften, dem *Deschampsietosum* und *Caricetum*.

In den folgenden Ausführungen werden die Gesellschaften nicht immer nach ihren pflanzensoziologischen Namen benannt, sondern entweder werden nur Teile dieser Benennung verwendet, oder die dominante Pflanze wird als Bezeichnung angegeben. Folgende Abkürzungen werden für die einzelnen Gesellschaften benutzt:

**Tabelle 6: Synonym benutzte Bezeichnungen für die ausgewiesenen Pflanzengesellschaften**

<b>Taxonomische Bezeichnung</b>	<b>Verwendete Abkürzungen</b>
<i>Corniculario aculeatae-Corynephorsetum canescentis</i> STEFFEN 1931 NOM. INV.	<i>Corynephorus</i> beziehungsweise in Abb. Cory
<i>Helichryso arenarii-Jasionetum litoralis</i> LIBBERT 1940	<i>Jasione</i>
<i>Festucetum arenariae</i>	<i>Ammophila</i>
<i>Caricetum arenariae</i> STEFFEN 1931	<i>Carex</i>
<i>Galio harsynici-Deschampsietosum flexuosae</i> PASSARGE 1979	<i>Avenella</i>
<i>Empetrion nigri</i> R. SCHUBERT EX WESTHOFF & DEN HELD 1969	<i>Empetrum</i>
<i>Empetro-Ericetum</i> (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975	<i>Erica</i>
<i>Polytrichetum perigionale</i> HUECK 1932/ <i>Empetro-Ericetum</i> (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975	<i>Polytrichum</i> beziehungsweise in Abb. Poly

## 4.2 Vergleich der Vegetationskartierungen 1938 - 1990 - 2002

Auf der Grundlage des Verzeichnis der Pflanzengesellschaften Deutschlands (RENNWALD et al., 2000) und Mecklenburg-Vorpommerns (BERG et al., 2001) konnten für die drei Kartierungen die aus Tabelle 7 ersichtlichen Synonyme für die unterschiedlichen Pflanzengesellschaften und deren Benennung erarbeitet werden. (Zusätzlich werden die in den Vegetationskarten verwendeten Abkürzungen mit angegeben.) Konnten die Benennungen der Vegetationseinheiten in diesen beiden Verzeichnissen nicht gefunden werden, wurden die Tabellen der einzelnen Bearbeiter verglichen und Synonyme abgeleitet.

Tabelle 7: Vergleichstabelle der Pflanzengesellschaften für die Kartierungen 1938 – 1990 – 2002

vegunit	Datum der Vegetationskartierung und Bearbeiter	Abkürzung in den Vegetationskarten
	<b>Kartierungen 2001/ 2002 (vorliegende Arbeit)</b>	
1	27.1.1.1 <i>Corniculario aculeatae-Corynephorum canescentis</i> STEFFEN 1931 NOM. INV. PROP.	<i>Corynephorus</i>
2	27.5.2.1 <i>Helichryso-arenarii-Jasionetum litoralis</i> LIBBERT 1940	<i>Jasione</i>
3	24.1.2.2 <i>Festucetum arenariae</i> (mit Einschränkungen)	<i>Ammophila</i>
4	27. 1.1.3 <i>Caricetum arenariae</i> STEFFEN 1931	<i>Carex</i>
5	20.2.1.1 <i>Galio harcynici- Deschampsietosum flexuosae</i> PASSARGE 1979	<i>Avenella</i>
6	20.2.2.1 <i>Salici repentis-Empetretum nigri</i> FUKAREK 1961	<i>Calluna</i>
6	20.2.2.2 <i>Hieracio umbellati-Empetretum nigri</i> LIBBERT ET PASSARGE 1964	<i>Empetrum</i>
7	11.1.1.3 <i>Empetro-Ericetum</i> (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975	<i>Erica</i>
8	<i>Polytrichetum perigionale</i> HUECK 1932	<i>Polytrichetum</i>
	<b>Schubert 1990</b>	
1	<i>Spergulo morisonii-Corynephorum canescentis</i> (R. TX. 1928) LIBB. 1933	<i>Corynephorus</i>
2	<i>Helichryso-Jasionetum</i> LIBB. 1940	<i>Jasione</i>
3	<i>Elymo-Ammophiletum arenariae</i> BR. BL. ET DE LEEUW 1936	<i>Ammophila</i>
4	<i>Caricetum arenariae</i> R. SCHUB.	<i>Carex</i>
5	<i>Hieracio - Avenelletum flexuosae</i> (BRÄUT. 1972) PASS. 1979	<i>Avenella</i>
6	<i>Hieracio Empetretum</i> LIBB. 1940 EM SCHUB. 1995	<i>Empetrum</i>
7	<i>Salici repentis - Ericetum</i> R. TX ET BUCHW. 1942	<i>Erica</i>
8	<i>Polytrichetum perigionale</i> HUECK 1932	<i>Polytrichetum</i>

	<b>Fröde 1936</b>	
<b>1</b>	<i>Corynephorum cladonietosum</i> TÜXEN 1937	<i>Corynephorus</i>
<b>2</b>	<i>Festuca ovina-Plantago dubia</i> Gesellschaft - Subassoziation von <i>Hypochoeris radicata</i> und <i>Rumex acetosella</i>	<i>Jasione</i>
<b>3</b>	<i>Elymo-Ammophiletum</i> BR BL ET DE LEEUW 1936	<i>Ammophila</i>
<b>4</b>	keine vergleichbaren Einheiten kartiert	<i>Carex</i>
<b>5</b>	keine vergleichbaren Einheiten kartiert	<i>Avenella</i>
<b>6</b>	<i>Calluno-Genistetum typicum</i> TÜXEN 1937	<i>Calluna</i>
<b>6</b>	<i>Calluno-Genistetum empetretosum</i> TÜXEN 1937	<i>Empetrum</i>
<b>7</b>	<i>Ericetum tetralicis sphagnetosum</i> ALLORGE 1926 , <i>Ericetum tetralicis typicum</i> TÜXEN 1937	<i>Erica</i>
<b>8</b>	<i>Polytrichetum perigionale</i> HUECK 1932	<i>Polytrichetum</i>

Die Karten der einzelnen Bearbeiter sind in Abbildung 18 bis Abbildung 22 dargestellt.

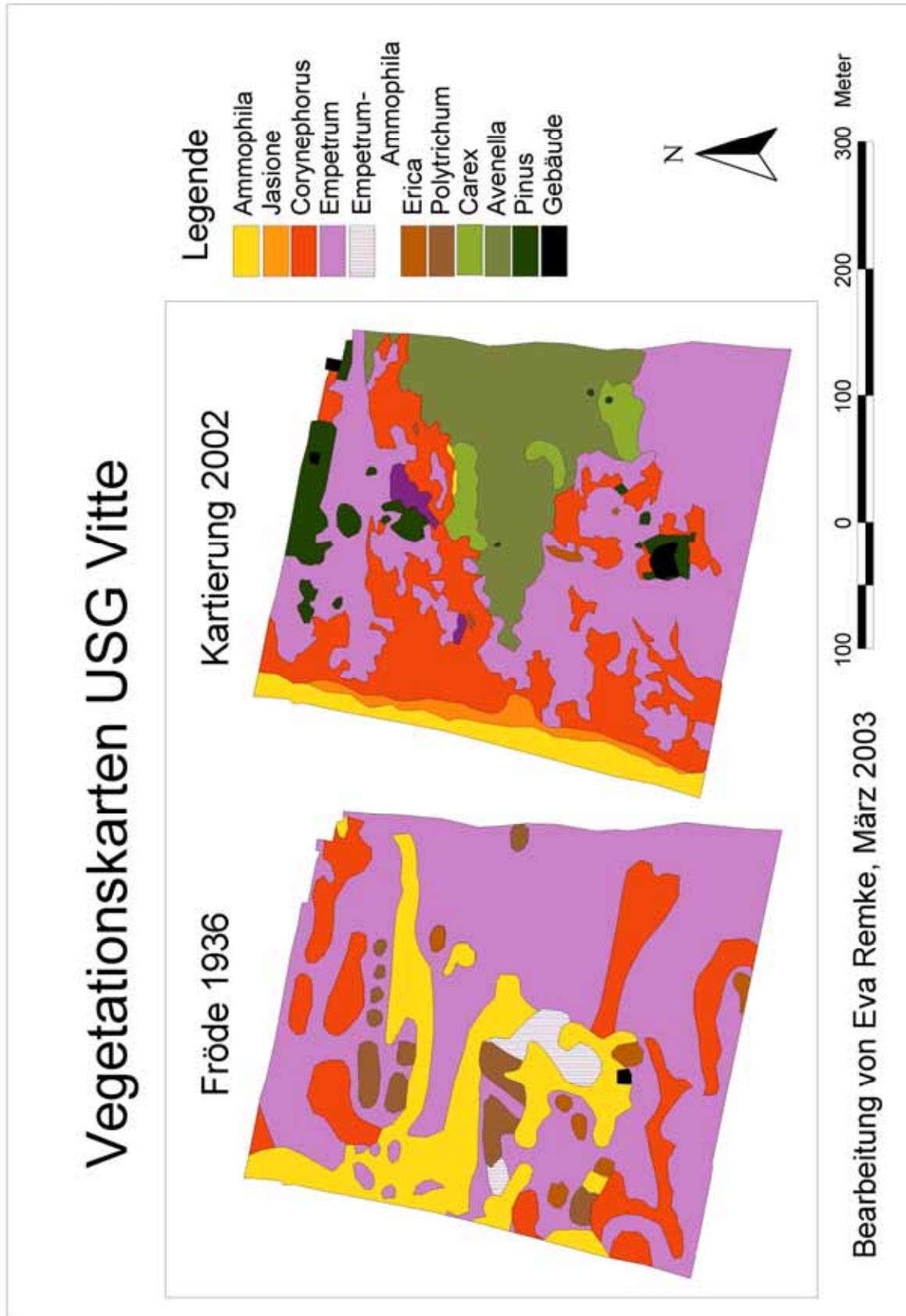


Abbildung 18: Vegetationskarten von Fröde 1936 und der vorliegenden Arbeit 2002 für das Untersuchungsgebiet (USG) Vitte (Genauere Bezeichnungen der Vegetationseinheiten vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8)

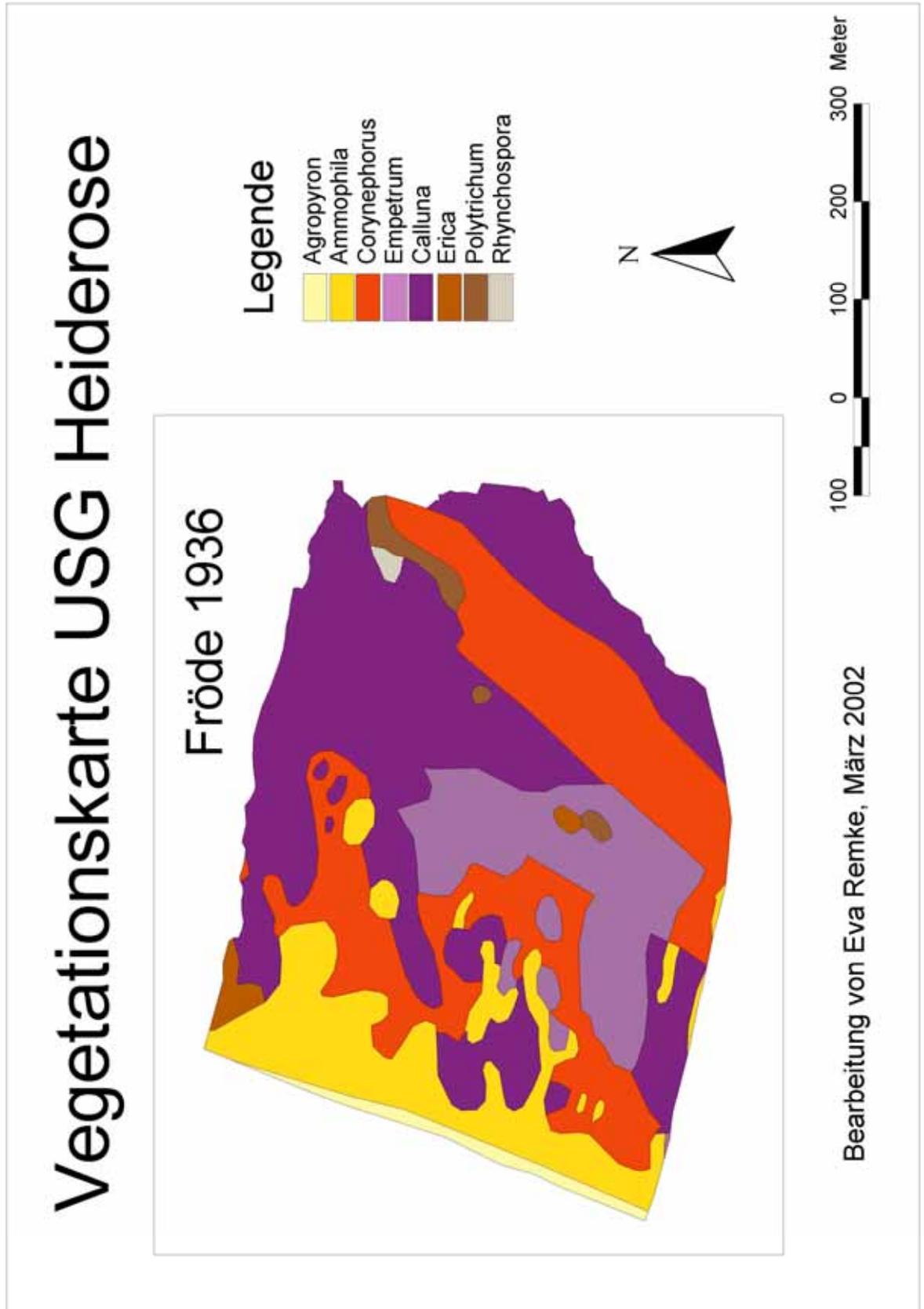
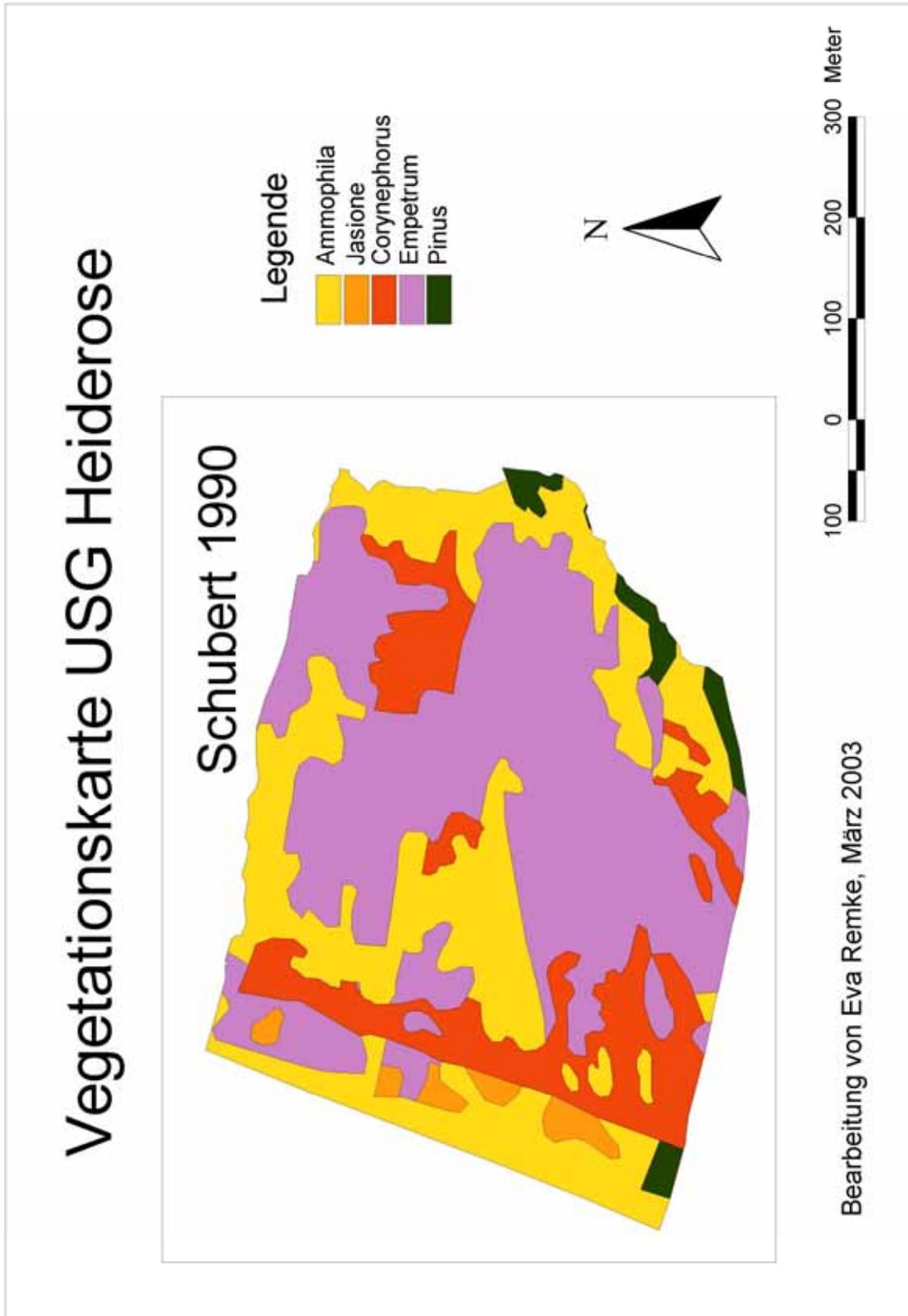
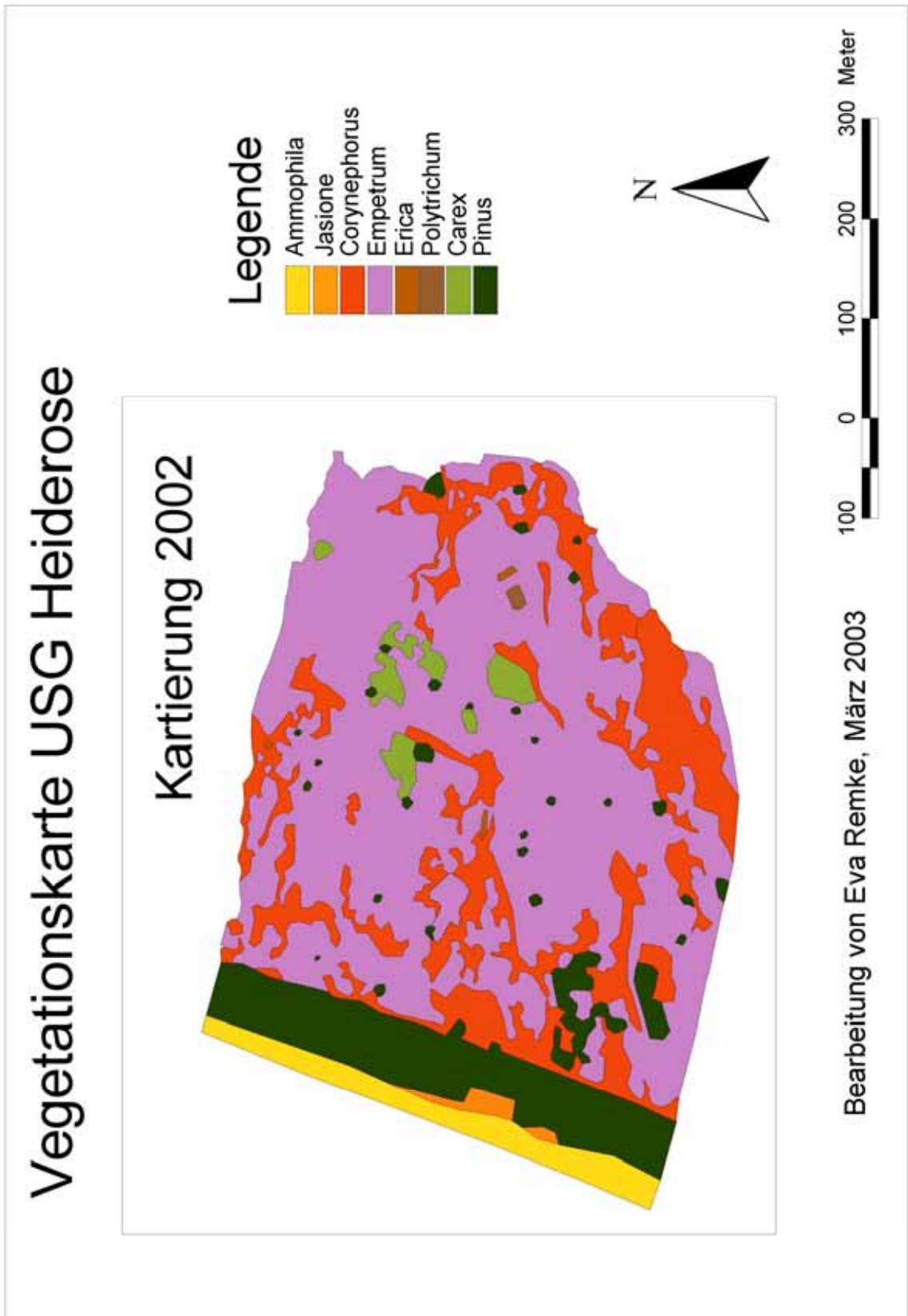


Abbildung 19: Vegetationskarten von FRÖDE 1936 für das Untersuchungsgebiet Heiderose (Genaue Bezeichnungen der Vegetationseinheiten vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8)



**Abbildung 20:** Vegetationskarte von SCHUBERT 1990 für das Untersuchungsgebiet Heiderose (Genaue Bezeichnungen der Vegetationseinheiten vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8)



**Abbildung 21: Vegetationskarte 2002 (vorliegende Arbeit) für das Untersuchungsgebiet Heiderose (Genaue Bezeichnungen der Vegetationseinheiten vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8)**

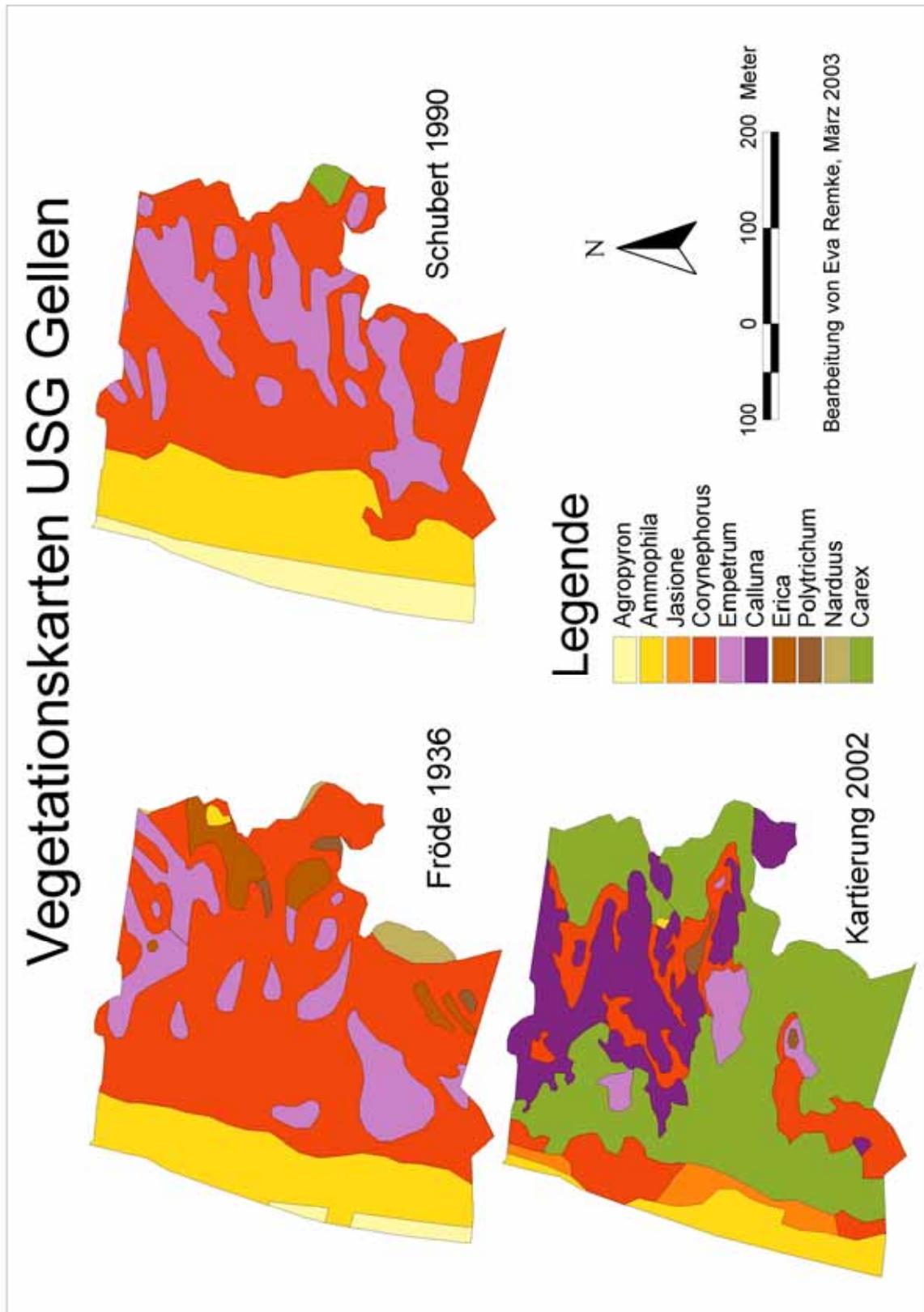


Abbildung 22: Vegetationskarten von FRÖDE 1936, SCHUBERT 1990 und 2002 (vorliegende Arbeit) für das Untersuchungsgebiet Gellen (Genauere Bezeichnungen der Vegetationseinheiten vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8)

Die Flächenanteile der einzelnen Vegetationseinheiten unterscheiden sich zwischen den Untersuchungsgebieten und im Vergleich der unterschiedlichen Zeitpunkte sehr stark (siehe Tabelle 8).

Kleinere Veränderungen in den prozentualen Anteilen der Gesellschaften haben im Untersuchungsgebiet Vitte und Heiderose stattgefunden. In diesen Gebieten hat die Bedeckung mit Kiefern (*Pinus spec.*) um 5-10 % zugenommen. Die Ausdehnung der *Ammophila*-Bestände ist stark reduziert von ca. 15 % auf Werte um 5 %. Im Gebiet Vitte wirkt diese Abnahme sich zugunsten der Silbergrasfluren (*Corynephorus*) aus, bei der Heiderose vor allem zugunsten der *Empetrum*-Flächen (*Empetrum* insg.). In Vitte kommt *Avenella* 2002 mit einer Bedeckung von fast 20 % der Untersuchungsgebietsfläche vor.

In allen drei Untersuchungsgebieten reduzierte sich der Anteil der Gesellschaften der feuchten Dünensenken (*Erica*, *Polytrichum*, *Rhynchospora*), die im Verhältnis zu den restlichen Vegetationseinheiten geringe Ausdehnungen (< 4 %) einnehmen, in den letzten 60 Jahren auf minimale Bestände (≤ 1 %) oder waren gar nicht vorzufinden.

Besonders gravierend sind die Veränderungen am Gellen. Das *Caricetum*, dass ebenfalls für die Gebiete Vitte und Heiderose neu verzeichnet wurde, nimmt im Süden der Insel im Jahr 2002 fast 50 % des Untersuchungsgebietes ein. Dies geht einher mit einer starken Abnahme vor allem der Silbergrasfluren – bei FRÖDE (1957) und SCHUBERT (1998) mit ca. 50 % Bedeckung – und zusätzlich der *Ammophila*-Bestände. Einer geringen Ausdehnung unterliegen ebenfalls die *Empetrum*-Flächen (*Empetrum* insg.).

Die Flächen der trockenen Heiden (*Empetrum* insg.) nehmen in Vitte und bei der Heiderose 2002 ca. 50 % und am Gellen ca. 25 % der Untersuchungsfläche ein. Auffallend ist das Vorkommen von *Empetrum* in den Gebieten Vitte und Heiderose, im Gegensatz dazu ein verstärktes Auftreten von *Calluna* am Gellen.

**Tabelle 8: Prozentualer Anteil (%) der Vegetationseinheiten und Gebäude in den drei Untersuchungsgebieten für die unterschiedlichen Kartierungen** (*Agropyron* = *Elymo-Agropyretum juncei* BR.BL. ET DE LEEUW 1936 EMEND R. TX. 1957; *Empetrum-Ammophila* = Übergangsgesellschaft von FRÖDE zwischen *Empetrum* und *Ammophila*); *Lotus-Cynosurus* = *Cynosuretum cristati* R. TX. 1940 AP. BRÜCKER 1942; *Nardus* = *Polygalo-Nardetum strictae* OBERD. 1957; *Pinus* = Küstenschutzwald (künstlicher Kiefernforst) und Spontanansiedlung von einzelnen Individuen in den Dünengebieten; *Rhynchospora* = *Rhynchosporretum albae* OSV. 1923 EM. W. KOCH 1926; Gebäude = Privathäuser und umliegendes Grundstück)

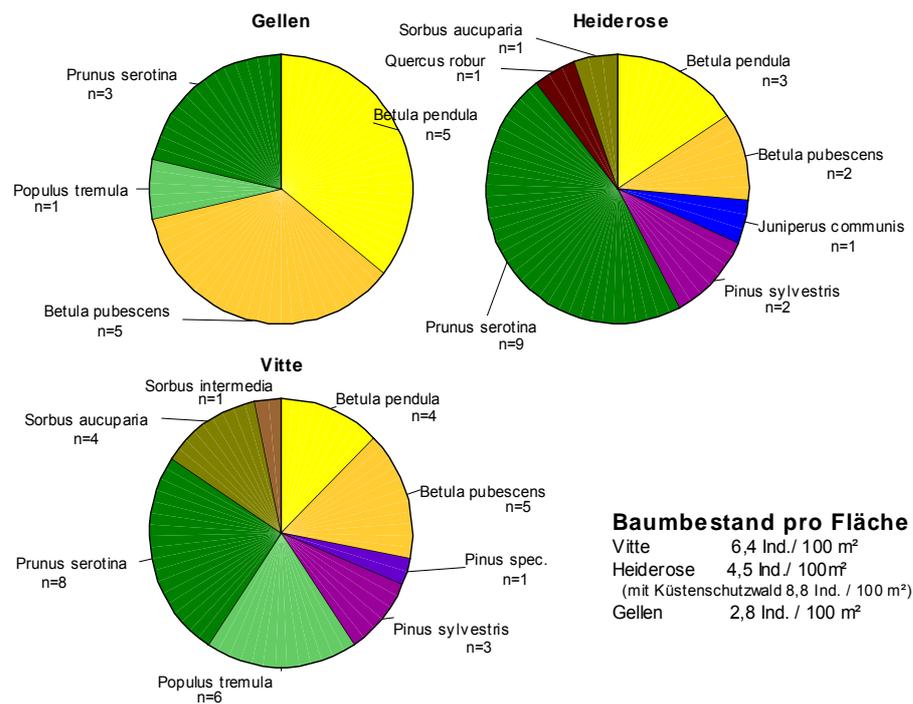
vegunits	Vitte		Heiderose			Gellen		
	Fröde	2002	Fröde	Schubert	2002	Fröde	Schubert	2002
<i>Agropyron</i>	-	-	1,6	-	-	1,9	7,9	-
<i>Ammophila</i>	18,3	5,0	14,6	31,2	4,1	17,5	21,7	6,7
<i>Avenella</i>	-	17,7	-	-	-	-	-	-
<i>Carex</i>	-	3,2	-	-	2,1	-	0,9	48,0
<i>Corynephorus</i>	15,2	23,5	27,8	17,0	21,6	58,3	48,6	17,6
<i>Jasione</i>	-	2,3	-	2,1	0,7	-	-	3,5
<i>Lotus-Cynosurus</i>	-	-	-	-	-	0,0	-	-
<i>Nardus</i>	-	-	1,1	-	-	1,8	-	-
<i>Calluna</i>	-	0,8	38,0	-	-	-	-	19,8
<i>Empetrum</i>	59,1	42,1	14,2	47,3	58,5	15,3	20,9	3,8
<i>Empetrum-Ammophila</i>	2,3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Empetrum</i> insg.	61,4	42,9	52,2	47,3	58,5	15,3	20,9	23,6
<i>Erica</i>	1,4	0,2	1,0	-	0,1	4,5	-	-
<i>Polytrichum</i>	3,9	0,0	1,4	-	0,1	-	-	0,1
<i>Rhynchospora</i>	-	-	0,3	-	-	-	-	-
<i>Pinus</i>	-	4,5	-	2,4	12,8	-	-	-
Gebäude	0,1	0,6	-	-	-	-	-	-

### 4.3 Rehäsung und Baumbestand

Die erfassten Gehölze sind in Abbildung 23 für die einzelnen Transekte (in Anteilen) dargestellt. Die Verteilung der Baumarten eingeteilt in die Kategorien Laub-/ Nadelbaum über die drei Gebiete ist nicht signifikant unterschiedlich ( $\chi^2=2,288$  nach PEARSON;  $N=65$ ;  $df=2$ ;  $p=0,440$  Exakte Signifikanz zweiseitig). Es fällt hingegen auf, dass am Gellen keine Nadelgehölze und nur Pionierbaumarten vorkommen. Im zentralen Teil der Insel (Vitte und Heiderose) ist das Spektrum der vorkommenden Gehölze doppelt so groß wie am Gellen. Hier

kommen Gattungen wie zum Beispiel *Sorbus* oder *Pinus* und Arten wie *Quercus robur* und *Juniperus communis* hinzu.

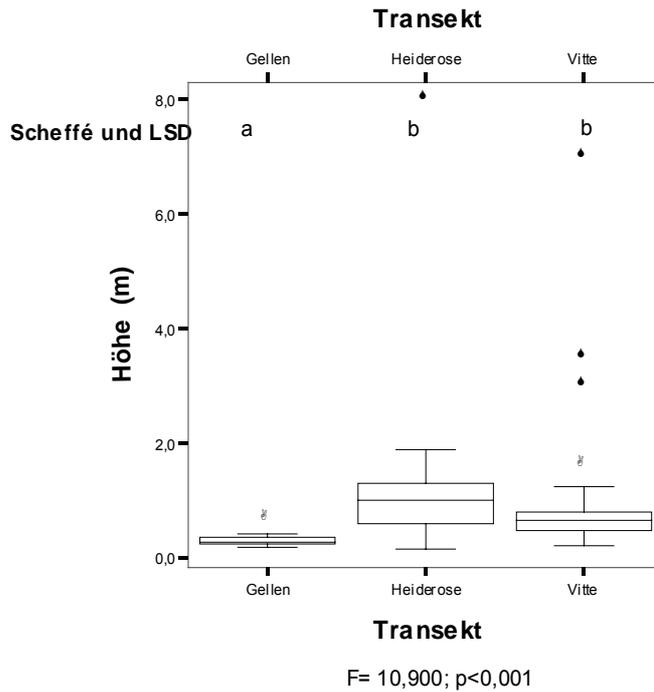
Die Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*) bildet fast 50 % des gesamten Gehölzbestandes im Transekt Heiderose. Am Gellen und im Transekt Vitte kommt sie nur ca. halb so oft vor (25 % des gesamten Bestandes).



**Abbildung 23: Häufigkeiten der Gehölze in den einzelnen Transekten im Kreisdiagramm** ( $\chi^2=23,02$  nach PEARSON;  $N=65$ ;  $p=0,147$  MONTE-CARLO zweiseitig) **und der Baumbestand**

Die Gehölzbestandsdichte ist ca. doppelt so hoch im Gebiet südlich von Vitte und bei der Heiderose (6,4 beziehungsweise 4,5 Ind./ 100 m<sup>2</sup>) wie am Gellen (2,8 Individuen/ 100 m<sup>2</sup>).

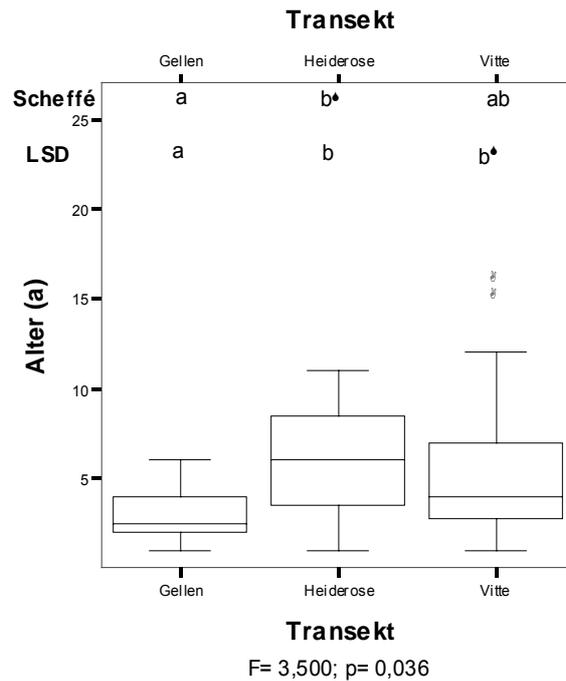
Die absolute Größe der vorkommenden Arten unterscheidet sich signifikant voneinander (siehe Abbildung 24). Am Gellen sind die Gehölze mit 0,3 m Höhe nur ein Drittel bis ein Viertel so groß wie in den anderen beiden Flächen.



Parameter	Höhe (m)			
Transekt	Vitte	Heiderose	Gellen	Gesamt
<b>N</b>	32	19	14	65
<b>Mittelwert</b>	1,02	1,27	0,31	0,94

**Abbildung 24: Boxplot und Mittelwerte für die Größe aller vorkommenden Gehölze in den drei Transekten** (Boxplot mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA mit Post hoc-Test LSD und Scheffé)

Diese Zweiteilung der Gebiete setzt sich im Alter der Bäume und Sträucher fort. Sie sind am Gellen mit 3 Jahren nur ca. halb so alt wie im zentralen Teil (siehe Abbildung 25 ).

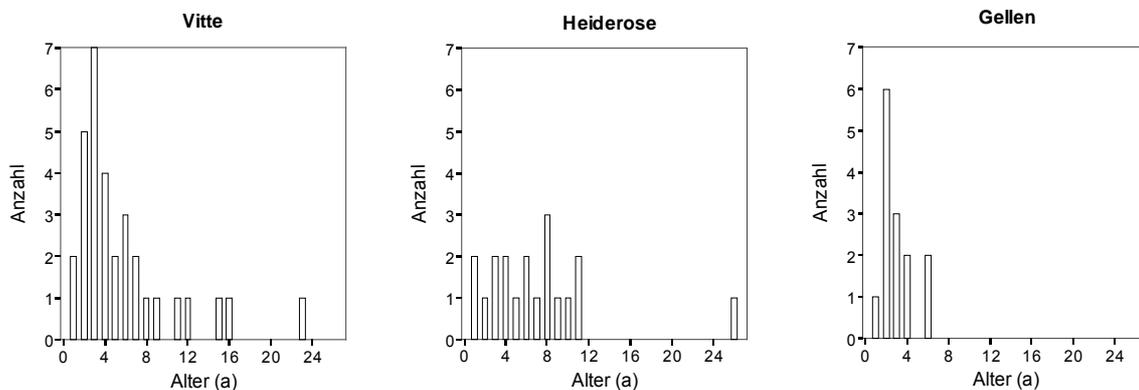


**Parameter Alter (a)**

Transekt	Vitte	Heiderose	Gellen	Gesamt
<b>N</b>	32	19	14	65
<b>Mittelwert</b>	5,8	7,0	3,0	5,5

**Abbildung 25: Boxplot und Mittelwerte für das Alter der Gehölze in den untersuchten Flächen** (Boxplot mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA und Post hoc SCHEFFÉ und LSD)

In der Altersstruktur fällt auf, dass vor allem junge Gehölze im Alter unter 8 Jahren in allen untersuchten Gebieten dominieren. Mehrere Wachstumsschübe sind nicht zu erkennen (siehe Abbildung 26). Am Gellen kommen keine Gehölze älter als 7 Jahre vor. Im Gebiet südlich von Vitte sticht die höhere Anzahl der Gehölze jünger als 5 Jahre im Vergleich zur südlichen Dünenheide (Heiderose) hervor.



**Abbildung 26: Alterstruktur in den drei Gebieten**

Im Chi<sup>2</sup>-Test nach PEARSON unterscheiden sich die Hauptwerte der Verbissstärkegrade in den drei Gebieten signifikant voneinander (Chi<sup>2</sup>=19,8; N=65; p=0,008 MONTE-CARLO zweiseitig; siehe Tabelle 9). Schwach verbissen sind die Sträucher und Jungwüchse bei der Heiderose, mäßig im Gebiet südlich von Vitte, stark hingegen am Gellen (siehe Tabelle 9).

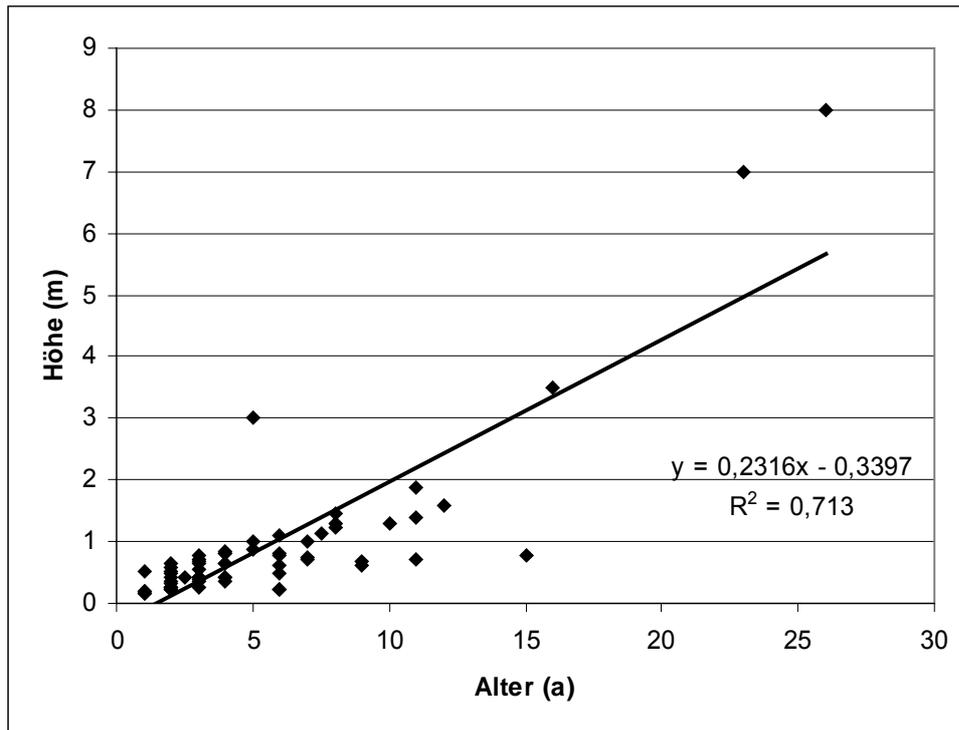
**Tabelle 9: Mittelwerte der Verbissstärkegrade nach KLÖTZLI (1965) in den aufgenommenen Flächen**

Transekt	Gellen	Heiderose	Vitte	Gesamt
<b>N</b>	14	19	32	65
<b>Mittelwert</b>	2,86	0,84	2,17	1,96
<b>Mittelwert gerundet</b>	3	1	2	2

Es gibt keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Flächen bezüglich der Form und Krümmung der Schaftachsen (Form der Schaftachse: Chi<sup>2</sup>=7,7 nach PEARSON; N=64; p=0,266 MONTE-CARLO zweiseitig; Krümmung der Schaftachse: Chi<sup>2</sup>=3,2 nach PEARSON; N=63; p=0,545 MONTE-CARLO zweiseitig; Mittelwerte und Kreuztabellen siehe Anhang). Die Form ist vornehmlich verzweigt und ein bis zwei Triebe setzen sich durch. Die Krümmung der Schaftachse ist einschnüurig und gerade.

Zwischen den Parametern Höhe, Alter und Verbiss der Sträucher und Bäume wurden Korrelationen untersucht. Bei der Gesamtbetrachtung aller aufgenommenen Gehölze zusammen ergeben sich keine signifikanten Korrelationen zwischen Alter und Verbiss (R=0,016 nach SPEARMAN, N= 65; p=0,901) und Verbissstärkegrad und Höhe (R=-0,203 nach SPEARMAN, N=65, p=0,104).

Das Alter und die Größe der gesamten kartierten Gehölze sind positiv und signifikant miteinander korreliert (R=0,764 nach SPEARMAN; p<0,001; N=65; vgl. Abbildung 27 mit Bestimmtheitsmaß und linearer Geradengleichung).



**Abbildung 27: Regressionsgerade des Alters mit der Höhe der Gehölze** (Mit Bestimmtheitsmaß  $R^2$  und linearer Geradengleichung)

Signifikante Korrelationen ergeben sich nach Transekten aufgeteilt für die Kombination der Parameter Höhe – Alter in den Gebieten Heiderose ( $R=0,909$  nach SPEARMAN;  $p \leq 0,001$ ) und Vitte ( $R=0,679$  nach SPEARMAN;  $p \leq 0,001$ ), für die Korrelation Alter – Verbiss nur für den Gellen ( $R=0,615$  nach SPEARMAN;  $p \leq 0,05$ ) (ausführliche Testergebnisse im Anhang).

Das Verhältnis der Parameter Alter und Verbissstärkegrad wurde ferner mit einer Kreuztabelle untersucht. Es ergab sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen diesen Parametern für die gemeinsame Betrachtung aller erfassten Gehölze ( $\text{Chi}^2=74,622$ ;  $\text{df}=60$ ;  $N=65$ ;  $p \leq 0,05$ ). Im Alter von einem Jahr wurden die Gehölze gar nicht bis kaum verbissen (vgl. Tabelle 10). Besonders stark ist der Verbiss bis auf einige Ausnahmen im Alter von 2-4 Jahren und einer Größe von 0,5-1,0 m (vgl. Abbildung 27).

Für die Analyse mittels Kreuztabellen ergab sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Verbissstärkegrad und dem Alter, wenn alle erfassten Gehölze aufgeteilt in die einzelnen Transekte untersucht wurden (Testergebnisse siehe Anhang).

**Tabelle 10: Kreuztabelle der Verbissstärkegrade und des Alters für den gesamten Datensatz** (alle drei Gebiete zusammen;  $\chi^2=74,622$ ,  $df=60$ ,  $N=65$ ,  $p<0,05$ )

		Verbissstärkegrad					Gesamt
		0	1	2	3	4	
<b>Alter (a)</b>	<b>1</b>	4			1		5
	<b>2</b>	1	3	4	3	1	12
	<b>3</b>	2	1	2	1	6	12
	<b>4</b>	3	1	1		3	8
	<b>5</b>		1	1	1		3
	<b>6</b>	1	1	1	3	1	7
	<b>7</b>			1	2		3
	<b>8</b>	1	3				4
	<b>9</b>					2	2
	<b>10</b>	1					1
	<b>11</b>	1				2	3
	<b>12</b>		1				1
	<b>15</b>					1	1
	<b>16</b>	1					1
<b>23</b>	1					1	
<b>26</b>	1					1	
<b>Gesamt</b>		17	11	10	11	16	65

Zwischen Verbiss und Gehölzart bestand ein signifikanter Zusammenhang ( $\chi^2=66,6$ ;  $p<0,001$ ;  $N=65$ ). Stark bis total verbissen werden Arten wie *Sorbus aucuparia*, *Populus tremula* und *Betula pendula* beziehungsweise *B. pubescens*, gar nicht bis schwach Nadelgehölze und *Prunus serotina* (vgl. Tabelle 11). Eine Abweichung von diesen Zusammenhängen ergibt sich für *Prunus serotina*. Die Späte Traubenkirsche wird zum Teil außerdem stark verbissen.

**Tabelle 11: Kreuztabelle der Anzahl der Baumarten und ihrer Verbissstärkegrade** (Chi<sup>2</sup>=66,6 nach PEARSON; p<0,001, N=65, df=36)

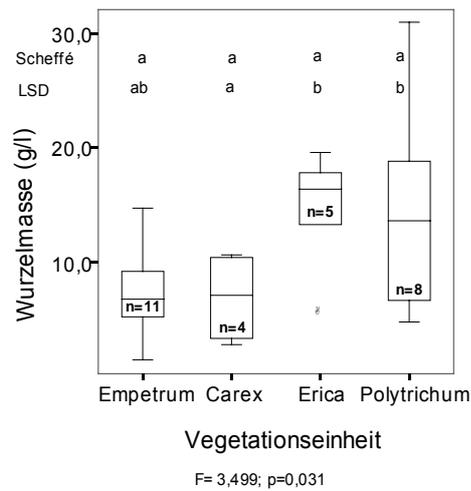
		Verbissstärkegrad					Gesamt
		0	1	2	3	4	
<b>Baumart</b>	<i>Betula pendula</i>	1	1	3	3	4	12
	<i>Betula pubescens</i>		3	4	4	1	12
	<i>Juniperus communis</i>	1					1
	<i>Pinus spec.</i>		1				1
	<i>Pinus sylvestris</i>	4	1				5
	<i>Populus tremula</i>			1	1	5	7
	<i>Prunus serotina</i>	11	4	1	3	1	20
	<i>Quercus robur</i>					1	1
	<i>Sorbus aucuparia</i>			1		4	5
	<i>Sorbus intermedia</i>		1				1
<b>Gesamt</b>		17	11	10	11	16	65

Im Gegensatz zu *Betula ssp.* und *Populus tremula*, deren Verbissstärkegrade sich zwischen den Transekten nicht signifikant unterscheiden, wird *Prunus serotina* am Gellen sehr stark verbissen, im Gebiet südlich von Vitte und westlich der Heiderose hingegen gar nicht bis schwach (Chi<sup>2</sup>=26,16 nach PEARSON; p<0,001 Exakte Signifikanz zweiseitig; N=20; Kreuztabellen siehe Tab. im Anhang).

*Populus tremula* kommt in den untersuchten Aufnahme­flächen im Gebiet westlich der Heiderose gar nicht vor. Bei den aufgenommenen Plots liegt der Schwerpunkt ihres Vorkommens im Gebiet südlich von Vitte.

#### 4.4 Durchwurzelung

Die Durchwurzelung, gemessen in Trockenmasse (g) Wurzeln pro Volumen (l), unterscheidet sich zwischen den untersuchten Vegetationseinheiten (F=3,499, df=3, N=28, p=0,031; deskriptive Statistik im Anhang). Nur im LSD-Test ergab sich eine Gruppierung in ‚hohe Wurzelmasse‘ für die feuchten Dünentäler (*Erica* und *Polytrichum*) gegenüber ‚niedriger Wurzelmasse‘ in den Seggenrasen (*Carex*). *Empetrum* verhält sich indifferent (Abbildung 28).



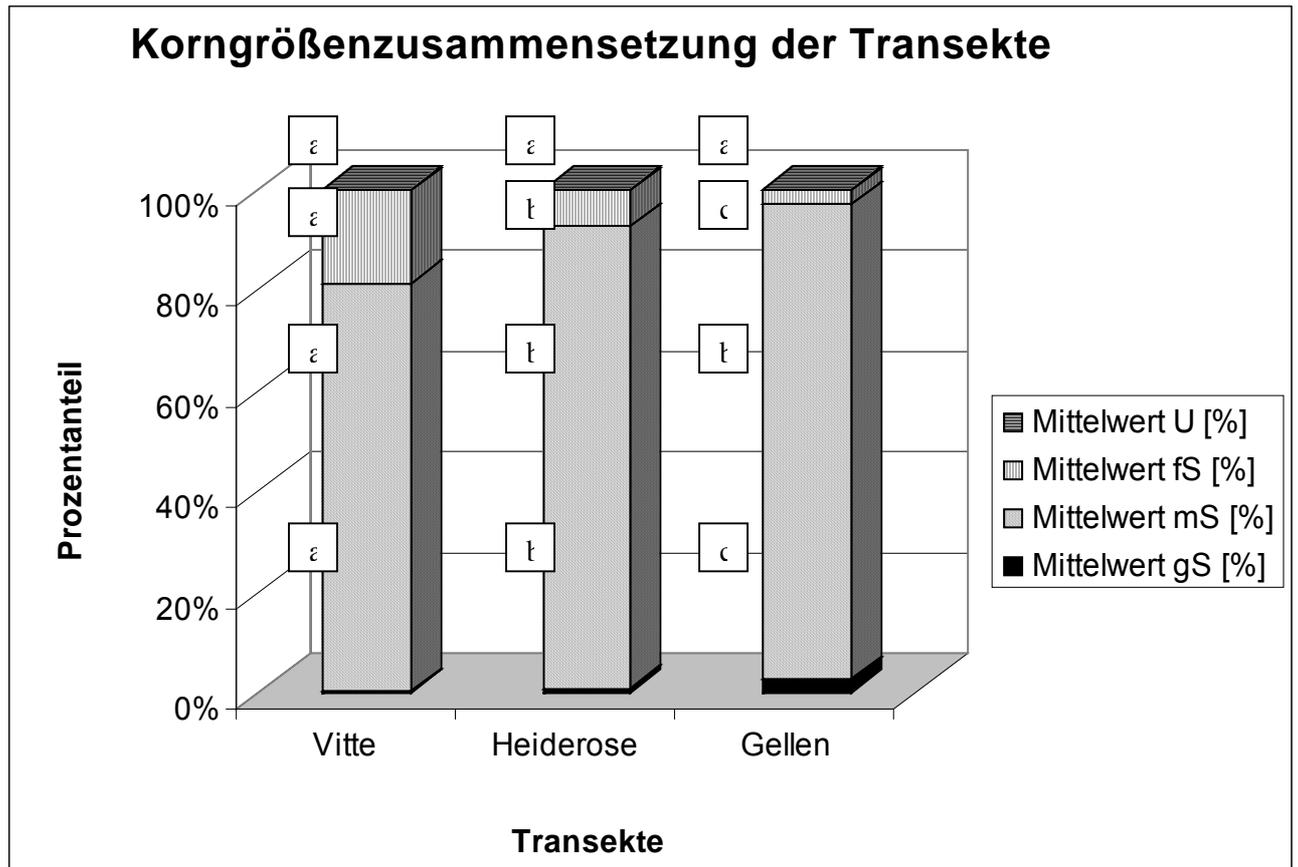
**Abbildung 28: Boxplot der Wurzelmasse (g/l) für ausgesuchte Vegetationseinheiten** (mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA und Post hoc SCHEFFÉ und LSD; deskriptive Statistik im Anhang)

## B. Abiotische Faktoren

### 4.5 Bodenanalyse

#### 4.5.1 Korngröße

Bei allen untersuchten Bodenproben handelt es sich um die Bodenart Mittelsand (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN, 1982). Im Bereich des ersten Transekts (Vitte) ist es mittlerer Mittelsand, bei den beiden anderen Transekten grober Mittelsand (siehe Abbildung 29 und Tabelle 12). Diese Einteilung ergibt sich aus den unterschiedlichen Anteilen der Korngrößenfraktionen.



**Abbildung 29: Balkendiagramm der mittleren Korngrößenzusammensetzung im Gebiet der Transekte** (Balken stellen Mittelwerte aus den Bodenproben der drei Transekte dar; U = Schluff, fS= Feinsand, mS = Mittelsand, gS = Grobsand; a, b und c sind die Ergebnisse der nicht-parametrischen und parametrischen Tests, d. h. die signifikanten Unterschiede, zugehörige Tabellen der Testergebnisse im Anhang)

**Tabelle 12: Tabelle der Mittelwerte der Korngrößen (Prozentanteil) in den drei Transekten** (U = Schluff, fS= Feinsand, mS = Mittelsand, gS = Grobsand; Boxplots und Streuungsmaße im Anhang)

	Vitte	Heiderose	Gellen
<b>N</b>	16	8	10
<b>gS [%]</b>	0,32	0,90	2,63
<b>mS [%]</b>	81,03	91,62	94,28
<b>fS [%]</b>	18,28	7,28	2,85
<b>U [%]</b>	0,36	0,20	0,25

Der Feinsandanteil in den drei Transekten unterscheidet sich signifikant voneinander (Einfaktorielle ANOVA  $F=62,7$ ;  $p=0,000$ , Post hoc LSD und SCHEFFÉ; vgl. Abbildung 29). In Vitte ist dieser sechsmal und bei der Heiderose 2 ½-mal so groß wie am Gellen. Die Schluffanteile sind an allen drei Standorten nach SCHEFFÉ nicht signifikant unterschiedlich, beim LSD-Post hoc-Test hingegen findet man signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten südlich von Vitte (1. Transekt) und westlich der Heiderose (2. Transekt) (Einfaktorielle ANOVA  $F=3,6$ ,  $p=0,04$ ; vgl. Abbildung 29).

Die Testergebnisse für den Mittel- und Grobsand sind in Tabelle 13 dargestellt. Ähnlich wie der Feinsandanteil unterscheidet sich der Grobsandanteil in allen drei Transekten signifikant voneinander (vgl. auch Abbildung 29). Betrachtet man den Anteil an Mittelsand bilden die Gebiete am Gellen und der Heiderose eine homogene Gruppe gegenüber Vitte.

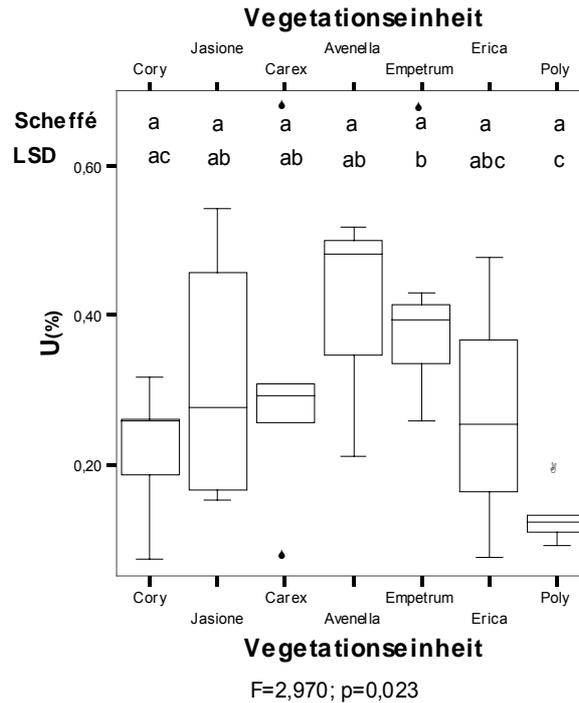
**Tabelle 13: Ergebnisse des KRUSKAL-WALLIS (H-Test) und des Mann-Whitney (U-Test)** (<sup>a</sup>= MONTE-CARLO Signifikanz; <sup>b</sup>= Exakte Signifikanz nach SPSS; zugehörige Stichprobengröße N in)

Korngröße	H-Test	U-Test		
		Vitte-Heiderose	Vitte-Gellen	Heiderose-Gellen
<b>mS</b>	Chi <sup>2</sup> = 23,61 p=0,000 <sup>a</sup>	U=6,0 p=0,000 <sup>b</sup>	U=0,000 p=0,000 <sup>b</sup>	U=23 p=0,146 <sup>b</sup>
<b>gS</b>	Chi <sup>2</sup> =20,29 p=0,000 <sup>a</sup>	U=23 p=0,011 <sup>b</sup>	U=2,0 p=0,000 <sup>b</sup>	U=13 p=0,016 <sup>b</sup>

Die Verteilung der Korngrößen über die unterschiedlichen Vegetationseinheiten ergab nur für den Schluffanteil signifikante Unterschiede (siehe Tabelle 14 und Abbildung 30). Die Unterschiede sind aber nur mit dem LSD Post hoc-Test erkennbar. Die Reihenfolge der Gruppen nach LSD mit ansteigendem Schluffanteil der untersuchten Bodenschicht wäre folgende: zuerst *Polytrichum*, als zweites *Corynephorus*, danach *Jasione*, *Carex* und *Avenella* und zum Schluss *Empetrum*. Letztere hat einen Schluffanteil von 0,63 %. *Erica* zeigt keinerlei Unterschiede zu den anderen Gruppen (vgl. Abbildung 30).

**Tabelle 14: Ergebnisse der Tests zu Korngröße - Vegetationseinheit Zusammenhängen** (<sup>a</sup> = Asymptotische Signifikanz)

Korngröße	Einfaktorielle ANOVA	H-Test
<b>U</b>	F=2,97 p=0,023	-
<b>fS</b>	F=0,92 p=0,497	-
<b>mS</b>	-	Chi <sup>2</sup> =5,65 p=0,464 <sup>a</sup>
<b>gS</b>	-	Chi <sup>2</sup> =4,91 p=0,555 <sup>a</sup>



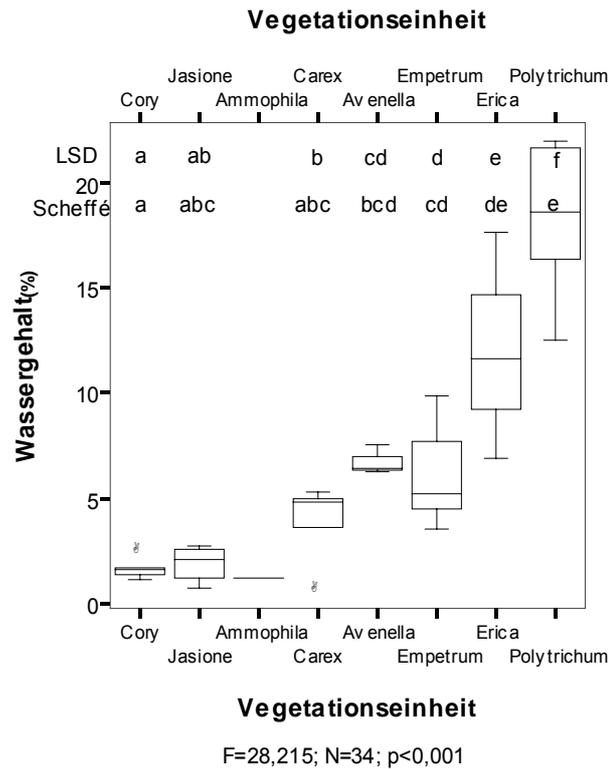
**Schluff (%)**

Vegetationseinheit	Cory	Jasione	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>	5	4	5	3	8	3	6	34
<b>Mittelwert</b>	0,46	0,54	0,54	0,62	0,63	0,49	0,35	0,52

**Abbildung 30: Boxplot und Mittelwerte für die Körnungsgröße Schluff (%) für die Vegetationseinheit** (Boxplot mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA und der LSD- und SCHEFFÉ-Post hoc-Tests, Angabe der Stichprobengrößen und Mittelwerte in der Tabelle; U=Schluff)

**4.5.2 Bodenwasser**

Der Wassergehalt (Vol. %) im Oberboden ist zwischen den Vegetationseinheiten höchst signifikant unterschiedlich. Homogene Untergruppen nach SCHEFFÉ und in der genannten Reihenfolge mit zunehmenden Wassergehalt setzten sich aus *Corynephorus/ Jasione/ Carex/ Empetrum*, *Carex/ Empetrum/ Avenella*, *Empetrum/ Avenella/ Erica* und *Erica/ Polytrichum* zusammen (siehe Abbildung 31).



### Bodenwassergehalt (%)

Vegunit	Cory	Jasione	Ammophila	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>	5	4	1	5	3	8	3	6	35
<b>Mittelwert</b>	1,6	1,9	1,2	3,9	6,7	6,0	12,1	18,3	7,2

**Abbildung 31: Boxplot und Mittelwerte des Bodenwassergehaltes (%) für die Vegetationseinheiten** (Berechnung der Einfaktoriellen ANOVA und Post hoc-Tests ohne die Vegetationseinheit Ammophila; Boxplot mit Ergebnisse der Einfaktoriellen ANOVA und Post hoc LSD und Scheffé)

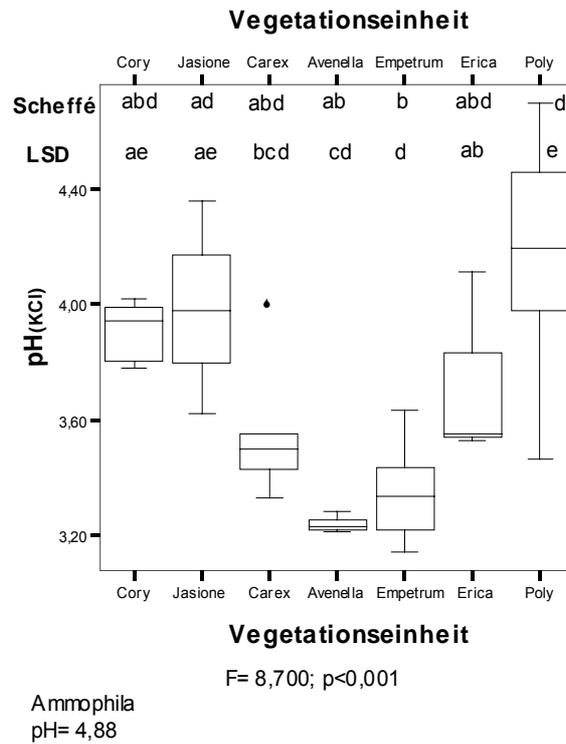
Zwischen den Transekten gibt es keine signifikanten Unterschiede im Bodenwassergehalt ( $F=0,006$ ;  $df=2$ ;  $N=18$ ;  $p=0,994$ ).

### 4.5.3 Bodenreaktion

Die niedrigen pH-Werte um 3,3 von *Avenella*- und *Empetrum*-Beständen sind signifikant geringer als die der *Polytrichum*-Einheit mit einem pH-Wert von im Mittel 4,17 (siehe Abbildung 32; Post hoc SCHEFFÉ,  $p \leq 0,001$ ). Höher liegt nur der pH-Wert unter *Ammophila* Beständen mit pH 4,88, in denen aber nur eine Probe (Mischprobe aus drei Stechzylindern) als Eindruckswert genommen worden ist. Im Mittelfeld der pH-Werte liegen die *Corynephorus*-, *Jasione*-, *Carex*- und *Erica*-Einheiten mit Werten um 3,6 und 3,9. Bezüglich des pH's liegen die *Carex*-Bestände näher an den *Avenella*- und *Empetrum*- als an den

*Corynephorus*- und *Jasione*-Beständen, gegenüber denen sie signifikante Unterschiede aufweisen (siehe Abbildung 32; LSD Post hoc,  $p \leq 0,001$ ).

Insgesamt umfasst die Amplitude in den gesamten Aufnahmen ca. 1 bis 1½ pH-Stufen und ist damit sehr gering.



Parameter	pH (KCl)							
Vegetationseinheit	Cory	Jasione	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>	5	4	5	3	8	3	6	34
<b>Mittelwert</b>	3,91	3,98	3,56	3,24	3,34	3,73	4,17	3,70

**Abbildung 32: Mittelwerte und Boxplot der Bodenreaktion (pH-Wert in KCl) der einzelnen Vegetationseinheiten** (mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA und Post hoc SCHEFFÉ und LSD,  $p \leq 0,001$ ; pH-Wert für *Ammophila* wurde nicht dargestellt, da N=1)

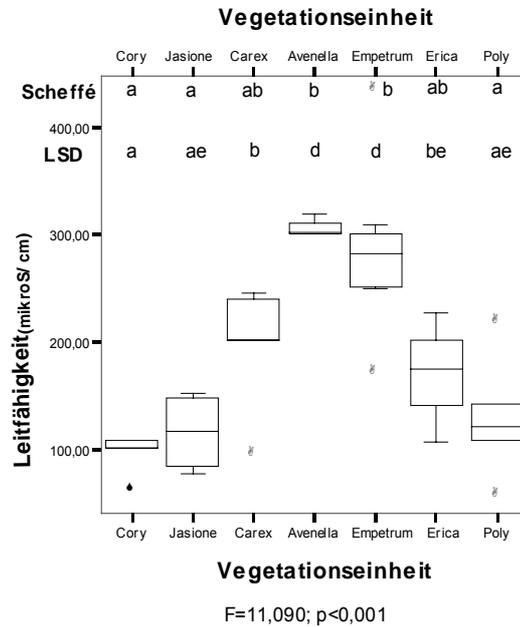
Zwischen den Transekten bestanden keine signifikanten Unterschiede (Einfaktorielle ANOVA  $F=0,064$ ,  $N=15$ ,  $p=0,938$ ; Mittelwerte siehe Tabelle 15).

**Tabelle 15: Mittelwerte der Bodenreaktion für die Transekte**

Parameter	pH		
Transekt	Vitte	Heiderose	Gellen
<b>N</b>	5	5	5

Mittelwert 3,62 3,70 3,60

#### 4.5.4 Leitfähigkeit



Parameter	Leitfähigkeit (µS/cm)							
Vegetationseinheit	Cory	Jasione	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
N	5	4	5	3	8	3	6	34
Mittelwert	96,13	115,84	196,35	306,99	283,68	169,60	127,15	187,88

**Abbildung 33: Boxplot und Mittelwerte der Leitfähigkeit (µS/cm) für die Vegetationseinheiten** (Boxplot mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA und Post hoc SCHEFFÉ und LSD)

Die Leitfähigkeit (EC) liegt hier im korrigierten, umgerechneten Wert des Sättigungsextraktes vor. Hohe und signifikant unterschiedliche Werte sind bei *Avenella*- und *Empetrum*-Einheiten mit ca. 300 µS/cm gegenüber den *Corynephorus*-, *Jasione*- und *Polytrichum*-Gesellschaften mit einer Konduktivität von 100-130 µS/cm (Post hoc SCHEFFÉ) zu verzeichnen. Im Mittelfeld bewegen sich *Erica* und *Carex* bei ca. 170-200 µS/cm (vgl. Abbildung 33).

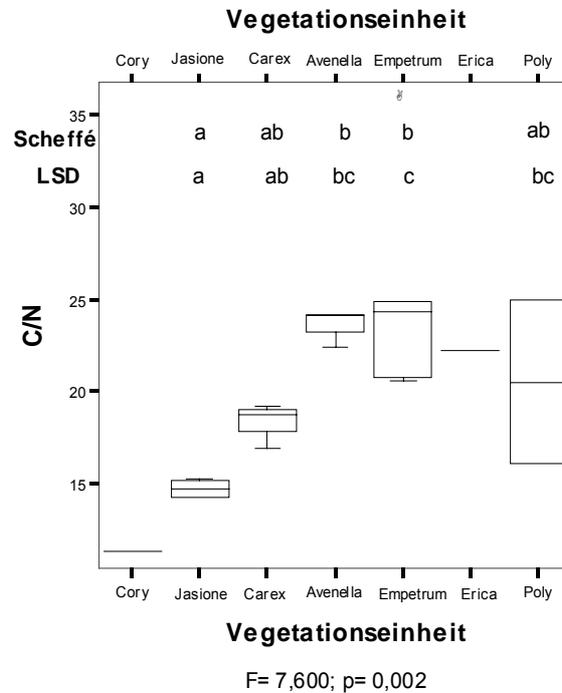
Auch hier gibt es zwischen den Transekten keine signifikanten Unterschiede (Einfaktorielle ANOVA F=0,021; N=15, p=0,979). Die Werte schwanken zwischen ca. 190 und 200 µS/cm (siehe Tabelle 16).

**Tabelle 16: Mittelwerte der Leitfähigkeit (µS/ cm) für die Transekte**

Parameter	Leitfähigkeit (µS/cm)		
Transekt	Vitte	Heiderose	Gellen

<b>N</b>	5	5	5
<b>Mittelwert</b>	197,89	198,02	188,54

#### 4.5.5 C/N-Verhältnis



Parameter	C/N-Verhältnis							
Vegetationseinheit	Cory	Jasione	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>	1	4	3	3	6	1	2	20
<b>Mittelwert</b>	11	15	18	23	25	22	21	21

**Abbildung 34: Boxplot und Mittelwerte der C/N-Verhältnisse für die Vegetationseinheiten** (Boxplot mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA und Post hoc SCHEFFÉ und LSD)

Das C/N-Verhältnis war mit dem verfügbaren Analysegerät für eine begrenzte Anzahl von Bodenproben analysierbar (N=20). Die Ursache dafür waren die im beprobten Boden vorhandenen Stickstoffmengen. Diese befanden sich bei einem Teil der Proben auch bei doppelter Einwaage als herkömmlich im nicht mehr verlässlich nachweisbaren Bereich.<sup>16</sup>

Eine enge Verwandtschaft lässt sich auch hier wiederum zwischen *Avenella* und *Empetrum* erkennen. Mit einem sehr weiten C/N-Verhältnis von 23-25 unterscheiden sich diese beiden Einheiten signifikant von dem engeren Verhältnis der *Jasione*-Gesellschaft mit ca. 15 (Post

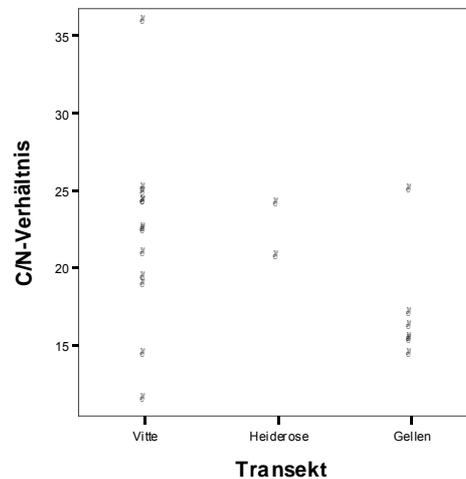
<sup>16</sup> Die benutzte Einwaagemenge von 100 mg pro Probe ist der Grenzwert für die Füllmenge der verwendeten Analyseschiffchen.

hoc SCHEFFÉ, vgl. Abbildung 34). Der *Polytrichum*-Bestand gruppiert sich im Gegensatz zu den Ergebnissen der vorhergegangenen Parameter zu den Heidegesellschaften (LSD Post hoc Test; vgl. Abbildung 34). (*Erica* tendiert ebenfalls zu dieser Gruppe. Die *Corynephorus*-Gesellschaft mit einem engen C/N-Verhältnis von ca. 11 neigt hingegen zu der ähnlich gestellten *Jasione*.) *Carex* ist nur klar getrennt vom *Empetrum* (Post hoc LSD, aber nicht SCHEFFÉ; vgl. Abbildung 34), ansonsten steht es in im Mittelfeld ohne sich deutlich von den restlichen Gesellschaften abzugrenzen.

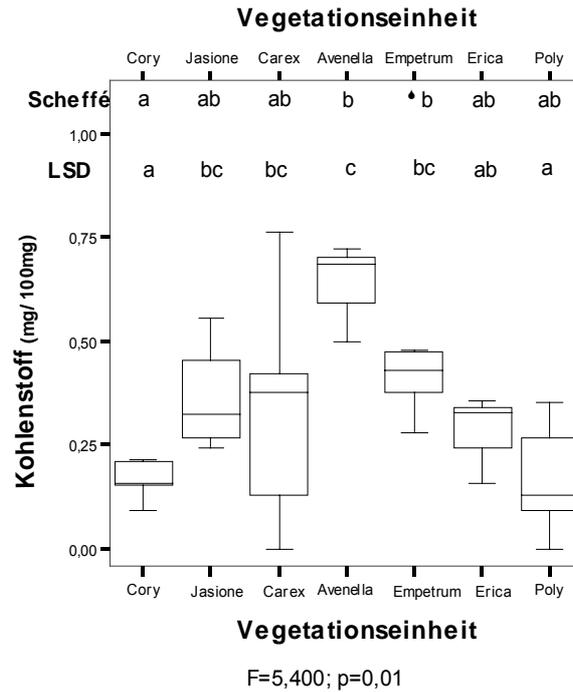
Wegen der geringen Anzahl der Messwerte kann ein Test der schließenden Statistik für die Transekte nicht durchgeführt werden. Es besteht allerdings eine Tendenz, dass das C/N-Verhältnis im zentralen, geologisch älteren Bereich der Insel (Vitte und Heiderose) ca. 1-3 Einheiten weiter, d. h. größer, ist als im entstehungsgeschichtlich jüngeren Süden am Gellen (vgl. Abbildung 35 und Tabelle 17).

**Tabelle 17: Mittelwerte für das C/N-Verhältnis in den drei Transekten**

Parameter	C/N		
Transekt	Vitte	Heiderose	Gellen
<b>N</b>	5	2	3
<b>Mittelwert</b>	20,13	22,28	19,30



**Abbildung 35: Streudiagramm des C/N-Verhältnisses aller in den verschiedenen Transekten analysierten Bodenproben** (Die Datenpunkte überlappen sich zum Teil, deswegen sind teilweise weniger Punkte erkennbar als in der Tabelle angegeben.)



Parameter	Kohlenstoff (mg/100mg Feinerde)							
Vegetationseinheit	Cory	Jasione	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>	5	4	5	3	8	3	6	34
<b>Mittelwert</b>	0,17	0,36	0,34	0,64	0,49	0,28	0,16	0,34

**Abbildung 36: Boxplot und Mittelwerte der Gesamtkohlenstoffmenge (mg/100 mg) für die Vegetationseinheiten** (Boxplot mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA und der Post hoc LSD- und SCHEFFÉ-Tests)

Der Kohlenstoffgehalt in *Avenella*- und *Empetrum*-Gesellschaften ist dreimal so hoch wie in Corynepforeten (Post hoc SCHEFFÉ). *Jasione*-, *Carex*- und *Erica*-Bestände liegen mit ca. 0,3 mg/100 mg im Mittelfeld (vgl. Abbildung 36).

Zur besseren Vergleichbarkeit mit Angaben aus der Literatur wurde zusätzlich aus der Gesamtkohlenstoffmenge die organische Substanz nach FIEDLER & REISSIG (1964) berechnet (siehe Tabelle 18).<sup>17</sup>

<sup>17</sup> Nach LESER (1977: S. 283) und ISERMANN (1997: S. 155) kann mit einem Umrechnungsfaktor von 1,72 von dem Gesamtkohlenstoffgehalt (%) auf die Menge der organischen Substanz (%) im Boden geschlossen werden.

**Tabelle 18: Mittelwerte der Organischen Substanz (mg/ 100 mg Feinerde) für die Vegetationseinheiten**  
(Berechnung aus dem Gesamtkohlenstoffgehalt nach (FIEDLER & REISSIG, 1964: S. 9)

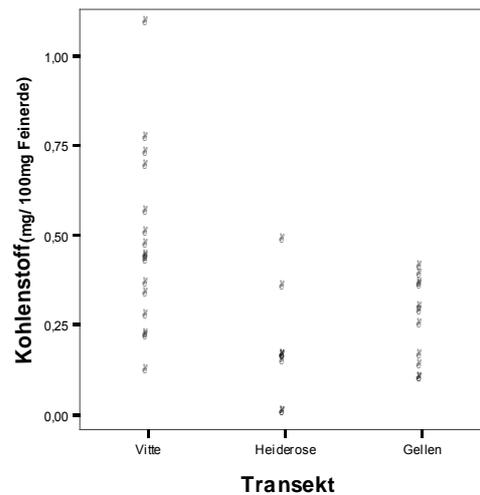
Parameter	Organische Substanz (mg/100 mg Feinerde)								
	Vegetationseinheit	Cory	Jasione	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>		5	4	5	3	8	3	6	34
<b>Mittelwert</b>		0,29	0,62	0,59	1,10	0,84	0,48	0,28	0,59

Die Nullhypothese in Bezug zu Unterschieden zwischen den drei Transekten muss ebenfalls für den analysierten Kohlenstoff angenommen werden. Die drei Transekte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (Einfaktorielle ANOVA  $F=1,0$ ;  $N=15$ ;  $p=0,394$ ; siehe Tabelle 19).

**Tabelle 19: Mittelwerte der Gesamtkohlenstoffmenge (mg/ 100 mg) für die Transekte**

Parameter	Kohlenstoff mg/100mg			
	Transekt	Vitte	Heiderose	Gellen
<b>N</b>		5	5	5
<b>Mittelwert</b>		0,35	0,22	0,30

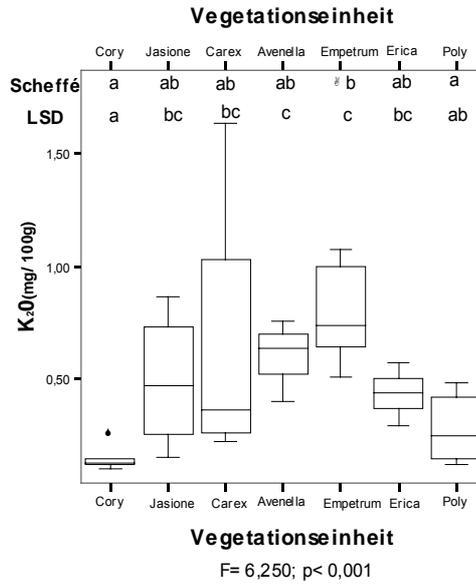
Eine Tendenz zu etwas höheren Gesamtkohlenstoffmengen in Vitte verglichen mit der Heiderose und dem Gellen ist deutlich (siehe Abbildung 37). Die fehlende Signifikanz ist vermutlich durch eine zu kleine Datenmenge in Kombination mit hoher Streuung der Einzelwerte bedingt.



**Abbildung 37: Streudiagramm für Gesamtkohlenstoffgehalte (mg/ 100mg Feinerde) für die drei Transekte**

Der Stickstoffgehalt in den Proben unterscheidet sich nicht signifikant zwischen den Vegetationseinheiten (Einfaktorielle ANOVA  $F=0,9$ ;  $N=20$ ;  $p=0,526$ ) beziehungsweise Transekten (Einfaktorielle ANOVA  $F= 0,258$ ;  $N= 10$ ;  $p=0,779$ ). Die Stickstoffmenge liegt um  $0,02 \text{ mg N}/100 \text{ mg Feinerde}$  (Boxplot und deskriptive Statistiken vgl. Anhang). Wie beim C/N-Verhältnis kann aus gleichen Gründen ebenfalls für den Gesamstickstoffgehalt eine statistische Analyse bezüglich des Transekts nicht sinnvoll durchgeführt werden.

4.5.6 Kalium



Parameter	Kalium (K <sub>2</sub> O mg/100 g Feinerde)							
Vegetationseinheit	Cory	Festuco	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
N	5	4	4	3	8	3	6	33
Mittelwert	0,15	0,49	0,64	0,60	0,88	0,43	0,27	0,52

Abbildung 38: Boxplot und Mittelwerte des pflanzenverfügbaren Kaliums (K<sub>2</sub>O mg/100 g Feinerde) für die Vegetationseinheiten (Boxplot mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA mit Post hoc-Test LSD und SCHEFFÉ)

Die Kaliumgehalte sind in den Böden unter den *Empetrum*-Flächen drei bis sechsfach so hoch wie in *Corynephorus*- und *Polytrichum*-Gesellschaften (Post hoc SCHEFFÉ). Die Werte um 40-60 mg K<sub>2</sub>O/100 g Feinerde von *Jasione*-, *Carex*-, *Avenella*- oder auch *Erica*-Beständen liegen hier im Mittelfeld (vgl. Abbildung 38).

Die Menge an K<sub>2</sub>O beträgt in allen drei Transekten ca. 0,5 mg/100 g Feinerde. Es liegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Transekten vor (Einfaktorielle ANOVA F=0,18; N=15; p=0,842; siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: Mittelwerte des pflanzenverfügbaren Kaliums (K<sub>2</sub>O mg/100 g Feinerde) für die Transekte

Parameter	K <sub>2</sub> O (mg/100 g Feinerde)		
Transekt	Vitte	Heiderose	Gellen
N	5	4	5
Mittelwert	0,55	0,48	0,46

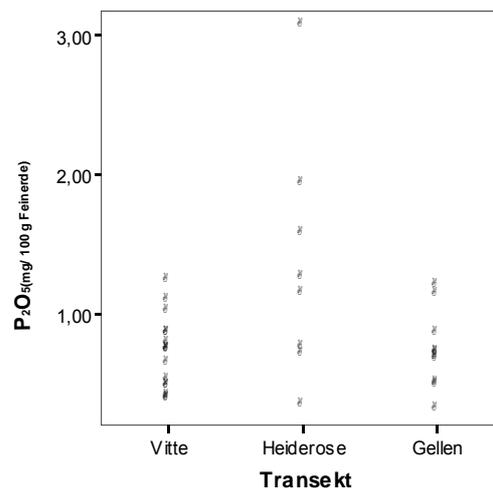
### 4.5.7 Phosphor

Die Gehalte von pflanzenverfügbarem Phosphor ( $P_2O_5$ ) in den Böden sind weder zwischen den Vegetationseinheiten (Einfaktorielle ANOVA  $F=0,7$ ;  $N=34$ ;  $p=0,652$ ; Alle Ergebnisse der Statistiken vgl. Anhang) noch zwischen den Transekten (Einfaktorielle ANOVA  $F=0,85$ ;  $N=15$ ;  $p=0,453$ ; Mittelwerte vgl. Tabelle 21) signifikant unterschiedlich. Die Werte für die Vegetationseinheiten liegen bei 0,55-1,09  $P_2O_5$  mg/100 g Feinernde (vgl. Anhang), für die Transekte liegen sie im Mittel bei 1,04  $P_2O_5$  mg/100 g Feinernde (vgl. Tabelle 21).

**Tabelle 21: Mittelwerte pflanzenverfügbaren Phosphors (mg  $P_2O_5$ / 100 g Feinernde) für die Transekte**

Parameter	$P_2O_5$ (mg/100 g Feinernde)		
<b>Transekt</b>	Vitte	Heiderose	Gellen
<b>N</b>	5	5	5
<b>Mittelwert</b>	0,82	1,45	0,85

Die Streuung der Werte ist im Transekt westlich der Heiderose viel größer als in Vitte oder am Gellen (siehe Abbildung 39).



**Abbildung 39: Streuung des pflanzenverfügbaren Phosphors (mg  $P_2O_5$ / 100 g Feinernde) für die Transekte**

## 4.6 Bodenprofile

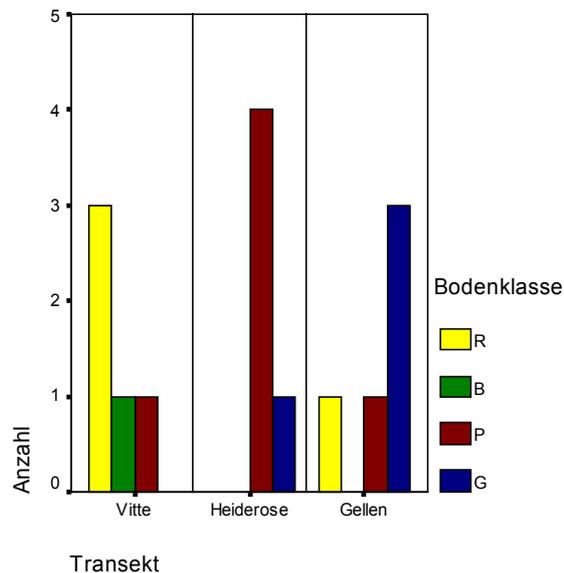
### 4.6.1 Bodentypen

Die Verteilung der Bodenklassen<sup>18</sup> über die einzelnen Transekte unterscheidet sich signifikant voneinander ( $\chi^2=12,0$  nach PEARSON;  $N=15$ ;  $p=0,045$  MONTE-CARLO zweiseitig; siehe Abbildung 40 und Abbildung 41). Somit ist das Vorkommen unterschiedlicher Bodenklassen abhängig von dem Transekt, d. h. der Lage auf der Insel Hiddensee.

Braunerden (Bodenklasse B) wurden nur im zentralen Bereich der Insel, südlich von Vitte, gefunden. Auffällig ist der hohe Anteil von Podsolen (Bodenklasse P) im Transekt Heiderose und der hohe Anteil von Gleyen (Bodenklasse G) am Gellen. Gemeinsam sind dem Transekt Vitte und Gellen das Vorkommen von Regosolen (Bodenklasse R).

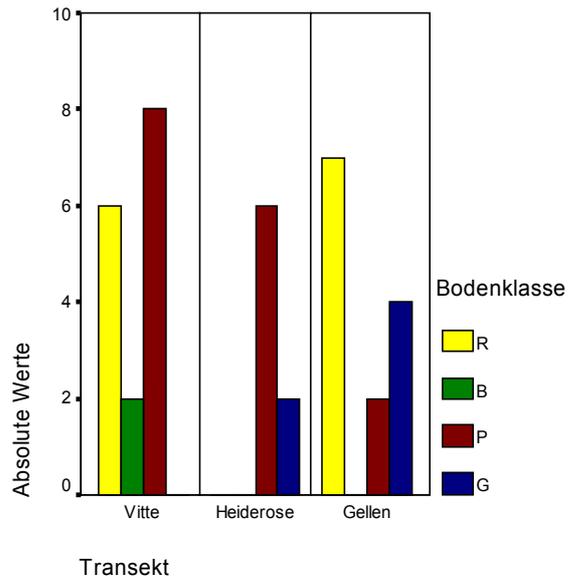
Wird die Verteilung der Bodenklasse für alle Aufnahmen betrachtet (vgl. Abbildung 41 und Abbildung 40), so wird das eben skizzierte Bild deutlicher.

Der Anteil begrabener Profile ist im Vergleich der Transekte am Gellen mit 38 % am höchsten, gefolgt von Vitte mit 25 % und 0 % im Gebiet westlich der Heiderose (siehe Tabelle der Bodenprofile im Anhang).



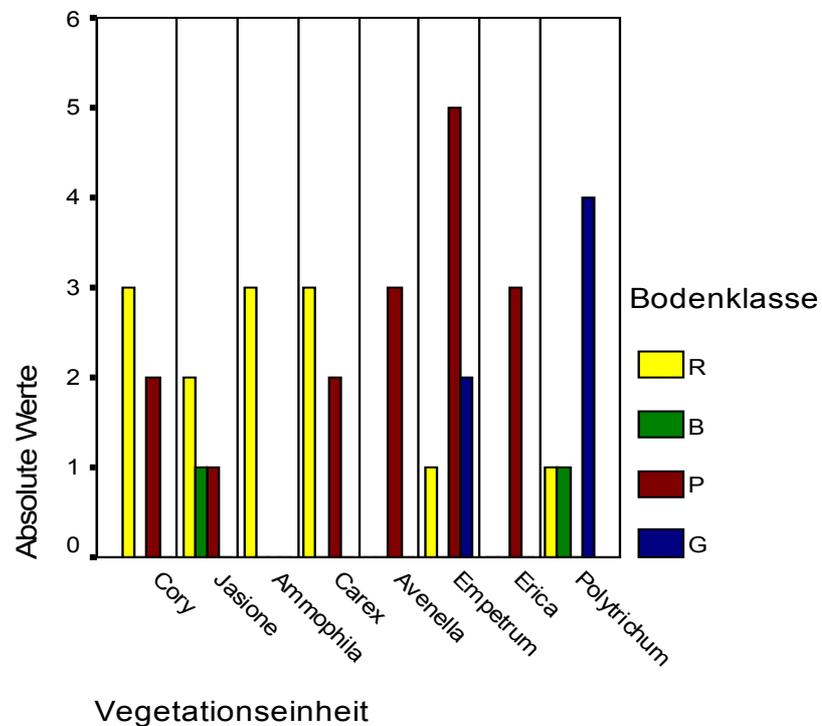
**Abbildung 40: Bodenklassen vergleichbarer Vegetationseinheiten** ( $N=15$  mit Proben PV 8 und V 7 im Vitte Transekt (alle Probebezeichnungen und deren Ergebnisse im Anhang); R = Regosol, B = Braunerde, P = Podsol, G = Gley)

<sup>18</sup> Die im Feld erfassten Bodentypen wurden zu Klassen zusammengefasst, mit denen nun die Auswertungen vorgenommen werden (vgl. 3.6.3).



**Abbildung 41: Bodenklassen aller Aufnahmen nach Transekten** (N = 34; R = Regosol, B = Braunerde, P = Podsol, G = Gley)

Die Bodenklassen verteilen sich in unterschiedlichen Anteilen über die Vegetationseinheiten (Chi<sup>2</sup>= 30,98; N=34; p=0,022 Exakte Signifikanz zweiseitig; siehe Abbildung 42).



**Abbildung 42: Verteilung der Bodenklassen auf die Vegetationseinheiten** (N = 34; R = Regosol, B = Braunerde, P = Podsol, G = Gley)

Regosole kommen vor allem unter *Corynephorus*, *Jasione* und *Carex* Beständen vor, Podsole vor allem unter *Avenella*, *Empetrum* und *Erica*. Auf Gley-Standorten wächst vornehmlich die *Polytrichum* Gesellschaft.

Podsole sind die am häufigsten vorkommenden Böden. Alle Vegetationseinheiten – bis auf das *Polytrichum* – wachsen neben ihrem sonstigen Verbreitungsschwerpunkt ebenfalls auf diesem Boden.

#### 4.6.2 Humusauflage

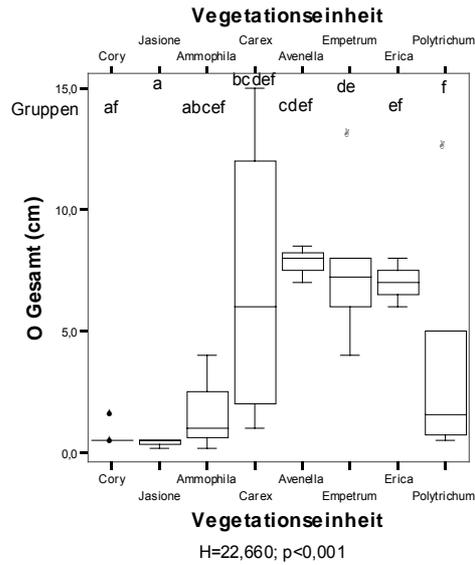
Die Höhe der Humusauflage wurde sowohl nach den einzelnen Horizonten getrennt als auch auf Abhängigkeit in Gesamtdicke zu den einzelnen Vegetationseinheiten überprüft.

Ein H-Test nach KRUSKAL-WALLIS ergab signifikante Unterschiede zwischen der Gesamtdicke der Humusauflage (O gesamt), der Schichtdicke der Streuauflage (Ol), des Fermentationshorizontes (Of) und den einzelnen Pflanzengesellschaften (siehe Abbildung 43, Abbildung 45, Abbildung 46, Abbildung 47). Die Höhe des organischen Horizontes mit mehr als 70 Vol. % Feinsubstanz (Oh) unterscheidet sich nicht signifikant zwischen den einzelnen Gesellschaften.

Eine große Mächtigkeit der Gesamthumusauflage besitzen die *Avenella*-, *Empetrum*- und *Erica*-Flächen mit Mittelwerten um 7,5 cm.

Geringe Auflagen kommen sowohl in den trockenen Silbergras (*Cory*), den Graudünen (*Jasione*) und den Weißdünen (*Ammophila*) mit Mittelwerten von 0,5-1,7 cm als auch in den nassen Senken (*Polytrichum*) mit einer im Mittel 3,6 cm starken Auflage vor.

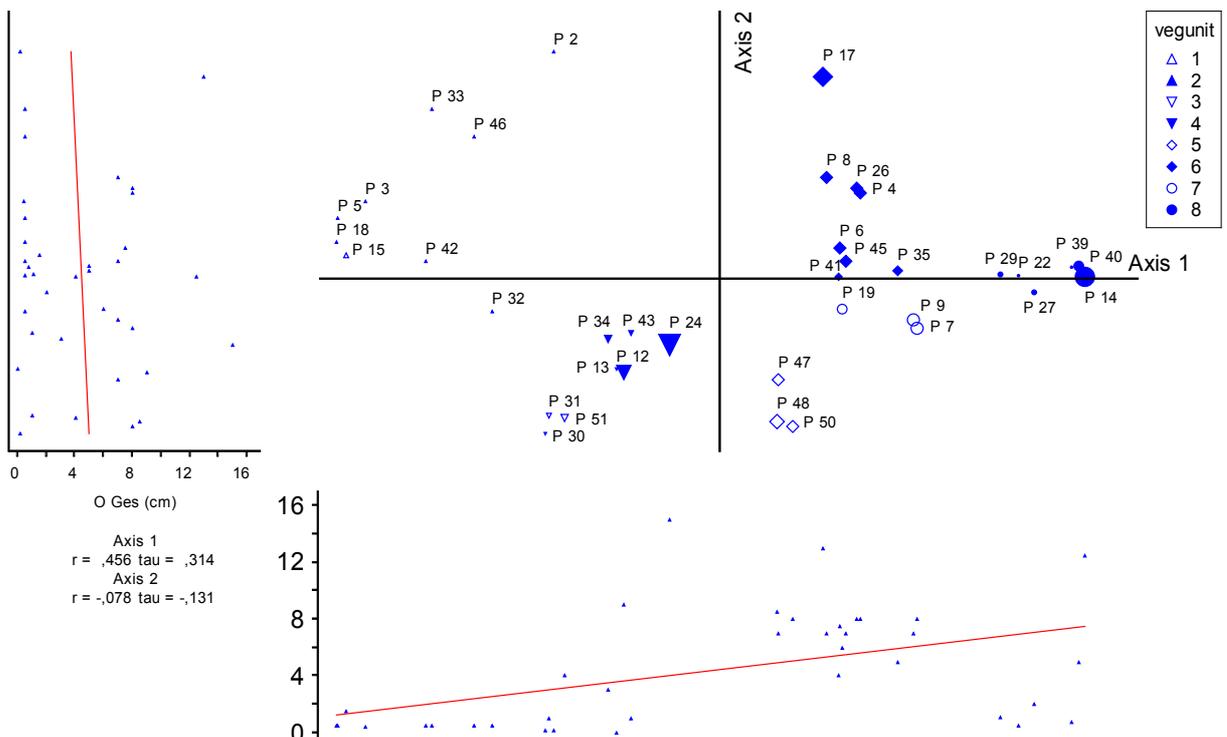
Die *Carex*-Bestände weisen eine große Amplitude in den Humusmächtigkeiten auf. Betrachtet man nur den Mittelwert, zählen sie mit 7,0 cm eher zu den Gesellschaften mit einer dickeren Auflage. Diese Zusammenhänge sind auch sehr gut in der DCA in Abbildung 44 mit den skalierten Aufnahmepunkten zu sehen.



Parameter O Gesamt (cm)

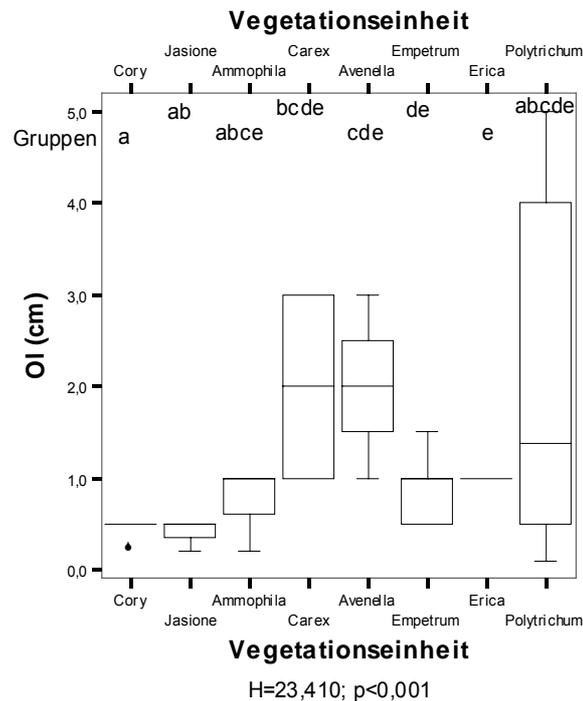
Vegetationseinheit	Cory	Jasionne	Ammophila	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
N	5	4	3	4	3	8	3	6	36
Mittelwert	0,7	0,4	1,7	7,0	7,8	7,4	7,0	3,6	4,6

**Abbildung 43: Boxplot und Tabelle der Mittelwerte der Gesamtdicke der organischen Auflage** (Oges in cm) für die Vegetationseinheiten (Boxplot mit Ergebnissen des KRUSKAL-WALLIS H-Tests unterhalb der Grafik und der Ergebnisse der 2-fach Vergleiche des MANN-WHITNEY U-Tests als Gruppen (Buchstabenkombinationen) innerhalb der Grafik; alle Ergebnisse des U-Tests im Anhang)



**Abbildung 44: DCA mit Overlay der zweiten Matrix für den Faktor Gesamtdicke der Humusauflage (Oges)** (Legende Vegunit: 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum*; Erläuterung zur Art der Abbildung in 3.9; mit Angabe der Korrelationskoeffizienten r und tau für O ges (cm) der Achsen 1 und 2)

Eine dicke Streuauflage ( $\pm 2$  cm) kommt unter *Avenella*, *Carex* und *Polytrichum* Beständen vor, sehr geringe nur unter *Corynephorus* und *Jasione* (Mittelwerte um 0,5 cm). In der Mitte liegen *Empetrum* und *Erica* mit einer durchschnittlichen Auflage von ca. 1 cm (siehe Abbildung 45).

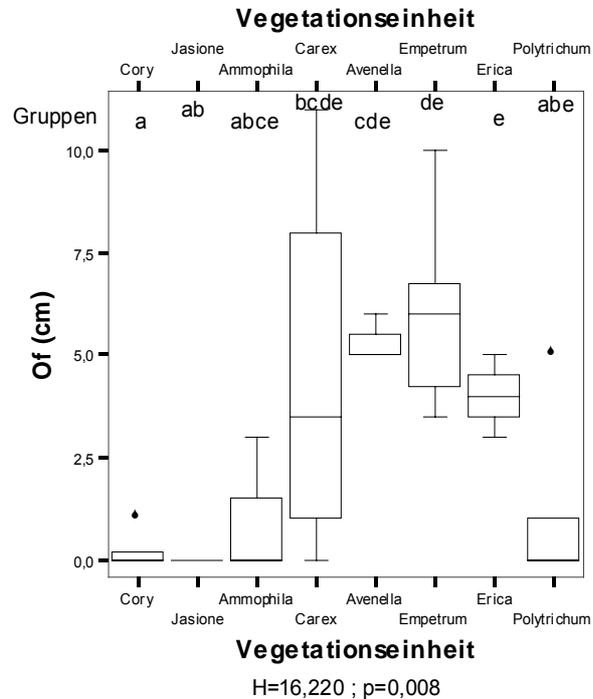


Parameter	OI (cm)								
Vegetationseinheit	Cory	Jasione	Ammophila	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>	5	4	3	4	3	8	3	6	36
<b>Mittelwert</b>	0,4	0,4	0,7	2,0	2,0	0,9	1,0	2,1	1,2

**Abbildung 45: Boxplot und Mittelwerte der Streuauflage (OI in cm) für die Vegetationseinheiten** (Boxplot mit Ergebnissen des KRUSKAL-WALLIS H-Tests und der 2-fach Vergleiche des MANN-WHITNEY U-Tests; Alle Ergebnisse des U-Tests im Anhang)

Ein ähnliches Bild wie das der Gesamthumusauflage zeichnet sich bei der durchschnittlichen Dicke des Fermentationshorizontes ab. Es existieren relativ niedrige Werte sowohl bei den trockeneren Standorten wie *Corynephorus*-, *Jasione*- und *Ammophila*-Gesellschaften als auch

in den nassen Senken (*Polytrichum*) mit Auflagen von 0-1 cm (siehe Abbildung 46). *Avenella*, *Empetrum* und *Erica* besitzen eine 4-6-fach dickere Auflage. Die Dicke des Of unter *Carex*-Dominanzbeständen ist wiederum sehr unterschiedlich.



Parameter	Of (cm)								
Vegetationseinheit	Cory	Jasione	Ammophila	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>	5	4	3	4	3	8	3	6	36
<b>Mittelwert</b>	0,2	0,0	1,0	4,5	5,3	5,9	4,0	1,0	2,9

**Abbildung 46: Boxplot und Tabelle der Mittelwerte des Fermentationshorizonts (Of in cm) für die Vegetationseinheiten** (Ergebnisse des KRUSKAL-WALLIS H-Tests und der 2-fach Vergleiche des MANN-WHITNEY U-Tests; Alle Ergebnisse des U-Tests im Anhang)

Hinsichtlich der Dicke des Oh ergeben sich keine signifikanten Unterschiede bezüglich der einzelnen Vegetationseinheiten (siehe Abbildung 47).

Zwischen den einzelnen Transekten ergeben sich weder signifikante Unterschiede in der Gesamtdicke noch in der Dicke der einzelnen Horizonte (siehe Tabelle 22 und Tabelle 23).

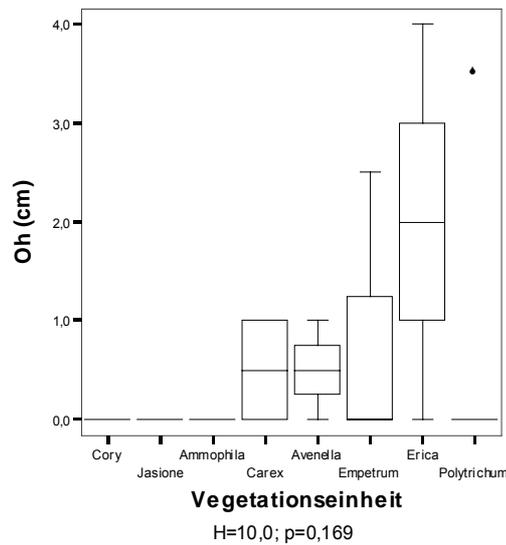
**Tabelle 22: Ergebnisse der Transektvergleiche – Mächtigkeit der Humusaufgabe (cm) (N=15)**

	Ol (cm)	Of (cm)	Oh (cm)	O Gesamt (cm)
<b>Chi-Quadrat</b>	1,159	1,742	1,052	1,300
<b>df</b>	2	2	2	2

<b>Asymptotische Signifikanz</b>	0,560	0,418	0,591	0,522
<b>Exakte Signifikanz</b>	0,599	0,443	0,600	0,549

Tabelle 23: Mittelwerte der Mächtigkeit der Humusauflagen (cm) nach Transekten (N=15)

	Vitte	Heiderose	Gellen
<b>N</b>	5	5	5
<b>OI (cm)</b>	1,1	1,5	1,5
<b>Of (cm)</b>	3,1	5,6	1,9
<b>Oh (cm)</b>	0,7	0,6	0,1
<b>O ges (cm)</b>	4,9	7,7	3,5



Parameter	Oh (cm)								
Vegetations-einheit	Cory	Jasione	Ammophila	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Poly	Gesamt
<b>N</b>	5	4	3	4	3	8	3	6	36
<b>Mittelwert</b>	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,6	2,0	0,5	0,5

Abbildung 47: Boxplot und Tabelle der Mittelwerte des Oh-Horizonts (cm) für die Vegetationseinheiten (Boxplot mit Ergebnissen des KRUSKAL-WALLIS H-Tests; Alle Ergebnisse des U-Tests im Anhang)

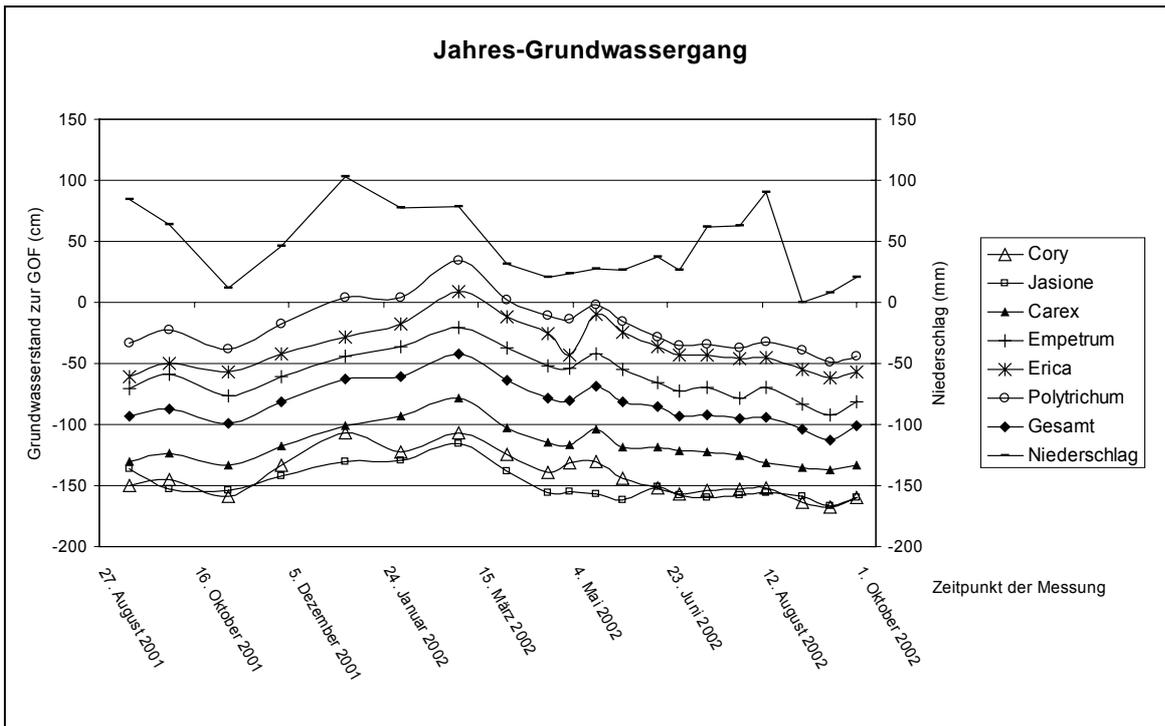
Aufgrund der geringen Stichprobenzahl und einer hohen Streuung der einzelnen Messwerte sind die Unterschiede nicht signifikant. Eine Tendenz zu dickeren Auflagen im zentralen Teil der Insel und geringeren am Gellen ist jedoch zu erkennen (Boxplots siehe Anhang).

## 4.7 Grundwasser

Der Grundwasserstand unter den einzelnen Pflanzengesellschaften unterscheidet sich signifikant voneinander (Ergebnisse der Einfaktoriellen ANOVA siehe Anhang; Signifikanzniveau für alle Mittelwertvergleiche  $p < 0,001$ ). Die homogenen Untergruppen sind je nach Zeitpunkt der Messung unterschiedlich klar gruppiert. Es ergibt sich im Allgemeinen eine Trennung in die eher grundwassernahen Standorte mit *Empetrum*, *Erica* und *Polytrichum* Beständen und die grundwasserfernen Flächen mit Silbergrasfluren, der *Jasione* und *Carex* Vegetationseinheit (Ergebnisse der aufgegliederten Post hoc-Tests im Anhang). Das *Polytrichetum* ist durch einen zeitweiligen Wasserstand über Flur gekennzeichnet, gefolgt von *Erica*, *Empetrum* und *Carex*, bis hin zu den sehr grundwasserfernen Standorten der Silbergrasfluren (Siehe auch zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse in Tabelle 25.). Die Jahresamplitude der einzelnen Vegetationsaufnahmen beziehungsweise Gesellschaften und ihre Mediane sind aus Abbildung 50 ersichtlich.

Die Grundwasserganglinie (Mittelwerte) der acht Vegetationseinheiten für den Zeitraum der Untersuchungen (Mitte September 2001 bis Anfang Oktober 2002) ist in Abbildung 48 dargestellt. Die Auffüllungsphase (von Dezember bis Mai) und die Zehrungsphase (von Juni bis November) sind gut zu erkennen. Der Höchststand des Grundwassers ist Anfang März erreicht und ein weiteres etwas kleineres Maximum Mitte Mai zu erkennen. Der niedrigste Stand ist Anfang September 2002 und ein weiterer Anfang November 2001.

Die Jahresverläufe im Bereich der Silbergrasfluren (*Corynephorus*) und den Graudünen (*Jasione*) schwanken stark und überlappen sich zeitweise.



**Abbildung 48: Grundwasserganglinien von sechs Vegetationseinheiten im Untersuchungszeitraum Mitte September 2001 bis Anfang Oktober 2002** (Die Messwerte für Anfang Dezember 2001 sind Mittelwerte der beiden Nachbarwerte, keine gemessener Datenpunkte. Für *Avenella* und *Ammophila* gibt es gar keine oder nur sehr geringe Datenmengen.)

Eine signifikante Abhängigkeit - dargestellt durch eine Regressionsgerade - zwischen der Grundwasserganglinie und der gefallenen Niederschlagsmenge ergibt sich nur für die Silbergrasfluren (*Cory*) und die Graudünen (*Jasione*) (siehe Tabelle 24). In Abbildung 49 ist eine positive Korrelation zwischen Niederschlagsmenge und Grundwasserständen im Jahresverlauf zu erkennen.

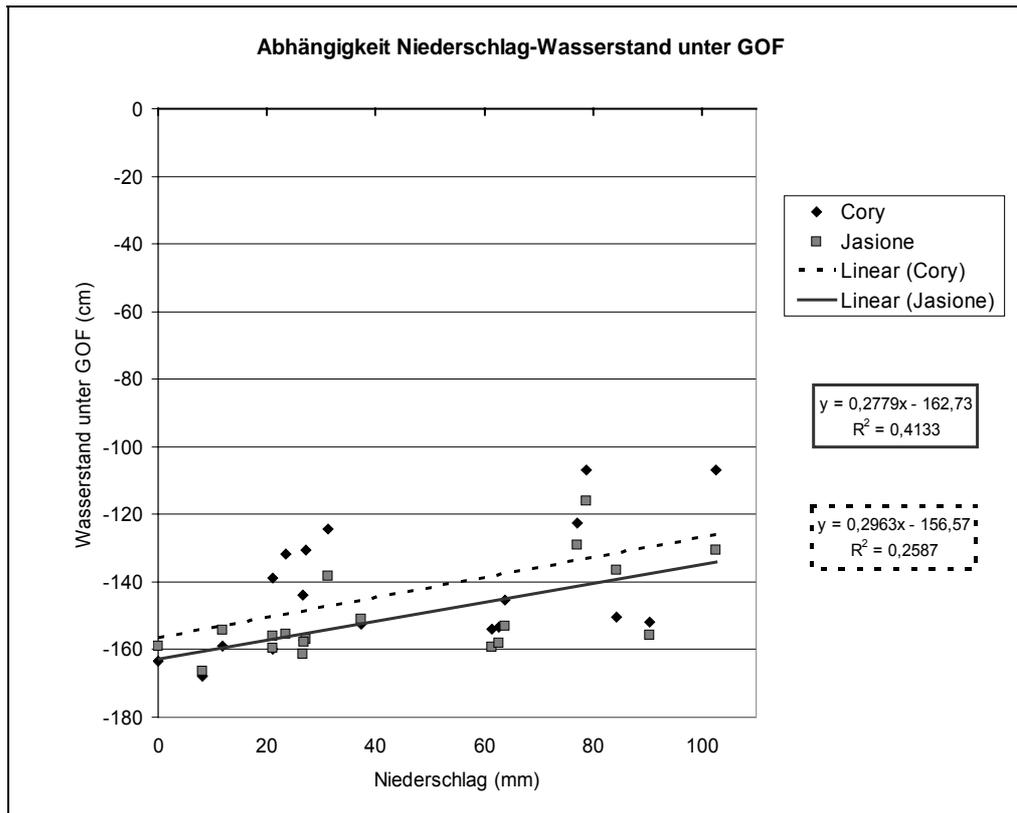
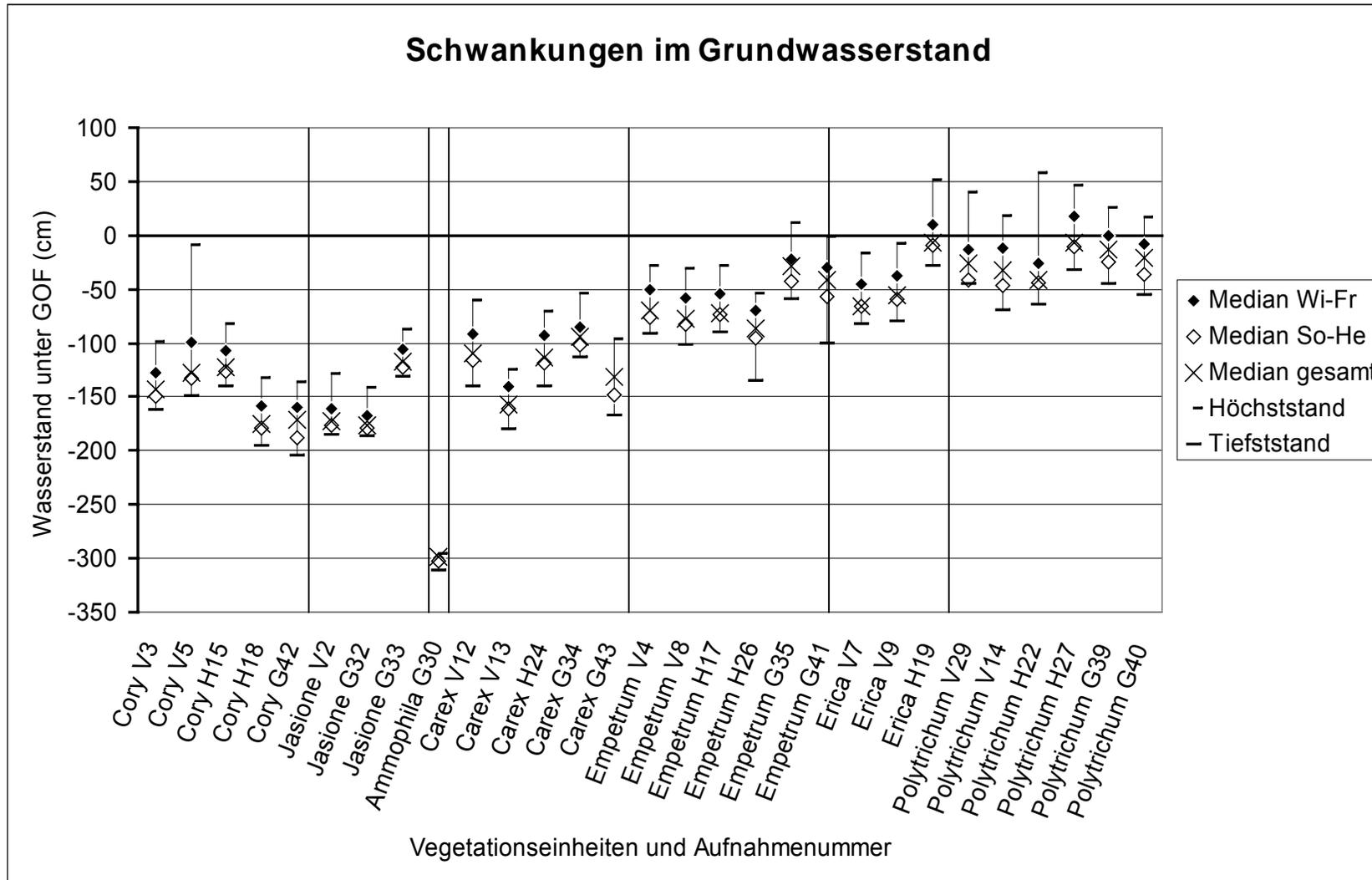


Abbildung 49: Regressionsgeraden für den Grundwasserstand unter den Silbergrasfluren (*Cory*) und Graudünen (*Jasione*) gegen den Niederschlag (Mit Regressionsgeraden und Bestimmtheitsmaß)

Tabelle 24: Testergebnisse für die Regression Vegetationseinheit – Niederschlag (Testergebnisse für die Regression nach PEARSON und zugehöriger Varianzanalyse (ANOVA))

Vegetationseinheit		Cory	Jasione	Carex	Empetrum	Erica	Polytrichum	Gesamt
<b>Korrelation PEARSON R</b>	nach	0,509	0,643	0,409	0,389	0,238	0,393	0,445
<b>Signifikanz (einseitig)</b>		0,013	0,001	0,041	0,050	0,163	0,048	0,028
<b>N</b>		19	19	19	19	19	19	19
<b>ANOVA (Modell 1) F-Wert</b>		5,932	11,974	3,421	3,040	1,020	3,111	4,209
<b>Signifikanz</b>		0,026	0,003	0,082	0,099	0,327	0,096	0,056



**Abbildung 50: Schwankungen der Grundwasserstände unter den einzelnen Vegetationseinheiten** (Grob geordnet nach der Anordnung in der DCA aller Vegetationseinheiten (vgl. Abbildung 10) beziehungsweise von grundwasserfern nach grundwassernah, innerhalb der Vegetationseinheiten nach Transekten; Wi-Fr=Winter-Frühjahr, So-He=Sommer-Herbst)

**Tabelle 25: Wasserstufe, Mittelwerte und Mediane des Gesamtjahres für die einzelnen Vegetationseinheiten** (Wasserstufe nach KOSKA in SUCCOW & JOOSTEN, 2001: Tab. 3-30, Abb. 3-12 und die trockeneren nach Tab. 3-29, Tab. 3-34)

	<b>Corynephorus</b>	<b>Jasione</b>	<b>Ammophila</b>	<b>Carex</b>	<b>Empetrum</b>	<b>Erica</b>	<b>Poly</b>
<b>Wasserstufe</b>	5- dürr	5- dürr	5- dürr	2- mäßig trocken	2+ mäßig feucht	3+ feucht	4+ halbnass
<b>Wasserstufenausbildung</b>	Grundwasserbeeinflusst	Grundwasserbeeinflusst	Schwach Grundwasserbeeinflusst	Grund- und Stauwasser nah	2+/- gleichmäßig feucht	3+/2+ mäßig wechsel-feucht	4+/3+ mäßig wechsel-feucht
<b>Mittelwert (cm unter Flur)</b>	-143,0	-149,5	-301,0	-117,9	-61,6	-38,5	-20,5
<b>Median (cm unter Flur)</b>	-143	-161	-296	-115	-63	-44	-21

Die Grundwasserstände in den drei untersuchten Gebieten ergaben keine signifikanten Unterschiede für die untersuchten Monate (siehe Anhang). Die Betrachtung der Streudiagramme lässt ebenfalls keine Tendenz erkennen.

## 4.8 Salz - in der Luft und im Grundwasser

### 4.8.1 Leitfähigkeit des Grundwassers

Die Leitfähigkeit des Grundwassers unterscheidet sich für alle drei Messungen signifikant zwischen den drei Gebieten ( $p \leq 0,05$ ; siehe Tabelle 26). Alle drei Gebiete sind aber nur in der Messung Ende Juni signifikant voneinander verschieden (siehe Tabelle 28 und Tabelle 22). Am Gellen liegen die Werte im Vergleich zur Heiderose 2 ½-fach höher und 1 ½-fach im Vergleich zu Vitte. Für die Messungen Mitte Juli und Mitte August sind nur die Leitfähigkeiten im Gebiet westlich der Heiderose und die Fläche am Gellen unterschiedlich (siehe Tabelle 28).

**Tabelle 26: Leitfähigkeit des Grundwassers für die einzelnen Transekte – Ergebnisse des KRUSKAL-WALLIS-Tests**

	Ende Juni	Mitte Juli	Mitte August
Chi-Quadrat	11,892	6,241	8,761
df	2	2	2
N	25	25	26
Asymptotische Signifikanz	0,003	0,044	0,013

**Tabelle 27: Mittelwerte und Stichprobengröße der Leitfähigkeit ( $\mu\text{S/cm}$ ) für die Messung Ende Juni**

**Ende Juni Leitfähigkeit ( $\mu\text{S/cm}$ )**

	Vitte	Heiderose	Gellen
<b>N</b>	10	8	7
<b>Mittelwert</b>	88	55	137

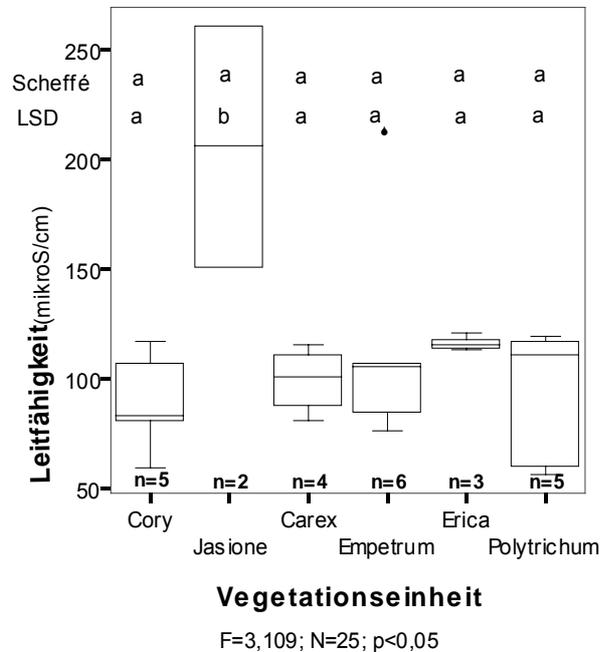
**Tabelle 28: Leitfähigkeit des Grundwassers – Ergebnisse der MANN-WHITNEY U-Tests**

	Vitte - Heiderose	Vitte - Gellen	Heiderose – Gellen
<b>Ende Juni</b>			
MANN-WHITNEY U	13,00	14,00	3,00
N	18	17	15
Exakt 2-seitig	*	*	**
<b>Mitte Juli</b>			
MANN-WHITNEY U	21,00	21,50	10,00
N	17	17	16
Exakt 2-seitig	ns	ns	*
<b>Mitte August</b>			
MANN-WHITNEY U	22,00	17,00	6,00
N	19	18	15
Exakt 2-seitig	ns	ns	**

ns = nicht signifikant  $p > 0,05$ ; \* =  $p \leq 0,05$ ; \*\* =  $p \leq 0,01$

Die Leitfähigkeit des Grundwassers (unter Pflanzengesellschaften) unterscheidet sich zwischen den Vegetationseinheiten nur in den Messungen Ende Juni und Mitte Juni 2002 ( $p < 0,05$ ), nicht aber für die dritte Messung im August 2002 (Ausführliche Testergebnisse und

Boxplots für Juli und August 2002 im Anhang). Nur die Graudünen heben sich in der Höhe der Leitfähigkeit von den anderen Vegetationseinheiten ab (vgl. Abbildung 51, Boxplots für Juli und August 2002 im Anhang).



**Abbildung 51: Leitfähigkeit des Grundwassers unter den Vegetationseinheiten Mitte Juli 2002** (Mit Ergebnissen der Einfaktoriellen ANOVA und Post hoc-Tests; Deskriptive Statistik im Anhang)

#### 4.8.2 Eintrag über die Luft

Die Ergebnisse der Auswertungen zum Salzeintrag über die Luft sind gegliedert in

1. einen beschreibenden Vergleich der drei Transekte unter anderem im Jahresverlauf (absolut),
2. einen Vergleich der Fallen untereinander als Mittel aller 12 Fallen (absolut und relativ und
3. einen Vergleich der drei Transekte nur für den inneren Dünenbereich (absolut und relativ).

Die Salzeinträge wurden einerseits *relativ* miteinander verglichen, d. h. der Eintrag der zweiten, dritten und vierten Salzfall (24, 90 beziehungsweise 140 m von der Kliffkante entfernt) wurde als Prozentwert der ersten Falle (Kliffkante) ausgedrückt. Andererseits

wurden auch die *absoluten* Einträge (pro Liter) gegenüber gestellt, d. h. die gemessene Leitfähigkeit wurde mit der aufgefangenen Menge Wasser im Kanister verrechnet.<sup>19</sup>

Die Leitfähigkeit des in den Salzfallen aufgefangenen Wassers (als Mischung aus Gischt und Regenwasser) zeigt eine starke Abhängigkeit vom Jahresverlauf (vgl. Abbildung 52, Abbildung 53, Abbildung 54). Im Herbst- und Winterhalbjahr sind die eingetragenen Mengen Salz 2-3mal höher als im Frühjahr und Sommer.

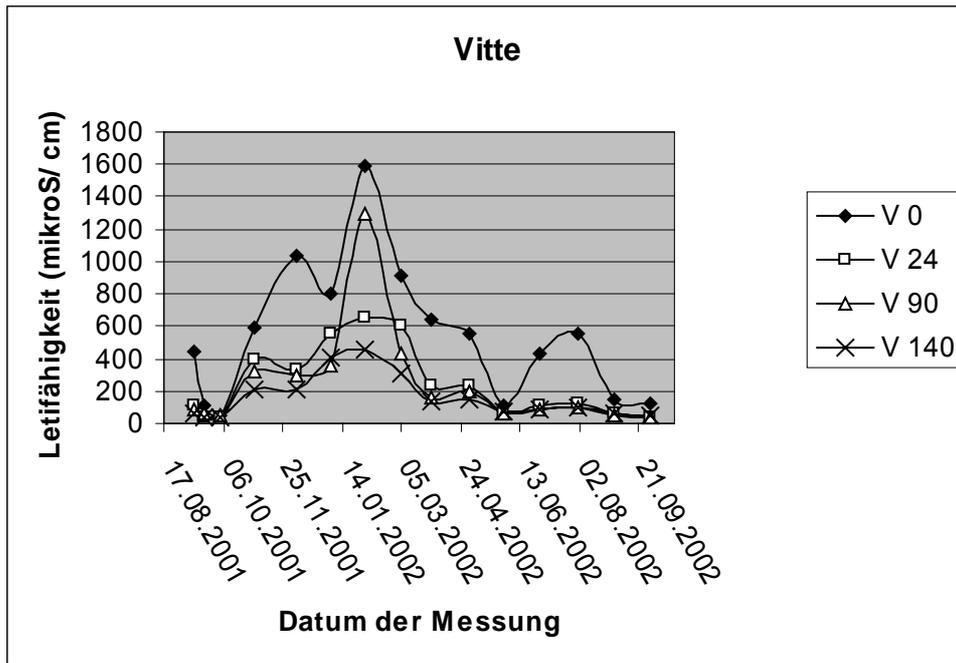
Bemerkenswert sind die starken Unterschiede im Landeinwärts-Transport von Salzpartikeln (Anionen und Kationen des Meerwassers) zwischen den drei Gebieten. Am Gellen weisen die Werte der zweiten, dritten und vierten Falle ebenfalls einen starken Jahresgang korrelierend mit der ersten Salzfall auf. Die Korrelation zwischen den eingetragenen Salzmengen in den unterschiedlichen Salzfallen ist weniger stark ausgeprägt in Vitte (1. Transekt) und so gut wie gar nicht bei der Heiderose (2. Transekt).

Im zentralen Teil der Insel (1. und 2. Transekt) sind die Depositionsraten an der Weißdüne, d. h. an der ersten Falle und damit an der Kliffkante, viel höher als zum inneren Dünenbereich (zweite bis vierte Salzfall). Am Gellen sind die Eintragsraten zwischen den Fallen nicht so extrem unterschiedlich.

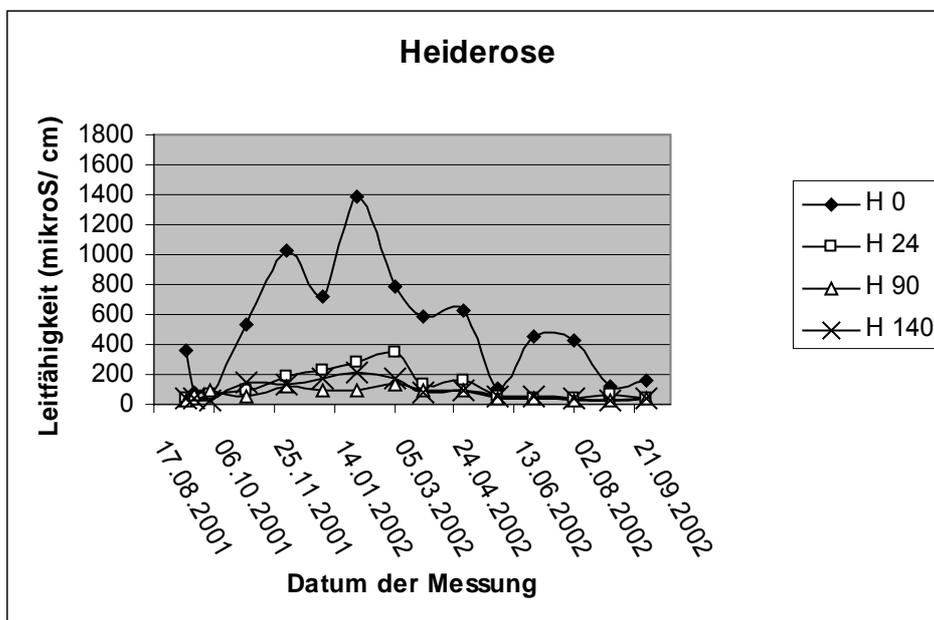
Im Sommer und Beginn des Herbstes 2002 gelangte die Gischt nicht sehr weit landeinwärts. Der größte Teil wurde im Bereich der Weißdüne (erste Salzfall) abgelagert. Am Gellen waren aber wiederum weite Transporte ins Landesinnere zu erkennen. (Die Werte zu Beginn des Untersuchungszeitraumes im Herbst 2001 sind nur mit Einschränkungen auszuwerten, da am Anfang der Messungen diverse „Kinderkrankheiten“ auftraten wie zum Beispiel Lecken der Ablaufrinne oder Verschmutzungen durch Vogelkot.)

---

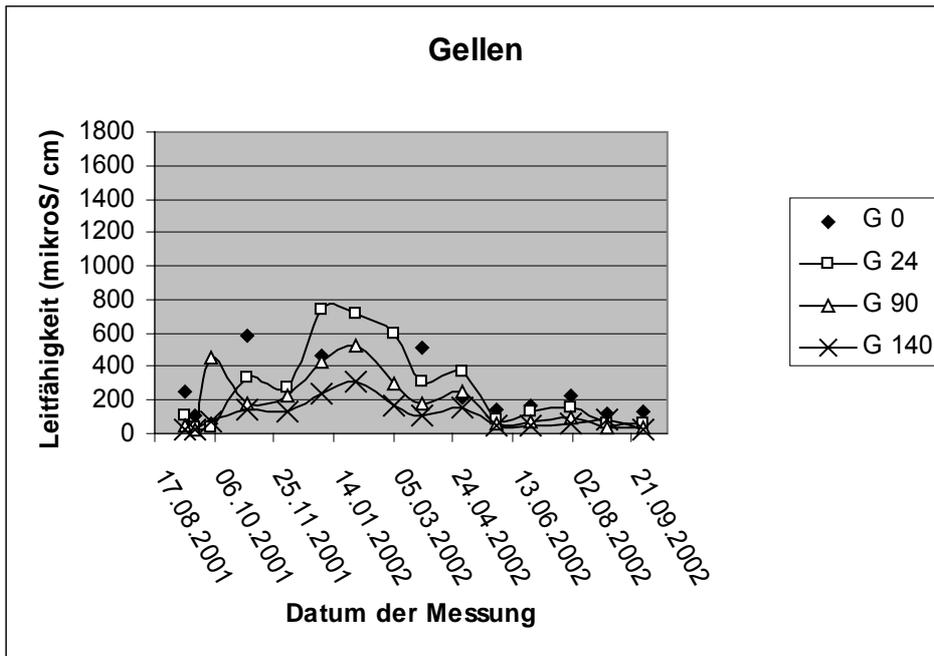
<sup>19</sup> Für alle Proben wurden die gemessene Leitfähigkeit mit der aufgefangenen Gesamtmenge Wasser im Kanister multipliziert und auf einen Liter heruntergerechnet. Daraus ergaben sich für die unterschiedlichen Fallen und Zeitpunkte vergleichbarer Leitfähigkeiten pro aufgefangenem Liter Wasser im Kanister. (siehe zum Beispiel Abbildung 52)



**Abbildung 52: Leitfähigkeit (absolut) im Transekt südlich von Vitte im Untersuchungszeitraum** (Legende: V 0 = Kliffkante, V 24 = Dünenfuß 24 m landeinwärts von Kliffkante, V 90 und V 140 = 90 m beziehungsweise 140 m landeinwärts; Messung Anfang Februar 2002 Ausreißer in V 24 – Die Ablaufrinne der Falle war defekt und somit ist wahrscheinlich nicht die gesamte Menge des Regenwassers im Kanister gelandet, sondern nur ein Teil. Am 28. und 29. Januar 2002 gab es starke Sturmweatherlagen auf Hiddensee.)



**Abbildung 53: Leitfähigkeit (absolut) im Transekt westl. der Heiderose im Untersuchungszeitraum** (Legende: H 0 = Kliffkante, H 24 = Dünenfuß 24 m landeinwärts von Kliffkante, H 90 und H 140 = 90 m beziehungsweise 140 m landeinwärts)



**Abbildung 54: Leitfähigkeit (absolut) im Transekt am Gellen im Untersuchungszeitraum** (Legende: G 0 = Kliffkante, G 24 = Dünenfuß 24 m landeinwärts von Kliffkante, G 90 und G 140 = 90 m beziehungsweise 140 m landeinwärts Die Salzfälle an der Kliffkante wurde dreimal zerstört beziehungsweise am Strand liegend aufgefunden. Sie wurde entweder durch Küstenabrasion (im Verlauf des Novembers 2001) oder nur durch sehr starke Stürme (Januar und Februar 2002) umgeweht. Deswegen fehlen Messwerte für G 0 und insgesamt wird G 0 nicht mit einer zusammenhängenden Linie dargestellt. Der Ausreißer Anfang Oktober 2001 ist erklärbar durch große Mengen von Vogelkot, der in der G 90 auf der gesamten Oberfläche der Plexiglasscheibe vorhanden war.)

Die Leitfähigkeit in den Fallen an der Kliffkante ist signifikant unterschiedlich von den restlichen dreien weiter landeinwärts, die zumeist eine homogene Untergruppe bilden (siehe Tabelle 29). Lediglich die Salzfallen am Dünenfuß sind teilweise nicht eindeutig zuzuordnen und zeigen sowohl Gemeinsamkeiten mit den ersten als auch den dritten und vierten Fallen. Im Dezember 2001, Januar und April 2002 sind die Werte insgesamt über die vier Positionen aller 12 Fallen nicht unterschiedlich.

**Tabelle 29: Ergebnisse des Post Hoc SCHEFFÉ-Test - Vergleich der Leitfähigkeit (absolut) landeinwärts** (Ergebnisse der ANOVA und Mittelwerte für die einzelnen Monate und Entfernungen siehe Anhang; keine Ergebnisse für Anfang Okt. 2001 und Ende Juni 2002, da hier die Varianzen inhomogen sind)

Datum	Abstand Falle zur Kliffkante (m)			
	0	24	90	140
12.09.2001	a	b	b	b
20.09.2001	a	b	b	b
02.11.2001	a	ab	b	b
06.12.2001	a	b	b	b
04.01.2002	a	a	a	a
02.02.2002	a	a	a	a
05.03.2002	a	ab	b	b
30.03.2002	a	b	b	b
02.05.2002	a	a	a	a
30.05.2002	a	ab	b	b
01.08.2002	a	b	b	b
01.09.2002	a	b	b	b
01.10.2002	a	b	b	b

**Tabelle 30: Ergebnisse der Post hoc-Tests für den Vergleich der Leitfähigkeit (relativ als Prozentwert der ersten Falle) zwischen den drei Transekten für den inneren Dünenbereich** (Varianzen waren für alle Monate homogen, signifikante Ergebnisse auf dem Niveau von  $p < 0,05$  der Einfaktoriellen ANOVA nur für die angegebenen Monate; alle Ergebnisse siehe Anhang)

Monat	Test	Transekt		
		Vitte (1)	Heiderose (2)	Gellen (3)
Anf. Jan. 2002	SCHEFFÉ	ab	a	b
	LSD	ab	a	b
Anf. Mai 2002	SCHEFFÉ	a	a	b
	LSD	a	a	b
End. Jun. 2002	SCHEFFÉ	ab	a	b
	LSD	a	a	b
Anf. Aug. 2002	SCHEFFÉ	ab	a	b
	LSD	a	a	b

Im inneren Dünenbereich wurden signifikant unterschiedliche Salzmengen zwischen den einzelnen Transekten nur für Dezember 2001, April, Juni und Juli 2002 gemessen. Dies gilt aber nur für relativ (Bezug erste Salzfall an der Kliffkante) gemessene Werte (vgl.

Tabelle 30). Ein Test der absoluten Werte ergibt keinerlei signifikante Unterschiede (siehe Anhang).

Die Mittelwerte des absoluten Salzeintrags im inneren Dünenbereich unterscheiden sich zwischen Vitte und Gellen nicht stark (bis auf Anfang Mai, d. h. April 2002; siehe Tabelle 31). Im Gebiet westlich der Heiderose betragen jedoch die gemessenen Leitfähigkeiten nur ein Drittel beziehungsweise die Hälfte der anderen beiden Gebiete.

In den betrachteten Monaten wird am Gellen im Hinterland relativ gesehen ebenso viel, teilweise sogar mehr Salz eingetragen als an der Kliffkante, im Gebiet der Heiderose jedoch nur etwa 10-20 %, in Vitte 20-50 % (siehe Tabelle 31).

**Tabelle 31: Mittelwerte der Leitfähigkeit (absolut und in Prozent der ersten Falle) in den drei Transekten für den inneren Dünenbereich** (Zum innerer Dünenbereich zählen die Fallen vom Dünenfuß – 24 m von der Kliffkante, 2. Falle - bis 140 m landeinwärts von der Kliffkante, 4. Falle.)

Monat	Mittelwerte	Transekt		
		Vitte (1)	Heiderose (2)	Gellen (3)
Anf. Jan. 02	Absolut ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	441	164	471
	Prozent (%)	55	23	101
Anf. Mai 02	Absolut ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	194	118	260
	Prozent (%)	35	19	119
End. Jun. 02	Absolut ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	95	43	87
	Prozent (%)	22	10	51
Anf. Aug. 02	Absolut ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	103	38	102
	Prozent (%)	18	9	47

Nimmt man an, dass das Ostseewasser vor der Küste Hiddensees einen Salzgehalt von 8-10 % besitzt, und dass das aufgefangene Wasser in den Kanistern die gleiche Ionenzusammensetzung wie das Meerwasser hat, dann enthält das aufgefangene Wasser im Durchschnitt ca. 3-4 % der Salinität des Ostseewassers. Maxima an der Kliffkante sind 10-12 %, oft auftretende Minima im inneren Dünenbereich sind Werte < 1 %.

Der Gesamteintrag eines Monats (absolute Leitfähigkeitswerte d. h. Leitfähigkeit verrechnet mit der gesammelten Wassermenge im Kanister) liegt im inneren Dünenbereich am Gellen im Durchschnitt am höchsten. Diesem folgt der Transekt südlich von Vitte mit der gleichen Menge bis ca. zwei Drittel und als Letztes das Gebiet westlich der Heiderose mit nur der Hälfte bis ein Drittel der Gesamtmenge, die am Gellen eingetragen wird (Diagramme und Tabellen siehe Anhang).

## C. Synthese der biotischen und abiotischen Faktoren

### **4.9 Multivariate Analysen der Vegetationsaufnahmen mit ausgewählten, erfassten Umweltparametern**

Mit den im Vegetationsteil und in der Bodenanalyse gewonnenen Ergebnissen wurden einzelne multivariate Analysen durchgeführt, die die Vegetationsaufnahmen mit den Umweltparametern verknüpfen (CCA).

Es wurden sechs unterschiedliche Varianten getestet. Die folgende Auflistung erläutert die benutzten Parameter:

1. pH-Wert, Gehalt an Gesamtkohlenstoff und die Mächtigkeit der gesamten Humusauflage (O ges)
2. Horizonte der Humusauflage
3. Horizonte der Humusauflagen mit Bodenklassen
4. Phosphor, Kalium und Gesamtkohlenstoff
5. Grundwasserstände<sup>20</sup> zur GOF
6. pH-Wert, Gesamthumusauflage und der Grundwasserstand zur GOF

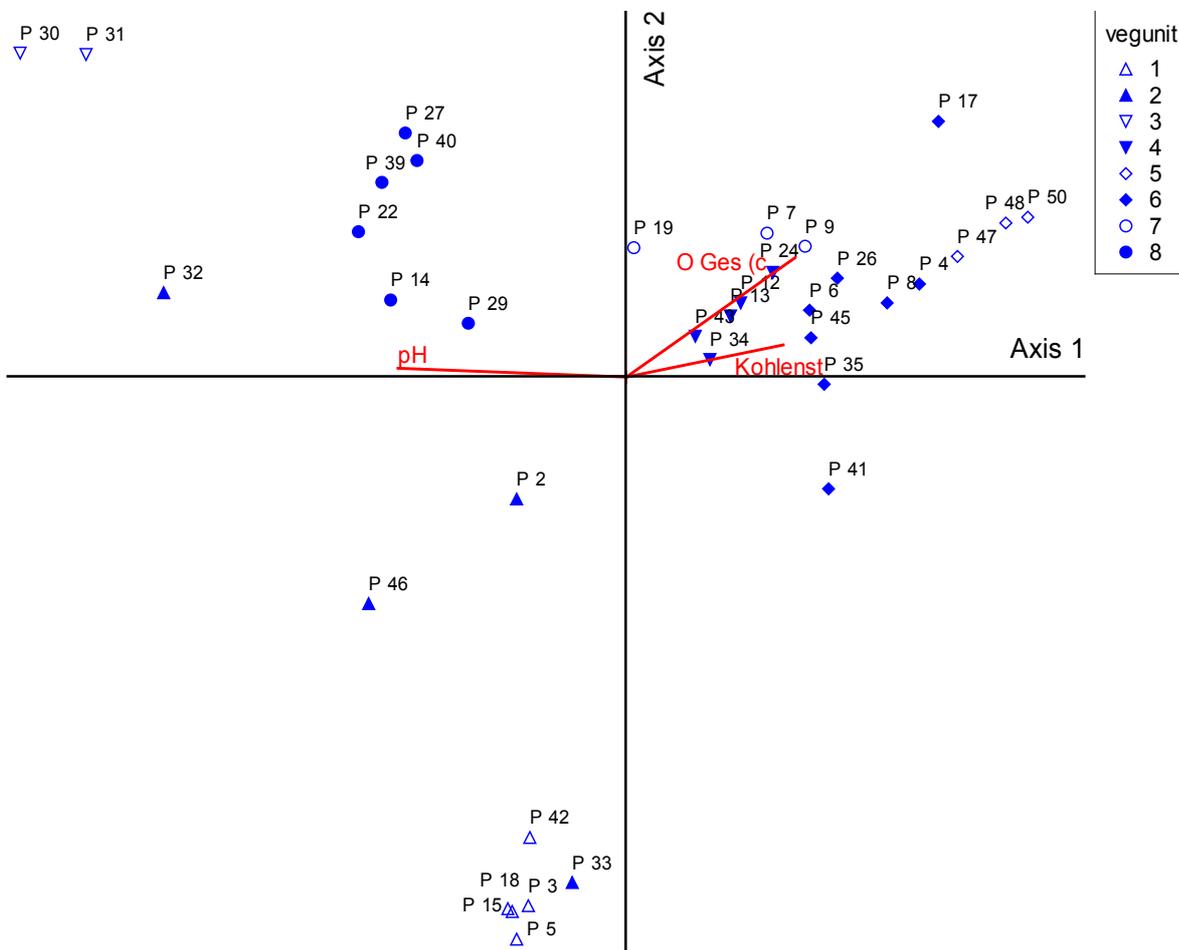
In der CCA (PC Ord) wurden die Vegetationsaufnahmen nach Arten sortiert. Es wurde ein MONTE-CARLO Permutation Test durchgeführt, um die Nullhypothese zu testen, dass es keine gleichen Verteilungen gibt zwischen den Matrizen und damit der Verteilung der Vegetationsaufnahmen und der Verteilung der Werte der Umweltfaktoren. Es wurden nur Parameter in diesen Ordinationen untersucht, die erstens signifikante Unterschiede in den Tests in 4.5 ergaben und für die zweitens eine genügend große Datenmenge zur Verfügung stand. Dies ist zum Beispiel für das C/N-Verhältnis nicht der Fall. (Die Nummerierungen und Symbole der Vegetationseinheiten in den grafischen Darstellungen sind die gleichen wie in 4.1.)

Bei der ersten Variante (siehe Abbildung 55) wird die Achse eins am besten erklärt durch den pH-Wert, aber auch zusätzlich durch den Kohlenstoffgehalt und durch die Humusauflage

---

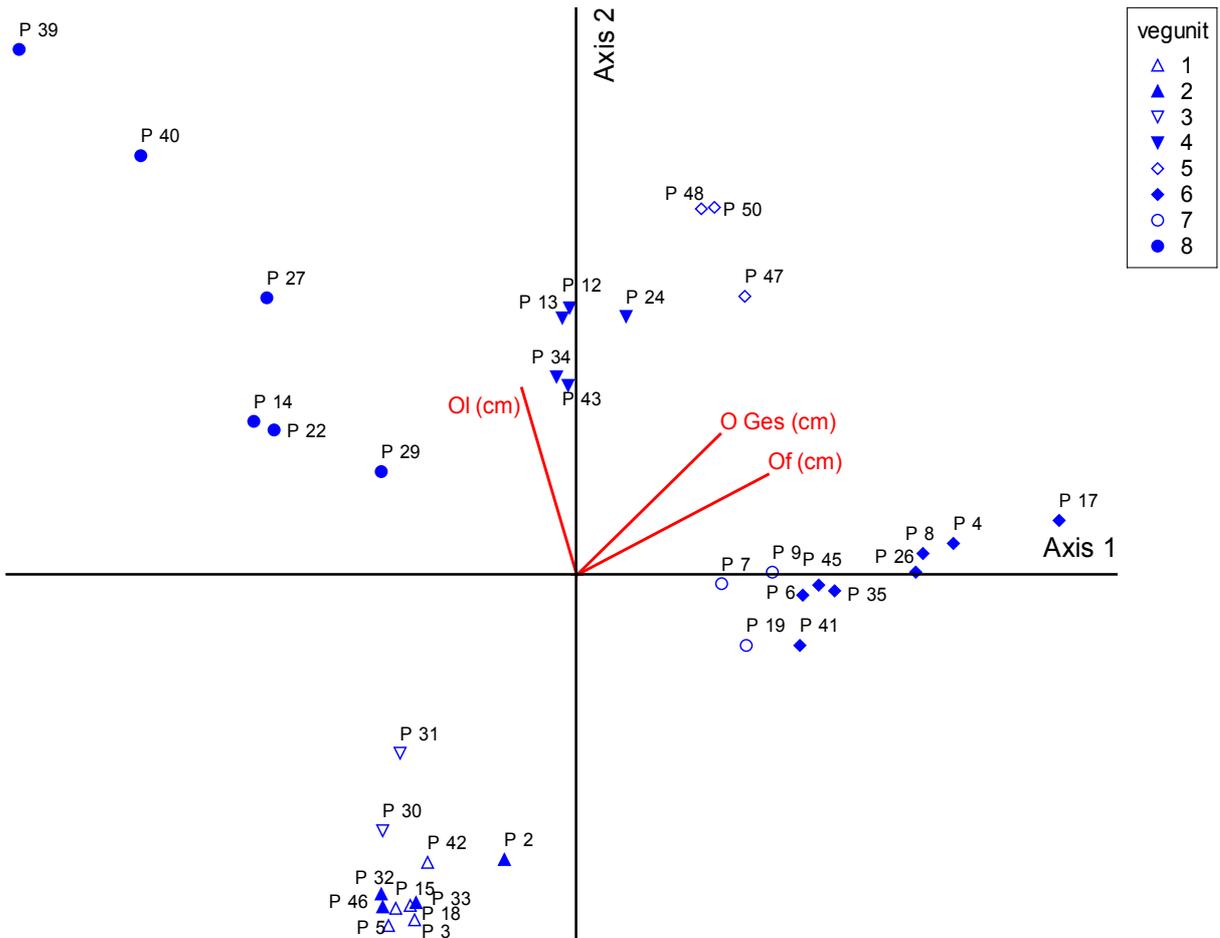
<sup>20</sup> Eine CCA mit einem Faktor ist streng genommen nicht sinnvoll, da in dieser Analyse die Wirkung von Umweltfaktoren zueinander untersucht und dargestellt werden soll. Um den alleinigen Einfluss von Grundwasser erfassen zu können, wurde diese Analyse trotzdem durchgeführt.

(O ges), mit denen sie negativ korreliert ist. Die Achse zwei wird nur von der Humusaufgabe gut charakterisiert. Der Kohlenstoffgehalt korreliert zwar sehr gut mit der dritten Achse, dies aber nicht signifikant ( $p=0,65$ ). Es fällt die Zweiteilung in einerseits offenere Gesellschaften wie *Corynephorus* (1) und *Polytrichum* (8) zusammen mit den Ostseeküstennahen Standorten der Weißdüne (*Ammophila*; 3) und Graudüne (*Jaisone*; 2) und andererseits dichtere Gesellschaften auf, nämlich den Heide- und Grasgesellschaften (*Empetrum* (6), *Erica* (7), *Carex* (4) und *Avenella* (5)). Standorte offener Gesellschaften zeichnen sich durch hohe pH-Werte, niedrige Humusaufgaben und geringe Gesamtkohlenstoffgehalte aus. Die Böden unter den Heide- und Grasgesellschaften weisen niedrigere pH-Werte, einen höheren Gesamtkohlenstoffgehalt und eine mächtige Humusaufgabe auf.



**Abbildung 55: CCA für die Faktoren pH-Wert, Gesamtkohlenstoffgehalt und die Mächtigkeit der Gesamthumusaufgabe** (Legende: Vegunit 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jaisone*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum*; Eigenvalue: Achse 1: 0,541,  $p=0,01$ ; Achse 2: 0,398,  $p=0,01$ ; Achse 3: 0,170,  $p=0,05$ ; Eigenvalue, Korrelationen des MONTE-CARLO Permutation Test im Anhang; MONTE-CARLO Permutation Test Species – Environment Signifikanzniveaus Achse 1:  $p=0,01$ , Achse 2:  $p=0,04$ , Achse 3:  $p=0,85$ ; biplot cut off  $R^2=0,39$ )

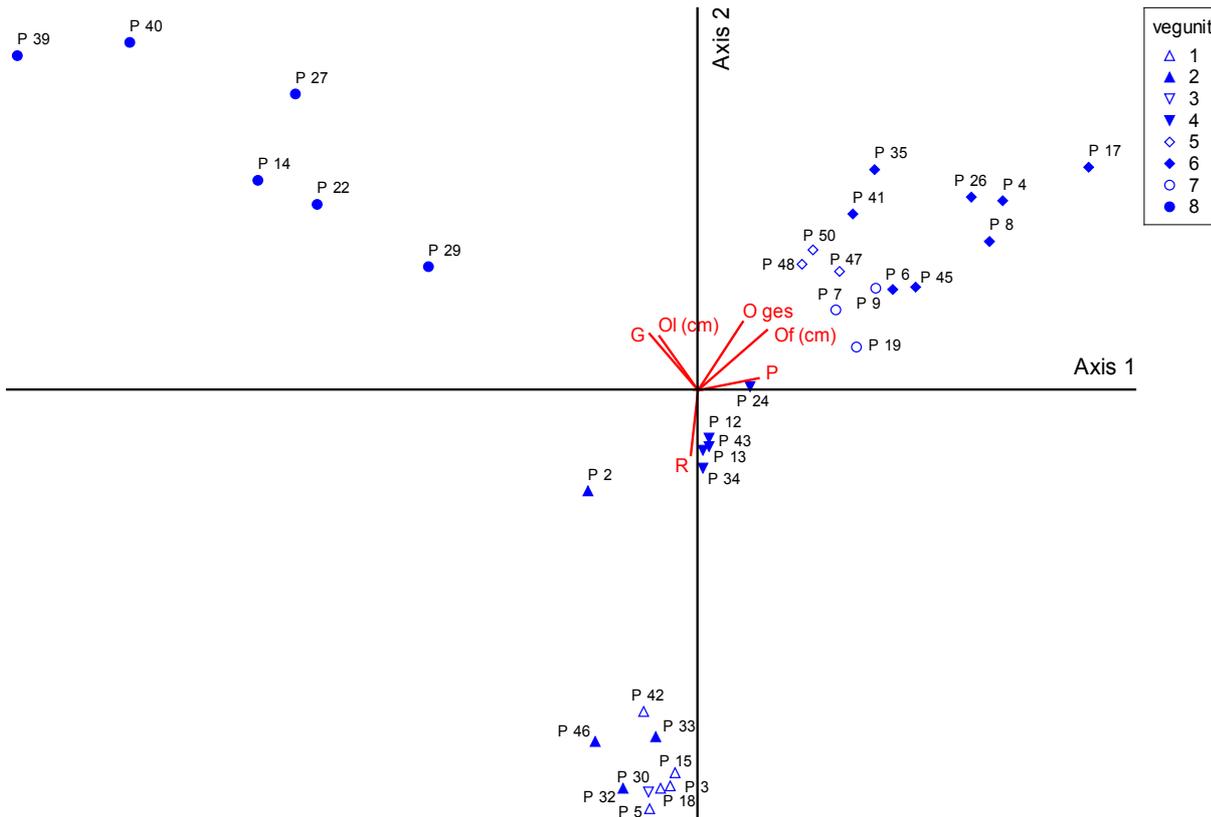
In der zweiten Analyse wurden die Horizonte und Gesamtmächtigkeit der organischen Auflagen gesondert untersucht (siehe Abbildung 56). Dabei wurde der Oh-Horizont nicht mit einbezogen, da dieser erstens keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gesellschaften aufzeigte (vgl. 4.6.2) und es zweitens Probleme bei der Berechnung einer CCA gibt, wenn die Umweltvariablen sich zu genau 100 % aufaddieren (vgl. <http://www.okstate.edu/artsci/botany/ordinate/> und <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/index.html>).



**Abbildung 56: CCA der Umweltparameter Mächtigkeit der Gesamthumusauflage (Oges), OI und Of** (Legende: Vegunit 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum*; Eigenvalue, Korrelationen des MONTE-CARLO Permutation Test im Anhang; MONTE-CARLO Permutation Test Species – Environment Signifikanzniveaus Achse 1:  $p=0,01$ , Achse 2:  $p=0,02$ , Achse 3:  $p=0,03$ ; biplot cut off  $r^2=0,45$ )

Es existiert eine hohe Korrelation zwischen der Gesamtdicke der organischen Auflage und der Mächtigkeit des Fermentationshorizonts. Beide Faktoren besitzen eine starke positive Korrelation zur Achse eins, wohingegen die Streuauflage negativ mit dieser korreliert. Die zweite Achse wird am stärksten durch die Mächtigkeit der Streuauflage erklärt (Ergebnisse der CCA siehe Anhang).

Die *Polytrichum*-Bestände besitzen zwar eine dicke Streuauflage, aber einen geringen Fermentationshorizont. Dieser ist bei den *Empetrum*- und *Erica*- Vegetationseinheiten am höchsten. Die *Avenella*- und *Carex*-Flächen besitzen sowohl einen relativ mächtigen Fermentationshorizont als auch eine mächtige Streuauflage. Eine insgesamt geringe Streuauflage sowie mittelmäßige Gesamtauflage zeichnen die eher trockenheitsgeprägten Gesellschaften *Corynephorus*, *Jasione* und *Ammophila* aus.



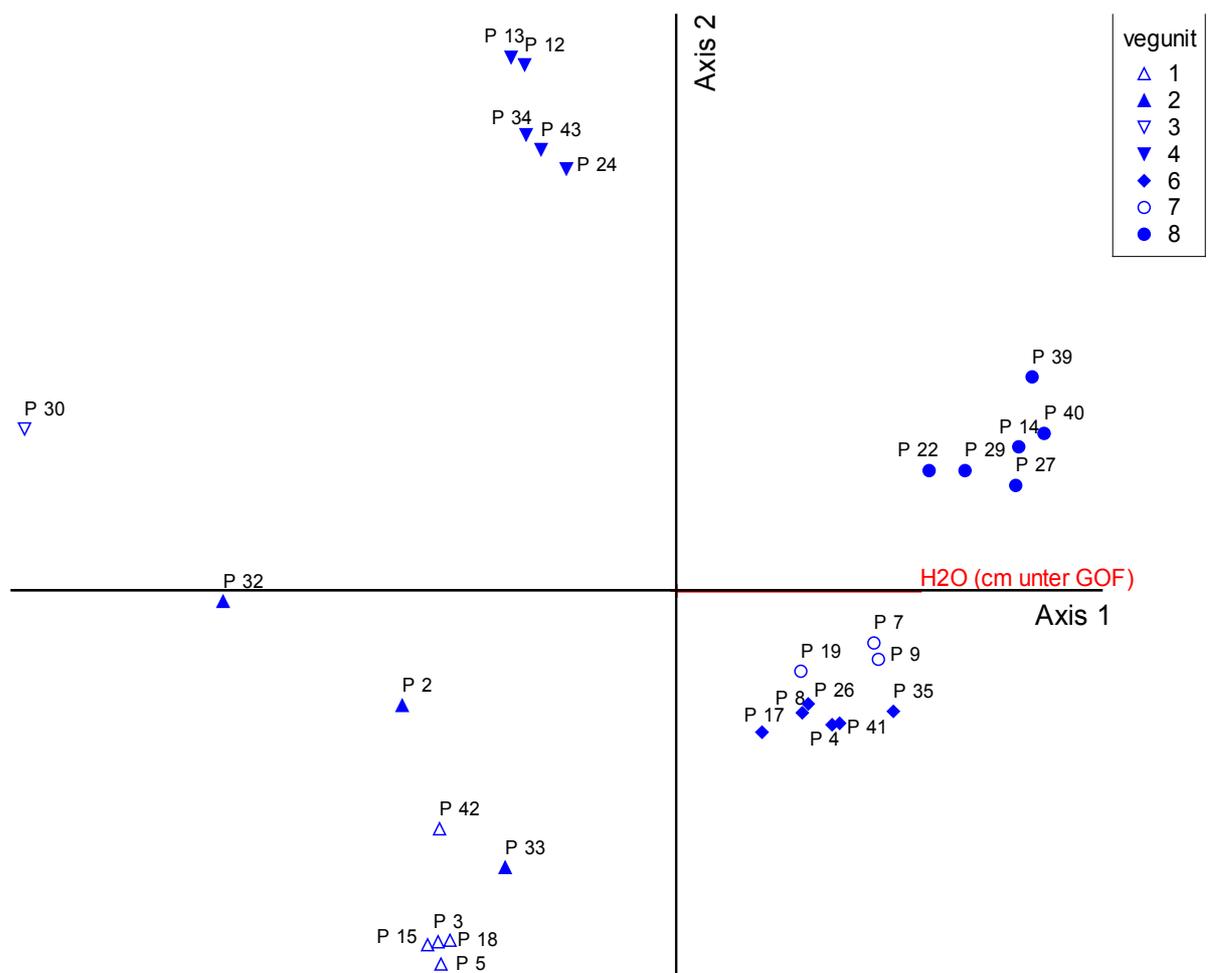
**Abbildung 57: CCA der Umweltparameter Gesamthumusauflage (Oges), Ol und Of und Bodenklassen** (Legende: Vegunit 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum* Eigenvalue, Korrelationen des MONTE-CARLO Permutation Test im Anhang; MONTE-CARLO Permutation Test Species – Environment Signifikanzniveaus Achse 1:  $p=0,01$ , Achse 2:  $p=0,03$ , Achse 3:  $p=0,10$ ; biplot cut off  $r^2=0,45$ )

In der dritten CCA sind zusätzlich zu den Humusauflagen die Bodenklassen untersucht worden (vgl. Abbildung 57). Im Unterschied zu der vorigen Analyse (nur mit den Humusauflagen) liegt hier das *Caricetum arenariae* (4) zentral zwischen den Heidegesellschaften (5, 6, 7) und den trockenheitsgeprägten Vegetationseinheiten (1, 2, 3).

Eine Koppelung von Regosolen mit diesen trockenheitsgeprägten Gesellschaften, von Podsolen mit den Heiden und Gleyen mit den nassen Frauenhaarmoossenken (8) ist zu erkennen.

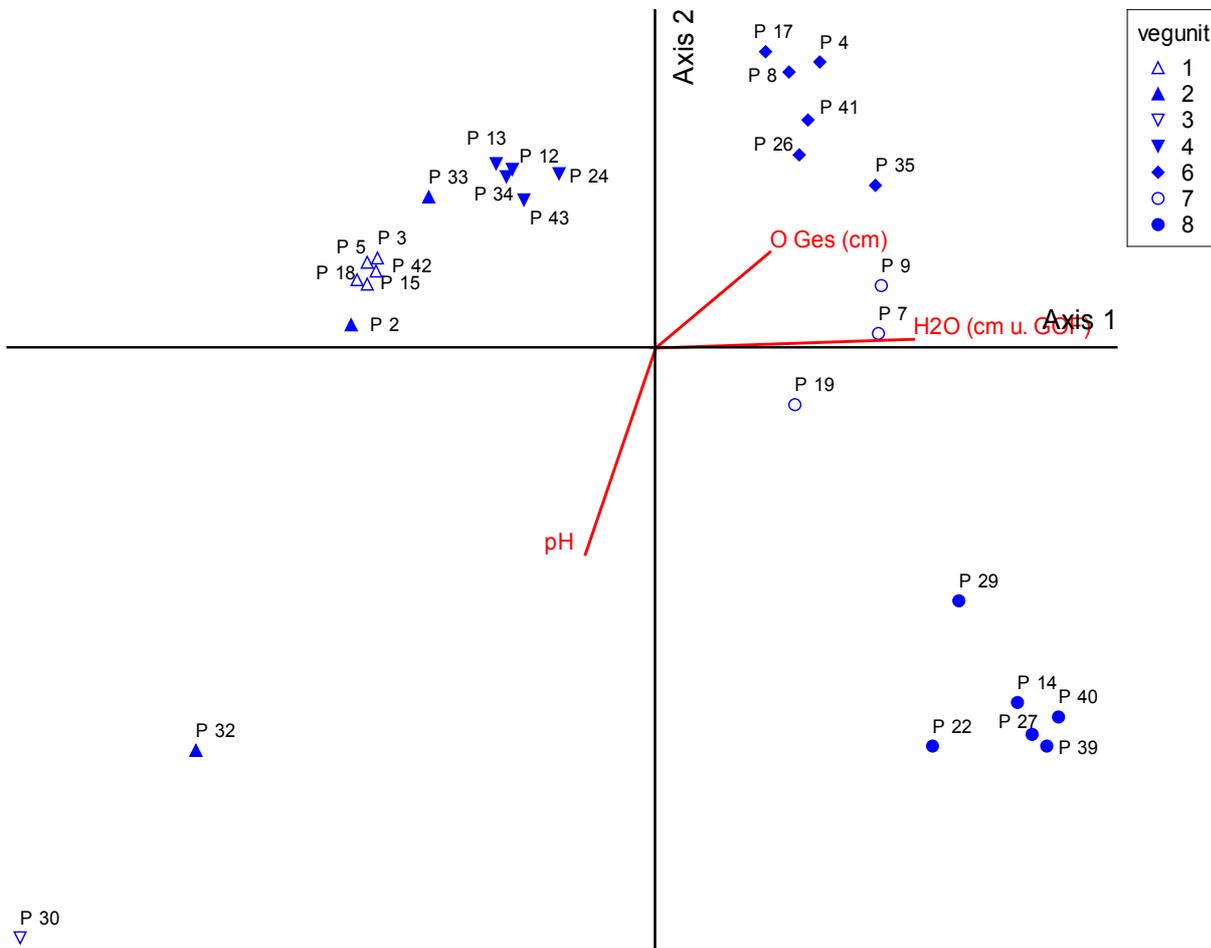
In der vierten Variante mit den Parametern pflanzenverfügbares Phosphor, Kalium und Gesamtkohlenstoffgehalt sind keine signifikanten Korrelationen zwischen der Verteilung der Arten in der Hauptmatrix und den Faktoren in der zweiten Matrix zu erkennen (Ergebnisse siehe Anhang).

In der fünften CCA wurden die Zusammenhänge der Vegetationseinheiten mit dem Grundwasserstand (zur GOF) untersucht (siehe Abbildung 58). Es ergibt sich eine Anordnung ähnlich der in der DCA nach rein floristischen Merkmalen (vgl. Kapitel 4.1). Unterschiedlich sind aber die Anordnungen der eher trockenheitsgeprägten Gesellschaften. Die Silbergrasflur befindet sich in der Matrix nicht direkt gegenüber den *Polytrichum* Senken, d. h. zwischen diesen Gesellschaften ist der Unterschied im Grundwasserstand zur GOF nicht am größten (wie es die DCA vermuten lässt). Der Grundwasserstand unter den Weißdünen (*Ammophila*) liegt am tiefsten im Vergleich aller beprobten Standorte und damit in der Matrix genau am gegenüberliegenden Ende von *Polytrichum* (siehe Abbildung 58 und Abbildung 50).



**Abbildung 58: CCA der Pegelstände d. h. Grundwasser unter Geländeoberfläche (GOF)** (Legende: Vegunit 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum* Eigenvalue und Korrelationen im Anhang; MONTE-CARLO Permutation Test Species – Environment Signifikanzniveaus Achse 1:  $p=0,01$ , Achse 2:  $p=1,00$ , Achse 3:  $p=1,00$ ; biplot cut off value  $r^2=0,875$ )

Als letzte Darstellung werden die Faktoren pH-Wert, die Mächtigkeit der Gesamthumusaufgabe und der Grundwasserstand (zur GOF) in einer Ordination präsentiert (siehe Abbildung 58/Abbildung 59).



**Abbildung 59: Grafische Darstellung der CCA mit den Faktoren pH, Oges und Grundwasser unter Geländeoberfläche** (Legende: Vegunit 1 = *Corynephorus*, 2 = *Jasione*, 3 = *Ammophila*, 4 = *Carex*, 5 = *Avenella*, 6 = *Empetrum*, 7 = *Erica*, 8 = *Polytrichum* Eigenwert und Korrelationen vgl. Anhang; MONTE-CARLO Permutation Test Species – Environment Signifikanzniveaus Achse 1:  $p=0,01$ , Achse 2:  $p=0,01$ , Achse 3:  $p=0,03$ ; biplot cut off value  $r^2=0,195$ ; für die *Avenella*-Bestände gibt es keine Grundwasserpegel)

Die erste Achse wird am besten erklärt durch den Grundwasserstand und zusätzlich durch die Mächtigkeit der Humusaufgabe. (Die organische Auflage erklärt besser die Achse drei. Eine CCA mit den Achsen eins und drei oder zwei und drei wurde hier nicht dargestellt, da sie keine zusätzlichen Informationen liefert.) Der pH-Wert korreliert stark mit der zweiten Achse. Ähnliche Bodenreaktionen gibt es demnach in den Weißdünen (und näherungsweise Graudünen) und den *Polytrichum*-Beständen. Diese Gruppen sind stark gegensätzlich in Bezug auf den Wasserstand zur GOF. Das *Caricetum* steht insgesamt näher an den Silbergrasfluren als an *Empetrum* und *Erica*. Die *Erica*-Einheiten stehen zwischen den *Empetrum*- und *Polytrichum*- Beständen sowohl bezüglich des pH-Wertes als auch bezüglich

des Wasserstandes zur GOF und der Humusaufgabe, wobei die Unterschiede im pH-Wert im Vergleich zum Grundwasser zur GOF größer sind.

#### 4.10 Zusammenfassung der Signifikanzniveaus

**Tabelle 32: Gesamtübersicht der Testergebnisse** (\*  $p \leq 0,05$ ; \*\*  $\leq 0,01$ ; \*\*\*  $\leq 0,001$ , ns= nicht signifikant, - nicht getestet; alle untersuchten Parameter bis auf Durchwurzelung)

	Parameter	Vegetationseinheiten	Transekt
<b>Bodenparameter</b>	Grobsand (gS)	ns	***
	Mittelsand (mS)	ns	***
	Feinsand (fS)	ns	***
	Schluff (U)	*	*
	pH-Wert	***	ns
	Leitfähigkeit (EC)	***	ns
	C/N-Verhältnis	**	-
	Gesamtkohlenstoff (C)	**	ns
	Gesamtstickstoff (N)	ns	-
	Kalium (K)	***	ns
	Phosphor (P)	ns	ns
	Bodenklassen	*	*
	Gesamte Humusaufgabe (O ges)	***	ns
	Streuhorizont (OI)	***	ns
	Fermentationshorizont (Of)	**	ns
Humifikationshorizont (Oh)	ns	ns	
<b>Gehölz &amp; Verbiss</b>	Baumarten	-	ns
	Größe	-	***
	Alter	-	*
	Verbiss	-	**
<b>Grund-, Bodenwasser &amp; Salz</b>	Grundwasser (zur GOF)	***	ns
	Leitfähigkeit im Grundwasser	ns/*	*
	Bodenwasser	***	ns
	Salzgehalt der Luft (im inneren Dünenbereich)	-	ns/*/** (je nach Monat)

## 4.11 Zusammenfassende Kennzeichnung der Vegetationseinheiten

**Tabelle 33: Zusammenfassung der signifikant unterschiedlichen, untersuchten Parameter für die Vegetationseinheiten** (kein Eintrag = keine Werte vorhanden; ( ) = Werte nur eingeschränkt verlässlich, bis auf Wasserstufe zur GOF werden Mittelwerte der Parameter dargestellt)

Parameter	Ammophila	Jasione	Corynephorus	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Polytrichum
<b>Assoziationsname</b>	<i>Festucetum arenariae</i>	<i>Helichryso arenarii-Jasionetum litoralis</i> LIBBERT 1940	<i>Corniculario aculeatae-Corynephoretum canescentis</i> STEFFEN 1931 NOM. INV.	<i>Caricetum arenariae</i> STEFFEN 1931	<i>Galio hircynici-Deschampsietosum flexuosae</i> PASSARGE 1979	<i>Empetrium nigri</i> R. SCHUBERT EX WESTHOFF & DEN HELD 1969	<i>Empetro-Ericetum</i> (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975	<i>Polytrichetum perigionale</i> HUECK 1932
<b>Charakteristika der Assoziation</b>	4 % offen 10 Arten hohes Grasland exponierter Lagen (Weißdünen)	5 % offen 17 Arten artenreiche Grasflur der Graudünen und Strandwälle	8 % offen 14 Arten Flechtenreiches, niedriges Dünengrasland	0 % offen 5 Arten sehr dichtes, halbhohe Grasland	0 % offen 10 Arten Grasland mit reduziertem Arteninventar des <i>Empetrium</i>	1 % offen 12 Arten trockene Küstenheide	2 % offen 13 Arten feuchte Glockenheide der Senken	3 % offen 10 Arten sehr nasse, Dünensenken reich an Moosen und Binsen
<b>Gehölzansiedlung (ohne Chamaephyten)</b>	Keine	Keine	Keine	<i>Sorbus spec.</i>	<i>Populus tremula</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>B. pubescens</i> , <i>Prunus serotina</i> , <i>Sorbus spec.</i>	<i>Populus tremula</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>B. pubescens</i>	<i>Populus tremula</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Populus tremula</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Pinus sylvestris</i>
<b>pH-Wert</b>	(4,9)	4,0	3,9	3,6	3,2	3,3	3,7	4,2
<b>C/N-</b>		15	11	18	23	25	22	21

Verhältnis								
Parameter	Ammophila	Jasione	Corynephorus	Carex	Avenella	Empetrum	Erica	Polytrichum
Organische Substanz (%)		0,62	0,29	0,59	1,10	0,84	0,48	0,28
Kalium (mg/ 100g)		0,49	0,15	0,64	0,60	0,88	0,43	0,27
Humusauf- lage (O ges) (cm)	1,7	0,4	0,7	7,0	7,8	7,4	7,0	3,6
Streuho- rizont (Ol) (cm)	0,7	0,4	0,4	2,0	2,0	0,9	1,0	2,1
Fermenta- tionsho- rizont (Of) (cm)	1,0	0,0	0,2	4,5	5,3	5,9	4,0	1,0
Bodentyp (Klasse)		Regosol, (Braunerde), Podsol	Regosol, Podsol	Regosol, Podsol	Podsol	Podsol, Gley, Regosol	Podsol	Gley, (Braunerde), Regosol
Grundwas- ser (zur GOF) (Median in cm)	-296	-161	-143	-115		-63	-44	-21
Wasser- stufen- ausbildung	5– dürr	5– dürr	5– dürr	2- mäßig trocken		2+ mäßig feucht	3+ feucht	4+ halbnass
Bodenwas- ser (Vol. %)	1,2	1,9	1,6	3,9	6,7	6,0	12,1	18,3



## 5 Diskussion

### 5.1 Vergleich der untersuchten Gebiete und Diskussion ihrer Charakteristika

Die Dünengebiete Hiddensees, die zu unterschiedlichen Prozentteilen mit Heiden bewachsen sind, unterscheiden sich auf der einen Seite in mannigfacher Weise, besitzen aber auf der anderen Seite einige Gemeinsamkeiten. Im Folgenden werden die in der vorliegenden Arbeit erfassten Parameter für die drei Untersuchungsgebiete diskutiert.

Die drei Transekte unterscheiden sich in ihrer kulturlandschaftlichen Geschichte und Landschaftsgenese voneinander. Vom geologischen Alter sind das Gebiet südlich von Vitte (1. Transekt) und das westlich der Heiderose (2. Transekt) ähnlich, differieren aber hinsichtlich der im letzten Jahrhundert vorgenommenen **Küstenschutzmaßnahmen**. Die ersten größeren Küstenschutzmaßnahmen fanden 1907 und 1908 in Form von Küstenschutzwaldpflanzungen statt (EWE, 1983; MÖBUS, 2000). Die Schutzwaldanpflanzungen mit Kiefern sind im Bereich westlich der Heiderose in den 1960ern entstanden (JESCHKE, 1997). Im Gebiet südlich von Vitte gibt es bis heute keinen Küstenschutzwald, aber Gehölze um die in der Dünenheide existierenden Häuser. Die Kernzone am Gellen, in der der dritte Transekt liegt, kommt nur im Norden mit dem zu Beginn des 20. Jahrhunderts gepflanzten Küstenschutzwald in Kontakt. Geologisch ist die Kernzone des Nationalparks im Süden einer der jüngsten Teile der Insel und ist zumindest in den oberen Metern ein in den letzten 1000 Jahren gebildetes Schwemmland (MÖBUS, 2000; BARTHEL, 2002).

Am Gellen sind die Anteile des Grobsandes acht mal höher als im zentralen Teil der Insel, der Mittelsandanteil ist in Vitte etwas geringer als in der Heiderose und am Gellen, dafür liegt aber der Anteil an Feinsand viel höher. Ursachen für diese Unterschiede in der **Korngrößenverteilung** können sowohl im unterschiedlichen geologischen Alter als auch in den vorgenommenen Küstenschutzmaßnahmen begründet sein. Der vom Strand angewehrte Sand kann im Transekt Vitte ungehindert in das Dünengebiet eindringen. Dieser äolisch transportierte Sand besteht hauptsächlich aus feineren Korngrößenfraktionen. Er wird nicht wie im Gebiet westlich der Heiderose durch einen dichten Küstenschutzwald abgefangen. Die hohen Grobsandanteile am Gellen lassen auf Strandwallablagerungen des Materials schließen. Im Bereich der Gellen-Schwelle (Höhe Gänsewerder) existieren mit 4-6 m die am wenigsten mächtigen Sande für die Insel Hiddensee (BARTHEL, 2002). Zudem liegt das Gebiet insgesamt niedriger über der Meeresoberfläche (ca. 2 m ü. NN) als die Dünen im zentralen Teil der Insel

in der Dünenheide (3-4 m ü. NN) (BARTHEL, 2002). Die Dünenbildungen (primär und sekundär) sind am Gellen weniger stark ausgebildet als im zentralen Teil der Insel.

Betrachtet man die **Bodenentwicklung** in den drei Gebieten, fällt das Fehlen von Regosolen im mittleren Gebiet (Heiderose) ins Auge. Die Wirkung der geschützten Lage im Windschatten des Küstenschutzwaldes während der letzten vierzig bis hundert Jahre ist schon jetzt anhand fehlender, junger Bodenentwicklungen zu erkennen. Es fehlt sowohl der Sandeintrag von außen durch starke Westwindereignisse vom Strand als auch die Ausblasung von kleinen Offenflächen und damit Ausbildung von Sekundärdünen und tiefen Windanrissen im inneren Dünenbereich. Das Gebiet westlich der Heiderose (2. Transekt) ist insgesamt weniger stark reliefiert als das davon nördlich gelegene Gebiet des 1. Transekts.

Gleye kommen verstärkt im Süden vor. Die Geländeoberfläche im Süden der Insel Hiddensee erhebt sich nicht so stark über den Meeresspiegel (NN) wie diejenige im zentralen Teil (1. und 2. Transekt) (BARTHEL, 2002). Geht man von gleichem Grundwasserstand zu NN aus, dann liegen die Oberflächen am Gellen näher am Grundwasser.<sup>21</sup> Dies würde das verstärkte Auftreten von Gleyen auf diesen Flächen erklären. Das Gebiet ist zudem in West-Ost Richtung sehr schmal im Vergleich zum zentralen Teil der Insel. Das Bodden- und Ostseewasser kann verstärkt von den Seiten in das Grundwasserkissen drücken (siehe weiter unten in diesem Kapitel).

Braunerden wurden nur im nördlichsten Untersuchungsgebiet (1. Transekt) gefunden, zumeist als Podsol-Braunerde, Braunerde überdeckt durch einen Regosol oder als Braunerde-Regosol. Die Versauerung des Bodens ist in diesem nördlichen Teil im Vergleich zur Dünenheide bei der Heiderose (2. Transekt) nicht so weit fortgeschritten. Dies kann durch eine Kombination der Standortmerkmale eines größeren Anteils von feinkörnigem Substrat, seewärtiger, ständiger Nachfuhr von Nährstoffen und ehemaliger Waldbedeckung erklärt werden. LÖTSCHERT (1969) stellt Beziehungen zwischen Bodentypen und Heidegesellschaften, einschließlich zugehöriger Waldausgangs- beziehungsweise Waldersatzgesellschaften, her. Unter Calluno-Genisteteten entwickeln sich Eisenhumuspodsole und unter einem Eichen-Birkenwald (*Querceto-Betuletum*) oder Buchen-Eichenwald (*Fageto-Quercetum petraeae*)

---

<sup>21</sup> Unterschiede der Grundwasserstände zur GOF konnten im Vergleich der Transekte nicht festgestellt werden. Die Grundwasserstände wurden einen Jahresverlauf lang gemessen und stellen nur Momentaufnahmen für einen Standort dar. Bodenentwicklungen spiegeln im Gegensatz zu den „Momentaufnahmen“ von Piezometermessungen die Umweltbedingungen längerer Zeitperioden am Standort wieder. Es ist deswegen anzunehmen, dass der Grundwasserstand zur GOF aufgrund des verstärkten Vorkommens von Gleyen im Süden Hiddensees höher liegt als im zentralen Teil der Insel.

Braunerde-Podsole oder podsolige Braunerden. Diese Beziehungen sind nicht zwingend, aber ein nicht stimmiges Verhältnis von Bodenentwicklung zur Vegetation kann ein Indiz für zurückliegende Bodennutzung und Vegetationsdecke sein. Heiden können sich nach GIMINGHAM (1979: S. 374) auch auf oligotrophen Braunerden entwickeln, aber die Dominanz von *Calluna vulgaris* führt unweigerlich zu einer Versauerung des Bodens und schließlich zur Podsolierung. ELLENBERG (1996: S. 735) erwähnt die Ausbildung von oligotrophen Parabraunerden unter Lehmheiden als Pendant zu der Bildung von Heidepodsohlen unter Sandheiden. Der Anteil an feineren Korngrößenfraktionen ist demnach entscheidend für eine unterschiedliche Bodenentwicklung unter einer Heidevegetation. Da im 1. Transekt der Anteil von feinkörnigem Substrat größer ist als in den anderen Transekten, liegt es nahe, dass die Bildung von Braunerden eine rezente Bodenbildung ist und kein Relikt ehemaliger Bodennutzung und Vegetationsdecke. Eine endgültige Klärung der Herkunft und des Alters der Braunerden, v.a. bei den begrabenen Profilen, kann nur durch paläobotanische und (paläo-) pedologische Untersuchungen festgestellt werden (vgl. TOBOLSKI, 1980).

Im Allgemeinen können Podsole entweder sekundär aus Braunerden oder Parabraunerden oder unter extremen Bedingungen primär direkt aus Rankern entstehen (SCHEFFER et al., 1998). Braunerden oder Podsol-Braunerden wurden, wie schon erwähnt, nur im zentralen Teil der Insel, nicht aber am Gellen gefunden. In diesem zuletzt genannten, genetisch jüngeren Gebiet bildet sich direkt aus einem Regosol ein Podsol. Die Böden sind insgesamt relativ nährstoffarm und wenig abgepuffert. Unter den klimatischen Rahmenbedingungen setzt eine für Podsole typische Versauerung und Nährstoffverarmung sehr schnell ein. Der Nährstoffeintrag durch die Gischt scheint diesen Prozess nicht zu verlangsamen.

Ein Kennzeichen für die Dynamik, d. h. dem Verhältnis von geomorphologisch zu biologisch wirksamen Prozessen, eines Gebietes ist der Anteil an **begrabenen Profilen** (VAN DER MEULEN et al., 1996). Je nach Grad der Ausdifferenzierung der begrabenen Profile kann für einzelnen Zeitperioden die Dominanz einer der beiden Prozesskomplexe angenommen werden.

Am Gellen konnten bei 38 % der erfassten Böden begrabene Profile festgestellt werden. Im Kontrast dazu konnte im Bereich des zweiten Transektes, welcher in geschützter Lage eines Küstenschutzwaldes liegt, kein einziges begrabenes Profil gefunden werden. Der erste Transekt liegt mit 20 % begrabenen Profilen im Mittelfeld zwischen dem sehr windgeschützten und durch biologische Prozesse dominierten Gebiet des zweiten Transekts und dem durch starke Dynamik, d. h. geomorphologische Prozesse, geprägten Gebiet am

Gellen. Die begrabenen Profile am Gellen sind zudem wenig entwickelte, junge Bodenprofile, die auf nur kurze, durch biologische Prozesse dominierte Perioden hinweisen.

Die Befunde der Bodenprofile und begrabenen Profile spiegeln sich ebenfalls in der Verbreitung der Pflanzengesellschaften wieder. Die Veränderungen in der Dünenvegetation im letzten Jahrhundert sollen hier zunächst beschrieben werden, bevor auf Verbindungen zur Bodenentwicklung eingegangen wird.

Innerhalb der letzten 60 Jahre unterlagen die einzelnen **Pflanzengesellschaften** in den Untersuchungsgebieten einer starken Veränderung ihrer flächigen Ausdehnung (vgl. 4.2 und SCHUBERT, 1996; 1998). SCHUBERT (1996;1998) nimmt für alle Untersuchungsgebiete unveränderte Areale für die Gesellschaften der Primär- und Weißdünen und für den Gellen zusätzlich für die Gesellschaften des *Empetrion* und das *Polytrichetum perigonale* an. Eine stärkere Änderung der Artenzusammensetzung und Rückgang des Areals der trockenen Küstenheiden (*Empetrion*) durch Verbuschung und Vergrasung kennzeichnet die Entwicklung im NSG Dünenheide (SCHUBERT, 1996). Durch die Aufgabe der Beweidung am Neugellen sind hierfür typische Pflanzengesellschaften wie zum Beispiel das *Festuco rubrae-Cynosuretum cristati* R. TX. 1940 ap. BRÜCKER 1942 oder auch *Polygalo-Nardetum strictae* OBERD. 1957, die FRÖDE (1957) 1936 noch kartiert hatte, nicht mehr vorzufinden (SCHUBERT, 1998 und vgl. Tabelle 7).

Besonders die Ausbreitung der Vegetation der Weißdünen (*Ammophila*) hat im Gegensatz zu den Ergebnissen von SCHUBERT(1996; 1998) nach der vorliegenden Arbeit in allen drei Gebieten stark abgenommen (von ca. 20 % bis Anfang der 1990er auf ca. 5 % im Jahr 2001). Von 1938 bis 2001 vergrößerten sich im Gebiet Vitte die Flächen, die mit Silbergrasfluren bedeckt sind, um das 1 ½ -fache. Zusätzlich werden große Teile in Vitte von einem Drahtschmielenrasen (*Avenella*) eingenommen. Letzterer ist weder im Gebiet Heiderose noch am Gellen vorzufinden. Bei der Heiderose hat eine geringe Zunahme an *Empetrum*-Flächen stattgefunden.<sup>22</sup> Besonders gravierend ist die Ausdehnung der Flächen der Seggenrasen (*Caricetum arenariae*) am Neugellen angewachsen. Fast 50 % des Untersuchungsgebietes werden im Jahr 2002 von diesem eingenommen. SCHUBERT (1998) fand 1990 am Neugellen

---

<sup>22</sup> Der Anteil an Kiefern (*Pinus*) hat von 1990 bis 2002 im Gebiet Vitte und Heiderose stark zugenommen. Die Ursache liegt hierbei weniger in einer tatsächlichen Veränderung der Bedeckung, da vorgefundene, in die Vegetationskarte 2002 mit aufgenommene Kiefern über 20 Jahre alt sind, sondern vielmehr in der unterschiedlichen Kartierweise. SCHUBERT (1996) hat Einzelbäume in seiner Vegetationskarte nicht grafisch dargestellt, was hingegen bei der Karte 2002 durchgeführt wurde. Ferner fehlt der Küstenschutzwald im Gebiet Heiderose auf seiner Karte 1990, obwohl dieser schon in den 1960ern gepflanzt wurde (vgl. 2.3).

einzelne kleine Flächen des *Caricetums*. Zudem hat am Neugellen die Bedeckung durch Heiden (*Empetrum*) sich seitdem um  $\frac{1}{4}$  vergrößert. Kleinere Flächen der Seggenrasen (2-3 %) sind 2002 im Untersuchungsgebiet Vitte und Heiderose ebenfalls zu finden.

Die Intensität der geomorphologisch wirksamen Prozesse hat sich auf Hiddensee in den letzten 100 Jahren durch intensive Küstenschutzmaßnahmen stark verringert. Dies mag eine Ursache für die Verringerung der Ausdehnung der *Ammophila*-Bestände sein. Eine andere Ursache sind die Küstenschutzwaldpflanzungen. Diese wurden in dem Wuchsbereich der Weiß- und Graudünen (*Jasione*) entlang der Außenküsten Hiddensees zu unterschiedlichen Zeitpunkten gepflanzt und dezimieren somit das potenzielle Areal der *Ammophila*-Bestände.

Im Untersuchungsgebiet Heiderose drückt sich die windberuhigende Wirkung dieser Küstenschutzwälder in der Ausbreitung von Heideflächen (*Empetrum*) und wenigen offenen Sandflächen aus. Die hohe Frequentierung der Dünen in den Gebieten Heiderose aber vor allem Vitte durch Strandurlauber und andere Freizeitsuchende, die nicht an ein festes Wegenetz gebunden sind, resultiert hier in der Zunahme von kleinflächigen Störungen. In Vitte kann der vor allem aus West/Nord-West kommende Wind (vgl. 2.4) an diesen offenen Sandstellen angreifen und Sandbewegungen auslösen. In der windgeschützten Lage des Untersuchungsgebietes Heiderose ist dieser Sandtransport stark eingeschränkt. Die genannten Störfelder werden vor allem zunächst von Silbergrasfluren als Pioniergesellschaften besiedelt und entwickeln sich, soweit keine weiteren Störungen vorkommen, zu Heiden (*Empetrum*) oder Seggenrasen (*Carex*). Eine direkte Besiedlung der offenen Sandflächen durch die Sandsegge (*Carex arenaria*) ist außerdem möglich. Der starke Besucherstrom und die dadurch verursachte Trittbelastung stellen eine mechanische Störung dar, die zu irreversiblen Schäden, d. h. einer Reduzierung der Bedeckung und Artenvielfalt an epigäischen Flechten führen kann (LITTERSKI, 1998).

Während der letzten 60 Jahre verlief die Ausbreitung von sowohl Seggenrasen als auch Heideflächen am Neugellen zuungunsten von Silbergrasfluren und Weißdünen. FRÖDE (1957) und SCHUBERT (1998) kartierten auf ca. 50 % des Untersuchungsgebietes am Gellen Silbergrasfluren. Im Jahr 2002 werden ca. 50 % von Seggenrasen eingenommen.

Der Neugellen ist derzeit sehr dicht bewachsen, und es existieren nur wenige offene Sandflächen. Im Vergleich zum zentralen Teil der Insel ist der Anteil begrabener Profile und jüngerer Bodenentwicklung am Neugellen höher (s. o.). Dies lässt auf eine insgesamt höhere Dynamik und momentane Phase, in der vor allem biologische Prozesse zur Wirkung kommen, schließen. Eine gewisse Übersandung ist zudem für die Ausbreitung von Seggenrasen, die

große Flächen am Neugellen einnehmen, nicht hinderlich (vgl. 5.2). Störungen im inneren Dünenbereich, die neue, offene Sandflächen und Standorte für Silbergrasfluren geschaffen hätten, fehlen jedoch zurzeit. Der Einfluss des Wildes und andere zum Beispiel küstendynamische Faktoren scheinen momentan nicht groß genug zu sein, um solche Störflächen zu schaffen und die zunehmende Ausbildung einer dichteren Pflanzendecke zu unterbinden (weitere Diskussion in 5.3).

Die Anteile der Gesellschaften feuchter Dünensenken in den Untersuchungsgebieten waren schon bei FRÖDE (1957) mit Werten unter ca. 5 % sehr gering. Bei der Kartierung 2002 konnten nur weniger als 1 % der Fläche mit Gesellschaften der feuchten Senken erfasst werden. SCHUBERT (1998) vermerkte hingegen keine merkliche Abnahme des *Polytrichetum*, sondern nur jüngerer Pioniergesellschaften der feuchten Senken, dem *Rhynchosporetum albae* OSV. 1923 em. W. KOCH 1926. Eine Abnahme von Störungen und Angriffspunkten für den Wind und ein verminderter Windeinflusses durch einen Küstenschutzwald äußert sich in einer verringerten Bildung neuer Ausblasungsmulden und damit Standorten der Gesellschaften feuchter Dünensenken.

Insgesamt kann die Vegetation der Untersuchungsgebiete wie folgt charakterisiert werden. In den Gebieten im zentralen Teil der Insel werden ca. 20 % von Silbergrasfluren bedeckt. Vitte kennzeichnet die hohe Bedeckung von Drahtschmielenrasen (17 %). Ferner werden in Vitte ca. 40 % der Fläche mit der trockenen Küstenheiden bedeckt. Bei der Heiderose dominieren die trockenen Küstenheiden mit ca. 60 %. Die Bedeckung mit Kiefern (*Pinus spec.*) ist vor allem durch die Existenz des Küstenschutzwaldes bei der Heiderose (mit ca. 13 %) ca. 2 ½-mal so groß wie in Vitte (ca. 5 %). Die Fläche am Neugellen besitzt keine kartierbaren Kiefern und nur ca. 25 % des Untersuchungsgebietes werden von trockenen Küstenheiden eingenommen. Der Seggenrasen ist hier mit 50 % Anteil die dominierende Gesellschaft. Die Fläche, die durch Silbergrasfluren eingenommen wird, ist am Neugellen nur minimal geringer als in den Gebieten im zentralen Teil der Insel. Letztere bedecken in allen drei Gebieten ca. 20 % der Gesamtfläche.

Die untersuchten Bodenparameter unterscheiden sich nur in sehr wenigen Fällen zwischen den Untersuchungsgebieten, wenn man Werte vergleichbarer Pflanzengesellschaften (*Empetrum*, *Carex*, *Polytrichum*, *Corynephorus*), die in allen drei Transekten vorkamen, gegenüberstellt. Das **C/N-Verhältnis** und der **pH-Wert** weisen minimale (nicht signifikante) Unterschiede auf. Am Neugellen wurden ein um 1-4 Einheiten engeres C/N-Verhältnis (C/N 19) und etwas höhere pH-Werte (0,2 Einheiten Unterschied) als im zentralen Teil der

Insel gefunden. Diese Unterschiede lassen auf eine weniger weit fortgeschrittene Versauerung der Böden am Neugellen schließen. Andere Parameter wie organische Substanz oder Menge an pflanzenverfügbarem Kalium in den oberen 20 cm Mineralboden vergleichbarer Vegetationseinheiten sind für die verschiedenen Untersuchungsgebiete ähnlich.

**C/N-Verhältnisse** von 20 bis 30 charakterisieren Böden mit einem vergleichsweise hohen Anteil an organischer Substanz. Bei Werten über 30 herrscht Stickstoffmangel, die Aktivität der Mikroorganismen ist gehemmt. Je geringer das Verhältnis, desto höher ist der Umsatz an organischer Substanz und desto günstiger ist die Ernährungssituation für die Vegetation (GISI, 1997; ISERMANN, 1997).

Demnach liegen die untersuchten Gesellschaften insgesamt mit einer Spanne von 11-25 in einem sehr günstigen bis guten C/N-Verhältnis (vgl. 4.5.5). Maximale Werte mit C/N 23-25 findet man in den *Avenella*- und *Empetrum*-Flächen. Im Zusammenhang mit der weit fortgeschrittenen Podsolierung und dem Auftreten von rohumusartigem Moder ist dies noch ein relativ enges C/N-Verhältnis, aber durchaus typisch für Heidegebiete (GIMINGHAM, 1972; 1979: S. 376). Nach FIEDLER & REISSIG (1964: S. 236) ist allerdings zu berücksichtigen, dass bei Rohhumusauflagen auch bei einem engen C/N-Verhältnis aufgrund schwer zersetzbarer Huminstoffe nur geringe N-Mineralisation stattfindet.

Um zu einer realen Einschätzung und Charakterisierung der untersuchten Flächen zu kommen, müssen die unterschiedlichen Flächenanteile, die Pflanzengesellschaften an dem jeweiligen Gebiet haben, mit in Betracht gezogen werden. Der hohe Anteil von Drahtschmielenrasen und trockenen Küstenheiden (zusammen 60 %) in Vitte und ein ebenso großer Gesamtanteil von trockenen Küstenheiden (ca. 60 %) bei der Heiderose, lassen größtenteils auf im Vergleich zum Gellen relativ gut mit Nährstoffen (org. Substanz 0,8-1,1 %, Kalium 0,60-0,88 mg/ 100 g Feinerde) und Wasser (6 % Bodenwasser) versorgte Flächen schließen. Am Gellen dominieren auf 50 % der Fläche Seggenrasen, deren obere 20 cm Boden 1/3 weniger Wassergehalt, ähnliche Mengen an pflanzenverfügbarem Kalium und ein um ca. 6 Einheiten engeres C/N-Verhältnis als die trockenen Küstenheiden und Drahtschmielenrasen besitzen. Weitere ca. 24 % werden am Neugellen von trockenen Küstenheiden eingenommen. Im Vergleich zu Vitte und zur Heiderose kann am Neugellen folglich in großen Teilen des Gebietes, den Flächen der Seggenrasen, für die oberste Mineralbodenschicht von einem engeren C/N-Verhältnis und trockneren Bedingungen ausgegangen werden. Je nach Baumart und Lebensformtyp können diese Faktoren förderlich

oder hinderlich für Keimung und Wachstum sein (Ausführliche Diskussion beim Gebietsvergleich und Prognose für die Untersuchungsflächen).

Entscheidend für die Nährstoffversorgung der Vegetation an einem Standort sind weniger die Bedingungen im mineralischen Boden als vielmehr die Veränderung der Humusaufgabe und der darin verfügbaren **Nährstoffe** (RODE, 1999). Diese Nährstoffe werden zunehmend von den in folgenden Sukzessionsstadien vorkommenden Arten genutzt. Im zentralen Teil der Insel Hiddensee (1. und 2. Transekt) wurden 1½- bis 2-fach dickere Gesamthumusaufgaben als am Gellen gefunden (siehe 4.6.2). Diese mächtigeren Auflagen beruhen eher auf einem ausgeprägten Fermentationshorizont (Of) und Humifikationshorizont (Oh) als auf Unterschieden in der Streuaufgabe. Weder im pH-Wert, der Leitfähigkeit im Oberboden noch im Gehalt von pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium oder der organischen Substanz existieren nennenswerte Unterschiede zwischen den Transekten. Insgesamt sind die Dünengebiete als sehr sauer und nährstoffarm zu charakterisieren. Allein die C/N-Verhältnisse sind geringfügig enger im Süden und der Grundwasserstand zur GOF scheint am Gellen höher zu liegen (s. o.). Die geringere Dicke des Fermentationshorizonts könnte auf höhere Abbauraten am Gellen schließen lassen. Der Oh-Horizont ist hingegen am Gellen ebenfalls sehr gering. Diese Verschiedenheiten, zusammen betrachtet mit dem Fehlen von Unterschieden im Gehalt an organischer Substanz (in den oberen 20 cm Mineralboden) zwischen den Transekten, legen andere Ursachen für die geringere Humusaufgabe am Gellen nahe. Es ist eher anzunehmen, dass der hohe Anteil an dynamischen Prozessen, d. h. Bodenbewegungen (siehe Diskussion der begrabenen Profile), die Ausbildung mächtigerer Humusaufgaben verhindert als dass die Abbauraten unterschiedlich hoch sind.

Unterschiede wurden ebenfalls bei allen drei Messungen in der **Leitfähigkeit des Grundwassers** zwischen den Gebieten festgestellt. Aber nur bei der Messung Ende Juni unterscheiden sich alle drei Transekte signifikant voneinander und lagen am Gellen um das 1½- bis 2½ -fache höher als bei den beiden anderen Untersuchungsgebieten. Die Wochen vor der Probennahme im Juni in den Piezometern waren geprägt durch eine extreme Westwindlage (pers. Beobachtung), die das Meerwasser wahrscheinlich stark ins Grundwasserkissen gedrückt hat. BAKKER (1990) geht davon aus, dass in Dünensystemen der Küste ein Wasserkissen aus frischem, d. h. süßem, Grundwasser auf einer Salzgrundwasserschicht liegt. Das frische Grundwasserkissen geht über eine Brackwasserschicht in das Salzgrundwasser über. Die räumlichen Ausmaße und die Qualität des Süßwasserkissens werden durch die Dichte des Salz- und Süßwassers („Ghyben-Herzberg Gleichung“), durch das Bodensubstrat und die vorkommenden stauenden Schichten, die Nähe

zum offenem Meer, das Relief im Hinterland und dortiger Wassernutzung, die Vegetationsbedeckung und die Mächtigkeit der aufliegenden Dünensande bestimmt. So liegt das frische Grundwasserkissen z.B. etwas höher unter Dünen als im Bereich von Dünensenken (BAKKER, 1990). STUYFZAND (1990) untersuchte die Qualität und räumliche Ausdehnung des Grundwassers im Raum Bergen, Nord-West Niederlande. Das Verhältnis und die Ausdehnung einzelner, chemikalisch relativ homogener Grundwasserkissen zueinander sind im Raum Bergen sehr komplex. Eine genaue Beschreibung für Hiddensee ist ohne gezielte Untersuchungen nicht möglich.

Der Gellen ist im Vergleich zum zentralen Teil der Insel in seiner West-Ost Ausdehnung sehr schmal. Das umliegende Meerwasser kann viel stärkeren Einfluss auf das Grundwasserkissen nehmen als im Gebiet zwischen Vitte und Neuendorf. Zusätzlich ist anzunehmen, dass die in den letzten 150 Jahren durchgeführten Küstenschutzmaßnahmen (vor allem die Deichbauten und Pflanzung der Küstenschutzwälder) das Verhältnis von Süß- und Salzwasser im Untergrund stark beeinflusst haben (vgl. STUYFZAND, 1990).

Biologische und ökologische Charakteristika einer Dünenlandschaft sind in hohem Maße bestimmt durch die Quantität und Qualität des vorhandenen Grundwassers (BAKKER, 1990). Die höhere Leitfähigkeit (das 1½- bis 2½-fache der Werte im zentralen Teil der Insel) des anstehenden Grundwassers am Gellen ist wahrscheinlich zurückzuführen auf episodische Überflutungen mit Brackwasser und/ oder durch in den Untergrund eindringendes Ostseewasser.<sup>23</sup> Die unterschiedliche Grundwasserqualität am Gellen gegenüber der im zentralen Teil der Insel kann eventuell ein Hinderungsgrund für die Ausbreitung von *Erica tetralix* am Gellen sein. Sie wurde bisher noch nicht am Gellen gefunden (FRÖDE, 1957; SCHUBERT, 1998 und persönliche Beobachtung). Die Glockenheide wird in den Zeigerwerten von ELLENBERG als nicht salztolerant eingestuft (ELLENBERG, 1996).

Die Leitfähigkeitswerte des gemessenen Grundwassers sind insgesamt sehr niedrig und liegen vor allem für den zentralen Bereich der Insel im Bereich von Werten für Regenwasser (50 µS/cm). Meereswasser besitzt eine Salinität von 50 mS/cm.<sup>24</sup> Der Brackwassereinfluss ist demnach nicht sehr hoch, aber Perioden mit höherer Salinität des verfügbaren Wassers durch kurzzeitige Überflutungen zum Beispiel während starker Winter- und Frühjahrsstürme können

---

<sup>23</sup> Die Annahme über das Eindringen von Ostseewasser in den Dünenkörper wird ferner durch die gemessene Leitfähigkeit am Dünenfuß, dem Standort der *Jasione*-Vegetationseinheit, unterstützt. Es konnte eine im Vergleich zu den anderen Gesellschaften erhöhte Leitfähigkeit des Grundwassers festgestellt werden.

<sup>24</sup> Vergleichswerte für die Leitfähigkeit stammen aus der Kleinen Leitfähigkeits-Fibel der Firma WTW. Diese Fibel ist zum Beispiel unter [http://chemie.uni-lueneburg.de/wtw/cond\\_d.pdf](http://chemie.uni-lueneburg.de/wtw/cond_d.pdf) zu finden.

entscheidend sein für die Keimung und Ausbreitung nicht salztoleranter Pflanzenarten der Dünenosen wie z. B. *Erica tetralix*. SYKES & WILSON (1999) nehmen ähnlich stochastische und punktuell hohe Salzeinträge (jedoch über die Luft) für neuseeländische Dünenökosysteme an, die die extremen Lebensbedingungen von Küstenstandorten kennzeichnen und wichtig für die Verbreitungsareale von Pflanzen sind.

Der **Salzgehalt der Luft**, d. h. die Menge Gischt, die von der Meeresoberfläche in die Luft gebracht und weiter transportiert wird, hängt von der Windstärke und Windrichtung, dem Relief des Meeresgrundes vor der Küste, der Entfernung zur Küste und der Topographie landeinwärts ab (MALLOCH, 1997: S. 412). Die Menge, die auf die Vegetation eingetragen wird, wird sowohl von der Struktur der Vegetationsdecke als auch von der Entfernung zur Küstenlinie beeinflusst.

Ein starker Anstieg des Salzgehalts in der Luft wurde von BOYCE (1954 in MALLOCH, 1997) ab Windgeschwindigkeiten von 7 m/s bemerkt. In den Sommer- und frühen Herbstmonaten reichen die Windgeschwindigkeiten in der untersuchten Region nur selten an 7 m/s (vgl. 2.4) und transportieren somit erstens weniger Gischt und reichen zweitens nicht aus, um diese weit landeinwärts zu tragen (vgl. 4.8.2). Einen signifikanten Unterschied in der aufgefangenen Menge gibt es nur zwischen der Kliffkante und der Gruppe der Fallen, die im Landesinneren stehen. Dieser drastische Abfall von Depositionsraten mit Abstand zum Meer und Weißdüne wurde schon von mehreren Autoren beschrieben (zum Beispiel MALLOCH, 1997; SYKES & WILSON, 1999). Die Vergleichbarkeit von Salzmessungen ist nur eingeschränkt möglich, da die Salzfallen sehr unterschiedlich konstruiert und aufgestellt werden. In der vorliegenden Arbeit wurde dasselbe Prinzip verwendet wie bei WILSON & SYKES (1999). Im Gegensatz zu den in der vorliegenden Arbeit auf Hiddensee erfassten Einträgen mit maximal 12 % Leitfähigkeit des Ostseewassers, wurden an der neuseeländischen Küste in den aufgefangenen Wasser Leitfähigkeiten von ca. 65 % des Meerwassers gemessen. Zudem werden an der Kliffkante nur maximal  $\frac{1}{10}$  der Salzmengen, die auf Neuseeland gemessen wurden, auf Hiddensee eingetragen (vgl. SYKES & WILSON, 1999 und 4.8.2). Die Menge an Salz in der Luft hängt nicht nur von der Windstärke, sondern auch anderen Faktoren ab, die die Menge der Luftblasen im Meereswasser erhöhen (MALLOCH, 1997). So kann dieser enorme Unterschied im relativen Eintrag zwischen Hiddensee und den untersuchten Dünen in Süd-Neuseeland (SYKES & WILSON, 1999) an der Untergrundbeschaffenheit des „Meeres“ vor der Küstenlinie, dem Abstand zur Wasserkante, der unterschiedlichen Salinität der „Meere“, ungleicher Sturmhäufigkeit oder aber auch der Höhe der Dünenrücken liegen.

Am Gellen wird die Gischt viel weiter landeinwärts getragen als im Gebiet südlich von Vitte. Die Ursache liegt hierbei wahrscheinlich an dem unterschiedlichen Relief. Die Weißdüne direkt an der Ostseeaußenkante ist weniger steil und hoch und der Abstand zur Wasserkante ist etwas geringer als im zentralen Teil der Insel. Ein weiterer Grund könnte eine erhöhte Windgeschwindigkeit im Süden der Insel sein. Am Gellen wird der Wind durch keinerlei Hindernisse gebrochen wie es im besonderen Maße im zweiten Transekt durch den Küstenschutzwald und im nördlichsten Transekt durch umliegende Bauten (wenn auch hier nur eingeschränkt) der Fall ist.

Der Einfluss auf die Vegetation ist schwer abzuschätzen. Signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten wurden vor allem in der Vegetationsperiode gefunden (vgl. 4.8.2). In diesen Monaten ist jedoch der Eintrag im Vergleich zu den restlichen Monaten extrem gering. Insbesondere Annuelle und Keimlinge sind gefährdet durch Salzeintrag auf die Blattoberfläche, da nur geringe Abwehrmechanismen entwickelt sind (zum Beispiel eine genügend dicke Cuticula). Schon kurze, starke Stürme, die über Salzfallen (wie hier verwendet) und Messungen in solch groben Zeitrastern nicht punktgenau wahrgenommen werden, können ausreichen, um sie absterben zu lassen (MALLOCH, 1997). BOYCE (1954 in PARSONS, 1981) schreibt, dass der Einfluss von Salzspray auf isoliert stehende Pflanzentriebe, die über die umgebende Vegetationsdecke hinaus wachsen, am größten ist. Exponierte Jungwüchse von Gehölzen unterliegen damit einer verstärkten Belastung durch Salzspray und können in ihrem Wachstum behindert werden (vgl. auch NEUHAUS, 1990).

Typische Pflanzenarten der exponierten Küstestandorte haben diverse Schutzmechanismen gegen Salzspray entwickelt. *Carex arenaria* kann unter Salzstress die Produktion von organischen Substanzen wie zum Beispiel Cholin, Aminosäuren und löslichen Zuckern steigern, um den Turgor aufrecht zu halten (GORHAM ET AL., 1980 in MALLOCH, 1997). Die Resistenz gegenüber Salzspray ist bei *Festuca rubra* in Weißdünen der Küstenkante am größten, gefolgt von *Festuca*-Populationen in Salzgrasländern und beweideten Dünenpopulationen (HUMPHREYS, 1982 in MALLOCH, 1997).

Hohe Salzeinträge im Herbst und Winter, d. h. in der Wachstumsruhephase, können ferner in die Triebe und Knospen eindringen und diese töten (BOYCE, 1954 in MALLOCH, 1997: S. 415). Entscheidend ist somit nicht nur die Vegetationsperiode, sondern auch der Salzeintrag im gesamten Jahresverlauf. Im Untersuchungsgebiet wurden im Herbst und Winter 2-3-mal so große Mengen Salz in die Gebiete eingetragen wie im Frühjahr und Sommer.

Es ist unwahrscheinlich, dass diese geringen Mengen an Salzeintrag im inneren Dünenbereich der Gebiete einen entscheidenden und stark Vegetations-differenzierenden Faktor - auch für den Gellen - darstellen. Sie können dagegen ein zusätzlicher Stressfaktor sein, der die vorkommenden Pflanzen anfälliger macht gegenüber anderen negativen Einflüssen. Da der Salzeintrag im inneren Dünenbereich am Gellen in den meisten gemessenen Monaten höher liegt als im zentralen Teil der Insel (1. und 2. Transekt) wird hier der zusätzliche Stress für die Vegetation größer sein. Salzspray kann sich jedoch auch positiv auf die Vegetation auswirken, da seebürtige Nährstoffe eingetragen werden (s. o.). Allein die Menge, die Häufigkeit und der Zeitpunkt des Salzeintrags sowie die Eigenschaften der betroffenen Pflanzenarten sind dafür ausschlaggebend, ob der Salzeintrag sich für die Vegetation eher negativ oder positiv auswirkt (ausführliche Diskussion bei PARSONS, 1981).

Aus den bisher diskutierten Faktoren lassen sich folgende Gesamtbilder für die drei Untersuchungsgebiete entwerfen. Das Gebiet des ersten Transekts (Vitte) liegt außerhalb des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft und war Anfang des 17. Jahrhunderts noch waldbestanden. Derzeit ist es stark reliefiert und besitzt 20 % begrabene Bodenprofile. Es kommt teilweise zu Braunerdebildungen, aber Podsole sind auch in diesem Gebiet die vorherrschenden Bodentypen. Die Vegetation dieser Dünensande ist neben einem relativ hohen Anteil trockener Küstenheiden geprägt durch relativ großflächige Drahtschmielenrasen.

Die Dünenheide westlich der Heiderose (2. Transekt) liegt im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und ist im Westen durch einen Küstenschutzwald von den Einflüssen der Ostsee weitestgehend abgeschirmt. Das Relief ist relativ ausgeglichen und keinerlei begrabene Profile konnten gefunden werden. Die vorherrschende Bodenentwicklung sind Podsole und 60 % der Fläche sind durch Küstenheiden bedeckt.

Der Neugellen ist ein verhältnismäßig junges Schwemmland (Strandwallbildungen) und als Kernzone im Nationalpark ausgewiesen. Die Dünen liegen näher am Grundwasser. Gleye kommen hier häufiger als im zentralen Teil der Insel vor. Der Anteil begrabener Profile ist mit 38 % doppelt so hoch und der Einfluss geomorphologischer Prozesse damit stärker als im Gebiet Vitte. Die untersuchten Flächen werden derzeit zu fast 50 % von Seggenrasen und zu etwa 25 % von Küstenheiden bedeckt. Die Mächtigkeit der Humusaufgabe ist am Neugellen nur  $\frac{1}{2}$ - $\frac{2}{3}$  so groß und das C/N-Verhältnis um 1-4 Einheiten enger als in den anderen beiden Untersuchungsgebieten. Zusätzlich unterscheidet sich die Qualität des Grundwassers (höhere Leitfähigkeit am Neugellen) und aerogenes, vor allem seebürtiges Salz wird weiter landeinwärts eingetragen.

Die Kartierung der Baumbestände ergab signifikante Unterschiede sowohl in der Bestandsdichte, der Verbissstärke als auch im Alter und der Größe der vorkommenden **Gehölze**. Die geologisch älteren Gebiete grenzen sich stark vom jüngeren Gebiet ab. Der Baumbestand ist drei bis viermal so hoch gewachsen und die Individuen sind doppelt so alt im älteren, zentralen Teil der Insel. Mit einem Durchschnittsalter von 6-7 Jahren sind die Gehölze insgesamt sehr jung. Es stehen einige ältere Bäume im Gebiet, aber das Gros besteht aus jüngeren. Am Gellen kommen große Überhälter gar nicht vor. Das älteste vorkommende Gehölz, das nicht zu den Zwergsträuchern (Chamaephyten) gehört, ist im Süden der Wacholder (*Juniperus communis*). Andere Nadelbäume findet man in der Kernzone nur in der Nähe des Küstenschutzwaldes, der aus Kiefern (*Pinus spec.*) besteht. Die Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*) kommt in allen drei Gebieten vor. Sie bildet die Hälfte des Bestandes bei der Heiderose (2. Transekt) und scheint nicht zu den Arten zu zählen, die Rehe (*Capreolus capreolus*) gerne fressen. Nur am Gellen werden sie wie die anderen dort vorkommenden Gehölze stark verbissen. Im zentralen Teil der Insel wird sie fast ganz gemieden und nur bevorzugte Arten wie zum Beispiel Pappel (*Populus tremula*) und Birken (*Betula spec.*) werden stark abgefressen. Die Artenvielfalt und damit das Nahrungsspektrum für die „Naschkatze“ Reh (KLÖTZLI, 1965) ist im zentralen Teil der Insel (1. und 2. Transekt) im Vergleich zum Süden doppelt so groß. Es besteht kein Grund, weniger beliebte Arten im Gebiet des ersten und zweiten Transekts zu fressen.

Am Gellen werden die **Rehe** weniger oft gestört und können bis auf einige Ausnahmen in Ruhe äsen. Der Baumbestand ist nur halb so dicht (2,8 Ind./ 100 m<sup>2</sup>) wie in den anderen beiden Gebieten (4,5-6,4 Ind./ 100 m<sup>2</sup>), der stärkere Beweidungsdruck auf einzelne Gehölze am Gellen drückt sich im stärkeren Verbiss (höheren Verbissstärkegrad) aus. Ein Nachteil des Gellens ist, dass das Gebiet sehr offen ist und kaum Verstecke in Form von Gehölzen oder ähnlichem vorweisen kann. Rehe stehen und äsen bevorzugt am Waldrand, um bei Gefahr schnell den Schutz des Waldes nutzen zu können (KURT, 2002). Theoretisch wäre deswegen eine geringere Nutzung des Gellens als Äsungsfläche zu erwarten, aber der höhere Schutzstatus (Kernzone im NP) des Neugellens unterbindet eine häufige Störung des Rehwildes. Der Mangel an Verstecken und das geringere Nahrungsangebot rücken in ihrer Wichtigkeit in den Hintergrund. Rehe bevorzugen diejenigen Räume mit den klarsten optischen Strukturgrenzen zwischen Biotopen (KURT, 2002). Diese klaren Grenzen erleichtern ihnen die Orientierung. Sie können Sozialpartner sowie Feinde besser erkennen, und dieser Vorteil ist ihnen möglicherweise so viel wert, dass sie äsungsärmere Gebiete äsungsreicheren, jedoch unübersichtlicheren, wie etwa Naturverjüngungen oder wie auf

Hiddensee Flächen mit weniger Rückzugsmöglichkeiten, vorziehen (KURT, 2002). Ob sich Rehe durch häufige Frequentierungen von Menschen in ihrer Wahl des Nahrungsraumes beeinflussen lassen, wird kontrovers in der Literatur diskutiert (BÜKER et al., 1999; KURT, 2002). BÜKER et al. (1999) konnten in einem Renaturierungsgebiet am Stadtrand von Berlin keinerlei Unterschiede im Fraßverhalten und in der Wahl des Aufenthaltsortes bei stärkeren menschlichen Aktivitäten feststellen. In der Jagdzeit waren die Rehe hingegen viel heimlicher und verlegten ihre Hauptaktivitätszeit in die Nacht. Auf Hiddensee ist die Fluchtdistanz der Rehe viel geringer als am Festland. Eine hohe Präsenz von Menschen scheint die Rehe nicht stark zu beeinflussen (eigene Beobachtungen). Ursachen für die unterschiedliche Verbissstärke liegen somit weniger in dem unterschiedlichen Aufenthaltsort und damit Besatzdichten als vielmehr in der geringeren Gehölzdichte. Wird eine gleiche Populationsdichte der Rehe für die drei Untersuchungsgebiete angenommen, ist der Beweidungsdruck auf die vorkommenden Jungwüchse am Gellen durch eine geringe Gehölzdichte höher.

Im Untersuchungsgebiet Heiderose, in dem der Verbiss der Gehölze sehr schwach ausgeprägt ist und damit am geringsten ausfällt (im Vergleich zum mäßigen Verbiss im Gebiet Vitte und starkem Verbiss am Gellen), wurden im Untersuchungszeitraum Pflegemaßnahmen vom Nationalpark durchgeführt. Selektiv wurden durch Jugendgruppen per Hand und Axt Gehölze entnommen. Der Baumartenbestand und die Verbissstärke sind wenig aussagekräftig, beziehungsweise konnte durch die stattgefundenen Pflegemaßnahmen besonders die Intensität des Verbisses schlecht realistisch eingeschätzt werden.

Rehe klettern nicht so häufig wie zum Beispiel Ziegen (und zum Teil Mufflons (*Ovis ammon musimon*)<sup>25</sup>) in die Sträucher und Bäume, um an „leckere“ Blätter zu gelangen. Es besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Größe der Bäume und dem Verbissstärkegrad (vgl. Tabelle 10). Einjährige Keimlinge sind im Allgemeinen so klein, dass sie nicht über die Zwergstrauchheidenschicht hinaus kommen. Sie werden fast gar nicht verbissen. Gehölze im Alter von 2-4 Jahren und einer mittleren Größe von 0,5-1,0 m werden am stärksten verbissen. Dies scheint die ideale Fraßhöhe für Rehe zu sein. In einem Gebirgswald beschreiben EIBERLE & NIGG (1984) eine starke Anreicherung von Verbisspuren des Rehs an Weißtannen

---

<sup>25</sup> Mufflons gehören zu den „grazer“, d. h. sie ernähren sich vornehmlich von Gräsern und Kräutern der Krautschicht und weniger von Sträuchern, Bäumen und deren Blattwerk beziehungsweise Rinde wie zum Beispiel der Rothirsch (*Cervus elaphus*) als typischer „browser“ (VERA, 1999). Rehe und Ziegen werden als „intermediate feeders“ bezeichnet, d. h. sie wechseln je nach Nahrungsangebot und Bedarf zwischen krautigen und verholzten Pflanzen. Jäger aus Neuendorf (unter anderem J. Eckhardt) beobachteten hingegen, wie Mufflons Äste kleinerer Bäume effektiv verbissen haben (vgl auch JESCHKE, 1997).

zwischen 0,00 und 0,40 m. Die Akkumulation von Verbiss Spuren ist bei 1,15 m praktisch abgeschlossen. Am Gellen korreliert der Verbissstärkegrad positiv mit dem Alter. In den anderen beiden Untersuchungsgebieten konnte keine signifikante Korrelation zwischen Verbiss und Alter der Gehölze festgestellt werden. Eine Ursache für die unterschiedlichen Signifikanzen der Korrelationen in den drei Untersuchungsgebieten liegt vermutlich in der andersartigen Altersstruktur der erfassten Gehölze (vgl. Abbildung 26). Am Gellen sind die Gehölze im Mittel nur 3 Jahre alt und liegen somit noch in der optimalen Höhe für eine Beweidung durch Rehe.

Eine fehlende Korrelation des Alters mit der Größe der Gehölze am Gellen liegt vermutlich an einer zu geringen Anzahl älterer Gehölze. Die Menge der Datenpunkte beschränkt sich auf eine zu geringe Altersspanne, um eine Korrelation zu diesem Zeitpunkt statistisch feststellen zu können. Ebenso wie in den anderen Untersuchungsgebieten ist am Gellen ein positiver Zusammenhang zwischen Alter und Größe der Gehölze zu vermuten (vgl. Streudiagramme für die drei Untersuchungsgebiete im Anhang).

Am Gellen schaffen nur wenige Heister es, über die Zwergstrauchheideschicht hinaus zu kommen. Sie sind stark verzweigt und schließen ihre „Krone“ mit der Heideschicht ab. Die Verbissintensität scheint am Gellen - zumindest in einiger Entfernung vom Ende des Küstenschutzwaldes, der sich entlang des Altgellen zieht - sehr groß zu sein. Der Gehölzwuchs wird stark negativ beeinflusst, aber das Wachstum nicht vollkommen verhindert. Eine Korrelation zwischen Alter und Größe der Bäume konnte für alle Untersuchungsgebiete nachgewiesen oder zumindest vermutet werden. Die aufkommenden Gehölze können demnach von Rehen (und Mufflons) nicht so stark verbissen werden, dass sie sich nicht etablieren könnten. Das Größenwachstum ist stark eingeschränkt und verlangsamt, aber nicht hundert-prozentig unterbunden. Rehe werden im Allgemeinen als keine wirksamen Faktoren angesehen, Flächen längerfristig offen zu halten. Rothirsche (*Cervus elaphus hippelaphus*) können unter bestimmten Rahmenbedingungen und Besatzdichten Flächen wesentlich effektiver offenhalten (vgl. VÖLKL, 1999; CORNELIUS & HOFMAN, 1999).

Die Form und Krümmung der Schaftachsen spiegeln im Gegensatz zur Meinung in der Literatur (EIBERLE & NIGG, 1984) nicht die unterschiedlichen Beweidungsintensitäten wieder. Die in der vorliegenden Arbeit erfasste, verzweigte Form mit ein bis zwei Trieben und der gerade, einschnürige Wuchs lässt auf moderaten Beweidungsdruck schließen.

Entscheidend für die Ansiedlung von Gehölzen sind Faktoren wie die Struktur der vorhandenen Diasporenbank, zusätzlicher Sameneintrag und -verbreitung, unterschiedlichste

Bodenparameter wie Nährstoffgehalt, Wasserspeicherkapazität, aber auch Standortparameter wie zum Beispiel das Lichtangebot und Konkurrenz um ober- und unterirdischen Raum. Diese Faktoren sind je nach Art in unterschiedlicher Intensität tolerierbar oder eine unabdingbare Voraussetzung für eine Keimung und die folgende Etablierung. In den untersuchten Gebieten auf Hiddensee wurden ein immens dichter Wurzelfilz und ein hoher Deckungsgrad der Vegetation im Bereich der Seggenrasen gefunden (vgl. Tabelle 4). Eine Keimung von Samen anderer Arten wird durch diesen dichten ober- und unterirdischen Bewuchs und zusätzlich durch die mächtige Streuauflage extrem erschwert. Zur Charakterisierung der Konkurrenz im Bodenraum wurden Durchwurzelungsproben genommen (vgl. 3.5 und 4.4). Methodische Mängel machen allerdings eine Interpretation nahezu unmöglich.

Die Wurzelichte wurde in Trockenmasse/Volumen (g/l) ausgedrückt. Die Wurzeln der dominierenden Arten (vor allem *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum*, *Erica tetralix*, *Carex arenaria* und *Avenella flexuosa*) in den Vegetationseinheiten sind unterschiedlich stark lignifiziert. Durch ein Trocknen wird die Masse bei lignifizierten Wurzeln nicht so stark reduziert, wie es bei krautigen Wurzeln der Fall ist. Das Trockenmasse/Volumen gibt demnach kein vergleichbares Verhältnis für Durchwurzelungsproben unterschiedlicher Lebensformen wieder. Um einen Vergleich zu ermöglichen, wären Korrekturfaktoren nötig, die von der Trockenmasse auf eingenommenes Volumen schließen lassen. Solche Korrekturfaktoren gibt es nach Wissen der Bearbeiterin noch nicht.

Im Feld bestand unter Seggenrasen die oberste Schicht der Humusaufgabe nahezu nur aus lebenden Wurzeln. Die Konkurrenz um Bodenraum müsste demnach sehr hoch sein. Unter den trockenen (*Empetrum*) und nassen (*Erica*) Heiden war die Durchwurzelung weniger intensiv, und ein großer Anteil der Wurzeln war abgestorben. Es gab auch oberirdisch offene Stellen innerhalb der Vegetationsdecke. Die in der vorliegenden Arbeit erfassten Wurzelmassen ergaben aber ein anderes Bild, das die Umweltbedingungen für Samen und Keimlinge nicht der Realität entsprechend wiedergibt (vgl. 4.4).

### **5.2 Diskussion der Pflanzengesellschaften der Untersuchungsgebiete**

Küstendünen sind sehr vielfältig hinsichtlich ihrer Artenausstattung und Lebensräume. Sie bieten auf engem Raum extrem unterschiedliche Standortbedingungen für Pflanzen und Tiere (VAN DER MAAREL, 1997). Das Spektrum von Pflanzengesellschaften reicht von sehr nassen, anmoorigen Senken über Trockenrasen bis hin zu Gebüschformationen und lichten

Küstenwäldern. Im Folgenden werden die trockenen und feuchten Heiden sowie die Dominanzbestände von *Carex arenaria*, das *Caricetum arenariae* STEFFEN 1931, ausführlicher beschrieben. Das Gesamtbild der Dünenlandschaft wird abgerundet durch zusätzliche, kürzere Beschreibungen der anderen, vorgefundenen Pflanzengesellschaften. Die Gliederung der Darstellungen folgt der sehr vereinfachten und grob schematisierten, angenommenen Abfolge von Dünen im Küstenraum (ELLENBERG, 1996), d. h. Weißdüne – Graudüne – Braundüne, und ihren typischen Pflanzengesellschaften.

***Festucetum arenariae* beziehungsweise *Elymo-Ammophiletum festucetosum* BRAUN-BLANQUET et de LEEUW 1936**

Das *Festucetum arenariae* (BERG et al., 2001) (synonym *Elymo-Ammophiletum festucetosum* BRAUN-BLANQUET ET DE LEEUW 1936 (SCHAMINÉE et al. , 1996) ist eine relativ offene Gesellschaft der stark übersandeten, exponierten Dünenkuppen und -oberhänge (SCHAMINÉE et al. , 1996). Der ständige Sand- aber auch seebürtige Salzeintrag verhindern die Bildung ausdifferenzierter Bodenprofile (AC-Profil) und tief greifender Nährstoffauswaschungen (MÜCHER, 1990). Im Vergleich zum *Elymo-Ammophiletum typicum* ist das *Festucetum* auf weniger dynamischen, humusreicheren und relativ stabilisierten Dünen zu finden (SCHAMINÉE ET AL. , 1996), die eine Ansiedlung von Moosen wie zum Beispiel *Ceratodon purpureus* ermöglichen (SCHAMINÉE et al. , 1996).

In den Untersuchungsgebieten auf Hiddensee wurden ebenfalls AC-Profile, d. h. Regosole, mit geringer humoser Auflage (ca. 2 cm) vorgefunden. Diese relativ dicht bewachsenen Weißdünen (ELLENBERG, 1996) sind mit einem pH-Wert der oberen 20 cm Boden von 4,9 als sehr sauer zu bezeichnen. Im Vergleich zu anderen Weißdünen der Küste Vorpommerns liegt der pH-Wert der Böden unter *Ammophila*-Beständen auf Hiddensee 1-2 pH-Stufen tiefer (vgl. ISERMANN, 1997). *Ammophila*-Bestände können sowohl auf kalkarmen als auch kalkreichen Sanden gedeihen. OLSSON (1974 in SCHAMINÉE et al. , 1996) beschreibt eine Spannweite von pH 5,0 bis 9,0 für schwedische Weißdünen. Geht man von dieser Spanne als Toleranzbereich für Weißdünenengesellschaften aus, liegt der Wert für Hiddensee, sofern eine einmalige Messung überhaupt als repräsentativ angesehen werden kann, am unteren, sauren Ende der in der Literatur beschriebenen. Ursache für diesen für ein *Ammophiletum* niedrigen pH-Wert ist der in der vorliegenden Arbeit als sehr gering angenommene Kalkgehalt der vorkommenden, anstehenden Sande. Der Gesamtkarbonatgehalt wurde in den vorliegenden Untersuchungen aufgrund sehr geringer Bodenreaktion, die kaum nennenswerte Mengen an

Karbonat erwarten lässt, nicht analysiert (vgl. 3.6). ISERMANN (1997: S. 158) fand für die Küste Gesamtkarbonatgehalte zwischen 0,2-2,9 % (im Mittel). Ebenso charakterisiert BARTHEL (2002) die oberflächlich anstehende Sandfolge - bis auf einige wenige Reste Muschelschill - als kalkfrei. Ein Kalkpuffer ist demnach fast gar nicht vorhanden. Eine Versauerung und damit einhergehende pH-Wert-Erniedrigung gehen sehr schnell von statten. Der in der vorliegenden Arbeit einmalig gemessene pH-Wert in den oberen 20 cm einer Weißdüne ist aufgrund des geringen Kalkgehalts, der in anderen Untersuchungen festgestellt wurde (vgl. ISERMANN, 1997; BARTHEL, 2002), als relativ verlässlich einzuschätzen.

***Helichryso arenarii-Jasionetum litoralis* LIBBERT 1940 und *Corniculario aculeatae-Corynephorretum canescentis* STEFFEN 1931 Nom. Inv.**

Diese beiden artenreichen (17 beziehungsweise 14 Arten) und relativ offenen (5 % beziehungsweise 8 % ohne Vegetation) Pioniergesellschaften sind in den Untersuchungsgebieten an weniger stark und häufig übersandeten Standorten zu finden. Die beginnende Versauerung des Bodens hat teilweise zu geringen Podsolierungen geführt. Das *Jasionetum* ist allerdings an den leeseitigen Dünenfuß der Weißdünen, den Standort der Graudünen, gebunden (vgl. auch ELLENBERG, 1996; DENGLER im Textband zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung). Die Silbergrasfluren kommen im gesamten Dünengebiet als Pioniergesellschaften auf noch nicht festgelegten Sanden vor. Die oberirdische Phytomasseproduktion und damit die Ausbildung einer Humusauflage und organischer Substanz im Oberboden der Silbergrasfluren ist stark durch die großen Temperaturschwankungen (ELLENBERG, 1996; SCHAMINÉE et al., 1996), häufigen Übersandungen und oft extreme Trockenheit reduziert. Nur wenige Pflanzen und Lebewesen der Bodenfauna sind an diese Extremstandorte angepasst (SCHAMINÉE et al., 1996). In schon länger besiedelten, älteren und relativ festgelegten Sanden können Flechten (vor allem der Gattung *Cladonia*), die an hohe Temperaturschwankungen sehr gut angepasst sind (WIRTH, 1995), an Bedeckung und Vielfalt zunehmen.

Gemeinsam ist den bisher genannten Gesellschaften (*Festucetum*, *Jasionetum* und *Corynephorretum*) eine selten ganz geschlossene, relativ lichte Vegetationsdecke, ein tief unter Flur anstehendes Grundwasser (grundwasserferne Gesellschaften), wenig weit fortgeschrittene Bodenentwicklung und durch diese Faktoren bedingt das Fehlen von spontan aufkommenden Gehölzen. Vor allem die hohe Dynamik der Dünensande und die extremen

Temperaturschwankungen unterbinden eine Keimung von Bäumen. Zwergsträucher wie zum Beispiel *Salix repens* oder *Rosa rugosa* vermögen sich auf diesen Standorten hingegen spontan anzusiedeln, zu wachsen und sich fortzupflanzen.

Eine Korrelation zwischen dem Grundwasserstand und dem gefallenem Niederschlag ergab sich nur für Silbergrasfluren und das *Jasionetum* (vgl. 4.7).<sup>26</sup> Der Niederschlag gelangt hier direkt durch den stark durchlässigen Sand ins Grundwasser. Bei den Seggenrasen oder Heideflächen wird vermutlich ein großer Anteil des Niederschlags durch dicke Humusaufgaben abgefangen, gespeichert und über Evapotranspiration wieder abgegeben. Die offenen Gesellschaften, das *Corynephorium*, *Jasionetum* und auch *Ammophiletum*, für das aber keine verlässlichen Grundwasserstände zur Verfügung standen, sind somit wichtig als Flächen neuer Grundwasserbildung.

### ***Caricetum arenariae* STEFFEN 1931**

SCHUBERT (1998; SCHUBERT et al., 1995) beschreibt diese Gesellschaft im Rahmen seiner Vegetationskartierungen auf Hiddensee Anfang der 1990er als *Caricetum arenariae* SCHUB. 1995 als Erstbeschreiber. Dieses ist nach DENGLER (im Textband zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung) eine illegale Benennung, da Erstbeschreiber STEFFEN 1931 (1931) an der Kurischen Nehrung war. SCHUBERT revidiert seine Benennung von 1995 in dem neu erschienenen Pflanzengesellschafts-Bestimmungsschlüssel 2001 (vgl. Aussagen in SCHUBERT et al., 1995 und SCHUBERT et al., 2001). DENGLER (im Textband zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung) gibt weitere Beschreibungen synonymmer Gesellschaften von WESTHOFF (1961) und rangloser Gesellschaften wie zum Beispiel in POTT (1992) oder in der Vegetation van Nederland (SCHAMINÉE et al., 1996) an. Da in der neuen pflanzensoziologischen Bearbeitung der Gesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns auch ranglose Zentralsyntaxa zugelassen werden, können derartige artenarme Rasen der Sandsegge berechtigtermaßen als Assoziation geführt werden. Im Gegensatz zu manchen anderen Autoren (POTT, 1992; SCHUBERT et al., 1995) betrachtet DENGLER eine Zuordnung nur zum *Corynephorion canescentis* und nicht zum *Thero-Airion* als sinnvoll. IKEMEYER (1986: S. 33) stellt sie zum gleichen Verband, schließt aber auch noch das *Airo-Caricetum arenariae* WESTH v. LEEUW en ADR. mit ein. (Die im *Airo praecocis-Caricetum arenariae* WESTHOFF et al. 1961 p.p. verwendeten

---

<sup>26</sup> Im Bereich der Weißdünen würde wahrscheinlich eine ähnliche Korrelation auftreten. Die erfassten Messwerte für die *Ammophila*-Bestände reichen für statistische Überprüfung jedoch nicht aus.

Beschreibungen sind nach DENGLER sehr heterogen und werden von ihm zu unterschiedlichen Assoziationen gestellt, so ein Teil auch zum *Thero-Airion* R.TX. ex OBERD. 1957 (DENGLER im Textband zu BERG et al., 2001 in Vorbereitung.)

ISERMANN unterscheidet drei Typen des *Caricetum arenariae*: das *Caricetum festucetosum*, das *Caricetum cladonietosum* und das *Caricetum typicum* (ISERMANN, 1997). Ausgangspunkte einer Entwicklung zum *Caricetum* können sowohl ein *Elymo-Ammophiletum festucetosum* und alle offenen Gesellschaften der *Koelerio-Corynephoretea* (vor allem das *Violo-Corynephoretum*) als auch sekundäre Störflächen sein, die vom Rande mit Ausläufern besiedelt werden (HEYKENA, 1965; JECKEL, 1984). ISERMANN (1997: S. 111) erwähnt eine mögliche Sukzession der verschiedenen *Caricetum*-Typen zum *Festuco-Galietum veri*, *Genisto-Callunetum*, *Hieracio-Avenelletum flexuosae* oder auch *Campylopetum introflexi*. Ebenso wie DENGLER sieht sie die Aufstellung einer eigenständigen Assoziation gerechtfertigt, da das *Caricetum* Standortunterschiede zu anderen Gesellschaften aufweist und eine eigenständige Entwicklung zeigt (ISERMANN, 1997: S. 113).

Das Vorkommen dieser *Carex arenaria*-Dominanzen - beschrieben als eine eigene Assoziation, in Form einer ranglosen Gesellschaft oder als Fragment einer Gesellschaft - wurde im gesamten Küstengebiet der Nord- und Ostsee (an entsprechenden Standorten und innerhalb der Verbreitungsgrenzen von *Carex arenaria*) von verschiedenen Autoren geschildert (Beispiele und Fundorte siehe Tabelle 34).

**Tabelle 34: Auflistung einiger Nachweise von Vegetationseinheiten mit *Carex arenaria*-Dominanzen**

Region	Nachweis durch
Niederlande	DOING (1975); (eventuell WESTHOFF et al. (1962)); VAN DER MAAREL & WESTHOFF (1964), DORP et al. (1985) und VAN DER MAAREL ET AL. (1985) (Tall dune grasland, Oostvoorne)
Groß-Britannien	MALLOCH (1985) (vor allem Süd-Ost England, aber auch Schottland); GIMINGHAM (1964) (Schottland)
Dänemark	HEYKENA (1965)
NW Deutschland	JECKEL (1984) ; HEYKENA (1965); IKEMEYER (1986) (Wangerooge)
NE Deutschland	BOCHNIG (1959) (Vilm); SCHUBERT et al. (1995 und 1998) (Gellen) ; ISERMANN (1997) (unter anderem Hiddensee); JESCHKE (1968) (Ruden)
Polen, Litauen	Steffen (1931) (Frische Nehrung); Hueck (1932) (Leba Nehrung); Paul (1953) (Kurische Nehrung)
Finnland	WILLERS (1986)

Seit den Anfängen der klassischen Pflanzensoziologie und Klassifizierungen von Pflanzengemeinschaften, ist diese oder eine Spielart dieser durch *Carex arenaria* dominierten Gesellschaft beschrieben worden. Als neu oder einzigartig für die Insel Hiddensee lässt sie sich nicht charakterisieren. Die Ursachen für die Ausbreitung beziehungsweise das Auftreten der Gesellschaft sowie ihre Standortsansprüche werden jedoch widersprüchlich in der Literatur diskutiert.

Die Streuung der untersuchten Umweltfaktoren ist sehr groß und lässt auf ein weites ökologisches Optimum der Sandsegge schließen (vgl. 4.5 und 5.3; IKEMEYER, 1986). So kann zum Beispiel die Bodenentwicklung unter Seggenrasen entweder in den Anfangsstadien liegen (Regosol) oder weiter fortgeschritten sein (Podsol); Humusaufgaben können sehr mächtig oder weniger stark entwickelt sein. IKEMEYER (1986) erwähnt eine dicke Streuauflage. Die Ausgangsbedingungen für eine Entwicklung hin zu einem Seggenrasen sind sehr unterschiedlich. Zusätzlich zu den schon erwähnten (s. o.) kann ein *Caricetum* wahrscheinlich auch als Folgestadium einer Heidegesellschaft (*Empetrium nigri*) auftreten. Dies legen Beobachtungen im Feld nahe, wo unter einem dichten Seggenrasen alte - zum Teil lebende und zum Teil abgestorbene - *Empetrum*- und *Calluna*-Pflanzen gefunden wurden (siehe Abbildung 16). Die Tatsache, dass die Sandsegge in fast allen Aufnahmen vorhanden ist, somit Verbreitungseinheiten (Rhizome oder Samen) überall vorhanden sind, unterstützt die Annahme der weiten, als optimal empfundenen beziehungsweise tolerierten, ökologischen Amplitude. Bei optimalen Bedingungen zeigt die Sandsegge ein stärkeres Wachstum und Ausbreitung bis hin zu fast monospezifischen, dichten Matten.

Fördernde Bedingungen sind wahrscheinlich ein etwas erhöhter Anteil an organischer Substanz im Oberboden, der mit denen auf Standorten der Graudünen verglichen werden kann (vgl. 4.5.5 und 5.3), und geomorphologisch weniger dynamische Bereiche als die der Silbergrasfluren und Weißdünen. Die Nährstoffversorgung bleibt aber suboptimal. Rhizombildner - wie es die Sandsegge ist - sind bei suboptimaler, d. h. relativ geringer, Nährstoffversorgung, bei einer dicken Streuschicht (Lichtmangel beim Wiederaustrieb) und bei erhöhten Bodenwassergehalten besonders konkurrenzfähig (GISI, 1997: S. 254).

Nur nach dem Grundwasserstand beurteilt, zählt das *Caricetum* zu den grundwasserfernen Vegetationseinheiten wie die Silbergrasfluren. Der ausgeprägte Wurzeldimorphismus und ein Wachstum bis in 3,4 m Tiefe lässt aber die Ausnutzung jedweder Feuchtigkeitshorizonte zu (TIDMARSH 1939 in IKEMEYER, 1986). Der Grundwasserstand liegt nicht ganz so tief wie unter Silbergrasfluren und Graudünen und zeigt eher eine Zwischenstellung zu den

*Empetrum*-Flächen an. Ein etwas näher liegender Grundwasserstand zur GOF scheint demnach förderlich für eine Ausbreitung von *Carex arenaria* zu sein.

Ein einmal gut entwickelter, dichter Seggenrasen bildet durch seine hohe Produktivität und den Abbau dieser Biomasse eine Umgebung mit verbesserter Nährstoffversorgung und stark verringertem Lichteinfall auf den Boden beziehungsweise auf die Humusaufgabe (VAN DER MEULEN et al., 1996). Das erhöhte Nährstoffangebot verstärkt das Wachstum der Sandsegge. Zusätzlich bewirkt der dichte Wurzelfilz, dass ein Eindringen von anderen (Gefäß-) Pflanzen fast unmöglich ist (vgl. IKEMEYER, 1986). Die Seggenrasen sind in den Untersuchungsgebieten die artenärmsten Bestände (5 Arten), in denen auch Gehölze schwer aufkommen können (vgl. Tabelle 33).

In schattigeren Lagen ist die Sandsegge den ericoiden Pflanzen, die Lichtpflanzen sind und eher Offenland benötigen (OBERDORFER, 1994), überlegen. Auf Hiddensee kommen unter älteren Bäumen (Kiefer, Birke) Sandseggenbestände vor. Das mag einerseits an der Beschattung liegen, aber andererseits auch an der verbesserten Wasserversorgung im Kronentraufbereich von Bäumen, die die Sandsegge sehr gut ausnutzen kann und gegenüber anderen Arten der Dünen ein Konkurrenzvorteil darstellt.

Das bevorzugte Auftreten in einer bestimmten Exposition oder Lage im Relief konnte nicht festgestellt werden. IKEMEYER (1986: S. 31) erwähnt ein Vorkommen vor allem in niedrigeren Bereichen, in denen Nährstoffe eingewaschen werden und die Standortbedingungen verbessert sind. Aber auch am Leehang und zwischen den Heideflächen im inneren Dünenbereich ist ein Vorkommen möglich. Ebenso erwähnt ISERMANN (1996) ein Vorkommen auf trockenen, ebenen Flächen, aber auch an stark geneigten Hängen von Strandwällen.

### ***Empetrium nigri* R. SCHUBERT EX WESTHOFF & DEN HELD 1969**

Die zentralen Heidegesellschaften wurden in der vorliegenden Arbeit aufgrund des Vorkommens von Arten, die typisch für Küstenstandorte sind, in den Verband der Küstenheiden, das *Empetrium nigri* R. SCHUBERT EX WESTHOFF & DEN HELD 1969 (synonym *Empetrium nigri* BÖCHER 1943 EM. SCHUBERT 1960), gestellt. Differenzierende Arten dieser küstengebundenen Gesellschaften gegenüber Heiden im Binnenland, den *Calluno-Genistion pilosae* DUVIGNEAUD 1944, sind unter anderem *Empetrum nigrum*, *Salix repens* und *Hieracium umbellatum* (SCHAMINÉE et al., 1996). Das *Empetrium nigri* wurde unterteilt in die grundwassernäher stehende Heidekraut-Küstenheide, das *Salici repentis-Empetretum nigri*

FUKAREK 1961, und die auf trockeneren Standorten stehende Krähenbeeren-Küstenheide, das *Hieracio umbellati - Empetretum nigri* LIBBERT ET PASSARGE 1964 (SCHAMINÉE et al., 1996).

Gekennzeichnet sind beide Küstenheidengesellschaften der Untersuchungsgebiete durch eine sehr saure Bodenreaktion (pH 3,3) in den oberen 20 cm Mineralboden und durch mächtige Humusaufgaben (ca. 7 cm), die vor allem aus einem Fermentationshorizont bestehen (vgl. auch SCHAMINÉE et al., 1996) Die Bodenprofile sind relativ weit ausdifferenziert. Das C/N-Verhältnis ist niedrig und im Vergleich mit den anderen Gesellschaften der Dünen ist ein hoher Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium erkennbar. Dies sind unter Einbeziehung der floristischen Ausstattung Kennzeichen von Pflanzengesellschaften älterer Sukzessionsstadien (vgl. auch JUNGERIUS, 1990).

Die Menge an pflanzenverfügbarem Kalium lässt eine Einteilung der Gesellschaften in den Dünen in Pionierstandorte wie *Corynephorum* und *Polytrichetum* sowie ältere Sukzessionsstadien wie *Empetrum*-Bestände zu. ETHERINGTON (1967) beschreibt die Zunahme von austauschbarem Kalium mit fortschreitender Bodenentwicklung und –ausdifferenzierung. Der Gesamtgehalt an Kalium verbleibt auf einem konstanten Niveau in unterschiedlich alten Böden, aber der Anteil an austauschbarem, d. h. pflanzenverfügbarem, Kalium nimmt mit dem Alter zu (ETHERINGTON, 1967).

Im zentralen Gebiet Hiddensees (1. und 2. Transekt) kommt verstärkt die Krähenbeeren – Küstenheide (*Empetrum*) vor. Am Gellen verschiebt sich das Verhältnis zwischen den beiden Heidegesellschaften zugunsten der Heidekraut-Küstenheide (*Calluna*) (vgl. 4.2). Die Ursache für ein verstärktes Vorkommen letzterer im Süden der Insel ist wahrscheinlich stärker in der besseren Wasserversorgung (Grundwasserspiegel näher an der GOF) begründet als in der anthropogenen Nutzung. DIERSSEN (1993) und BERG (im Textband zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung) unterteilen rein floristisch in anthropozoogene und natürliche Küstenheiden.<sup>27</sup> Werden für den Gellen natürliche Küstenheiden angenommen, kann diese Unterteilung mit den vorliegenden Ergebnissen für Hiddensee nicht unterstützt werden. Hinweise und Indizien für eine unterschiedliche Landschaftsgeschichte und Bewaldungstendenzen der Gebiete liefert hingegen die Verbreitung bestimmter Pflanzenarten. Am Gellen fehlen in der Heidekraut-Küstenheide das Waldmoos *Pleurozium schreberi* (FRAHM & FREY, 1992) und die

---

<sup>27</sup> BERG (im Textband zu BERG et al., 2001, in Vorbereitung) hält die Heidekraut-Küstenheide für eine Heidegesellschaft unter anderem der Sekundärstandorte, die zuvor Wald bestanden waren. Die Krähenbeeren-Küstenheide kommt als natürliche Heide in trockenen Dünen entlang der Küste vor. Ausnahmen dieser Regel räumt BERG jedoch ebenfalls ein.

Geschlängelte Schmiele (*Avenella flexuosa*)<sup>28</sup>, die ebenfalls einen Verbreitungsschwerpunkt in mageren Laub- und Nadelwäldern besitzt (OBERDORFER, 1994) und ein Zeiger für Waldstandorte ist (KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD, 1990: S. 205). Im zentralen, geologisch älteren Teil der Insel kommt die Geschlängelte Schmiele in großer Deckung vor. In Vitte kommt es sogar zur Ausbildung eines Drahtschmielen-Heiderasens, dem *Galio harcynici-Deschampsietosum flexuosae* PASSARGE 1979. Neben der Ansiedlung und Etablierung von potenziell waldbildenden Gehölzen deutet das Vorkommen dieser beiden genannten Arten der Kraut- beziehungsweise Mooschicht eines Waldes auf eine Heidegesellschaft hin, die sich in einem instabilen Zwischenzustand im Verlauf einer Sukzessionsreihenfolge befindet. Der zentrale Teil Hiddensees war vor ca. 500 Jahren noch waldbestanden und ist erst im Zuge anthropogener Nutzung in Heideflächen umgewandelt worden (vgl. 2.3). FRÖDE (1957) erwähnt Sträucher von *Ilex aquifolium* westlich vom Untersuchungsgebiet Vitte (1. Transekt der vorliegenden Arbeit) als Relikte eines ehemaligen Eichen-Birkenwaldes (*Quercetea robori-petraeae* BR.-BL. ET TX. 1943).

In allen Aufnahmen des *Empetrium nigri*, auch am Neugellen, kommen Pionierbaumarten wie Birken (*Betula spec.*) und Zitterpappel (*Populus tremula*) vor. Die mäßig feuchten Standorte des *Empetrium nigri* mit den mächtigen Humusauflagen ermöglichen eine spontane Gehölzbesiedlung.

### ***Galio harcynici-Deschampsietosum flexuosae* PASSARGE 1979**

Die Drahtschmielenrasen können unter anderem in einer progressiven Sukzession auf die Gesellschaften der trockenen Sandheiden folgen (ELLENBERG, 1996). In den vorliegenden Untersuchungen ist das Arteninventar des *Deschampsietosum* gegenüber dem der trockenen Heiden (*Empetrium nigri*) reduziert, die Menge organischer Substanz in den oberen 20 cm Mineralboden hat zugenommen (schwach humos gegenüber humusarm nach LESER, 1977), der pH-Wert liegt bei 3,2 und damit auf sehr niedrigem, saurem Niveau und der Bodenwassergehalt<sup>29</sup> verändert sich kaum (vgl. Tabelle 33). Die Gesamthumusaufgabe, die als

---

<sup>28</sup> FRÖDE (1957) und SCHUBERT (1998) erwähnen diese Arten ebenfalls nicht in ihren Vegetationsaufnahmen am Gellen.

<sup>29</sup> Der Bodenwassergehalt im Oberboden liefert, obwohl die Messung nur einmal vorgenommen wurde, einen guten Eindruckswert für die Wasserversorgung der einzelnen Vegetationseinheiten. Die Gruppierung der Gesellschaften, die aus dieser einmaligen Messung resultiert, kann sich hingegen im Jahresverlauf verändern und wird deswegen hier nicht weiter beachtet (vgl. 4.5.2).

rohhumusartiger Moder klassifiziert werden kann, ist nicht wesentlich mächtiger als beim *Empetrium*, das Ausmaß und die Anteile der einzelnen Horizonte haben sich jedoch verändert.

Die Ausbildung eines Rohhumus oder rohhumusartigen Moders ist typisch für extrem nährstoffarme und grobkörnige Böden mit einer Vegetationsdecke, die eine schwer abbaubare und nährstoffarme Streu liefert, wie es bei *Calluna* und *Erica*<sup>30</sup> der Fall ist (SCHEFFER et al., 1998: S. 384). Typische Podsole besitzen eine solch mächtige Humusaufgabe (SCHEFFER et al., 1998). Im Gegensatz zu *Calluna vulgaris* und *Empetrum nigrum* ist aber *Avenella flexuosa* kein Rohhumusbildner, sondern ein Humuszehrer und Bodenlockerer (OBERDORFER, 1994). Die Drahtschmiele leitet die Entwicklung von weniger saurem Humus ein, der Fermentationshorizont wird reduziert. *Avenella* bewirkt die Einmischung der organischen Auflage in den Oberboden (KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD, 1990: S. 205). Die untersuchten Böden unter Drahtschmielenrasen erlangen etwas höhere Anteile an organischer Substanz als die Böden unter den trockenen Küstenheiden.

Fast alle während der Vegetationsaufnahmen kartierten, potenziell waldbildenden Gehölze konnten in den Drahtschmielenrasen erfasst werden. Eine spontane Besiedlung durch Gehölze scheint in diesen Rasen nicht verhindert, sondern eher gefördert zu werden.

***Empetro-Ericetum* (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975 beziehungsweise *Polytrichetum perigionale* HUECK 1932**

Feuchte Dünensenken, die durch *Polytrichum commune* dominiert werden, wurden 1921 von WANGERIN (1921a; 1921b) für die Leba-Nehrung erfasst. HUECK (1930: S. 27) nannte in der „Pflanzenwelt der deutschen Heimat und der angrenzenden Gebiete“ 1930 ähnliche Vorkommen. Er beschrieb 1932 das *Polytrichetum perigionale* HUECK 1932 anhand von Vorkommen im Gebiet der Leba-Nehrung an der polnischen Ostseeküste (HUECK, 1932). LIBBERT (1940) fand Vorkommen auf dem Darß. FRÖDE (1957: S. 292) gibt Stetigkeitstabellen für das *Polytrichetum* an und findet diese Gesellschaft hauptsächlich an Windanrissen, die bis auf den Grundwasserspiegel ausgeblasen wurden. Es kann aber auch durch Übersandung aus einem *Rhynchosporium albae* W. KOCH 1932 hervorgehen. Das *Ericion tetralicis* SCHWICK 1933 findet er am Gellen vereinzelt in Form von kleinen Initialen der torfmoosreichen Subassoziaton (*Ericetum tetralicis sphagnetosum* ALLORGE 1926),

---

<sup>30</sup> *Empetrum* wird nicht erwähnt in SCHEFFER et al. (1998), besitzt aber eine ähnliche Streu wie *Erica* und *Calluna*.

„denen allerdings *Erica tetralix* noch fehlt“ (Fröde 1957: S. 299). SCHUBERT (1998) verwendet das *Polytrichetum* ebenfalls bei seinen Vegetationskartierungen des Gellen, erwähnt es aber nicht in seinem pflanzensoziologischen Übersichtswerk (SCHUBERT et al., 1995). In der „Roten Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands“ wird das *Polytrichetum* als Abbaugesellschaft des *Rhynchosporion* erwähnt (RENNWALD et al., 2000). In den pflanzensoziologischen Tabellen von BERG et al. (2001) können die betreffenden Aufnahmen in das *Empetro-Ericetum* integriert werden. Eine eigenständige Assoziation wird aber nicht ausgegliedert. Weder in der „Flora and vegetation of the Wadden Sea Islands and coastal areas“ (DIKEMA et al., 1983) noch in der britischen Vegetationsklassifikation von MALLOCH (1985) kommen ähnliche Beschreibungen eines *Polytrichetum* vor. HEYKENA (1965: S. 61) beschreibt hingegen für Norderney ein älteres Besiedlungsstadium auf nasserem, geplagten Flächen mit *Polytrichum commune*, *Pohlia nutans* und *Lycopodium inundatum*. PAUL (1953) erwähnt eine Grenze der Verbreitung nach Osten. An der Kurischen Nehrung hat er vergleichbare Gesellschaften nicht mehr gefunden.

Diese genannten Nachweise für das *Polytrichetum perigionale* HUECK 1932 beziehungsweise ähnlicher Gesellschaften legen einen Verbreitungsschwerpunkt im südlichen Ostseeraum, d. h. Nord-Ost Deutschland und Nord-West Polen, nahe.

Das Vorkommen des *Empetro-Ericetum* (TÜXEN 1937) WESTHOFF EX DE SMIDT 1975 und des *Polytrichetum perigionale* HUECK 1932 ist im Küstenbereich beschränkt auf nasse Dünentäler („wet dune slacks“ in BOORMANN et al., 1997), in denen das anstehende Wasser die obere Kante der Grundwasserlinse (d. h. Süßwasser) ist, die unter jedem Dünenkörper zu finden ist (BOORMANN et al., 1997: S. 278). ZOLADESKI (1991) beschreibt eine Sukzession in mobilen, abradierenden Dünen an der Leba-Nehrung, Polen, mit Übergängen von *Polytrichum*-Pionierbeständen über *Calluna vulgaris* bis hin zum Kiefernwald. Er erwähnt keine Vorkommen von *Erica tetralix*, die als Art mit atlantischem Verbreitungsschwerpunkt (OBERDORFER, 1994) nach Osten entlang der Ostseeküste ihre Verbreitungsgrenze erreicht (PAUL, 1953). NEUHAUS (1990) beschreibt eine ähnliche Sukzession wie ZOLADESKI (1991) für Dünensenken auf Sylt (List). Er nimmt aber an, dass die Feuchtheiden des *Ericion tetralicis* die wald- und baumlosen Schlusstadien der Dünensenken bilden. Die Ansiedlung und das Aufkommen vieler Gehölze sieht er durch ausbleibenden oder unwirksamen Samentransport, durch mangelhafte Nährstoffversorgung und Salzstress im oberirdischen Spross negativ beeinflusst. Er erachtet die jetzige Waldfreiheit der Dünensenken als naturnahen Zustand.

Auf Hiddensee konnten in den feuchten Dünensenken (*Ericetum* und *Polytrichetum*) der Untersuchungsgebiete Vitte und Heiderose Jungwüchse von *Pinus sylvestris*, *Populus tremula* und *Betula pubescens* gefunden werden (vgl. Tabelle 33). Eine Limitierung der Gehölzansiedlung scheint hier nur für die Senken am Gellen vorzuliegen (Diskussion im folgenden Kapitel). Das Ende der Sukzession ist für die Gebiete Zentral-Hiddensees wahrscheinlich ein Kiefern-Heidewald, wie WANGERIN (1921a; 1921b) ihn von der Leba-Nehrung beschrieben hat.

Das *Polytrichetum* wird zumeist als Pioniergesellschaft beschrieben (s. o.). ISERMANN (1997) hingegen erwähnt eine *Polytrichum commune*-Variante des *Empetro-Ericetum* als ein sehr weit fortgeschrittenes Entwicklungsstadium des *Empetro-Ericetum*. Die bodenanalytischen Untersuchungen der vorliegenden Arbeit (vgl. 4.5) unterstützten den Pioniercharakter der Gesellschaft (z.B. ähnlicher Gesamtkohlenstoffgehalt/ Anteil organischer Substanz im Oberboden wie Silbergrasfluren), lassen aber eine lange Persistenz der Gesellschaft über längere Zeiträume nicht ausschließen (zum Teil mächtige Humusauflagen). GOS (1991) erwähnt Vorkommen von *Polytrichum commune* mit unterschiedlich hoher Deckung in allen Sukzessionsstadien der sauren Dünensenken an der Leba-Nehrung. Das *Polytrichetum* alleinig als kurzlebige Pioniergesellschaft kann also ausgeschlossen werden, ein Überdauern über längere Zeiträume ist ebenso möglich.

Das *Empetro-Ericetum* und *Polytrichetum*, wie sie auf Hiddensee erfasst wurden, sind sehr nah verwandt. Unterschiede in den untersuchten, abiotischen Parametern sind nur gering (vgl. Tabelle 33). Aber die wenn auch nur geringen Unterschiede im Abstand des Grundwassers zur GOF, in der Höhe der winterlichen Überflutung und von verschiedenen Bodenparametern legen eine Teilung der beiden Assoziationen nahe (vgl. 4.9 und Tabelle 33). Die Struktur von Dünentalgesellschaften hängt vor allem von dem Alter des Standortes, dem Ausgangssubstrat (vor allem Kalkgehalt) und folgender Bodenentwicklung sowie von der Höhe des Grundwasserspiegels und seinen Schwankungen ab (BOORMAN et al., 1997: S. 284). Die Trennung der genannten Gesellschaften gilt in der Form nur für Hiddensee, und es bedarf weiterer Untersuchungen, um arealübergreifende Aussagen treffen zu können.

Charakteristikum beider relativ offenen Gesellschaften ist der mäßig wechselfeuchte bis halbnasse, saure Standort mit der für grundwassernahe Flächen typischen Ausbildung von Gleyen mit anmoorigen Auflagen. Auf trockeneren Standorten des *Ericetum* bilden sich vor allem Podsole mit einem rohhumusartigen Moder aus (vgl. Tabelle 33 und Anhang). Der Grundwasserspiegel und sein Verlauf im Jahr ist der entscheidende und dominierende

abiotische Parameter für die Dynamik und Entwicklung von Gesellschaften und Böden in Dünentälern (LONDO, 1974 und VAN DER LAAN, 1978, 1979, 1985 in BOORMAN et al., 1997).

### **Kritische Umweltfaktoren untersuchter Dünenvegetationsmosaike Hiddensees**

Die räumliche und zeitliche Variation kritischer Umweltfaktoren ist entscheidend für Vegetationsmuster und ablaufende Prozesse („pattern and process“; WATT 1947 in KUMLER, 1997) in Dünenökosystemen (VAN DER LEEUWEN & VAN DER MAAREL 1971 in KUMLER, 1997). Solche kritischen Umweltfaktoren können zum Beispiel der Windeinfluss und damit Sand- und Salzeffekte, Überflutungsereignisse oder Fraßdruck sein (vgl. KUMLER, 1997). Inwiefern Parameter als kritisch anzusehen sind, d. h. starken Einfluss auf die Vegetation nehmen, ist landschafts- und regionspezifisch und muss von Fall zu Fall diskutiert werden.

Die Verfügbarkeit von Wasser in Form von Grundwasser, gespeichert als Bodenwasser im Oberboden beziehungsweise in der unterschiedlich dicken Humusauflage, scheint einer der am stärksten wirksamen und differenzierenden Umweltfaktoren zu sein. In den untersuchten Ordinationen ist der Grundwasserstand zur GOF der Parameter, der die erste Achse am deutlichsten und stärksten kennzeichnet (vgl. 4.9). Ferner lassen sich die einzelnen Gesellschaften durch den pH-Wert und die Mächtigkeit der Humusauflage gut voneinander abtrennen (vgl. 4.9).

In Untersuchungsgebieten auf Hiddensee liegen die pH-Werte bis auf die Weißdünen (*Ammophila* pH 4,9) für alle Vegetationseinheiten unter pH 4,5. In diesem pH-Bereich sind die meisten Pflanzennährstoffe leicht löslich und unterliegen der Auswaschung. Ferner tritt lösliches Aluminium in schädlichen Mengen auf. Bakterien und andere Bodenlebewesen werden geschädigt (FIEDLER & REISSIG, 1964: S. 228). Die Nährstoffsituation ist demzufolge im gesamten Untersuchungsgebiet (bis auf die Weißdünen) als ziemlich arm zu charakterisieren. Im Vergleich zu ISERMANN (1997) werden noch geringere Mengen an Gesamtstickstoff, pflanzenverfügbarem Kalium und Phosphor gefunden (siehe Tabelle 35). Geringe Mengen an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium wurden von GIMINGHAM (1972: S. 16) oft in Böden unter Heidevegetation nachgewiesen.

**Tabelle 35: Pflanzenverfügbares Kalium und Phosphor (mg/ 100 g Feinerde), Gesamtstickstoff (%) und organische Substanz (%) der vorliegenden und der Untersuchungen von ISERMANN (1997) für vergleichbare Vegetationseinheiten**

Parameter	Ergebnisse der vorliegenden Arbeit	Ergebnisse von Isermann (1997)
Pflanzenverfügbares Kalium (mg K <sub>2</sub> O/100 g Feinerde)	0,15-0,88	1,4-2,5
Pflanzenverfügbarer Phosphor (mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /100 g Feinerde)	0,55-1,09	1,0-3,3
Gesamtstickstoff (%)	0,02	0,01-0,08
Organische Substanz (%)	0,28-1,10	0,14-1,26

Die Nährstoffmengen (bis auf pflanzenverfügbares Kalium) konnten in der vorliegenden Arbeit nicht als differenzierende Merkmale für die einzelnen Gesellschaften in den Untersuchungsgebieten angesehen werden. Insgesamt geringe Nährstoffmengen sind ein essentielles Merkmal für die Ausbildung von unterschiedlichen, für Küstendünen typischen Gemeinschaften (Voorne brochure 1968 in SLOET VAN OLDRUITENBORGH, 1969).

Der pH-Wert, der Grad der Bodenprofilauddifferenzierung und die Nährstoffversorgung sind unter anderem bedingt durch das Ausmaß der Übersandung und der Menge des eingetragenen Salzes.

Die Umweltfaktoren Übersandung und Salzeintrag über die Luft wurden in der vorliegenden Arbeit gar nicht beziehungsweise nicht gesellschaftsspezifisch untersucht. Sie sind aber entscheidende Faktoren für die Zonierung von Gesellschaften in trockenen Dünenlandschaften der Küsten. *Ammophila arenaria* ist nur vital, wenn eine mehr oder minder regelmäßige Nachfuhr von Sand gewährleistet ist, und toleriert einen gewissen Eintrag von Salzspray (ELLENBERG, 1996 und vgl. 3.8 die hohen Werte der Salzeinträge an der Kliffkante in den vorliegenden Untersuchungen). Ebenso tolerieren Silbergrasfluren und Graudünengesellschaften eine mehr oder minder häufige Übersandung. Bei verminderter Sandzufuhr werden die Arten dieser Gesellschaften durch weniger stresstolerante, konkurrenzfähigere Arten verdrängt. Das wechselnde Verhältnis zwischen geomorphologischen und biologischen Prozessen, das durch die Stärke und Häufigkeit der küstendynamischen Prozesse bestimmt wird, spiegelt sich in der Verteilung der Bodentypen wieder (VAN DER MEULEN et al., 1996; vgl. 4.9). Auf den Standorten der Gesellschaften, die eine relative Übersandung tolerieren, kommen vor allem Regosole vor. Hier dominieren geomorphologische Prozesse. Im Verbreitungsgebiet der Heiden (*Empetrium nigri*) sind

Regosole nicht mehr anzutreffen, sondern nur stärker ausdifferenzierte Böden wie Podsole oder Braunerden. Hier dominieren biologische Prozesse.

Betrachtet man den Effekt des Salzeintrags auf die untersuchten Böden, lässt sich insgesamt aus der allgemein geringen Leitfähigkeit der untersuchten Bodenproben auf keinerlei Versalzung der Oberböden durch eingetragene Gischt schließen. Die Anionen und Kationen, die in den untersuchten Proben die Leitfähigkeit bestimmen, sind weniger  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$ , sondern vielmehr  $\text{H}^+$ ,  $\text{K}^+$  (vgl. 4.5.6) und andere. Die Ionen aus der Gischt werden in dem sehr groben Substrat, das zudem noch im strandnahen Bereich im Oberboden sehr arm ist an organischer Substanz, sehr schnell ausgewaschen (ETHERINGTON, 1967). Weiter nimmt ETHERINGTON (1967) an, dass der Eintrag von Salzspray vom offenen Meer die Auswaschungsprozesse durch Regeninfiltration in den küstennahen Gebieten kompensieren kann. In Voorne, Niederlande, fand SLOET VAN OLDRUITENBORGH (1969), dass die eingetragene Menge Salz durch Gischt äquivalent mit der Auswaschung durch Regen und der Aufnahme durch die Vegetation ist. Für Hiddensee wurden derartige Bilanzierungen nicht vorgenommen. Es können aber ähnliche Verhältnisse angenommen werden.

WILSON & SYKES (1999) untersuchten diverse limitierende Faktoren in trockenen Dünensystemen Neuseelands. Dominierende Faktoren waren die Übersandung und der Salzeintrag, wobei der Salzeintrag den stärksten Ausschlag für die Zonierung der Pflanzengesellschaften in den untersuchten Dünensystemen gab. Die relativ geringe Salinität der Ostsee gegenüber dem offenen Meer und die geringen, gemessenen Salzeintragsmengen lassen Gegenteiliges für Hiddensee vermuten (vgl. Diskussion des Salzeintrags im Vergleich der Transekte). Für den Charakter und die Vegetationszonierung der Dünenökosysteme Hiddensees (abgesehen von den Primärdünen) sind wahrscheinlich die generelle Nährstoffarmut, der Grad der Übersandung und die Wasserversorgung der Standorte entscheidender.

### **5.3 Entwicklung und Prognosen für die untersuchten Dünengebiete mit besonderer Berücksichtigung der Vergrasung und Gehölzentwicklung**

Die drei Untersuchungsgebiete unterscheiden sich mehr oder minder stark voneinander, zeigen aber auch gemeinsame Charakteristika. Die Dünenlandschaften können allesamt als Standorte mit sehr nährstoffarmen und sauren Böden gekennzeichnet werden. Unterschiede bestehen hingegen in der Ausbreitung und dem Vorkommen einzelner Pflanzengesellschaften. Drahtschmielenrasen kommen zum Beispiel nur im Gebiet Vitte vor, eine Dominanz von

Seggenrasen ist am Neugellen besonders ausgeprägt. Weitere Differenzen ergeben sich bei der Betrachtung der Dynamik der Gebiete (der Neugellen mit einem großen Anteil geomorphologischer Prozesse im Gesamtsystem Dünenlandschaft), dem Gehölzaufkommen und Verbiss der vorhandenen Jungwüchse. Die Bäume bei der Heiderose sind sehr schwach verbissen im Gegensatz zu einem starken Verbiss der potenziell waldbildenden Gehölze am Neugellen.

Die Vergrasung, und hier vor allem die Ausbreitung der Seggenrasen, hat in den letzten 10 Jahren immens zugenommen. Besonders stark ist die Ausbreitung der Seggenrasen, wie schon weiter oben ausgeführt, am Neugellen zu beobachten. Die kartierten Gehölze werden nur selten älter als 20 Jahre. Das Gros der in den Gebieten vorkommenden Bäume beziehungsweise Sträucher ist jünger als acht Jahre.

Im Folgenden werden zunächst die Vergrasungen genauer beschrieben und mögliche Ursachen diskutiert, sodann mögliche Entwicklungen skizziert. Im Anschluss daran wird der Gehölzbestand in den untersuchten Gebieten und bestimmende Faktoren seiner Entwicklung beschrieben.

Die Zunahme von Drahtschmielenrasen in Heidebeständen wurde in der Literatur bisher ausgiebig diskutiert (unter anderem GIMINGHAM, 1972; ELLENBERG, 1996). Allgemein wird die Ursache für das Auftreten einer Vergrasung zum Beispiel durch *Avenella flexuosa* in einer zunehmenden und beschleunigten Versauerung und Eutrophierung der Böden durch verstärkten Luftnährstoffeintrag, langfristige, klimatische Änderungen oder Schwankungen, der Aufgabe traditioneller Nutzungen oder in der Schwächung der Konkurrenzkraft von *Calluna vulgaris* durch Heidekäferbefall (*Lochmaea suturalis*) gesehen (ELLENBERG, 1996: S. 738; BOKDAM, 2001). Versauerung und Nährstoffzunahme sind natürlich vorkommende Prozesse im Zuge einer progressiven Sukzession von Pflanzengesellschaften. Das Tempo und Ausmaß dieser Prozesse hat sich jedoch durch verstärkten Luftnährstoffeintrag vergrößert (VAN DER MEULEN et al., 1996). Inwiefern der erhöhte Luftnährstoffeintrag die Hauptursache für eine zunehmende Vergrasung durch die Drahtschmiele ist, ist fraglich. SCHUBERT (1996) erwähnt vor allem für die in den Wacholderheiden der Glambäckwiese südöstlich der Gastwirtschaft Heiderose beobachtete Vergrasung mit *Avenella flexuosa* und *Molinia caerulea* den fördernden Einfluss von „aerogenem Stickstoffeintrag durch den Einfluss der intensiv landwirtschaftlich genutzten Insel Rügen bis 1990“. In den Niederlanden und Nordwestdeutschlands werden aerogene Stickstoffeinträge von ca. 30 kg/(ha a) angenommen (VAN DER MEULEN et al., 1996; ELLENBERG, 1996), für Nordostdeutschland nur ca.

20 kg/(ha a) (BERENDT et al., 1999). Selbst bei den 1½-fach so hoch angenommenen Stickstoffeinträgen in den Niederlanden werden diese nicht als auslösende Ursache für eine zunehmende Vergrasung von Dünenlandschaften gesehen (VAN DER MEULEN et al., 1996). Eine das Wachstum fördernde Wirkung erhöhter Nährstoffeinträge wird jedoch besonders bei Gräsern angenommen (BERENDSE & ELBERSE, 1990; VAN DER MEULEN et al., 1996). Die Änderung der Beweidung sowohl durch Wildtiere als auch durch Nutzvieh des Menschen und vor allem die Verringerung der küstendynamischen Prozesse sind für die Vergrasung entscheidende Faktoren. Dies mag im besonderen Maße für Hiddensee gelten, da hier sehr niedrige Einträge anthropogen verursachter Luftnährstoffe aufgrund der exponierten Seelage (ELLENBERG, 1996) und der generellen Einschätzung der räumlichen Belastung (BERENDT et al., 1999) zu erwarten sind. Für gezielte und effektive Managementmaßnahmen, die zum Beispiel aus Mähen oder Abplaggen auf rotierenden Flächen bestehen können, sollten jedoch die Variabilität der Nährstoffeinträge und des Klimas mit in Betracht gezogen werden (BRITTON et al., 2001).

Eine *Calluna*-Heide kann mittels moderater Beweidung (zum Beispiel durch Kaninchen, Rehe oder Schafe) und gleichzeitig konstant niedrig gehaltenem Nährstoffpool im Boden erhalten werden (BOKDAM, 2001). Ungleiche Beweidung und Nährstoffverteilung werden unweigerlich zu kleinflächigen Mosaiken führen, in denen Gräser einwandern. Rinder und andere größere Weidetiere („grazer“) verstärken diese Entwicklung und führen zu einem großflächigen Gras/Heide-Mosaik. Im Gegensatz zu dieser Mosaikstruktur benötigt eine homogene und gleichaltrige *Calluna*-Heide den Einsatz von Maschinen oder Feuer (BOKDAM, 2001).

Unter den jetzigen Bedingungen ist eine weitere Ausbreitung der Drahtschmielenrasen im Untersuchungsgebiet Vitte zu erwarten, insofern nicht gezielte Maßnahmen (s. o.) ergriffen werden.

Ähnliche Ursachen, die im folgenden erläutert werden, sind für die Ausbreitung von *Carex arenaria* am Neugellen zu finden. Eine dem *Caricetum* eng verwandte Gesellschaft ist die Silbergrasflur. Der Auslöser für einen Übergang von einer Silbergrasflur zu einem Seggenrasen kann eine erhöhte Menge an organischer Substanz (beziehungsweise bessere Nährstoffversorgung) oder geringere Übersandung sein (vgl. Diskussion des *Caricetum arenariae*).

Der Neugellen ist sehr dicht bewachsen, und es existieren nur wenige offene Sandflächen. Im Vergleich zum zentralen Teil der Insel sind die geomorphologischen Prozesse im Süden

stärker ausgeprägt, was unter anderem in einem höheren Anteil begrabener Profile und jüngerer Bodenentwicklung zu erkennen ist (vgl. 4.6). Die Intensität der Störungen durch diese Prozesse und der Einfluss des Wildes scheinen momentan nicht groß genug zu sein, um die zunehmende Ausbildung einer dichten Pflanzendecke zu unterbinden. Bis Anfang der 1980er gab es auf Hiddensee noch Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) „in Unmengen“ (BLASE u. SCHMIDT<sup>31</sup>, mdl.). Ihre Beweidung und Grabaktivitäten werden als entscheidende Faktoren für die Verhinderung oder zumindest Einschränkung einer Vergrasung in Dünenlandschaften gesehen (VAN DER MEULEN et al., 1996). Mitte der 1980er brach die Kaninchenpopulation zusammen und blieb bis heute auf einer niedrigen Dichte. Wildschweine (*Sus scrofa*) kommen zwar regelmäßig auf Hiddensee vor, aber ihre Wühlaktivitäten finden am Gellen nicht in den trockenen Dünenheiden statt (vgl. SIMON & GOEBEL, 1999), sondern vornehmlich in den Salzgrasländern (eigene Beobachtung). Rehe können zwar einen Einfluss auf die Gehölzentwicklung haben (s. o.), verursachen jedoch kaum offene Erdoberflächen. Die Störungseinflüsse, besonders durch Vertritt von großen Säugetieren, sind derzeit also als sehr gering einzuschätzen. Eine Beweidung des Neugellens durch Rinder, Schafe und Pferde war vor der Unterschutzstellung des Neugellens im Nationalpark ein möglicher Störungseinfluss, der offene Sandflächen, und damit Standorte für Pioniergesellschaften geschaffen hat. Verstärkte Küstenschutzmaßnahmen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts verringerten die für Küstendünen typische Dynamik zusätzlich.

Ein Seggenrasen ist für Küstendünen keine neue oder hauptsächlich anthropogen verursachte Vegetationseinheit, sondern vielmehr eine natürliche Gesellschaft, die in unterschiedlichen Ausmaßen seit Beginn des 20. Jahrhunderts im Küstenraum der Nord- und Ostsee existiert. Allerdings können Anteil und Ausbreitung der Gesellschaft in Dünenlandschaften durch menschlich verursachten Nährstoffeintrag oder verminderter Dynamik erhöht beziehungsweise beschleunigt werden. Für den Neugellen (und in geringerem Maße für die Gebiete Vitte und Heiderose) sind unter den derzeitigen Bedingungen Ausdehnungen der Seggenrasen vor allem auf Kosten der artenreichen Silbergrasfluren aber auch der Küstenheiden anzunehmen.

In der untersuchten Dünenheide im zentralen Teil der Insel (1. und 2. Transekt) sind die erfassten Gehölze älter und kommen in einer höheren Dichte vor. Das Wachstum der vorkommenden Jungwüchse ist durch Rehverbiss gehemmt, aber eine Etablierung bis hin zu älteren Bäumen ist nicht unterbunden. Am Gellen sind die Gehölze jünger, kommen in

---

<sup>31</sup> Reinhard Schmidt ist Einwohner von Kloster, Hiddensee.

geringerer Dichte vor und sind stärker verbissen. Neben der Dezimierung des Wachstums durch die genannte Rehäsung scheint in diesem Dünenkomplex im Süden der Insel auch die Keimung stark eingeschränkt zu sein.

Generell liegt die Bodenreaktion mit Mittelwerten um pH 3,6 im sehr stark sauren Bereich. Für viele Baumarten ist der optimale pH-Bereich für Wachstum bei pH 5-6, so auch für die im Gebiet vorkommenden Arten wie zum Beispiel Kiefer (pH 4,7-6,0), Birke (pH 4,7-6,5); Eiche (pH 5,0-7,0) und Zitterpappel (pH 5,0-6,5) (FIEDLER & REISSIG, 1964: S. 230). Die Voraussetzungen für eine Keimung der erwähnten Bäume sind in den untersuchten Gebieten demnach wenig optimal. Da sich der pH-Wert fast gar nicht zwischen den Gebieten unterscheidet, kann dieser kein differenzierender Faktor zwischen den einzelnen Gebieten sein, der die unterschiedliche Bestandesdichte von potenziell waldbildenden Gehölzen erklären würde.

Nach FIEDLER & REISSIG (1964: S. 231) besteht der Grundsatz, dass mit zunehmender Länge der Wachstumsperiode die Toleranz der Pflanzen gegenüber Bodensäure steigt. Es können über den Gesamtzeitraum größere Nährstoffmengen aufgenommen werden. Das ausgleichende und milde Küstenklima vermag den Einfluss des niedrigen pH-Wertes wahrscheinlich abzuschwächen und eine Baumansiedlung zu ermöglichen.

Eine geringere Keimung beziehungsweise geringere Anzahl von Sämlingen am Neugellen kann darüber hinaus an der Verfügbarkeit von Samen liegen. Die Verfügbarkeit von Samen hat einen entscheidenden Einfluss auf den Zeitpunkt und die Menge auftretender Gehölze (SMIT & OLFF, 1998). Je nach Nähe des Gebietes zu Waldrändern oder der Verbreitungsart von Baumsamen (Zoochorie, Anemochorie etc.) wird das Erscheinen oder Fehlen von Baumarten beeinflusst. Am Neugellen ist die Anzahl von jungen Kiefern und anderen Gehölzen in der Nähe des Küstenschutzwaldes (im nördlichen Teil) größer als in weiter Entfernung von diesem, d. h. im mittleren und südlichen Teil (persönliche Beobachtung). Ein geringerer Verbiss mag an der Grenze der Kernzone ebenfalls eine Rolle für die Gehölzausbreitung spielen, aber das größere Samenpotential ist wahrscheinlich der entscheidende Faktor für die höhere Gehölzdichte.

RODE (1996) führt die Kulturlandschaftsgeschichte als wichtigen Faktor für die Waldentwicklung in einem Gebiet an. Die Landschaftsgeschichte kann entscheidender für das vorkommende Artenspektrum sein als die Nährstoffversorgung eines Standortes (RODE, 1996). Die Anpflanzungen von unterschiedlichen Kiefernarten in den Küstenschutzwäldern erhöhen das Samenpotential dieser Baumarten und die

Wahrscheinlichkeit der Ansiedlung von Kiefern in den Heidegebieten. Bei der Pflege der Küstenheiden in den Gebieten Vitte und Heiderose wurden als ästhetisch schön empfundene, ältere Bäume (*Betula spec.*, *Pinus spec.*) nicht aus dem Gebiet entfernt. Diese fungieren derzeit als Samenlieferant für umliegende Gebiete.

Die erfassten, potenziell waldbildenden Gehölze wachsen nur in den etwas besser mit Wasser versorgten Vegetationseinheiten (*Carex*, *Avenella*, *Empetrum*, *Erica*, *Polytrichum*), insbesondere in den feuchten Senken. PIOTROWSKA (1988) beschreibt für die polnische Ostseeküste eine sehr langsame progressive Sukzession auf Dünenkuppen und Oberhängen, die nie ein Waldstadium erreicht. In den Senken und Mulden verläuft die Sukzession wesentlich schneller und involviert 3-mal so viele Gefäßpflanzenarten und 1½-mal so viele Kryptogamenarten. Das finale Waldstadium dieser Senken ist ein *Empetro nigri-Pinetum*. Eine ähnliche Sukzession, die ebenfalls hauptsächlich in den Senken und besser mit Wasser versorgten Flächen stattfinden wird, kann für die untersuchten Dünenheiden Hiddensees angenommen werden. Das Artenspektrum scheint hingegen Laubbäume mit einzuschließen. Eine Entwicklung der Gebiete in Richtung eines Birken-Eichenwaldes oder sogar armen Buchenwaldes ist nicht auszuschließen (LEUSCHNER, 1994). Ferner ist im Allgemeinen anzunehmen, dass die Entwicklung hin zu Gehölzen und Waldformationen für kalkarme und saure Dünentäler langsamer ist als für kalkreichere (BOORMAN et al., 1997). Zusätzlich könnte eine regelmäßige Überflutung im Spätwinter und starke Beweidung (in diesem Fall durch Kaninchen) den Gehölzwuchs und das –aufkommen in Dünentälern negativ beeinflussen (LEACH & KINNEAR, 1985). Eine Verhinderung dieser Faktoren zum Beispiel durch eine Grundwasserabsenkung, durch Aufforstungen, Trinkwassernutzung oder Deichbauten kann Veränderungen in Dünentalgesellschaften in ihrer Artenzusammensetzung und in Richtung Verbuschung<sup>32</sup> auslösen (LEACH & KINNEAR, 1985). Besonders anfällig für eine zunehmende Gehölzbesiedlung sind die Drahtschmielenrasen. In diesen konnten in der vorliegenden Untersuchung alle erfassten, potenziell waldbildenden Arten gefunden werden.

In den untersuchten Seggenrasen wurden an Gehölzen nur Exemplare der Gattung *Sorbus* gefunden. Außerhalb der Untersuchungsflächen konnten zusätzlich nur Vorkommen der Späten Traubenkirsche (*Prunus serotina*) beobachtet werden. Die Samen dieser Arten

---

<sup>32</sup> Die untersuchten, sehr nassen Dünensenken (LEACH & KINNEAR, 1985) waren zunächst nur in geringem Maße mit Gehölzen bestanden. Eine Grundwasserabsenkung verbesserte die Standortbedingungen für Gehölze und hatte eine Verbuschung der Senken zur Folge.

besitzen ein großes Reservoir an Nährstoffen und Wasser. Der Keimling ist zur Zeit der Keimung und folgender Etablierung relativ unabhängig von der Umgebung im Vergleich zu den Samen der anderen vorkommenden Gehölze (*Betula spec.*, *Populus tremula*, *Pinus spec.*). Der dichte Wurzelfilz ermöglicht kaum eine Ansiedlung anderer Gefäßpflanzen inklusive Gehölze (geringste Artenvielfalt der erfassten Gesellschaften). Gründe für die nur geringe Ansiedlung von Gehölzen können zum einem Konkurrenz um Raum und Licht auf der Bodenoberfläche (VAN DER MEULEN et al., 1996), aber auch der geringere Bodenwassergehalt der Seggenrasen gegenüber den Küstenheiden und Drahtschmielenrasen sein. LEUSCHNER (1993) sieht auf nährstoffarmen Sanden der Lüneburger Heide nicht die Verfügbarkeit von Nährstoffen als limitierenden Faktor, sondern den Wassergehalt im Oberboden. Eine dichte Vegetationsdecke aus perennierenden Arten kann die Sukzession zum Wald entscheidend verlangsamen (SMIT & OLFF, 1998).

Ursache für das Vorkommen von Gehölzen jünger als acht Jahre kann die Unterschutzstellung des Neugellens 1990 als Totalreservat im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft sein (HAGGE, 1996). Dadurch wurde die Beweidung durch Nutzvieh nicht nur eingeschränkt, sondern ganz untersagt und ein Verbiss von jungen Gehölzkeimlingen durch diese unterbunden.

Als weiteres Indiz für eine lange Beweidung vor 1990 können die am Gellen vereinzelt vorkommenden Wacholdergebüsche gelten.<sup>33</sup> Wacholder (*Juniperus communis*) wird als klassisches Weideunkraut (ELLENBERG, 1996: S. 732) angesehen und kann zum Teil als Zeiger ehemaliger Beweidung gelten (OBERDORFER, 1994). Ein verstärktes Vorkommen dieser Art würde deswegen für eine lang andauernde Beweidungsgeschichte des Gebietes sprechen. Bis in den Beginn der 1970er ist eine Beweidung des gesamten Gellens belegt (vgl. 2.3). Unklar ist die Situation für die folgenden 20 Jahre bis zur Ausweisung des Neugellens als Kernzone. Aber es muss davon ausgegangen werden, dass bis 1990 mehr oder minder regelmäßig und mit unterschiedlicher Besatzdichte Nutzvieh zusätzlich zu den Wildtieren am Neugellen weidete. Nach BLASE (mdl.) waren in den 1980ern noch regelmäßig Schafe von Neuendorfern als Weidetiere vorhanden. NEUBAUER (mdl.) spricht von ca. 30 Schafen, die bis 1989 regelmäßig zur Sommerweide auf dem Neugellen waren. Mit der Erklärung zur absoluten Schutzzone wurde dieser zusätzliche Störfaktor aus dem Gebiet entfernt.

---

<sup>33</sup> Das Vorkommen von Wacholder am Gellen wurde mit der Erhebung der Gehölze (siehe 4.3) nicht erfasst, aber es konnten verstreut über den gesamten Neugellen einige wenige Exemplare festgestellt werden.

Eine Ausbildung von Gehölzen oder einer Waldformation ist für den Neugellen nicht auszuschließen. Da sowohl die Keimung als auch späteres Wachstum und endgültige Etablierung durch unterschiedliche Faktoren (wie zum Beispiel dichter Wurzelfilz der Seggenrasen, geringe Samenlieferung, Überflutung durch Brackwasser) gehemmt oder stark behindert ist, wird es länger als die von FUKAREK (1961) für die Dünen des Darß postulierten 30-50 Jahre dauern, bis ein geschlossener Wald am Neugellen vorzufinden wäre. Ohne Entkusselungsmaßnahmen oder andere pflegende Eingriffe würden die untersuchten Gebiete im NSG Dünenheide viel schneller als die Gebiete am Gellen verbuschen und sich zu einer Waldformation ausbilden.

#### **5.4 Sind die Dünenheiden am Gellen als natürliche Küstenheiden zu bezeichnen?**

Natürliche Küstendünenheiden sind für Hiddensee über eine floristische Kennzeichnung - zumindest auf Assoziationsebene – nicht klar definierbar. Die in der vorliegenden Arbeit ausdifferenzierten Heidegesellschaften des *Empetrium nigri* können sich nach SCHAMINÉE et al. (1996) sowohl durch anthropogenen Einfluss als auch durch andere natürlich wirkende Umweltparameter wie Küstendynamik oder Beweidungsdruck durch Kaninchen und Rehe erhalten. Für die Beurteilung des Natürlichkeitsgrades einer Heide kann nur die Art der herrschenden und wirksamen Umweltfaktoren herangezogen werden. Entscheidend für den Natürlichkeitsgrad sind hier der anthropogene Anteil an diesen Faktoren und der zeitliche Rahmen des anthropogenen Einflusses. Die Beantwortung folgender Frage bringt Aufschluss über den Grad der Natürlichkeit einer Heide:

- Existiert ein relativ stabiler Fließgleichgewichtszustand einer Heidevegetation?
- Wodurch wird die Heide in diesem Gleichgewichtszustand gehalten?
- Sind für die relative Stabilität der Heidevegetation küstendynamische Prozesse, Beweidungsdruck durch Wildtiere oder anthropozoogene Faktoren wie zum Beispiel Plaggen oder Nutztierhaltung verantwortlich?

Die Tatsache, ob die Heidevegetation im Laufe einer sekundären oder primären Sukzession entstanden ist, ist nach obiger Definition nicht entscheidend. Allein durch die Art und das Ausmaß der wirksamen Umweltparameter, die die Vegetation im stabilen Gleichgewichtszustand halten, kann der Grad der Natürlichkeit abgeschätzt werden. Allerdings ist es wenig wahrscheinlich, dass auf Standorten sekundärer Sukzession, die im Allgemeinen über eine höhere Nährstoffversorgung verfügen, im Tiefland des kühl-

temperierten Mitteleuropas andere Umweltparameter so intensiv werden können, dass sich Sträucher und Bäume nicht ansiedeln und etablieren werden. Ein Vorkommen natürlicher Küstenheiden auf Standorten primärer Sukzession ist wesentlich wahrscheinlicher.

Die Heidegebiete am Neugellen sind Standorte, die noch nie waldbestanden waren. Dafür sprechen das Fehlen von Arten der Krautschicht von Wäldern und die überlieferte kulturlandschaftliche Geschichte. Eine Beweidung mit Schafen, Rindern und Pferden hat zumindest seit Ende des 17. Jahrhunderts (Schwedische Matrikelkarte GUSTAVS, 1999) bis weit in das 20. Jahrhundert hinein stattgefunden. Seit 1990 (Ausweisung zur Kernzone) findet keine Beweidung durch Nutzvieh des Menschen mehr statt. Der Einfluss der vor allem im 20. Jahrhundert vorgenommenen Küstenschutzmaßnahmen, die den Neugellen räumlich gesehen nur am Rande berühren (Buhnen und Küstenschutzwald), wirkt sich hingegen fortwährend auf das Maß der Küstendynamik am Gellen aus. Gesellschaften, wie zum Beispiel das *Ammophiletum* oder Silbergrasfluren, die für eine hohe Dynamik im Gebiet sprechen, haben in den letzten 60 Jahren stark abgenommen (s. o.). Besonders die Zunahme der Seggenrasen auf Kosten der Silbergrasfluren während der letzten 10 Jahre spricht für eine Abnahme von Störungseinflüssen. Diese Verringerung von Störungen können verursacht sein durch die Festlegung von Sanden und Reduzierung des Windeinflusses durch Küstenschutzmaßnahmen, durch die fehlende Beweidung durch Nutzvieh seit 1990 und die Reduktion der Kaninchenpopulation Hiddensees seit Mitte der 1980er.

Natürliche Faktoren, die unter den jetzigen Bedingungen eine fortschreitende Sukzession der am Gellen vorkommenden Heiden zum Wald unterbinden oder verlangsamen können, sind der hohe Beweidungsdruck durch Rehe, die relativ geringe Humusaufgabe, die Nährstoffarmut, der niedrige pH-Wert und der verstärkte seebürtige Salzeintrag landeinwärts über die Luft. Sandbewegungen scheinen am Gellen ebenfalls eine Rolle zu spielen. Sie haben zumindest einen größeren Einfluss als im zentralen Teil der Insel, wie es an dem höheren Anteil begrabener Profile und junger Bodenbildungen abzulesen ist. Eine Ansiedlung von Gehölzen wird unter den jetzigen Bedingungen und wirksamen Umweltfaktoren jedoch nicht verhindert. Es existieren ca. 8 Jahre alte Jungwüchse im Bereich des Untersuchungsgebietes am Gellen. Hingegen kann die Schnelligkeit und das Ausmaß von Gehölzansiedlung und -wachstum v. a. durch den Rehverbiss aber auch durch das weit landeinwärts getragene Salz verlangsamt und eingegrenzt werden. Eine Entwicklung der Küstenheiden zu einem Wald sind im Laufe der nächsten Jahrzehnte - FUKAREK (1961) vermutet für den Darß 30-50 Jahre für eine Entwicklung von offenen Dünen zum Wald - zu vermuten, insofern nicht die Störungseinflüsse in ihrer Intensität und Häufigkeit zunehmen. Einschränkend auf die

Ansiedlung von Gehölzen kann sich die zunehmende Ausbreitung von Seggenrasen auswirken. In den sehr dichten Beständen mit ihrem dichten Wurzelfilz können sich nur wenige andere Pflanzen erfolgreich ansiedeln.

Die langfristige Erhaltung der Küstenheiden ist unter den momentan herrschenden Umweltbedingungen am Gellen nicht zu erwarten. Aufgrund der geringen Ost-West Ausdehnung dieses Schwemmlandes ist die Ausbildung von Waldformationen wie auf dem Darß nicht zu erwarten. Es ist vielmehr denkbar, dass sich lichte Küstenwälder oder –gebüsche vor allem von den Dünentälern ausgehend ausbilden, zwischen denen großflächige Seggenrasen existieren.

Die Erhaltung der Küstenheiden und offenen Dünenlandschaft des Neugellens, die zumindest seit der Schwedischen Landesaufnahme Ende des 17. Jahrhunderts (GUSTAVS, 1999) nachgewiesen sind, erklärt sich einerseits aus den intensiven geomorphologischen Prozessen, die eine hohe Dynamik in der Dünenlandschaft erzeugen, andererseits aus der Beweidung und den Bodenstörungen durch Nutzvieh und Wildtiere. Die Frage nach der Natürlichkeit der Küstenheiden des Neugellens ist somit nicht klar und eindeutig zu beantworten.

## **5.5 Anregungen für den Naturschutz**

Die Standorte der drei Untersuchungsgebiete lassen sich als sehr sauer und nährstoffarm bezeichnen. Eine Besiedlung durch Gehölze wird dadurch jedoch nicht unterbunden, sondern nur erschwert und zunächst auf an nährstoffarme Böden angepasste Arten beschränkt. Akkumulierte Nährstoffe in der Humusaufgabe, die auf diesen armen Sandstandorten als selbstverstärkender Prozess im Zuge einer fortschreitenden Sukzession an Mächtigkeit zunimmt und aufgezehrt wird, verbessern die Bedingungen für das Wachstum von Gehölzen. Im NSG Dünenheide (1. und 2. Transekt) werden die verstärkt aufkommenden Bäume durch Entkusselungsmaßnahmen entfernt, um eine Entwicklung der Flächen zum Wald aufzuhalten. Andere übergreifende, geplante Maßnahmen zur Erhaltung der Küstenheiden beziehungsweise einer vielfältigen Dünenlandschaft werden bisher nicht durchgeführt.

Anthropozoogene Heiden unterliegen einer vom Menschen gesteuerten Dynamik (GIMINGHAM, 1972) und sind weder durch einen statischen status-quo-orientierten Naturschutz noch durch rein prozessorientierten Naturschutz zu bewahren (RODE, 1998). Die Vorstellung einer gleichmäßig blühenden *Calluna*-Heide als Ziel vorgenommener Pflegemaßnahmen des statischen Naturschutzes wird den zyklischen Prozessen und dem Mosaik unterschiedlicher Stadien dieser Prozesse nicht gerecht. Die Beschränkung des

Schutzes auf eine bestimmte Artenkombination, damit einhergehendes Zurückgehen der Arten der Degradations- und Regenerationsstadien, der Versuch des Ausschlusses von Zufallsereignissen und dadurch die Schaffung einer eintönigen Landschaft und nicht zuletzt die fehlende Berücksichtigung ökosystemarer und landschaftlicher Eigendynamik sind nach RODE (1998) unter anderem Probleme des statisch-gestaltenden Naturschutzes. Ein reiner Prozessschutz, der jeglichen anthropogenen Eingriff in die Heideflächen untersagt und eine Sukzession zu einem Birken-Eichenwald (*Betulo-Quercetum*) und schließlich saurem Buchenwald (*Luzulo-Fagetum/ Fago-Quercetum*) ermöglichen würde, birgt jedoch ebenfalls Schwierigkeiten in sich. Dieser Ansatz berücksichtigt nicht die kulturhistorisch gewachsene ökosystemare und landschaftliche Eigenart der offenen Heidelandschaft und beschränkt sich auf den Schutz der Artenkombination des Klimaxwaldes (RODE, 1998). Um anthropogene Heidelandschaften und wie in diesem Fall auf Hiddensee menschlich geschaffene Küstenheiden zu erhalten, bedarf es vielmehr einer Mischung beider Konzepte, die die Dynamik und ablaufende Prozesse in die Naturschutzarbeit miteinbezieht. Denkbar wären ein initiiertes, der die Entwicklung der Landschaft in eine sonst nicht mögliche Richtung zulässt (z.B. durch Ansaaten oder Initialpflanzungen) oder auch temporärer prozessorientierter Naturschutz, der durch wiederholte Eingriffe in größeren Zeitabständen die Erhaltung artenreicher Sekundärbiotope, d. h. in diesem Fall einer vielfältigen Dünenlandschaft, ermöglicht (RODE, 1998). Dazu dürfen keine festen, bildhaften Ziele festgelegt werden, sondern vielmehr Zielräume definiert werden. In diesen Räumen sollten keine festen Entwicklungslinien geplant, eher Grenzlinien festgelegt werden. Erst ein Überschreiten dieser Grenzen würde zum Eingreifen durch Naturschutzmaßnahmen führen (RODE, 1998).

Die Maßnahmen, die in den Küstenheiden und Dünenlandschaft auf der Insel Hiddensee vorgenommen werden sollen, bedürfen unter Einbeziehung der Bewohner Hiddensees, der touristischen Nutzung des Gebietes und der Interessen des Naturschutzes und Nationalparks sorgfältiger Abwägungen. Daraus sollten Zielräumen und Grenzlinien für diese Landschaft und ihre Entwicklung erarbeitet werden.

Die Ursachen der Vergrasung der Dünenheiden am Gellen durch *Carex arenaria* als auch im zentralen Teil durch *Avenella flexuosa* (und in geringerem Ausmaß hier ebenfalls durch die Sandsegge) sind schwer eindeutig zu benennen. Wahrscheinlich spielen die verringerte Küstendynamik durch Küstenschutzwälder und andere Küstenschutzmaßnahmen eine große Rolle. Andere Gründe können fehlende Beweidung oder auch zunehmender Eintrag von Nährstoffen über die Luft sein. Der aerogene Nährstoffeintrag kann aber nach VAN DER

MEULEN et al. (1996) nicht als Auslöser für eine Vergrasung angesehen werden. Ein zusätzlicher Eintrag von Nährstoffen fördert jedoch das Wachstum von Gräsern. Untersuchungen in offenen, trockenen Dünengebieten der Nord-West Niederlande ergaben auf kleinskaligem Niveau (einige m<sup>2</sup>) Plaggen und jährliches Mähen als geeignete Maßnahme gegen eine Vergrasung. Auf großskaligem Niveau (mehrere ha) waren eine Beweidung und künstliche Übersandung sehr wirkungsvoll, um eine artenreiche, offene Graslandschaft wie zum Beispiel die der Silbergrasfluren zu erhalten (VAN DER MEULEN et al., 1996).

Der Neugellen ist im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft als Kernzone ausgewiesen. Pflegende Eingriffe sind in dieser Schutzzone nicht vorgesehen, sondern der Schutz ungestört ablaufender, ökosystemarer Prozesse ist das Ziel. Unter vollkommen anthropogen unbeeinflussten Bedingungen, d. h. auch ohne den Einfluss von Küstenschutzmaßnahmen, wäre am Gellen eine Erhaltung der Vielfalt und Offenheit der Dünenlandschaft und Salz beeinflussten Gebiete möglich. Unter den jetzigen Bedingungen scheint eine weitere Ausdehnung der Seggenrasen (und langsame Ausbreitung von Gehölzen) wahrscheinlich. Folgen der Vergrasung sind eine Artenverarmung und Verschwinden von Arten der Silbergrasfluren und anderer lichtliebender Arten (VAN DER MEULEN et al., 1996).

Offene Sandflächen sind im Untersuchungsgebiet Vitte an vielen Stellen anzutreffen. Diese werden vornehmlich durch die starke Frequentierung der Dünen durch Urlauber verursacht. Die Störstellen bieten sodann Angriffspunkte für den Wind, der die Flächen vergrößern und vertiefen kann und den transportierten Sand an anderer Stelle wieder ablagert. Die Trittbelastung im NSG Dünenheide durch die Urlauber ist positiv zu beurteilen hinsichtlich der verursachten Dynamik, Schaffung von Störflächen und Siedlungsraum für Silbergrasfluren. Auf die Artenvielfalt und das Wachstum der Flechten wirkt sich diese Trittbelastung allerdings negativ aus (LITTERSKI, 1998). Eine zunehmende Besiedlung der Störflächen und Silbergrasfluren durch *Carex arenaria* ist auf Flächen, die geringerer Übersandung ausgesetzt sind und etwas näher am Grundwasser liegen als die Silbergrasfluren (und Graudünen), anzunehmen. Im Untersuchungsgebiet Heiderose ist die Zunahme einer Vergrasung durch *Carex arenaria* in geringerem Maße als in Vitte anzunehmen. Das Gebiet ist großflächig durch eine Küstenheide besiedelt. Diese Gesellschaft ist weniger anfällig für eine Vergrasung durch die Sandsegge als die Silbergrasfluren. Das Überwachsen von Heideflächen durch die Sandsegge ist aber nicht ausgeschlossen und in Anfängen zu beobachten. Managementmaßnahmen, wie zuvor vorgeschlagen, wären zu überdenken, wenn die Vergrasung als eine nicht gewollte Entwicklung angesehen wird. Die sorgfältige Planung und genaue Erarbeitung von Zielräumen und real, auf Hiddensee durchführbaren

Managementmaßnahmen bedarf einer eigenständigen Untersuchung, die aufbauend auf den hier vorgelegten Ergebnissen durchgeführt werden kann.

## 6 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden in der Literatur als anthropozoogen und natürlich beschriebene Küstenheiden der Dünenökosysteme Hiddensees, Mecklenburg-Vorpommern, hinsichtlich ihrer vegetationsökologischen Unterschiede verglichen. Unter anderem sollte geklärt werden, inwiefern die Küstenheiden im Süden der Insel, am Neugellen, als natürliche Küstendünenheiden anerkannt werden können. Ein weiterer Schwerpunkt lag auf der Charakterisierung des *Caricetum arenariae* STEFFEN 1931. In Verknüpfung mit diesen Problemstellungen wurden die zunehmende Vergrasung vor allem durch *Carex arenaria* und Gehölzbesiedlung der Heiden beschrieben und Entwicklungsprognosen für die Untersuchungsgebiete aufgestellt.

Dazu wurden in drei Untersuchungsgebieten auf der Insel Hiddensee, Vegetationsaufnahmen entlang von Transekten durchgeführt, Vegetationseinheiten ausgegliedert und digitale Vegetationskarten für die Gebiete erstellt. Weitere an Standorten der Vegetationsaufnahmen untersuchte Faktoren sind Boden- und Humusprofile, Bodenanalysen (Korngröße, Bodenwasser, pH-Wert, Leitfähigkeit, C/N-Verhältnis, pflanzenverfügbares Kalium und Phosphor) der obersten 20 cm des Mineralbodens, Grundwasserstand zur GOF, Leitfähigkeit des Grundwassers und die Durchwurzelungsdichte in den anstehenden, oberen 4 cm des Bodens. Für die drei Untersuchungsgebiete wurde mittels Salzfallen der Eintrag vor allem von seebürtigem Salz in die Flächen, durch Kartierung des Gehölzbestandes die Bestandscharakteristika und besonders die Verbissstärke durch Rehe bestimmt. Zusätzlich wurden die Vegetationskartierungen von FRÖDE 1936 und SCHUBERT 1990 in den Untersuchungsgebieten digitalisiert und mit den Kartierungen der vorliegenden Arbeit verglichen.

Die Böden der Untersuchungsgebiete können als sehr nährstoffarm und sauer bezeichnet werden. Kritische Faktoren für die Vegetationszonierung sind die Intensität der Übersandung, d. h. die Intensität geomorphologischer Prozesse, und die Versorgung mit Wasser.

Das *Caricetum arenariae* STEFFEN 1932 besitzt ein breites ökologisches Optimum bezüglich des Standortes und ist für die gesamte Küste der Nord- und Ostsee nachgewiesen. Es wird im Vergleich zu Silbergrasfluren oder Graudünen durch eine verbesserte Versorgung mit Nährstoffen und Wasser gefördert. Eine Dominanzstruktur kann es vor allem in offenen, trockenen Dünengrasländern und auf offenen Sandflächen ausbilden, aber auch Küstenheiden

können überwuchert werden. Durch die dichten Bestände und Wurzelfilz wird ein Eindringen anderer Pflanzen stark erschwert.

Die vorliegenden Untersuchungen befürworten eine eigenständige floristische und ökologische Stellung des *Polytrichetum perigonale* HUECK 1932. Zur eindeutigen Klärung bedarf es allerdings noch regional übergreifender Untersuchungen.

Die ausgegliederten, trockenen Heiden ermöglichen keine floristische Trennung in anthropozoogene beziehungsweise natürliche Heiden. Die Vegetationseinheiten lassen sich jedoch nach der Grundwasserabhängigkeit charakterisieren. Ein Unterschied zwischen dem geologisch älteren Sekundärstandort im zentralen Teil der Insel und dem südlichen, jüngeren Schwemmland sind die im zentralen Teil vorkommenden Waldarten. Das Vorkommen dieser Waldarten ist ein Indikator für unterschiedlich stark anthropogene Beeinflussung, der sich aber nicht in der Klassifizierung der klassischen Pflanzensoziologie niederschlägt. Eine rein natürliche Küstendünenheide, die sich ohne anthropogenen Einfluss nicht zu einem Wald entwickeln würde, kann für den Neugellen nicht angenommen werden.

Ferner liegen die Flächen im Süden Hiddensees, dem Neugellen, näher am Grundwasser und Salzspray wird weiter landeinwärts getragen. Die Flächen weisen zudem eine höhere Dynamik auf, die erkennbar ist an dem größeren Anteil jüngerer Bodenentwicklung und begrabener Profile. Das Untersuchungsgebiet Heiderose, das seit den 1960ern im Windschatten eines Küstenschutzwaldes liegt, weist die geringste Dynamik auf. Es liegen vor allem Podsole vor und ca. 60 % sind mit trockenen Küstenheiden bedeckt. In Vitte prägen Drahtschmielenrasen und ein relativ starkes Relief das Untersuchungsgebiet.

Der Gehölzbestand ist im zentralen Teil der Insel (Untersuchungsgebiet Vitte und Heiderose) dichter und artenreicher, die vorkommenden Bäume sind älter als am Neugellen. Der Verbiss der Gehölze durch Rehe ist im Süden der Insel intensiver und lässt die maximal acht Jahre alten Jungwüchse kaum hochkommen.

In den letzten 60 Jahren hat der Anteil offener Gesellschaften von Pionierstandorten in den untersuchten Dünen Hiddensees markant abgenommen. Besonders am Gellen haben in den letzten 10 Jahren die Seggenrasen auf Kosten vor allem der Silbergrasfluren zugenommen. Ursachen dafür liegen wahrscheinlich in der Festlegung von Sanden und Dünen durch verstärkte Küstenschutzmaßnahmen im 20. Jahrhundert und der Reduzierung der Beweidung sowohl durch Nutzvieh als auch wahrscheinlich durch Wildtiere (vor allem Kaninchen). In den letzten Jahrhunderten haben sich die Heideflächen am Neugellen durch die starken küstendynamischen Prozesse sowie lange Beweidungstradition als Offenstandort erhalten.

Der derzeit relativ starke Beweidungsdruck durch Rehe wird eine zunehmende Bewaldung der Flächen jedoch nicht aufhalten. Die Tendenz einer Vergrasung der Dünen mit *Carex arenaria* ist im zentralen Teil Hiddensees nicht so stark ausgeprägt.

Zunehmende luftgenährte Eutrophierung und Versauerung beschleunigen zudem die Entwicklung von hoher und dichter Vegetation in Dünentälern und verursachen damit eine Arealverkleinerung offener Gesellschaften der Dünentäler. Bei fehlender Dynamik der Dünenlandschaften oder auch Grundwasserspiegelabsenkungen werden vor allem die Pioniergesellschaften der sehr feuchten Dünentäler zunehmend verschwinden.

Um eine artenreiche und große Vielfalt an unterschiedlichen Standorten in den Dünenlandschaften des untersuchten NSG Dünenheide zu erhalten, wird es notwendig sein, gut geplante und übergreifende Managementmaßnahmen eines initiierenden oder temporär prozessorientierten Naturschutzes zu ergreifen.

## 7 Literatur

- Bakker, Th. W. M. (1990) The geomorphology of coastal dunes. Bakker, Th. W. M., Jungerius, P. D., and Klijn, J. A. Dunes of the European coasts: geomorphology - hydrology - soils. 109-119. Cremlingen-Destedt, CATENA-Verl. Catena. Supplement.
- Barthel, A. (2002) Aufbau und Entwicklung der holozänen Sedimente der Insel Hiddensee und deren Modellierung mit geostatistischen Methoden. 1-129. Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald. Dissertation
- Berendse, F. & Elberse, W. Th. (1990) Competition and nutrient availability in heathland and grassland ecosystems. Perspectives on plant competition (ed. by J. B. Grace and D. Tilman), pp. 93-116. Academic Press Limited, London.
- Berendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999) Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. 75/99. Berlin, Umweltbundesamt - Texte.
- Berg, C., Abdank, A., Mecklenburg, V. & Landesamt für Umwelt, N. u. G. (2001) Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow.
- Blase, K. (1994) Hiddensee A - Z. Demmler Verlag, Schwerin.
- Bochnig, G. (1959) Vegetationskundliche Studien im Naturschutzgebiet Insel Vilm bei Rügen. *Arch. Nat. Mecklenburg*, **5**, 139-183.
- Bokdam, J. (2001) Effects of browsing and grazing on cyclic succession in nutrient-limited ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, **12**, 875-886.
- Boorman, L. A., Londo, G. & Van der Maarel, E. (1997) Communities of dune slacks and wet plains. Dry coastal ecosystems. General aspects (ed. by E. Van der Maarel), pp. 275-292. Elsevier, Amsterdam u.a.
- Braun-Blanquet, J. (1964) Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer, Wien u.a.
- Britton, A. J., Pakeman, R. J., Carey, P. D. & Marrs, R. H. (2001) Impacts of climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heath. *Journal of Vegetation Science*, **12**, 797-806.
- Büker, A., Scheibe, K. M., Streich, W. J., Eichhorn, K. & Scheibe, A. (1999) Reaktion von freilebenden Rehen (*Capreolus capreolus*) auf anthropogene Aktivitäten in Abhängigkeit von der Landschaftsstruktur. *Natur- und Kulturlandschaft*, **Band 3**, 298-309.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften (Hrsg.) (1982) Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Aufl., Hannover

- Cornelius,R. & Hofman,R.R. (1999) Huftiergemeinschaften und Vegetation - Entstehung, Zerstörung und schrittweise Rekonstruktion eines natürlichen Gefüges. *Natur- und Kulturlandschaft*, **Band 3**, 382-389.
- Deutsches Institut für Normung e.V. (1993) Wasserbeschaffenheit. Bestimmung elektrischer Leitfähigkeit (Deutsche Norm ISO 7888: 1985) Deutsche Fassung EN 27888 : 1993 (= Ersatz für DIN 38 404 T8/09.85). Beuth, Berlin.
- Dierschke,H. (1994) Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden ; 55 Tabellen. Ulmer, Stuttgart.
- Dierssen,K. (1990) Einführung in die Pflanzensoziologie. Akad.-Verl, Berlin.
- Dierssen,K. (1993) Binnenländische und küstengebundene Heiden im Vergleich. *Ber.d.Reinh.-Tüxen-Ges.*, **5**, 183-197.
- Dijkema,K.S., Wadden Sea Working Group & Section Flora and Vegetation of the Islands . (1983) Flora and vegetation of the Wadden Sea islands and coastal areas. Final report of the section 'Flora and vegetation of the islands' of the Wadden Sea Working Group. Dijkema, K. S. and Wolff, W. J. 1-413. Leiden, NL, Stichting Veth tot Steun aan Wassenonderzoek.
- Doing,H. (1975) Beobachtungen und historische Tatsachen über die Sukzession in Dünen-Ökosystemen in den Niederlanden. Schmidt, W. Sukzessionsforschung. 107-122. Vaduz. Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1973.
- Doody,P. (1985) Sand dunes and their management. Nature Conservancy Council, Peterborough.
- Eiberle,K. & Nigg,H. (1984) Zur Ermittlung und Beurteilung der Verbißbelastung. *Forstw.Cbl.*, **103**, 111-124.
- Ellenberg,H. (1996) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- Etherington,J.R. (1967) Studies of nutrient cycling and productivity in oligotrophic ecosystems I. Soil potassium and wind-blown sea-spray in an South-Wales dune grassland. *Journal of Ecology*, **55**, 743-752.
- Ewe,H. (1983) Hiddensee. Hinstorff, Rostock.
- Faust,M. (2001) Das Capri von Pommern. Geschichte der Insel Hiddensee von den Anfängen bis 1990. Koch, Rostock.
- Fiedler,H.J. & Reissig,H. (1964) Lehrbuch der Bodenkunde. Mit 130 Tabellen und 15 Übersichten im Text. G. Fischer, Jena.
- Finnern,H. & Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (1994) Bodenkundliche Kartieranleitung. Mit 91 Tabellen. Schweizerbart, Stuttgart.
- Frahm,J.P. & Frey,W. (1992) Moosflora. Ulmer, Stuttgart.

- Fröde, E.T. (1957) Die Pflanzengesellschaften der Insel Hiddensee. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald*, **Jahrgang VII**, 294-305.
- Fukarek, F. (1961) Die Vegetation des Darß und ihre Geschichte. Fischer, Jena.
- Gimingham, C.H. (1964) Maritime and sub-maritime communities. The vegetation of Scotland (ed. by J.H. Burnett), pp. 67-112.
- Gimingham, C.H. (1972) Ecology of heathlands. Chapman and Hall, London.
- Gimingham, C.H. (1979) European Heathlands. Heathlands and related shrublands. Descriptive studies pp. 365-412. Elsevier, Amsterdam u.a.
- Gisi, U. (1997) Bodenökologie. 51 Tabellen. Thieme, Stuttgart u.a.
- Gos, L. (1991) Bryophytes of the active deflation hollows on the Leba Bar. *Fragm. Flor. Geobot.*, **36**, 153-163.
- Gustavs, B. (1999) Hiddensee 1695 - Schwedische Landesaufnahme 1692-1709.
- Hagge, H. (1996) Ostsee-Nationalparks. Fischland, Darß, Zingst, Hiddensee, Rügen. Ellert & Richter, Hamburg.
- Hendl, M. & Liedtke, H. (1997) Lehrbuch der Allgemeinen Physischen Geographie. Perthes, Gotha.
- Heykena, A. (1965) Vegetationstypen der Küstendünen an der südlichen und östlichen Nordsee. *Mitt. Arbeitsgem. Flor. Schleswig-Holstein u. Hamburg* [13], 1-135. Kiel.
- Hoffmann, G. (2001) Die Untersuchungen von Böden (Methodenbuch). VDLUFA, Darmstadt.
- Hueck, K. (1930) Die Pflanzenwelt der deutschen Heimat und der angrenzenden Gebiete. Hugo Bermühler Verlag, Berlin-Lichtenfelde.
- Hueck, K. (1932) Erläuterung zur vegetationskundlichen Karte der Lebanehrung (Ostpommern). (Meßtischblatt Lebasee 171 z. T.). Neudamm, Neumann. Beiträge zur Naturdenkmalpflege.
- Ikemeyer, M. (1986) Die Dünenvegetation der Insel Wangerooge. 1-58. Hamburg, Inst. für Geographie u. Wirtschaftsgeographie, Univ. Hamburger Vegetationsgeographische Mitteilungen.
- Isermann, M. (1996) Vegetationszonierung auf dem Darß und auf dem Gellen an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. *Abh. Naturw. Verein Bremen*, **43**, 551-556.
- Isermann, M. (1997) Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen in Küstendünen Vorpommerns. 1-323. Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald. Dissertation
- Jeckel, G. (1984) Syntaxonomische Gliederung, Verbreitung und Lebensbedingungen nordwestdeutscher Sandtrockenrasen (Sedo-Scleranthetea). *Phytocoenologica*, **12**, 9-153.

- Jeschke,L. (1968) Die Vegetation der Insel Ruden. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg*, **6**, 111-138.
- Jeschke,L. (1997) Pflege einer Küstenheide durch Wildschafe. *Schr.- R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.*, **H. 54**, 177-188.
- Jongman,R.H.G. (2002) Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge Univ. Press, Cambridge u.a.
- Jungerius,P.D. (1990) The characteristics of dune soils. [18], 155-162. Cremlingen-Destedt, CATENA-Verl. Catena. Supplement.
- Jungerius,P.D. & van der Meulen,F. (1988) Erosion processes in an dune landscape along the Dutch coast. *Catena*, **15**, 217-228.
- Klafs,G., Jeschke,L. & Schmidt,H. (1974) Das Naturschutzgebiet Dünenheide auf Hiddensee.Rostock.
- Klapp,E. & Opitz von Boberfeld,W. (1990) Taschenbuch der Gräser. Erkennung und Bestimmung, Standort und Vergesellschaftung, Bewertung und Verwendung. Parey, Berlin u.a.
- Kliewe,H. (1951) Die Klimaregionen Mecklenburgs - eine geographische Untersuchung ihrer Ursächlichkeit nach Mittelwert- und witterungsklimatischer Methode. 1-184. Greifswald. Dissertation
- Klötzli,F. (1965) Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und Grünland-Gesellschaften des nördlichen Schweizer Mittellandes. [H. 38], 1-186. Bern, Huber. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich.
- Köhler,W., Schachtel,G.A. & Voleske,P. (1996) Biostatistik. Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler. Springer, Berlin ;Heidelberg ;New York ;Barcelona ;Budapest ;Hongkong ;London ;Mailand ;Paris ;Santa Clara ;Singapur ;Tokio.
- Kumler,L. (1997) Critical environmental factors in dry coastal ecosystems. Dry coastal ecosystems. General aspects (ed. by E.Van der Maarel), pp. 387-405. Elsevier, Amsterdam u.a.
- Kurt,F. (2002) Das Reh in der Kulturlandschaft. Ökologie, Sozialverhalten, Jagd und Hege. Kosmos, Stuttgart.
- Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete & Biosphärenreservatsverwaltungen . (2002) Biosphärenreservate in Mecklenburg-Vorpommern. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern. 1-15. Friedland, Mecklenburg, Druckerei Steffen GmbH.
- Leach,S. & Kinnear,P. (1985) Shrub and woodland management: Tensmuir NNR, Fife. Sand dunes and their management (ed. by P.Doody), pp. 239-242. Nature Conservancy Council, Peterborough.
- Leser,H. (1977) Feld- und Labormethoden der Geomorphologie. de Gruyter, Berlin u.a.

- Leuschner,C. (1993) Bodenwasserverfügbarkeit in drei Stadien der Heide-Wald-Sukzession. *Scripta Geobot.*, **20**, 39-52.
- Leuschner,C. (1994) Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). *Phytocoenologica*, **27**, 289-324.
- Leuschner,C., Hertel,D., Coners,H. & Büttner,V. (2001) Root Competition between beech and oak: a hypothesis. *Oecologia*, **126**, 276-284.
- Leuschner,C. & Immenroth,J. (1994) Landschaftsveränderungen in der Lüneburger Heide 1770 - 1985. Dokumentation und Bilanzierung auf der Grundlage historischer Karten. *Archiv f.Naturschutz u.Landschaftsforsch.*, **33**, 85-139.
- Libbert,W. (1940) Die Pflanzengesellschaften der Halbinsel Darß. *Feddes Repert.Beih.*, 1-95.
- Litterski,B. (1998) Flechtenflora auf ausgewählten Monitoringflächen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg*, **34**, 78-97.
- Lötschert,W. (1969) Pflanzen an Grenzstandorten. Fischer, Stuttgart.
- Malloch,A. (1985) Plant communities of British sand dunes. Sand dunes and their management (ed. by P.Doody), pp. 57-98. Nature Conservancy Council, Peterborough.
- Malloch,A.J.C. (1997) Salt spray as a factor influencing dry coastal vegetation. Dry coastal ecosystems. General aspects (ed. by E.Van der Maarel), pp. 411-418. Elsevier, Amsterdam u.a.
- Matthäus,W. (1995) Die Ostsee - der Welt größter Fjord. Ringvorlesung "Die Ostsee - unser Lebensraum". Zusammenfassung von Beiträgen ; Sommersemester 1995 (ed. by B.Hentzsch), pp. 10-18. Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Warnemünde.
- McCune,B. & Mefford,M.J. (1999) PC-ORD.Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Möbus,G. (2000) Geologie der Insel Hiddensee (südliche Ostsee) in Vergangenheit und Gegenwart eine Monographie. 1-130. Greifswald, Inst. für Geol. Wissenschaften. Greifswalder geowissenschaftliche Beiträge.
- Mücher,H.J. (1990) Micromorphology of dune sands and soils. [18], 163-171. Cremlingen-Destedt, CATENA-Verl. Catena. Supplement.
- Neuber,E. (1970) Einige Aspekte des Einflusses der Ostsee auf das Klima Mecklenburgs - Wechselwirkungen zwischen Meer und Atmosphäre. 413-424.
- Neuhaus,R. (1990) Stadien und Alter der Primärsukzession von Feuchtheiden in Küstendünen. *Drosera*, **90**, 29-34.
- Norusis,M.J. & SPSS,I. (2002) SPSS 11.0 guide to data analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Oberdorfer,E. (1994) Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Ulmer, Stuttgart.

- Olsson,H. (1974) Studies on South Swedisch sand vegetation. *Acta Phytographica Suecica*, **60**, 1-170.
- Parsons,R.F. (1981) Salt-spray effects in heathlands. Heathlands and related shrublands. Analyt. studies (ed. by R.L.Specht), pp. 225-230. Elsevier, Amsterdam.
- Paul,H. (1953) Morphologie und Vegetation der kurischen Nehrung. II. Entwickllung der Pflanzendecke von der Besiedlung des Flugsandes bis zum Wald. *Nova Acta Neopoldina N.F.*, **16**, 261-378.
- Pfadenhauer,J. (1997) Vegetationsökologie. Ein Skriptum mit 64 Tabellen. IHW-Verl, Eching bei München.
- Piotrowska,H. (1988) The dynamics of the dune vegetation of the Polish Baltic coast. *Vegetatio*, **77**, 169-175.
- Pott,R. (1992) Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer, Stuttgart.
- Pott,R. (1999) Lüneburger Heide. Wendland und Nationalpark Mittleres Elbtal [mit 16 Exkursionen]. Ulmer, Stuttgart.
- Reinhard,H. (1951) Karten zur Klimabewertung bei der Bodenschätzung in Mecklenburg. *Angewandte Metereologie*, **1**, 2 ff.
- Reinhard,H. (1962) Klimatologie. Atlas der Bezirke Rostock, Schwerin und Neubrandenburg Bd. 1 VEB Topographischer Dienst, Schwerin.
- Rennwald,E., Deutschland & Bundesamt,f.N. (2000) Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Datenservice auf CD-ROM ; Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Fachsymposiums in Bonn vom 30.06. - 02.07.2000. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Rode,M.W. (1996) Nährstoffverfügbarkeit als steuernder Faktor nartürlicher Waldentwicklung: Ernährungszustand konkurrierender Baumarten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, **Band 25**, 133-144.
- Rode,M.W. (1998) Sukzession in Heidegebieten - Grenzen und Definitionen eines prozeßorientierten Naturschutzes in einer Kulturlandschaft. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, **30**, 285-290.
- Rode,M.W. (1999) The interaction between organic layer and forest growth and forest development on former heathland. *Forest Ecology and Management*, **114**, 117-127.
- Rowell,D.L. & Börsch-Supan,M. (1997) Bodenkunde. Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen ; mit 103 Tabellen. Springer, Berlin u.a.
- Schaminée,J.H.J., Stortelder,A.H.F. & Westhoff,V. (1996) De vegetatie van Nederland. Opulus Press, Uppsala, Leiden.
- Scheffer,F., Schachtschabel,P. & Scheffer,S. (1998) Lehrbuch der Bodenkunde. 100 Tabellen. Enke, Stuttgart.

- Schlichting,E., Blume,H.-P. & Stahr,K. (1995) Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologische Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- Schubert,R. (1996) Vegetationsdynamik in Naturschutzgebieten Hiddensees I. NSG Dünenheide. *Arch.für Nat.- Lands.-*, **34**, 269-303.
- Schubert,R. (1998) Vegetationsdynamik in Naturschutzgebieten Hiddensees II. NSG Gellen und Gänsewerder, NSG Alter und Neuer Bessin. *Arch.für Nat.- Lands.-*, **37**, 95-117.
- Schubert,R., Hilbig,W. & Klotz,S. (1995) Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. G. Fischer, Jena u.a.
- Schubert,R., Hilbig,W. & Klotz,S. (2001) Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Spektrum, Akad. Verl, Heidelberg u.a.
- Simon,O. & Goebel,W. (1999) Zum Einfluss des Wildschweines (*Sus scrofa*) auf die Vegetation und Bodenfauna einer Heidelandschaft. *Natur- und Kulturlandschaft*, **Band 3**, 172-177.
- Sloet van Oldruitenborgh,C.J.M. (1969) On the contribution of air-borne salt to the gradient character of the Voorne dune area. *Acta Botanica Neerlandica*, **18**, 315-324.
- Smit,R. & Olf,H. (1998) Woody species colonisation in relation to habitat productivity. *Plant Ecology*, **139**, 203-209.
- Specht,R.L. (1979) Heathlands and related shrublands. Descriptive studies. Elsevier, Amsterdam u.a.
- Steffen,H. (1931) Vegetationskunde von Ostpreußen.Jena.
- Stuyfzand,P.J. (1990) Hydrochemical facies analysis of coastal dunes and adjacent low lands: The Netherlands as an example. Bakker, Theo W. M., JUNGERIUS, P. D., and Klijn, J. A. Dunes of the European coasts. Geomorphology - hydrology - soils. Catena.Supplement 18, 121-132. Cremlingen-Destedt, CATENA-Verl.
- Succow,M. & Joosten,H. (2001) Landschaftsökologische Moorkunde. Mit 136 Tabellen. Schweizerbart, Stuttgart.
- Sykes,M.T. & Wilson,J.B. (1999) Is zonation on coastal sand dunes primarily determined by sand burial or salt spray? A test on New Zealand dunes. *Ecology Letters*, **2**, 236.
- Tobolski,K. (1980) The fossil soils of the Leba Bar and their paleogeographical interpretation. *Quaestiones geographicae*, **6**, 83-97.
- van der Maarel,E., Boot,R., van Dorp,D. & RIJNTJES,J. (1985) Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. *Vegetatio*, **58**, 137-187.
- van der Maarel,E. & Westhoff,V. (1964) The vegetation of the dunes near Oostvoorne (the Netherlands). With a vegetation map. 1-61. Amsterdam, North-Holland Pub. Co. Wentia.

- Van der Maarel, E. (1997) Dry coastal ecosystems. General aspects. Elsevier, Amsterdam u.a.
- van der Meulen, F., Kooijman, A.M., Veer, M.A.C. & van Boxel, J.H. (1996) Effectgerichte Maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen (Eindrapport FASE 1 1991-1995). Fysisch Geografisch en Bodemkundig Laboratorium, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- van Dorp, D., Boot, R. & van der Maarel, E. (1985) Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands, since 1934, interpreted from air photographs and vegetation maps. *Vegetatio*, **58**, 123-136.
- Vera, F.W.M. (1999) Ohne Pferd und Rind wird die Eiche nicht überleben. *Natur- und Kulturlandschaft*, **Band 3**, 404-425.
- Völkl, W. (1999) Schalenwild und Sukzession: Welche Rolle können einheimische Wildtiere beim Erhalt der Kulturlandschaft spielen? *Natur- und Kulturlandschaft*, **Band 3**, 310-317.
- Walter, H. & Breckle, S.W. (1999) Vegetation und Klimazonen. Grundriß der globalen Ökologie. Ulmer, Stuttgart.
- Wangerin, W. (1921a) Beobachtungen über die Entwicklung der Vegetation in Dünentälern I. *Ber.Dtsch.Bot.Ges.*, **39**, 365-370.
- Wangerin, W. (1921b) Beobachtungen über die Entwicklung der Vegetation in Dünentälern II. *Ber.Dtsch.Bot.Ges.*, **39**, 371-377.
- Westhoff, V., Van Leeuwen, C.G. & Adriani, M.J. (1962) Enkele aspecten van vegetatie en bodem der duinen von Goeree, in het bijzonder de contactgordels tussen zout en zoet milieu. 46-92. Middekharnis, NL. Jaarboek 1961 wetenschappelijk genootschap voor goeree en overflakkee.
- Westhoff, V. & Oosten, M.F. (1991) De plantengroei van de waddeneilanden. Stichting Uitg. KNNV, Utrecht.
- Willers, T. (1986) Die Vegetation der finnischen Küstendünen. *Sonderdruck aus Norden*, **6**, 41-88.
- Wirth, V. (1995) Flechtenflora. Bestimmung und ökologische Kennzeichnung der Flechten Südwestdeutschlands und angrenzender Gebiete. Ulmer, Stuttgart.
- Zahn, U. (1992) Dierke Weltatlas. Westermann, Braunschweig.
- Zar, J.H. (1999) Biostatistical analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Zoladeski, Ch.A. (1991) Vegetation zonation in dune slacks on the Leba Bar, Polish Baltic Coast. *Journal of Vegetation Science*, **2**, 255-258.

## Anhang

Auf der beiliegenden CD sind enthalten

1. Weitere Ergebnisse statistischer Tests wie in der Arbeit vermerkt
2. Ausführliche Vegetationstabelle
3. GIS-Projekt der angefertigten Vegetationskarten
4. Fotos der Untersuchungsgebiete

Zum Ende noch eine kurzes Zitat:

‘Ecology can be characterised as collection of independent paradigms with limited communication between their adherents. Lack of communication of the supporters of different paradigms combined with two additional common human characteristics, reluctance to test one’s own scientific beliefs and an unwillingness to criticise others, contributes to the lack of progress in ecology.’

*Austin (1999) Oikos 86:170-178*